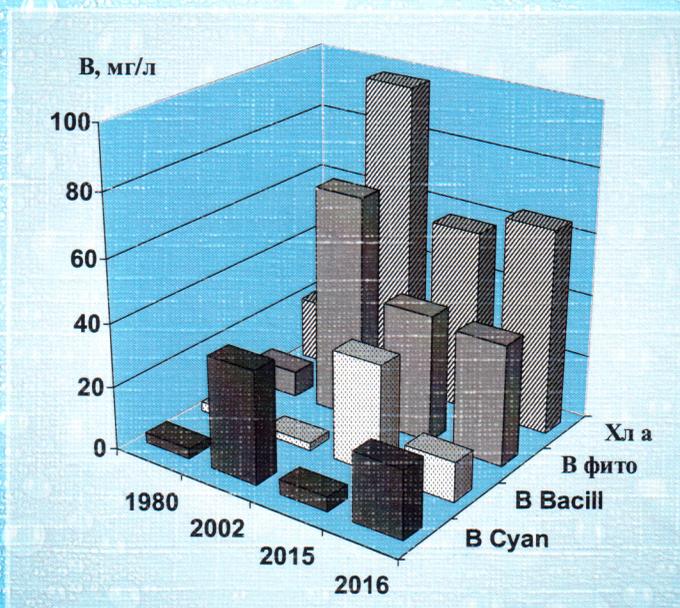


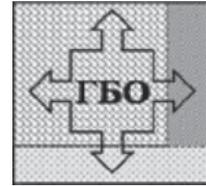
Федеральное агентство научных организаций
Российская академия наук
Институт озероведения РАН
Российский государственный педагогический
университет им. А.И. Герцена

Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем III

Bioindication in Monitoring of Freshwater Ecosystems III



Санкт-Петербург
2017



**Федеральное агентство научных организаций
Российская академия наук
Институт озероведения РАН
Российский государственный педагогический
университет им. А.И. Герцена
Гидробиологическое общество РАН**

**Биоиндикация в мониторинге
пресноводных экосистем III**
Материалы Международной конференции,
Санкт-Петербург, 23-27 октября 2017 г.

**Bioindication in Monitoring
of Freshwater Ecosystems III**
Proceedings of IIInd International Conference,
23-27 October 2017, St.-Petersburg, Russia

**Санкт-Петербург
2017**

УДК 504.064.36

Ответственные редакторы:

Академик РАН В.А. Румянцев, д.б.н. И.С. Трифонова

Редакционная коллегия:

к.б.н. В.П. Беляков, к.б.н. О.А. Павлова, к.б.н. А.Г. Русанов,
к.б.н. Е.В. Станиславская, А.Л. Афанасьева

Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем III: Материалы Международной конференции / Под ред. В.А. Румянцева, И.С. Трифоновой. – СПб.: Свое издательство, 2017. – 400 с.

Издание содержит доклады, представленные на III Международной конференции «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем» (Санкт-Петербург, 23-27 октября 2017 г.) по широкому спектру современных проблем биологической индикации. Рассматриваются биологические методы оценки состояния пресных вод. Книга рассчитана на специалистов, связанных с изучением водных экосистем, экологов, гидробиологов, ихтиологов, преподавателей, аспирантов и студентов экологических направлений.

Bioindication in monitoring of freshwater ecosystems III : Proceedings of IIInd International Conference / Eds. V.A. Rumyantsev, I.S. Trifonova. – St. Petersburg: One's Own Publishing House LTD, 2017. – 400 pp.

The edition contains proceedings of the III International Conference «Bioindicators in monitoring of freshwater ecosystems» (St. Petersburg, 23-27 October 2017) on a wide spectrum of modern problems of bioindication. Biological methods of estimation of freshwater-bodies state are considered. The book is offered to specialists in study of water ecosystems, ecologists, hydrobi-ologists, ichthyologists and also teachers, post-graduates and students of educational Institutions of ecological profile.

*Конференция посвящается 70-летию создания Института озераедения РАН
и Году экологии 2017 в России*

Издание осуществлено при финансовой поддержке РФФИ (грант № 17-04-20563)

ISBN 978-5-4386-1403-6

© ИНОЗ РАН, 2017

© Свое издательство, 2017

ПРЕДИСЛОВИЕ

III Международная конференция «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем» организована Институтом озераедения РАН в г. Санкт-Петербурге с 23 по 27 октября 2017 г. Две предыдущие конференции, проведенные в 2006 и 2011 гг., подтвердили, актуальность проблемы биоиндикации состояния водной среды в современных условиях. К работе конференций проявили интерес и приняли участие ученые и специалисты из 12 стран и 18 городов и научных центров России, представлявших институты Академии наук, университеты, рыбохозяйственные, природоохранные и другие учреждения. Были рассмотрены разнообразные аспекты биоиндикации состояния рек, озер, водохранилищ: биоиндикация в мониторинге эвтрофирования, закисления, нефтяного и других видов загрязнения; биоиндикация и биотестирование в ранней диагностике антропогенных изменений; системы индикаторных организмов и комплексные системы с использованием математических методов; изменения структуры и разнообразия сообществ и их функциональных показателей как биоиндикаторы; химический состав организмов как показатель состояния среды; морфологические, биохимические и генетические биомаркеры, инвазии чужеродных видов. Многочисленные мониторинговые исследования состояния пресноводных экосистем выявили значительные нарушения, происходящие под влиянием антропогенного воздействия, особенно в промышленно развитых регионах. Большинство участников конференции подчеркивалась необходимость комплексного подхода к оценке состояния водных экосистем и качества их вод, при котором биологические оценки (биоиндикация и биотестирование) являются главными. На последней конференции было выражено пожелание провести следующую в 2016 г. Проведение конференции в 2017 г., который объявлен Годом экологии, делает ее еще более актуальной. За прошедшие годы во многих странах в связи с принятием Рамочной Директивы ЕС, также как и в России мониторинг состояния экосистем по биологическим показателям стал приоритетным. Произошел переход, главным образом, с химического контроля состояния на биологический, так как основной стратегической задачей в современных условиях является сохранение биоразнообразия водоемов, которое тесно связано с качеством вод. Значение биоиндикации в контроле качества водной среды определяется тем, что она выявляет последствия уже состоявшегося ранее загрязнения водного объекта, результаты которого невозможно предсказать на основе гидрохимических определений. Набор используемых показателей должен представлять все основные трофические звенья водных экосистем и выявлять тенденции их изменения, отражая такие антропогенные воздействия, как эвтрофирование, загрязнение органическими и токсическими веществами, ацидификация. Для интегральной оценки состояния экосистем по биотическим показателям важно применение методов многофакторного анализа, позволяющих выделить статистически достоверные и наиболее значимые зависимости по отношению к процессам эвтрофирования и загрязнения. Необходимым условием для выявления нарушений биотических процессов в водоеме под влиянием антропогенных факторов является знание диапазона естественной изменчивости биоценозов и отдельных популяций. В связи с этим очевидна важность многолетних натуральных наблюдений для оценки изменения «нормы» на фоне межгодовых колебаний. За прошедшие десятилетия возникли новые экологические проблемы регионов, требующие постоянного мониторинга. Например, массовое сведение лесов, нарушающее гидрологический режим, интенсивное заиливание в результате эрозии почв, возникновением технических водоемов и техноэкосистем и др. Важным фактором является изменение климата, оказывающее все более значительное влияние на водные организмы и структуру водных экосистем. Все эти проблемы и аспекты в той или иной степени отражены в статьях настоящего сборника. Хочется надеяться, что конференция и сборник трудов, в котором представлены доклады по всем ее основным направлениям, будут способствовать дальнейшему развитию биоиндикационных исследований.

Д.б.н., проф. И.С. Трифонова

РЫБА КАК БИОИНДИКАТОР ЭКОСИСТЕМЫ ЧУДСКОГО ОЗЕРА

К.В. Авво

*Российский государственный педагогический университет ГПУ им. А.И. Герцена,
г. Санкт-Петербург, Konstantin.Avvo@gmail.com*

Состояние экосистема Чудского озера в настоящее время вызывает серьёзную озабоченность в её стабильности и дальнейшей жизнеспособности. Важно иметь по возможности полное представление о её состоянии. В статье рассматривается один из методов наблюдения за процессами в озере, анализируя качество жизни ихтиофауны. Показана возможность использования в качестве биоиндикаторов различных видов рыб, обитающих в Чудском озере. Акцент делается на длительный мониторинг жизненных циклов различных рыбных популяций. Подчёркивается необходимость совместной работы в стабилизации озёрной экосистемы и использовании её природных ресурсов граничащими по озеру государствами. Предложена классификация общего состояния озера по параметрам состояния ихтиофауны и биотопов, разработанная лимнологическим отделением Института сельского хозяйства и окружающей среды (EMÜ, Эстония).

Ключевые слова: Чудское озеро, экосистема, биоиндикация, ихтиофауна, биотоп, сотрудничество.

Считается, что одним из важнейших показателей состояния водной системы является качество жизни её обитателей. Одним из необходимых элементов оценки качества экосистемы являются рыбы. Рыбы находятся на вершине цепочки системы питания и их условия жизни, их продуктивность зависит от состояния всей структуры цепи питания и её функционирования. Изменение в жизни трофической системы (фито-, зоопланктон, зообентос, водные растения) влияют на структуру рыбных сообществ и наоборот. В связи с довольно продолжительным жизненным циклом рыб они могут быть буфером экологической ситуации водоёма и реагировать на изменения с запозданием [3]. Подобное считается недостатком использования гидробионтов в качестве биоиндикатора, хотя это не всегда справедливо.

Рассмотрим возможности оценки экологического состояния Чудского озера по состоянию ихтиофауны. В директиве Евросоюза по использованию водных ресурсов (VRD) в приложении 5 говорится, что для классификации одним из важнейших элементов является рыбы, а конкретно их видовое разнообразие, численность, возрастной и размерный состав. К этому можно добавить и процентное соотношение хищных и нехищных рыб, а также малоисследованный показатель состояния экосистемы по половому соотношению в популяции.

Чудское озеро всегда было богатейшим озером по своим рыбным запасам, однако к концу 20-го века озеро было доведено до состояния нестабильной экосистемы, и эта нестабильность продолжается и в настоящее время. Экосистема Чудского озера находится в стрессовом состоянии [1].

Действительную картину рыбных запасов можно определить по тому, сколько особей каждого вида всех возрастных классов проживает в единице объёма данного озера в настоящее время [4].

Для крупных озёр, которым является Псковско-Чудской водоём, это сделать достаточно сложно, поскольку для анализа необходима как минимум следующая информация:

1. Количество рыбы – биомасса или количество особей на единицу объёма или площади водной среды;
2. Видовой состав – часть каждого вида в заданном пространстве или экотопе;
3. Возрастной и размерный состав – состав каждого вида по возрасту и размерам в данном экотопе;
4. Территориальное деление вышеперечисленных показателей по экотопам;
5. Временная динамика вышеперечисленных показателей ихтиофауны;
6. Оценка точности и достоверности полученной информации.

Для обнаружения изменений в составе ихтиофауны необходим длительный её мониторинг, в котором ошибочно было бы фокусировать своё внимание на каком-то отдельном виде [3].

Для большого озера мониторинг проводить намного сложнее, чем для маленьких озёр. Вопрос заключается в финансовой поддержке и объёме исследовательских работ, который осложняется разделением Чудского озера между двумя государствами; Российской Федерацией и Эстонской республикой. Поэтому для поддержания экосистемы Чудского озера в стабильном состоянии необходимо тесное сотрудничество между государствами.

Чудское озеро действительно находится в нестабильном состоянии, о чём свидетельствуют существенные изменения в составе ихтиофауны. На состав рыбных запасов воздействуют следующие факторы:

- изменения в экосистеме (ухудшение качества воды, «цветение воды», загрязнение нерестилищ, смещение в цепях питания),
- природные процессы (изменения климата, уровня воды, ледовая обстановка),
- чрезмерный вылов [1, 2].

Изменение состава ихтиофауны за последнее двадцатилетие достаточно наглядно показывает перспективное использование рыбы в качестве биоиндикатора Чудского озера.

За последние четверть века произошли существенные изменения в видовом составе рыбных запасов. Если проанализировать общую биомассу выловленной рыбы за последние годы и сравнить с историческими выловами, то может показаться, что изменения не такие уж существенные. Однако анализируя видовой состав ихтиофауны, приходим к выводу, что происходит замещение планктоноядных (чудской снет, ряпушка), омнифоров (чудской сиг), для которых требуется чистая, прохладная вода, на хищную рыбу звтрофных вод – судака. В начале девяностых годов резко возросла численность популяции судака, и с некоторым запаздыванием уменьшилось до критических размеров количество ряпушки европейской, а затем и Чудского снетка. Возможно, основной причиной являлся антропогенный фактор, однако практически полное исчезновение из биотопов прибрежной зоны непромысловых видов, достаточно остро реагирующих на качество воды и чистоту нерестилищ (пескарь, бычок подкаменщик) говорят об ухудшении экологической ситуации озера. И наоборот, более комфортно себя чувствуют стресс-толерантные виды рыб (линь, карась, карп), которые стали появляться в уловах рыбаков на достаточном удалении (несколько км.) от берега.

Для оценки экологического состояния Чудского озера возможно использование аналогичной классификации состояния ихтиофауны, предложенной учёными кафедры лимнологии ЕМУ [5]. Состояние рыбного состава оценивается пятью классами: от «очень хорошего» до «очень плохого».

«Очень хорошее» – на всём Чудском озере представлены все 37 видов рыбы. Индикатором может служить видовой состав в различных районах озера за шестилетний период наблюдения. Представлены все возрастные классы, особенно это касается хищных рыб.

В контрольных выловах возраст судака должен быть представлен до 10-11 лет и длиной до 70 см, щуки – 10-12 лет и 100 см соответственно. Видовое разнообразие позволяет получать уловы 30-40 кг/га. В ихтиофауне доминирует Чудской снет.

«Хорошее» – видовой состав сохраняется, хотя доля видового разнообразия холодолюбивых рыб немного снизилась. Охраняемые виды существуют. Основной базой питания для судака остаётся популяция снета. Мальки судака переходят на хищнический образ питания уже в первое лето после рождения. Крупных хищных рыб (судака, щуки, налима) достаточно для поддержания трофических связей. Популяции т.н. сорной рыбы (ерша, плотвы, густеры) под контролем. Доступ к нерестилищам свободный. Как минимум 75% нерестилищ в хорошем состоянии.

«Удовлетворительное» – все виды рыб представлены. Количество охраняемых видов рыб в приловах уменьшилось по сравнению с 2004 годом. Запасы индикаторных видов (ряпушка, снет) значительно уменьшились (уловы – 10-20 % от максимального 3271 тонны).

В уловах доминирование судака (более 1/3 от общего вылова). Уменьшение количества хищных рыб. В популяции судака преобладают молодые особи. В первый год жизни мальки судака не в состоянии полностью перейти к хищничеству, нагрузка на зоопланктон возрастает. Эпизодически возникают проявления гибели рыбы. Доступ к нерестилищам затруднён в связи с зарастанием протоков.

«*Плохое*» – большинство видового состава (приблизительно 90 %) представлено. Общей вылов рыбы значительно уменьшился (более чем в 2 раза по сравнению с 1930-ми годами). Уловы индикаторных видов минимальные (менее 10 % от максимума). Биомасса карповых (плотва, густера) и всеядного ерша возросла. Охраняемые виды находятся на стадии и практически отсутствуют в контрольных выловах. Рыбы в соотношении с возрастом уменьшились в размерах. Часты проявления заболеваний рыб и аномалии их развития. В ихтиофауне появляются новые виды, не свойственные видовому составу Чудского озера (например – ротан). Состояние нерестилищ плохое. Доступ к ним затруднён. Периодическое проявление гибели рыбы.

«*Очень плохое*» – видовой состав обеднён (остаётся около 80 %). Из видового состава исчезают наиболее чувствительные к внешним факторам виды, возможно индикаторные (ряпушка) и находящиеся под охраной. Чужие виды встречаются чаще (по оценке десятка сообществ). Возобновление рыбных запасов затруднено, нерестовое стадо в большинстве состоит из небольших молодых особей с низкой продуктивностью. Вспышки болезней, паразитоз, аномалии роста проявляются ежегодно. Как минимум половина нерестилищ не используется для нереста (заиление, зарастание). Часты проявления гибели рыб (практически каждые два года). Таким образом, по состоянию ихтиофауны вполне можно судить о состоянии экосистемы Чудского озера в целом.

1. Kangur K., Kangur K., Kangur A. Effects of natural and man induced stressors on large European lake: case study of Lake Peipsi (Estonia/Russia) // Kovar P., Maca P., Redinova J. (eds). Water Policy 2009 : Water as a vulnerable and exhaustible resource. – Prague. Czech Republic, 2009. – P. 101-105.

2. Kangur K., Park Y.S., Kangur A., Kangur P., Lek S. Patterning long-term changes of fish community in large shallow Lake Peipsi // Ecological Modelling. – 2007. – Vol. 203. – P. 34–44.

3. Sarvala J., Ventelä A.-M., Helminen H., Hirvonen A., Saarikari V., Salonen S., Sydänoja A., Vuorio K., Restoration of the eutrophicated Kõyliönjärvi (SW-Finland) through fish removal: Whole-lake vs mesocosm experiences // Boreal Environment Research. – 2000. – Vol. 5. – P. 39–52.

4. Kubečka J., Hohausová E., Matěna J., Peterka J., Amarasinghe U.S., Bonar S.A., Hatele, J., Hickley P., Suuronen, P., Tereschenko, V., Welcomme, R., Winfield, I.J. The true picture of a lake or reservoir fish stock: A review of needs and progress // Fisheries Research 96. – 2009. – Vol.1. – P. 1-5.

5. Kangur A., Kangur P., Kangur K. Kalastiku kui kvaliteedielemendi kasutusvõimalused Peipsi järve ökoloogilise seisundi hindamisel. Aruanne keskkonna-ministeerium. – 2016. – P. 102-105.

FISH AS BIOINDICATOR OF THE ECOSYSTEM OF LAKE PEIPSI

K.V. Avvo

Herzen State Pedagogical University, St. Petersburg, Konstantin.Avvo@gmail.com

The state of the ecosystem of Lake Peipsi currently causes serious concern in its stability and further viability. It is important to have a complete picture of her condition. The article considers one of the methods of monitoring the processes in the lake by analyzing the quality of life of fish communities. The possibility of using various species of fish living in Lake Peipsi as bioindicators. The emphasis is on long-term monitoring of the life cycles of different fish populations. The need to work together to stabilize the lake ecosystem and use its natural resources bordering the lake states is underlined. The classification of the general state of the lake according to the parameters of the state of ichthyofauna and biotopes, developed by the limnological department of the Institute of Agriculture and the Environment, is proposed. (EMÜ, Estonia).

Keyword: Lake Peipsi, ecosystem, bioindication, ichthyofauna., biotope, cooperation.

УДК 574.51

ИНДЕКС КАРЛСОНА КАК ПОКАЗАТЕЛЬ МНОГОЛЕТНИХ ИЗМЕНЕНИЙ ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА НАРОЧАНСКИХ ОЗЕР

Б.В. Адамович, Т.В. Жукова, Ю.К. Верес

Белорусский государственный университет, г. Минск, belaqualab@gmail.com

Выполнен анализ многолетних изменений трофического статуса озер Баторино, Мястро и Нарочь на основании индекса Карлсона (trophy state index, TSI) для периода с 1978 по 2013 гг. Оценена взаимодополняемость и взаимозаменяемость вариантов индекса, их связь с биомассой фитопланктона и рядом гидроэкологических параметров, таких как концентрация общего азота, сестона, органического вещества, биохимическим потреблением кислорода. Рассмотрена возможность расчета индекса по другим показателям, включая биомассу фитопланктона.

Ключевые слова: озера, трофический статус, индекс Карлсона, гидроэкологические показатели.

Индекс Карлсона (trophy state index, TSI) является одним из самых популярных индексов, характеризующих трофическое состояние водных экосистем, и широко используется в мониторинговых исследованиях и водном менеджменте [3, 4]. Расчет индекса проводится по трем показателям: содержанию в воде хлорофилла *a*, общего фосфора и прозрачности по диску Секки. Были предложены формулы расчета индекса по каждому из показателей, т.е. каждый вариант индекса является фактически самостоятельным и может служить численной мерой выражения трофического статуса водного объекта. Карлсоном было отмечено, что главным гидроэкологическим показателем, характеризующим трофический статус, является биомасса фитопланктона [2], косвенной характеристикой которой могут служить предложенные им показатели. Оценка биомассы фитопланктона по косвенным показателям обусловлена методическими сложностями и трудоемкостью ее определения, что делает оправданным использование не прямых методов оценки биомассы при расчете индекса.

В рамках настоящей работы прослежены многолетние изменения трофического статуса Нарочанских озер с использованием различных вариантов расчета индекса, проведен анализ связи непосредственно с биомассой фитопланктона, а также с другими важными гидроэкологическими показателями (биохимическим потреблением кислорода (БПК), содержанием в воде сестона, общих и минеральных форм биогенных элементов и т.п.). Исследования проведены в период с 1978 по 2013 гг. на трех озерах Нарочанской группы – Баторино, Мястро и Нарочь. Озера расположены на северо-западе Беларуси, принадлежат бассейну р. Неман, и представляют собой систему из трех водоемов, имеющих общую водосборную территорию и соединенных между собой протоками. Озера являются полимиктическими, но несколько различаются по морфометрическим и гидрологическим характеристикам. Морфометрические особенности озер (относительно большая площадь и небольшая средняя глубина) способствуют интенсивному динамическому перемешиванию водной массы. Индекс трофического состояния рассчитывали по каждому из предложенных Карлсоном параметров (прозрачность по диску Секки, концентрации хлорофилла *a* и общего фосфора) по формулам [1], описывающим логарифмические кривые изменения индекса [2].

На протяжении рассматриваемого временного отрезка трофические условия в озерах в различные периоды изменялись от высокоэвтрофных (оз. Баторино) до олиготрофных (оз. Нарочь). В целом, рассматриваемые озера представляют собой уникальную систему модельных водоемов в широком диапазоне трофности, что позволяет провести и сопоставить оценку трофического состояния озер на основе различных критериев, оценить их взаимодополняемость и взаимозаменяемость, выделить наиболее адекватные из данных показателей.

С конца 1970-х годов к 2013 г. средние для вегетационного сезона значения TSI верхнего в системе озер – оз. Баторино, опустились с границы высокоэвтрофной зоны (70) к условной границе эвтрофной и мезотрофной зон (50). В оз. Мястро среднесезонный TSI сдвинулся ниже границы эвтрофной и мезотрофной зон в конце 80-х годов. В оз. Нарочь TSI

практически на протяжении всего рассматриваемого периода находился в области мезотрофных значений, в отдельные месяцы последних лет, опускаясь ниже 30, в олиготрофную область. Стандартные отклонения, характеризующее размах колебаний индекса, были незначительными и составили от 4,78 (оз. Нарочь) до 6,79 (оз. Мясстро). Средние за весь период наблюдений TSI составили для оз. Нарочь 38,9, для оз. Мясстро – 49,5 и для оз. Баторино – 58,8.

Биомасса фитопланктона (В) прослеживает сильную связь, как со средним TSI для трех показателей, так и с отдельными вариантами индекса. Выбранные Карлсоном для расчета индекса показатели тесно связаны с биомассой, однако при наличии существенного массива данных по биомассе фитопланктона, вполне закономерным будет их сравнение с классическим вариантом индекса Карлсона и построение модели для варианта индекса, рассчитываемого непосредственно по биомассе фитопланктона. Наиболее логичной является регрессионная логарифмическая модель, т.е. модель, предложенная Карлсоном для классических вариантов индекса. В соответствии с предложенной моделью при увеличении индекса на 10 единиц происходит увеличение биомассы фитопланктона в 5,6 раза [1]. При построении моделей по изменению TSI в соответствии с динамикой остальных изученных гидроэкологических показателей отмечено, также выразительно, как для биомассы фитопланктона, выглядит модель для сестона (S) [1]. Увеличение TSI на каждые 10 единиц сопровождается увеличением концентрации сестона в 3,1 раза. Менее отчетливо прослеживается связь TSI с БПК₅ и содержанием в воде общего углерода (ТС). При этом с увеличением трофности коэффициенты корреляции между этими показателями и TSI возрастают. Если рассматривать корреляционные связи отдельно для каждого озера, то коэффициенты корреляции между TSI и ТС составили для озер Нарочь и Мясстро соответственно 0,19 и 0,14, а для оз. Баторино – 0,54. Наименее отчетливо изменения TSI связаны с изменением общего азота.

Отсутствие выраженной корреляционной связи между индексами трофности и температурой воды, свидетельствует, что важный для водоемов умеренной зоны сезонный фактор влияет на оценку трофности не настолько сильно, чтобы бы внести существенные неточности при определении трофического статуса водоема по TSI.

Содержание хлорофилла (Chl.a) в единице биомассы (Chl.a/B) не коррелирует с индексами трофического состояния. Коэффициенты корреляции между TSI и такими показателями, как средний индивидуальный вес клетки (биомасса/количество клеток), содержание биомассы фитопланктона в сестоне (B/S), содержание хлорофилла *a* в сестоне (Chl.a/S) оказались также невелики и не превысили по абсолютному значению 0,38 что, по нашему мнению, также говорит в пользу возможности использования биомассы фитопланктона, полученной прямым методом, для расчета индекса трофического состояния, который, в свою очередь, хорошо согласуется с классическими вариантами индекса.

1. *Adamovich B.V., Zhukova T.V., Mikheeva T.M., Kovalevskaya R.Z., Luk'yanova E.V.* Long-term variations of the trophic state index in the Narochansk lakes and its relation with the major hydroecological parameters // *Water Resources*. – 2016. – Vol. 43, № 5. – P. 809–817.

2. *Carlson R.E.* A trophic state index for lakes // *Limnol. Oceanogr.* – 1977. – Vol. 11. – P. 361–369.

3. *Kaiblinger C., O. Anneville, R. Tadonleke et al.* Central European water quality indices applied to long-term data from pre-alpine lakes: test and possible improvements // *Hydrobiologia*. – 2009. – Vol. 633. – P. 67–74.

4. *Karydis, M.* Eutrophication assessment of coastal waters based on indicators: a literature review // *Global NEST Journal*. – 2009. – Vol. 11, № 4. – P. 373–390.

УДК 574.58/574.633

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ КОМПЛЕКСНОГО ЛИМНОЛОГИЧЕСКОГО ПОДХОДА ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ДВУХ ОЗЕР ТОКСОВСКОГО РАЙОНА ЛЕНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ

Г.Л. Атаев¹, В.П. Беляков², О.Г. Роговая¹, Н.В. Родионова², Е.В. Станиславская²,
И.Ю. Тихомирова¹

¹ *Российский государственный педагогический университет им. А. И. Герцена,
г. Санкт-Петербург, ataev@herzen.spb.ru; ² Институт озераедения РАН,
г. Санкт-Петербург, victor_beliakov@mail.ru*

Проведены сезонные комплексные исследования экологического состояния озер Сюевярви и Мадалаярви в период с марта по октябрь 2012 г. Изучался гидрохимический и биологический режим водоемов, являющихся истоком реки Авлога, одного из притоков Ладоги. Среди биологических сообществ исследованы фито- и зоопланктон, зообентос и паразитофауна. Определен трофический статус экосистем, сапробность вод, выявлены зоны наибольшего загрязнения. Выявлено влияние природных и антропогенных факторов на биологические сообщества.

Ключевые слова: комплексная оценка состояния экосистемы озера, фитопланктон, зоопланктон, зообентос, паразитофауна, сапробность, трофический статус.

При решении проблемы сохранения крупных озерных экосистем, таких как Ладожское озеро, важно вычленить значимость отдельных частей их водосборов. Исследованные озера являются источником формирования одного из притоков Ладожского озера, поэтому правильная оценка состояния их экосистем имеет существенное практическое значение. Кроме того, комплексный подход для индикации возможных загрязнений дает материал для сравнительного анализа современного состояния малых озер в условиях активно освоенных человеком ландшафтов. Оценка способности водных экосистем сопротивляться антропогенным нагрузкам при действии различных естественных факторов может быть использована для правильного и рационального использования природных ресурсов.

Озера Сюевярви и Мадалаярви расположены на Карельском перешейке в бассейне Ладожского озера, имеют ледниковое происхождение и связаны друг с другом протокой. Нижнее оз. Мадалаярви является истоком р. Авлоги, впадающей в Ладогу. Высота оз. Сюевярви над уровнем моря 87 м, площадь зеркала – 29,6 га. Длина озера – 1,6 км, средняя ширина – 160 м, глубина до 8,5 м. Грунты у берега песчано-илистые, в центре бурые илы. Берега крутые, безлесные, или с редкой растительностью. На берегу находится дер. Хиттолово. Водосбор оз. Мадалаярви кроме деревни и садоводств также занимают распаханнные земли и смешанный лес. Высота озера над уровнем моря 86 м. Протяженность озера 1,5 км, максимальная ширина 160 м, площадь водного зеркала около 26 га, глубины не превышают 1,5–2 м. Узкая полоса прибрежья песчаные грунты, далее бурые илы. В настоящее время озера испытывают антропогенные нагрузки в связи с развитием садоводств и наличием неконтролируемых неочищенных стоков с их территорий.

Цель работы – оценка современного экологического состояния озер с помощью комплексного лимнологического исследования в течение полного годового цикла. Материал для данной работы собран в период с марта по октябрь 2012 г. Методики сбора и обработки материала были общепринятыми [1, 3-5].

Вода озер по химическому составу относится к гидрокарбонатно-кальциевому классу, является слабощелочной, близкой к нейтральной ($pH = 7,4 \div 8,4$), ультрапресной по нижней границе даже пресной. В оз. Сюевярви минерализация — 178-280 мг/л; удельная электропроводность 206-330 мкСм/см, цветность 45-47 °, в оз. Мадалаярви, соответственно, 195-281 мг/л; и 216 - 220 мкСм/см и 33 °. Содержание ионов кальция и магния изменяется в диапазоне 16,0-19,8 мг/л и 4,4-11,6 мг/л соответственно. Поверхностные воды озер можно отнести к очень мягким водам с величиной общей жесткости 1,18-1,58 мг-экв/л. Величина перманганатной окисляемости вод оз. Сюевярви (2,7-11,1 мгО/л) позволяет отнести их к среднезагрязненным, а оз. Мадалаярви эта величина была ниже (0,3-9,4 мгО/л). Концентрации биогенных элементов азота и фосфора изменялись в пределах,

соответствующих мезотрофным и эвтрофным водоемам: общий фосфор от 0,05 до 0,10 мг/л, общий азот от 1,1 до 3,6 мг/л. Максимальные значения отмечены в районе протоки между озерами.

В составе фитопланктона изученных озер встречено около 70 видов, разновидностей и форм водорослей. По количеству видов преобладали зеленые водоросли, диатомовые и синезеленые (цианопрокариоты) менее разнообразны. Эвгленовые, криптофитовые и динофитовые водоросли не отличались большой видовой насыщенностью, однако в определенные периоды вегетационного сезона имели значительное количественное развитие. Различия морфометрии озер, гидрологического и гидрохимического режимов определяют различия в сезонной динамике общей биомассы и составе доминирующих видов. Весной в обоих озерах преобладали диатомовые, среди которых наибольшее развитие имели относительно мелкие виды из родов *Nitzschia* и *Fragilaria*, кроме того, в оз. Мадалаярви доминировала *Diatoma tenuis*. В середине лета структура фитопланктона изменялась. В оз. Сюевярви активно развивались динофитовые, среди которых преобладал *Gymnodinium ibericum*. В оз. Мадалаярви наибольшего количественного развития достигали криптофитовые и диатомовые водоросли, а также возрастала роль синезеленых. Среди криптофитовых преобладал среднеразмерный вид *Cryptomonas* sp., а из диатомовых – *Fragilaria crotonensis*. Среди синезеленых развивались виды рода *Anabaena*. В осенний период в оз. Сюевярви возрастала роль синезеленых, криптофитовых и эвгленовых водорослей и наблюдалось полное выпадение динофитовых. В комплекс доминирующих видов входили *Limnothrix planctonica* и *Planktothrix agardhii* из синезеленых, крупноклеточный *Cryptomonas* sp. из криптофитовых и *Trachelomonas hispida* из эвгленовых. В оз. Мадалаярви также увеличивалась роль эвгленовых водорослей, уменьшалась доля криптофитовых и диатомовых, синезеленые оставались на прежнем уровне, встречено 26 видов водорослей. Среди эвгленовых выделялись *Trachelomonas superba*, *T. superba* var *echinulata*, *T. volvocina*, *T. hispida*. Ведущей формой из диатомовых водорослей была *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*. Также как и в оз. Сюевярви в осенний период из состава планктона выпадали виды рода *Anabaena* и развивались *Planktothrix agardhii* и *Aphanizomenon gracile*. Следует отметить, что в этот период в составе фитопланктона появлялась *Limnothrix redekei*, вид характерный для водоемов высокой трофности [5]. В более глубоководном оз. Сюевярви биомасса фитопланктона изменялась от 0,78 до 7,4 мг/л, в среднем составляя 4,5 мг/л. Максимальное развитие приходилось на летний период, когда озеро достаточно прогревалось и наблюдалось уменьшение его проточности. В мелководном оз. Мадалаярви биомасса варьировала от 3,3 до 13,8 мг/л, средняя биомасса за сезон составляла 7,3 мг/л. Пик биомассы был приурочен к началу вегетационного сезона, что связано с быстрым прогревом воды в этом водоеме, а также большим запасом биогенных элементов в этот период. В целом, уровень развития фитопланктона в исследованных озерах характерен для мезотрофных и слабоэвтрофных водоемов [5]. На протяжении вегетационного периода величины индекса сапробности в обоих озерах изменялись от 1,9 до 2,5. Наиболее высокие величины были отмечены оз. Мадалаярви, где они находились на верхней границе β-мезосапробной зоны. Воды озер по величинам индекса сапробности и соотношению видов – индикаторов можно отнести к умеренно-загрязненным (III класс чистоты вод). По составу, структуре и уровню развития фитопланктона озеро Сюевярви можно отнести к водоемам мезотрофного типа, а оз. Мадалаярви к слабоэвтрофным.

В зоопланктоне оз. Сюевярви обнаружено 49 видов, из которых Rotifera – 18, Cladocera – 25, Cyclopoidea – 6. Каляниды были представлены только науплиями. Массовыми видами были *Synchaeta pectinata*, *Keratella cochlearis*, *Polyarthra longiremis*, *Thermocyclops oithonoides*, *Cyclops strenuus*. На литорали развивались фитофильные и придонные формы. Хидориды составляли 60 % в общей численности кладоцер. Основу численности и биомассы зоопланктона в пелагиали весной и летом составляли циклопы. Осенью численность была сформирована коловратками (*Keratella cochlearis*, *Polyarthra longiremis* – 63 %), а биомасса равномерно распределилась между всеми группами зоопланктона. В районе протоки

сезонная динамика в целом повторяла пелагиальную, но летом наблюдалось массовое развитие крупных ветвистоусых: придонного рачка *Eurycercus lamellatus* (42 % в общей биомассе) и фитофильного рачка *Polyphemus pediculus* (31 % в общей биомассе). Весной в пелагиали озера зарегистрированы максимальные численность – 1,06 млн. экз. м⁻³ и биомасса 7,4 г.м⁻³ зоопланктона. В последующие сроки эти показатели значительно снижаются. Однако, в целом, для пелагиали озера характерен высокий уровень развития зоопланктона, свойственный эвтрофным озерам. Видовой состав зоопланктона оз. Мадалаярви представлен 28 видами из которых Rotifera – 18, Cladocera – 7, Cyclopoida – 3. Малочисленные каляниды встречались в планктоне на науплиальных стадиях развития. Основной доминантой была *Bosmina longirostris*. Весной основу численности и биомассы составляли коловратки, летом и осенью – ветвистоусые рачки. Количественные показатели зоопланктона были высокими, особенно летом. При численности в 1,52 млн. экз. м⁻³ биомасса составляла 14,5 г.м⁻³. По особенностям таксономической структуры, доминированию на протяжении всего вегетационного сезона одного вида, по показателям численности и, особенно, биомассы и согласно принятым классификациям [1, 3] оз. Мадалаярви может быть оценено как высокоэвтрофный водоем.

В обоих исследованных озерах в составе зообентоса обнаружен 31 вид, в основном это хирономиды. В целом преобладали β- и α-мезосапробы, а в зоне протоки между озерами и в оз. Мадалаярви весной и осенью доминировали даже полисапробы. В профундальном биотопе оз. Сюеярви сообщество зообентоса представлено 3 видами: *Chaoborus crystallinus*, *Limnodrilus* sp. и *Chironomus plumosus*, из которых первый доминирует и по численности и по биомассе. Максимальное количественное развитие сообщества отмечено в мае, а среднесезонные значения численности и биомассы составили 1965 экз. м⁻² и 4,86 г м⁻², соответственно. По Китаеву [3] это β-мезотрофный уровень. Тем не менее, по структуре зообентоса в профундальной зоне озера в соответствии классификацией Л. Брундина [3] относится к сильно эвтрофным (*Ch. plumosus*), а по классификации А. Григялиса [3] – к 8-9 классам – хаоборинно-хирономидным и хаоборинно-олигохетным – т.е. тоже высокоэвтрофным озерам.

В зоне, прилегающей к протоке между озерами, биоценоз характеризуется сезонной сменой доминантов: в марте *Asellus aquaticus*, в другие месяцы – личинки *Glyptotendipes gripekoveni* и моллюски. Весной, при большей проточности, составе представлены группы поденок и ручейников, что говорит об относительно благополучных бета-мезосапробных условиях (биотический индекс Вудивисса [6] 7-8 баллов), но уже летом и осенью по хирономидному показателю Балушкиной [2] (от 6,59 до 7,5) – как загрязненных. Влияние загрязнителей подтверждается также наличием среди личинок хирономид *Microtendipes pedellus* особей с морфологическими отклонениями в строении субментума. На литорали количественные показатели зообентоса росли к осени. Средние за сезон численности и биомассы зообентоса составили здесь довольно высокие значения 5580 экз. м⁻² и 44,82 г м⁻², соответственно, т.е. соответствовали уровню эвтрофных озер. Основу бентосного биоценоза в оз. Мадалаярви составляют личинки мокрецов и олигохеты, встречаются также несколько видов хирономид, среди которых *Chironomus plumosus* доминировал весной. Средние за сезон численность и биомасса составили в озере 1235 экз. м⁻² и 2,64 г м⁻², соответственно. В течение сезона максимальные численности и биомассы отмечены в марте и августе. Весной больший вклад в биомассу давали личинки мокрецов, а в августе – олигохеты. Если по количественному развитию зообентоса озеро соответствует мезотрофному уровню, то по составу – эвтрофному.

Анализ экстенсивности трематодной инвазии был проведен для легочных моллюсков *Planorbarius corneus*, *Planorbis planorbis* и *Lymnaea stagnalis*. Пробы моллюсков на зараженность брались ежемесячно с мая по сентябрь в озере Сюеярви в районе протоки, соединяющей его с озером Мадалаярви. Для всех видов пульмонат максимальная экстенсивность инвазии была отмечена в июле: 38 % – для *Planorbarius corneus* (заражены трематодами семейств Echinostomatidae, Notocotylidae, Plagiorchiidae, Strigeidae), 28 % –

для *Planorbis planorbis* (заражены трематодами Echinostomatidae, Plagiorchidae, Strigeidae, Schistosomatidae) и 43 % – для *Lymnaea stagnalis* (Echinostomatidae, Notocotylidae, Plagiorchidae, Strigeidae). Высокая заражённость улиток в районе сбора обусловлена тем, что это мелководный участок с богатой водной растительностью, привлекающий на протяжении всего весенне-осеннего периода многочисленных утиных, прежде всего крякв. Именно утиные являются дефинитивными хозяевами большинства выявленных видов трематод. В результате сформировался устойчивый инвазионный очаг, включающий промежуточных и окончательных хозяев. Июльские пробы, взятые в других участках обоих изучаемых водоёмов, показали значительно меньшую заражённость – не более 22 %.

Таким образом, при исследовании основных биологических сообществ двух озёр Карельского перешейка, с учетом сезонной изменчивости условий были получен набор биотических показателей, которые дают возможность охарактеризовать современное состояние экосистем этих озёр, включая трофический статус, уровень потенциальной кормовой базы и показатели общего загрязнения среды. Общая характеристика зоны межозерной протоки соответствует наибольшему загрязнению, что способствует скоплению кормовых ресурсов для утиных и повышению риска заражения трематодами населения.

1. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. – СПб.: Наука, 1996. – 189 с.
2. Балушкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоёмах. – Л.: Наука, 1987. – 185 с.
3. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. – Петрозаводск, 2007. – 395 с.
4. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах. Зообентос и его продукция. – Л., 1983. – 51 с.
5. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. – Л.: Наука, 1990. – 184 с.
6. Woodiwiss F.S. The biological system of stream classification used by the Trent Board // Chem. A. Ind. – 1964. – №. 11. – P. 443-447.

USE OF A COMPLEX LYNNOLOGICAL APPROACH FOR ESTIMATION OF THE ENVIRONMENTAL STATE OF TWO LAKES OF THE TOKSOVSK DISTRICT OF THE LENINGRAD REGION

G.L. Ataev¹, V.P. Belyakov², O.G. Rogovaya¹, N.V. Rodionova², E.V. Stanislavskaya², I.Yu. Tihomirova¹

¹ Herzen State Pedagogical University of Russia, St. Petersburg, ataev@herzen.spb.ru

² Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, victor_beliakov@mail.ru

Seasonal complex studies of the ecological state of the lakes Syuvejärvi and Medalayarvi in the period from March to October 2012 were conducted. The hydrochemical and biological regime of the reservoirs, which are the source of the Avloga River, one of the tributaries of Ladoga, was studied. Among the biological communities, phyto- and zooplankton, zoobenthos and parasitofauna have been studied. The trophic status of ecosystems, water saprobity is determined, zones of the greatest pollution are revealed. The influence of natural and anthropogenic factors on biological communities has been revealed.

Keywords: Complex assessment of the state of the lake ecosystem, phytoplankton, zooplankton, zoobenthos, parasitofauna, saprobity, trophic status.

УДК 574.52:581.526.325

ЛЕТНИЙ ФИТОПЛАНКТОН В ГРАДИЕНТЕ ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА ОЗЕР

А.Л. Афанасьева, И.С. Трифонова

Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, afal359@mail.ru

По результатам исследования летнего планктона 50 разнотипных озёр Карельского перешейка в 2010-2015 гг. проанализированы особенности видового состава, структуры и биомассы фитопланктона в зависимости от трофического статуса озёр. По содержанию биогенных элементов и хлорофилла «а» в планктоне

трофический статус исследованных озер колеблется от олиготрофного до гипертрофного. Показано, что по мере эвтрофирования увеличивается биомасса фитопланктона и доля в ней синезеленых водорослей. В темноводных гумифицированных озерах при эвтрофировании возрастает биомасса рафидофитовых.

Ключевые слова: озера, фитопланктон, эвтрофирование, гумификация.

Расположенные вблизи мегаполиса Санкт-Петербурга многочисленные озера Карельского перешейка испытывают постоянный и все нарастающий антропогенный пресс. Под влиянием эвтрофирования изменяется биомасса и структура планктонных сообществ, соотношение отдельных групп организмов. Комплексное обследование в июле 2010-2015 гг. 50 озер Карельского перешейка, приуроченных к различным геоморфологическим районам, показало, что практически все озера региона подвержены антропогенному эвтрофированию [1]. Наименьшие изменения отмечены на севере в озерах Сельгового ландшафта и Приладожья, но и здесь в ряде водоемов наблюдается интенсивное эвтрофирование, среди них уже встречаются слабо-эвтрофные и даже эвтрофные. Наиболее эвтрофированы озера Приморского ландшафта, расположенные в курортной зоне, и озера Привуоксинской низины. Большинство из них эвтрофные и гипертрофные, характеризуются постоянным «цветением» воды из-за массового развития синезеленых водорослей. Многофакторный анализ методом главных компонент, использованный для выявления основных направлений изменения экосистем озер Карельского перешейка, подтвердил, что основными факторами их трансформации являются эвтрофирование и гумификация [1].

В работе проанализированы видовой состав, структура и биомасса летнего фитопланктона озер в зависимости от их трофического статуса. Известно, что именно летние сообщества наиболее устойчивы и могут служить показателями состояния экосистемы [2]. Трофический статус озер оценивался на основании распределения их по градиенту содержания хлорофилла «а» в планктоне, который тесно связан с содержанием общего фосфора ($P_{\text{общ.}}$) и является наиболее четким общепринятым показателем трофического состояния водоемов [2-4]. В исследованных озерах оно изменялось от 0,2 до 300 мкг/л. Большинство озер с содержанием хлорофилла «а» 5-20 мкг/л – мезотрофные. В олиготрофных, слабо-мезотрофных и дистрофных озерах оно составляло 0,2-5 мкг/л. Наиболее продуктивные эвтрофные озера характеризуются высоким содержанием хлорофилла – 25-50 мкг/л. Максимальные величины – до 100 мкг/л и выше, отмечены в водоемах, которые можно считать гипертрофными

Количественные пробы фитопланктона объемом 0,5 л отбирали батометром Рутгнера по горизонтам, фиксировали раствором Люголя, концентрировали отстойным способом и подсчитывали в камере Нажотта объемом 0,05 мл. Биомассу водорослей определяли по объемам массовых видов путем приравнивания их к наиболее близкому геометрическому телу [5].

Площадь исследованных озер варьировала от 0,2 до 10 км², площадь большинства озер меньше 1 км². Наиболее крупные из них – Вишневокское, Красное, Судаковское, Красавица и Красногвардейское. Максимальные глубины изменялись от 1,5 до 22 м. Во всех районах исследованы как глубокие, так и мелкие озера, но в среднем, озера сельгового ландшафта и центральной возвышенности характеризуются большими глубинами, чем озера Приморского ландшафта. Наиболее глубокие озера – Воробьево, Берестовое, Узорное и Светлое. Во всех глубоких озерах отмечалась термическая стратификация, слой термоклина располагался на глубине 4-6 м и, как правило, отмечалось снижение растворенного кислорода в придонном слое. Прозрачность колеблется от 0,1 до 6 м, цветность воды – от 10 до 180° Pt/Co шкалы и выше. Наиболее высокой цветностью характеризуются озера, расположенные в заболоченных районах. Повышенная цветность характерна и для многих озер Сельгового ландшафта, в которых прозрачность не превышала 0,8 м. Прозрачные олигогумозные озера со светлой водой расположены преимущественно в Приладожье и на Центральном плато – Воробьево, Снетковское, Берестовое, М. Бережное, Б. Барково и др. Прозрачность в них достигала 2-3 м и до 6 м в оз. Воробьево.

Активная реакция воды в большинстве исследованных озер близка к нейтральной 6.8 - 7.5. Наиболее низкие величины рН (4,8-6,1) характерны для озер с высокой цветностью, расположенных в заболоченных участках разных ландшафтов: М.Лозовое, Б. Бережное, Затишье, Гавриловское. Эти озера можно считать кислотными, дистрофными. Максимальные величины рН (8,7-9,9) отмечались в эвтрофных озерах Приморского ландшафта и Привуоксинской низины с постоянным цветением воды и пересыщением кислородом поверхностного слоя воды. Для этих же озер характерны максимальные величины БПК₅ (до 7.7), и наиболее высокие концентрации биогенных элементов, прежде всего общего фосфора Р_{общ.} (до 360 мкг/л) и общего азота N_{общ.} (до 1,6 мг/л), что свидетельствует о высокой степени антропогенного эвтрофирования [3]. Высокие величины БПК₅ (до 3,6) и содержания биогенных элементов, прежде всего Р_{общ.} – до 76 мкг/л, отмечены и в ряде эвтрофных озер других районов. Высокое содержание N_{общ.} в придонном слое некоторых озер, например, озер Петровское и Узорное, указывает на органическое загрязнение этих водоемов. По содержанию органического вещества и биогенных элементов наименее эвтрофированы озера Приладожья: Воробьево, Снетковское, Б. Щучье, озера Сельгового ландшафта: Б. Богородское, Михалевское и Белокаменное и озера Светлое и Берестовое, относящиеся к центральной возвышенности. Эти озера можно считать олиготрофными или слабо-мезотрофными. Большинство же исследованных озер по содержанию Р_{общ.} мезотрофные.

В фитопланктоне исследованных озер обнаружено 502 вида водорослей (546 таксонов рангом ниже рода), относящихся к 9 отделам: Bacillariophyta – 289, Chlorophyta – 132, Cyanophyta – 41, Euglenophyta – 34, Chrysophyta – 21, Dinophyta – 12, Cryptophyta – 9, Xanthophyta – 6, Raphidophyta – 2. Такое соотношение числа видов из разных отделов характерно для озер Северо-Запада России и Скандинавии [1, 6, 7].

Во всех водоемах по числу таксонов доминировали диатомовые водоросли. Максимальное разнообразие диатомей отмечено в планктоне мезотрофных и эвтрофных озер (30-61), а минимальное – в дистрофных (22-36). Наиболее распространены *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz., *T. flocculosa* (Roth.) Kütz., *Asterionella formosa* Hass., *Fragilaria crotonensis* Kitt., *Aulacoseira ambigua* (Grun.) Sim., *A. subarctica* (O. Müll.) Haworth, *A. granulata* (Ehr.) Sim. и многочисленные виды родов *Cyclotella* и *Stephanodiscus*. Показатель ксеносапробных условий крупноклеточная *Ellerbeckia arenaria* (Moore) Crawford и олигосапроб *Cyclotella shumani* (Grun.) Håkansson встречались только в глубоководных олиготрофных и дистрофных озерах. Индикатор антропогенного эвтрофирования *Stephanodiscus hantzschii* Grunow распространена в эвтрофных и гипертрофных озерах.

Среди зеленых водорослей наиболее разнообразны хлорококковые (63 таксона). Почти во всех водоемах встречались *Botryococcus braunii* Kütz., *O. solitaria* Wittr., *Tetraedron minimum* (A. Br.) Hansg. и *S. quadricauda* (Turp.) Bréb. Из десмидиевых наибольшим числом видов представлены роды *Closterium* и *Cosmarium*. В планктоне мезотрофных озер обычны *Staurastrum gracile* Ralfs и *Closterium acutum* (Lyngb.) Bréb.

Синезеленые водоросли особенно разнообразны в планктоне эвтрофных и гипертрофных озер (10-18) и наименее разнообразны в олиготрофных и слабо-мезотрофных озерах – 1-6. Наиболее распространены *Anabaena lemmermanii* P. Richt., *A. viguieri* Denis et Frémy, *A. spiroides* Kleb., *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *Aphanizomenon flos-aqua* (L.) Ralfs и *Planctolyngbya limnetica* (Lemm.) Kom.-Legn. et Kom. Показатели α-сапробных условий *Oscillatoria splendida* Greville и *Phormidium tenue* (Agardh.) Anagn. et Kom. отмечены только в планктоне ряда эвтрофных озер.

В олиготрофных и слабо-мезотрофных озерах отмечено максимальное разнообразие золотистых водорослей (3-10), в эвтрофных и гипертрофных их число варьировало от 0 до 6. К наиболее часто встречающимся относились виды родов *Dinobryon* и *Mallomonas*. Олигосапробы *Pseudokephyrion schilleri* Comg., *Synura sphagnicola* Korsch. и *Uroglenopsis americana* Lemm. обнаружены исключительно в глубоководных олиготрофных и мезотрофных водоемах Сельгового ландшафта и Приладожья.

Максимальное число эвгленовых обнаружено в гипертрофных зарастающих озерах (до 22), а минимальное – в олиготрофных и слабо-мезотрофных (до 6). Из них наиболее распространены виды родов *Trachelomonas*, *Euglena* и *Phacus*. Обитатели α -сапробных условий *Euglena polymorpha* Dang и *Lepocinclis ovum* (Ehr.) Lemm. встречались только в фитопланктоне эвтрофных и гипертрофных озер. В 23 озерах с высокой цветностью отмечена рафидофитовая водоросль *Gonyostomum semen* Diesing.

Биомасса фитопланктона в исследованных озерах колебалась от 0,6 г/м³ до 83 г/м³ (табл.). Наиболее низкие величины отмечены в фитопланктоне олиготрофных и слабо-мезотрофных озер Сельгового ландшафта, Приладожья и Центральной возвышенности, где по биомассе преобладали диатомовые и золотистые водоросли.

Таблица. Биомасса фитопланктона и соотношение в ней разных отделов водорослей в разнотипных озерах Карельского перешейка*

Тип озера	Хл а мг/м ³	В _{общ.} г/м ³	В _{диат.}	В _{синез.} г/м ³ /%	В _{рафид.}	В _{зол.}
Олиготрофные n=10	≤5,0	0,5-3,1	<u>0,02-0,6</u> 3,0-44	<u>0-0,6</u> 0-22	<u>0-1,1</u> 0-50	<u>0,02-1,5</u> 3,7-30
Мезотрофные n=18	5-20	1,2-17,4	<u>0,2-15,6</u> 0,9-90	<u>0-4,2</u> 0-52	<u>0-4,1</u> 0-72	<u>0-1,6</u> 0-58
Эвтрофные n=10	≥25	6,1-22,0	<u>0,3-9,2</u> 3,3-34	<u>0,01-15,9</u> 0,06-89	<u>0-12,2</u> 0-90	<u>0-0,5</u> 0-2,8
Гипертрофные n=8	≥50	15,0-83,7	<u>0,3-10</u> 0,4-45	<u>0,02-63,5</u> 0,05-92	<u>0-73,7</u> 0-96	<u>0-0,06</u> 0-0,3
Дистрофные n=4	≤5,0	1,0-2,5	<u>0,02-1,2</u> 0,7-10	<u>0-0,05</u> 0-1,0	<u>0-2,2</u> 0-86	<u>0-0,3</u> 0-20

* в знаменателе – процентное содержание от В_{общ.}

В мезотрофных озерах структура фитопланктона более разнообразна по биомассе, преобладали диатомовые, синезеленые, динофитовые и криптомонады. Диатомовые водоросли в мезотрофных озерах составляли до 90 % биомассы, золотистые – до 58 %. Во многих озерах с высокой цветностью существенную роль в биомассе играли рафидофитовые водоросли. В ряде озер Сельгового ландшафта и Центрального плато *Gonyostomum semen* составлял до 90 % биомассы, причем биомасса вида увеличивалась с увеличением трофности. Максимальные величины биомассы фитопланктона отмечены в эвтрофных и гипертрофных озерах Приморского района и Привуоксинской низины, расположенных в курортной зоне. В большинстве из них наблюдалось «цветение» воды за счет массового развития синезеленых водорослей *M. aeruginosa*, *A. flos-aquae* и *A. spiroides*. В ряде озер синезеленые создавали до 80-90 % общей биомассы. В озерах с органическим загрязнением отмечено интенсивное развитие *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom. В некоторых глубоководных эвтрофных и мезотрофных озерах по биомассе доминировали динофитовые водоросли, преимущественно *Ceratium hirundinella* (O. F. M.) Ver gh, который, наряду с синезелеными, при массовом развитии является показателем эвтрофирования [1]. Наиболее низкие биомассы, как правило, отмечались в дистрофных озерах.

В целом, состав, структура и уровень биомассы летнего фитопланктона хорошо отражают трофический статус озер. Четко прослеживается прямая зависимость биомассы фитопланктона от содержания Робщ. в воде, установленная ранее для озер Карельского перешейка [2, 4]. По мере увеличения трофности увеличивается не только общая биомасса фитопланктона, но и доля в ней синезеленых водорослей. В эвтрофных озерах интенсивное развитие синезеленых достигает степени цветения, в гипертрофных цветение отмечается в течение всего периода открытой воды. В темноводных гумифицированных озерах с высокой цветностью при эвтрофировании возрастает биомасса и роль в ней рафидофитовых. Дистрофные и кислотные озера по количественным показателям летнего фитопланктона близки к олиготрофным, хотя сообщества отличается более низким разнообразием.

В то же время анализ видового состава на сапробность по существующим спискам индикаторных организмов [8] показал, что большинство встреченных водорослей (64 %) относятся к олиго-β-, β-олигомезосапробам и β-мезо-олигосапробам, характерным для условий слабого загрязнения. Индексы сапробности по Пантле и Букк колебались в пределах 1,5 -2,4, на основании чего по степени сапробности даже гипертрофные озера можно считать умеренно-загрязненными. Результаты сапробиологического анализа показывают, что большинство индикаторных валентностей массовых видов фитопланктона требуют уточнения, т.к. при широком диапазоне трофического статуса озер их индексы сапробности по фитопланктону достаточно близки.

1. Трифонова И.С., Афанасьева А.Л., Русанов А.Г. Трофическое состояние озер различных ландшафтов Карельского перешейка в современных условиях // Вода: химия и экология. – 2016. – № 7. – С. 3-8.
2. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. – Л.: Наука, 1990. –178 с.
3. OECD. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control / Ed. R. A. Vollenweider – OECD, Paris, 1982. – 154 p.
4. Трифонова И.С. Оценка трофического статуса водоемов по содержанию хлорофилла «а» в планктоне // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних вод. – СПб.: Гидрометеоздат, 1993. – С. 158-165.
5. Гусева К.А. К методике учета фитопланктона // Тр. Ин-та биологии водохранилищ. – Л.: Гидрометиздат, 1959. – Т. 2. – С. 44-51.
6. Heinonen P. Quantity and Composition of Phytoplankton in Finnish Inland Waters // Publ. Water Res. Inst. Helsinki. – 1980. –Vol. 37. – P. 1-31.
7. Willen E. Summer phytoplankton in 73 nutrient-poor Swedish lakes. Classification, Ordination and choice of long-term monitoring objects // Willen E., Hajdu S., Pejler Y. / Limnologia. –1990. – Vol. 20. – P. 217-227.
8. Водоросли. Справочник. / Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. – Киев: Наук. Думка, 1989. – 608 с.

CHANGES OF SUMMER PHYTOPLANKTON BY TROPHIC STATE GRADIENT

A.L. Aphanasieva, I.S. Trifonova

Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, afal359@mail.ru

By the results of summer plankton research of 50 the Karelian Isthmus lakes of different type in 2010-2015 the peculiarities of phytoplankton species composition, structure and biomass in relation to lake trophic state have been analysed. According to nutrients and chlorophyll "a" content trophic state of studied lakes varied from oligotrophic to hypertrophic, the majority of them are mesotrophic. It is shown that in process of eutrophication phytoplankton biomass and share of blue-greens increases. In humic lakes with high water colour in process of eutrophication biomass and share of raphidophyte algae increases

Keywords: lakes, phytoplankton, eutrophication, humification.

УДК 574.55/574.36

БИОИНДИКАЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ГОРОДСКИХ ВОДОЕМОВ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ МАКРОЗООБЕНТОСА

А.И. Бажора

Институт озераведения РАН, г. Санкт-Петербург, bazhora_spb@mail.ru

Изучение макрозообентоса проводилось в 2013-14 гг. в рамках комплексных исследований трех озерно-речных систем г. Санкт-Петербурга. Показатели макрозообентоса свидетельствуют об устойчивой тенденции водных экосистем к деградации. Видовой состав, структура, количественные и функциональные характеристики, сезонная динамика сообщества достаточно полно отражают состояние водных экосистем, в то время как олигохетный Гуднайта-Уитлея, хириноидный Балушкиной и биотический индекс по Вудивиссу давали несогласованные оценки в условиях токсичного загрязнения на городских территориях.

Ключевые слова: состав и структура зообентоса, количественные показатели сообществ, озерные экосистемы, антропогенное воздействие.

Водные системы городских территорий подвергаются разнообразным антропогенным воздействиям, что приводит к изменениям характеристик экосистем, обеднению видового состава гидробионтов, перестройкам структуры сообществ, снижению способности к самоочищению. В городских водотоках и водоёмах усилена аккумуляция в донных отложениях, степень загрязнения которых можно охарактеризовать по показателям макрозообентоса: видовому составу, структурным, количественным и функциональным характеристикам, сезонной динамике, а также используя различные индексы, в частности – олигохетный Гуднайта-Уитлея, хириноидный Балушкиной и биотический индекс по Вудивиссу. При трактовке значений данных показателей необходимо учитывать природные особенности водотоков и водоёмов.

Изучение макрозообентоса проводилось в 2013-14 гг. в рамках комплексных исследований трех озерно-речных систем Санкт-Петербурга [2]

Водная система р. Дудергофки (пл. басс. 327 км², протяженность ок. 25 км) расположена на юге Санкт-Петербурга, берет начало на склоне Дудергофской возвышенности. Выклинивающиеся известковые воды подпружены несколькими плотинами, в результате чего образовалась цепочка озёр – верхнее оз. Дудергофское (пл. зеркала 0,5 км², ср. глубина 1,5 м), Долгое и Безымянное (пл. зеркала 0,19 км², ср. глубина 3,0 м). Из последнего вытекает р. Дудергофка (ширина от 2 до 10 м, глубина до 0,8 м), впадающая в Финский залив. Вода гидрокарбонатно-магниева, сумма главных ионов менялась от 458 до 590 мг/л [3]. Источники загрязнения: ливневые стоки с нефтебазы, садоводств и промышленных объектов, сброс коммунально-бытовых сточных вод поселков, автомобильные и железная дороги, рекреация. В оз. Безымянное завод пластмасс ранее сбрасывал неочищенные стоки.

Система р. Старожиловка – оз. Н. Суздальское – р. Каменка – Шуваловский карьер – р. Каменка. Воды слабо минерализованы, значения суммы главных ионов – 183-316 мг/л, наименьшие значения отмечены в р. Старожиловке. По соотношению главных ионов воды классифицированы как хлоридно-натриевые. Река Старожиловка (длина 7 км, пл. басс. 33 км², шириной 5-8 м, глубина 0,1 – 1,2 м, скорость течения 0,03 – 0,6 м/с) берет начало на южном склоне Парголово-высот, характеризуется высокой степенью загрязнения за счет поступления недоочищенных сточных вод пос. Торфяное, ливневых стоков и неконтролируемых сбросов города. БПК₅ воды – до 8 мг/л, содержание нефтепродуктов – до 2,5 мг/л. Оз. Н. Суздальское (пл. зеркала – ок. 1 км², ср. глубина – 2,5 м) – крупнейшее на территории города, ледникового происхождения. По содержанию общего фосфора трофический статус озера оценен как гиперэвтрофный, а Шуваловский карьер (пл. 0,33 км², ср. глубина – 1,5 м), расположенного в нижнем течении вытекающей из озера р. Каменка, – эвтрофный. Длина реки – 12 км, ширина 2-3 м, глубины 0,2 – 1 м, скорость течения – 0,2 м/с, пл. водосбора 35,5 км². В водоохранной зоне есть промышленные предприятия, река используется как приёмник сточных вод.

Система р. Охта включает в себя реку и водохранилище (пл. 1,3 км², ср. глубина 2,8 м). Протяженность реки (пл. бассейна 768 км², ширина русла 10 – 50 м, глубина 0,5 – 5 м) от истока в районе Лемболовских высот до впадения в р. Нева – 99 км. Воды вследствие заболоченности значительной части водосбора обогащены водным гумусом, что отражается на значениях цветности воды и ХПК, а также характеризуются низкой минерализацией (в среднем 170 мг/л), доминированием ионов Na⁺ и Cl⁻, не характерным для данного региона, что является признаком хозяйственно-бытового загрязнения. Промышленные предприятия на берегах реки загрязняют ее воды (соединениями Zn, Cu, N и нефтепродуктами). Эта система под наибольшим антропогенным прессом.

Пробы макрозообентоса отбирались с помощью дночерпателя Петерсена, с площадью захвата 1/40 м², по 3 подъема на каждой из станций в верхних, средних и нижних зонах этих водных систем весной, летом и осенью 2013-14 гг. В озёрах и водохранилищах материал собирался в центральных зонах и на литорали – на илах и илисто-песчаных биотопах. В

водотоках пробы отбирались на полуразрезах, объединяющих две субпробы, взятых на стрежне и прибрежье рек. Обработка проб проводилась по стандартной методике [4].

В системах оз. Н. Суздальского и Дудергофской за весь период исследований было найдено примерно по 160 видов и форм макробеспозвоночных. Хотя количество обнаруженных видов зависит от объема собранных проб и разнообразия биотопов, но заметно более низкое видовое богатство Охтинской системы (123 вида) говорит о ее большем загрязнении. Больше всего видов отмечено среди насекомых с амфибиотическим циклом развития (личинки двукрылых и ручейников, подёнок), из гомотопных беспозвоночных наиболее представлены олигохеты и брюхоногие моллюски. Видовой состав макрозообентоса характерен для эвтрофных водоемов северо-западного региона европейской части России. Самые часто встречающиеся виды являются мезосапробами.

Так как олигохеты повсеместно встречались в изучаемых системах, был посчитан олигохетный индекс Гуднайта-Уитлея. Согласно его значениям, загрязнение воды в Дудергофской системе незначительно, или отсутствует даже в нижнем течении р. Дудергофки, хотя в низовьях реки в большом количестве отмечались полисапробы *Limnodrilus hoffmeisteri* и *Tubifex tubifex*, которые выдерживают сильное загрязнение. Возможно, так проявляется влияние высокого содержания карбонатных ионов, которые увеличивают буферные возможности системы и связывают загрязнители [1]. В системе оз. Н. Суздальского умеренное и значительное загрязнение характерно только для верхней части системы. В системе р. Охты загрязнение от умеренного до сильного на всех станциях, кроме верховья, что подтверждается данными химического анализа.

Подёнки и ручейники, являющиеся индикаторами чистых вод, были немногочисленны и встречались в 2013 г. в верхних створах систем, а в 2014 г. – почти на всех створах, что объясняется изменением гидрологических условий, а именно усилением проточности в 2014 году. В связи с этим биотический индекс Вудивисса не дает совпадающие оценки за изучаемый период. Хиرونимидный индекс Балускиной также давал неоднозначные оценки, что объясняется сложной сезонной динамикой хиرونимид при действии неприродных факторов.

Самые низкие значения индекса разнообразия Шеннона (H) отмечались летом для центральных станций озер и водохранилищ (табл.), что может быть связано с особенностями кислородного режима. В Суздальской и Охтинской системах высокое разнообразие отмечается только для верхних створов, где антропогенная нагрузка относительно низкая. В истоках рек из водоемов (оз. Н. Суздальского и Охтинского вдхр.) наблюдается более высокое видовое разнообразие бентоса по сравнению с водоемами, т.к. в них, вероятно, осаждаются и аккумулируются большинство загрязнителей.

Диапазон количественных характеристик зообентоса достаточно широк в отдельных водоемах и водных системах. В целом рост этих показателей зообентоса является индикатором роста трофии водоема (табл.). В сезонном аспекте существует тенденция количественного роста зообентоса к осени в истоках систем и в среднем течении рек и снижения в зонах аккумуляции загрязняющих веществ и нижнем течении рек. В Дудергофских озерах, благодаря наличию буферной карбонатной системы, снижающей токсичные воздействия, наблюдалась стабильная картина межгодовой динамики численности и биомассы зообентоса, в то время как в Охтинской системе межгодовая динамика не совпадала (рис.).

Состав и структура зообентоса существенно меняются в течение сезона в зависимости от природных особенностей водоемов, которые, в свою очередь, влияют на особенность воздействия разных типов загрязнения. Изменения условий в течение сезона проявляются в нарастании доли фильтраторов и перифитонофагов-соскребателей в период вегетации водорослей и притока аллохтонной органики, а также увеличения доли детритофагов-глотателей и собирателей к осени. Высокая доля последних групп в течение всего сезона говорит о значительном поступлении органических веществ и биогенных элементов во всех водных системах.

Таблица. Диапазон изменения некоторых характеристик макрозообентоса исследованных водоемов.

Показатели	Система р. Дудергофки	Система оз. Нижнего. Суздальского	Система р. Охта
Численность, экз/м ²	200–38600	160–49920	40 – 33080
Биомасса, г/ м ²	0,14 – 80,4	1,00 – 227	0,15 – 52,3
Инд. Шеннона, бит/экз	0,65 – 3,51	0,00 – 3,67	0,00 – 3,68
Инд. Шеннона (троф.гр.), бит/г	0,00 – 2,21	0,00 – 2,25	0,00 – 1,95
Инд. Гуднайта	0,0 – 58,3	0,0 – 88,0	0,0 – 100
Инд. Вудивисса	1 – 8	0 – 8	0 – 7
Инд. Балускиной	0,41 – 7,33	0,14 – 9,48	0,30 – 11,5
% фильтраторов	0 – 100	0,0 – 53,3	0,0 – 52,7
% детритофагов	35 – 100	0 – 100	0 – 75
% хищников	0,0 – 43,8	0 – 100	0 – 100
Wcp (мг)	0,18 – 37,2	0,40 – 128	0,48 – 115
P сут (кал/м ² сут)	6 – 1910	13 – 1900	3 – 444
R сут (кал м ² сут)	10 – 2808	16 – 2836	5 – 1091
P/B сут	0,00 – 0,07	0,00 – 0,06	0,20 – 1,13
P/R сут	0,14 – 1,00	0,08 – 1,00	0,20 – 1,00
R/B сут	0,01 – 0,08	0,01 – 0,10	0,01 – 0,08

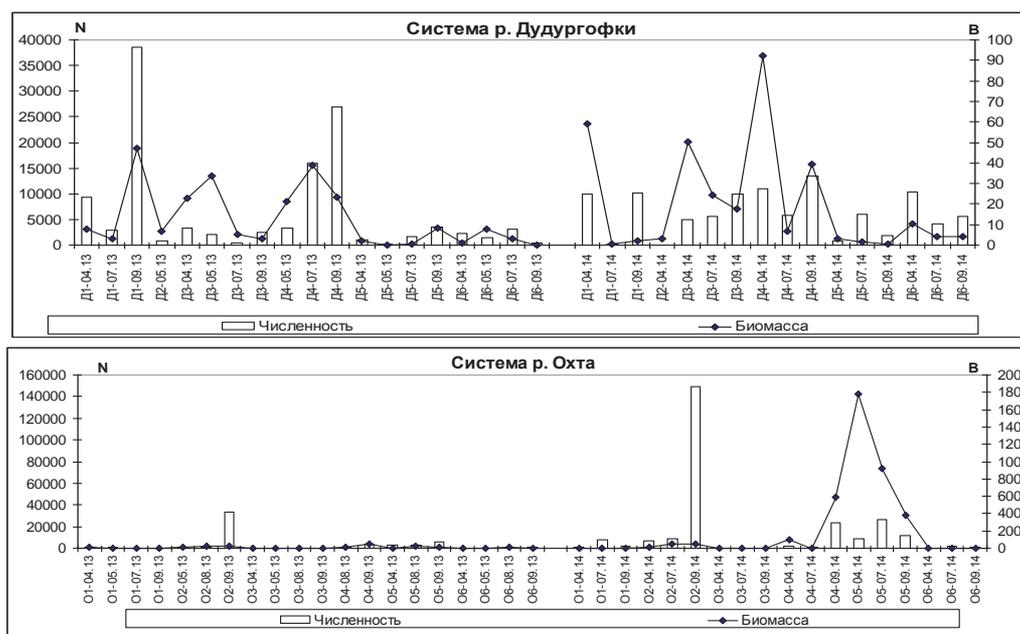


Рисунок. Изменение численности (N, экз./м²) и биомассы (B, г/м²) зообентоса озерно-речных систем р. Дудергофки и р. Охты.

Наибольший вклад в суточную продукцию вносили группы детритофагов глотателей и собирателей детритофагов; в деструкции органических веществ, кроме них, заметную роль играли также перифитофаги-соскребатели. Замечено существенное снижение деструкционной активности зообентоса в связи с усилением комплексного загрязнения речных вод от истока к устью. Это подтверждает общую тенденцию снижения процессов естественного самоочищения исследованных водных экосистем вниз по течению.

При загрязнении в особых природных условиях оценка по олигохетному индексу Гуднайга-Уитлея, хириноидному Балушкиной и биотическому по Вудивиссу не всегда совпадает с оценкой, учитывающий видовой состав, структурные, количественные и функциональные характеристики, сезонную динамику сообщества зообентоса. При оценке экологического состояния водных экосистем городских территорий необходим комплексный подход.

1. *Беляков В.П., Бажора А.И.* Особенности изменения сообщества макрозообентоса под влиянием антропогенных факторов в озерах с повышенной минерализацией воды // География: развитие науки и образования. Часть I. Коллективная монография по матер. Междунар. Конф. LXIX Герценовские чтения, Санкт-Петербург, 21– 23 апреля 2016 года. – СПб.: РГПУ им. А.И. Герцена, 2016. – С. 255 – 259.

2. *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.

3. *Игнатьева Н.В.* Гидрохимическая характеристика трех озерно-речных систем Санкт-Петербурга и Ленинградской области // Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана: Мат. II-й Всерос. школы-конф., 18-22 ноября 2014 г. ИБВВ РАН. – Ярославль: Филигрань, 2014. – С. 165-168.

4. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. – Л., 1983. – 51 с.

ENVIRONMENTAL STATE BIOINDICATION OF URBAN WATERBODIES BASED ON CHARACTERISTICS OF ZOOBENTHOS

A.I. Bazhora

Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, bazhora_spb@mail.ru

The investigation of the macrozoobenthos of three lake-river systems in St. Petersburg were carried out in 2013 and 2014. The water systems showed the degradation tendency in macrozoobenthos parameters. Species composition, structure, quantitative and functional characteristics, seasonal dynamics of the community reveal the state of aquatic ecosystems, while biotic indices illustrated inconsistent estimates in conditions of toxic pollution in urban areas.

Keywords: composition and structure of zoobenthos, quantitative indicators of communities, lake ecosystems, anthropogenic impact.

УДК [574.632 : 574.587].087.1

БИОИНДИКАЦИЯ В МОНИТОРИНГЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЭСТУАРИЯ Р. НЕВЫ, ЗАКОНОМЕРНОСТИ ИЗМЕНЕНИЯ СТРУКТУРЫ И РАЗНООБРАЗИЯ СООБЩЕСТВ ДОННЫХ ЖИВОТНЫХ

Е.В. Балушкина, С.М. Голубков

Зоологический институт РАН, г. Санкт-Петербург, balushkina@zin.ru; golubkov@zinl.ru

Средняя оценка качества вод всей акватории Невской губы по интегральному индексу (IP') на протяжении 22 лет (1994-2015) оставалась достаточно постоянной. Её воды (за исключением 2006 и 2015 гг.) оценивались как «загрязненные». В курортной зоне восточной части Финского залива средние значения IP' характеризовали воды на один класс ниже, чем воды Невской губы, как «загрязненные-грязные». Вследствие загрязнения и повышения солёности видовое разнообразие донных животных в курортном районе восточной части Финского залива было значительно ниже, чем в Невской губе.

Ключевые слова: антропогенное воздействие, биоразнообразие, зообентос, качество воды.

В последнее десятилетие во многих странах также как и в России происходит смена химического контроля качества воды на биологический, приоритет оценки состояния экосистем по биологическим показателям стал очевидным [11]. Сохранение и восстановление биологического разнообразия – одна из приоритетных задач Плана Действий по защите морской окружающей среды Балтийского моря, разработанного Хельсинской

комиссией и принятого к выполнению в 2008 г. Долговременные исследования Зоологического института, проводимые с 1982 г. по настоящее время показали, что состояние биологических сообществ восточной части Финского залива напрямую связаны с качеством воды и донных отложений, отражая такие антропогенные воздействия как эвтрофирование открытых и прибрежных вод Финского залива и загрязнение их органическими и токсическими веществами.

Цель работы – изучение характеристик сообществ донных животных Невской губы и курортной зоны эстуария р. Невы, и их изменений происходящих под влиянием естественных и антропогенных факторов; оценка качества вод и состояния экосистем эстуария р. Невы.

Для анализа видового состава, оценки качества вод и состояния экосистем Невской губы и курортного района восточной части Финского залива использованы пробы макрозообентоса, собранные сотрудниками лаборатории пресноводной и экспериментальной гидробиологии Зоологического института РАН. Для количественной оценки пространственного распределения и динамики структурных характеристик зообентоса, сообщества донных животных на каждой станции характеризовали определенным набором показателей: видовой состав, число видов (N_{sp} , видов в пробе), индекс видового разнообразия Шеннона (H , бит/экз.), численность (N , экз./м²), биомасса (B , г/м²) и рассчитанные на их основе индексы.

Оценку качества вод проводили по специально разработанному интегральному показателю IP' , основанному на структурных характеристиках донных сообществ и учитывающему индикаторную значимость, как отдельных видов, так и таксонов более высокого ранга. Входящие в IP' индексы позволяют оценивать загрязнение водоемов и водотоков токсическими и органическими веществами [1, 10].

Сообщества донных животных эстуария р. Невы в настоящее время полностью утратили свой первоначальный облик. В 20-е годы прошлого столетия олигохеты не были многочисленными в Невской губе и курортном районе восточной части Финского залива, доминировали реликтовые ракообразные [8]. В 30-е годы прошлого столетия облик зообентоса отдельных участков Невской губы приближался к современному [5, 6].

В 1982-1984 гг. в открытой части Невской губы было встречено около 100 видов донных животных [9]. За последнее десятилетие в открытой части эстуария р. Невы обнаружено 188 видов и надвидовых таксонов донных животных, из них в Невской губе отмечено 127, а в восточной части Финского залива – 129 видов и надвидовых таксонов донных животных. Из 188 таксонов 68 – общие для этих участков эстуария [2].

В 1994–2015 гг. в зообентосе Невской губы (пресноводной части эстуария) преобладали олигохеты, двусторчатые моллюски и личинки хирономид. Эти три группы животных образовывали ~100 % биомассы зообентоса и в тех или иных пропорциях встречались по всей Невской губе. Животные других таксонов были либо редки и малочисленны, либо в последнее десятилетие резко уменьшили численность и видовое разнообразие. В последние годы все более редкими становятся пиявки и брюхоногие моллюски, а реликтовые ракообразные, доминировавшие в Невской губе в начале XX в., представлены единичными находками *Pallasea quadrispinosa* Sars.

Наблюдаемые в 90-е годы прошлого столетия тенденции к улучшению состояния Невской губы были связаны со спадом производства в Санкт-Петербурге и не были устойчивыми. Снижение загрязнения Невской губы и повышение качества вод до третьего класса привело в 1996-1997 гг. к восстановлению видового разнообразия, снижению численности и биомассы зообентоса, особенно отчетливо выраженному, в транзитной зоне Невской губы. Ранее, в 1980-е гг. воды Невской губы по зообентосу характеризовались как α -мезосапробные (четвертый-пятый класс вод по IP'), то есть на один класс ниже, чем в 1994-2005 гг. [7].

Результаты статистического анализа показали, что в 1994-1997 гг. число видов донных животных в Невской губе в значительной степени определялось токсическим загрязнением

(тяжелыми металлами, нефтепродуктами и ртутью в воде и донных отложениях) и в меньшей степени значениями первичной продукции в экосистеме. Эвтрофирование Невской губы, было особенно сильно выражено вблизи крупных городов Ломоносов и Петергоф, где уровень первичной продукции достигал $0,9-1,2 \text{ гС/м}^2 \cdot \text{сут.}$, характеризуя водоем как эвтрофный, а концентрация хлорофилла «а» составляла 19-23 мкг/л. [4]. Как показали наши исследования, на этих участках Невской губы проявилось влияние эвтрофирования на видовое разнообразие зообентоса, которое снижалось с увеличением первичной продукции (от $0,23$ до $0,90 \text{ гС/м}^2 \cdot \text{сут.}$) с $3,57$ до $1,5$ бит/экз. Мультирегрессионный анализ влияния биотических и абиотических факторов на биологическое разнообразие зообентоса в Невской губе в 2003 г. показал очень высокую и равную значимость по степени влияния концентраций хлорофилла «а» и величин первичной продукции, с увеличением которых видовое разнообразие снижалось. Причем, резкое снижение видового богатства и видового разнообразия донных животных в Невской губе отмечалось, когда уровень трофии экосистемы повышался и переходил границу мезотрофных вод.

Восстановление промышленности г. Санкт-Петербурга сопровождалось строительством портов и активизацией судоходства, строительством морского фасада и завершением строительства комплекса защитных сооружений Санкт-Петербурга. В 2005 г. максимальные концентрации тяжелых металлов и нефтепродуктов часто превышали нормативные уровни загрязнения, а иногда превосходили уровень экстремального загрязнения. В 30 % случаев по сравнению с данными 2004 г. наблюдалось увеличение превышений нормы величин БПК₅ [3].

Статистический анализ показал, что в 2005-2009 гг. с увеличением концентрации нефтепродуктов, свинца, цинка, цезия (Cs 137) и хрома в придонной воде и донных отложениях Невской губы наблюдалось снижение видового богатства и видового разнообразия в сообществах донных животных. По сравнению с 90-ми годами прошлого столетия в 2005-2009 гг. значительно увеличилась концентрация цинка в придонных водах, и сильно возросло его негативное влияние на видовое богатство и видовое разнообразие донных животных.

В среднем качество воды в Невской губе по величинам IP' было относительно стабильным в течение периода 1982 и 1994-2015 гг. Воды оценивались по IP' как «загрязненные» (4-ый класс) за исключением нештатной ситуации в 2006 и 2015 гг. (4-5 класс), обусловленной крупномасштабными дноуглубительными работами.

Среднее для акватории Невской губы число видов зообентоса увеличилось за период исследований от 11 ± 1 в 1982 до 15 ± 2 видов на станцию в 2015 гг. Среднее значение индекса видового разнообразия возросло от $2,0 \pm 0,1$ в 1982 до $2,7 \pm 0,2$ бит/экз. в 2015 г. В основном, это связано с повышением числа видов – индикаторов «загрязненных» и «грязных» вод.

Средняя для акватории Невской губы численность донных животных в 1994-2006 гг. менялась незначительно – от 11320 ± 1935 до 18305 ± 3373 экз./м², за исключением 2001 и 2004 гг., когда она достигала 61126 ± 14316 и 47219 ± 21619 экз./м² вследствие вспышки численности олигохет п/сем. Naididae. В последующие годы 2007-2015 численность донных животных снижалась более чем в 2 раза (от 15054 ± 3549 до 6832 ± 2138 экз./м²), что было связано с крупномасштабными гидротехническими работами в этот период.

Средняя биомасса макрозообентоса Невской губы в 1994-2015 гг. постепенно снижалась от $16,313 \pm 3,430$ в 1994 до $1,5 \text{ г/м}^2$ в 2015 г. что было связано со снижением биомассы мелких двустворчатых моллюсков пизидиид и олигохет.

По сравнению с Невской губой условия обитания животных в восточной части Финского залива были хуже, и определялись сочетанием природных факторов, неблагоприятных для развития донных животных и антропогенного воздействия. С увеличением солености, прогрессирующей эвтрофикации санаторно-курортного района эстуария, увеличения токсического загрязнения (тяжелых металлов и нефтепродуктов) в этой зоне эстуария, в 1994-2006 гг. уменьшалось видовое богатство (от 9 ± 3 до $5 \pm 0,6$ видов

на станцию), видовое разнообразие (от $1,7 \pm 0,2$ до $1,4 \pm 1,2$ бит/экз.), численность (от 15493 ± 5314 до экз./м²) и биомасса зообентоса (от $40,4 \pm 19,2$ до $5 \pm 1,1$ г/м²), то есть наблюдались все признаки деградации сообществ донных животных. В 2006 г. значения этих характеристик были минимальными за период наблюдений. В последующие годы 2007-2015 было зафиксировано увеличение видового богатства, видового разнообразия и численности зообентоса, что указывало на относительное восстановление сообществ донных животных.

Средние значения IP' курортного района восточной части Финского залива изменялись в течение периода 1994-2011 гг. от $66,6 \pm 2,5$ до $72,6 \pm 3,3$ %, что характеризовало воды этого участка как «загрязненные-грязные», на один класс ниже по сравнению с водами Невской губы; состояние экосистемы оценивалось как «кризис» (4-5 класс). В период 2012-2013 гг. состояние курортного района улучшилось до «критического» и воды оценивались на один класс выше («загрязненные» – 4 класс, также как и в Невской губе). Однако, с учетом ошибок средних значений IP' ($63,7 \pm 4,6$ – $65,1 \pm 4,4$) достоверность полученных различий была низка. В 2014-2015 гг. состояние этой части эстуария ухудшилось и оценивалось, как и в предыдущие годы (1994-2011) как «кризис», а воды как «загрязненные-грязные».

1. *Балушкина Е.В.* Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Реакция озерных экосистем на изменение внешних условий. – СПб.: ЗИН РАН, 1997. – С. 266-292.

2. *Балушкина Е.В., Максимов А.А., Голубков С.М.* Зообентос открытых вод эстуария р. Невы // Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы. – М.: Изд-во КМК, 2008. – С. 156-184.

3. *Басова С.Л., Рыбалко А.Е., Федорова Н.К.* Результаты государственного мониторинга восточной части Финского залива, выполняемого подразделениями Росгидромета и Минприроды Российской Федерации // День Балтийского моря. УП-ой Международный экологический форум: Сб.тез. – СПб.: Диалог, 2006. – С. 83-86.

4. *Голубков М.С.* Первичная продукция планктона в эстуарии реки Невы на рубеже XX-XXI веков // Биология внутренних вод. – 2009, № 4. – С. 20-26.

5. *Дерюгин К.М.* Гидрологические и гидробиологические исследования Невской губы. 4. Гидрология и бентос восточной части Финского залива // Исследования реки Невы и ее бассейна. – Л., 1925. – С. 3-48.

6. Материалы к изучению бентоса Невской губы. // Ученые записки Ленинградского университета. Сер. биол. наук. – 1949. – Вып. 21. – С.107-141.

7. Обзор состояния водных объектов по гидробиологическим показателям на территории СЗУГКС в 1980 году. – Л.: ГК СССР по гидрометеорологии и контролю природной среды. СЗУГКС, 1981. – 201 с.

8. *Скорилов А.С.* Зоологические исследования Ладожской воды как питьевой. Пб. 1910. – С.1-123.

9. *Финогенова Н.П., Голубков С.М., Панов В.Е., Балушкина Е.В., Панкратова В.Я., Лобашева Т.М., Павлов А.М.* Макробентос // Невская губа. Гидробиологические исследования. – Л.: Наука, 1987. – С. 111-121.

10. *Balushkina E.V.* New Integrated Index for water quality evaluation based on structural characteristics of zoobenthos. // Proceedings of the Final Seminar of the Gulf of Finland Year 1996. Painopaikka: Oy Edita Ab. Helsinki, 1997. – P. 177-202.

11. Directive 2000/60/EC of the European Parliament of the Council of the 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy // Official journal of the European Communities. – 2000. L 327. – P. 1-73.

BIOINDICATION IN THE MONITORING OF POLLUTION OF THE NEVA RIVER ESTUARY, THE REGULARITIES IN THE CHANGING OF STRUCTURE AND DIVERSITY OF COMMUNITIES OF BOTTOM ANIMALS

E.V. Balushkina, S.M. Golubkov

Zoological Institute RAS, St. Petersburg, balushkina@zin.ru; golubkov@zinl.ru

Integrated mean assessment of water quality over the entire Neva Bay by means of (IP') (for the 1994—2015) remained relatively stable during the whole period, waters (except in 2006 and 2015) were assessed as “polluted”. In the health-resort zone of the eastern Gulf of Finland IP' characterizing the quality of waters as “polluted-dirty”, which is one class lower, than waters of the Neva Bay. As a result of pollution and salinity increase, species diversity of benthic animals in the resort zone of the eastern Gulf of Finland is notably lower than in the Neva Bay.

Keywords: anthropogenic stress, biodiversity, zoobenthos, water quality.

УДК 57(075.8)

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ В РАННЕЙ ДИАГНОСТИКЕ АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ПРЭСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Л.В. Барабанова, Е.В. Даев

Санкт-Петербургский государственный университет, г. Санкт-Петербург,

lbaranova@mail.ru

Обсуждается перспектива применения цитогенетических методов в биоиндикации состояния окружающей среды для ранней диагностики антропогенных изменений.

Ключевые слова: биоиндикация, пресноводные экосистемы, природные виды-индикаторы, цитогенетический метод, хромосомные перестройки.

Научно-технический прогресс неизбежно сопровождается ростом антропогенной нагрузки на окружающую среду. Среди превентивных мер снижения отмечаемого давления на живые организмы, в том числе, и человека, биоиндикация и биомониторинг занимают ведущие позиции. Получаемая благодаря данным подходам информация позволяет оценивать степень опасности антропогенного воздействия на экосистемы. Хорошо известно, что большое количество стрессов, вызванных действием факторов окружающей среды, приводят к разного рода генетическим изменениям. Последние, в свою очередь, обуславливают изменения функционирования биологических систем на разных уровнях, включая клеточную пролиферацию, работу иммунной системы, биохимические и физиологические процессы, поведение и многие другие. Таким образом, использование генетических показателей в качестве индикаторов действия факторов окружающей среды на биосистему предоставляет возможность осуществления ранней диагностики стрессового воздействия и прогнозирования возможных отдаленных последствий на изучаемую экосистему в целом [1, 4].

Многолетние исследования, проводимые на кафедре генетики и биотехнологии СПбГУ, были посвящены поиску природных видов-индикаторов, позволяющих осуществлять биоиндикацию состояния окружающей среды в непосредственном месте локализации действующего фактора с возможностью оценки его повреждающего действия на генетический аппарат индикаторного вида. Результаты исследований показали, что многочисленные виды ракообразных могут служить удобным инструментом в ранней диагностике антропогенных изменений разных типов экосистем, в том числе, и пресноводных. Основными преимуществами данной группы организмов является их многочисленность, широкая распространенность и приуроченность к обитанию в морских, солоноватых, пресноводных водоемах, а также на почве. Кроме того, наличие большого количества активно делящихся митотических клеток в процессе развития эмбрионов предоставляет уникальную возможность использования цитогенетических методов для оценки возникающих нарушений генома, как на уровне его хромосомной организации, так и на молекулярном уровне [2].

Ранее отдельные виды ракообразных уже были использованы в качестве индикаторов в батарее стандартных тест-систем для проведения биомониторинга. В частности, для амфипод был разработан метод первичной оценки токсичности донных отложений. Также в настоящее время в разных странах широко популярен лабораторный 10-дневный тест по оценке влияния осадков на выживаемость этих ракообразных [3]. Протокол данного метода был разработан на основе стандартного теста оценки острой токсичности «Качество воды –

Определение острой токсичности морских и эстуарных осадков для амфипод» (ISO 16712:2005). Оригинальным подходом явилось использование амфипод при индикации состояния среды посредством учета аномалий развития эмбрионов. Помимо этого были привлечены и другие научные подходы, рекомендованные международными организациями (OSPARCOM, 1997) для изучения отдельных видов живых организмов. В качестве основного критерия токсичности в данных исследованиях рассчитывают показатель выживаемости тестируемых объектов, который представляет процентное отношение числа особей после воздействия к исходному числу особей в эксперименте. Данная оценка по сути своей является косвенной, поскольку отражает результат уже произошедших после воздействия нарушений, приведших к летальному эффекту.

Важное преимущество генетического подхода по сравнению с традиционными для биоиндикации методами состоит в том, что он позволяет учитывать слабые мутагенные эффекты воздействия на самых ранних стадиях, предшествующих реализации возникающих нарушений в виде снижения жизнеспособности, плодовитости и токсичности. Несмотря на свои очевидные перспективы, цитогенетические методы до настоящего времени остаются мало популярными среди методов биоиндикации и биомониторинга окружающей среды. По всей видимости, это связано с отсутствием у специалистов-экологов генетических навыков и определенного опыта работы с микроскопической техникой и молекулярными методиками.

В то же время, проводимый на протяжении длительного времени в рамках биоиндикации и биомониторинга анализ частоты хромосомных aberrаций позволяет оценивать уровень необратимых клеточных потерь, возникающих у организма в результате какого-либо воздействия. Среди широко известных факторов, связанных с активной деятельностью человека и обладающих генетической активностью, разливы нефти, тяжелые металлы, полициклических ароматических углеводороды и многие другие загрязнители окружающей среды. Указанные загрязняющие факторы среды характерны для территорий и акваторий Северо-Запада, относящегося к промышленно развитому региону России. В этой связи была проведена апробация предлагаемого подхода с целью характеристика состояния окружающей среды в обследуемом районе. В частности, цитогенетический метод был успешно применен в мониторинге прибрежных зон Белого, Баренцева и Балтийского морей, а также пресноводных водоемов [7]. Было показано, что антропогенное воздействие на окружающую среду увеличивало в 5-6 раз степень митотических нарушений по сравнению с уровнем, характерным для клеток ракообразных, собранных в условно чистых местах обитания (табл.). Кроме того, обращает на себя внимание стабильность спонтанного уровня структурных нарушений генома у различных представителей данной группы организмов. Колебания частот данного показателя укладываются в пределы от 2 до 3 %, независимо от вида и типа среды обитания исследуемого объекта. Указанные значения, таким образом, могут служить контрольным уровнем в мониторинге состояния среды.

Таблица. Частота хромосомных aberrаций в митотических клетках различных видов ракообразных из «чистых» и загрязненных мест обитания.

<i>Jaera albifrons</i>	<i>Porcellio scaber</i>	<i>Asellus aquaticus</i>	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	<i>Bosmina</i> sp.	<i>Leptodora kindti</i>	<i>Gmelinoides fasciatus</i>
Места обитания без антропогенной нагрузки						
3,4±0,56	2,4±0,36	2,2±0,45	2,3±1,28	1,5±1,04	2,3±1,31	1,8±0,39
Загрязненные места						
20,0±1,30*	20,1±2,51*	20,2±1,22*	-	-	-	-

Примечание: * – достоверные различия согласно критерию χ^2 ($P < 0,0001$). Прочерк указывает на отсутствие данных.

Таким образом, цитогенетический анализ позволяет сделать общую предварительную оценку степени экологического стресса в водных экосистемах и его влияния на стабильность митотического генома. Разнообразие видов гидробионтов, приуроченных к обитанию в пресных, солоноватых и соленых водоемах, предполагает проведение мониторинга в

отдельно взятом водоеме с привлечением конкретного вида [5]. Анализ динамики показателя частоты хромосомных нарушений в митотически делящихся клетках вида-индикатора способен учесть временные периоды, связанные с усилением антропогенного давления на изучаемую экосистему. Естественно, невозможно однозначно идентифицировать фактор (или факторы), вызывающий митотические нарушения, но этот метод эффективен для мониторинга пространственного распределения загрязняющих веществ в обследуемых районах. Важно, чтобы анализ митотических нарушений в клетках гидробионтов охватывал как можно больше участков их распространения и, без всякого сомнения, должен проводиться в сочетании с другими традиционными методами мониторинга.

Наряду с известными факторами антропогенной природы существуют естественные экологические факторы, которые могут также оказывать влияние на состояние генетического аппарата. Можно предполагать, что одним из механизмов адаптации организмов к изменяющимся условиям среды, является генетический механизм. В этом случае предлагаемый цитогенетический подход позволяет учитывать реакцию генома организма на действие меняющего фактора среды. Подобный мониторинг был начат в 2015 г. в прибрежной зоне Финского залива с использованием амфиподы-вселенца *Gmelinoides fasciatus* [6]. Данный пресноводный вид ракообразных был искусственно интродуцирован в водные системы Северо-Запада с целью расширения кормовой базы рыб. Широкие адаптационные свойства этой амфиподы способствовали ее проникновению в многочисленные пресноводные водоемы страны, в том числе, и солоноватый Финский залив. Проведенный анализ частоты хромосомных перестроек в митотических клетках *G. fasciatus* из озера Байкал и Финского залива не выявил столь значимых отличий по этому показателю, как это было показано в случае сильной антропогенной нагрузки (рис.). Было отмечено лишь некоторое повышение аномалий делений митоза у амфипод из Финского залива в 2016 г. по сравнению с 2015 г. Обследование популяции *G. fasciatus* в районе поселка Ольгино и отмеченное для этого места сбора наибольшая частота хромосомных аномалий может быть связана с близко расположенными очистными сооружениями Санкт-Петербурга. Однако этот факто требует дальнейшей проверки.

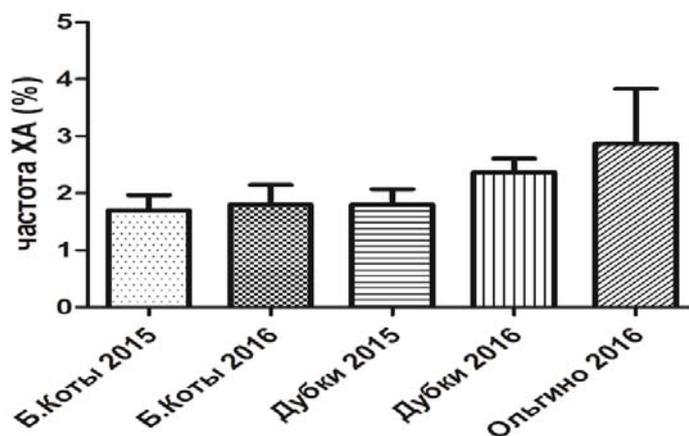


Рисунок. Частота (%) митотических нарушений в клетках зародышей рачка *Gmelinoides fasciatus* в популяциях озера Байкал (Большие Коты) и Финского залива (Дубки, Ольгино) в 2015-2016 гг.

Тем не менее, можно предполагать, что приспособленность к новым условиям обитания затронула более тонкие механизмы адаптации, нежели серьезные нарушения, связанные с клеточными делениями. Дальнейшие исследования направлены на привлечение

молекулярно-цитогенетических методов, которые позволяют выявлять тонкие изменения генома, затрагивающие молекулярный уровень. Одним из таких методов является кометный форез. С его помощью, возможно, оценить повреждения структуры ДНК в отдельных клетках организма. Сравнение полученных результатов с имеющимися частотами хромосомных нарушений позволит оценить степень первичных повреждений ДНК и их реализацию в структурные перестройки генома.

Таким образом, цитогенетические данные могут предсказать долгосрочные последствия будущих резких изменений состояния экосистемы. Сокращение биоразнообразия за счет утраты любых видов (общих или редких) имеет большое значение для устойчивости экосистем. Следовательно, предварительный анализ митотических нарушений в делящихся клетках естественных обитателей может дать ценные данные о самых ранних стадиях экологической деградации. В некоторых случаях такие прогнозы позволяют предлагать охранные или корректирующие действия для защиты окружающей среды.

Работа выполнена при поддержке грантов РФФИ 15-29-02526 и Президента РФ НШ-9513.2016.4.

1. *Абилев С.К., Глазер В.М.* Мутагенез с основами генотоксикологии: учебное пособие. – М.-СПб.: Нестор-История, 2015. – 304 с.

2. *Барабанова Л.В., Дукельская А.В., Даев Е.В.* Ракообразные как биоиндикаторы качества воздуха, почвы и воды // Сб. тезисов 17 Междунар. конф. по биоиндикаторам окружающей среды. – М. – 2009. – С.13.

3. *Березина Н.А., Голубков С.М., Максимов А.А.* Опыт использования нового биоиндикатора (*Gmelinoidea fasciatus*) для оценки состояния донных местообитаний в Финском заливе // Вода: химия и экология. – 2016. – № 04. – С. 40-47.

4. *Гераськин С.А., Сарапульцева Е.И., Цаценко Л.В., Глазер В.М., Абилев С.К., Смирнова С.Г., Замулаева И.А., Комарова Л.Н., Степченкова Е.И., Инге-Вечтомов С.Г., Ким А.И., Крутенко Д.В., Евсеева Т.И., Михайлова Г.Ф., Амосова Н.В.* Биологический контроль окружающей среды: генетический мониторинг // Учеб. пособие для студентов высшего проф. образования. – М.: Академия, 2010. – 208 с.

5. *Barabanova L.V., Daev E.V., Dukelskaya A.V.* Genetic changes in fresh water hydrobionts as important indicator of environmental stress // Abstract book. Symposium for European Freshwater Sciences. Munster. Germany. – 2013. – P. 26.

6. *Daev E.V., Barabanova L.V., Dukelskaya A.V.* Cytogenetic methods in a bio monitoring of the Baltic Sea region // Baltic Sea Day : Thesis collection of XV Int. Environm. Forum, Saint-Petersburg, Russia. – 2014. – P.184.

7. *Daev E.V., Dukelskaya A.V., Barabanova L.V.* Cytogenetic approaches for determining ecological stress in aquatic and terrestrial biosystems // Russian Journal of Genetics: Applied research. – 2015. – Vol. 5, №. 5. – P. 441-448.

CYTOGENETIC METHODS IN EARLY ASSESSMENT OF ANTROPOGENIC CHANGES IN FRESHWATER ECOSYSTEMS

L.V. Barabanova, E.V. Daev

Saint Petersburg State University, St. Petersburg, lbarabanova@mail.ru

A prospect of applying cytogenetic methods in environmental bioindication for early assessment of antropogenic changes are discussed.

Keywords: bioindication, freshwater ecosystems, nature indicator species, cytogenetic method, chromosome aberrations.

РЕЛИКТОВЫЕ АМФИПОДЫ КАК ИНДИКАТОРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

М.А. Барбашова

Институт озераедения РАН, г. Санкт-Петербург, mbarba@mail.ru

На основании материалов многолетних исследований выявлены особенности пространственного распространения ледниковых реликтовых ракообразных в открытых районах озера. Показано, что характер современного распределения амфипод мало отличается от такового в 1930-е годы. Не установлено отрицательного влияния антропогенного эвтрофирования и существующего уровня загрязнения на реликтовую фауну амфипод Ладожского озера.

Ключевые слова: реликтовые ракообразные, Ладожское озеро, распределение, амфиподы.

Ладожское озеро, крупнейший пресноводный водоем Европы площадью 17765 км² и максимальной глубиной 230 м, играет важную роль в экономике Северо-Западного региона России. Свообразие фауне озера придает наличие реликтовых ракообразных. Ледниковые реликты чутко реагируют на изменения водной среды, вызванные хозяйственной деятельностью человека, что позволяет использовать их в качестве индикаторов экологического состояния водоемов. Цель настоящей статьи – оценить изменения в реликтовой фауне амфипод Ладожского озера в многолетнем аспекте. В работе использованы материалы по макрозообентосу, собранные в ходе мониторинговых исследований открытых районов озера в период 1994 – 2012 гг.

В комплекс ледниковых реликтовых ракообразных Ладожского озера входят три вида амфипод: *Monoporeia (Pontoporeia) affinis* (Lindstrom), *Pallaseopsis (Pallasea) quadrispinosa* (Sars) и *Relictocanthus (Gammaracanthus) lacustris* (Sars). *M. affinis* – это холодолюбивый вид, хотя может переносить прогревание воды до 20 – 20,5 °С. В озерах Карелии обитает при содержании кислорода не ниже 50 – 60 % насыщения (оптимально – 95 – 97 % насыщения). [3]. Однако эти реликты способны существовать и при низком содержании растворенного кислорода – 1–2 мг л⁻¹ [9, 15]. *P. quadrispinosa* – единственный вид реликтовых ракообразных, для которого не установлена морская родственная форма. Этот рачок шире адаптирован к температурным условиям (предпочитает 6–7 °С) и способен жить при меньшем насыщении воды кислородом (до 60 %). Для *R. lacustris* оптимальные условия – температура 6 – 7 °С и насыщение придонных горизонтов воды кислородом не менее 90 % [3]. В настоящее время *R. lacustris* рассматривается, как исчезающий вид и занесен в Красную книгу Карелии. В то же время, по мнению З.С. Кауфмана [7] степень развития осморегуляции пресноводной формы *R. lacustris* очень близка к морской, что свидетельствует о его сравнительно недавнем вселении в пресные водоемы и еще недостаточной адаптации к условиям существования в них. Именно это определяет их малочисленность и редкую встречаемость.

Самым массовым и широко распространенным видом среди реликтовых амфипод является *Monoporeia affinis* (встречаемость 72,4 %). Обитает на всех типах грунтов в широком диапазоне глубин от 3 до 230 м, а на глубинах более 60 м оказывается единственным представителем амфипод [1]. За период наблюдений численность *M. affinis* колебалась от 20 до 10720 экз. м⁻², биомасса – от 0,01 до 28,6 г м⁻². В северном глубоководном районе на глубинах более 140 м плотность популяции (20–100 экз. м⁻²) и биомасса (0,025–0,26 г м⁻²) *M. affinis* низки. На долю этого бокоплава приходилось в среднем 8,2 % общей численности и 8,8 % биомассы макрозообентоса. В центральном (глубины 50 – 70 м) и переходном (глубины 18–50 м) районах озера на илистых грунтах часто преобладал *M. affinis*, вклад которого в биомассу зообентоса в среднем составлял 51,3 и 55,0 % соответственно. Схожее распространение *M. affinis* в озере наблюдалось в период 1975 – 1979 гг. На заиленных песках и илах на глубинах 17–33 м также фиксировались наибольшие количественные показатели: численность изменялась от 1240 до 6500 экз. м⁻², биомасса – от 1,6 до 15,3 г м⁻² [12]. Бокоплав *Pallaseopsis quadrispinosa* (встречаемость 13 %) обычно

регистрировался на глубинах от 5 до 54 м (табл. 1). Средняя численность *P. quadrispinosa* равнялась 39 ± 4 экз. м⁻² (20–140 экз. м⁻²), а биомасса – $1,27 \pm 0,33$ г м⁻² (0,01–12,8 г м⁻²). *P. quadrispinosa* отмечался значительно реже *M. affinis*, но вклад этого реликта в биомассу зообентоса бывает довольно высок. Еще один представитель ледникового комплекса *Relictocantus lacustris* наблюдался крайне редко, преимущественно на глубинах 30–50 м. Его численность варьировала от 20 до 40 экз. м⁻², а биомасса от 0,2 до 0,6 г м⁻².

Известно, что ледниковые реликты способны адаптироваться только к тому диапазону факторов среды, с которыми они сталкивались во время своего расселения и формирования отдельных популяций. Основные причины, вызывающие снижение численности реликтов и разрушение реликтового комплекса – это эвтрофирование и загрязнение водоемов. При этом влияние эвтрофирования на реликтовую фауну ярко проявляется только при выраженном дефиците кислорода. Так, в некоторых озерах Белоруссии, в которых реликтовые ракообразные обитали в 1940-е гг., произошло выпадение отдельных видов из фаунистического комплекса или их численность значительно уменьшилась [15]. Сокращение числа озер с реликтовой фауной прослеживалось также в Карелии [8].

M. affinis наиболее устойчив к загрязнению и даже развивается в массе в умеренно эвтрофных зонах водоемов [16]. Так, исследования, проведенные на Онежском озере, показали, что *M. affinis* не встречался на загрязненных участках, прилегающих к зоне сброса сточных вод Кондопожского комбината, но по мере удаления от источника загрязнения численность ракообразного возрастала [6]. В то же время, в период 1988–1993 гг. популяция *M. affinis* достигала массового развития (5700 экз. м⁻² и 23,8 г м⁻²) в центральном плесе Петрозаводской губы, одним из наиболее загрязненных участков озера [11]. В Ладожском озере бокоплав *M. affinis* с 1930-х годов до настоящего времени сохранил свой уровень количественного развития и широкое распространение в донных сообществах.

Ранее считалось, что антропогенное эвтрофирование Ладожского озера и его загрязнение привело к сокращению (*P. quadrispinosa*) и даже выпадению некоторых видов (*R. lacustris*) из реликтовой фауны амфипод [10, 17]. В работе В.В. Меншуткина с соавторами [10] указывалось: «С увеличением трофии и загрязненности озера роль этих ракообразных значительно снизилась: *Pallasea* встречена всего на 26 станциях, а *Gammaracanthus* чрезвычайно редко попадает в дночерпательных пробах». Однако никаких количественных характеристик этих видов не приводится. Данный вывод также не был подтвержден статистическими расчетами. В последующих публикациях эта гипотеза нашла свое продолжение. Более частое обнаружение в пробах *P. quadrispinosa* и изредка *R. lacustris* в 1990-х годах было воспринято как восстановление реликтовой фауны в связи со снижением антропогенной нагрузки и улучшением экологического состояния озера [2, 13]. Однако в своей работе Ц.И. Иоффе [5] пишет, что *P. quadrispinosa* «имеет значительно меньшее распространение» в озере, чем *M. affinis*, а *Gammaracanthus* «не принадлежит к численно-богатым видам в Ладожском озере». Автор также отмечает сложность количественных оценок данного вида в дночерпательных пробах: «из четырех станций, на которых был найден *Gammaracanthus*, лишь один раз 2 экземпляра попались в дночерпатель, на остальных трех станциях он попадался только в траловых ловах; всего с помощью трала добыто 242 экз.».

Проведенный сравнительный анализ данных по численности и биомассе амфипод за разные периоды исследования показал, что их характер распределения по глубинам и типам грунта не изменился (табл.). Современное распределение амфипод в озере мало отличается от распределения в 1930-е годы, а количественные характеристики реликтовых амфипод в разные периоды довольно близки.

Г.А. Стальмакова [14] также отмечает, что «... на глубине 5–6 м *Pontoporeia affinis* – уже обязательный элемент фауны, а *Pallasea quadrispinosa* появляются лишь в виде единичных экземпляров. Максимальное количество этих рачков обнаружено на глубинах 12 – 40 м. В сублиторали к ним присоединяется также *Gammaracanthus loricatus*, численность которого в Ладоге невелика». Далее в этой же статье можно прочитать: «*Gammaracanthus*

loricatus lacustris встречался спорадически в количестве 5–15 экз. м⁻² на песчано-илистых грунтах сублиторали от глубин 20 – 30 м и глубже в профундали на илистых грунтах».

Таблица. Средние показатели численности (N, экз. м⁻²) и биомассы (B, г м⁻²) реликтовых амфипод на различных глубинах и грунтах в Ладожском озере.

Фактор среды		Вид	Период исследования			
			1931 – 1933 гг,*		1994 – 2012 гг,	
			N	B	N	B
Глубина (метр)	до 10	<i>Monoporeia affinis</i>	170	0,602	149	0,396
	11-20		753	1,789	512	1,255
	21-30		1038	2,433	1582	4,512
	31-40		2250	6,469	1239	3,459
	41-50		1541	4,994	639	1,743
	51-60		840	2,635		
	61-70		539	1,248	483	1,467
	71-80		1200**	2,105**	473	1,794
	до 10	<i>Pallaseopsis quadrispinosa</i>	8	0,175	24	0,356
	11-20		37	0,440	41	0,748
	21-30		16	0,479	40	1,573
	31-40		4	0,141	44	2,114
	41-50		3	0,041	20	5,980
	51-60		1	0,0001	20	0,280
Грунт	песок	<i>Monoporeia affinis</i>	209	0,777	274	0,651
	заиленный песок		1389	3,460	1034	2,594
	ил		1485	4,176	656	1,809
	песок	<i>Pallaseopsis quadrispinosa</i>	17	0,169	35	0,645
	заиленный песок		29	0,464	43	2,334
	ил		4	0,097	21	4,060

Примечание: * – данные взяты из работы Ц.И. Иоффе [5]; ** – одна станция.

Как видно из приведенного материала все исследователи Ладожского озера указывают на более низкую встречаемость *P. quadrispinosa*, чем *M. affinis*, а *R. lacustris* относят к редким видам. Более того сравнение встречаемости видов *M. affinis* (57 %) и *P. quadrispinosa* (7 %) за период 1976–1984 гг. [10], когда наблюдалось выпадение видов из реликтовой фауны, близко к нашим данным по встречаемости этих видов за период 1994–2012 гг. (см. текст выше). В наших сборах *R. lacustris* был обнаружен только два раза, в последний раз в 2000 г. на глубине 47 м в северо-восточной части озера. Однако это вряд ли свидетельствует об его исчезновении, учитывая, что отбор проб проводился только дночерпателем. Кроме того, в 2011–2012 гг. он был встречен на каменистой литорали о. Валаам [4].

Таким образом, исследования последних лет показали, что характер современного распределения амфипод мало отличается от такового в 1930-е, 1960-е и 1970–1980-е годы. Все эти данные свидетельствуют не в пользу теории о снижении роли и выпадении некоторых видов из фауны реликтовых амфипод в период, когда озеро подвергалось наибольшему антропогенному эвтрофированию. В целом можно отметить, что не установлено отрицательного влияния эвтрофирования и существующего уровня загрязнения на реликтовую фауну амфипод Ладожского озера. В озере обитают все амфиподы, которые относятся к комплексу реликтовых ракообразных. Такая встречаемость ледниковых реликтов связана с наличием благоприятных условий для обитания этих организмов в озере, что и способствовало сохранению этой фауны до наших дней.

1. Барбашова М.А. Многолетние изменения макробентоса центральной части Ладожского озера // Вода: химия и экология. – 2014. – №8. – С 55-61.
2. Барбашова М.А., Слепухина Т.Д. Макробентос и его многолетняя изменчивость в открытых районах озера // Ладожское озеро – прошлое, настоящее, будущее /под ред. В.А. Румянцева, В.Г. Дабковой. – СПб.: Наука, 2002. – С. 202-210.
3. Гордеев О.Н. Высшие ракообразные озер Карелии // Фауна озер Карелии. Беспозвоночные /под ред. Ю.И. Полянского. – М.-Л.: Наука, 1965. – С. 153-171.
4. Зуев Ю.А., Зуева Н.В. Опыт исследования макрозообентоса каменистой литорали Ладожского озера // Ученые записки РГГМУ – 2013. – № 30. – С. 134-147.
5. Иоффе Ц.И. Донная фауна крупных озер Балтийского бассейна и ее рыбохозяйственное значение // Известия ВНИОРХ. – Л., 1948. – Т. XXVI. – Вып. 2. – С. 89-143.
6. Калинин Н.М., Куликова Т.П., Литвинова И.А., Полякова Т.Н., Сярки М.Т., Теканова Е.В., Тимакова Т.М., Чекрыжева Т.А. Биоиндикация загрязнения вод и донных отложений в Кондопожской губе Онежского озера // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геоэкология. – 2011. – № 3. – С. 265-273.
7. Кауфман З.С. Некоторые вопросы формирования фауны Онежского и Ладожского озер (краткий обзор) // Труды Кар. НЦ РАН. – 2011. – № 4. – С. 64-76.
8. Кузьменко К.Н. Изменения сообщества макрозообентоса в многолетнем ряду // Методические аспекты лимнологического мониторинга. – Л.: Наука, 1988. – С. 93-102.
9. Максимов А.А. Роль *Monoporeia affinis* (Lindström) (Crustacea; Amphipoda) в донных сообществах восточной части Финского залива: Автор. дисс. ... канд. биол. наук. – СПб., 2000. – 25 с.
10. Менишуткин В.В., Слепухина Т.Д., Менишуткина М.В., Суворова Т.П. Пространственная неоднородность распределения макрозообентоса // Современное состояние экосистемы Ладожского озера /под ред. Н.А. Петровой, Г.Ф. Расплетиной. – Л.: Наука, 1987. – С. 126-136.
11. Полякова Т.Н. Донные ценозы в условиях антропогенного эвтрофирования // Онежское озеро. Экологические проблемы / Под ред. Н.Н. Филатова. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1999. – С. 211-227.
12. Слепухина Т.Д., Алексеева Н.А. Донные беспозвоночные // Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера /под ред. Н.А. Петровой. – Л.: Наука, 1982. – С.181-191.
13. Слепухина Т.Д., Барбашова М.А., Расплетина Г.Ф. Многолетние сукцессии и флуктуации макрозообентоса в различных районах Ладожского озера //Ладожское озеро /под ред. Н.Н. Филатова. – Петрозаводск: Кар. НЦ РАН, 2000. – С. 249-255.
14. Стальмакова Г.А. Зообентос Ладожского озера // Биологические ресурсы Ладожского озера (зоология) – Л.: Наука, 1968. – С. 4-70.
15. Суцены Л.М., Семенченко В.П., Вежновец В.В. Биология и продукция реликтовых ракообразных. – Минск: Наука и техника, 1986. – 160 с.
16. Яковлев В.А. Пресноводный зообентос северной Фенноскандии (разнообразие, структура и антропогенная динамика). – Апатиты: Кольский НЦ РАН, 2005. – Ч. 1. – 161 с.
17. Slepukhina T.D., Belyakova I.V., Chichikalyuk Y.A., Davydova N.N., Frumin G.T., Kruglov E.M., Kurashov E.A., Rubleva E.V., Sergeeva L.V., Subetto D.A. Bottom sediments and biocoenoses of northern Ladoga and their changes under human impact // Hydrobiologia. – 1996. – Vol. 322. – P. 23-28.

RELICT AMPHIPODS AS INDICATORS OF ECOLOGICAL STATE OF LAKE LADOGA

M.A. Barbashova

Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, mbarba@mail.ru

On the basis of materials of long-term studies, features of the spatial distribution of glacial relict crustaceans in the open areas of the lake are revealed. It is shown that the character of the modern distribution of amphipods does not differ from that in the 1930s. No significant negative effect of anthropogenic eutrophication and the existing pollution level on the relict fauna of Lake Ladoga is found.

Keywords: relict crustaceans, Lake Ladoga, distribution, amphipods.

**ПЛАНКТОННЫЕ ПРОСТЕЙШИЕ ЧЕТЫРЕХ РАЗНОТИПНЫХ ОЗЕР
КАРЕЛЬСКОГО ПЕРЕШЕЙКА**

Д.С. Бардинский

Институт озераедения РАН, г. Санкт-Петербург, bardos777@mail.ru

В течение сезона 2016 г. изучались основные показатели сообщества планктонных простейших 4 озер, расположенных в Лемболовском ландшафте и Приневской низине Карельского перешейка. Анализировались качественный и количественный состав сообществ, вертикальное распределение трех размерных групп инфузорий.

Ключевые слова: планктонные простейшие, инфузории, численность, биомасса, вертикальное распределение, трофность.

Изучение планктонных простейших в различных водоемах показало, что структура их сообществ и функциональное значение меняется в зависимости от типа озер. Так, для кислых олиготрофных водоемов отмечено наименьшее видовое разнообразие и слабое развитие инфузорий, для гумифицированных мезотрофных характерно значительное видовое разнообразие, а их биомасса почти равна биомассе всего зоопланктона [5]. Многие виды инфузорий являются биоиндикаторами органического загрязнения водной среды, что позволяет использовать их для оценки сапробного состояния водоёмов. В эвтрофных водоемах, с одним летним максимумом численности и биомассы протозойного планктона, обычно доминируют один-два вида простейших из средне-размерной фракции, которые могут создавать более половины всей продукции простейших. В мезотрофных озерах обычно наблюдается два пика развития простейших – весенний и летний, в них слабо выражена вертикальная неоднородность размерной структуры сообщества [1, 2]. Таким образом, по характеру сезонной динамики можно делать предварительные выводы о степени трофности водоёма. Также в эвтрофных озёрах часто максимум численности и в некоторых случаях биомассы создаётся одним – двумя видами простейших. Инфузории участвуют в круговороте органического вещества и вносят значительный вклад в первичную и вторичную продукцию планктонных сообществ [6]. Они также являются важнейшим пищевым ресурсом для метазойного планктона и рыб [7, 8].

Цель настоящей работы – исследование качественного состава, количественного развития и вертикального распределения размерных групп простейших в озёрах Лемболовского ландшафта и Приневской низины, имеющих разный трофический статус. Трижды (май, август, сентябрь) за вегетационный сезон 2016 г. проводили исследования двух озер Карельского перешейка: на Центральном плато – мелководные эвтрофные оз. Ройка и Медное, и дважды (май, сентябрь) на двух озерах Приневской низменности – мезотрофные: глубоководное оз. Длинное и мелководное оз. Большое. Пробы отбирали батометром Рутнера, на оз. Длинное с трех горизонтов (поверхность, 4 м и дно), на остальных – с двух (поверхность и дно). Обработку проб проводили в живом виде, простейшие были разделены на группы по размерам: мелкие (0-40 мкм), средние (40-100 мкм), крупные (100-200 мкм). Отбор и обработку проб проводили по стандартным методикам [3, 4]. Озера Ройка и Медное относятся к Лемболовскому ландшафту. Это мелководные эвтрофные водоёмы с глубинами от 0,8 м (Медное) до 4 м (Ройка).

Массовые виды представлены среднеразмерными формами *Halteria grandinella* O.F.Muller, *Strombidium viride f. pelagica* Kahl, *Tintinnopsis crater* Nada более крупной инфузорией *Strombidium viride* Stein и из крупной фракции – *Stokesia vernalis* Kahl. В оз. Ройка максимальные численность – 3,9 млн./м³ и биомасса – 0,20 г/м³ отмечены в августе, что подтверждает эвтрофный тип водоёма с одним летним максимумом. Значения численности и биомассы в мае относительно невысокие и составили 1,7 млн./м³ и 0,05 г/м³, а в сентябре – 1,3 млн./м³ и 0,08 г/м³. В оз. Медном наибольшего развития простейшие достигали в мае – 4,5 млн./м³ и 0,24 г/м³. Однако и в августе численность и биомасса были высокими и сопоставимыми с таковыми в оз. Ройка – 3,1 млн./м³ и 0,11 г/м³. Минимальное

развитие простейших отмечено в сентябре – 1,1 млн./м³ и 0,07 г/м³. Возможно, из-за малой глубины озеро Медное быстро прогревалось до дна, что приводило весной к быстрому росту значений численности и биомассы простейших этого эвтрофного водоёма. Численность и, особенно, биомасса простейших в основном создавалась средне-размерной фракцией (рис. 1). Основу средней фракция составляли мелкие виды *Strombidium viride f. pelagica* и *Halteria grandinella*, *Tintinnopsis cratera*, а также крупная инфузория *Strombidium viride*. Крупные инфузории (от 100 и выше мкм) в рассматриваемых озёрах встречались редко, в основном это была *Stokesia vernalis*, также в небольшом количестве встречалась *Paramecium bursaria*, являющаяся показателем высокой трофности водоёма. Вертикальное распределение простейших в августе представлено на рисунке 1. В оз. Ройка почти две трети простейших были сконцентрированы в поверхностном слое, а в придонном наблюдалось равномерное распределение мелко- и средне- размерных фракций. В мелководном оз. Медное распределение простейших в поверхностном и придонном слое было равномерным, однако, если у поверхности явно преобладала средне-размерная фракция, то у дна соотношение мелко и средне размерных фракций было одинаковым. Такое же, почти равномерное распределение планктона наблюдалось и в более глубоком эвтрофном оз. Силанде, что может указывать на наличие у простейших вертикальных миграций (рис. 1).

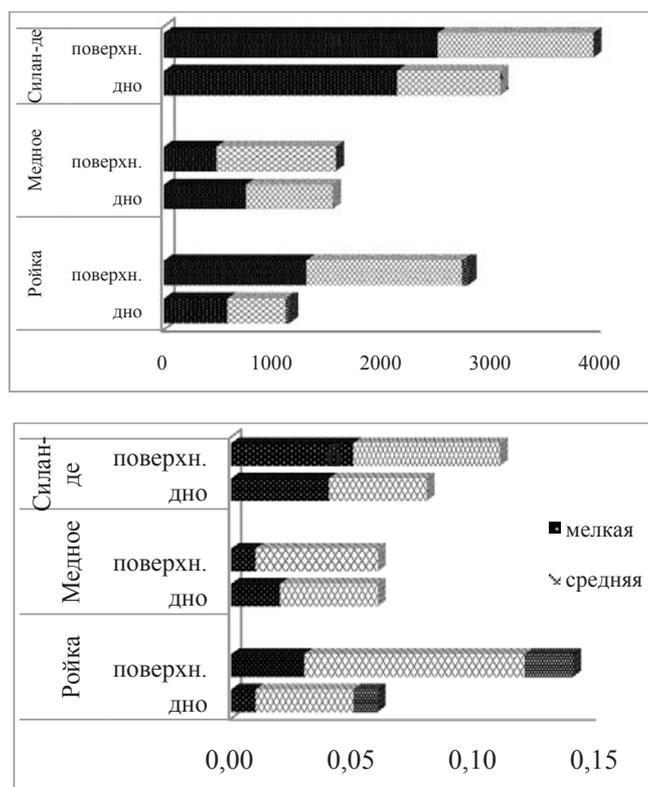


Рисунок 1. Вертикальное распределение численности (а, млн./м³) и биомассы (б, г/м³) простейших в эвтрофных озерах Ройка, Медное (август 2016 г) и Силанде (августе 2015 г).

Мезотрофные озера Большое и Длинное относятся к Приневской низине. Расположены озёра практически рядом друг с другом. Несмотря на разные максимальные глубины не более 1 м в озере Большом и до 10 м в озере Длинном, сезонная динамика развития простейших в них типичная для мезотрофного озера с 1 весенним максимумом. В оз. Большое в мае основной вклад в численность (3,2 млн./м³) вносила мелко-размерная фракция (63 %), а ее распределение в поверхностном и придонном слое отличалось незначительно.

Средняя фракция, состоящая в основном из *Halteria grandinella*, *Strombidium viride*, *Tintinnopsis cratera*, *Strombidium viride f. pelagica*, *Strombidium mirabile*, составляла основу биомассы – 66 %, и также имела почти одинаковые значения биомассы, как для поверхностного, так и для придонного слоев (рис. 2). В озере Длинном в мае простейшие разных размерных групп достаточно равномерно распределялись по горизонтам. В придонном слое был обнаружен холодолюбивый вид из крупной фракции *Amphileptus tracheluides*, а *Stokesia vernalis*, также представитель крупной фракции, предпочитала верхние слои. Оба вида вносили существенный вклад в биомассу и составляли 45 и 53 % от общей биомассы простейших в поверхностном и придонных слоях (рис. 2). По максимальным значениям численности и биомассы 1,2 млн./м³ и 0,07 г/м³ озеро беднее, чем мезотрофное озеро Красное, имеющее похожую сезонную динамику с одним весенним максимумом, но значительно превосходящим по численности и биомассе простейших – до 5-10 млн./м³ и до 0,4-0,7 г/м³.

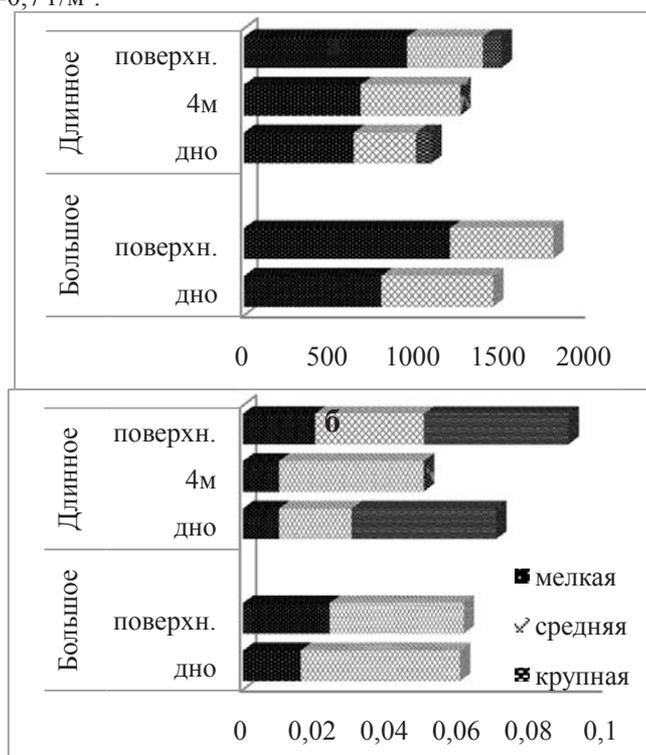


Рисунок 2. Вертикальное распределение численности (а, млн./м³) и биомассы (б, г/м³) простейших в мезотрофных озерах Большое и Длинное в мае 2016 г.

Возможно, планктонные инфузории в озере Длинном весной 2016 г. развивались медленно, и их максимум был приурочен к началу лета, когда, развившийся к этому времени зоопланктон отфильтровал часть сообщества простейших. Необходимо отметить, что *Amphileptus tracheluides* является очень крупной инфузорией – длина клетки доходит до 350-400 мкм. Это активный хищник, способный сократить численность простейших мелкой, а иногда и средней фракции. *Stokesia vernalis* имеет размеры до 150 мкм, и может оказывать воздействие лишь на представителей мелкой фракции. На примере многолетних наблюдений на мезотрофном озере Красном, в основном, на сокращения численности мелкой и средней фракции влияют развивающиеся к началу лета коловратки, способные к концу июня снизить численность простейших в несколько раз.

Таким образом, численность и биомассу простейших создавали: в эвтрофных озерах Ройка и Медное среднеразмерная фракция; в мезотрофных Большое и Длинное в

поверхностном слое при весеннем максимуме численность формировала мелкоразмерная фракция, на остальных горизонтах доли мелко- и среднеразмерных фракций были равны или почти одинаковы. Основу биомассы здесь создавала среднеразмерная фракция, а в глубоководном оз. Длинном на поверхности и у дна 50 % биомассы приходилось на долю крупноразмерной фракции. Осенью основу сообщества простейших составляли представители среднеразмерной фракции, Во всех озерах, кроме оз. Медное, где сообщество было равномерно распределено в толще воды, основная масса простейших была сконцентрирована в поверхностном слое, с преобладанием мелкой или средней фракций. С глубиной соотношение групп выравнивалось, что дает основание для предположения наличия вертикальных миграций у простейших. Прослеживается тенденция увеличения численности и биомассы простейших с увеличением трофического статуса озера, на который также указывает тип сезонной динамики с одним максимумом в летний период.

1. Бардинский Д.С. Различия размерных фракций протозойного планктона в озерах, различающихся по уровню трофии // Матер. III Всерос конф. по водной токсикологии посвящ. памяти Б.А.Флерова. (11-16 октября 2008 г.) – Борок. – 2008. –С. 47.

2. Быкова С.В., Жариков В.В. Сообщества свободноживущих инфузорий озера Кандры-Куль (республика Башкортостан) // Изв. ПГПУ им. Белинского. Естеств. науки. –2011, № 25. – С. 497 – 506.

3. Локоть Л.И. Экология ресничных простейших в озёрах Центрального Забайкалья. – Новосибирск: Наука, 1987. –150 с.

4. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР (планктон и бентос) / Под общ. ред. Г.Г. Винберга. Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 512 с.

5. Хлебович Т. В. Структурно-функциональная роль планктонных инфузорий в разнотипных озёрах южной Карелии // Реакция озёрных экосистем на изменение биотических и абиотических условий. СПб: Наука, 1997. – С. 62-71.

6. Хлебович Т.В. Участие планктонных инфузорий в трансформации взвешенного органического вещества в мезотрофном озере Костомоярви (Карелия) // Гидробиологический журнал. – 2001. – Т. 35. – С. 38-45.

7. Хлебович Т.В. Роль инфузорий и водорослей в питании коловратки *Asplanchna priodonta* Gosse // Биология внутр. вод. – 2006. –Т. 3. – С.31-34.

8. Gilbert J.J., Jack J.D. Rotifers as predators on small ciliates // Hydrobiologia. –1993. –Vol. 1. – P. 247-253.

PLANKTON PROTOZOA IN FOUR DIFFERENT TYPE LAKES OF THE KARELIAN ISTHMUS

D.S. Bardynski

Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, bardos777@mail.ru

The number and biomass of protozoa in eutrophic lakes is formed by the medium-sized fraction. In mesotrophic lakes, the population forms a small-sized, and biomass medium- and large-sized fractions. In all lakes, except for the lake. Royka, the protozoa were concentrated in the surface layer. In the lake. Royka markedly a uniform distribution of plankton in the water column. The tendency of an increase in the number and biomass of protozoa with increasing trophicity.

Keywords: planktonic protozoa, ciliates, abundance, biomass, vertical distribution, trophicity.

УДК 574

ECOLOGICAL MAPPING OF BIOINDICATION RESULTS USING MATHEMATICAL METHODS

S.S. Barinova

Institute of Evolution, University of Haifa, Haifa, Israel, sophia@evo.haifa.ac.il

Paper represented the new mapping methods that involve maximal and ad equate variables and in dices for ecological assessment of the diverse types of waterbodies. Basin approach was implemented for the ecological data

collection and mapping. The new approach for the riverine ecosystem mapping is presented in which was mapped data about classification ranks of index saprobity and nitrate concentration in the water of the sampling stations on the river basin. So, maps revealed not only parts of the river channel but the catchment basin area, which are responsible for the different types of water pollution. Mapping of the ecosystem state index WESI in of a technogenically-impacted riverine basins and waterbodies can help for reveal the pollution sources and areas where aquatic ecosystem was impacted. New simply method for the statistically generated mapping in the lentic waterbodies surface for diverse variables such as chemical, biological and physical is presented.

Keywords: Ecological mapping, Bioindication, Algae, Aquatic ecosystem, Indices, Rivers, Lakes.

The bioindication methods are used to reduce the cost of monitoring water bodies. Moreover, bioindicative assessments of water quality and the state of aquatic ecosystems provide more general, integrated results based on the notion of the aquatic ecosystem as a unity of the environment and the biota inhabiting it.

One of the methods that give an integral representation of the results of bioindication is environmental mapping. However, until recently, the methods used for mapping have been time-consuming, limited, and difficult to interpret [1]. We assume that modern approach in combination with statistical methods can improve this important instrument of the bioindication results presentation.

The aim of study was to choose the most informative, integrated, detail, simply, and easy usable mapping methods that can be implemented for all available data of environmental and biotic variables in bioindication of aquatic ecosystems [2].

Mapping of a lentic water bodies – the Sasyk estuarine reservoir

The Sasyk reservoir (Ukraine) has a long story from the Black Sea estuary to manmade reservoir in purpose of fresh water store [3]. The reservoir is shallow, up to 3 m deep with high homogeneity of the water and phytoplankton variables. Assessment of its ecosystem with help of constructed in first ecological maps [4] in the Statistica 12.0 program (Figure 1) on the base of bioindicators in phytoplankton [3] give us to conclude that water temperature have not heterogeneity and increased in shallow coastal zone (Figure 1b). Averaged cell volume of phytoplankton and Index Shannon were correlated (Figure 1c,d) and show that ecosystem in the peripheral part of the reservoir is most stable. Indicators of high pH water are represented mostly in upper part of reservoir in the Kogylnik River input (Figure 1e). Indicators of salinity show impact of sea waters in the south-western part near the dam (Figure 1f). These results can be revealed on the base of species-indicators distribution on the reservoir surface with help of ecological maps only.

Rivers and streams bioindication data mapping – the Pronya River technogenically-impacted riverine basin

The results of the riverine bioindication can be represented on the real map of the catchment basin of studied aquatic object or its part. Our approach to the ecological map construction included not only the mapping of the river channel water quality, as practice is in the EC countries, but also highlighting the catchment areas not only as a whole [5] but also as affect each of the monitoring stations. At a result of the map analysis, we distinguish not only the problematic points on the river channel, but also the objects that cause a disturbance of riverine communities. Therefore, the mapping process includes two stages: (1) construction of map of the nitrate concentration rank and (2) construction of the saprobity indices rank map. Their comparison provides for location of pollution source in the catchments area.

An example of an integrated basin assessment involves gathering as much information as possible according to the scheme [6], as was done for the analysis of the ecological situation in the basin of the Pronya River (Figure 2) where placed the Ryazan Power Station. It is the fifth largest oil-fired power station in the world, also the fifth largest power station in Russia, with an installed capacity of 3,130 MW. The power station is located in Novomichurinsk of the Ryazan Oblast, Russia [7]. Concentration of metals in water and bottom sediments, heavy organic matter in water, algal biodiversity, fish, loads of trophic elements and xenobiotics, distribution of discharges and discharges through the basin were made, bioindication and biotesting were carried out. The key link was the results of the analysis of the state of aquatic ecosystems and their basin mapping (Figure 2),

where a correlation was found between the concentration of heavy metals and toxic effects on ecosystems with emission fields of pipes at the Ryazan PS. On the Figure 2 can be seen our assessment map of the Index saprobity data (c) and the nitrates concentration in the river water (d). The comparison of both maps give the areas that responsible for the water quality from an ecological point of view. But, most informative map is for the Index WESI (b) where can be seen the concentric areas with emission impact that coincident with the measured wind directions served as a basis for building a wind rose, left below on the figures.

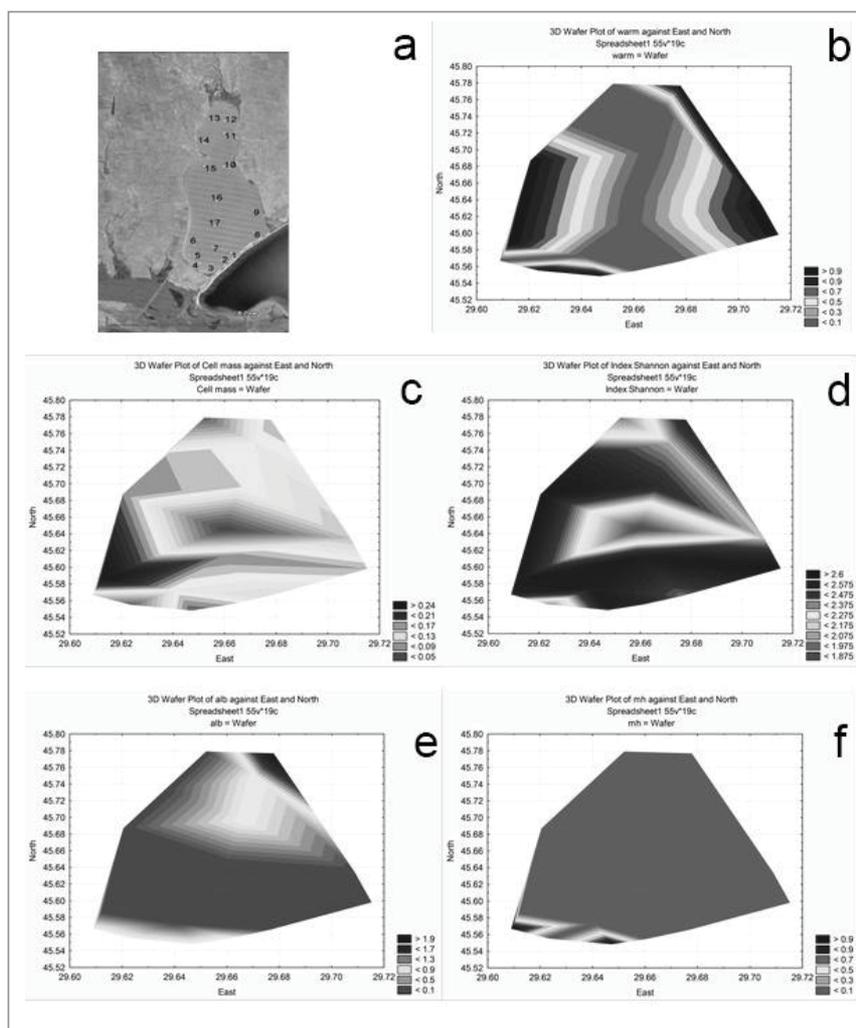


Figure 1. Maps of variables in the Sasyk reservoir stations (a), warm-water temperature indicators (b) average phytoplankton cell mass (c), Index Shannon for the phytoplankton communities (d) alkalibiontes indicators (e), mesohalobes indicators (f).

Interesting that the clean water areas were on the periphery of the Pronya River basin (blue) as well as under the two reinforced concrete chimneys with height of 320 meters that are among the ultra-high buildings, each of them is a 28-nd height chimney in the world. Two metal chimneys have a height of 180 meters [7]. Both highest chimneys and two other is responsible to emission of Coal, Fuel oil, and Natural gas fuel combustion products. As well known the most enriched by heavy metals is the fuel oil. So, the chimneys are so high so under them the emission precipitation is not impacted of ecosystems. As a result of our mapping, we can not only top assess the water and

biotic sustainable in the river basin but also to find the cause of the riverine ecosystem toxic impact, such as emission of fuel oil combustion products.

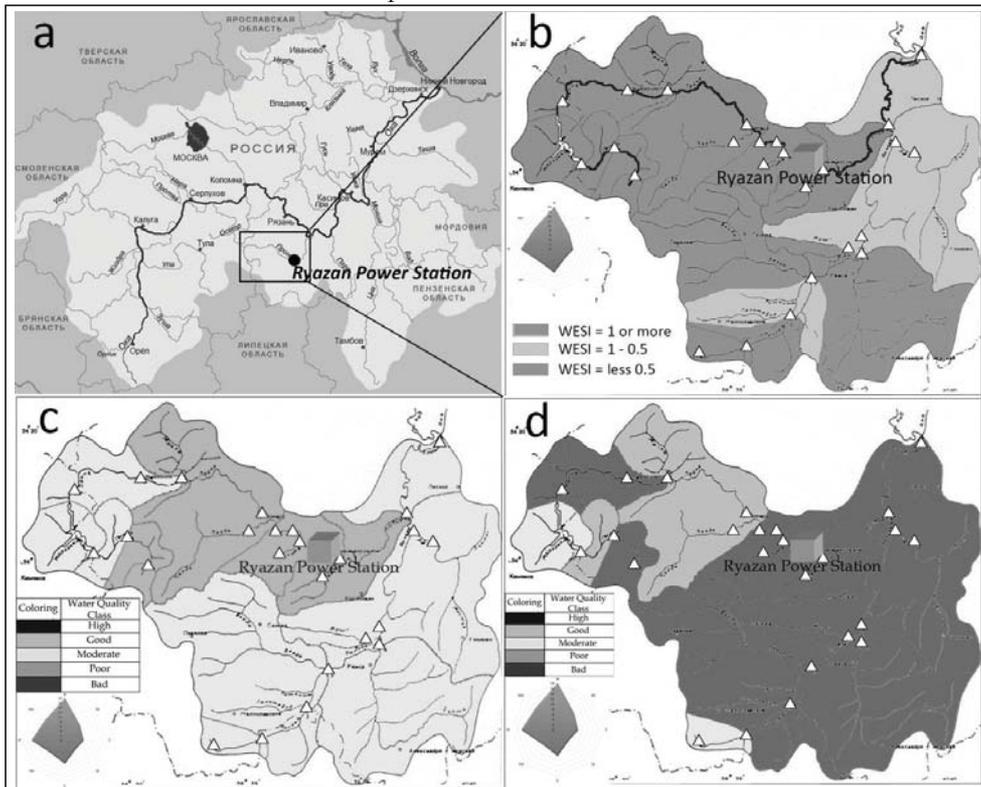


Figure 2. Environmental risk assessment maps on the Pronya River basin, European Russia. Basin the Oka River with the Pronya River tributary position, blue (a). WESI map with the Pronya River tributary position (blue) and the wind rose (b). Index saprobity S map under EU color code of water quality (c). Nitrates concentration in the Pronya River waters under EU color code of water quality (d). Ranks of water quality and self-purification zones are as in [6].

In purpose of pollution impact assessment on the fresh and brackish water ecosystems were implemented the mapping approach of the bioindication results that presented major groups of biotic and environmental indicators maps. Calculation of the saprobity indices S that are wide used in the monitoring systems of EU countries was included in the mapping to betrays the spatial dynamics and seasonal fluctuations of pollution over the monitoring stations of the studied rivers and lakes.

The ecological mapping based on nutrient concentrations and algal bioindication locates the pollution sources over the basin catchments. The maps reveal seasonality of impacts causing problems for river or lake ecosystems. This approach gave us a detailed picture of the different aquatic objects pollution patterns, pointing to the season or basin area that responsible to the pollution impact. So, including the ecosystem state index WESI in the ecological mapping of a technogenically-impacted riverine basin of the Pronya River in the central European part of Russia help us to reveal concentric distribution of the emission impact to the river ecosystem. Only mapping of WESI show that area under high (320 m) chimneys of the Ryazan Power Station avoid the impact such as in the basin periphery area.

Very productive for the ecological conclusions were the new approach for the statistically generated mapping in the lentic waterbodies surface for diverse variables such as chemical, biological and physical. The mapping results can be used not only for the ecological conclusions but also for revealing the important regulating factors on the lake and reservoir ecosystems.

Thus, a complex study of algal communities, including the ecological mapping and bioindication assessment of self-purification activity rate, gives important information on the lake or river pollution and ecosystem self-purification capacity that can be used as a basis for the river monitoring and make decision system for the aquatic objects management, conservation and reserve.

1. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/explore-interactive-maps/phytobenthos-in-rivers>. Available 07.05.2017.
2. Barinova S.S., Klochenko, P.D., Belous, Ye.P. Algae as Indicators of the Ecological State of Water Bodies: Methods and Prospects // Hydrobiological Journal. – 2015. – Vol. 51, № 6. – P. 3- 21. DOI: 10.1615/HydrobJ.v51.i6.10
3. Bilous O.P., Barinova, S.S., Ivanova, N.O. and Huliaieva, O.A. The use of phytoplankton as an indicator of internal hydrodynamics of a large seaside reservoir-case of the Sasyk Reservoir, Ukraine // Ecohydrol. Hydrobiol. – 2016. – Vol. 16. – P. 160-174.
4. Barinova S., Bilous, O., Ivanova, N. New Statistical Approach to Spatial Analysis of Ecosystem of the Sasyk Reservoir, Ukraine // International Journal of Ecotoxicology and Ecobiology. – 2016. – Vol. 1, № 3. – P. 118-126. DOI: 10.11648/j.ijee.20160103.19
5. <http://water.jrc.ec.europa.eu/waterportal>. Available 07.05.2017.
6. Barinova S. On the Classification of Water Quality from an Ecological Point of View // International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources. – Vol. 2, № 2. – P. 1-8. DOI: 10.19080/IJESNR.2017.02.555581.
7. https://ru.wikipedia.org/wiki/%D0%A0%D1%8F%D0%B7%D0%B0%D0%BD%D1%81%D0%BA%D0%B0%D1%8F_%D0%93%D0%A0%D0%AD%D0%A1. Available 07.05.2017.

УДК 574:556.53:630*221.01-022.316

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ МАЛЫХ РЕК В УСЛОВИЯХ ДОЛГОВРЕМЕННЫХ РУБОК

М.А. Батурина, О.А. Лоскутова

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, baturina@ib.komisc.ru

Дана оценка экологического состояния малых притоков рр. Мезени и Вычегды (Республика Коми) в условиях длительных рубок. Анализ состава и количественных характеристик зообентоса в целом не выявил различий между водотоками с разной площадью вырубок на водосборе, но показал отличия в распределении беспозвоночных по продольному профилю рек. На участках рек в зонах среднего и сильного воздействия уменьшалось число групп, менялись доминанты и возрастали количественные показатели общего бентоса. Такие изменения в структуре донных биоценозов указывают на наличие негативного воздействия. Как наиболее чувствительные для оценки состояния водотоков, по результатам проведенного анализа, указаны индексы BMWP и ASPT.

Ключевые слова: малые реки, сведение лесов, зообентос, оценка качества вод.

Массированное сведение лесов в поймах рек служит, прежде всего, причиной водной эрозии почвы, обуславливающей появление твердого стока на всех участках водосбора, где проводятся лесозаготовки [11]. Избыточное поступление наносов в местах вырубок приводит к обмелению рек [2], что, в свою очередь часто определяет массовое заиливание грунтов и снижение самоочищающей способности рек. К настоящему времени более 25 % лесной территории Республики Коми затронуто различными способами рубок. Исследования на территории Коми и других регионах севера России показали, что рубки леса оказывают существенное экологическое влияние на все компоненты таежных экосистем [3, 8]. Играя важную роль в формировании структуры речных экосистем, донные сообщества являются надежными показателями их состояния [5, 6, 9, 10, 13]. Цель нашей работы — оценить экологическое состояние малых притоков крупных рек в условиях длительных рубок по составу и структуре зообентоса.

Отбор и камеральную обработку проб зообентоса на малых притоках рек Мезень и Вычегда в июле-августе 2014-15 гг. проводили по стандартным методикам, принятым в

Институте биологии Коми НЦ УрО РАН [14] и регламентированным нормативными документами [1]. На реках пробы отбирали по створам, расположенным от верховьев к устью рек. При отборе с поверхности грунта использовали гидробиологический скребок с мешком из газа № 43 (площадь отбора 30x30 см²). Одновременно со сбором бентоса осуществляли замер глубин, температуры воды, скорости течения, прозрачность воды, отмечали характер грунта, наличие обрастаний и водной растительности.

Всего в составе донной фауны шести малых притоков р. Мезень установлено 18 таксономических групп донных беспозвоночных. Наибольшей встречаемостью (100 %) в пробах зообентоса характеризовались личинки хирономид, черви (*Oligochaeta*, *Nematoda*) и водяные клещи. Часто в гидробиологических пробах отмечались личинки и имаго водных жуков (*Coleoptera*), моллюски и личинки прочих амфибиотических насекомых: поденок (*Ephemeroptera*), веснянок (*Plecoptera*), ручейников (*Trichoptera*). Все эти группы указывались ранее в водоемах бассейна р. Мезень [4, 8 и др.]. Значения численности и биомассы зообентоса в период наблюдений колебались в широких пределах как по численности - от 1,9 тыс.экз./м² на валунно-галечном грунте в р. Кужим до 17,1 тыс.экз./м² на галечно-песчаных грунтах с глиной в р. Малый Ирыч (средние значения составляли $8,2 \pm 2,2$ тыс.экз./м²), так и по биомассе – от 0,4 г/м² на песчано-галечном с наилком грунте в р. Кужим до 3,3 г/м² на глинистых с песком и галькой грунтах в р. Малый Ирыч (средние значения составляли $1,4 \pm 0,6$ г/м²). Полученные нами данные укладываются в пределы колебаний, установленные в исследованных ранее [8] притоках Мезени на типичных песчаных или каменисто-галечных грунтах.

В шести малых притоках верхнего течения р. Вычегда установлено 23 таксономических группы донных беспозвоночных. Наиболее часто в пробах бентоса отмечались личинки различных групп амфибиотических насекомых (*Chironomidae*, *Plecoptera*, *Ephemeroptera*, *Heleidae*), водные жуки и черви (*Oligochaeta*, *Nematoda*). Все эти группы ранее указывались для основного русла и водоемов бассейна р. Вычегда [4, 14]. Показатели средней численности зообентоса в малых вычегодских притоках были выше ($8,3 \pm 3,0$ тыс. экз./м²), чем в основном русле реки в верхнем течении ($3,4 \pm 1,2$ тыс.экз./м²). Разброс значений в малых реках составлял от 1,9 тыс. экз./м² на галечно-валунном грунте в р. Войвож до 28,7 тыс.экз./м² на гравийно-песчаном грунте в р. Пожег. Показатели средней биомассы так же были выше в малых притоках ($3,5 \pm 1,3$ г/м²) по сравнению с основным руслом ($1,0 \pm 0,9$ г/м²). Минимальная биомасса (0,5 г/м²) была зарегистрирована на глинисто-песчаном грунте в р. Черь Вычегодская, а максимальные значения (11,6 г/м²) на гравийно-песчаном грунте в р. Пожег. Количественные характеристики зообентоса в исследованных малых притоках р. Вычегда и ряде точек основного русла Вычегды в верхнем течении укладываются в пределы колебаний этих значений, отмеченные для данного района [14].

В более ранних наблюдениях было показано, что количественные показатели развития зообентоса, количество таксономических групп выше в притоках, менее подверженных последствиям вырубок, или протекающих по территориям, не подверженным вырубкам [8]. Изменения в механическом составе донных грунтов, влекомость песка сказываются на разнообразии гидробионтов, их структуре и продуктивности биоценозов, снижении численности и биомассы беспозвоночных. Как, например, в притоках р. Мезень - реке Пысса (зона среднего воздействия вырубок – площадь вырубок 30-60 %) и рр. Ертом, Мыдмас (зона сильного воздействия вырубок – площадь вырубок >60 %). Подобные результаты были получены нами при сравнении двух малых притоков р. Вычегда – р. Черь Вычегодская (зона слабого воздействия вырубок – площадь вырубок <30 %) и р. Лопью (зона среднего воздействия вырубок – площадь вырубок 30-60 %). Для рек среднетаежной зоны характерно преобладание в зообентосе личинок амфибиотических насекомых, особенно представителей *Diptera*, *Ephemeroptera* и *Trichoptera* [7]. Доля амфибиотических нехирономидных насекомых в бентосе обеих рек была достаточно высока и составляла от 10,4 до 35,5 % общей численности бентоса и от 21,2 до 40,1 % общей биомассы. Анализ состава и количественных характеристик зообентоса не показал различий между двумя водотоками, однако

распределение бентоса по продольному профилю рек заметно отличалось. В р. Лопью на участках с большими площадями вырубок на водосборе уменьшалось число систематических групп бентоса и возрастали, по сравнению с другими участками, его количественные характеристики. Поскольку, в бассейнах рек, где была проведена рубка леса, резко увеличивается сток растворенных веществ, тогда как на контрольных водосборах, находящихся в сходных условиях, но с естественным лесным покровом, сток не изменяется [12], можно прогнозировать постепенное возрастание в водотоках значений плотности популяций пресноводных лимнофильных форм при параллельном снижении величин плотности популяций наиболее реофильных таксонов. В нижних участках р. Лопью была отмечена максимальная площадь вырубок. Вероятно, увеличение количественных показателей развития бентоса в направлении от верхнего участка к устью при снижении числа групп, уменьшение численности и биомассы нехириномидных групп амфиботических насекомых объясняются различиями гидрологического режима и характеристик отдельных участков, которые формируются, в том числе, и в зависимости от площади вырубок на водосборах.

В целом в обоих исследованных водотоках качество воды остается достаточно стабильным. Оценка экологического состояния рек с использованием различных индексов и показателей (ТБИ, ЕБИ, BMWP, индекс средних значений таксонов ASPT, метрики, основанные на соотношении численностей различных таксонов макрозообентоса: Dip/N ; Ch/N , индекс Пареле D1) позволяет отнести большинство обследованных участков рек к зоне относительного экологического благополучия. Однако на тех створах, где процент вырубленных площадей лесов на водосборах меньше (около 10 %), индексы оценивают качество воды равномерно, а там, где площадь вырубок увеличивается, все показатели, хотя и указывают на благополучное состояние водотока, но менее стабильны. К наиболее чувствительным индексам по результатам анализа мы относим индексы BMWP и ASPT. В ряде работ [6, 10, 15] они так же указаны как лучшие в системе биоиндикации. Корреляция этих индексов между собой и с метриками Dip/N и Ch/N показывает их согласованную реакцию, что подтверждает возможность их совместного использования.

Таким образом, на сегодняшний день локально на отдельных участках по составу донных сообществ, количественным показателям развития и расчету ряда индексов состояние малых притоков Вычегды можно оценить как благополучное. Однако наблюдаемые местами резкие изменения в структуре доминирующих групп бентоса и количественных показателей его развития на биотопах, близко расположенных друг от друга, указывают на существующие нарушения донных биоценозов.

Работа выполнена в рамках государственного задания по теме "Животный мир европейского Северо-Востока России в условиях хозяйственного освоения и изменения окружающей среды" № гос. регистрации 115012860088 при частичной поддержке Коми регионального некоммерческого фонда «Серебряная тайга» в рамках проекта "Оценка долговременного воздействия лесозаготовок на водные ресурсы" и Комплексной программы УрО РАН по теме "Особенности структурной организации водных экосистем таёжной зоны Европейского Северо-Востока России, сформированных в условиях разных ландшафтов и экологических факторов" № 15-12-4-43, № гос. регистрации 115110610165.

1. ГОСТ 17.1.3.07-82 Межгосударственный стандарт. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. Введ. 01.01.1983. Режим доступа: <http://standartgost.ru/>
2. Джуха И.Г., Чалов Р.С. Морфология и динамика русла р. Юг как пример руслоформирующей деятельности малой реки // Геоморфология. –1985. – № 1. – С.83–91.
3. Дымов А.А., Милановский Е.Ю. Изменение органического вещества таежных почв в процессе естественного лесовозобновления растительности после рубок (Средняя тайга Республики Коми) // Почвоведение. – 2014. – № 1. – С. 39–47.
4. Зверева О.С. Особенности биологии главных рек Коми АССР в связи с историей их формирования. – Л., 1968. – 279 с.

5. Зинченко Т.Д., Бухарин О.В., Захаров В.М., Розенберг Г.С., Абросимова Э.В. Биоиндикация экологического состояния равнинных рек. М. – 2007. – 404 с.
6. Зинченко Т.Д., Розенберг Г.С., Абакумов Е.В., Абросимова Э.В., Бакиев А.Г., Белозерова Е.В., Бирюкова Е.Г., Богданова Е.С., Буркова Т.Н., Выхристюк Л.А., Головатюк Л.В., Евланов И.А., Епланова Г.В., Иванова А.В., Кириллов А.А., Крылов А.В., Курина Е.В., Лысенко Т.М., Минеев А.К., Митрошенкова А.Е., Мороз В.П., Мухоморова О.В., Папченко В.Г., Раков Н.С., Розенцвиг О.А., Саксонов С.В., Сенатор С.А., Уманская М.В., Файзулин А.И., Цыкало В.А., Чихляев И.В., Шитиков В.К. Особенности пресноводных экосистем малых рек Волжского бассейна. – Тольятти, 2001. – 322 с.
7. Лоскутова О.А., Батурина М.А. Амфибиотические насекомые малых рек и озер таежной зоны европейского Северо-Востока России. // Проблемы водной энтомологии России и сопредельных стран: Мат. VI Всеросс. симп. по амфибиотическим и водным насекомым. Владикавказ, 11-13 мая 2016 г. – Владикавказ. – 2016. – С. 73–77.
8. Мартынов В.Г., Лешко Ю.В., Ларин В.Б. Гидробиология лососевых рек Тимана в условиях концентрированных рубок леса // Трансформация экосистем Севера в зоне интенсивной заготовки леса. Труды Коми НЦ УрО РАН. – Сыктывкар, 1997. – № 154. – С. 127–136.
9. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. – СПб, 1992. – 319 с.
10. Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод. – Минск, 2004. – 125 с.
11. Ткачев Б.П., Булатов В.И. Малые реки: современное состояние и экологические проблемы: Аналитический Обзор // ГПНТБ СО РАН. Серия Экология. – 2002. – Вып. 64. – 114 с.
12. Филиппова Е.В. Влияние естественных и антропогенных факторов на гидрологический режим реки Ингода // Вестник ЗабГУ. – 2014. – № 06 (109). – С. 21–27.
13. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. – М.: Наука, 2005. – Кн. 1. – 281 с. – Кн. 2. – 337 с.
14. Шубина В. Н. Бентос лососевых рек Урала и Тимана. – СПб.: Наука, 2006. – 401 с.
15. Pinder L.C.V., Farr I.S. Biological surveillance of water quality // Archiv für Hydrobiologie. – 1987. – Vol. 225. – P. 1–24.

THE SMALL RIVERS ECOLOGICAL STATE ON THE CONDITION OF LONG-TERM CUTTING

M.A. Baturina, O.A. Loskutova

Institute of Biology, Komi Scientific Centre Ural Division, RAS, Syktyvkar, baturina@ib.komisc.ru

The purpose of this study was to evaluate the ecological status of small Mezen and Vychegda tributaries under long-term cuttings. Analysis of the composition and quantitative characteristics of zoobenthos showed no differences between the two streams with different area of the logging, however, the distribution of benthic communities along of the longitudinal profile of the rivers was noticeably different. In areas of rivers with large areas of logging in the catchment decreased number of taxonomic groups of benthos and increased, in comparison with other areas, its quantitative characteristics. There is a sharp change in the structure of the dominant groups of benthos and quantitative indices of its development. Such changes in the structure of benthic communities indicate a negative impact. The most sensitive on the results of the analysis are indexes BMWP and ASPT.

Keywords: zoobenthos, small rivers, long-term cutting of trees, assessment of water quality.

УДК 574.587/574.633

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ПРИМЕНЕНИЯ РАЗЛИЧНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЗООБЕНТОСА ДЛЯ ИНДИКАЦИИ СОСТОЯНИЯ ОЗЕР ДВУХ ГЕОГРАФИЧЕСКИХ РЕГИОНОВ

В.П. Беляков

Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, victor_beliakov@mail.ru

Рассматриваются основные изменения в составе, структуре и количественных характеристиках сообществ зообентоса более 70 озер двух географических регионов: Большеземельской тундры и Карельского перешейка при действии природных и антропогенных факторов. Отмечена важность оценки перестроек трофической структуры зообентоса, с изменением роли разных функциональных групп.

Ключевые слова: зообентос озер, биоиндикация, региональные особенности озер, трофическая структура зообентоса, антропогенное воздействие.

Общеизвестно, что различные показатели, основанные на анализе структуры зообентоса, являются наиболее значимыми для оценки экологического состояния водотоков. Это связано как со слабым развитием планктонных сообществ, так и с более длительным периодом стабильности структуры зообентоса по сравнению с другими компонентами биоты [1, 10]. Последнее обстоятельство важно и для выбора показателей донных сообществ при оценке состояния озерных экосистем, особенно, если используются данные, полученные по схеме редких, или однократных сборов биологического материала. Многие авторы соглашались с мнением о порочности нормативной системы ПДК и т.п. Большинство методов биоиндикации состояния водоемов предусматривают сравнительный анализ с некими модельными системами. Сравнительный подход находит свое отражение в принципах рамочной водной директивы в Европе, но разнообразие и неоднородность различных водоемов, вызванные не только антропогенными, но и природными условиями затрудняет выбор эталонных сообществ. Необходимо также адаптация методов с учетом особенностей водоемов для отдельных регионов. Даже достаточно развитая система оценки сапробности вод требует корректировки индикаторной значимости видов в разных частях их ареалов. Проблемой при оценке состояния озер, особенно малых, является и недостаточное внимание к сообществам экотонных: литоральной зоны, устьев впадающих рек. Оценка только сообществ центральной зоны не в полной мере отражает процессы изменения экосистем под действием антропогенных факторов, хотя в целом отражает трофический статус озер [11, 14].

В работе сделана попытка на основе собственных данных при исследовании более 70 озер выделить эталонные характеристики сообществ зообентоса в различных зонах водоемов 2 регионов (Большеземельская тундра и Карельский перешейк) и сравнить их изменения при различном антропогенном влиянии. Необходимо учитывать синергизм факторов, при их воздействии на состав и структуру зообентоса. Комбинации бытового, промышленного, сельскохозяйственного загрязнений (на перешейке), а также влияние нефтеразведки и нефтедобычи (в тундре) рассматривались как различные типы антропогенного воздействия.

Тундровые озера. Исследованы 20 озер Большеземельской тундры в 1986-89 гг. [8]. Среди них представлены как глубокие озера ледникового, так и мелководные термокарстового происхождения. Тем не менее, их гидрохимические характеристики отличаются незначительно и характерны для Арктической озерной области. Общая минерализация вод колебалась в пределах 14-79 мг/л с преобладанием ионов Ca^{2+} и HCO_3^- . Соотношение ионов не отличалось и в загрязненных озерах, хотя в самом грязном сумма ионов повышена до 111 мг/л. По цветности озера изменялись от олиго – до мезогумозных и загрязненные существенно не отличались от чистых. Диапазон таких показателей как бихроматная окисляемость и БПК₅ в загрязненных озерах не сильно отличался от остальных: 9,3-74,1 и 0,3-7,6 мгО/л, соответственно, хотя доля легкоокисляемых форм в них выше. Для загрязненных озер характерно некоторое увеличение концентрации биогенов (до 0,26 общего фосфора и до 3,86 мг/л общего азота) и нефтепродуктов (до 11,2 мг/л). В загрязненных озерах как глубоких, так и мелких мелкодисперсные илы в центральной зоне, как итог автохтонных процессов содержат больше органических веществ, чем в чистых, а водоемы по величине первичной продукции соответствовали уровню эвтрофных и гипертрофных. В мелких озерах в илистых отложениях преобладают более крупные фракции – результат размывания низких берегов, т.е. поступления аллохтонных веществ. На литорали химический состав слабозаиленных песков почти не зависит от степени загрязнения [8]. Существенным фактором, сдерживающим развитие зообентоса на литорали глубоких тундровых озер является промерзание этой зоны водоемов, а в мелких – обрушение берегов.

Состояние зообентоса чистых тундровых озер характеризуется следующими особенностями [5]: средним видовым богатством и разнообразием (менее сотни видов, индекс Шеннона от 1,9 до 3,4 бит/экз.); доминируют хириноиды и двусторчатые моллюски; количественно зообентос варьирует в широких пределах, в т.ч. на литорали – 1440-4200 экз./м² и 0,70-11,18 г/м², в сублиторали крупных и в центральной зоне мелких озер

– 1114-7260 экз./м² и 2,07-13,07 г/м², в профундали – 2000-3000 экз./м² и 1,34-3,00 г/м²; максимальные биомассы отмечены, как правило, в зоне сублиторали или нижней литорали – зоне илисто-песчаного биотопа с макрофитами. Плотность зообентоса некоторых небольших озер даже выше, чем в озерах умеренной зоны. Столь большие значения можно объяснить отсутствием рыб в мелких, промерзающих озерах Заполярья и отсюда – очень высокая плотность и биомасса донных беспозвоночных, что отмечено С.П. Китаевым [6] для этой зоны.

Доминирующей группой зообентоса грязных озер, как в центральных зонах, так и на литорали также являются хирономиды, хотя по сравнению с чистыми озерами их абсолютные количественные показатели заметно ниже, особенно биомассы. Из их состава выпадают такие крупные личинки как *Chironomus* и *Glyptotendipes*. Субдоминантной группой выступают двустворчатые моллюски, хотя при сильном загрязнении они также отсутствуют. Максимальные значения численности макробентоса примерно в 1,5 раза ниже максимального развития в чистых озерах. Соответственно биомасса ниже почти в 3 раза. Существенно повышается вклад в суммарные показатели группы детритофагов-глотателей, в основном олигохет рода *Tubifex*. На литорали озер трофическая структура сообщества изменялась не только под действием загрязнения, но и зависела от характера грунта. При слабом загрязнении и отсутствии обрушения берегов доминировали фильтраторы, как моллюски, так и хирономиды. В зонах загрязнения преобладали либо хищные хирономиды (*Psectrotanypus*, *Procladius*), либо перифитонофаги (*Psectrocladius*, *Cricotopus* и др.). Количественное развитие макробентоса в этих озерах так же сильно варьировало, как и в чистых озерах, но максимальные численности были выше в слабозагрязненных озерах.

В целом, при сильном загрязнении в сообществе макрозообентоса отмечено упрощение и перестройка ценозов и снижение количественных показателей. При малых концентрациях токсикантов, или по прошествии определенного времени, необходимого для трансформации реагентов, отмечена некоторая стимуляция развития макробентоса. Так в загрязненном озере на литорали, удаленной от места сброса, величины суммарной деструкции совпали с чистым озером, хотя трофическая структура в озерах различна. В то же время среднезвешенные по озеру значения деструкции были ниже в загрязненных озерах.

Сложный комплекс реакций донных ценозов на совокупность природных и антропогенных факторов может быть проиллюстрирован на примере перестройки продукционно-деструкционных процессов в них. Интересным показателем деструкционной активности сообщества зообентоса является количество энергии пошедшее на поддержание существования всех его организмов (суммарное дыхание) за сезон на единицу средней суммарной биомассы за тот же период (R/Вср.). В частности, для оз. Б. Харбей из того же региона это соотношение было равно 2,73 [9]. Для чистых озер нами отмечены максимальные значения на литорали чистого оз. Митрофан (3,26). Минимальные величины характерны для грязных озер (оз. Тибейто – 1,75) [5].

Озера Карельского перешейка. Более 50 озер исследованных в период 1991–2016 гг. имеют ледниковое происхождение, существенно отличаясь характеристиками своих водосборов, морфологическими особенностями и уровнем антропогенной нагрузки. Для выявления природных особенностей водоемов мы рассматривали отдельно разные типы ландшафтов, в которых располагались озера.

Суммарная минерализация озер варьировала в пределах 40-70 мг /л, цветность – от 8 до 680 °Pt/Co шкалы, рН от 4,40 до 9,86, бихроматная окисляемость – от 8,08 до 114,3 мгО/л, наличие легкоокисляемых органических веществ БПК₅ – от 0,39 до 2,06 мгО/л, концентрации биогенных элементов (общие формы) фосфора и азота 0,018-0,173 и 0,39-2,06 мг/л, соответственно. Трофический статус в ряду озер изменялся от слабomezотрофного до гипертрофного. Особое положение занимает ряд полигуменных мезотрофных озер с аномально кислыми условиями водной среды [13].

В исследованных озерах было обнаружено около 150 видов, в основном характерных для озер Карельского перешейка [2, 7, 1 2]. Чуть больше трети списка бентофауны

составляют хирономиды, остальные группы – моллюски, олигохеты, пиявки, ракообразные, ручейники, поденки и стрекозы представлены по 2-5 видов. Таксономическая структура зообентоса определялась не только трофическим статусом озера. Зато с ростом уровня трофии отмечена тенденция к увеличению количественных показателей макрозообентоса. В сильнозагрязненных озерах данные показатели уменьшаются независимо от уровня трофии, но с учетом особенностей ландшафта. Кроме того, необходимо рассматривать количественное развитие макрозообентоса отдельно в центральных и литоральных зонах озер. Если в последних упомянутая выше тенденция имеет характер четко выраженной зависимости, то в профундали увеличение численности и биомассы ограничивается появлением дефицита кислорода в эвтрофных озерах. Сходен характер изменения и такого показателя структурной организации сообществ как индекс видового разнообразия Шеннона-Уивера на литорали озер: с ростом уровня трофии увеличивается поток пищи в донные ценозы, что приводит к снижению конкуренции и повышению видового богатства и соответственно разнообразия (до 3,5-4 бит/экз.). В случае сильных загрязнений или катастрофических изменений условий обитания (например, дефицит кислорода в профундали или сильное заиливание на литорали) при высоком уровне трофии отмечается снижение видового разнообразия до 1,5-2 бит/экз. [3, 4].

В настоящей профундали глубоких озер единственным общим для них видом зообентоса был *Chaoborus crystallinus* (De Geer), личинки которого толерантны к низким концентрациям кислорода у дна. Другими обычными обитателями биотопов ила в центральной зоне озер были личинки хирономид родов *Chironomus* и *Procladius*. И только в мелководных озерах приморской группы озер в биотопах илов были встречены и личинки мокрецов, которые предпочитают илы с повышенным содержанием органических веществ. В профундали северной группы озер, где, как правило, не было дефицита кислорода встречены личинки хирономид трибы *Tanytarsini* и рода *Stictochironomus* и двусторчатые моллюски р. *Euglesa*. Количественное развитие зообентоса в зоне распространения илов варьирует в пределах: 20-7700 экз./м² (численность) и 0,03-32,9 г/м² (биомасса); наибольшие значения отмечены в профундали озер Приладожья и центральных зонах мелководных озер.

Количественное развитие зообентоса в литоральной зоне варьирует в более широких пределах: 20-13500 экз./м² (численность) и 0,02-36,8 г/м² (биомасса); наибольшие значения численности отмечены в озерах Приладожья, а биомассы – в озерах приморского ландшафта. Наибольшее число видов отмечалось на литорали озер центральной зоны Карельского перешейка. В структуре литоральных бентоценозов с ростом уровня трофии озер доминирование детритофагов-собираателей (*Asellus aquaticus*, *Tanytarsus holochlorus*, *Cladotanytarsus mancus*), всеядных *Gmelinoides fasciatus* и хищников (*Procladius choreus* и *Cryptocladopelma viridula*) сменяется преобладанием фильтраторов и форм со смешанным типом питания фильтраторов+собираателей (*Endochironomus* spp., *Chironomus* spp. и др.), в случае наличия более заросшей литорали становятся заметнее фитофильные формы (*Microtendipes pedellus*, *Psectrocladius psilopterus*). В гипертрофных озерах на литорали кроме фильтраторов *Glyptotendipes*, заметны олигохеты *Limnodrilus hoffmeisteri*.

Для литорали озер «сельгового ландшафта» доминирование в сообществах не выражено, обильнее представлены детритофаги-собираатели личинки *Tanytarsus* spp., *Dicrotendipes*, реже – *Stictochironomus crassiforceps* или *M. pedellus*, а также и разные хищники – гидракаринины, личинки хирономид, или ручейников. Наличие последних, а также поденок говорит о «чистоте» вод. В озере, подверженном антропогенному воздействию, зообентос литорали демонстрировал признаки эвтрофного статуса: увеличение биомассы до 25,63 г/м², усиление доминирования и появление в составе фильтраторов двусторчатых моллюсков и личинок *Endochironomus*. В ряде озер приладожской группы до сих прослеживаются последствия мероприятий по повышению рыбопродуктивности, проводившиеся более 30 лет назад: удобрение, акклиматизация гаммарид и др. В этих озерах выше количественные показатели зообентоса, резко выражено доминирование: *G. fasciatus*, *L. hoffmeisteri*, *Spirosperma ferox*, *Procladius ferrugineus*.

В центральной части перешейка в озерах, расположенных в понижениях рельефа, в болотистом ландшафте, и имеющих повышенную цветность вод, отмечено минимальное разнообразие состава и преобладание *A. aquaticus*, или личинок *M. pedellus* и *Psectrocladius*. Литораль не всегда выражена, часто перекрыта сплавиной. В олиго-мезогуменных озерах этой зоны бентос литорали количественно развит по-разному: от 500 экз./м² и 1,40 г/м² в оз. Правдинском до 6900 экз./м² и 31,96 г/м², в оз. Красном, в котором значительны популяции крупных двустворчатых моллюсков *Unio* и *Anadonta* [2]. В озерах, расположенных в приморском ландшафте, зообентос на литорали представляют от 3 до 15 видов. Среди доминантов на литорали почти всегда отмечались эвтрофные виды черви *L. hoffmeisteri*, личинки *C. plumosus*, *G. gripekoveni* и *C. mancus*. В озерах этой группы обнаружены личинки хирономид видов *M. pedellus* и *G. glaucus* с морфологическими отклонениями ротового аппарата [3]. Все это свидетельствует о значительной антропогенной нагрузке озер.

Таким образом, в озерах разных ландшафтных районов Карельского перешейка видовой состав основного ядра сообщества зообентоса довольно сходен, наличие отдельных специфических видов носит случайный характер, тем не менее, структура сообщества зообентоса существенно отличается. Эти изменения структуры, выражающиеся в смене доминантов и субдоминантов, перестройке трофической иерархии являются следствием как влияния изменений гидрохимического и гидрологического режимов, так и трофического уровня, формирующихся при действии внешних по отношению к озеру факторов среды (климатические особенности, природные ландшафты, антропогенное воздействие). Независимо от ландшафтной расположенности в исследованных озерах, при повышении уровня трофности озера отмечается увеличение количественного развития зообентоса, а при повышении цветности воды – снижение его численности и биомассы, сопровождаемое упрощением структуры. Индикаторами отклика зообентоса на особенности окружающего ландшафта и геохимических характеристик могут служить не конкретные виды, а видовые ансамбли с изменяемой структурой доминирования видов.

Большая часть факторов среды, действующих на структурные, а следовательно и на функциональные показатели сообществ макрозообентоса проявляется через изменения трофической структуры сообществ. Последняя складывается в результате совокупного влияния структуры пищевого потока на дно и регуляции развития отдельных популяций (формирование видового состава в соответствии с диапазоном толерантности к условиям среды). С ростом уровня первичной продукции в трофической структуре сообществ профундальной зоны доминирование детритофагов-собирателей или безвыборочных глотателей сменяется господством представителей группировки фитодетритофагов-собирателей+фильтраторов, а затем при появлении дефицита кислорода видов (*Chaoborus*), удовлетворяющих свои пищевые потребности, в основном, за счет зоопланктонного сообщества. В литоральной зоне, с учетом условий гидродинамики, с ростом трофии также отмечено замещение детритофагов-собирателей, истинных фильтраторов (*Bivalvia*, при доминировании более тонких фильтраторов *Pisidiidae*) и облигатных хищников-хватателей на более грубых фильтраторов (*Unionidae*), функциональных фильтраторов-хирономид (особенно, при зарастании макрофитами) и более пластичные трофические группировки: фитодетритофаги-собиратели+фильтраторы и всеядные собиратели+хвататели. В случае значительного органического загрязнения отмечено преобладающее развитие безвыборочных детритофагов-глотателей – олигохет.

1. Баканов А.И. Использование характеристик разнообразия зообентоса для мониторинга состояния пресноводных экосистем // Мониторинг биоразнообразия. – М.: ИПЭЭ, 1997. – С. 278-283.

2. Беляков В.П. Многолетние изменения зообентоса // Многолетние изменения биологических сообществ мезотрофного озера в условиях климатических флуктуаций и эвтрофирования / Под ред. И.С. Трифионовой. – СПб.: Лемма, 2008. – С. 167-184.

3. *Беляков В.П., Бажора А.И.* Зообентос озер Ленинградской области и Санкт-Петербурга: влияние природных и антропогенных факторов // Известия Самарского научного центра РАН. – 2016. – Т. 18, № 2 (2). – С.297-302.
4. *Беляков В.П., Бажора А.И.* Структурно-функциональные характеристики зообентоса озер, расположенных в природных и урбанистических ландшафтах Северо-Западного региона России // Журнал Сибирского федерального университета. Биология. – 2016. – Т. 9, № 4. – С. 484-498.
5. *Беляков В.П., Скворцов В.В.* Макро- и мейобентос, их продукция // Особенности структуры экосистем озер Крайнего Севера / Под ред. В.Г. Драбковой, И.С. Трифионовой. – СПб.: Наука, 1994. – С. 183-202.
6. *Китаев С.П.* Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов // Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. – 395 с.
7. *Кузьменко К.Н.* Распределение и количественное развитие бентофауны в разнотипных малых озерах Карельского перешейка // Озера Карельского перешейка. Лимнология и методика исследований. – М.-Л., 1964. – С. 89-100.
8. Особенности структуры экосистем озер Крайнего Севера / Под ред. В.Г. Драбковой, И.С. Трифионовой. – СПб.: Наука, 1994. – 259 с.
9. *Попова Э.И.* Бентос оз. Б. Харбей и его продукция // Продуктивность озер восточной части Большеземельской тундры. – Л.: Наука, 1976. – С. 101-109.
10. *Семенченко В.П., Разлуцкий В.И.* Экологическое качество поверхностных вод. Минск: Белорусская наука, 2010. – 329 с.
11. *Слепухина Т.Д.* Зообентос как индикатор качества вод в озерах // Водные ресурсы. 1987. N 5. С. 145-148.
12. *Стальмакова Г.А.* О донной фауне некоторых различно заиленных озер Карельского перешейка // Озера Карельского перешейка. – М.-Л., 1964. – С. 101-119.
13. *Трифенова И.С.* Экология и сукцессия озерного фитопланктона. – Л., 1990. – 184 с.
14. *Saether O.A.* The influence of eutrophication on deep lake benthic invertebrate communities // Progr. Water Techn. – 1980. – Vol. 12. – P. 161-180.

COMPARATIVE ANALYSIS OF THE VARIOUS CHARACTERISTICS OF ZOOBENTHOS TO INDICATE THE STATUS OF THE LAKES IN THE TWO GEOGRAPHICAL REGIONS.

V.P. Belyakov

Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, victor_beliakov@mail.ru

Discusses major changes in the composition, structure and quantitative characteristics of the zoobenthos communities of more than 70 lakes into two geographical regions: Bolshezemelskaya tundra and the Karelian isthmus by the action of natural and anthropogenic factors. Noted the importance of evaluating the reconstructions of the trophic structure of the zoobenthos, with the changing role of different functional groups.

Key words: *zoobenthos of lakes, bioindication, regional characteristics of lakes, trophic structure of zoobenthos, anthropogenic impact.*

УДК 574.632

ВЛИЯНИЕ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ГИДРОБИОНТОВ ОЗЕРА ГУСИНОЕ (РЕСПУБЛИКА БУРЯТИЯ)

Е.А. Бобкова

Байкальский филиал ФГБНУ «Госрыбцентр», г. Улан-Удэ, bobkat@yandex.ru

В период с 2009 по 2014 гг. проведены исследования зоопланктона и зообентоса озера Гусиное в районе сброса теплых вод Гусиноозерской ГРЭС и сточных вод г. Гусиноозерска. В зоопланктоне отмечено развитие эвритермных коловраток и *Daphnia longispina* в районе воздействия отепленных вод, а также коловратки *Keratella cochlearis* в районе сброса г. Гусиноозерска. В зообентосе в отепленной зоне отмечено развитие толерантного *Gmelinoides fasciatus*, олигохет, а также зарослевых форм хирономид.

Ключевые слова: озеро Гусиное, зоопланктон, зообентос, сбросные воды.

Озеро Гусиное – самое большое озеро Гусино–Убукунской системы, относится к бассейну р. Темник (левый приток р. Селенга). Площадь водного зеркала составляет 164 км². Длина озера – около 25 км, максимальная ширина – 8,5 км. Максимальная глубина – 27 м при средней в 15 м. Литоральная часть озера (глубины до 2 м) составляет 6,3 % общей площади зеркала. Основная часть мелководья приходится на северное и юго-западное побережья озера. В оз. Гусиное впадает 9 рек, а вытекает одна – р. Баян-Гол. Оз. Гусиное относится к слабопроточным водоемам: коэффициент условного водообмена равен 0,0125 [1]. Проточность озера зависит от уровня воды.

Среди водоемов Забайкалья озеро Гусиное является одним из важнейших по интенсивности водохозяйственного и рыбохозяйственного использования. В связи с этим озеро претерпевает значительные антропогенные нагрузки, связанные с несколькими источниками загрязнения.

Гусиноозерская ГРЭС – филиал ОАО «ИНТЕР РАО – Электрогенерация», расположенная на северном побережье озера, осуществляет забор воды и сброс теплых нормативно чистых сточных вод в акваторию. Объем сбрасываемых вод составляет в среднем 300–400 млн. м³ в год. Зона воздействия теплых вод ГРЭС ограничена 2 км. На данном участке наблюдается высокая зарастаемость харой, рдестами. Помимо эксплуатации озера как водоема-охладителя Гусиноозерской ГРЭС, которая привела к изменению гидрологического режима прилегающей к сбросу акватории, стабильным и существенным во времени источником загрязнения являются очистные сооружения г. Гусиноозерск и п. Гусиное озеро.

С целью оценки влияния антропогенных факторов на гидробионтов озера в 2009–2014 гг. были отобраны гидробиологические пробы на различных участках. Отбор проб зоопланктона осуществлялся процеживанием столба воды от дна до поверхности через сеть Джели. Пробы зообентоса отбирались при помощи дночерпателя Петерсена с площадью захвата 0,025 м². Сбор проб проводился с мая по сентябрь.

Зоопланктон озера характеризуется широким видовым разнообразием. По результатам исследований было отмечено 97 видов планктонных организмов, включая 48 видов коловраток, 27 – ветвистоусых ракообразных, 22 – веслоногих ракообразных. Основу сообщества в целом по озеру составляют ветвистоусые рачки и коловратки. Значительную долю составляют науплии ракообразных. В различные годы среди коловраток доминировали, сменяя друг друга, *Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*. В 2010 г. доминанты среди коловраток сменялись в течение сезона: в начале лета *Asplanchna priodonta*, в середине – *Kellicottia longispina*, а в конце лета и осенью *Ploesoma truncatum*. Среди ветвистоусых рачков доминантами являются *Daphnia longispina* и *Bosmina longirostris*. Среди веслоногих доминирует *Eudiaptomus graciloides*, многочисленны *Cyclops scutifer* и мелкий теплолюбивый рачок *Mesocyclops leukarti*.

Видовой состав зоопланктона в подогреваемой и неподогреваемой зонах несколько отличается. В начале лета в сбросном канале и по оси выноса теплых вод отмечено более высокое содержание коловраток – *Asplanchna priodonta* и *Kellicottia longispina*, в то время как на остальных исследованных станциях преобладали веслоногие науплии и *Eudiaptomus graciloides*. На всех станциях значительную роль играли ветвистоусые рачки рода *Daphnia*.

В середине лета в период наибольшего прогрева воды в зоне воздействия теплых вод в 2010 г. было отмечено значительное количество эвритермной коловратки *Filinia terminalis* (до 15 % от общей численности), встречавшейся на других станциях в незначительных количествах. *Daphnia* здесь отходит на второй план, ее численность не превышает 9 % от общего числа. Лишь на расстоянии 1800 м от сброса теплых вод *Daphnia longispina* вновь доминирует, составляя до 35 %. В 2014 г. по всему озеру было отмечено развитие коловратки *Polyarthra dolichoptera* (до 33,4 % от общей численности на западном берегу озера).

К концу лета *Ploesoma truncatum* по всему озеру заменяет *Filinia*, наибольшего развития достигая ниже сбросного канала в районе садковой базы (22 % от общей численности), в целом же по озеру не превышая 10,9 % от всего числа планктонных

организмов. Развитие данного вида вполне закономерно, учитывая довольно высокую зарастаемость северной оконечности и практически всех прибрежных участков озера во второй половине лета. В районе воздействия теплых вод по-прежнему значительную роль играет *Kellicottia longispina*, на других станциях – *Eudiaphomus graciloides*. В 2014 г. в 100 м от сброса развитие получил веслоногий рачок *Ceriodaphnia pulchella* (40,7 % общей численности), массовое развитие которого характерно для прудов и малых водохранилищ. На участках с растительностью – коловратка *Synchaeta stylata* (до 48 %), относимая к группе индикаторов повышенной трофности.

Осенью на всех исследованных станциях *Bosmina longirostris* заменяет *Daphnia*, доминируя в районе теплых вод (в сбросном канале ее численность достигала 44,3 % от общего значения). *Ploesoma truncatum* остается среди доминантов по всему озеру. В центральной части озера в 2010 г. значительное развитие получила коловратка *Ascomorpha agilis* (до 13,2 % от общей численности на станциях), в 2014 г. по всему озеру отмечена *Synchaeta pectinata* (до 22,7 %).

В районе сброса сточных вод г. Гусинозерска весь период доминировали коловратки – *Keratella cochlearis*, а также *Asplanchna priodonta* и *Polyarthra dolichoptera*. Среди веслоногих ракообразных доминантом в районе городского сброса был *Mesocyclops leuckarti*, среди ветвистоусых преобладала *Daphnia longispina*. Массовое развитие *K. cochlearis* связано с благоприятными пищевыми условиями для нее: высокое содержание детрита и большое количество гетеротрофных организмов, являющихся ее пищевым субстратом.

В количественном отношении значительные различия в обогреваемой зоне и за ее пределами отмечены в конце июня – в районе сбросного канала и в 100 м от него численность зоопланктонных организмов превышала средние значения в 4 и 2,5 раза соответственно. В районе сброса сточных вод г. Гусинозерска численность зоопланктона была на уровне средних по озеру значений (в среднем за сезон – 51,3 тыс. экз./м³), за исключением осеннего периода, когда она превышала их в 2,5 раза.

Основу биомассы зоопланктона в летний период составляют ветвистоусые ракообразные, осенью – веслоногие. Среднее за сезон значение по данным единой пробы по профилю составило 910 мг/м³. Максимальные значения были отмечены за счет крупных *Daphnia* в начале июня в сбросном канале (2,04 г/м³) и на южной стороне озера (3,47 г/м³). В середине лета высокие значения биомассы были отмечены в сбросном канале и на границе отепленной зоны, в конце лета – на западном берегу и на юге, осенью – в 100 м от сброса теплых вод и в районе сброса сточных вод г. Гусинозерска.

Бентофауна озера Гусиного представлена беспозвоночными, относящимися к следующим систематически группам: амфиподы, двукрылые насекомые, поденки, ручейники, пиявки, двустворчатые и брюхоногие моллюски, олигохеты. Всего на исследованных станциях было определено 64 таксона.

Наибольшее видовое разнообразие отмечено на каменисто-илистом биотопе, наименее разнообразен зообентос песчаного восточного побережья. Основу донного сообщества составляют амфиподы, представленные тремя видами (*Gammarus lacustris*, *Micruropus wohlfi* и *Gmelinoides fasciatus*), и личинки хирономид.

В сбросном канале Гусинозерской ГРЭС и по оси выноса теплых вод доминируют амфиподы *Gmelinoides fasciatus*. Данный вид, попавший в водоем в конце 1980-х, полностью вытеснил из отепленной зоны аборигенного *Gammarus lacustris*, который в настоящее время встречается в основном в зарослях макрофитов на западном побережье озера. Амфиподы в сбросном канале составляют до 89 % от общего числа организмов.

Далее по оси выноса теплых вод возрастает роль личинок олигохет, доля которых на станциях в 100 м и 1800 м достигала 51 и 75 % от общего числа, что было обусловлено высокой заиленностью грунтов на данных участках. Илы содержали большое количество органических веществ, поступающих от садковой базы. После проведения работ по расчистке сбросного канала и прилегающих участков дна заиленность биотопов в данном районе снизилась, что привело к снижению роли олигохет. В 2014 г. олигохеты в 100 м от

сброса составляли 2 % от общей численности, в 800 м по оси потока – 10,7 %. В районе городского сброса олигохеты составили 11% от общей численности донных организмов. В среднем по озеру на заиленных биотопах доля олигохет составила 15,2 %.

Хиროномиды доминируют на илах центральной части озера и в зарослях макрофитов на западном берегу. В центральной части озера преобладают крупные личинки *Chironomus anthracinus* и *Chironomus plumosum*, в зарослях хары – *Microtendipes* sp. и *Paratanytarsus* sp. Высока роль хиროномид и в районе городского сброса – 38 % от общего числа за счет зарослевых видов *Microtendipes* sp. и *Tanytarsus* sp. В районе сброса теплых вод Гусиноозерской ГРЭС личинки хиროномид были не столь многочисленны.

Численность организмов зообентоса в отепленной зоне не отличалась от средних по озеру значений. Более высокие значения были отмечены в зарослях макрофитов западного побережья, самые низкие значения – на песчаном биотопе восточного побережья. Самая высокая численность за период исследований была отмечена в июле на каменисто-илистом биотопе в районе сброса с очистных сооружений за счет амфипод и хиროномид. В течение сезона вспышки численности наблюдались в середине лета на станциях в районе садковой базы и по оси выноса теплых вод.

Биомассу определяли амфиподы, крупные личинки хиросомид, на отдельных станциях – моллюски. Максимальные значения биомассы зообентоса были определены в районе сброса городских сточных вод (45 г/м²), высокие значения были и на станциях в 100 м и 800 м по оси выноса теплых вод (28,3-31,6 г/м², с максимальным значением в весенний период – 62 г/м²), а также у западного берега. Минимальные значения были отмечены на песках восточного побережья и в районе садковой базы (около 4 г/м² в среднем за сезон).

По результатам наблюдений выявлены некоторые отличия в видовой структуре и количественных показателях гидробионтов в отепленной зоне в районе сброса Гусиноозерской ГРЭС по сравнению с другими исследованными станциями. В зоопланктоне отмечено развитие эвритермных коловраток в районе воздействия отепленных вод, а также *Keratella cochlearis* в районе сброса г. Гусиноозерска. В период максимального прогрева в сбросном канале и в 100 м от него наблюдается вспышка развития коловраток и *Daphnia longispina*, что характерно для эвтрофных водоемов.

Различия в донной фауне также связаны с прогревом воды. За счет дополнительного прогрева воды в северной части озера наблюдается развитие макрофитов, что приводит к развитию мелких зарослевых форм хиросомид. Высокая заиленность биотопов на данном участке вызывает развитие олигохет. Среди амфипод наиболее толерантный *Gmelinoides fasciatus* вытеснил из отепленной зоны аборигенного *Gammarus lacustris*. За счет его массового развития здесь наблюдаются высокие количественные показатели зообентоса. В районе сброса сточных вод развитие получили хиросомиды *Microtendipes* sp. и *Tanytarsus* sp., характерные для заросших и богатых органикой водоемов. Все это свидетельствует об антропогенном влиянии на экосистему озера Гусиное в его северной части.

1. Борисенко И.М., Пронин Н.М., Шайбонов Б.Б. Экология озера Гусиное. – Улан-Удэ: БНЦ СО РАН, 1994. – 199 с.

THE IMPACT OF HUMAN ACTIVITY ON THE HYDROBIONTS OF LAKE GOOSE (REPUBLIC OF BURYATIA)

E.A. Bobkova

Baikal Branch of FSBI "State Scientific-and-Production Center of Fishery", Ulan-Ude,

bobkat@yandex.ru

In the period from 2009 to 2014 study of zooplankton and zoobenthos of the lake Goose in the area of discharge of warm waters of the Gusinoozerskaya GRES and sewage of the city of Gusinoozersk. In zooplankton observed the development eurythermic rotifers and *Daphnia longispina* in the area of impact of the warm water, and rotifers *Keratella cochlearis* in the area of discharge of the city of Gusinoozersk. In the area of the warm water in zoobenthos observed the development of a tolerant *Gmelinoides fasciatus*, *Oligochaeta*, and phytophilic forms of Chironomidae.

Keywords: Goose lake, zooplankton, zoobenthos, waste water.

ОСОБЕННОСТИ БИОИНДИКАЦИИ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ КРУПНОЙ РЕКИ СУХОНЫ

Н.Л. Болотова

Вологодский государственный университет, г. Вологда, bolotova.vologda@mail.ru

Обсуждается подход к биоиндикации состояния крупных рек на примере р. Сухоны. Сравнительный анализ происшедших за 25-летний период изменений экосистемы реки свидетельствует об ухудшении качества воды. Однако оценка состояния речной экосистемы по гидрохимическим и гидробиологическим показателям не всегда совпадает. Показано, что в биоиндикации должна учитываться специфика формирования сообщества реки большой протяженности, а также неоднозначный отклик на многофакторное воздействие гидробионтов разных трофических уровней и экологических групп.

Ключевые слова: река Сухона, антропогенная трансформация, биоиндикация, качество воды, гидробионты.

Природная и хозяйственная значимость рек определяет необходимость оценки их состояния, что осложняется спецификой данного типа водных объектов, связанной с проточностью и протяженностью. Поэтому для крупных рек адекватность оценки приобретает особую остроту, учитывая динамическое разнообразие комплекса абиотических факторов и особенности распределения сообществ гидробионтов по продольному профилю большой протяженности. В значительной мере проблема формирования адекватных подходов к биоиндикации состояния речных экосистем обусловлена противоречивостью ее теоретической базы. Это касается дискуссионности вопроса о континуальности и дискретности, что отразилось в концепциях речного континуума, продольной русловой сукцессии, динамики пятен, прерывистого градиента, РМ-биоценотического градиента.

Для антропогенно трансформированных крупных водотоков часто не совпадает оценка их состояния по гидрохимическим и гидробиологическим показателям. Во многих исследованиях указывается, что широко используемые в биоиндикации индексы «не работают», и их применение ограничивается зональными и аональными факторами, влияющими на формирование реофильных сообществ конкретной речной экосистемы в условиях определенной ландшафтно-климатической зоны. В рамках исследования общих и специфических особенностей биоиндикации состояния крупных равнинных рек таежной зоны одним из модельных объектов может служить река Сухона, входящая в группу крупных рек Северо-Запада России.

Река Сухона относится к бассейну Северной Двины и впадает в Малую Северную Двину. Ввиду большой протяженности (558 км) и обширного водосбора с густой речной сетью, ее бассейн (50300 км²) занимает около 2/3 Вологодской области [4]. Хозяйственная ценность этого природного объекта связана с его транспортной ролью, с водоснабжением и высоким рекреационным потенциалом [1]. Благодаря выгодному географическому положению и большой протяженности, река входила в древние водно-волоковые пути, а затем в магистральную Северо-Двинскую водную систему, включение в которую изначально определило масштабный, хронический и многофакторный характер антропогенного воздействия. Интенсивное использование для судоходства еще с 1828 г. потребовало не только изменения гидрологического режима за счет постройки плотины в истоке реки, но и постоянных дноуглубительных работ. Впоследствии негативное влияние перемещения грунтов, вызывающее возникновение очагов вторичного загрязнения при проведении гидромеханизированных работ, усилилось за счет разработки русловых месторождений [1-3]. Другим направлением эксплуатации реки Сухоны был многолетний молевой сплав древесины, известные многочисленные последствия которого носят пролонгированный характер. Десятилетиями приоритетным фактором ухудшения состояния речной экосистемы служит органическое и токсикологическое загрязнение, учитывая многочисленные локальные источники на берегах, а также трансформированный водосбор при сельскохозяйственном освоении [1, 2]. Наибольший вклад в загрязнение Сухоны вносят расположенные в верховьях целлюлозно-бумажные предприятия г. Сокола.

Сравнение результатов комплексных экспедиций 1991 и 2016 гг. выявило как происходящие изменения сообществ по протяженности реки, так и тренды в сторону ухудшения качества вод, связанного с органическим загрязнением, эвтрофированием и токсификацией. По данным гидрохимического мониторинга качество воды в последнее десятилетие переходит из категории «загрязненные» – в «грязные» и «очень грязные». Это требует адекватной оценки состояния сообществ гидробионтов по продольному профилю реки, которые интегрированно отражают сочетание природных условий и последствия антропогенной нагрузки.

Формирование вод р. Сухоны зависит в основном от водосбора, учитывая многочисленные притоки и преимущественно снеговое питание. Ярко выраженная сезонная динамика стока влияет и на самоочистительную способность речной экосистемы [4]. Как и для других равнинных рек отмечается ухудшение абиотических условий в маловодные года и меженные периоды. Однако имеются специфические природные особенности реки Сухоны, которые следует учитывать в интерпретации биоиндикационных гидробиологических показателей. Это разделение водотока на три четко отличающихся по гидрографическим и морфологическим особенностям участка: Верхняя, Средняя и Нижняя Сухоны, что отражается на условиях формирования сообществ гидробионтов [4].

Своеобразие Верхней Сухоны определяется ее истоком из крупного Кубенского озера, и в половодье она широко разливается по заболоченной долине, с чем связано поступление большого количества органики и биогенов. Однако, по состоянию фитопланктона трудно выделить антропогенную составляющую органического загрязнения реки в ее эвтрофировании, с которым связано интенсивное развитие пояса макрофитов, случаи «цветения воды» и заиливание грунтов. Индексы сапробности отличались значительной вариабельностью, что отражало ситуационный отклик фитопланктона как быстро реагирующего звена экосистемы на локальное воздействие. Значения индекса могли увеличиваться до 2,7 (альфа-мезосапробная зона) и 3,7 (полисапробная зона), а затем восстанавливаться до величин бета-мезосапробного урня в пределах 1,7-2,1. Свою заметную долю в формирование фитопланктонного сообщества вносит планктосток из Кубенского озера и притоков. Однако, интенсивное развитие макрофитов оказывает угнетающее влияние на фитопланктон при конкуренции за биогены и метаболическом ингибировании. В то же время медленное течение и мелководность водотока являются благоприятным фоном как для развития макрофитов, так и цианопрокариот. Весной и зимой преобладали диатомовые, летом и осенью периодически отмечались вспышки развития цианопрокариот, являющихся индикаторами эвтрофирования речной экосистемы. Следует учитывать, что число видов фитопланктона и их обилие определяется сезонными процессами, через которые и преломляется антропогенное воздействие.

По показателям зоопланктона воды Верхней Сухоны в целом можно отнести к β -мезосапробному уровню загрязнения, но участок в зоне влияния сточных вод Сокольского промышленного узла классифицируется как альфа-мезосапробный. К неблагоприятным факторам для обитания зоопланктеров относится периодическое повышение содержания взвесей в воде из-за рыхлых грунтов и твердого стока. Это уменьшает долю тонких фильтраторов в зоопланктоне, что соответственно влияет на процессы самоочищения реки. В то же время достаточно высокому уровню развития зоопланктона способствуют следующие природные условия: медленное течение, наличие обширных зарослевых участков, планктосток из Кубенского озера и притоков. По числу видов преобладали ветвистоусые, а основу численности и биомассы составляли веслоногие ракообразные.

Судя по состоянию зообентоса, к настоящему времени уровень сапробности Верхней Сухоны изменился: от бета-мезосапробной до альфа-мезосапробной степени загрязнения. Выделяется грязная зона по течению ниже г. Сокола с доминированием тубифицид. Структура зообентоса и выявленные тренды в его сообществе могут служить более адекватными индикаторами антропогенной нагрузки. В частности, это преобладание эврибионтных форм, переносящих дефицит кислорода и загрязнение. Участок после

впадения самого загрязненного притока Пельшмы характеризуется как полисапробный, что подтверждают гидрохимические данные по превышению предельно допустимых концентраций в отношении ХПК, БПК₅, NH₄, NO₂. Однако в целом в верховьях реки уровень развития бентоса достаточно высокий, чему благоприятствуют такие природные факторы, как медленное течение и питательные грунты: илистые, илисто-песчаные, грубодетритные.

Отметим, что на Верхней Сухоне располагаются нерестилища весенне-нерестующих рыб Кубенского озера, но структуру рыбного населения, зависимую от миграционной активности разных видов, трудно использовать как показатель состояния реки. Биоиндикационные возможности этого трофического уровня больше связаны с определением здоровья рыб, зависящего от накопления в них токсических веществ, проявления токсикозов и наличия патологий. Тем более, что на Верхней Сухоне наблюдается хроническое превышение ПДК по тяжелым металлам, лигносульфонатам и фенолам.

Средняя Сухона, протекая в узкой озерно-ледниковой низине, имеет более быстрое течение, и отличается преобладанием песчаных и каменистых грунтов. Эти особенности становятся приоритетными факторами развития реофильных сообществ. Кроме того, на этом участке реки насчитывается наибольшее число притоков, включая крупные, поэтому увеличивается роль планктостока в формировании фито-и зоопланктона. Густая речная сеть при более интенсивном здесь сельскохозяйственном освоении водосбора обуславливает повышенное органическое загрязнение Средней Сухоны, но это не отражалось на значениях общепринятых индексов сапробности. На участках впадения притоков, с расположенными на берегах животноводческими фермами, наблюдались вспышки развития фитопланктона. Однако для оценки качества воды только применение криптонадного индекса (соотношения численности криптонад к общей численности фитопланктона) соответствовало гидрохимическим показателям. Биоиндикационные возможности этого индекса связаны с тем, что развитие криптонад зависит от органических веществ, и их массовое размножение является чувствительным индикатором органического загрязнения.

По показателям зоопланктона водоток относился к бета-мезосапробному уровню загрязнения. Значения индексов сапробности оставались на одном уровне (1,7-1,8) при слабо выраженной мозаичности условий существования из-за высокой проточности и незначительной зарастаемости данного участка реки. По показателям бентоса водоток можно было отнести к умеренно-загрязненным (индекс сапробности около 2,0). Здесь для развития зообентоса неблагоприятна высокая скорость течения и преобладание малопитательных песчаных грунтов. Поэтому снижаются количественные показатели, наблюдается уменьшение доли моллюсков и олигохет, в заметном количестве появляются ручейники, поденки, увеличивается доля хирономид.

Ситуация менялась на участках, пограничных с Нижней Сухоней, в районе разработки русловых месторождений песчано-гравийной смеси. В районе шлейфа мутности резко снижались количественные показатели зоопланктона и происходило обеднение видового состава за счет гибели тонких фильтраторов. Негативное влияние гидромеханизированных работ особенно наглядно прослеживалось на изменении зообентосного сообщества. В частности, падала численность, наблюдался сдвиг структуры бентоса в сторону личинок гетеротопных форм насекомых, а в очагах загрязнения преобладали эврибионтные виды. Индексы сапробности отражали локальное ухудшение условий для зообентосного сообщества. Однако, наиболее адекватной оценкой токсикологической опасности разработок грунтов стало выявление накопления в тканях рыб 11 тяжелых металлов и наличие морфо-патологических нарушений органов и тканей [3]. Особенно чувствительным индикатором ухудшения качества воды в р. Сухоне является стерлядь, потерявшая промысловое значение в 1980-е годы, и занесенная в настоящее время в Красную книгу Вологодской области.

Основными природными условиями, которые влияют на формирование реофильных сообществ Нижней Сухоны, протекающей в узкой глубоко врезанной долине, является высокая скорость течения и каменистое дно. В условиях выраженного дрефта фитопланктона индексы сапробности, рассчитанные по его показателям, незначительно

варьировали (1,7–2,2) вниз по течению. При высокой скорости течения разрушаются колониальные формы цианопрокариот, служащие индикатором эвтрофирования, и доминирующей группой становятся зеленые водоросли. Показатели зоопланктонного сообщества также отражали умеренный уровень загрязнения воды. На локальное уменьшение параметров развития зоопланктона заметно влияло увеличение скорости течения на перекатах и отсутствие зарослей макрофитов. Уменьшение видового богатства отмечалось в районах источников загрязнения г. Тотьмы и В. Устюга.

Развитие зообентоса на Нижней Сухоне ограничивали каменистые грунты, а высокие скорости течения усиливали вынос планктонных стадий бентосных организмов. Преобладали поденки, веснянки, ручейники и мелкие реофильные виды хирономид, которые при расчетах индексов сапробности отражают слабую загрязненность воды. Широко применяемый индекс Вудивисса, где учитывается доля олигохет, не работал на Нижней Сухоне, имеющей каменистое дно. Индекс Маргалефа, оценивающий разнообразие, тоже не совсем корректен из-за бедности донной фауны. Индекс лимносапробности по спискам индикаторных видов не отражал особенности участков. Выявлено, что наиболее адекватен индекс по соотношению подсемейств личинок хирономид, имеющий более чувствительный отклик на органическое загрязнение. Его значение на участке ниже г. Тотьмы равнялось 2, затем к устью реки по мере уменьшения загрязнения снижалось до 1,5–1,6. Таким образом, интерпретация показателей, отражающих состояние зообентоса, встречает значительные затруднения, так как загрязнение реки только одна из причин его изменения.

Результаты исследований с интервалом в 25 лет подтвердили специфику формирования сообществ реки, а также неоднозначный отклик на многофакторное воздействие гидробионтов разных трофических уровней и экологических групп, что осложняет оценку общего состояния реки Сухоны. Учет биоиндикационных возможностей разных трофических уровней сообщества позволил сделать вывод, что на Верхней Сухоне наиболее выражены негативные явления органического загрязнения, эвтрофирования и токсификации, в меньшей степени трансформирована Средняя Сухона, а приоритетным процессом, изменяющим качество воды на Нижней Сухоне, является токсификация.

1. Болотова Н.Л. Сухона и ее ресурсы // Тотьма. Краеведческий альманах. – Вологда, 1997. – Вып. 2. – С. 588–596.

2. Болотова Н.Л. Антропогенная трансформация речной экосистемы на примере реки Сухоны (Вологодская область) // Поморье в Баренц-регионе на рубеже веков: экология, экономика, культура: Тез. докл. Международ. конф. – Архангельск, 1998. – С. 38.

3. Воропанова Л.С., Болотова Н.Л. Применение патолого-морфологического и гистологического анализа для оценки качества рыбных ресурсов в условиях токсификации реки Сухоны // Вузовская наука – региону: Мат. 15 Всерос. науч. конф. – Вологда, 2017 (в печати).

4. Природа Вологодской области / Гл. ред. Г.А.Воробьев. – Вологда: Вологжанин, 2007. – 434 с.

PECULIARITIES OF BIOINDICATION OF THE CONDITION ECOSYSTEM OF LARGE RIVER THE SUKHONA

N.L. Bolotova

Vologda State University, Vologda, bolotova.vologda@mail.ru

The approach to bioindication of large rivers on the example of the Sukhona River is discussed. The comparative analysis of changes of the river ecosystem over 25-year period indicates the deterioration of water quality. However, the assessment of the river ecosystem condition according to hydrochemical and hydrobiological indicators does not always coincide. It is shown that bioindication should take into account the specifics of the formation of the community in great length river, as well as an ambiguous response to the multifactorial impact of hydrobionts of different trophic levels and ecological groups.

Keywords: Sukhona River, anthropogenic transformation, bioindication, water quality, hydrobionts.

GENETIC DIVERSITY OF *DAPHNIA CUCULLATA* SARS, 1862 POPULATION OF LAKES SVENTE, RIČA, DRIDZIS AND GERANIMOVAS-ILZAS (EASTERN LATVIA) BASED ON MICROSATELLITE – PCR ANALYSIS

A. Brakovska¹, N. Škute²

¹*Institute of Life Sciences and Technology, Laboratory of Hydroecology, Daugavpils University, Daugavpils, Latvia; ajja.brakovska@inbox.lv;* ²*Institute of Life Sciences and Technology, Laboratory of Molecular biology and genetics, Daugavpils University, Daugavpils, Latvia*

During the analysis of the diversity of zooplankton species in the deep Eastern Latvia lakes it was found that *Daphnia cucullata* is one of the dominating species in the composition of species. *Daphnia* has been used as a model organism in many scientific disciplines for more than 150 years. However, we have used *Daphnia cucullata* as a model organism in our research for the first time in Latvia in order to find out what genetic diversity of *Daphnia cucullata* population is according to different parameters in similar lakes using microsatellite markers. During the research the authors have determined the most appropriate microsatellite markers for genetic studies of *Daphnia cucullata* population, they have also evaluated the average and the expected heterozygosity level (by Hardy-Weinberg), the number of polymorphic loci, F_{ST} of the population genetic differentiation and the genetic distance (D) (by Nei).

Keywords: Daphnia cucullata, deep Eastern Latvia lakes, genetic diversity, microsatellite-PCR.

Zooplankton organisms are very sensitive to the effect of anthropogenic factors, leading to structural and functional changes of polymorphism level [4] and the zooplankton used as bioindicators in ecology and genetics experimental purposes [5, 13]. Carrying out studies of zooplankton species diversity in Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas, it was found that *D. cucullata* species are dominating species in the species composition and the research was carried out to examine genetical biodiversity of *D. cucullata* clones in Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas. Microsatellites have been successfully used for genetic studies for the monitoring of different *Daphnia* species [2, 3, 6, 8, 9, 12].

For the study of genetic biodiversity in *D. cucullata* population in the Lake Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas zooplankton samples were taken from May to September in the 2007 – 2012. Samples were taken in the deepest places of each lake. Zooplankton samples were taken from the deepest places of each lake (Fig. 1; Table 1) with *Hydro-bios* Apstein type plankton net with an opening-closing mechanism (mesh size 64 μm) to filter the water column, which was taken from the deep water to the surface. Harvested material was fixed with 70-98 % ethanol. Samples tissues were stored at -20°C . The collection of the zooplankton samples was performed using the APHA standard methods procedure [1, 14].



Figure 1. Locality of lake Svente, Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas.

DNA extraction was performed using slightly modified salt extraction methodology earlier described by Fitzsimmons and Innes [7]. Microsatellites markers for the study of *D. cucullata* population are not enough developed. For genotyping the PCR products, which were obtained with fluorescently-4 marked primers TMR, HEX, FAM, were subjected on Eppendorf Mastercycler®

pro (Eppendorf) automated sequencer using GeneScan®Analysis ABI PRISM 3100 (Applied Biosystems) as international size standard. The resulting genetic data was used for statistical analysis with the help of software GeneAlex 6.41 [11].

Table 1. Characteristic features of Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas.

Lake	Average depth (m)	Maximum depth (m)	Trophic state	
Dridzis	12,8	65,1	Mesotrophic	Deepest Lake in Latvia
Geranimovas-Ilzas	9,8	46	Mesoeutrophic	Fifth deepest Lake in Latvia
Svente	7,8	38	Mesotrophic	Tenth deepest Lake in Latvia
Riča	9,7	39,7	Mesotrophic	Ninth deepest Lake in Latvia

Microsatellite markers have not been often used in similar studies of species genetic structure of *D. cucullata*, therefore the markers, applied for this research, have been adapted, based on the research by Brede et al. [2]. For example, Brede et al. [2] identified 32 microsatellites loci for the *D. galeata*, *D. hyalina*, *D. rosea*, *D. curvirostris* and *D. cucullata* species. In accordance with the paper by Brede et al. [2] 25 microsatellites loci were determined for the Switzerland and Netherlands *D. cucullata* population research. In our paper for the Latvian *D. cucullata* population genetic research we used nine primers for microsatellite loci of nuclear DNA (DaB 10/17; Dp512; Dp519 ; DaB17/16; DaB17/17; SwiD1; Dgm101; Dgm105; Dgm109), but six microsatellite primers with good representativity (SwiD1; Dgm105; Dgm101; DaB17/17; Dgm109; Dp519) were selected for the analysis (Table 2).

Table 2. Characteristics of the 6 microsatellites: locus name, primer sequences, repeat motif, fragment size range, annealing temperature (T_a), mean H_{obs} and H_{exp} level

Locus	Primer sequences (5'-3')	Repeats	Size range (bp)	T_a (°C)	Mean H_{obs} / mean H_{exp}
SwiD1	F:GCCGTGTTTCGAAAGCTAGTC R: AGCCGAACGAAAAACATGC	(TG) ₁₈	122– 127	59,4	0,00/0,44
Dgm105	F:ATGTGAGCGCGGAGCATTT R:GTCCAGCCGCCCATTTTCAGTT	(CAG) ₈ AG	165– 240	59,4	0,17/0,39
Dgm101	F: TCTTGCTCGAATTCTCTCC R: CCTGTCTCACACGGAGC	(GA) ₁₀ AGA	165– 180	54,5	0,00/0,35
DaB17/17	F:GAGAACCTTTTATCAGCTTCG R:ACTCATCTGGTGAGATGGATC	T ₉	100– 106	55,9	0,00/0,27
Dgm109	F: CCAGCTGTTGACCACCTG R: TGCGCGAGGATTCCAACAC	(ACC) ₇ AC	250– 303	58,2	0,04/0,24
Dp519	F:AGTCGCGACGACATAAAGC R:GTGGTAGTTGTGGAATCCG	(TG) ₆ (GA) ₇	140– 142	56,7	0,00/0,12

It was concluded that not all of the microsatellite markers that were used for *D. cucullata* population genetics studies in Switzerland and the Netherlands, are suitable for *D. cucullata* population genetics studies in Latvia. The size of the scored polymorphic DNA fragments ranged from 122 bp to 303 bp. The average level of the observed heterozygosity (H_{obs}) in the *D. cucullata* populations under research ranged from 0,04 to 0,17, while the average level of the expected heterozygosity (H_{exp}) ranged from 0,12 to 0,44. In general, in all *D. cucullata* populations under research the average observed level and the average expected level of heterozygosity (according to

Hardy-Weinberg) was different, but these differences were insignificant ($p < 0,001$) (Tab. 2). Number of polymorphic loci of *D. cucullata* population in the lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas ranged from 33 % to 100 %. The lowest number of polymorphic microsatellite loci of *D. cucullata* population was found in the Lake Dridzis (33 %), while the highest number of polymorphic microsatellite loci was found in the lakes Geranimovas-Ilzas (83 %) and Riča (100 %). By contrast, F_{ST} values for different *D. cucullata* populations under research ranged from 0,08 to 0,50. The highest values were between *D. cucullata* populations of lakes Riča and Svente (0,50) and lakes Svente and Geranimovas-Ilzas (0,49) (Tab. 3).

Table 3. Genetic distance (D) [3] and genetic differentiation (after F_{ST} values) among *Daphnia cucullata* populations between Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas using microsatellites-PCR analysis.

Population	Dridzis	Riča	Svente	Geranimovas-Ilzas
Dridzis		0,29	0,45	0,37
Riča	0,56		0,50	0,08
Svente	0,50	1,14		0,49
Geranimovas-Ilzas	0,70	0,16	1,35	

* – genetic distance (D) values below diagonal;

** – genetic differentiation (F_{ST} values) over diagonal.

The lowest F_{ST} values were between *D. cucullata* populations of lakes Riča and Geranimovas-Ilzas (0,08) (Tab. 3). The smallest genetic distance (D) [10] in the *D. cucullata* populations under research was observed between lakes Riča and Geranimovas-Ilzas (0,16), while the greatest genetic distance was found between lakes Dridzis and Geranimovas-Ilzas (0,70) and between lakes Geranimovas-Ilzas and Svente (1,35) (Tab. 3).

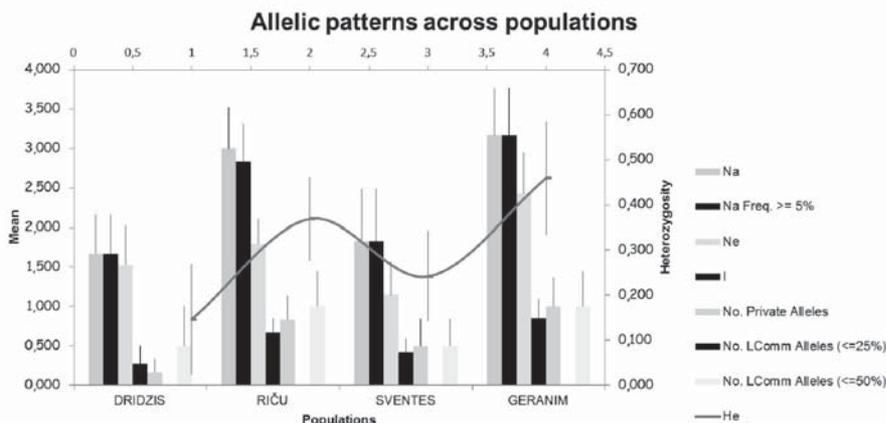


Figure 2. Allelic patterns across *Daphnia cucullata* populations between Lakes Svente, Riča, Dridzis and Geranimovas-Ilzas using microsatellites-PCR analysis.

It is really difficult to explain the fact, that the populations which are geographically far from each other, and whose lakes are not connected with each other, are the most similar. As an assumption we could mention here water birds, which could transfer these specimens from one body of water to another during their migration.

Analyzing the abundance of private alleles number in the populations under research, the most of it is in the populations of lakes Geranimovas-Ilzas and Riča, while the lowest number is in Dridzis (Fig. 2).

The highest number of alleles in a locus (N_a), the average effective number of alleles in a locus (N_e) and the average number of private alleles in a locus (N_o) were found in the populations of lakes Geranimovas-Ilzas and Riča (Fig. 2). The average number of alleles per locus with a frequency of more than 5% is equal to the average number of alleles in the locus in all the populations of *D. cucullata* under research, except the population of lake Riča, where it is a little lower (Fig. 2). The average number of rare alleles per loci of the *D. cucullata* specimens under research, which found to be less than 50%, are different in each population, but overall these differences are not significant ($p > 0,05$).

Taking into account the obtained data it can be concluded that in the similar according to different parameters lakes, which we have studied, no significant distance differences in *D. cucullata* populations have been observed, and genetic differences between individuals are similar to each other.

1. APHA 2005. Standard methods for the examination of waters and wastewater / 21st edition. – Washington, D.C., American Public Health Association. – 2005.
2. Bred N., Thielsch A., Sandrock C., Spaak P., Keller B., Streit B., Schwenk K. Microsatellite markers for European *Daphnia* // Molecular Ecology Notes. – 2006. – Vol. 6. – P. 536-539.
3. Colbourne J.K., Robison B., Bogart K., Lynch M. Five hundred and twenty-eight microsatellite markers for ecological genomic investigations using *Daphnia* // Molecular Ecology Notes – 2004. – Vol. 4. – P. 485–490.
4. De Meester L., Weider L.J., Tollrian R. Alternative antipredator defences and genetic polymorphism in a pelagic predator-prey system // Nature. – 1995. – Vol. 378. – P. 483- 485.
5. Dussart B.H., Defaye D. Introduction to the Copepoda (2nd edition revised and enlarged). – Guides to the Identification of the Microinvertebrates of the Continental Waters of the World. 16 Backhuys Publishers, Leiden. – 2001. – 344 p.
6. Ender A., Schwenk K., Stadler T., Streit B., Schierwater B. RAPD identification of microsatellites in *Daphnia* // Molecular Ecology. – 1996. – Vol. 5. – P. 437–441.
7. Fitzsimmons J.M., Innes D.M. No evidence of *Wolbachia* among Great Lakes area populations of *Daphnia pulex* (Crustacea: Cladocera) // Journal of Plankton Research. – 2005. – Vol. 27 (1). – P. 121-124.
8. Fox J.A. New microsatellite primers for *Daphnia galeata mendotae* // Molecular Ecology Notes. – 2004. – Vol. 4. – P. 544–546.
9. Lynch M., Spitze K. Evolutionary genetics of *Daphnia* // Ecological Genetics (ed. Real L). – NJ-Princeton: Princeton University Press, 1994. – P. 109–128.
10. Nei M. Estimation of Average Heterozygosity and Genetic Distance from a small number of Individuals // Genetics. – 1978. – Vol. 89. – P. 583-590.
11. Peakall R., Smouse, P.E. 2006. GENALEX 6: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research // Molecular Ecology Notes. – 2006. – Vol. 6. – P. 288-295.
12. Schwenk K., Spaak P. Evolutionary and ecological consequences of interspecific hybridization in cladocerans // Experientia – 1995. – Vol. 51. – P. 465–481.
13. Sloka A. Key for to Animals of the Latvian SSR. Fauna of the Cladocera and a key of Latvia. – Riga: LVU, 1981. – 146 p.
14. Wetzel R.G., Likens G.E. Limnological Analyses. – New York: Springer Science, Business Media, 2000. – 429 p.

УДК 574.5

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ МАЛЫХ ОЗЕР ПРИГРАНИЧНОЙ ТЕРРИТОРИИ РОССИИ, ФИНЛЯНДИИ И НОРВЕГИИ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ МАКРОЗООБЕНТОСА

С.А. Валькова

*Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН, г. Апатиты,
valkova@inep.ksc.ru*

В работе представлены результаты, полученные в рамках международного проекта «Trilateral cooperation on Environmental Challenges in the Joint Border Area (TEC) ENPI project» (2012–2014 гг.). В ходе проекта исследованы биоразнообразие, количественные показатели и трофическая структура макрозообентоса малых озер, расположенных на приграничной территории России, Финляндии и Норвегии. Всего исследовано 16 разнотипных водоемов, оценено их современное экологическое состояние, рассчитаны биотические индексы и определено качество вод.

Ключевые слова: макрозообентос, Фенноскандия, биотические индексы, качество вод, трофический статус.

В период с 2012 по 2014 гг. в ходе выполнения проекта «Trilateral cooperation on Environmental Challenges in the Joint Border Area (TEC) ENPI project» были исследованы разнотипные малые озера на территории Норвегии (Holtrvatn, Durvatn, Gardsjøen, Rabbvatn), Финляндии (Pitkä-Surnujärvi, Sierramjarvi, Harrijarvi, Lampi 222) и России (Виртуовошъяур, Кочьяур Иля-Наутсиярви Шуонияур Ала-Наутсиярви Тоартесъяур Пиккуярви Риутикъяур). [10, 11]. Пробы зообентоса в зоне профундали отбирали с помощью модифицированного дночерпателя Экмана-Берджа с площадью захвата грунта 290 см², на литорали отбор проводили с помощью гидробиологического сачка-скребка, снабженного рамой 25×25 см. Пробы промывали через сито с размером ячеек 0,25 мм и фиксировали 70 % спиртом. Камеральную обработку выполняли в соответствии с общепринятыми методами [2, 9]. Идентификацию беспозвоночных проводили с использованием таксономических ключей под редакцией С.Я. Цалолихина [3-5] и В.Я. Панкратовой [6-8]. Для оценки качества вод применяли ряд биотических индексов: индекс Вудивисса, EPT Index, индекс видового разнообразия (по Шеннону). Уровень трофности озер определяли по шкале, предложенной С.П. Китаевым [1].

Разнообразие макрозообентоса профундали исследованных водоемов относительно низкое, донная фауна была представлена 5 типичными для глубоководных зон группами беспозвоночных – двустворчатые и брюхоногие моллюски, хирономиды, олигохеты и единично встречались ручейники. Основу бентосных сообществ большинства озер формировали хирономиды и олигохеты, которые на 60-95 % определяли уровень обилия макрозообентоса. Уровень численности макрозообентоса варьировал от 190 экз./м² до 2000 экз./м², биомасса – от 1 до 9,7 г/м². Максимальные значения численности и биомассы отмечены для озера Тоартесъяур, где основу зообентоса формировали эвтрофные хирономиды *Limnochironomus gr. tritonus*, доля которых составляла >70 % от общей численности макрозообентоса. Трофический статус озера Тоартесъяур оценивается как эвтрофный, остальных водных объектов – как олиготрофный или мезотрофный (табл. 1). В озерах Виртуовошъяур и Кочьяур бентос в глубоководной зоне не обнаружен. Здесь в пробах были зарегистрированы только пустые чехлики ручейников рода *Molanna* в значительных количествах (до нескольких десятков в пробе), что, вероятно, обусловлено особенностями донных отложений, представленных здесь сапропелевыми илами и спецификой гидрологического режима этих водоемов.

В литоральной зоне водоемов на территории России зарегистрировано 34 вида и формы беспозвоночных, принадлежащих к 18 семействам. В зоогеографическом плане основу макрозообентоса составляли виды, имеющие палеарктическое распространение, также представлены группы, имеющие голарктическое и европейское распространение и космополиты.

Таблица 1. Количественные показатели макрозообентоса и индикаторы экологического состояния исследованных водоемов.

Водоемы	Численность, экз./м ²	Биомасса, г/м ²	Трофический статус	Индекс Шеннона, ит/экз.
Россия				
Виртуовошъяур	-	-	-	-
Кочьяур	-	-	-	-
Иля-Наутсиярви	190,1	1,0	α-олиготрофный	1,87
Шуонияур	576,7	2,9	α-мезотрофный	2,76
Ала-Наутсиярви	415,2	2,1	α-мезотрофный	2,42
Тоартесяур	1937,6	9,7	α-эвтрофный	1,12
Пиккуярви	622,8	3,1	α-мезотрофный	3,08
Риутикъяур	692,0	3,5	α-мезотрофный	2,5
Финляндия				
Pitkä-Surnujärvi	155,7	1,3	β-олиготрофный	2,60
Sierramjarvi	328,7	2,7	α-мезотрофный	1,50
Harrijarvi	196,1	1,6	β-олиготрофный	3,00
Lampi 222	-	-	-	-
Норвегия				
Holtrvatn	103,8	0,9	α-олиготрофный	3,09
Durvatn	455,6	3,8	α-мезотрофный	1,93
Gardsjøen	184,5	1,5	β-олиготрофный	1,92
Rabbvatn	51,9	0,4	α-олиготрофный	1,89

По отношению к трофическим условиям большинство обнаруженных видов являются олигосапробами, также встречаются эврибионты, способные обитать в диапазоне условий от мезо- до олигосапробных и ксеносапробы. Доминировали в составе сообществ три группы – хирономиды (8 видов), ручейники (7) и брюхоногие моллюски (4), также встречаются индикаторные группы беспозвоночных – веснянки, поденки и жесткокрылые (табл. 2).

Таблица 2. Зообентос литоральной зоны исследованных водоемов и индикаторы экологического состояния.

Водоемы	Кол-во видов	Индекс Вудивисса	Класс качества вод. по ГОСТ 17.1.3.07-82)	EPT Index
Россия				
Виртуовошъяур	22	10	I	6
Кочьяур	25	10	I	9
Иля-Наутсиярви	19	8	I	2
Шуонияур	12	7	II	2
Ала-Наутсиярви	14	8	I	3
Тоартесяур	13	8	I	5
Пиккуярви	17	7	I	2
Риутикъяур	16	8	I	5
Финляндия				
Pitkä-Surnujärvi	24	9	I	5
Sierramjarvi	23	9	I	6
Harrijarvi	17	9	I	4
Lampi 222	13	9	I	2
Норвегия				
Holtrvatn	3	4	III	1
Durvatn	10	6	III	4
Gardsjøen	7	3	III	0
Rabbvatn	14	8	I	5

Основу фауны хирономид исследованных водоемов составляли широко распространенные в Фенноскандии палеарктические и голарктические виды. Структура хирономидных сообществ олигодоминантная, доминирующий вид определяется специфическим комплексом морфометрических и гидрохимических характеристик, складывающихся в каждом водоеме. В относительно глубоководных водоемах в структуре сообществ профундали преобладали холодолюбивые олиго (мезо-)трофные личинки *Sergentia coracina* (Zetterstedt, 1850), на литорали доминировали холодноводные олиготрофные *Arctopelopia* sp. (Tanypodinae). Повсеместно встречались широко распространенные в Палеарктике хирономиды *Procladius choreus* gr. (Tanypodinae). В мелководных, хорошо прогреваемых водоемах с хорошо развитой водной растительностью и значительным проективным покрытием фитоперифитона увеличивалась доля *Cricotopus silvestris* gr. (Orthoclaadiinae). При возрастании антропогенного воздействия наблюдалось снижение в сообществах относительной плотности видов-олиготрофов и увеличение доли эврибионтных личинок *Chironomus* sp.

В литоральной зоне водоемов Финляндии обнаружено 36 видов и форм беспозвоночных, принадлежащих к 16 таксономическим категориям ранга семейств и отрядов, в водоемах Норвегии зарегистрировано 23 вида и формы беспозвоночных (11 семейств и отрядов). В финских водоемах в составе сообществ доминировали хирономиды, представленные 10 видами (*Gliptotendipes* sp., *Macropelopia* sp., *Procladius choreus* gr., *Orthoclaadiinae* sp., *Stictochironomus* sp., *Pottastia* sp., *Paratanytarsus* sp., *Chironomus* sp., *Psectrocladius (P.) bisetus* Goetghebuer, 1942, *Cricotopus silvestris* gr.). Наиболее массовые из них 3: преимущественно приуроченные к высшей водной растительности *Gliptotendipes* sp., обитающие во многих типах водоемов и характеризующиеся широкой экологической пластичностью *Cricotopus silvestris* gr., а также типичные обитатели стоячих вод *Psectrocladius (P.) bisetus*. Литоральные сообщества норвежских водоемов более бедны, минимальные показатели разнообразия отмечены для Holtvatn, максимальные – Rabbvatn. Также как и для финских водоемов основу литорального макробентоса составляли хирономиды, представленные 7 видами (*Psectrocladius (P.) delatoris*, *Cryptochironomus defectus* gr., *Pagastia* sp., *Cryptochironomus silvestris* gr., *Limnichironomus* sp., *Tanytarsus* sp., *Procladius choreus*), из них наиболее массовыми были 2 вида – обитатели литорали северных озер *Tanytarsus* sp. и широко распространенные в Палеарктике, предпочитающими олиготрофные холодноводные водоемы *Procladius* gr. *choreus*. Индикаторные группы (Trichoptera, Plecoptera и Ephemeroptera) встречались единично.

1. Кумаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. – М.: Наука, 1984. – 204 с.

2. Методическое руководство по биотестированию воды. РД 118-0290. – М., 1991. – 48 с.

3. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий / Под общ. ред. С.Я. Цалолихина Т.5. Высшие насекомые. – СПб.: Наука, 2001. – 825 с.

4. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий / Под общ. ред. С. Я. Цалолихина. Том 4. Двукрылые насекомые. – СПб.: Наука, 2000. – 997 с.

5. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий / Под общ. ред. С.Я. Цалолихина. Т.6. Моллюски, Полихеты, Немертины. – СПб.: Наука, 2004. – 528 с.

6. Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейств Podonominae и Tanypodinae фауны СССР. – Л.: Наука, 1977. – 154 с.

7. Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Chironomidae фауны СССР. – Л.: Наука, 1983. – 295 с.

8. Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Orthoclaadiinae фауны СССР. – Л.: Наука, 1970. – 344 с.

9. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / В.А. Абакумов и др. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.

10. Ylikörkkö J., Christensen G., Andersen H., Denisov D., Amundsen P-A., Terentjev P., Jelkänen E. Environmental Monitoring Programme for Aquatic Ecosystems in the Norwegian, Finnish and Russian

Border Area. Updated Implementation Guidelines // Centre for Economic Development, Transport and the Environment for Lapland. – Reports 34. – 2015. – 37 p.

11. Ylikörkkö J., Christensen G., Kashilin N., Denisov D., Andersen H., Jelkänen E. Environmental Challenges in the Joint Border Area of Norway, Finland and Russia // Centre for Economic Development, Transport and the Environment for Lapland. Reports 41. – 2015. – 169 p.

THE ENVIRONMENTAL STATE OF SMALL LAKES IN THE BORDER TERRITORY OF RUSSIA, FINLAND AND NORWAY ON MACROSOOBENTOSE INDICATORS

S.A. Valkova

*Institute of the North Industrial Ecology Problems of Kola Science Centre, RAS, Apatity,
valkova@inep.ksc.ru*

The results of the international project "Trilateral Cooperation on Environmental Challenges in the Joint Border Area (TEC) ENPI project" (2012-2014) are presented. Biodiversity, quantitative indicators and trophic structure of macrozoobenthos of small lakes located on the border territory of Russia, Finland and Norway were studied. The estimation of the modern ecological condition of reservoirs is carried out, biotic indices are calculated, the quality of waters is determined.

Keywords: macrozoobenthos, Femnoscandia, biotic indices, water quality, trophic status.

УДК 574.5

ЭКОЛОГИЯ ИНДИКАТОРНЫХ ОРГАНИЗМОВ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ АЛТАЙСКОГО КРАЯ И РЕСПУБЛИКИ АЛТАЙ

Л.В. Веснина

Алтайский ФГБНУ «Государственный научно-производственный центр рыбного хозяйства», г. Барнаул, vesninal.v@mail.ru

Экология индикаторных организмов в водных объектах Алтайского края и Республики Алтай обусловлена экологическими составляющими и, прежде всего, биотическими, абиотическими и антропогенными факторами. За последние 5 лет в водных объектах рассматриваемых территорий основополагающим направлением формирования зоопланктонного сообщества отмечается гидрологическая составляющая. На стыке этих лет (2012-2016 гг.) зарегистрированы 2 фазы водности: регрессивная и трансгрессивная, которые и обуславливают доминирование индикаторных организмов в конкретных водных объектах.

Ключевые слова: индикаторные организмы, зоопланктон, водные объекты, Алтайский край, Республика Алтай, факторы среды.

Экология индикаторных организмов в водных объектах Алтайского края и Республики Алтай обусловлена экологическими составляющими и, прежде всего, биотическими, абиотическими и антропогенными факторами. За последние 5 лет в водных объектах рассматриваемых территорий основополагающим направлением формирования зоопланктонного сообщества отмечается гидрологическая составляющая. На стыке этих лет (2012-2016 гг.) зарегистрированы 2 фазы водности: регрессивная и трансгрессивная, которые и обуславливают доминирование индикаторных организмов в конкретных водных объектах. Однако, водные объекты Республики Алтай отличаются олигогалинностью, водные объекты Алтайского края выделяются высокой степенью эвтрофности. Сложность структуры зоопланктонных сообществ оценивается их разнообразием: по мере усложнения структуры увеличивается видовое разнообразие. Нами отмечено, что разнообразие определяется не только числом видов и структурными характеристиками, но и частотой взаимодействия между популяциями. Так, по составу доминирующего комплекса зоопланктона озера Телецкое (400 м над у.м.) имеется сходство с таковым по озерам Улаганского района Республики Алтай (1800-2000 м над у.м.).

Равнинная территория Алтайского края с их многообразием ландшафтов характеризуются своеобразным зоопланктонным комплексом с выраженными доминантами в целом зоопланктонного сообщества. При рассмотрении различных озерных водных систем,

которые объединены по образуемому их водотоку (рр. Бурла, Кулунда, Барнаулка, Касмала) отмечено, что зоопланктонный комплекс включает много общих видов.

Зоопланктон озер имеет свои характерные особенности, обусловленные абиотическими и биотическими факторами среды.

В озерах зарегистрированы массовые виды: 21 вид коловраток, 29 видов ветвистоусых, 7 видов веслоногих. Видовой состав зоопланктона характерен для озер Урала и Западной Сибири. Это широко распространенные формы, переносящие небольшое засоление, неблагоприятные условия с недостатком кислорода, повышенным содержанием углекислоты, аммиака, сероводорода, в стадии покоящегося яйца или взрослых самок.

При достаточно высоком видовом разнообразии выделяются доминирующие по численности виды: *Asplanchna priodonta*, *Keratella quadrata*, *Daphnia longispina*, *D. cucullata*, *Chydorus sphaericus*, *Diaptomus graciloides*.

Для оценки сходства или различия фаунистического состава гидробионтов озер применен коэффициент сходства Жаккара. Диапазон его колебаний от 0,46 до 1,00. Анализ видового состава показал небольшие различия гидробионтов по озерам Большое Островное, Бахматовское, Зеркалы, чему соответствует высокий коэффициент сходства, и наоборот, слабое сходство между перечисленными водоемами и оз. Горько-Ключевское и Шибаево.

На открытом мелководье озер, где происходит наибольший прогрев воды, в массе встречается *D. longispina*; где обычны представители всех систематических групп, особенно разнообразна фауна ветвистоусых рачков. Большинство ветвистоусых зарегистрированы весной и заканчивают цикл развития поздней осенью. Максимум их приходится на июль. В зимний период единично встречается *D. cucullata*. Веслоногие отмечены круглогодично; в последний период – в стадии взрослых самок и самок, а также копеподитов. Среди них выделены *D. graciloides* и *M. leuckarti*. Коловратки в озерах многочисленны в вегетационный период, а с понижением температуры воды они выпадают из состава планктона. В условиях подвижного гидрологического режима зоопланктонный комплекс также непостоянен. Особенно существенные изменения происходят при высоком паводке, что соответствует максимуму развития гидробионтов. В условиях бессточности фауна зоопланктона обедняется и встречается не более 30-35 видов.

Зоопланктонный комплекс озер Алтайского края подразделяется на два: фильтраторов и хищников. Первый преобладает над вторым как по видовому разнообразию, так и по численным величинам. Состав хищного комплекса ограничен коловраткой *A. priodonta*, веслоногим рачком *M. leuckarti* и ветвистоусыми рачками – *Polypemus pediculus*, *Bythotrephes longimanus*, *Leptodora kindtii*.

Динамика численных величин зоопланктона по биологическим сезонам года зависит, прежде всего, от температурного режима воды. Максимальный пик численности и биомассы зоопланктона приходится на летний период.

Как и в крупных озерах и водохранилищах, в рассматриваемых водоемах высокую численность и биомассу в зоопланктонном комплексе показывают 2-3 вида ракообразных. В озерах нашего региона это чаще всего представители родов *Daphnia* и *Diaptomus*, редко – отдельные виды *Copepoda* и *Cladocera*, но из-за незначительной индивидуальной массы последние, прежде всего, обеспечивают фон численности.

Высокие численные показатели присущи озерам с хорошо развитой береговой линией, достаточным развитием макрофитов, что обуславливает постоянство фитофильного комплекса. Так, в озерах Кривое, Горько-Ключевское, Большое Островное летняя биомасса колеблется от 4,5 до 15,7 г/м³ (табл. 1). По всем биологическим сезонам года высокая биомасса отмечена в оз. Горько-Ключевское, как результат сукцессионных процессов, вызванных распреснением водоема.

В осенний период наступает депрессия зоопланктонного сообщества, что выражается снижением его количества. Спад температуры воды в сентябре предопределяет низкий уровень в озерах численности и биомассы планктонных организмов, которые изменяются соответственно от 30,7 до 196,3 тыс. экз./м³ и от 1,4 до 3,9 г/м³.

Таблица 1. Динамика численности и биомассы зоопланктона озер Алтайского края по биологическим сезонам года.

Озеро	Численность, тыс. экз./м ³	Биомасса, г/м ³
Весна		
Кривое	48,5	1,2
Горько-Ключевское	97,6	1,4
Большое Островное	39,4	0,9
Лето		
Кривое	155,6	6,7
Горько-Ключевское	496,4	15,7
Большое Островное	228,9	4,5
Осень		
Кривое	125,4	2,6
Горько-Ключевское	196,3	3,9
Большое Островное	30,7	1,4
Зима		
Кривое	107,9	0,9
Горько-Ключевское	124,5	1,2
Большое Островное	6,8	0,3

В последний период показатели зоопланктона продолжают снижаться и составляют по численности 6,8-124,5 тыс. экз./м³, а по биомассе – 0,3-1,2 г/м³. К началу биологической весны плотность зоопланктеров увеличивается. Основной фон при этом создают веслоногие рачки, что объясняется миграцией зимующих стадий (III-IV) из придонных слоев воды и пелогена.

Таким образом, высокая численность и биомасса зоопланктона по биологическим сезонам года характерна для основных озер Алтайского края – Кривое, Горько-Ключевское, Большое Островное, обеспечивая, в свою очередь, высокую рыбопродуктивность.

Многолетняя динамика зоопланктона озер за вегетационный период показывает колебания его численных величин. Так, в оз. Бахматовском они изменяются от 106,1 до 382,4 тыс. экз./м³ и от 2,8 до 6,3 г/м³ (табл. 2).

Таблица 2. Многолетняя динамика численности (N, тыс. экз./м³) и биомассы (B, г/м³) зоопланктона озер Алтайского края за вегетационный период.

Год	Кривое		Большое Островное		Бахматовское		Зеркалы		Горько-Перешеечное	
	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B
1970	203,6	8,5	185,4	2,3	-	-	106,8	4,1	-	-
1972	-	-	58,3	1,9	106,1	2,8	55,2	1,8	-	-
1976	-	-	25,1	1,5	-	-	-	-	65,0	3,9
1977	-	-	-	-	-	-	-	-	77,2	6,9
1981	79,1	3,4	80,6	2,9	411,3	6,3	-	-	-	-
1982	80,4	3,0	274,6	5,6	-	-	-	-	-	-
1983	106,9	2,7	109,8	4,1	382,4	5,8	574,5	5,3	80,8	2,4
1984	112,3	3,5	42,2	2,8	-	-	-	-	-	-
1985	155,6	6,7	235,8	4,5	202,8	4,6	182,1	4,4	58,9	4,1
1986	148,2	5,4	236,5	5,1	160,1	2,7	214,1	3,7	81,7	3,8
среднее	126,6	4,7	138,7	3,4	252,6	4,4	226,5	3,9	72,7	4,2

В оз. Зеркалы величины зоопланктона колеблются от 55,2 до 574,5 тыс. экз./м³ и от 1,8 до 5,3 г/м³. В оз. Горько-Перешеечном основное ядро образуют *M. leuckarti* и *D. pulex*.

Крупные формы рачков обеспечивают значительную биомассу зоопланктона, которая составляет 6,9 и 4,1 г/м³.

Пойменное оз. Шибаево отличается менее разнообразным составом таксонов и соответственно пониженной биомассой, не превышая 2,4 г/м³. Массовое развитие получили в озере *D. longispina*, *Cyclops* sp.

Для озер рассчитана продукция зоопланктона с учетом Р/В-коэффициентов. Наиболее высокие суточные Р/В-коэффициенты отмечены в июле-августе. За вегетационный период они изменяются: *D. longispina* 4,07-9,06; *D. graciloides* – 0,75-3,33; *D. cucullata* – 2,34-4,23; *D. brachyurum* – 2,39-6,66; *Basmina coregoni* – 2,33-5,92; *Chydorus sphaericus* – 2,34-4,23.

ECOLOGY OF INDICATOR ORGANISMS IN THE WATER BODIES OF THE ALTAI TERRITORY AND THE ALTAI REPUBLIC

L. V. Vesnina

Altai Branch of the Federal State Budgetary Scientific Institution "State Research and Production Centre of Fisheries", Barnaul, vesninal.v@mail.ru

Ecology of indicator organisms in the water bodies of the Altai territory and the Altai Republic is influenced by some environmental components. They are biotic, abiotic, and anthropogenic factors. Over the last 5 years a hydrological component is fundamental to the zooplanktonic community formation in the water bodies of the considered areas. At the interface of these years (2012 - 2016) 2 phases of water content were registered: regressive and transgressive. They cause the dominance of indicator organisms in specific water bodies.

Keywords: indicator organisms, zooplankton, water bodies, the Altai Territory, the Altai Republic, environmental factors.

УДК 574.633

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ФУНКЦИОНАЛЬНОЙ КЛАССИФИКАЦИИ ФИТОПЛАНКТОНА ДЛЯ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОДЫ НЕКОТОРЫХ ПРИТОКОВ Р.ВОЛГИ (БАССЕЙН ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА)

Е.Л. Воденеева, А.Г. Охапкин, К.Е. Коломина, Е.М. Шарагина, П.В. Кулизин

Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского, Институт Биологии и Биомедицины, г. Нижний Новгород, vodeneeva@mail.ru

Проведена оценка качества вод некоторых притоков р. Волги (реки Кудьма, Сундовик, Ветлуга, Керженец) с использованием метода функциональных групп фитопланктона и расчета на его основании индекса сообщества Q. Проведено сравнение данного подхода с традиционно используемыми в мониторинге водных экосистем альгологическими показателями.

Ключевые слова: притоки р. Волги, оценка качества, функциональная классификация фитопланктона, индекс сообществ, сапробиологический анализ.

Волжский бассейн, важнейший в экономическом отношении регион России, испытывает высокую антропогенную нагрузку, что напрямую отражается на экологическом состоянии р. Волги и ее притоков. В период глобальных изменений условий формирования стока р. Волги, степени и характера антропогенного воздействия на водоемы ее бассейна контроль их состояния, основанный на научно разработанной оценке качества вод, приобретает особую актуальность [5]. Широко используемые наряду с традиционными физическими и химическими методами системы биоиндикации и определение экологического статуса водных объектов в разных странах достаточно сильно различаются. Так, для оценки экологического состояния и качества водных объектов в России традиционно используется сапробиологический анализ, который не всегда дает корректное представление о качестве вод [6]. В современный период для оценки состояния водных объектов в странах Европейского Союза согласно Водной Рамочной Директиве [9] используется экосистемный подход [10, 11], одним из критериев которого выступают состав и структурные показатели фитопланктона (функциональные группы – FGs, индекс сообщества Q, показатель экологического состояния EQR) [5]. Несмотря на широкое

использование этого подхода зарубежными исследователями, попытки его применения в нашей стране единичны [3, 7].

Цель работы – оценка качества вод левобережных (Керженец, Ветлуга) и правобережных (Кудьма, Сундовик) волжских притоков, протекающих в пределах бассейна Чебоксарского водохранилища (Нижегородская область) с использованием разных подходов: сапробиологического анализа, а также метода функциональной классификации фитопланктона и расчета на ее основании индекса сообществ $Q_{(f)}$ и показателя экологического качества EQR.

Альгологические исследования проводились в среднем и устьевом участках р. Кудьмы (2010 г.), в низовье и устье р. Сундовик (2014 г.), в средних участках рек Керженец (2014 г.) и Ветлуга (2014 г.). Сбор и обработка проб фитопланктона проводились по общепринятым в гидробиологии методам [4]. Выделение функциональных групп фитопланктона осуществлялось с использованием классификации Рейнольдса [12], с модификациями Борика [8].

Общее видовое богатство (с учетом литературных данных) альгофлоры левобережных притоков Волги составило 542 (р. Керженец), 381 (р. Ветлуга), а правобережных - 416 (р. Сундовик) и 266 (р. Кудьма) видовых и внутривидовых таксонов. Таксономическое разнообразие в исследуемых водотоках формировали отделы *Chlorophyta* (от 33 до 45 % от общего видового богатства) и *Bacillariophyta* (24-40 %). По средневегетационным значениям биомассы фитопланктона трофический статус водотоков за весь период исследований менялся незначительно и соответствовал слабо мезотрофному или мезотрофному уровню (в р. Керженец от 0,52 до 2,07 г/м³, в р. Ветлуга – от 0,37 до 4,38 г/м³; в р. Кудьма от 0,86 до 2,45 г/м³ и в р. Сундовик от 2,96 до 3,66 г/м³).

Согласно функциональной классификации фитопланктона [10-12] в правобережный притоках было выделено 25 функциональных групп (суммарно для двух водотоков), в реках левобережья количество функциональных групп было меньше и составляло 14. Постоянными компонентами потамопланктона всех исследованных рек выступала группа **T_B**, представленная бентосными видами, случайно попадающими в толщу воды – *Gyrosigma acuminatum* (Kütz.) Rabenh., *Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz., *Melosira varians* Ag., виды родов *Navicula* и *Cymbella*, а также группа **D** (включающая показатели эвтрофирования вод) – *Stephanodiscus hantzshii* Grun., *Ulnaria* spp., *Nitzshia* spp. Ценотический тип потамопланктона в р. Керженец в более ранние сроки исследования [1] определяла центрическая диатомовая водоросль *Melosira varians* (**T_B**). В современный период необходимо отметить заметное возрастание в летних ценозах доли динофлагеллят (представители лимнического комплекса из группы **Lo**). Так, в весенний сезон 2014 г. отмечался тип «*Chlamydomonas* (**Wo**) – *Gymnodinium* (**Lo**)», в летний – «*Gymnodinium* (**Lo**) – *Peridiniopsis kevei* (нет данных)», осенний – «*Melosira varians* (**T_B**)». В р. Ветлуге в весенний сезон основными функциональными группами выступали группы **T_B** (*A. ovalis*, *Navicula radiosa* Kütz., *G. acuminatum*, *Cymatopleura solea* (Bréb.) W. Sm.) и **D** (*Ulnaria ulna* (Nitzsch) Comperé), при участии золотистых водорослей из группы **E** (*Dynobryon divergens* Imhof). В летний сезон формировался комплекс «*Navicula* (**T_B**) – *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. (**P**) – *Anabaena spiroides* (**H1**)», при участии динофитовых водорослей *Gymnodinium* sp. (**Lo**). Осенние альгоценозы определялись развитием «*N. radiosa* – *U. ulna* (**D**) – *Nitzshia* (**Tb**)», с участием *Stephanodiscus hantzshii* (**D**)».

В среднем течении р. Кудьма в весенний и летний сезоны к группам **Tb** и **D** присоединялась – **W₁** (различные виды эвгленид и ценобиальные вольвоксые – *Pandorina morum* (O. M üll.)Vogy)); в осенний - группы **C** (*Cyclotella meneghiniana* Kütz.) и **S₁** (цианопрокариоты – *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anag .etKom.) Присутствие безгетероцистных форм цианобактерий, не способных фиксировать атмосферный азот, хорошо коррелировало с его избыточным содержанием в водах реки. В устье р. Кудьма состав доминирующих функциональных групп менялся незначительно (преобладали группы **D** и **C**), летом отмечалась группа **H₁**, включающая представителей цианопрокариот

(*Anabaena planctonica* Brunth.). В устьевом участке р. Сундовик, в отличие от р. Кудьмы, более заметно влияние зарегулирования стока. Весной отмечался лимнофильный комплекс видов (динофлагелляты из группы **L₀** и криптонады из **X₃**); летом и осенью - эвтрофный диатомовый планктон (группы **B, D**) при сопутствии криптонад из группы **Y**.

Качество воды водотоков по гидрохимическим показателям (индекс УИКЗВ) соответствовало классу «загрязненная» (р. Сундовик) и «грязная» (р. Кудьма), в р. Ветлуга – колебалось от «очень загрязненной» до «загрязненной» [2]. Воды правобережных рек по средневегетационным значениям индекса сапробности в р. Кудьме – $2,10 \pm 0,08$ (S_B) и $2,13 \pm 0,07$ (S_N), в р. Сундовик – $1,96 \pm 0,07$ (S_B) и $2,08 \pm 0,02$ (S_N) оценивались как «умеренно загрязненные», по индексу сообществ Q – в р. Сундовик ($3,84 \pm 0,29$) и в р. Кудьма ($3,67 \pm 0,28$) качество воды оценивалось как «хорошее», по EQR – в разных участках течения от «умеренного» ($0,60 \pm 0,07$ – в устье р. Сундовик) до «высокого».

Средние значения индексов сапробности (по численности – S_n и биомассе – S_b фитопланктона) левобережных притоков в 2014 г. соответствовали уровню умеренно загрязненных вод (р. Керженец – $S_b - 2,01 \pm 0,03$, $S_n - 2,06 \pm 0,02$; р. Ветлуга $S_b - 1,91 \pm 0,02$, $S_n - 1,89 \pm 0,01$). Качество воды р. Керженец по индексу Q – оценивалось как «умеренное» ($2,33 \pm 0,15$), по показателю EQR – «плохое» ($0,46 \pm 0,03$), в связи с изменением ценотической структуры. Класс качества воды р. Ветлуга по индексу Q соответствовал «хорошему» ($3,05 \pm 0,23$), по EQR – «умеренно загрязненному» ($0,60 \pm 0,04$).

Таким образом, средневегетационные значения индексов сапробности всех исследуемых водотоков изменялись в пределах одного класса – «умеренно загрязненных» вод (III класса качества). В связи с этим, на наш взгляд, оценка умеренной степени загрязнения вод органическими веществами требуют более дробной детализации для отражения и уточнения пространственно-временных изменений качества воды. По индексам Q и EQR качество воды в разных водотоках изменялось в более широких пределах, в реках правобережья – от «низкого» до «высокого», а левобережья – от «низкого» (р. Керженец) до «хорошего» (р. Ветлуга).

Использование разных биоиндикационных показателей: индексов сапробности и сообществ Q, а также показателя экологического качества EQR выявило их слабое соответствие друг другу и результатам гидрохимического анализа. Индекс Q оказался более чувствительным и информативным показателем, по сравнению с индексом сапробности, однако качество воды по индексу Q, на наш взгляд, оказалось несколько завышенным. В связи с этим система биоиндикации и определение экологического состояния водных объектов требует адаптации к условиям региона и его специфике.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 15-44-02219).

1. *Воденеева Е.Л., Кулизин П.В., Оханкин А.Г.* О развитии инвазийного вида *Peridiniopsis kevei* Grigor.et Vasas (Dinophyta) в среднем течении р. Керженец (Нижегородская область) // Труды ГПБЗ «Керженский». – Н. Новгород, 2016. – Т. 8. – С. 68-75.

2. *Ежегодник 2014.* Качество поверхностных вод РФ / Росгидромет. Министерство природных ресурсов и экологии РФ. – Ростов-на-Дону, 2015. – 568 с.

3. *Корнева Л.Г., Соловьева В.В.* Опыт использования морфофункциональной классификации пресноводных водорослей для оценки динамики и пространственного распределения ассоциаций фитопланктона Рыбинского водохранилища // Ярославский вестник. – 2012. – Т. 3, № 3. – С. 110-114.

4. *Кузьмин Г.В.* Фитопланктон. Видовой состав и обилие // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М., 1975. – С. 73–87.

5. *Семенченко В. П., Разлуцкий В. И.* Экологическое качество поверхностных вод. – Минск: Белорусская наука, 2011. – 329 с.

6. *Старцева Н.А.* Состав и структура фитопланктона малых водоемов урбанизированного ландшафта (на примере г. Нижнего Новгорода). Автореф. дисс...канд. биол. наук. – Нижний Новгород, 2002 – 170 с.

7. Babanazarova O. V., Lyashenko O.A. Inferring long-term changes in the physical-chemical environment of the shallow, enriched Lake Nero from statistical and functional analyses of its phytoplankton // Journal of plankton research. – 2007. – Vol. 29. – P. 747-756.

8. Borics G., Várbíró G., Grigorszky I., Krasznai E., Szabó S., Kiss K. A new evaluation technique of potamoplankton for the assessment of the ecological status of rivers // Arch. Hydrobiol. Suppl. – 2007. – Vol. 161 (3-4). – P. 465-486.

9. Directive 2000/60/ EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 // Official Journal of the European Communities. – 2000. – L 327. – P. 1-72 .

10. Padisák, J., Borics G., Grigorszky I., Soróczy-Pintér E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblages index // Hydrobiologia. – 2006. – Vol. 553. – P. 1-14. DOI 10.1007/s10750-005-1393-9.

11. Padisák J., Crossetti L., Naselli-Flores L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates // Hydrobiologia. – 2009. – Vol. 621. – P. 1–19.

12. Reynolds C., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // Journal of Plankton Research. – 2002. – Vol. 24, № 5. – P. 417–428.

USE OF FUNCTIONAL CLASSIFICATION OF PHYTOPLANKTON FOR ASSESSMENT OF WATER QUALITY OF SOME THE RIVER VOLGA TRIBUTARIES (CHEBOKSARY RESERVOIR BASIN)

E.L. Vodeneeva, A.G. Okhapkin, K.E. Kolomina, E.M. Sharagina, P.V. Kulizin,
National Research Lobachevsky State University of Nizhni Novgorod, Institute of Biology and Biomedicine, vodeneeva@mail.ru

The quality of the water tributaries of the Volga River (Kudma River, Sundovik, Vetluga, Kerzhenets) was estimated using the methods of functional groups. This approach is compared with the traditional algological indicators used in the monitoring of aquatic ecosystems.

Keywords: the Volga river tributaries, quality assessment, phytoplankton functional classification, Q index, saprobity.

УДК 574.5

ИЗМЕНЕНИЯ СТРУКТУРЫ И БИОРАЗНООБРАЗИЯ ФИТОПЛАНКТОНА КАК ИНДИКАТОРЫ АЦИДОФИКАЦИИ

Е.Ю. Воякина

Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН, г. Санкт-Петербург, katerina.voyakina@gmail.com

Исследованы озера Валаамского архипелага с различным гидрохимическими параметрами, наибольший диапазон был характерен для рН и цветности. Структура фитопланктона существенно варьировала от озера к озеру. Для большинства озер характерно доминирование цианопрокариот и (или) рафидофитовых водорослей. Было показано влияние рН на структуру фитопланктона. В кислых полигумусных озерах отмечено упрощение структуры и доминирование видов зеленых водорослей в летний период. В годы с экстремально низкими значениями рН наибольшую роль в планктоне кислых озер играли виды *Elakatothrix genevensis* (Reverd.) Hind, *Chroomonas acuta* Uterm. и *Cryptomonas erosa* Ehr.

Ключевые слова: биоиндикация, ацидофикация, фитопланктон, видовое разнообразие, малые озера, Валаамский архипелаг.

Работа проводилась на 11 озерах Валаамского архипелага, расположенного в глубоководной части Ладожского озера. Все озера различаются по происхождению, глубине, особенностям гидрохимического и гидробиологического режимов. Гидрохимические показатели в озерах варьировали в широком диапазоне, значения рН изменялись от 4,0 (полиацидное оз. Германовское) до 8,6 (нейтрально-щелочное оз. Крестовое).

Целью работы было проанализировать изменения структуры и видового разнообразия фитопланктона в озерах Валаамского архипелага с различной степенью кислотности.

Гидрохимические параметры в исследованных озерах варьировали значительно, наибольший диапазон был характерен для рН и цветности. Минимальные значения рН были характерны для оз. Германовское, максимальные – для озер Крестовое и Сисяярви. В тоже время невысокие значения цветности отмечены в озерах Сисяярви, Игуменское и Лещевое, максимальные – в оз. Германовское (табл. 1).

Таблица 1. Лимнологические параметры озер Валаамского архипелага, 1998 – 2016 гг.

Озеро	S, км ²	h _{макс} , м	SD, м	рН	Электропроводность, мкСм/см	Цветность, °Pt-Co	ПО, мгО/л
Сисяярви	0,805	19,0	1,0-4,6	6,6-8,5	63-128	27-64	10,8-16,7
Игуменское	0,022	8,0	1,2-2,8	6,5-7,5	28-52	55-90	11,8-28,6
Черное	0,008	8,5	1,4-2,6	6,4-7,5	29-52	60-90	8,0-28,2
Оссиёво	0,003	2,4	0,9-1,4	5,6-7,1	48-58	60-110	7,0-26,9
Лещевое	0,240	7,5	0,5-1,7	6,4-8,2	44-56	55-94	16,0-47,6
Крестовое	0,014	3,1	0,7-1,7	7,3-8,6	32-50	80-212	29,1-53,5
Антониевское	0,028	3,5	0,5-1,7	5,5-7,5	23-34	150-275	22,0-58,2
Симняховское	0,019	2,1	0,3-1,2	5,2-6,5	26-33	97-172	24,3-45,4
Витальевское	0,005	1,9	0,4-1,1	6,2-7,1	36-63	130-223	21,1-44,0
Никоновское	0,011	4,0	0,3-1,2	5,8-7,6	55-63	90-260	20,1-42,9
Германовское	0,010	3,7	0,4-1,1	4,0-5,9	30-42	92-296	17,4-42,5

Наибольший объем материала был собран для полиацидного оз. Германовское. Германовское оз. – типичный водоем верховых болот. Несмотря на небольшую глубину, озеро хорошо стратифицировано в течение всего лета. Значения прозрачности в озере варьировали незначительно. Кислородный режим неблагоприятный, в летний период на дне часто наблюдаются заморные явления [1]. Значения электропроводности и рН очень низкие и находятся в узком диапазоне (табл. 1).

Была проведена классификация исследованных озер по лимнологическим параметрам. Все озера разделились на три группы. Для озера Германовское, составившего отдельный класс, характерно минимальное значение рН среди всех озер о. Валаам, наименьшее значение прозрачности (0,6 м) и максимальные значения цветности (табл. 1). Кроме того, здесь отмечена минимальная средняя концентрация хлорофилла-*a* (3,9 мкг/л).

Для озер второго класса (Оссиёво, Витальевское, Крестовое, Никоновское) были характерны максимальные концентрации железа (0,83 мг/л), средние значения прозрачности (0,8 м), а также максимальные значения содержания хлорофилла-*a* (16,4 мкг/л).

В третий класс объединились озера, для которых отмечены высокие значения прозрачности (1,2 м) и наименьшие значения цветности (90 °Pt-Co). По содержанию хлорофилла-*a* (8,6 мкг/л) озера третьего класса заняли промежуточное положение между озерами первого и второго класса.

В составе фитопланктона водной системы Валаамского архипелага за исследованный период определено 343 видов, разновидностей и форм водорослей, принадлежащих к 9 отделам, из них: Cyanoprokaryota – 38, Euglenophyta – 59, Dinophyta – 17, Cryptophyta – 13, Raphidophyta – 1, Chrysophyta – 30, Bacillariophyta – 73, Xanthophyta – 7, Chlorophyta – 105. По числу видов на всех участках акватории Валаамского архипелага преобладали зеленые (31 %), диатомовые (22 %), эвгленовые (18 %) водоросли и цианопрокарियोты (11 %).

Озера отличались значительным диапазоном показателей обилия фитопланктона (численность – от 0,1 до 676,6 млн. кл/л, биомасса – от 0,1 до 105,2 мг/л). При анализе показателей обилия фитопланктона были выявлены значительные диапазоны численности и биомассы, как в конкретном озере, так и для всех малых озер. Наименьшие средние значения численности отмечены для озер Витальевское, Никоновское, Черное, Оссиёво. Наибольшие – для оз. Симняховское. Среднеголетнее значение численности в озерах различается на два порядка (табл. 2).

По среднегодовым значениям биомассы озера различаются на один порядок. По средним значениям биомассы озера условно можно разделить на три группы: 1) озера с биомассами в два раза ниже средней (Игуменское, Черное и Германовское); 2) озера с биомассами в два раза выше средней (оз. Витальевское); 3) все остальные озера с биомассами близкими к средней. Минимальный разброс биомассы был характерен для озер Черное и Игуменское, максимальный – для оз. Витальевское (табл. 2). В целом для озерной группы среднегодовая биомасса была 11,2 мг/л. Значительные диапазоны численности и биомассы были связаны с межгодовой изменчивостью.

Таблица 2. Среднегодовые значения и диапазоны численности, биомассы фитопланктона и индекса Шеннона для озер о. Валаам.

озера	численность (млн. кл/л)	биомасса (мг/л)	индекс Шеннона (бит/мг)
	med (min – max)	med (min –max)	med (min –max)
Игуменское	8,2 (0,1 – 50,0)	6,3 (0,9 – 20,5)	2,5(0,3 – 3,5)
Черное	1,8 (0,4 – 4,5)	6,0 (1,0 – 16,2)	1,8(0,4 – 3,6)
Оссиёво	2,0 (0,4 – 5,4)	15,9 (2,6 – 38,6)	1,1(0,1 – 4,1)
Антониевское	5,4 (0,2 – 49,7)	10,7 (0,6 – 24,1)	1,2(0,2 – 3,3)
Крестовое	8,4 (0,6 – 26,2)	15,2 (1,6 – 61,3)	1,7(0,6 – 3,7)
Лещевое	13,4 (0,8 – 143,5)	12,3 (3,1 – 35,9)	1,8(0,6 – 4,4)
Никоновское	1,7 (0,1 – 7,8)	8,8 (0,5 – 23,4)	1,3(0,3 – 3,1)
Витальевское	1,5 (0,4 – 4,6)	23,5 (2,5 – 105,2)	1,3(0,8 – 1,7)
Германовское	11,0 (0,3 – 86,0)	4,4 (0,1 – 34,4)	1,7(0,1 – 3,1)
Симняховское	152,0 (3,0 – 676,6)	9,3 (1,3 – 49,2)	1,3(0,3 – 3,5)
В целом	20,5 (0,1 – 676,6)	11,2 (0,1 – 82,3)	1,5 (0,1 – 4,4)

Структура фитопланктона существенно варьировала от озера к озеру. В большинстве озер отмечено доминирование цианопрокариот и (или) рафидофитовых водорослей. Отличительная черта фитопланктона озер архипелага – высокие значения биомассы *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing. Во всех малых озерах о. Валаам *G.semen* присутствовал практически постоянно и создавал максимальную биомассу. В состав доминантного комплекса этот вид не входил только в полигумусных и кислых озерах Германовское и Симняховское. Во всех остальных он формировал осенний пик развития, значения биомассы колебались от 1,1 до 82,3 мг/л. Максимальные значения биомассы были отмечены в оз. Витальевское [2].

В кислых полигумусных озерах было отмечено упрощение структуры и доминирование видов зеленых водорослей в летний период. В сезонной динамике фитопланктона чаще всего наблюдался один пик показателей обилия, приходившийся на разное время в различные годы [3].

Состав доминирующих видов в большинстве озер значительно различался. Чаще всего в состав доминант входили виды родов *Gonyostomum*, *Aulacoseira* Thw., *Cyclotella* Kütz., *Stephanodiscus* Ehr., *Aphanizomenon* Morr. ex Born. et F lah., *Planktolyngbya* Anagn. et Kom., *Dinobryon* Ehr., *Cryptomonas* Ehr., *Botryococcus* Kütz., *Elakatothrix* Wille, *Monoraphidium* Kom.-Legn., *Oocystis* A. Br.

Наибольшее влияние рН на структуру фитопланктона прослеживается в поликислом оз. Германовское. Как во всех кислых водоемах, состав фитопланктона обеднен. Здесь было обнаружено всего 89 таксонов водорослей рангом ниже рода из девяти отделов. По числу видов здесь преобладали диатомовые, зеленые и криптофитовые водоросли. В озере отмечено минимальное по сравнению с другими озерами среднее значение биомассы фитопланктона (табл. 2). В сезонной динамике фитопланктона чаще всего отмечался один пик вегетации в середине лета. Максимальные показатели обилия вызваны активной вегетацией хлорококковых водорослей. В планктоне отмечено преобладание

мелкоклеточных форм и стабильный состав доминирующих видов водорослей. В оз. Германовское, наряду с хлорококковыми, которые присутствовали в планктоне практически постоянно, активно вегетировали и улотриковые водоросли.

В годы с экстремально низкими значениями pH, наибольшую роль в планктоне оз. Германовское играли виды *Elakatothrix genevensis* (Reverd.) Hind., *Chroomonas acuta* Uterm. и *Cryptomonas erosa* Ehr. Эти виды – типичные представители кислых лесных озер Европейской части России [4, 5]. Несмотря на то, что в других озерах о. Валаам эти три вида встречались постоянно, они никогда не достигали высоких значений показателей обилия. По-видимому, в полигумусных озерах Валаамского архипелага эти виды могут выступать как индикаторы кислых условий [3].

Было отмечено широкое содержание хлорофилла *a* в оз. Германовское (0,03 – 10,74 мкг/л). В разные годы в зависимости от структуры фитопланктона, уровня инсоляции и степени прогрева воды максимальные значения отмечались или в интегральных, или поверхностных горизонтах.

Во всех исследованных озерах значения индекса Шеннона колебались в широком диапазоне (от 0,1 до 4,1 бит/мг). Минимальные средние значения были характерны для озера Витальевское и Оссиёво, максимальное – для оз. Игуменское. Низкое видовое разнообразие в этих озерах вызвано монодоминированием крупноклеточного вида рафидофитовых водорослей (*Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing). Высокое видовое разнообразие в оз. Игуменское связано со значительным количеством видов в пробе от 18 до 36 (в среднем 31) [1].

Таким образом, было показано, что активная реакция среды – важнейший экологический фактор, определяющий направленность межгодовых изменений структурных и функциональных показателей фитопланктона малых озер о. Валаам. Было показано, что колебания этого параметра зависели от метеорологических условий, в первую очередь от количества осадков. В озерах Валаамского архипелага, как и в других водоемах Европейской части России и Скандинавии, в кислых условиях происходит упрощение структуры фитопланктона. В исследованных водоемах из состава планктона выпадали виды отделов Dinophyta, Xanthophyta и Raphidophyta.

1. Степанова А.Б., Бабин А.В., Воякина Е.Ю., Зуева Н.В., Зуев Ю.А., Семадени И.В. Анализ антропогенного воздействия на водную систему Валаамского архипелага // Экосистемы Валаамского архипелага (Ладожское озеро) на рубеже 20 и 21 веков. Черты уникальности и современное состояние: Атлас / под ред. А.Б. Степановой. – СПб.: РГГМУ, 2016 – С. 32 - 41.

2. Воякина Е.Ю. Динамика структурных показателей *Gonyostomum semen* (Ehr.) Dies. в малых лесных озёрах о. Валаам (Ладожское озеро) // Современные проблемы гидроэкологии: Тез. докл. 4-й Межд. науч. конф. – СПб, 2010. – С. 41.

3. Воякина Е.Ю. Фитопланктон водной системы Валаамского архипелага. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Санкт-Петербург. – 2007 – 22 с.

4. Корнева Л.Г. Фитопланктон как показатель кислых условий // Структура и функционирование экосистем кислых озер. – СПб., 1994. – С.65–98.

5. Никулина В.Н. Структурно-функциональные характеристики фитопланктона разнотипных озер // Структурно-функциональная организация пресноводных экосистем разного типа: Сб. науч. тр. ЗИН РАН / Отв. ред. А.Ф. Алимов. – СПб, 1999. – Т. 279. – С.135-152.

CHANGES OF THE STRUCTURE AND BIODIVERSITY OF PHYTOPLANKTON AS INDICATORS OF ACIDIFICATION

E.Ju.Voyakina

Saint-Petersburg Scientific-Research Center for Ecological Safety RAS, Saint-Petersburg,

katerina.voyakina@gmail.com

The study was carried out on the Valaam Archipelago. Lakes with different hydrochemical parameters were investigated, the greatest range was characteristic for pH and color. The structure of phytoplankton varied significantly from lake to lake. The predominance of cyanoprokaryotes and (or) raphidophyte algae is typical for most lakes. The

effect of pH on the structure of phytoplankton was shown. In the acid polyhumus lakes, there was a simplification of the structure and dominance of the species of green algae in the summer. The species *Elakatothrix genevensis* (Reverd.) Hind., *Chroomonas acuta* Uterm. and *Cryptomonas erosa* Ehr. played the largest role in plankton of acid lakes in years with extremely low pH values.

Keywords: bioindication, acidification, phytoplankton, biodiversity, small lakes, Valaam archipelago

УДК 574.52

ОТВЕТ ВЫСОКОШИРОТНЫХ СООБЩЕСТВ ФИТОПЛАНКТОНА КРУПНЫХ СУБАРКТИЧЕСКИХ РЕК НА УСЛОВИЯ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ (НА ПРИМЕРЕ ВОСТОЧНОЙ СИБИРИ)

В.А. Габышев

Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН, г. Якутск,

v.a.gabyshev@yandex.ru

В настоящем исследовании предлагается подход к биоиндикации как к показателю ответа сообществ фитопланктона на факторы среды в масштабах гамма-разнообразия. К массиву ценологических и флористических данных о планктоне крупных субарктических рек Восточной Сибири, а также пулу данных о климате, гидрохимии, гидрологии и морфометрии рек, был последовательно применен ряд методов многомерной статистики. В результате было показано, что реакция планктонных сообществ на суровые условия обитания субарктики выражается в изменении флористических пропорций, среднего объема клеток, общего числа видов и вклада представителей Chlorophyta и Bacillariophyta, а также изменении общей численности фитопланктона и численности Суанорокарыота.

Ключевые слова: фитопланктон, гамма-разнообразие, пространственная структура, факторы среды, крупные реки, Восточная Сибирь.

Материалом для исследования послужил массив данных, включающих 303 наблюдения (рис. 1а) произведенных на крупных реках Восточной Сибири в период летней межени 2007-2011 гг.

Массив данных объединяет 29 показателей окружающей среды, включая гидрологические, морфометрические, климатические параметры, физико-химические показатели вод и географические координаты наблюдений. А также 33 параметра фитопланктона, характеризующие видовое богатство, количественное развитие, флористические показатели и размерные характеристики водорослей. В ряде наших последних публикаций, на основе настоящего массива данных, были выявлены основные абиотические факторы, влияющие на пространственную структуру фитопланктона крупных субарктических рек [1-3]. Цель данного исследования состоит в поиске ответа высокоширотных речных сообществ фитопланктона на экстремальные условия обитания, путем последовательного применения к имеющемуся пулу данных ряда методов многомерной статистики.

С применением метода главных компонент из 62 ГК выделены две, объясняющие 29,7 % разброса. В ГК 1 наибольшую нагрузку имеют флористические пропорции «подвиды/семейства», «виды/роды», «виды/семейства», «подвиды/роды» и параметр «константа пересечения». Наибольший вклад в ГК 2 вносят климатические и гидрологические показатели (среднегодовая и максимальная летняя температура воздуха, средняя продолжительность безледного периода, осадки в жаркий сезон, среднегодовые осадки, индекс динамики местообитаний DHI). Наибольшая отрицательная нагрузка в ГК 2 у географической широты наблюдений. Следовательно, ГК 1 характеризуется как Фактор Фитопланктона, а ГК 2 – это Фактор Окружающей Среды. С увеличением значений первой оси возрастают показатели флористических пропорций, а по второй оси – увеличивается температура воздуха, индекс местообитаний, продолжительность безледного периода и осадки, а географическая широта наблюдений уменьшается. Анализ рассеяния наблюдений классифицированных по исследованным рекам показывает (рис. 2), что увеличение флористических пропорций идет в ряду рек Анабар, Оленёк, Индигирка, Яна, Колыма,

Виллой и Лена. В этом же ряду, с продвижением на юг, увеличивается продолжительность безледного периода, растет температура воздуха и другие ведущие показатели ГК 2.

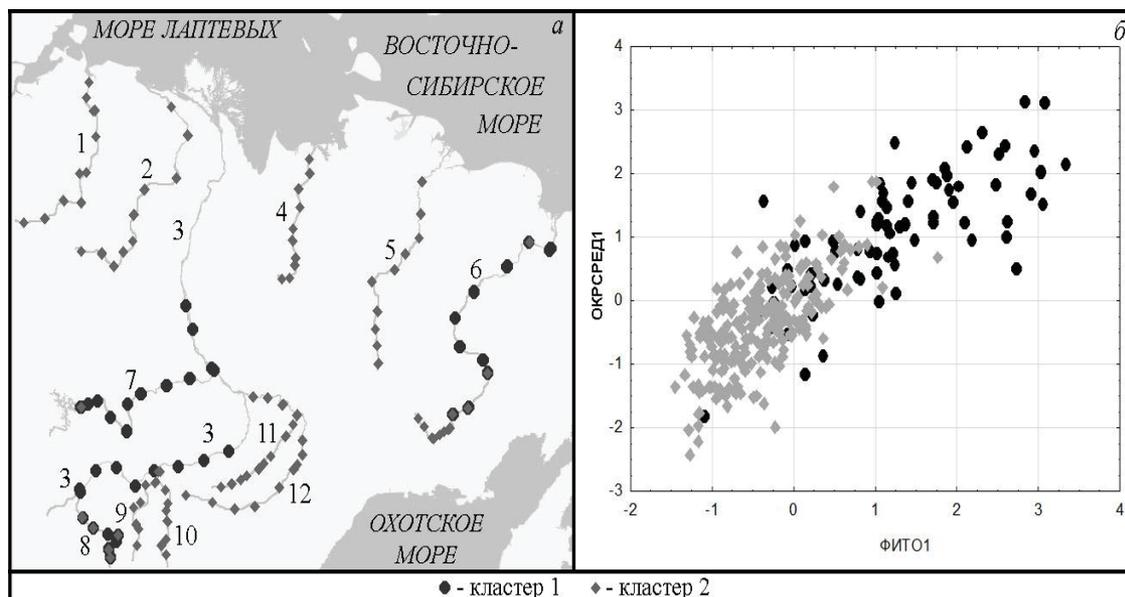


Рисунок 1. Наблюдения классифицированные по двум кластерам (а) и диаграмма их рассеяния (б) в канонических осях ФИТО1 (7 признаков) и ОКРСРЕД1 (21 признак). Цифрами обозначены исследованные реки: 1 – Анабар, 2 – Оленёк, 3 – Лена, 4 – Яна, 5 – Индигирка, 6 – Колыма, 7 – Виллой, 8 – Витим, 9 – Чара, 10 – Олёкма, 11 – Амга, 12 – Алдан.

С применением метода канонических корреляций дискриминированы данные между двумя группами наблюдений: параметрами фитопланктона (33 показателя, далее «ФИТО») и окружающей среды (29 параметров, далее «ОКРСРЕД»).

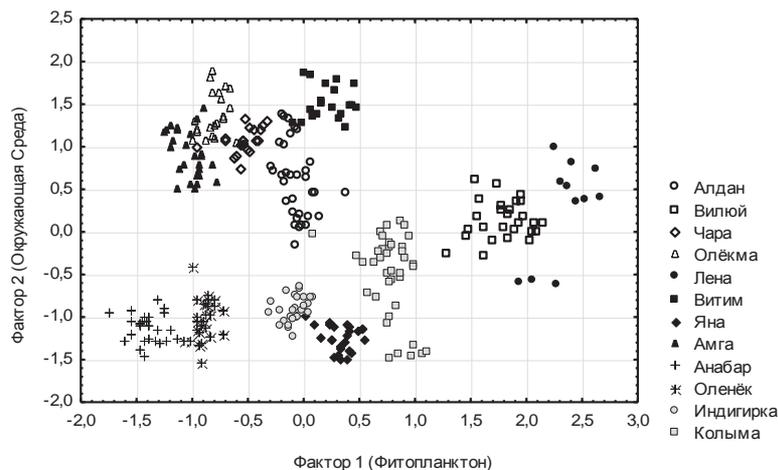


Рис. 2. Диаграмма рассеяния наблюдений в двух факторных осях, категоризованных по исследованным рекам

Каноническая корреляция между наборами признаков «ФИТО» и «ОКРСРЕД», составила $R=0,98$ (при $p<0,0001$), что свидетельствует о сильной, почти функциональной связи между ними. Среди коэффициентов связи между признаками фитопланктона и первой канонической осью ФИТО1, наибольший вес имеют основные флористические пропорции

(«виды/семейства», «подвиды/семейства», «виды/роды», «подвиды/роды», «роды/семейства»), менее значимы общая численность и численность Cyanophyta. Среди параметров окружающей среды, наибольшее значение имеют климатические (среднее количество осадков за год, в жаркий и в холодный сезон, а также минимальная температура воздуха в зимний период) и гидрологический (средняя продолжительность отсутствия льда) показатели. Анализ рассеяния наблюдений в двух канонических осях показывает, что максимально удалены друг от друга заполярные реки западной части региона, такие как Оленёк и Анабар от самой восточной из исследованных рек – Колымы, и целой группы рек юга региона – Олёкмы, Витима, Чары и Амги (рис. 3). Следовательно, отличия между реками по признакам фитопланктона и параметрам окружающей среды нарастают не только с юга на север, но и с запада на восток.

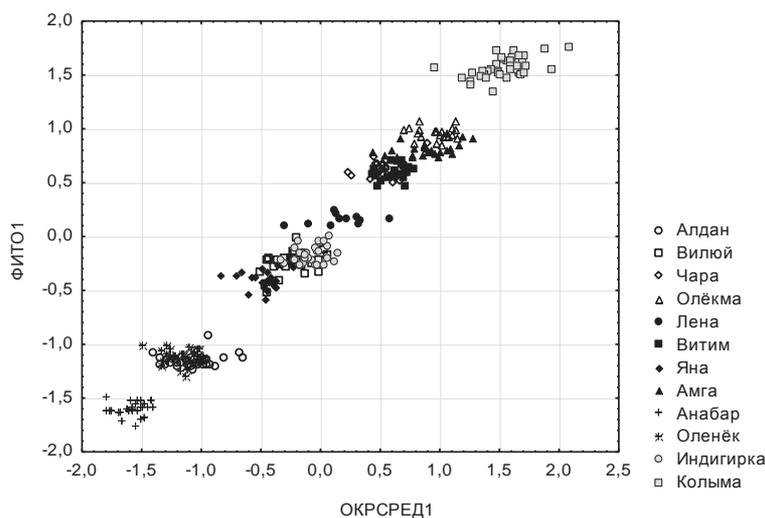


Рис. 3. Диаграмма рассеяния наблюдений категоризованных по исследованным рекам в канонических осях ФИТО1 (33 признака) и ОКРСРЕД1 (29 признаков)

Поиск канонических коэффициентов проведен также в двух ограниченных наборах признаков. Для этого в набор «ФИТО» были включены только размерные показатели фитопланктона, а в «ОКРСРЕД» – гидрологические и морфометрические параметры рек, а также географические координаты наблюдений. Каноническая корреляция между двумя наборами признаков составила $R=0,55$ (при $p<0,0001$). Следовательно, связь не высока, однако является статистически значимой. Максимальный вес нормализованных коэффициентов первых канонических осей имеют средний объем клетки, доля мелкоклеточной фракции по численности, продолжительность безледного периода и географическая широта наблюдений. Графический результат канонического анализа с классификацией наблюдений по исследованным рекам показывает (рис. 4), что левее нуля на оси ФИТО 1, в области диаграммы характеризующейся меньшим объемом клеток, находятся наблюдения по самым северным рекам региона, таким как Индигирка, Яна, Анабар и Оленёк. Наблюдения по рекам центральной и южной части региона локализованы преимущественно правее нулевой вертикали, где средний объем клетки больше.

Метод канонических корреляций был применен также для двух ограниченных наборов признаков, включающих с одной стороны переменные видового богатства фитопланктона («ФИТО» – 7 показателей), и с другой стороны, гидрологические, морфометрические переменные, физико–химические показатели вод и географические координаты наблюдений («ОКРСРЕД» – 21 показатель).

О высокой степени связи между видовым богатством и набором признаков «ОКРСРЕД», свидетельствует значение коэффициента канонической корреляции $R=0,8$ с уровнем значимости $p<0,0001$.

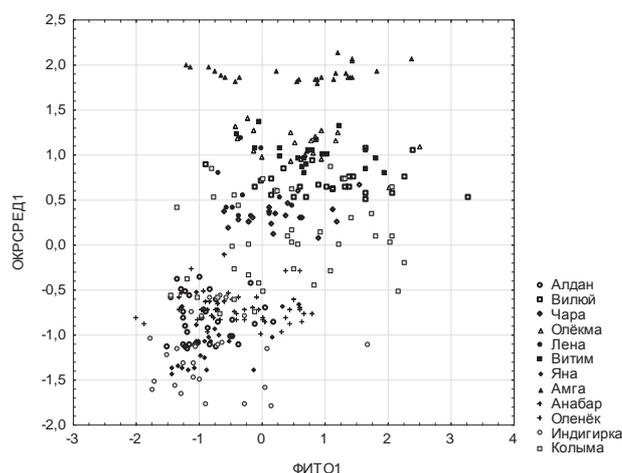


Рис. 4. Диаграмма рассеяния наблюдений категоризованных по исследованным рекам в двух канонических осях ФИТО1 (4 признака) и ОКРСРЕД1 (9 признаков)

Наибольшие канонические веса в оси параметров окружающей среды имеют продолжительность безледного периода и географическая широта наблюдений, а в ФИТО 1 – общее число видов и число видов *Vacillariophyta* и *Chlorophyta*. Для поиска латентных групп наблюдений, проведена их кластеризация по параметрам фитопланктона, с использованием евклидова расстояния и применением алгоритма Варда. В результате в первом кластере объединились наблюдения рек центра и юго–запада региона с северо–востоком (рис. 1а). Во втором кластере локализованы реки арктической зоны вместе с реками южной горной части региона. Графический результат анализа с классификацией наблюдений по выделенным кластерам позволяет охарактеризовать наблюдения 1–го кластера как содержащие большее число видов в пробе и приуроченные к зоне большей продолжительности безледного периода, в сравнении с наблюдениями из 2–го кластера (рис. 1б).

Резюмируя результаты статистического извлечения данных, следует отметить, что ответ высокоширотных речных сообществ фитопланктона на экстремальные условия среды, проявляется в динамике флористических, ценологических и размерных показателей. Так, с увеличением широты наблюдений снижаются основные флористические отношения, т.е. увеличивается доля монотипичных таксонов. Очевидно, такая реакция способствует их большей устойчивости к возрастающему экологическому стрессу в высоких широтах. С продвижением на север и по мере сокращения периода открытой воды, уменьшается видовое богатство фитопланктона и число видов *Vacillariophyta* и *Chlorophyta*. Географический и климатический градиент проявили также показатели численности фитопланктона в целом и представителей *Synprokaryota*. Меньший средний объем клеток, характерный для фитопланктона самых северных рек, объясняется классическим г-отбором, когда селективное преимущество получают мелкоклеточные виды, с высоким соотношением поверхность/объем и большей скоростью роста популяций.

Таким образом, построение моделей «среда-фитопланктон» с использованием методов многомерной статистики, представляет собой актуальный подход к изучению гамма-разнообразия. Знания о закономерностях ответа сообществ водных организмов на градиент факторов среды в значительном территориальном масштабе, перспективны с точки зрения

биоиндикации и прогноза современных климатических изменений. Комплекс параметров окружающей среды, вошедших в полученные статистические модели, указывает на важную регуляторную функцию продолжительности вегетационного периода.

1. Габышев В.А., Габышева О.И. Влияние основных абиотических факторов на фитопланктон субарктических рек Восточной Сибири // Вестник СВНЦ ДВО РАН. – 2014. – № 4(40). – С. 46–55.
2. Габышев В.А., Габышева О.И. К изучению структуры фитопланктона рек Восточной Сибири // Известия Коми НЦ УрО РАН. – 2014. – Вып. 4(20). – С. 18-25.
3. Габышев В.А., Габышева О.И. Пространственная структура потамофитопланктона в экстремальных условиях северо-востока Сибири // Биология внутренних вод. – 2016. – № 1. – С. 71–79.

RESPONSES OF HIGH-LATITUDE PHYTOPLANKTON COMMUNITIES OF LARGE SUBARCTIC RIVERS TO ENVIRONMENTAL FACTORS (EASTERN SIBERIA)

V.A. Gabyshev

Institute for Biological Problems of Cryolithozone SB RAS, Yakutsk, v.a.gabyshev@yandex.ru

This work presents a sight to bioindication as the responses of phytoplankton communities to wide range environmental factors in gamma diversity scale. Data mining in datasets of phytoplankton and environmental variables of large subarctic East Siberian rivers were using principle component analysis (PCA), factor analysis, clustering and canonical-correlation analysis (CCA). As a result, it was shown that the responses of plankton communities to harsh subarctic habitats is reflected in a change in the floral proportions, the average cell volume, the total number of species and the contribution of Chlorophyta and Bacillariophyta, and the total phytoplankton abundance and abundance of Cyanoprokaryota.

Keywords: phytoplankton, gamma diversity, spatial structure, environmental factors, large rivers, Eastern Siberia.

УДК 574.583+ 574.632

СУКЦЕССИИ МАССОВЫХ ВИДОВ ВОДОРΟΣЛЕЙ ШЕРШНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В МНОГОЛЕТНЕЙ РЕТРОСПЕКТИВЕ

А.О. Гаязова, С.М. Абдуллаев

*Южно-Уральский государственный университет, г. Челябинск,
why.ann@mail.ru, sanjar@mail.ru*

В работе на основе многолетних гидробиологических наблюдений описан видовой состав и изменения сезонной сукцессии массовых видов фитопланктона Шершневого питьевого водохранилища (ШПВ). Установлено, что увеличение численности массовых видов сопровождается растягиванием вегетационного периода и трансформацией сезонных доминантных комплексов ШПВ, в том числе выходом на доминирующие позиции *Planktothrix agardhii*. Обсуждаются возможные причины таких изменений: антропогенная эвтрофикация водохранилища и региональные изменения климата.

Ключевые слова: доминирующие комплексы фитопланктона, Шершневское водохранилище, эвтрофикация, Planktothrix agardhii, изменения климата.

Различные аспекты колебаний численности массовых видов синезеленых водорослей Шершневого питьевого водохранилища (ШПВ) обсуждались нами в предыдущих работах [1, 2]. В частности, в [2] предположено, что недавний выход на доминирующие позиции гетеротрофной *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom. (*Oscillatoria agardhii* Gom.) связан с количественными и качественными изменениями экосистемы ШПВ. В задачи настоящего исследования входит описание изменений доминирующих сезонных комплексов за тридцатилетний период (1984-2015 гг.). Информационной основой работы, как и ранее, являлся архив еженедельных альгологических наблюдений, производимых на водозаборе городской системы водоподготовки Челябинска (глубина отбора проб- 8 м). Для анализа изменений сезонных сукцессий всю выборку данных раздели на три десятилетия «стадии».

Видовой состав и доминантные комплексы. Видовой состав (табл. 1) и доминантные комплексы привязаны к сезонной сукцессии за референтное десятилетие с 1995 по 2004 год.

Всего за это десятилетие наблюдалось не менее 158 видов из 56 семейств семи отделов планктонных водорослей.

Сезонные изменения видового состава фитопланктона представлены в таблице 1. Наиболее разнообразны зеленые водоросли, представленные 20 семействами и 76 родами и видами, тогда как отдел Miozoa – всего тремя семействами и тремя родами (табл. 1).

Таблица 1. Видовое разнообразие фитопланктонного сообщества ШПВ (1995 – 2004).

Месяцы	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	Всего
Семейства	35	37	34	37	42	45	48	48	48	43	45	35	56
Роды и виды	67	61	54	68	71	94	121	123	124	112	89	70	158
Chlorophyta	30	27	25	28	30	43	59	58	62	56	44	34	20/76
Bacillariophyta	19	19	18	20	20	23	23	21	19	18	20	20	16/30
Cyanophyta	7	8	6	9	6	9	12	15	13	13	11	7	8/17
Euglenophyta	3	3	2	3	7	9	9	9	11	7	5	1	2/11
Ochrophyta	4	2	2	3	3	5	8	9	9	9	3	3	5/11
Charophyta	2	2	нет	4	3	2	7	8	8	6	5	3	3/10
Miozoa	2	нет	1	1	2	3	3	3	2	3	1	2	3/3

Из таблицы 1 видно, что минимальное количество видов 54, или 34 % от общего наблюдается в феврале, а максимальное в августе – 124, или 78 % от общего числа. В целом, от минимума в подледный период к середине лета наблюдается двукратный (зеленые и синезеленые) и трех-пятикратный (эвгленовые, охрофитовые, харофиты и динофитные) рост числа видов. Исключением из общего сезонного правила являются диатомовые водоросли, с минимумом 18 видов в феврале и максимумом 23 вида в мае.

Доминантные комплексы. Доминантный комплекс диатомей в сезон открытой воды и в целом за год определяется семействами Stephanodiscaceae, Tabellariaceae, Aulacoseiraceae (94,5 %), где массовыми являются представители родов Cyclotella и Stephanodiscus (*Cyclotella* spp.), *Asterionella formosa* Hass. и *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Simons, место которой в подледный период (декабрь-март) занимают пеннатные диатомеи (всего 2,7 % годовой численности).

Сезонная сукцессия синезеленых структурно схожа с сукцессией диатомей. Здесь в общей численности (на 97 %) и в период открытой воды доминируют семейства (вид) Aphanizomenonaceae (*Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs), Anabaenaceae (*Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Breb. in Breb. et God ey), Microcystaceae (*Microcystis aeruginosa* Kütz. emend Elenk., *Gloeocapsa turgida* (Kütz.) Hollerb in Elenk., *Gloeocapsa limnetica* (Lemm.) Hollerb in Elenk.). В подледный период при низком годовом вкладе выделяется семейство Pseudanabaenaceae (*Phormidium mucicola* Hub.-Pestalozzi et Naum).

Доминантный комплекс зеленых ШПВ по числу значимых семейств намного обширнее предыдущих, но и здесь в процентном отношении (64 %) лидируют всего два семейства – 1) Selenastraceae, представленное родом Monoraphidium (массовый вид *Monoraphidium contortum* (Thur.) Komarkova-Legnerova) и в значительно меньшей степени Ankistrodesmus; 2) семейство Scenedesmaceae, представленное родами Scenedesmus (*Scenedesmus ellipticus* Corda, *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Brebisson), сопровождаемых представителями родов Coelastrum и Tetrastrum.

Многолетние изменения численности и встречаемости массовых видов. Рисунок 1 иллюстрирует «типичные» сукцессии трех массовых видов, имевших почти 100 % круглогодичную встречаемость – *Cyclotella* spp., *A. formosa* и *M. contortum*, а так же *A. granulata*, встречавшейся несколько реже (60-70 %) в подледных пробах.

Как видим, при общем росте численности этих видов однонаправленный рост численности характерен только для *A. formosa* и *M. contortum*, увеличивавших численность в 1,5-1,7 раза и 2,7-2,9 раза за каждое десятилетие (рис. 1 в и 1 г). При этом оба вида имели схожие изменения сезонной сукцессии – десятикратное увеличение численности в подледный период и сдвиг июльского максимума на июнь (*A. formosa*) и даже на май (*M. contortum*).

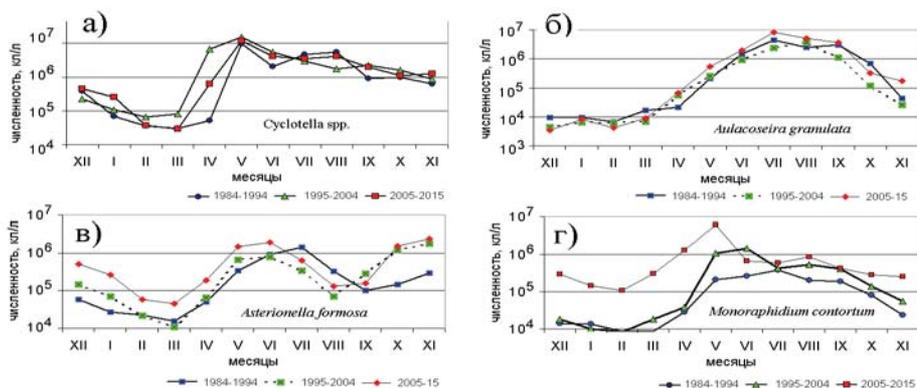


Рисунок 1. Многолетние изменения сукцессии массовых видов: а) *Cyclotella* spp. (1,0→1,5→1,2); б) *Aulacoseira granulata* (1,0→0,7→1,6); в) *Asterionella formosa* (1,0→1,5→2,5) и г) *Monoraphidium contortum* (1,0→2,9→8,0). В скобках приведены отношения общей численности видов по отношению к наиболее ранней стадии 1984-1994.

Встречаемость вида за некоторый промежуток времени можно рассматривать как оценку относительной длительности условий среды, способствующих его вегетации. На рисунке 3 представлена реконструкция годового хода встречаемости трех доминантных видов летнего периода – *Aph. flos-aquae*, *A. flos-aquae*, *M. aeruginosa*, а также *P. agardhii* – доминанта последних лет [1,2] за три десятилетних периода (стадии) с подразделением последней на две пятилетние стадии с декабря 2004 г. по ноябрь 2010 г. и «современную» с декабря 2010 г. по ноябрь 2015 г.

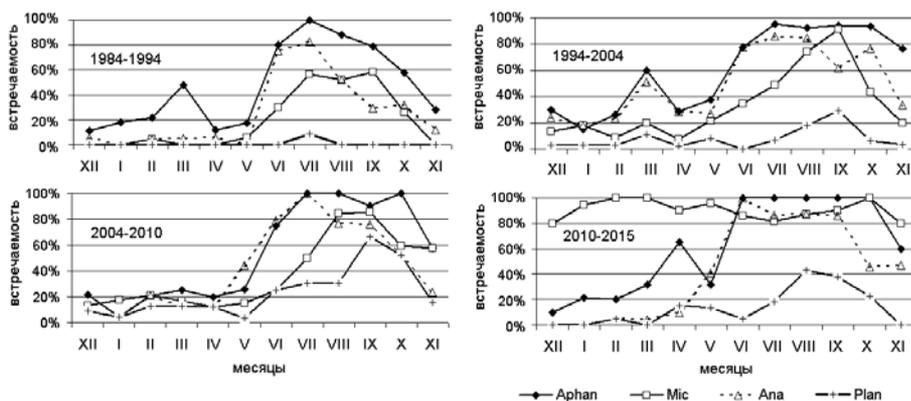


Рисунок 2. Годовой ход встречаемости летних доминирующих видов цианобактерий: *Aphanizomenon flos-aquae* (Aphan); *Anabaena flos-aquae* (Ana), *Microcystis aeruginosa* (Mic) и *Planktothrix agardhii* (Plan) в последовательные стадии жизни Шершневского

Суммарная встречаемость «летних» синезеленых в конце прошлого и начале нового века достигала 100 % только в сезон открытой воды, последовательно составляя 50±36 %, 74±22 %, 71±26 % за год. Однако в современной стадии она возросла до 95±7 % годовых, означая продолжение вегетации видов в подледный сезон. Сравнение поведения отдельных видов в последовательных стадиях обнаруживает, что современный сезон открытой воды отличается от предшествующих сезонов главным образом тем, что с одного до пяти возросло число месяцев с наблюдением *Aph. flos-aquae* в каждой пробе; условия двух – трех месяцев полностью благоприятны для *A. flos-aquae* и *M. aeruginosa*; удвоилась встречаемость *P.*

agardhii. Современный подледный сезон характеризуется пятикратным ростом встречаемости *M. aeruginosa* до 100 % без определенных тенденций других видов.

Увеличение годовой встречаемости синезеленых однозначно объясняется доступностью основных питательных веществ в современную стадию жизни водохранилища. Так, для N₂-фиксирующих *Aph. flos-aquae* и *A. flos-aquae* очевидно нет ограничения по фосфору в сезон открытой воды: оба вида встречаются уже во всех июньских пробах. Перманентное поступление аммонийных солей с порциями органического загрязнения стимулирует всесезонную вегетацию эвритермного *Microcystis* и растягивает период вегетации *Aphanizomenon flos-aquae* до октября. При этом синезеленые *Aph. flos-aquae* и *M. aeruginosa*, а также зеленая водоросль *M. contortum*, чувствительная к дефициту биогенов [4], существенно подняли свою численность в осенний и подледный период, что говорит о доступности биогенов и в холодное время года. С другой стороны, мы полагаем, что помимо процесса эвтрофикации в наблюдаемой трансформации доминирующего комплекса фитопланктона значительную роль играет изменчивость регионального климата.

Таблица 2. Ранг средней температуры воздуха УрФО по месяцам и за год (начиная с 1891 года, по данным Гидрометцентра <http://meteoinfo.ru/>). 1 – абсолютный максимум средней температуры.

Годы / Месяцы	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Год
2016	56	<u>1</u>	<u>10</u>	<u>3</u>	17	<u>9</u>	<u>3</u>	<u>3</u>	<u>2</u>	67	<u>114</u>	<u>109</u>	<u>3-5</u>
2015	55	<u>8</u>	<u>6</u>	<u>11</u>	<u>1</u>	<u>4</u>	<u>95</u>	<u>112</u>	47	94	61	<u>13</u>	<u>6</u>
2014	92	<u>101</u>	<u>1</u>	30	<u>11</u>	38	<u>119</u>	23	<u>107</u>	<u>114</u>	62	<u>14</u>	40
2013	84	<u>12</u>	91	<u>14</u>	38	36	<u>12</u>	23	63	70	<u>1</u>	<u>16</u>	<u>10</u>
2012	40	32	27	<u>4</u>	<u>9</u>	<u>1</u>	<u>4</u>	24	<u>8</u>	22	48	94	<u>5</u>
2011	53	80	<u>11</u>	<u>5</u>	<u>9</u>	<u>9</u>	<u>99</u>	<u>103</u>	<u>2</u>	<u>4</u>	61	<u>10</u>	<u>5</u>
Среднее	63	39	24	<u>11</u>	<u>14</u>	<u>16</u>	55	48	38	62	58	43	

Так, исследование климатических изменений в трех природных зонах Челябинской и Курганской областей с 1864 по 2005 гг. [3] показало наиболее значительный рост температур ноября-марта в период с 1976 по 2005 гг. – более 1 °С/10 лет на фоне значительной межгодовой изменчивости. В таблице 2 демонстрируется, что в продолжение этих тенденций региональное потепление последних лет сосредоточилось на апреле-июне (подчеркнутый шрифт) и отчасти на начале и конце зимнего периода. Это означает как увеличение сезона открытой воды, благоприятного для *A. formosa*, так и более комфортные температуры для весенней вегетации *M. contortum*. Смещение потепления на май-июнь приводят к тому, что вегетация видов *A. flos-aquae* и *Aph. flos-aquae* начинается раньше, пик численности смещается на жаркий июнь. Вторая половина лета теперь становится холодной (синий жирный шрифт) и дождливой, обогащая водоем смывами с водосборной площади органическими загрязнениями и создавая условия для развития устойчивой к низким температурам и перемешиванию гетеротрофной *P. agardhii*. *A. flos-aquae* и *Aph. flos-aquae* плохо переносят возмущения, возникающие при циклональном типе погоды, поскольку не могут занять оптимальные горизонты для азотфиксации [5]. Одновременно, увеличение мутности и турбулентности июля-августа ухудшает условия вегетации чувствительного к свету и стратификации *M. aeruginosa* [4, 5], который начинает уступать свою нишу толерантной к условиям слабой освещенности *P. agardhii*.

Приведенный выше анализ трансформации доминантного комплекса фитопланктона позволяет сделать вывод о том, что эти изменения связаны в первую очередь с антропогенной эвтрофикацией ШПВ, ускоряющейся на фоне климатических флуктуаций и появления новых источников органического загрязнения, в том числе в результате хаотической урбанизации прибрежной части водохранилища.

1. Гаязова А.О., Антипова В.А., Абдуллаев С.М. Смена доминирующих видов фитопланктонного сообщества Шершневого водохранилища: «случайная» или закономерная сукцессия? // Молодой ученый. – 2015. – № 22 (102). – С. 82-84.
2. Гаязова А.О., Абдуллаев С.М. О трансформации доминантного комплекса фитопланктонного сообщества Шершневого питьевого водохранилища в 2015 году // Научный поиск: Мат восьмой науч. конф. аспирантов и докторантов. Естественные науки. – Челябинск: Издательский центр ЮУрГУ, 2016. – С. 97-104.
3. Ленская О.Ю., Ботова М. Г. Особенности текущих климатических изменений в регионе Южного Урала. // Вестник Челябинского государственного университета. – 2011. – № 5. – С. 44-49.
4. Reynolds C.S., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L., Melo S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // Journal of Plankton Research. – 2002. – Vol. 24, № 5. – P. 417–428.
5. Wacklin P. Biodiversity and Phylogeny of Planktic Cyanobacteria in Temperate Freshwater Lakes: doctoral dissertation (article-based). – Helsinki, 2006. – 69 p.

CHANGES IN SUCCESSION OF SHERSHNEVSKOYE RESERVOIR' DOMINANT ALGAE SPECIES IN RETROSPECTIVE OF LAST YEARS

A.O. Gayazova¹, S.M Abdullaev²

¹South Ural State University, Chelyabinsk, e-mail: why.ann@mail.ru;

²South Ural State University, Chelyabinsk, e-mail: sanjar@mail.ru

The Shershnevskoye reservoir algae species composition and changes in seasonal succession of dominant algae are described on the basis of long-term hydrobiological observations. It is shown that the abundance increase of dominant species is accompanied by stretching of the vegetation period and transformation of dominant phytoplankton complexes, including recent *Planktothrix agardhii* dominance. Possible causes of such changes - anthropogenic eutrophication of the reservoir and regional climate changes are discussed.

Keywords: dominant phytoplankton complexes, Shershnevskoye reservoir, eutrophication, Planktothrix agardhii, climate change

УДК 574.5:574.21

ИЗМЕНЕНИЯ ПОПУЛЯЦИОННЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ МАССОВЫХ ВИДОВ РЫБ ВОДОЕМОВ УМЕРЕННОЙ ЗОНЫ ПРИ ПОТЕПЛЕНИИ КЛИМАТА

Ю.В. Герасимов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, Борок, gu@ibiw.yaroslavl.ru

В результате потепления климата в Рыбинском водохранилище заметно увеличились среднегодовые показатели температурного режима водных масс. Изменение термического режима привело к изменениям в структурно-функциональной организации популяций многих видов рыб. В первую очередь это коснулось таких холодноводных видов, как корюшка, налим и щука. Опосредованно, через воздействие на кормовые организмы, потепление повлияло на популяционные показатели судака.

Ключевые слова: потепления климата, увеличение температуры воды, корюшка, налим, щука, судак.

Наблюдаемое потепление климата привело в Рыбинском водохранилище к увеличению средней продолжительности безледного периода со 193 до 220 дней [4]. До потепления переход температуры через 4 °С весной (установление гомотермии) наблюдался в среднем 6 мая, через 10 °С (начало биологического лета) — 19 мая, в настоящее время даты сместились на 4 и 16 мая соответственно. Аналогичная картина наблюдается осенью, когда даты обратного перехода приходятся на более поздние сроки [4]. В водохранилище значительно увеличилось количество декад с температурой более 20 °С.

Изменение термического режима в Рыбинском водохранилище привело к заметным изменениям в структурно-функциональной организации популяций многих видов рыб. Оно послужило основной причиной исчезновения, доминировавшей до 1996 г., относительно холодолюбивой европейской корюшки (*Osmerus eperlanus*). Ухудшение кислородного режима в придонном слое заметно сказалось на численности популяции ерша (*Gymnocephalus cernuus*), одного из самых многочисленных мелких донных видов рыб Рыбинского водохранилища. В течение 1990-х гг. он практически исчез из уловов, тогда как

в 1970–80-е гг. занимал третье по численности место в уловах донным тралом (до 20 % общей численности) [9].

Судак (*Sander lucioperca*). Все это негативно сказалось на темпе линейного и весового роста судака младших возрастов. В середине 1990-х гг. корюшка полностью выпала из его спектра питания, а доля ерша сократилась с 20–27 до 2 %.

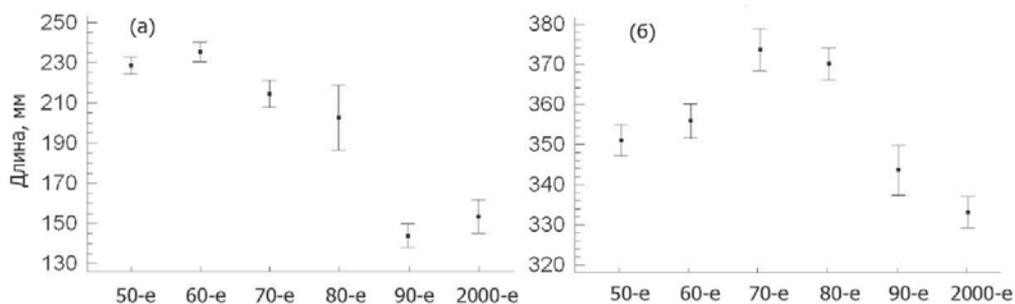


Рисунок 1. Динамика средней длины судака разных возрастных групп с 1950-х по 2000-е годы. а – 1+; б – 3+.

С 2000 г. доминирующим в пелагиали водохранилища становится новый для водохранилища вид – каспийская тюлька (*Clupeonella cultriventris*). Однако с её появлением возникла проблема с переходом ранней молоди судака на питание рыбной пищей, поскольку тюлька значительно более высокотелая, чем снеток (отношение длины к высоте тела у тюльки 3,3, у снетка – 6,4). В период доминирования снетка в пелагических скоплениях сеголетки судака, перешедшие на хищное питание, составляли от 30 до 87 %, при этом к осени они обгоняли в росте планктофагов почти в два раза. В 2000-е годы, при доминировании тюльки, количество сеголетков хищников составляло не более 10 % (например, 2008 – 7 %, 2009 – 9 %). В аномально жаркое лето 2010 г. перешедшая на хищное питание молодь судака вообще не была отмечена. Это обусловлено тем, что при повышении температуры воды наблюдается быстрый рост кормовых объектов, что способствует их быстрому выходу из-под пресса молоди судака [5].

Налим (*Lota lota*). Налим — холодноводный вид и летом в Рыбинском водохранилище ведет малоактивный образ жизни, отставаясь под корягами, камнями, на склонах затопленных русел [7], где имеется выход более холодных грунтовых вод [1]. С началом быстрого повышения температуры в 2000-е гг. совпало резкое снижение численности популяции налима, что сказалось на величине его учетных траловых и промысловых уловов.

Численность популяции налима держалась на низком уровне до 2005 г. В 2006 г. было зарегистрировано увеличение численности популяции налима. Официальные промысловые уловы не показали этого увеличения, поскольку были ограничены установленной в период понижения его численности величиной допустимого улова.

После повышения численности по результатам исследований 2007 г. появилось основание для увеличения промысловых квот на 2009 г. Зимние промысловые уловы налима в этот период состояли из особей 7 возрастных групп. Доминировали по численности особи в возрасте 3 и 4 года, т.е. поколения 2005–2006 гг.

Но в 2010 г. лето оказалось аномально жарким, температура воды в Рыбинском водохранилище в самый жаркий период в придонных слоях достигала 28 °С. Это привело к очередному снижению численности налима.

Помимо значительного снижения численности у налима в 2000-е гг. отмечено снижение темпа роста по сравнению с предыдущими годами. Это подтверждается результатами анализа уловов учетного трала (рис. 2).

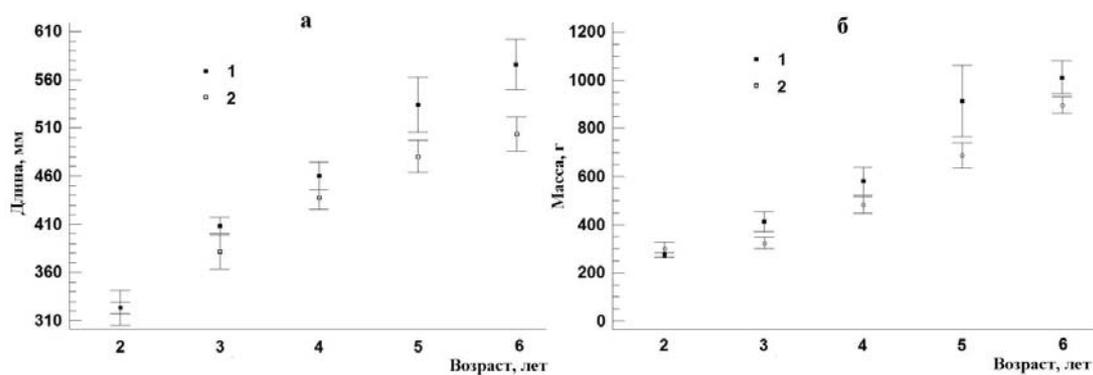


Рисунок 2. Длина (а) и масса (б) особей налима различных возрастных групп в траловых уловах в 1980-х (1) и 2000-х (2) гг.

В траловых уловах достоверные различия в темпе роста отсутствуют только у двухлеток налима. Связано это с тем, что его молодь отличается большей теплоустойчивостью, чем взрослые рыбы и, как следствие, имеет высокую пищевую активность в летний нагульный период. Теплоустойчивость снижается только в возрасте 3+ ... 4+ лет, т.е. в возрасте массового полового созревания. Во всех остальных возрастных группах темп роста особей, отловленных в 1980-е гг. выше, чем у особей из уловов 2000-х гг.

Снижение темпа роста холодноводных рыб при повышении температуры воды в последнее время отмечается и у других представителей арктического фаунистического комплекса [14, 13].

Щука (*Esox lucius*). В тех водоемах, где у щук в течение летних месяцев есть возможность выбора, крупные особи предпочитают более глубокие местообитания, где температура ниже, чем на мелководьях [3, 10, 12]. Учитывая, что при температуре выше 20°C пищевая активность щуки резко падает [6, 8, 10, 11], а оптимальные температуры для роста у неполовозрелых щук составляют 19–20 °C [10], половозрелых – 8–18 °C [11], температурный режим в Рыбинском водохранилище в 2000-е гг. можно охарактеризовать, как неблагоприятный для щуки.

Летний прогрев всей толщи водной массы привел к существенному изменению популяционных показателей щуки Рыбинского водохранилища. Из-за чрезмерного прогрева придонных слоев воды, исчезли участки, где она могла бы пережить неблагоприятный температурный режим, который в летние месяцы формируется на остальной акватории водохранилища. Что неблагоприятно сказалось на её темпе роста.

В 1950-е годы период интенсивного линейного роста у крупных щук ($L > 1$) начинался с 3–4 лет и продолжался 3–4 года подряд. К 6-летнему возрасту темп линейного роста крупных щук достоверно ($p < 0,05$) превосходил средний показатель роста щук из исследовательских уловов (рис. 3).

Ситуация изменилась в 2000-е гг. с увеличением среднемесячных температур воды в Рыбинском водохранилище, при этом летние температуры значительно превысили норму 1950–1960-х гг. [4]. В 2000-е средние месячные температуры июля и августа составляли, соответственно, 21.7 и 19.8 °C [4], т.е. были выше оптимальных для роста щук. В некоторые годы в июле максимальная температура поверхности воды в пелагиали превышала 25 °C. При этом прогревались и придонные слои, температура которых достигала 22 °C.

В этих условиях выраженные периоды интенсивного линейного роста у крупных щук отсутствовали, отдельные годы интенсивного роста чередовались с годами с низким темпом роста. Индивидуальные кривые роста отличались большим разнообразием, и после 6-летнего возраста достоверного превышения среднего показателя роста щук из исследовательских уловов не наблюдалось ($p = 0,86$). Средние годовые приросты особей старше 5 лет из выборки 2000-х гг. оказались достоверно ниже, чем у одновозрастных особей 1950-х гг. Следовательно, в 2000-е гг. в связи с значительным потеплением климата и усилением

прогрева толщи воды, выход на русловые участки водохранилища уже не способствовал столь значительному ускорению темпа роста, как это было в 1950-е гг.

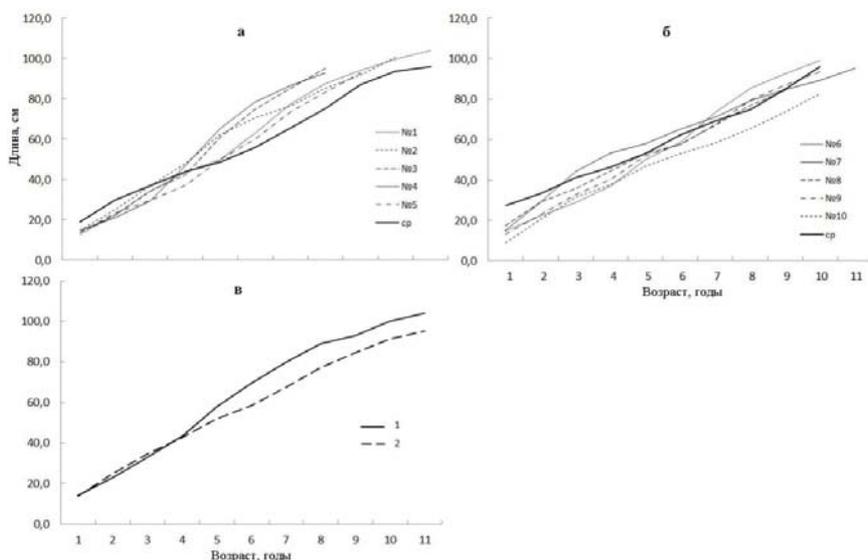


Рисунок 3. Линейный рост щуки Рыбинского водохранилища а) в 1960-е годы: 1–5 – индивидуальные кривые линейного роста крупных щук № 1–№ 5, построенные по методу обратных расчислений; ср. – кривая линейного роста щуки из исследовательских уловов в 1960-е годы; б) в 2000-е годы: 6–11 – индивидуальные кривые линейного роста крупных щук № 6–11, построенные по методу обратных расчислений; ср. – кривая линейного роста щук из исследовательских уловов в 2000-е годы (данные непосредственных измерений); в) осредненные кривые линейного роста крупных щук: 1 – в 1960-е гг. (№ 1–5); 2 – в 2000-е годы (№ 6–11).

Потепление в значительной мере повлияло на качество среды обитания рыб и состояние их кормовой базы, а на некоторые виды, относящиеся к холодноводным (корюшка, ряпушка и налим), оказало прямое негативное воздействие, лимитируя их численность. Поэтому дальнейшее развитие экосистемы Рыбинского водохранилища в значительной степени будет зависеть от определяющей тенденции в динамике температурного фактора. Похолодание, скорее всего, будет способствовать возвращению качественных и количественных показателей экосистемы водохранилища на уровень близкий к 1980-м гг. Дальнейшее потепление с чередованием теплых и аномально теплых лет, напротив, приведет к усилению дестабилизации экосистемы водохранилища.

1. Бакастов С.С. Некоторые данные по донным температурам Рыбинского водохранилища в подледный период // Биол. водохр. бюлл. – 1960. – № 8-9. – С. 62-66.
2. Берг Л.С.. Рыбы пресных вод СССР и сопредельных стран. – М-Л.: Изд-во АН СССР, 1948. – Ч. 1. – 467 с.
3. Иванова М. Н., Свирская А. Н. Рост мелких и крупных сеголеток щуки *Esox lucius* в последующие годы жизни в мелководных прудах // Вопросы ихтиологии. – 2005. –Т. 45, № 3. – С. 380–388.
4. Литвинов А.С., Законнова А.В. Экологические условия в Рыбинском водохранилище при потеплении климата // Географический вестник – 2014. – № 2 (29). – С. 41–45.
5. Поддубный А.Г. Экологическая топография популяции рыб в водохранилищах – Л.: Наука, 1971. – 312 С.
6. Попова О.А. Биологические показатели щуки и окуня в водоемах с различным гидрологическим режимом и кормностью // Закономерности роста и созревания рыб. – М.: Наука, 1971. – С. 102–152.

7. *Сергеев П.С.* Материалы по биологии налима Рыбинского водохранилища // Тр. Ин-та биол. водохранилищ АН СССР. – 1959. – Вып. 1 (4). – С. 235–258.
8. *Фортулатова К.Р., Попова О.А.* Питание и пищевые взаимоотношения хищных рыб в дельте Волги. – М.: Наука, 1973. – 298 с.
9. Экологические факторы пространственного распределения и перемещения гидробионтов – СПб.: Гидрометеоздат, 1993. – 333 с.
10. *Casselmann J.M.* Effects of environmental factors on growth, survival, activity, and exploitation of northern pike // Amer. Fish. Soc. Spec. Publ. – 1978. – Vol. 11. – P. 114–128.
11. *Neumann R.M., Willis D.W., Sammons S.M.* Seasonal growth of Northern Pike (*Esox lucius*) in a South Dakota Glacial Lake // J. Freshwater Ecol. – 1994. – Vol. 9, № 3. – P. 191–196.
12. *Pierce R. B., Carlson A. J., Carlson B. M., Staples D. F.* Depths and thermal habitat used by large versus small Northern Pike in three Minnesota lakes // Trans. Amer. Fish. Soc. – 2013. – Vol. 142. – P. 1629–1639.
13. *Rijnsdorp A.D., Peck M.A., Engelhard G.H., Möllmann C., Pinnegar J.K.* Resolving the effect of climate change on fish populations // ICES Journal of Marine Science. – 2009. – Vol. 66. – P. 1570 – 1583.
14. *Wrona F.J., Prowse T.D., Reist J.D., Hobbie J.E., Levesque L.M.J., Vincent, W.F.* Climate impacts on Arctic freshwater ecosystems and fisheries: background, rationale and approach of the Arctic Climate Impact Assessment (ACIA) // Journal of the Human Environment. – 2006. – Vol. 35. – P. 326 – 329.

CHANGES IN POPULATION CHARACTERISTICS OF DOMINANT FISH SPECIES OF TEMPERATE ZONE WATERBODIES DURING THE GLOBAL WARMING

Yu.V. Gerasimov

Institute of Biology of Inland Waters ID Papanin, RAS, Borok, gu@ibiw.yaroslavl.ru

Climate warming has led to an increase of water temperature. Change of the thermal regime has led to significant fluctuations of structure-functional organization of multiple fish species. It has affected such cold-water as smelt, burbot and pike at most. It has indirectly affected population indices of zander through food organisms.

Keywords: Climate warming, increase of water temperature, smelt, burbot, pike zander.

УДК 574. 587. (282)

БИОИНДИКАЦИЯ МАЛЫХ РЕК СТЕПНОЙ ЗОНЫ В УСЛОВИЯХ АРИДИЗАЦИИ ВОДОСБОРОВ (БАССЕЙН НИЖНЕЙ ВОЛГИ)

Л.В. Головатюк, Э.В. Абросимова

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти, gollarisa@mail.ru, a-elina-v@yandex.ru

Проведены гидрологические, гидрохимические и гидробиологические исследования на восьми малых реках бассейна Нижней Волги. Минерализация воды на отдельных участках рек достигала значений, характерных для мезогалинных вод, что впервые отмечается для региона исследований. Изучено таксономическое разнообразие и структурные показатели сообществ макрозообентоса в условиях высокого уровня минерализации. Выполнена оценка качества воды малых рек по состоянию донных сообществ.

Ключевые слова: высокоминерализованные реки, аридизация, биоразнообразие, макрозообентос, биоиндикация.

Процессы аридизации, происходящие на протяжении последних десятилетий, проявляются во многих регионах планеты и включают в себя как естественные климатические изменения, так и антропогенный фактор [7, 13]. Бассейн Нижней Волги, находясь в зоне засушливого климата, также подвергается изменениям, связанным с аридизацией водосборов. В Астраханской, Волгоградской, Саратовской, Самарской областях опустыниванием охвачено до 50 % территории [5], а лесистость Самарской области снизилась от 40 % (70-е гг.) до 12,8 % (2009-2013 гг.) (ЕМИСС, fedstat.ru/indicator/data). Общая площадь сельскохозяйственных угодий Самарской области с засоленными почвами в настоящее время составляет 110,1 тыс. га [3].

Изменения отдельных компонентов речных экосистем под влиянием процессов аридизации широко исследуются в Испании, Франции, Канаде, США, Австралии, России [6,

8-12]. Одним из наиболее важных компонентов лотических систем является макрозообентос, значение которого в питании бентосоядных рыб и водоплавающих птиц трудно переоценить. Организмы макрозообентоса также широко используются в качестве биоиндикаторов при оценке состояния пресноводных экосистем.

Цель работы: Дать оценку современного гидрологического, гидрохимического и гидробиологического состояния ряда малых рек бассейна Нижней Волги в условиях аридизации водосборов.

Материал был собран в июне 2016 г. на восьми малых реках бассейна Саратовского водохранилища, расположенных в степной зоне Самарской области: Большая Вязовка, Ветлянка, Вязовка, Домашка, Кутуруша, Малая Вязовка, Сухая Вязовка, Черная речка (притоки рек Самара и Чапаевка).

Равнинный характер рек и их зарегулирование временными и постоянными плотинами обуславливают небольшую (0-0,2 м/с) скорость течения воды. Лесистость водосборов рек очень низкая, не превышает 0,2, а распаханность составляет более 50 %. В условиях аридизации водосборов и зарегулирования стока происходит снижение водности малых рек степной зоны, что вызывает уменьшение транспортирующей способности потока и влечет заилнение речных русел: русловые наносы представлены преимущественно мелкопылеватыми и крупнопылеватыми отложениями.

Содержание кислорода в реках в период исследований изменялось от 1,5 до 13,6 мг/л. Дефицит кислорода наблюдался на некоторых участках рек Домашка (1,5 - 2,7 мг/л) и Ветлянка (3,0 мг/л). Водородный показатель находился в диапазоне 7,3-8,9; т.е. преобладали значения рН, лежащие в области слабощелочных вод. Минерализация воды была высокой и изменялась от 1,12 г/л (р. Вязовка) до 5,94 г/л (р. Ветлянка), т.е. соответствовала уровню олигогалинных и мезогалинных вод, тогда как согласно исследованиям, проведенным в середине 20 в., уровень минерализации этих рек не превышал 500-1000 мг/л [1]. Увеличение минерализации рек до уровня мезогалинных вод в регионе исследований фиксируется нами впервые. Среди других химических компонентов приоритетными загрязняющими веществами в воде рек являются: общий фосфор (до 2ПДК), азот аммонийный (до 2 ПДК), железо (до 2,5 ПДК), медь (2,5 ПДК).

В донных сообществах рек установлено 97 видов, широко распространенных в бассейне р. Волги, из которых наибольшим таксономическим разнообразием характеризуются двукрылые (50 видов), моллюски (9 видов), олигохеты и поденки (по 8 видов). Наименьшее число видов (19) зарегистрировано в наиболее высокоминерализованной р. Ветлянка, наибольшее – в р. Большая Вязовка (53 вида). Подавляющее большинство (98 %) таксонов, обитающих в реках, типичные лимнофилы, приуроченные к малопроточным участкам водотоков, заиленным грунтам и зарослям макрофитов. Отмечается существенное обеднение фауны амфибиотических насекомых отряда Trichoptera: установлено всего 4 вида, из которых *Ecnomus tenellus*, *Agrypnia pagetana* и *Limnephilus flavicornis* относятся к зарослевым формам, характерным для водохранилищ и прудов, часто загрязненных. Низкое таксономическое разнообразие фауны ручейников, наряду с другими факторами, может быть обусловлено повышенной минерализацией воды рек, угнетающей развитие типично пресноводных представителей этого отряда. Макрозообентос рек представлен эвригалинными таксонами, так как большинство из зарегистрированных видов отмечены в реках Средней и Нижней Волги с минерализацией от 150 до 1000 мг/л [2]. Наибольшую устойчивость к солёности проявляют личинки хирономид *Glyptotendipes barbipes*, *Paratanytarsus* sp., *Chironomus plumosus*, *Psectrocladius sordidellus*, *Cricotopus* gr. *sylvestris*, *Tanytarsus pallidicornis*, *Corynoneura lacustris*, *Cordulia aenea*, обитающие в устье р. Ветлянка с уровнем минерализации 5,94 г/л. Следует отметить, что личинки хирономид родов *Glyptotendipes*, *Paratanytarsus*, *Chironomus*, *Psectrocladius*, *Cricotopus*, *Tanytarsus*, *Corynoneura* и стрекозы *Cordulia aenea* являются постоянными обитателями мезогалинных рек бассейна оз. Эльтон [2, 4].

Структура макрозообентоса малых рек характеризуется преобладанием по численности личинок хирономид и олигохет (до 95 % от общей численности бентоса в р. Ветлянка), доля других групп гидробионтов не превышает 24 % (р. Черная речка). Следует отметить увеличение доли олигохет в составе общей численности бентоса при возрастании уровня минерализации воды (рис. 1).

В донных сообществах доминируют виды с широкой экологической валентностью: олигохеты *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *L. udekemianus* и хирономиды *Polypedilum nubeculosum*, *Procladius ferrugineus*, *Chironomus plumosus*, *Stictochironomus crassiforceps*, *Cricotopus gr. sylvestris*.

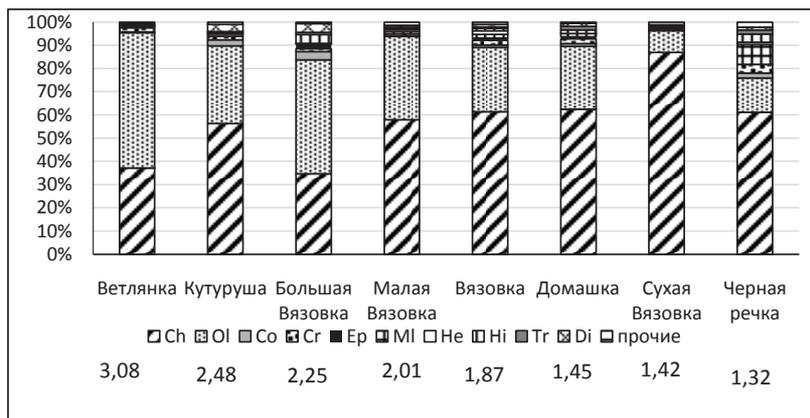


Рисунок 1. Соотношение основных таксономических групп макрозообентоса рек (% от общей численности); цифрами указан средний уровень минерализации рек.

Биоиндикация рек была выполнена с использованием *EPT Index* и *Biological Monitoring Working Party Index (BMWP)*. Значения *EPT Index*, рассчитанного для створов исследованных малых рек на всем их протяжении, были очень низкими и не превышали 2 (рис. 2), тогда как для эталонных створов величина индекса ЕРТ должна находиться в пределах 13-15. Личинки веснянок не были отмечены в составе донных сообществ, а среди отряда Ephemeroptera зарегистрированы исключительно представители семейств Caenidae и Baetidae, что характерно для умеренно и сильно загрязненных вод. Показатели индекса *BMWP*, широко применяющегося для оценки качества воды рек ЕС, изменялись от 2 до 35 баллов, что, согласно классификации, соответствовало «невысокому» и «плохому» их качеству.

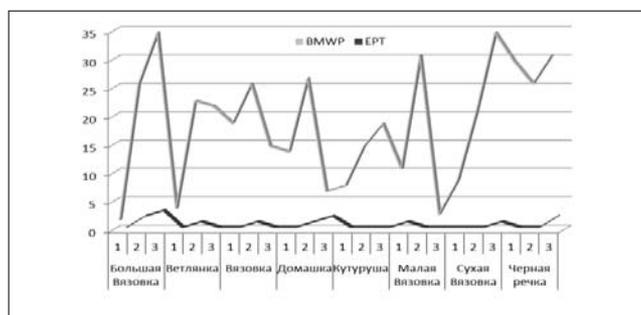


Рисунок 2. Значения индексов *BMWP* и *EPT* на участках малых рек.

В условиях аридизации водосборов малых рек бассейна Саратовского водохранилища происходят изменения химического состава воды, сопровождающиеся увеличением

минерализации до уровня солоноватых вод. Это, по-видимому, обусловлено снижением лесистости водосборных бассейнов, смывом верхнего плодородного слоя почвы и обнажением древних морских отложений, так как реки дренируют типичные черноземы, залегающие на карбонатных породах, с многочисленными вкраплениями солодей. В воде рек наблюдается превышение показателей бщего фосфора и аммонийного азота, поступающих с поверхности водосбора. Ухудшаются условия обитания гидробионтов, связанные с низкими концентрациями растворенного кислорода. В условиях однообразия речных биотопов развитие получают эврибионтные виды макрозообентоса.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 15-04-03341.

1. Алевкин О.А. Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеоздат, 1948. – 207 с.
2. Головатюк Л.В., Шитиков В.К. Соленостная толерантность таксонов макрозообентоса малых рек Приэльтона // Экология. – 2016. – Т. 47(6). – С. 540-545.
3. Государственный доклад о состоянии окружающей среды и природных ресурсов Самарской области за 2014 год. – Самара, 2015. – 297 с.
4. Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В. 2010. Биоразнообразие и структура сообществ макрозообентоса соленых рек аридной зоны юга России (Приэльтона) // Аридные экосистемы. – 2010. – Т. 16, № 3 (43). – С. 25-33.
5. Матишов Г.Г., Голубева Н.И. Значение аридных и семиаридных зон в системе современного природопользования России // Современное состояние и технологии мониторинга аридных и семиаридных экосистем юга России. – Ростов-на-Дону: Изд-во ЮНЦ РАН, 2010. – 360 с.
6. Плотников И.С. Изменение видового состава фауны свободноживущих беспозвоночных (Metazoa) Аральского моря // Труды ЗИН РАН. – 2013. – Пр. № 3. – С. 41-54.
7. Чибилев А.А. Степи северной Евразии. – Екатеринбург, 1998. – 192 с.
8. Barahona J., Millan A., Velasco J. Population dynamics, growth and production of *Sigara selecta* (Fieber, 1848) (Hemiptera, Corixidae) in a Mediterranean hypersaline stream // Freshwat. Biol. – 2005. – Vol. 50. – P. 2101-2113.
9. Nielsen D.L., Brock M.A., Rees G.N., Baldwin D.S. Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia // Aus. Journ. Bot. – 2003. – Vol. 51. – P. 655-665.
10. Piscart C., Moreteau J.-C., Beisel J.-N. Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a small permanent salinity gradient (Meurthe River, France) // Hydrobiologia. – 2005. – Vol. 546. – P. 1-10.
11. Rutherford J.C., Kefford B.J. Effects of salinity on stream ecosystems: improving models for macroinvertebrates // CSIRO Land and Water Technical Report. CSIRO Land and Water. – Canberra. Australia. – 2005. – P. 1–64.
12. Velasco J., Millán A., Hernández J., Gutiérrez C., Abellán P., Sánchez D., Ruiz M. Response of biotic communities to salinity changes in a Mediterranean hypersaline stream // Saline Systems. – 2006. – Vol. 2. <http://www.salinesystems.org/content/2/1/12>.
13. Williams W.D. Salinization of rivers and streams: an important environment hazard // Ambio. – 1987. – Vol. 16, №. 4. – P. 180-185.

BIOINDICATION OF SMALL RIVERS OF THE STEPPE ZONE (THE LOWER VOLGA BASIN)

L.V. Golovatyuk, E.V. Abrosimova

*Institute of Ecology of the Volga river basin of RAS, Togliatti,
gollarisa@mail.ru, a-elina-v@yandex.ru*

We studied the hydrological, hydrochemical and hydrobiological characteristics of the small rivers of the Lower Volga basin. The salinity in the rivers was high and ranged from 1.12 to 5.54 g/l. It was studied taxonomic diversity and structural indicators of macrozoobenthos communities under conditions of a high level of salinity. It was carried out the assessment of the quality of water of small rivers.

Keywords: saline rivers, aridization, biodiversity, macrozoobenthos, bioindication.

ВОДОРΟΣЛИ – ИНДИКАТОРЫ ИЗМЕНЕНИЙ ПРЭСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЕВРО-АРКТИЧЕСКОГО РЕГИОНА

Д.Б. Денисов

Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН, г. Анапты,

denisow@inep.ksc.ru

Анализируются основные тенденции изменений пресноводных альгоценозов европейского Севера за последние десятилетия. Отмечены радикальные перестройки структурно-функциональных характеристик водорослевых сообществ, изменение направления и скорости сукцессий. С помощью диатомового анализа донных отложений разнотипных водоемов выявлены пространственные и временные закономерности антропогенных трансформаций пресноводных экосистем. Выявлены специфические индикаторные таксоны диатомей, которые могут быть использованы в современных системах биологической оценки качества вод Евро-Арктического региона.

Ключевые слова: Альгоценозы, субарктические водоемы, диатомовые водоросли, биоиндикация, сапробность, промышленное загрязнение, эвтрофикация.

Высокий уровень индустриального развития Евро-Арктического региона привел к радикальным изменениям в структурно-функциональной организации природных экосистем, снижающих их ресурсный потенциал. Во многих озерах региона, в условиях долговременного интенсивного загрязнения стоками промышленных предприятий, на фоне снижения стабильности региональной климатической системы, наблюдаются нарушения продукционных процессов, сложных межвидовых и симбиотические отношений гидробионтов, изменение видового состава их сообществ, выражающейся в исчезновении ценных промысловых видов (лососевые, сиговые) и увеличении доли малоценных эврибионтных короткоциклового местных и инвазивных видов. В водоемах Арктической зоны РФ регулярно наблюдается массовое развитие цианопрокариот, способных вызывать гибель рыбы [4]. Важнейшей задачей представляется разработка адаптированной к происходящим изменениям системы биоиндикации состояния водных ресурсов с учетом региональных аспектов.

Водорослевые сообщества, находящиеся в самом начале цепей питания, в условиях подобных изменений являются наиболее чувствительным компонентом водных экосистем, в свою очередь оказывающим трансформирующее воздействие на другие структурно-функциональные элементы. Основной характерной чертой альгоценозов высоких широт является способность вегетировать при малом содержании элементов биогенного питания (нитратов и фосфатов), а также их адаптационные механизмы, позволяющие максимально эффективно использовать благоприятные для развития периоды в течение сравнительно короткого гидробиологического лета. Таким образом, водорослевые сообщества региона изначально обладают мощным потенциалом к массовому развитию при благоприятных условиях, что успешно реализуется при появлении дополнительных факторов, таких как антропогенное эвтрофирование. Реакцией на дополнительные ресурсы биогенных элементов служит, как правило, увеличение продукции и биомассы водорослей.

Спецификой биоиндикации качества пресных вод Евро-Арктического региона с помощью альгоценозов является короткое «гидробиологическое лето», на протяжении которого зачастую происходит резкая смена температурного и гидрологического режимов, меняется период наступления ледостава и половодья. Это влечет за собой смещение максимумов развития водорослевых сообществ, обуславливает резкую смену видового состава, а также приводит к массовому развитию отдельных видов [2]. В этих условиях выбор времени отбора альгологических проб представляет собой сложную задачу. Также весьма затруднительно осуществить масштабную гидробиологическую съемку в пределах одного крупного водного объекта (или водосборной территории), синхронизированную по времени для обеспечения возможности сравнительного анализа результатов. Для решения этой проблемы целесообразно использовать диатомовые комплексы (ДК) поверхностных слоев донных отложений (ДО) озер, позволяющие получить интегральные характеристики

состояния альгоценозов и качества вод, позволяющие оценивать состояние водных экосистем. Диатомовые водоросли доминируют по численности, биомассе и видовому разнообразию в водоемах Европейского Севера, что позволяет с успехом использовать их для оценки трофического статуса вод, индикации антропогенных преобразований, гидрохимических и гидрологических особенностей водоемов.

Так, при анализе ДК из ДО различных участков акватории крупнейшего субарктического озера Имандра (Мурманская область), были выявлены специфические виды диатомей – индикаторов условий фосфорной нагрузки на озеро. Наиболее чувствительными к содержанию фосфатов являются: *Brachysira brebissonii* Ross, *Cymbella descripta* (Hust.) Kramm. & Lange-Bertalot, *Pantocsekiella rossii* (Håk.) Kiss & Ács, *Aulacoseira alpigena* (Grun.) Kramm, предпочитающие содержание фосфатов в воде менее 1,0 мкг/л, и концентрацию фосфора в ДО – менее 3000 мкг/г. Повышенное содержание фосфора в воде предпочитают: *Aulacoseira granulata* (Ehrb.) Simons, *Stephanodiscus alpinus* Hust. и *Stephanodiscus neoastraea* Håk. & Nickel, максимальная относительная численность которых характерна для участков акватории с содержанием фосфатов более 3,0 мкг/л и концентрации фосфора в ДО более 9000 мкг/г (рис. 1). Таким образом, численность этих групп видов можно использовать при разработке региональных систем оценки фосфорной нагрузки на субарктические водоемы.

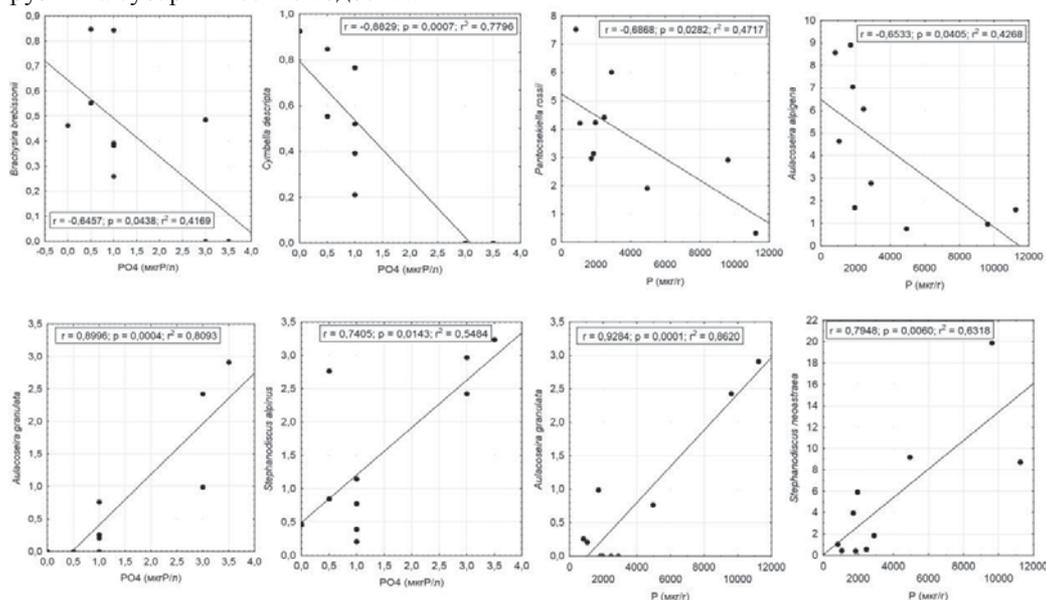


Рисунок 1. Зависимость относительной численности (%) некоторых индикаторных видов диатомей от содержания фосфора в поверхностных слоях донных отложений оз. Имандра и от средней концентрации фосфатов (2011-2014 гг.) в воде.

В оз. Имандра развивается, преимущественно, типичная олигогалобная альгофлора, поэтому повышение минерализации, обусловленное поступлением в водоем промышленных стоков, сказывается на таксономическом составе наиболее чувствительных таксонов диатомей. Как правило, диатомей наиболее чувствительны к содержанию хлоридов в воде. Наиболее чувствительными с содержанием хлоридов в воде оказались *Brachysira vitrea* (Grun.) Ross, *Aulacoseira alpigena* и мелкоклеточный вид *Stephanodiscus sp.* [1], предпочитающие содержание Cl⁻ в воде менее 3,0 мг/л. *Stephanodiscus neoastraea*, напротив, активно развивается при содержании Cl⁻ более 5,5 мг/л (рис. 2).

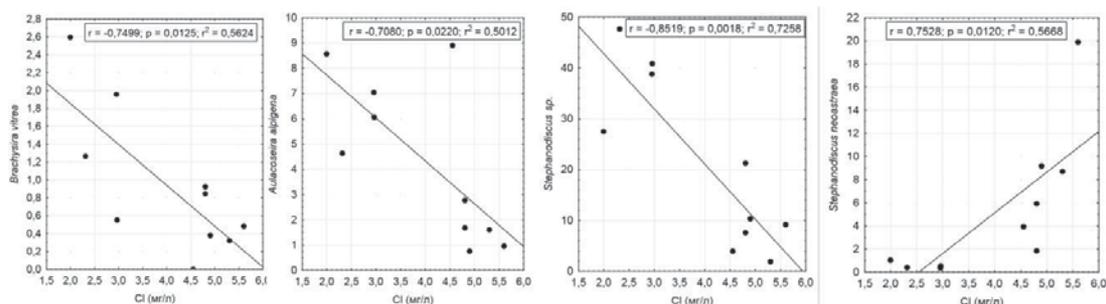


Рисунок 2. Зависимость относительной численности (%) некоторых индикаторных видов диатомей в поверхностных слоях донных отложений оз. Имандра и от средней концентрации хлоридов (2011-2014 гг.) в воде.

Для ДК оз. Имандра была выявлена достоверная положительная связь относительной численности некоторых видов диатомей (*Pantocsekiella rossii*, *Aulacoseira alpigena*, *Brachysira vitrea*, *Stephanodiscus sp.*) с содержанием хрома в ДО (рис. 3). Вероятно, это связано со стимулирующим действием малых концентраций хрома на развитие водорослей [3].

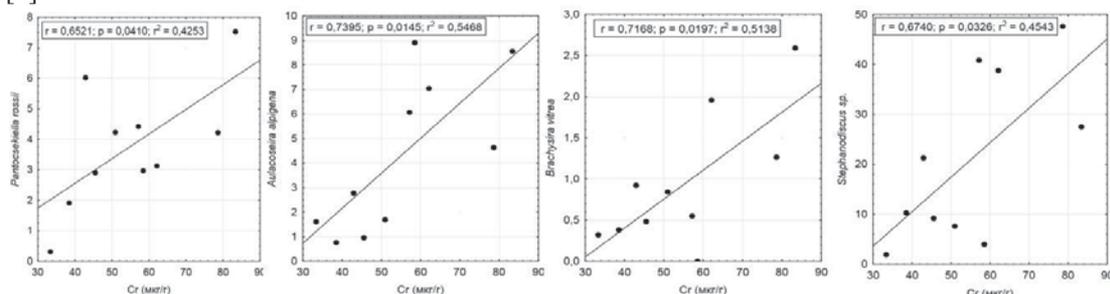


Рисунок 3. Зависимость относительной численности (%) некоторых индикаторных видов диатомей от содержания хрома в поверхностных слоях донных отложений оз. Имандра.

Индекс сапробности (*S*), рассчитанный по ДК поверхностных слоев ДО оз. Имандра, демонстрирует достоверную положительную зависимость от содержания фосфора и азота в ДО, а также среднего содержания фосфатов в воде (рис. 4). При этом максимальные фактические значения индекса *S* не высоки – не более 1,7, что соответствует II классу качества вод (ГОСТ 17.1.3.07-82).

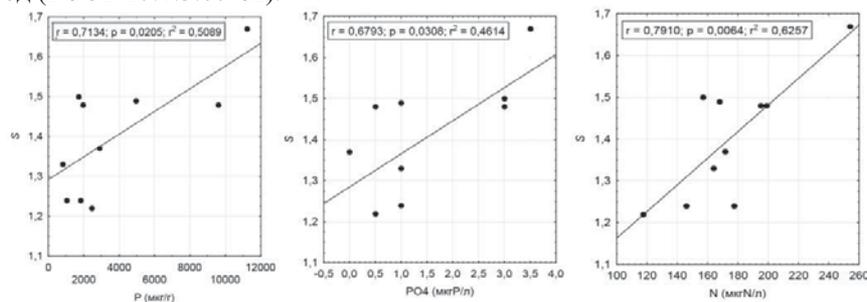


Рисунок 4. Зависимость индекса сапробности (*S*), рассчитанного по диатомовым комплексам поверхностных слоев донных отложений оз. Имандра от содержания фосфора в донных отложениях и от средней концентрации азота и фосфатов в воде (2011-2014 гг.)

Таким образом, использование ДК из поверхностных ДО озер позволяет получить интегральные характеристики первого трофического уровня, с помощью которых можно

адекватно оценить состояние водных экосистем и выделить наиболее значимые регулирующие факторы. Этот метод позволяет избежать влияния на конечный результат резких сезонных изменений в сообществах водорослей, а также выявлять специфические чувствительные виды-индикаторы к определенным факторам среды, применимые в условиях Арктических широт.

1. Генкал С.И. Денисов Д.Б. Центрические диатомовые (Bacillariophyta) озера Имандра (Кольский полуостров) // Ботанический журнал. – 2016. – Т. 101, №10. – С.1133-1144.

2. Денисов Д.Б., Кашулин Н.А. Цианопрокариоты в составе планктона оз. Имандра (Кольский полуостров) // Труды Кольского НЦ РАН. Прикладная экология Севера. – 2016. – Вып. 4, № 7 (41). – С. 40-56.

3. Новикова И.П., Паршикова Т.В. Влияние шестивалентного хрома на жизнедеятельность клеток *Dunaliella viridis* Teod. // Сучасні проблеми фізіології та інтродукції рослин. – Дніпропетровськ: ДНУ, 2007. – С. 97-98.

4. Nikolay A. Kashulin, Vladimir A. Dauvalter, Dmitry B. Denisov, Svetlana A. Valkova, Oksana I. Vandysch, Petr M. Terentjev & Alexander N. Kashulin Selected aspects of the current state of freshwater resources in the Murmansk region, Russia // Journal of Environmental Science and Health. – 2017. – Part A. – P. 1-9.

ALGAE - INDICATORS OF THE EURO-ARCTIC FRESHWATER ECOSYSTEMS CHANGES

D.B. Denisov

Institute of the North Industrial Ecology Problems of Kola Science Centre, RAS, Apatity, denisow@inep.ksc.ru

The main trends of changes in the freshwater algal communities of the European North over the past decades are analyzed. Radical rearrangements of structural and functional characteristics of algal communities are noted, as well as changes in the successions direction and speed. Using diatom analysis of polytypic lakes sediments, spatial and temporal patterns of anthropogenic transformations of freshwater ecosystems have been revealed. Specific diatoms – indicator for the modern systems of biological assessment of water quality in the Euro-Arctic region have been identified.

Keywords: Algal communities, subarctic waters, diatoms, bioindication, saprobity, industrial pollution, eutrophication

УДК 574.583

ЗООПЛАНКТОН, КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

О.Ю. Деревенская

Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань, oderevenskaya@mail.ru

Проведены многолетние (2013-2015 гг.) исследования экологического состояния р. Казанка в г. Казани. Выявлено загрязнение реки вследствие поступления неочищенных сточных вод различного происхождения. Для оценки качества воды были использованы показатели сообщества зоопланктона. Результаты сравнили с оценкой, выполненной по физико-химическим показателям воды. Анализ структуры сообщества зоопланктона показал снижение видового разнообразия и количественных показателей на протяжении периода исследований.

Ключевые слова: зоопланктон, загрязнение, индикатор, малая река, оценка.

Проблема сохранения и рационального использования природных ресурсов приобретает все большую актуальность. Водные ресурсы занимают одно из важнейших мест среди природных богатств России. Поверхностные пресные воды являются одним из основных источников удовлетворения разнообразных потребностей человека в водных ресурсах, но качество воды в реках за последние десятилетия существенно ухудшилось.

Река Казанка – левый приток р. Волга, устьевой участок реки находится в черте г. Казани, в зоне влияния Куйбышевского водохранилища, большая часть поймы реки затоплена или засыпана. Антропогенное воздействие на реку очень высоко. В неё

сбрасываются сточные воды промышленных предприятий г. Казани, стоки ливневой канализации. В ходе подготовки к Всемирной летней Универсиаде 2013 г. в пойме реки были построены новые спортивные сооружения, вследствие чего были засыпаны насыпным грунтом большие площади мелководных участков поймы. Продолжается строительство бетонных набережных реки Казанка, что приводит к еще большему сокращению площадей мелководий. Уничтожение заросших макрофитами мелководий приводит к снижению способностей реки к самоочищению, так как они выполняют роль естественного биофильтра, очищая воду от взвешенных веществ, соединений биогенных элементов и токсикантов, являются местами нереста фитофильных видов рыб. Вместе с тем река – один из элементов зеленого каркаса г. Казани, важный рекреационный объект. В августе 2014 г. на акватории реки проводился Кубок мира по хайдайвингу, а в 2015 г. Чемпионат Мира по водным видам спорта. В связи с этим необходимо постоянное наблюдение за качеством воды в р. Казанка и состоянием сообществ гидробионтов.

Цель работы – оценить степень антропогенного загрязнения р. Казанка по показателям сообщества зоопланктона.

Сообщество зоопланктона, являясь частью экосистемы реки, связано с другими компонентами водной экосистемы, и способно отражать изменения, происходящие с экосистемой в целом [1]. В настоящее время показатели сообществ зоопланктона достаточно широко используются в системе мониторинга для оценки состояния экосистем различных типов [2].

Видовой состав зоопланктона водных объектов довольно постоянен и может не изменяться на протяжении многих десятилетий и даже столетия, но меняется при загрязнении и эвтрофировании. Воздействие антропогенных факторов приводит к тому, что виды, обитающие обычно в чистых водах, исчезают из состава сообщества. Их место занимают другие виды, устойчивые к воздействию загрязняющих веществ, низкому содержанию кислорода, присутствию сероводорода. Они, как правило, становятся доминирующими. Поэтому, при оценке экологического состояния водоемов большое значение имеет выявление видового состава зоопланктона, а также количественных характеристик отдельных видов и групп зоопланктона (численности и биомассы). Для оценки степени загрязнения водных объектов используются различные индексы, основанные на индикаторных свойствах организмов позволяющие дать оценку качества воды по этим показателям [1, 3 и др.].

Одним из наиболее информативных показателей при загрязнении и эвтрофировании является индекс видового разнообразия Шеннона. Загрязнение и эвтрофирование водоёмов и водотоков приводит к упрощению структуры сообществ гидробионтов. Что находит своё отражение в снижении их разнообразия. Уменьшение величины индекса Шеннона указывает на структурную и функциональную перестройку сообщества планктонных животных [4]. При гидробиологическом мониторинге водных объектов широко применяется такой показатель, как индекс сапробности рассчитанный на основе списка индикаторных видов [5].

Загрязнение водоёмов и водотоков вследствие поступления сточных вод вызывает изменения в структуре зоопланктонных сообществ. По мере увеличения степени загрязнения уменьшается число видов, численность и биомасса [6, 7 и др.].

Бассейн р. Казанка составляет 2600 км², общая длина – 140 км, уклон реки — 0,06 м/км. Река берёт начало на покрытой лесом возвышенности и впадает в Куйбышевское водохранилище в черте города Казани. Под влиянием водохранилища уровень воды в низовьях реки повышен и река заполняет пойму.

Исследования проводили на р. Казанка в черте г. Казани в июне-августе 2013-2015 гг. Отбор и анализ проб выполнены в соответствии со стандартными гидробиологическими методиками [8]. Пробы отбирали из поверхностных слоев воды (0,5-1 м глубины) процеживанием 50-100 литров воды через сеть Апштейна (размер ячеек 65 мкм), пробы фиксировали 4% формалином. Под световым микроскопом просматривались по 3 подпробы

(объемом 2-5 мл) из каждой пробы при 60-400 кратном увеличении. Цель количественного изучения была в идентификации таксонов Rotifera, Cladocera и Copepoda.

Рассчитывали численность и биомассу зоопланктона на каждой станции. Численность рассчитывали в 1 м³ воды. Биомассу рассчитывали по степенным уравнениям, связывающим длину организма с их массой [8].

Видовое разнообразие зоопланктона оценивали при помощи индекса Шеннона [9] по формуле:

$$H = - \sum_{i=1}^k p_i \log_2 p_i, \quad \text{где } H \text{ – индекс Шеннона, } p_i = \frac{N_i}{N} \text{ или } \frac{B_i}{B}, \text{ где } N_i \text{ и } B_i \text{ –}$$

численность и биомасса *i*-го вида, *N* и *B* – численность и биомасса всех особей в пробе соответственно.

Оценка качества воды выполнена по структурным показателям сообщества зоопланктона, а также по величине индекса сапробности.

Индекс сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечека рассчитывали по

$$\frac{\sum(sh)}{\sum h}$$

формуле: $S = \frac{\sum(sh)}{\sum h}$, где *S* – индекс сапробности, *s* – условное значение сапробности, *h* – частота встречаемости особей [10].

Параллельно с отбором проб зоопланктона измеряли физические и химические показатели воды. Температуру воды измеряли термометром, содержание кислорода – кислородомером (оксиметром) «Марк-302 Э», электропроводность – кондуктометром Hanna. Вода для химического анализа отбиралась в пластиковые бутылки объемом 1,5 л. Анализ проб воды проводился аттестованной лабораторией. Оценка качества воды проводилась путем сравнения значений показателей с ПДК рх [11].

Вода в р. Казанка очень жесткая. Электропроводность изменялась от 1120 до 1670 мС/см. В воде обнаружены превышения предельно допустимых концентраций содержания сульфат-ионов и ионов кальция. Однако, высокие концентрации этих ионов обусловлены естественными причинами – разгрузкой грунтовых вод, что характерно для этого региона.

По результатам физико-химических исследований было обнаружено превышение предельно допустимых концентраций, установленных для рыбохозяйственных водоемов [11] по содержанию аммонийного иона, нитритов, фосфатов, нефтепродуктов, что, вероятно, обусловлено поступлением в реку неочищенных сточных вод бытового происхождения, а также ливневых сточных вод с автотрасс. Также были обнаружены превышения допустимых концентраций меди и железа, что может быть вызвано как естественными причинами, так и антропогенными. Концентрации других тяжелых металлов были ниже пределов обнаружения. По величине индекса загрязнения воды вода относится к 4 классу качества воды – загрязненная.

В составе зоопланктона р. Казанка на участке исследований было обнаружено 58 видов зоопланктона, из них Rotifera – 23 вида (40 %), Cladocera – 26 (45 %), Copepoda – 9 (15 %). По числу видов преобладали Cladocera. По годам число встреченных видов изменялось от 34 до 42. Эти результаты в целом соответствуют результатам ранее проведенных исследований за аналогичный период [12].

Доминирующие виды изменялись по станциям, но наиболее часто к числу доминирующих или субдоминирующих по численности относились коловратки *Brachionus calyciflorus* Pallas, коловратки рода *Asplanchna*, *Keratella quadrata* (Muller) и *Polyarthra vulgaris* Carlin. По биомассе доминировали ракообразные *Simocephalus vetulus* (O.F.Muller), *Daphnia cucullata* Sars, *Polyphemus pediculus* (Linne) и коловратка *Asplanchna priodonta* Gosse.

Численность зоопланктона по станциям изменялась от 1,45 до 930 тыс.экз/м³. Наиболее высокие значения за весь период исследований отмечались в июне 2013 г. В остальные периоды значения численности зоопланктона были значительно ниже. Значения биомассы

изменялись от 0,006 до 9,7 г/м³. Высокие значения биомассы зоопланктона были обусловлены доминированием в сообществе крупных коловраток *A. priodonta*. Наиболее низкие значения численности отмечены в 2014 г., а биомассы – в 2015 г.

Негативное воздействие на сообщество зоопланктона проявляется сильнее в июле и августе, по сравнению с июнем, вероятно, это связано с постепенным снижением уровня воды от весны к осени. Отрицательное воздействие на зоопланктон также оказывает «цветение» воды фитопланктоном в июле-августе.

Выявлены тенденции снижения значений индекса видового разнообразия Шеннона, рассчитанного как по численности, так и по биомассе. Снижение значений индекса видового разнообразия наблюдается при загрязнении и эвтрофировании водных объектов и обычно связано с изменением структуры сообществ, концентрацией доминирования и сокращения числа видов [4].

Значения индекса сапробности, характеризующие уровень органического загрязнения изменялись по 1,44 до 2,02, но в подавляющем большинстве случаев находились в пределах β- мезосапробной зоны (умеренно загрязненная вода). Достоверных тенденций к изменению значений индекса за исследуемый период не выявлено. Достоверного изменения индекса от станции к станции также не выявлено.

Таким образом, наши исследования показали, что вода в реке Казанка загрязнена нефтепродуктами, выявлены превышения предельно допустимых концентраций содержания аммонийного иона, нитритов, фосфатов, а также меди и железа. Все это указывает на загрязнение реки вследствие поступления сточных вод различного происхождения, а также снижение способности речной экосистемы к самоочищению. Сложившаяся ситуация может быть следствием уничтожения мелководий с зарослями высших водных растений ради строительства новых набережных и сооружений в пойме реки.

Повышенное содержание в воде соединений биогенных элементов и токсикантов воздействует на сообщество зоопланктона, изменяя его структурные характеристики. Для р. Казанки это проявилось в снижении количественных показателей зоопланктона (численности и биомассы). За исследуемый период нами выявлены тенденции снижения индекса видового разнообразия, рассчитанного как по численности, так и по биомассе зоопланктона. Подобные изменения индекса могут быть вызваны воздействием загрязняющих веществ и неоднократно отмечались в литературе [4]. Значения индекса сапробности характеризуют исследуемый участок реки как умеренно загрязненный, но в целом, оказались менее показательными, по сравнению с индексом Шеннона.

Наши исследования также позволяют сделать некоторые рекомендации по снижению последствий антропогенного воздействия на реку. В первую очередь это касается поступления в реку неочищенных сточных вод различного происхождения, привносящих в реку избыточные количества биогенных элементов и токсикантов и способствующие эвтрофированию и загрязнению водотока. Для активизации самоочистительной способности реки можно рекомендовать создание искусственных биоплато с участием моллюсков и высших водных растений. Необходим контроль за соблюдением режима водоохранной зоны, благоустройство береговой зоны.

1. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем. – СПб.: Наука, 1996. –189 с.

2. Hering D., Borja A., Carstensen J., Carvalho L., Elliott M., Feld C., Heiskanen A., Johnson R., Moe J., Pont D., Solheim A., Bund W. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future// Science of the Total Environment – 2010. –Vol. 408– P. 4007–4019.

3. Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод / Под ред. Г.Г.Винберга. – Л., Наука, 1974. – 60 с.

4. Alimov A.F. Biological diversity and the community structure of organisms // Inland Water Biology. – 2010. – Vol. 3, № 3. – P. 207-213.

5. ГОСТ 17.1.3.07-82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. – 10 с.
6. Costa B., Pinheiro S., Amado L., Lima M. Microzooplankton as a bioindicator of environmental degradation in the Amazon // Ecological Indicators. – 2016. – Vol. 61. – P. 526–545.
7. Xiong W., Li J., Chen Y., Shan B., Wang W., Zhan A. Determinants of community structure of zooplankton in heavily polluted river ecosystems // Scientific reports. – 2016. – Vol. 6. 22043. – DOI: 10.1038/srep22043.
8. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. – Л.: ЗИН АН СССР-ГосНИОРХ, 1982. – 33 с.
9. Shannon C.E., Weaver W. The mathematical theory of communication. The bell System // Technical Journal. – 1948. – Vol. 27. – P. 379-423, 623-656.
10. Sladeczek V. System of water quality from biological point of view. Egetnisse der Limnologie. Heft. 7. – Arhif fiir Hydrobiologie, Becheft, 1973. – № 7. – IP. 1–288.
11. СанПиН 2.1.5.980-00 Гигиенические требования к охране поверхностных вод. – 11 с.
12. Derevenskaya O.Y., Mingazova N.M., Yakovlev V.V. Zooplankton community of a small river under abnormal climatic conditions (on the example of the Kazanka river, Russian Federation) // Hydrobiological journal. – 2015. – Vol. 51, Issue 4. – P. 12-20.

ZOOPLANKTON, AS INDICATOR OF ECOLOGICAL STATE OF WATER ECOSYSTEMS OF URBANIZED TERRITORIES

O. Y. Derevenskaya

Kazan Federal University, Kazan, oderevenskaya@mail.ru

Long-term studies of ecological state of Kazanka were performed. Indicators of zooplankton community were used to assess water quality. The results were compared with the assessment made on the physical and chemical parameters of water. Analysis of the structure of zooplankton community showed a decline in species diversity over the study period. The values of saprobic index in most cases allow the river to include β -mesosaprobic zone (moderately polluted water). Physical and chemical indicators of water pollution of the river showed as a result of receipt of untreated sewage of various origin, including storm water runoff from the city. River pollution in the city has an impact on the zooplankton community, it causes a decrease in quantity indicators, the decline of species diversity.

Keywords: zooplankton, pollution, indicator, small river.

УДК 574.583(285.2):581

ФИТОПЛАНКТОН ЗАРЕГУЛИРОВАННОГО И ПРОТОЧНЫХ УЧАСТКОВ РЕКИ УРАЛ

Е.А. Джаяни

Саратовское отделение ФГБНУ "ГосНИОРХ", г. Саратов, dgajani@mail.ru

Представлены количественные показатели и структура фитопланктона приплотинного плеса Ириклинского водохранилища и участков р. Урал, расположенных выше влияния подпора и ниже плотины.

Ключевые слова: река, водохранилище, фитопланктон, биоиндикация.

Характеристики фитопланктона – первичного звена трофических сетей и одного из основных продуцентов органического вещества в водных экосистемах – объективно отражают изменения условий среды и заняли заслуженное место в биоиндикации пресноводных экосистем [2, 6]. Наиболее широко показатели его развития используются при определении экологического состояния лимнических экосистем, что представляется вполне оправданным, так как в водных объектах этого типа отсутствует влияние скорости течения – основного фактора, препятствующего формированию полноценных сообществ планктона. Однако в практике гидробиологических исследований зачастую возникает необходимость оценки состояния водных объектов лотического типа, либо участков таких водных объектов лентического типа как водохранилища, которые сочетают в себе черты речных и озерных экосистем. Кроме того, нужно учесть, что и в водоемах наблюдается не меньшее воздействие

гидродинамических факторов (турбулентность, ветровые и компенсационные течения). Например, на Можайском водохранилище при ветре 1,9–2,4 м/с отмечено дрейфовое течение 0,05–0,06 м/с, значительно трансформирующее состав и количественные характеристики фитопланктона [1]. Все это определяет необходимость изучения качества среды проточных экосистем с использованием планктонных организмов.

Известно, что ведущую роль в формировании планктонных сообществ имеют гидрологические факторы, в частности, структура водного баланса, определяющая соотношение вертикальной и горизонтальной составляющих внешнего водообмена. Принципиальные различия между ними имеют важнейшее значение для характера массообмена: при увеличении вертикальной повышается роль внутриводоемных процессов и возрастает их влияние на процесс круговорота веществ в экосистеме; при увеличении горизонтальной более значима роль водосбора в формировании абиотического фона экосистемы. Следовательно, для проточных систем, где преобладает горизонтальная составляющая, необходим учет характера истока реки, расстояния анализируемого участка от истока, площади водосбора до исследуемого участка, уклона русла, количества притоков, степени озерности и залесенности водосбора, количества населенных пунктов (населения), а также зарегулирования стока. Все эти вопросы требуют проведения большого количества исследований на разнотипных реках и их участках. В настоящем сообщении мы остановимся лишь на одном аспекте: влияние зарегулирования на количество и структуру фитопланктона проточных участков реки.

Исследования проведены на р. Урал – одном из крупных водотоков Европы (длина 2428 км). На экологическое состояние реки влияет целый комплекс антропогенных факторов, в числе которых распашка целинных земель, уничтожение лесополос, коммунальные стоки, интенсивное освоение рудных и нефтяных месторождений, а также зарегулирование стока, в частности, плотиной Ириклинской ГЭС.

Фитопланктон собирали летом в поверхностном слое русловых участков реки выше подпора Ириклинского водохранилища (с. Верхняя Кардаиловка (52°16' с.ш. 58°55' в.д.), д. Урал (52°16' с.ш. 58°54' в.д.), ниже плотины Ириклинской ГЭС в ~1,5 (51°39' с.ш. 58°37' в.д.), ~30 (51°28' с.ш. 58°44' в.д.) и ~250 км (51°20' с.ш. 57°8' в.д.), а также в приплотинном плесе Ириклинского водохранилища (51°40' с.ш. 58°37' в.д.). Пробы фиксировали раствором Утермеля с добавлением формалина; камеральную обработку проводили общепринятым методом [4].

Наибольшее число видов отмечено в фитопланктоне р. Урал выше подпора водохранилища, наименьшее – в приплотинном плесе, а на участках реки ниже плотины количество видов возрастало, хотя не достигало значений, зафиксированных выше водохранилища (рис. 1).

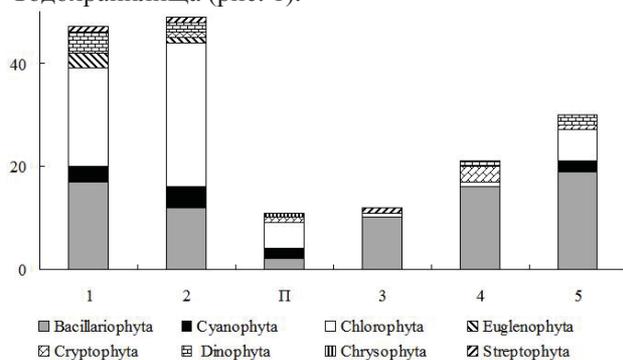


Рисунок 1. Число видов в пробе фитопланктона исследованных участков. Здесь, на рис. 2 и в табл.: 1 – р. Урал выше подпора водохранилища, с. Верхняя Кардаиловка; 2 – р. Урал выше подпора водохранилища, д. Урал; П – приплотинный плес Ириклинского водохранилища; 3 – р. Урал, ~1.5 км ниже плотины; 4 – р. Урал, ~30 км ниже плотины; 5 – р. Урал, ~250 км ниже плотины.

Основу видового состава фитопланктона в реке выше водохранилища формировали зеленые (40–57 %) и диатомовые (24–36 %) водоросли, в ~1.5 и ~30 км ниже плотины преобладали диатомовые (76–85 %), в ~250 км – диатомовые (36–63 %) и зеленые (20–30 %).

В приплотинном плесе водохранилища в составе фитопланктона наряду с зелеными (45 %) и диатомовыми (18 %) высокой доли достигали виды цианобактерий (18 %).

Количественно фитопланктон р. Урал преобладал выше подпора водохранилища, в приплотинном плесе плотность и биомасса были меньше в среднем в 28 и 15 раз соответственно (рис. 2а). Минимальные количественные показатели зарегистрированы в ~1,5 км ниже плотины: по сравнению с речным участком численность была меньше в 290 раз, биомасса – в 140 раз, а относительно данных, полученных в приплотинном плесе – в 9,6 и 1,4 раза соответственно. На участках, расположенных ниже плотины в ~30 и ~250 км плотность фитопланктона возрастала соответственно в 2,5 и 23 раза, биомасса – в 2 и 2,9 раза.

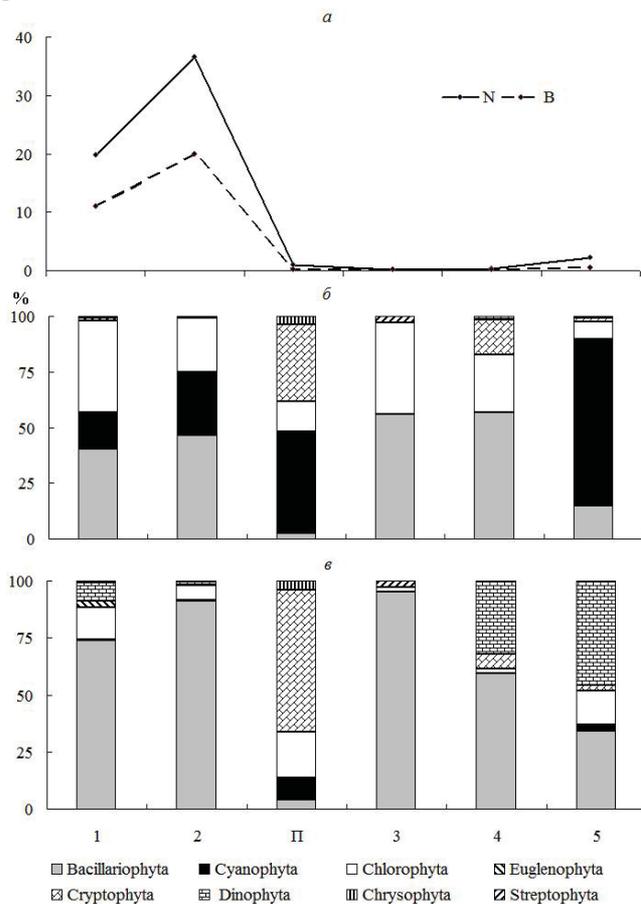


Рисунок 2. Численность (N, млн. кл/л) и биомасса (B, мг/л) фитопланктона (а), доля (%) таксономических групп в общей численности (б) и биомассе (в).

Основу численности фитопланктона р. Урал выше водохранилища составляли диатомовые (в среднем 43,4 %), зеленые (32, %) и цианобактерии (22,4 %) (рис. 2б), среди доминирующих видов отмечены *Stephanodiscus hantzschii* Grun., *Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Brébisson, *Microcystis* sp., *Gomphosphaeria lacustris f.compacta* (Lemm.) Elenk. В приплотинном плесе до 46 % возрастала доля цианобактерий (доминировала *G. lacustris f.compacta*), кроме которых высокого относительного обилия (35 %) достигали также криптофитовые водоросли (доминировал *Chroomonas acuta* Uterm.). Ниже плотины в ~1,5 и ~30 км в общей численности фитопланктона возрастала доля диатомовых (до 57–70 %) и зеленых (26–41 %) водорослей, среди доминирующих видов отмечены *Fragilaria crotonensis* Kitt., *Diatoma moniliformis* (Kützing) D.M.Williams, *Monoraphidium contortum* (Thur.) Kom.-Legn., кроме которых отмечен представитель криптофитовых *C. acuta* Uterm. В ~250 км ниже плотины основу численности составляли цианобактерии (75 %), среди которых доминировал *Microcystis* sp.

Основа биомассы фитопланктона в реке выше водохранилища была представлена диатомовыми (83 %) и зелеными (12 %) водорослями (рис. 2в), доминировал *S. Hantzschii*. В приплотинном плесе Ириклинского водохранилища по биомассе преобладали криптофитовые (64 %) и зеленые (20 %) водоросли за счет *C. acuta* Uterm. В ~1,5 и ~30 км ниже плотины основу биомассы составляли диатомовые (79 %), а в ~30 км наряду с ними ведущее положение занимали динофитовые (32 %). Среди доминирующих видов отмечены *Navicula gracilis* Ehrb., *Diatoma vulgare* var. *productum* Grun., *Glenodinium* sp. В ~250 км ниже плотины доля динофитовых водорослей увеличивалась до 46 % (при доминировании *Glenodinium penardiforme* (Lindem.) Schiller.), кроме них высокой доли достигали диатомовые (34 %).

Все исследованные участки характеризовались как β -мезосапробные, однако в приплотинном плесе, а также в ~250 км ниже плотины отмечено увеличение величин индекса сапробности Пантле-Букк (табл.).

Таблица. Величины индекса сапробности.

Показатель	1	2	П	3	4	5
Индекс сапробности Пантле-Букк	1,96	1,99	2,15	1,72	1,53	2,07

Известно, что в проточных системах удаление биомассы водорослей происходит быстрее, чем образование новой, и в условиях высокого водообмена биогенное лимитирование первичных продуцентов – вторичный фактор [7]. Однако увеличение внешней биогенной нагрузки на водоток, все-таки, способно стимулировать количественное развитие фитопланктона, что мы наблюдаем на незарегулированном участке р. Урал выше подпора водохранилища. При этом адвекция препятствовала перестройкам фитопланктона, обычно наблюдающимся при эвтрофировании водоемов. Согласно классификации трофического состояния по биомассе фитопланктона [6], исследованные участки р. Урал до Ириклинского водохранилища характеризовались как эвтрофные.

Отдельного обсуждения требует вопрос о причинах низких величин количественных характеристик фитопланктона в приплотинном участке водохранилища, хотя существует мнение, что замедление стока должно стимулировать развитие фитопланктона вплоть до цветения водоемов [3, 5, 8]. Причин незначительных величин численности и биомассы в Ириклинском водохранилище может быть несколько: аккумуляция приносимых рекой биогенных и органических веществ в зонах седиментации на верхнем участке водоема, а также контроль сверху. По биомассе приплотинный плес водохранилища имел статус олиготрофных вод. При этом в составе фитопланктона увеличивалась доля цианобактерий, однако это могло быть связано с выеданием кормовых водорослей зоопланктерами, а не ухудшением качества среды. Как и на водохранилищах Волжского каскада [2], один из структурообразующих компонентов фитопланктона Ириклинского водохранилища – криптофитовые водоросли, роль которых возрастает с последней четверти прошлого века.

Количественные характеристики фитопланктона участков реки ~1.5 и ~30 км ниже плотины, по-видимому, определяются высокими скоростями течения и поступлением из придонного слоя приплотинного плеса менее прогретых вод. На фоне сокращения численности и биомассы фитопланктона до величин, характерных для олиготрофных вод, в его составе отмечено увеличение доли диатомовых, а также криптофитовых и динофитовых водорослей, а также повышение выравненности сообществ. В ~250 км ниже плотины водохранилища количество фитопланктона хотя и увеличивалось, но соответствовало олиготрофным водам, одновременно в его составе возрастала доля цианобактерий и динофитовых водорослей, что, наряду с увеличением обилия, в большей степени могло определяться избыточным поступлением биогенных веществ с водосбора.

Следовательно, полученные данные показали, что характеристики фитопланктона рек отражают особенности условий среды. При увеличении внешней нагрузки возрастают его количественные показатели. Степень развития фитопланктона приплотинного плеса водохранилища свидетельствует, что при зарегулировании стока не всегда наблюдается

повышение обилия планктонных первичных продуцентов на всей акватории, что может определяться аккумуляцией и утилизацией биогенных и органических веществ на верхних участках водоема, и в данном случае водохранилище выполняет функцию мощного биологического фильтра. Кроме того, нельзя исключать роль консументов в формировании фитопланктона в приплотинном плесе. Сброс вод из нижних более холодных и обедненных планктоном слоев воды приплотинного плеса водохранилища, а также скорость течения в большей степени определяют обилие и структуру фитопланктона как минимум на протяжении 30 км потока ниже плотины. В ~250 км ниже плотины формирование фитопланктона определяется внешней биогенной нагрузкой.

1. Гончаров А.В. Изменение состава и структуры фитопланктонного сообщества под влиянием ветровой деформации водной массы водохранилища // Водные экосистемы и организмы-2: Мат. науч. конф., Москва, 23–24 июня, 2000. Т. 3. – М.: Макс Пресс, 2000. –С. 35.
2. Корнева Л.Г. Фитопланктон водохранилищ бассейна Волги. – Кострома. –2015. – 284 с.
3. Кожова О.М. Водообмен и интенсивность вегетации фитопланктона Братского водохранилища // Круговорот вещества и энергии в озерных водоемах. – Новосибирск: Наука, 1975. – С. 75–78.
4. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М.: Наука, 1975. 240 с.
5. Сиренко Л.А., Гавриленко М.Я. Цветение воды и эвтрофирование. – Киев: Наукова Думка, 1978. – 230 с.
6. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. – Л.: Наука, 1990. – 184 с.
7. Soballe D.M., Threlkeld S.T. Advection, phytoplankton biomass, and nutrient transformations in a rapidly flushed impoundments // Arch. Hydrobiol. – 1985. –Vol. 105. – P. 89–99.
8. Uhlmann D. The upper limit of phytoplankton production as a function of nutrient load, temperature, retention time of the water, and euphotic zone depth // Int. Revue ges. Hydrobiol. –1978. – Vol. 63. – P. 56–70.

PHYTOPLANKTON OF DAMMED AND LOTIC PARTS OF RIVER URAL

E.A. Dgajani

FSBSI "GosNIORH", Saratov Department, dgajani@mail.ru

The study presents data on quantitative indices and phytoplankton structure of the near-dam stretch of Iriklinsoe water reservoir as well as lotic parts of River Ural situated upstream and downstream of the dam.

Keywords: river, reservoir, phytoplankton, bioindication.

УДК 574.583

ИНДИКАТОРНАЯ РОЛЬ ФИТО-, ЗООПЛАНКТОНА И ЗООБЕНТОСА В ВОДОЕМАХ РАЗЛИЧНОГО ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА НА ПРИМЕРЕ ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

О.А. Дмитриева, А.С. Семенова, А.А. Гусев, Л.В. Рудинская, К.А. Подгорный

ФГБНУ «АтлантНИРО», г. Калининград, phytob@yandex.ru

В работе проведено сравнение различных подходов к оценке биоразнообразия и качества вод по показателям фито-, зоопланктона и зообентоса на примере Куршского и Вислинского заливов, прибрежной и открытой частей Балтийского моря. По показателям фито-, зоопланктона и зообентоса трофический статус Куршского залива может быть оценен как гипертрофный, а качество вод в нем как «плохое». Трофический статус Вислинского залива может быть оценен как эвтрофный, а качество вод в нем как «умеренное». Трофический статус Балтийского моря в прибрежной зоне может быть оценен как «мезо-эвтрофный», а качество вод в нем как «хорошее». В открытой части Балтийского моря трофический статус оценивается как «мезотрофный», а качество вод – как «отличное».

Ключевые слова: качество воды, биоразнообразие, фитопланктон, зоопланктон, зообентос, Балтийское море.

Юго-восточная часть Балтийского моря и его заливы (Куршский и Вислинский) расположены в районах с развитой хозяйственной инфраструктурой г. Калининграда, а

также городов и населенных пунктов Польши и Литвы. В изменяющихся условиях окружающей среды биологическое разнообразие является механизмом стабилизации функционирования как естественных, не загрязненных, так и антропогенно-измененных, и, возможно, нарушенных водных экосистем. Поэтому изучение видового разнообразия планктонных сообществ Балтийского моря особенно актуально в условиях антропогенного эвтрофирования, загрязнения водных экосистем, вселения чужеродных видов. Цель работы состояла в том, чтобы сравнить различные подходы к оценке качества воды на примере Куршского и Вислинского заливов, а также прибрежной части Балтийского моря согласно рекомендациям Водной Рамочной Директивы ЕС [5].

В работе были использованы данные гидробиологических и гидрохимических наблюдений (фито- и зоопланктон, зообентос, биогенные элементы), полученные в ходе ежемесячных (апрель-октябрь) научно-исследовательских рейсов в Куршский, Вислинский заливы в 2002–2016 гг. и научно-исследовательских рейсов в Балтийском море в 2010–2016 гг. Для оценки качества вод по фитопланктону были использованы: индекс видового разнообразия Шеннона (H), индекс Пантле-Букка в модификации Сладечека, Венгерский индекс качества воды Q [10] суммарная биомасса фитопланктона [8]. Для сравнительной оценки качества воды по зоопланктону было рассчитано более 20 показателей, которые используются в российских и зарубежных классификациях [1, 3, 7, 9]. Эти показатели в той или иной степени отражают качество воды и степень эвтрофирования водоемов. Для Балтийского моря были рассчитаны индикаторные характеристики зоопланктона (разработанные HELCOM), которые отражают экологическое состояние Балтийского моря, а также степень доступности и качество пищи для рыб-планктофагов [6]. Для оценки качества вод по зообентосу использовали индекс видового разнообразия Шеннона [4].

В результате проведенных исследований было установлено, что степень варьирования индекса сапробности и индекса Шеннона по фитопланктону в водоемах различного трофического статуса невелика. Поэтому эти показатели в целом малопригодны для оценки качества воды в водоемах гипертрофного типа, таких, например, как Куршский залив. Применение Венгерского Q-индекса для решения подобных задач оказалось более информативным. В 2002–2010 гг. экологическое состояние Куршского залива на основании значений биомассы и таксономического Q-индекса в течение вегетационного сезона, кроме весенних месяцев, было оценено как «плохое». Качество вод Вислинского залива характеризовалось как «удовлетворительное» и «среднее», а в отдельных случаях (весной) – как «хорошее». Экологическое состояние прибрежной зоны Балтийского моря оценено как «хорошее» и «отличное», реже – «среднее», а в отдельных случаях (летом) – как «удовлетворительное» и «плохое».

В результате исследований зоопланктона было установлено, что из всех изученных показателей зоопланктона наиболее информативными – отражающими как качество воды, так и степень эвтрофирования заливов – оказались показатель трофии (E/O) и коэффициент трофии (E), доля численности крупных Cladocera в общей численности Cladocera (КК) и доля мертвых особей в зоопланктоне. По показателям зоопланктона Куршский залив во все годы исследований может быть оценен как гипертрофный водоем, а качество воды в нем – как «плохое». Трофический статус Вислинского залива соответствует переходному между эвтрофным и гипертрофным, а качество воды в нем оценивается как «посредственное». Доля мертвых особей в зоопланктоне Куршского залива составляла от 0,2 до 76,2 % от численности и от 0,1 до 62,4 % от биомассы зоопланктона. Высокие значения доли мертвых особей от суммарной численности и биомассы зоопланктона наблюдались с августа по октябрь – в период массового развития цианобактерий и сразу после него (до 20–28 %). Минимальные доли мертвых особей были обнаружены на станции, расположенной в центральной зоне водоема и менее других подверженной процессам эвтрофирования и «цветения» воды. С помощью показателей смертности удалось выявить неодинаковую чувствительность различных видов и таксономических групп зоопланктона к «цветению» цианобактерий и органическому загрязнению. Было показано, что она возрастает в ряду

Cyclopoida→Calanoida→Rotifera→Cladocera. Средняя за вегетационный период доля мертвых особей значительно изменялась от года к году и составляла 2,6–16,1 % от численности и 2,3–12,8 % от биомассы зоопланктона. Минимальные средние доли мертвых особей в зоопланктоне были отмечены в 2007 и 2013 гг. – 2,6–4,2 %, когда развитие фитопланктона было на низком уровне, а максимальные доли мертвых особей – в 2010–2011 и 2014–2016 гг. – 8,5–16,1 %, когда было отмечено «гиперцветение» воды и массовое развитие токсичных цианобактерий. Таким образом, в Куршском заливе тенденции к улучшению качества воды не отмечается. Наблюдаемая вариабельность показателей зоопланктона определяется температурным режимом и степенью развития фитопланктона.

Доля мертвых особей в зоопланктоне Вислинского залива составляла от 0,6 до 68,6 % от численности и от 1,3 до 80,6 % от биомассы зоопланктона. Сезонная динамика доли мертвых особей в зоопланктоне была неодинаковой в разные годы исследований. На станциях, расположенных вблизи от пролива, соединяющего Вислинский залив с открытым Балтийским морем, доля мертвого зоопланктона от численности и биомассы возрастала в 1,5–4,0 раза. Была получена в целом достаточно высокая положительная корреляция между долей мертвых особей и соленостью воды ($r = 0,5 - 0,9$). В среднем за вегетационный период доля мертвых особей в зоопланктоне Вислинского залива была высокой и составляла 11–22 % от численности и 8–19 % от биомассы зоопланктона. В Вислинском заливе в последние годы (2011–2016) наблюдается тенденция к улучшению качества воды, которая прослеживается как в уменьшении доли мертвых особей в зоопланктоне, так и по индексам, которые отражают качество воды. По всей видимости, отмеченная тенденция связана с вселением и успешной натурализацией в водоеме двустворчатого моллюска *Rangia cuneata*, фильтрационная деятельность которого способствует улучшению качества воды залива. Согласно индикаторным характеристикам зоопланктона наибольшая эффективность утилизации первичной продукции зоопланктоном и наиболее благоприятные условия для удовлетворения пищевых потребностей рыб-планктофагов в юго-восточной части Балтийского моря отмечались в период с 2001 по 2006 гг. В последние годы, начиная с 2007 г. и по настоящее время, они значительно ухудшились. Это связано с продолжительным отсутствием значительных адвекций североморских вод. Это привело к ухудшению кислородного режима и снижению солености воды, что в свою очередь повлекло за собой значительное снижение количественного развития крупного рачка *Pseudocalanus elongatus*, который является ценным пищевым объектом рыб-планктофагов.

Анализ индексов, рассчитанных по характеристикам макрозообентоса, показал, что индекс Шеннона в Куршском заливе в среднем по годам составлял 1,51 бит/экз. (среднегодовые его значения варьировали от 1,23 до 1,71 бит/экз.), в Вислинском заливе – 1,54 бит/экз. (1,25–1,87 бит/экз.). Это позволяет по данному показателю отнести воды обоих заливов к категории «загрязненные». В юго-восточной части Балтийского моря в зависимости от подстилающих грунтов выделено два сообщества макрозообентоса: сообщество мидии *Mytilus trossulus edulis*, приуроченное к твердым грунтам, и сообщество макомы *Limecola (Macoma) balthica*, населяющее мягкие грунты. В сообществе мидии значение индекса Шеннона в среднем по годам было 2,3 бит/экз. (среднегодовые значения варьировали от 0,93 до 3,11 бит/экз.). В сообществе макомы – 2,36 бит/экз. (1,43–3,24 бит/экз.). Это позволяет отнести воды юго-восточной части Балтийского моря к категориям «умеренно загрязненные» и «чистые».

Сравнение различных подходов к оценке качества воды по разным районам Балтийского моря и по разным компонентам их экосистем (фитопланктону, зоопланктону и бентосу) показало сходные результаты. Балтийское море может быть охарактеризовано как район с наиболее высоким качеством воды. В Вислинском заливе качество вод ухудшалось, но самое плохое состояние по всем гидробиологическим показателям было характерно для Куршского залива. Следует особо отметить, что экосистема Куршского залива обладает определенной способностью противостоять неблагоприятным воздействиям, возникающим вследствие загрязнения и эвтрофирования. При этом снижение и увеличение разнообразия

экосистемы реализуется как под влиянием абиотических факторов, так и через трофические взаимоотношения и является ее адаптационным свойством. Это и обеспечивает стабильность функционирования экосистемы Куршского залива при имеющемся уровне трофии – как в сезонном, так и межгодовом аспекте.

1. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. – СПб.: Наука, 1996. – 189 с.

2. Дубовская О.П. Оценка количества мертвых особей рачкового зоопланктона в водоеме с помощью окрашивания проб анилиновым голубым: методические аспекты применения // Журнал Сибирского Федерального университета. Сер. Биология. – 2008. – № 2. – С. 145–161.

3. Семенченко В.П., Разлуцкий В.И. Экологическое качество поверхностных вод. – Минск: Беларус. навука, 2011. – 329 с.

4. Шитиков В.К., Зинченко Т.Д., Розенберг Г.С. Макроэкология речных сообществ: концепции, методы, модели. – Тольятти: Кассандра, 2011. – 255 с.

5. Directive / Directive 2000/60/ES of the European parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. – 2000. – L 327. – P. 1-72.

6. Gorokhova E., Lehtiniemi M., Postel L., Rubene G., Amid C., Lesutiene J., Uusitalo L., Strake S., Demereckiene N. Indicator Properties of Baltic Zooplankton for Classification of Environmental Status within Marine Strategy Framework Directive // PLoS ONE – 2016. – Vol. 11(7).

7. Karabin A. Pelagic zooplankton (Rotatoria+Crustacea) variation in the process of lake eutrophication. I. Structural and quantitative features // Ekol. Pol. – 1985. – Vol. 33. – P. 567–616.

8. Mishke U., Nixdorf B., Hoehn E. et al. Möglichkeiten zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons. Aktueller Stand in Deutschland. Aktueller Reihe 5.02: 25–37. 2002. Brandenburgische Technische Universität Cottbus.

9. Moss B., Stephen D., Alvarez C., et al. The determination of ecological status in shallow lakes a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive // Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. – 2003. – Vol. 13. – P. 507–549.

10. Padisak J., Borics G., Grigorszky I., Soroczki-Pinter E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index // Hydrobiologia. – 2006. – Vol. 553. – P. 1–14.

11. Seepersad B., Crippen R.W. Use of a niline blue for distinguishing between live and dead freshwater zooplankton // J. Fish. Res. Board Canada. – 1978. – Vol. 35. – P. 1363-1366.

INDICATIVE ROLE OF PHYTO-, ZOOPLANKTON AND ZOOBENTHOS IN WATER BODIES OF VARIOUS TROPHIC STATUS ON THE EXAMPLE OF THE SOUTH-EASTERN PART OF THE BALTIC SEA

O.A. Dmitrieva, A.S. Semenova, A.A. Gusev, L.V. Rudinskaja, K.A. Podgornyj
Atlantic Research Institute of Fisheries and Oceanography, Kaliningrad, phytob@yandex.ru

The paper compares various approaches to the assessment of biodiversity and water quality by indices of phyto-, zooplankton and zoobenthos by the example of the Curonian and Vistula Lagoons, the coastal and open parts of the Baltic Sea. According to the indices of phyto-, zooplankton and zoobenthos, the trophic status of the Curonian Lagoon can be evaluated as hypertrophic and the quality of the water in it as "bad." The trophic status of the Vistula Lagoon can be evaluated as eutrophic and the quality of the water in it as "moderate". The trophic status of the Baltic Sea in the coastal zone can be evaluated as "meso-eutrophrophic" and the quality of the water in it is "good". The trophic status in the open part of the Baltic Sea can be evaluated as "mesotrophic" and the quality of the water as "excellent".

Keywords: water quality, biodiversity, phytoplankton, zooplankton, zoobenthos, the Baltic Sea.

УДК 574.21: 581.526.325.2

ФИТОПЛАНКТОН КАК БИОИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ДЕЛЬТЫ РЕКИ ВЕЛИКОЙ

Т.В. Дрозденко, С.Г. Михалап, А.А. Курка
Псковский государственный университет, г. Псков, tboichuk@mail.ru

В статье рассматривается возможность использования фитопланктонных организмов в качестве биоиндикаторов экологического состояния экосистемы дельты реки Великой. Исследования проводились в весенний период на пяти заданных станциях отбора проб, охватывающих все основные протоки дельты. Систематическое положение основных таксономических групп водорослей, эколого-географический и сапробиологический анализ проводили традиционным способом. Альгофлора дельты р. Великой характеризуется как диатомово-зеленая с присутствием золотистых водорослей и цианопрокариот. Сапробиологический анализ позволяет отнести воды дельты к III классу качества.

Ключевые слова: фитопланктон, биоиндикация, дельта реки Великой, сапробиальность.

В рамках продвижения стратегии устойчивого развития и определения качества экосистемных услуг, получаемых от природных экосистем, необходима своевременная и достоверная информация о происходящих в природной среде изменениях, связанных как с естественными природными процессами, так и с антропогенными изменениями.

В поддержании естественных биогеохимических циклов велика роль водных экосистем, которые, благодаря динамичности и высокой скорости обновления живого вещества, чутко реагируют на любые происходящие в них изменения [9-11]. В настоящее время мониторинговые мероприятия ведущих стран мира существенно видоизменились, совершив постепенный переход от химических методов мониторинга вод к биологическим. Основной причиной для этого послужил тот факт, что сообщества водных организмов отражают интегральное воздействие экологических факторов различной природы на состояние водных экосистем [4]. При этом фитопланктон, являющийся основой водных пищевых сетей, одним из первых реагирует на природные изменения, задолго до того, как они коснутся организмов, занимающих более высокие трофические уровни. Это делает микроводоросли удобными тест-объектами для биологического мониторинга и оценки качества природных вод.

Целью работы было изучение экологического состояния дельты р. Великой по показателям фитопланктона.

Исследования фитопланктона проводились в дельте р. Великой в поздневесенний период 2016 г. на пяти заданных станциях. Гидробиологический материал собирали пластиковым пробоотборником объемом 0,5 л с глубины 0,5 м, фиксировали 40 %-ым раствором формалина до слабого запаха и обрабатывали по стандартной методике [2, 3]. Все микроводоросли по возможности определяли до вида с использованием микроскопа Carl Zeiss Axio Lab. A1. с помощью отечественных и зарубежных определителей [6, 8, 12-14].

Для выделения экологических групп и уточнения эколого-географических характеристик водорослей использовали определители и данные из ряда монографий [1, 5]. Индекс сапробиальности рассчитывали по методу Пантле-Букка в модификации Сладчека [9]. Всего за период наблюдений идентифицировано 164 таксона водорослей рангом ниже рода, относящихся к 12 классам, 18 порядкам, 40 семействам и 82 родам (табл. 1).

Исходя из полученных данных, по видовому богатству доминировали отделы *Bacillariophyta* (36,9 % от общего числа видов) и *Chlorophyta* (32,3 %). Доминирование данных отделов характерно для водоемов северо-западного региона [7]. Среди диатомовых водорослей наибольшим разнообразием видов отличались семейства *Naviculaceae* Kütz. (16 видов) и *Fragilariaceae* Grev. (11 видов), среди зеленых – *Scenedesmaceae* Oltm. (13 видов) и *Selenastraceae* (Blach. et Tansl.) Fritsch (7 видов).

На третьем месте в весеннем фитопланктоне дельты р. Великой находились микроводоросли из отдела *Chrysophyta* (16 видов), представленным одним семейством *Chrysomonadaceae* Lemm. На четвертом месте были представители отдела *Cyanoprokaryota* (7,9 %) с доминирующим по числу видов семейством *Merismopediaceae* Elenk. (8 видов). Далее по видовому богатству следовал отдел *Euglenophyta*, представленный 7 видами (4,3 % от общего числа) из семейства *Euglenaceae* Stein. На долю микроводорослей из отделов *Dinophyta*, *Cryptophyta* и *Xanthophyta* приходился в совокупности всего 6,1 %.

Таблица 1. Таксономический состав весеннего фитопланктона дельты р. Великой (май, 2016).

Отдел	Класс	Порядок	Семейство	Род	Вид	% от общего количества видов
<i>Bacillariophyta</i>	2	5	14	28	65	39,6
<i>Chlorophyta</i>	3	5	15	29	53	32,3
<i>Chrysophyta</i>	1	1	1	6	16	9,8
<i>Cyanoprokaryota</i>	2	3	5	10	13	7,9
<i>Euglenophyta</i>	1	1	1	4	7	4,3
<i>Dinophyta</i>	1	1	2	2	3	1,8
<i>Cryptophyta</i>	1	1	1	2	5	3,1
<i>Xanthophyta</i>	1	1	1	1	2	1,2
Всего	12	18	40	82	164	100

Согласно эколого-географическому анализу, по распространению лидировали космополиты (68,3 % от общего числа видов). На долю бореальных форм приходилось 6,7 %, голарктических и аркто-альпийских – 1,8 и 1,3 % соответственно (табл. 2). Единично был встречен арктический вид – диатомовая водоросль *Achnanthes nodosa* A. Cl.

Таблица 2. Эколого-географическая характеристика фитопланктона дельты р. Великой

Показатели	число видов	% от общего числа видов
Распространение:		
космополиты	112	68,3
бореальные	11	6,7
голарктические	3	1,8
аркто-альпийские	2	1,3
циркумбореальные	1	0,6
арктические	1	0,6
нет данных	34	20,7
Местообитание:		
планктонные	78	47,6
планктонно-бентосные	45	27,4
бентосные	31	18,9
обитатели обрастаний	9	5,5
литоральные	1	0,6
Галобность:		
индифференты	92	56,1
галофилы	18	11,0
олигогалобы	5	3,1
галофобы	3	1,8
мезогалобы	1	0,6
нет данных	45	27,4
Отношение к РН:		
алкалофилы	43	26,2
индифференты	38	23,2
ацидофилы	7	4,3
алкалобионты	5	3,0
нет данных	71	43,3

По отношению к местообитанию доминировали планктонные водоросли (47,6 %). Также встречено достаточное количество планктонно-бентосных (27,4 %) и бентосных (18,9

%) форм. На долю обрастателей приходилось 5,5 %. Встречен один литоральный вид – диатомовая водоросль *Navicula capitata* Ehr. var. *capitata*. Присутствие в пробах бентосных и перифитонных форм можно объяснить перемешиваемостью водных масс.

По отношению к минерализации воды большинство встреченных микроводорослей являлись индифферентами (56,1 %). Галофилов обнаружено 11 %, галофобов – 1,8 %. Был идентифицирован один мезогалоб – диатомовая водоросль *Nitzschia sigma* (Kütz.) W. Sm. Данных по отношению к солености воды не имело 43,3 % организмов (табл. 2).

По отношению к активной реакции среды преобладали алкалифилы (26,2 %) и индифференты (23,2 %). Меньший процент приходился на ацидофилов (4,3 %). Данных не имело 43,3 % микроводорослей.

Данные по отношению к загрязнению органическими веществами установлены для 107 встреченных таксонов водорослей (65,2 %). Из числа обнаруженных индикаторов доминируют β-мезосапробы (44,8 %), свидетельствующие о средней степени загрязнения водоема (рис.). На долю обитателей чистых вод (ксеносапробы; ксено-бета-мезосапробы; олигосапробы; олиго-бета, бета-олиго-мезосапробы) приходится 27,8 %, на представителей зон высокого загрязнения (альфа-мезосапробы, альфа-полисапробы) – 6,2 %.

Расчитанный индекс сапробности по Пантле-Букк в модификации Сладечека был равен 1,99.

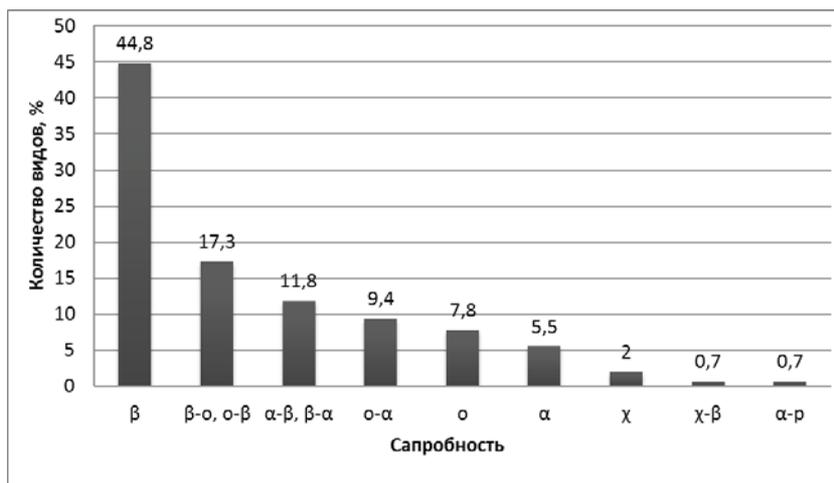


Рисунок. Распределение видов-индикаторов сапробности по отношению к загрязнению органическими веществами, %.

Таким образом, альгофлора дельты р. Великой в весенний период характеризуется как диатомово-зеленая с присутствием золотистых водорослей и цианопрокариот. Эколого-географический анализ фитопланктона показал, что в дельте р. Великой преобладают пресноводные, широко распространенные, планктонные виды, предпочитающие слабощелочные воды. Данные сапробиологического анализа свидетельствуют об умеренном загрязнении дельты р. Великой, что позволяет отнести ее воды к III классу качества.

Работа выполнена при поддержке РФФИ, проект № 17-12-60005 а(р).

1. *Барина С.С., Медведева А.Л., Анисимова О.В.* Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. – Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. – 498 с.
2. *Масюк Н.П., Радченко М.И.* Методы сбора и изучения водорослей // Водоросли: справочник / Отв. ред. С.П. Вассер. – Киев: Наук. думка, 1989. – С. 170-188.
3. *Садчиков А.П.* Методы изучения пресноводного фитопланктона: методическое руководство. – М.: Университет и школа, 2003. – 157 с.
4. *Семенченко В.П.* Экологическое качество поверхностных вод. – Минск: Беларус. навука, 2011. – 329 с.

5. Судницына Д.Н. Альгофлора водоемов Псковской области. Псков: ООО «ЛОГОС Плюс», 2012. – 224 с.
6. Определитель пресноводных водорослей СССР. – Л.: Наука, 1953-1986. Вып.2-8, 10, 11, 13.
7. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. – Л.: Наука, 1990. – 184 с.
8. Царенко П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. – Киев: Наукова думка, 1990. – 208 с.
9. Шитиков В.К., Зинченко Т.Д., Розенберг Г.С. Макроэкология речных сообществ: концепции, методы, модели. – Тольятти: Кассандра, 2011. – 255 с.
10. Cadier Mathilde, Gorgues Thomas, Sourisseau Marc, Edwards Christopher A., Aumont Olivier, Marié Louis, Memery Laurent. Assessing spatial and temporal variability of phytoplankton communities' composition in the Iroise Sea ecosystem (Brittany, France): A 3D modeling approach. Part 1: Biophysical control over plankton functional types succession and distribution // Journal of Marine Systems. – 2017. – Vol. 165. – P. 47-68. [Doi.org/10.1016/j.jmarsys.2016.09.009](https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2016.09.009)
11. El-Karim Mohamad Saad Abd. Epipelagic algal distribution in Ismailia Canal and the possible use of diatoms as bioindicators and a biomonitoring tool. // The Egyptian Journal of Aquatic Research. – 2014. – Vol. 40. – Issue 4. – P. 385-393. [Doi.org/10.1016/j.ejar.2014.12.005](https://doi.org/10.1016/j.ejar.2014.12.005)
12. Komarek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota. Teil 1: Chroococcales. Süßwasserflora von Mitteleuropa. – Jena; Stuttgart; Lübeck; Ulm. – 1998. – Bd. 19/1. – 548 p.
13. Komarek J., Anagnostidis K. Cyanoprokaryota. Teil 2: Oscillatoriales. Süßwasserflora von Mitteleuropa. – München, 2005. – Bd. 19/2. – 759 p.
14. Krammer K. Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. Teil 1. Naviculaceae // Die Süßwasserflora von Mitteleuropa. – Bd. 2/1. – Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, New York, 1986. – 876 p.

PHYTOPLANKTON AS A BIOINDICATOR OF THE ECOLOGICAL STATE OF THE VELIKAYA RIVER DELTA

T.V. Drozdenko, S.G. Mikhalap, A.A. Kurka
Pskov State University, Pskov, tboichuk@mail.ru

In the article is considered possibility of using phytoplankton organisms as bioindicators of the ecological state ecosystem of the Velikaya river delta. The investigations were conducted in spring period at five sampling points covering all main anabranches of the delta. The systematic position of the major taxonomic groups of algae, ecogeographical and saprobiological analysis was conducted traditional methods. Algorflora of the Velikaya river delta is characterized as diatom-green with the presence of golden algae and cyanobacteria. Saprobiological analysis makes it possible to classify delta waters as a class III quality.

Keywords: phytoplankton, bioindication, Velikaya river delta, saprobity.

УДК 574.586

ИНДИКАЦИЯ ВОДНОЙ СРЕДЫ ЮЖНОЙ ЧАСТИ ОЗЕРНОЙ СИСТЕМЫ ОЗ. САЙМА (ФИНЛЯНДИЯ) ПО ЗООПЛАНКТОНУ И БЕНТОСУ

Д.С. Дудакова¹, Н.В. Родионова¹, Л. Арвола²

¹*Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, Judina-D@yandex.ru; natalia.rodionova.1950@mail.ru;*
²*Биологическая станция Ламми, Ламми (Финляндия), lauri.arvola@helsinki.fi*

В июне и октябре 2015-2016 гг. проводилась оценка качества воды по зоопланктону и бентосу в южной части озерной системы Сайма и в устьевой части Сайминского канала. Для биоиндикационной оценки использовались индексы Шеннона, сапробности, Вудивисса и таксономический (Т1). Отмечено низкое качество вод в Сайминском канале, на одной станции вблизи г. Лапенранта и в западной части оз. Йовеси, находящейся между городами Миккели и Лапеенранта. Хорошим качеством воды отличались как станции относительно близкие к городу Лапенранта, так находящиеся севернее.

Ключевые слова: качество воды, озеро Сайма (Финляндия), Сайминский канал, зоопланктон, зообентос.

Озерная система Сайма, находящаяся на юго-востоке Финляндии, является самым крупным озером в Финляндии и четвертым по величине в Европе. В целом, озерная система оз. Сайма достаточно хорошо изучена финскими исследователями [6-8], и наиболее

подробно – химический состав вод и сообщество фитопланктона. В южной части озера Саймы, которая наиболее сильно подвержена антропогенному влиянию, таким сообществам как зоопланктон и зообентос практически не уделялось внимания. Начиная с 2015 г. нами проводятся исследования зоопланктона и зообентоса этой части озера [1].

Цель настоящей работы – исследование таксономического состава, количественного развития литорального зоопланктона и бентоса и оценка экологического состояния южной части озера Сайма и Сайминского канала в начале лета и в осенний период.

Исследования проводили на шести станциях озер Suur-Saimaa (Ст. 1-3) и Yövesi (Ст. 4-6) озерной системы Сайма, а также на пяти станциях в истоке Сайминского канала в октябре 2015 и июне и октябре 2016 гг. Станции Сайминского канала охватывали участок на протяжении 1,5 км начиная от истока (ст. Канал 1) и далее вглубь канала до крайней точки – ст. Канал 4. Пробы на зоопланктон отбирали с поверхности, процеживанием 40 л через сеть Апштейна (диаметр ячеи 120 мкм). Пробы бентоса брали с глубин 0,5 и 2-3 м. При отборе проб макробентоса использовали дночерпатель Экмана-Берджа с площадью захвата 1/40 м², для отбора мейобентосных проб использовали стальную трубку с диаметром 7 см. Обработку проб проводили согласно стандартным методикам [2-4]. Для оценки качества воды использовались индекс Шеннона (H_{бит}), индекс сапробности (S), индекс Вудивисса, таксономический индекс (TI) [2, 5].

Видовой состав зоопланктона включал в себя 53 вида, среди которых коловраток – 16, ветвистоусых – 27, веслоногих – 10. Наиболее массовыми являются широко распространённые виды *Conochilusunicornis*, *Bosminalongispina*, *Polyphemuspediculis*, *Heterocopaappendiculata*. В составе зоопланктона обнаружено 18 индикаторных видов, из которых – 28 % олигосапробы, 44 % – о-β-мезосапробы, 22 % – β-о – мезосапробы и 6 % – β-сапробы. Анализ видового состава зоопланктона показал существенные различия между станциями на озерах Suur-Saimaa и Yövesi. Диапазон изменений коэффициента Серенсена между станциями озер составлял 0,3 – 0,4. Наибольшая степень схождения (I=0,8) отмечена между ст. 1 и 2, которые расположены в южной части озера. По распределению индикаторных видов незначительно выделялась ст. 1 (оз. Suur-Saimaa), где доминировали олиго и олиго-β-мезосапробы (40 и 30 %) и не встречались β-сапробы. На остальных станциях преобладали олиго-β-мезосапробы, составляющие от 43 до 57 %. Значения индексов сапробности (S) изменялись от 1,16 до 1,39, что соответствует чистым водам I класса качества вод (табл. 1). И тем не менее, на самой «чистой» станции (ст.1) были обнаружены токсикозы у доминирующего вида *Bosminalongispina* (36 %), что, возможно, связано с присутствием в воде загрязняющих веществ. Можно было бы предположить, что токсикозы вызваны избыточной численностью популяции босмины – 97 % в общей численности зоопланктона, если бы не аналогичная ситуация на ст. 5, где она также составляла 94 % в общей численности и все особи оставались здоровыми.

В июне 2016 г. основу численности (до 98 %) и биомассы (до 99 %) литорального зоопланктона на всех станциях, кроме ст. 4, составляли ветвистоусые, среди которых доминировала *Bosminalongispina* (до 97 % в общей численности и до 85 % в общей биомассе). И только на ст. 3 конкурентно способным оказался *Polyphemuspediculis*, составивший 16 % в общей численности и 85 % в общей биомассе зоопланктона. Диапазон численности составлял 131,0 – 400,6 тыс. экз./м³, а биомассы 3,7 – 12,4 г/м³. Минимальное развитие зоопланктона – 1,0 тыс. экз./м³ и 0,07 г/м³ отмечено на ст. 4, где основной вклад в численность (31 %) и биомассу (75 %) зоопланктона вносил веслоногий рачок *Heterocopaappendiculata*. Низкая продуктивность зоопланктона на этом биотопе может быть связана не только с преобладанием здесь крупного пелагического хищника, но и с возможными неблагоприятными условиями для развития литорального планктона.

Наиболее неустойчивым в период наших наблюдений оказался индекс таксономического разнообразия (H_{бит}), рассчитанный по численности и биомассе (табл. 1). Однако, в целом, он достаточно точно отображает состояние литорального зоопланктонного сообщества в исследуемый период. В данном случае доминирование одного вида указывает

не на неустойчивость сообщества, которое зависит больше от качества воды, а скорее от нагонно-сгонных явлений и структуры пелагического планктона.

Таблица 1. Основные характеристики зоопланктона озер Suur-Saimaa и Yövesi озерной системы оз. Сайма в июне 2016 г.

	ст.1	ст.3	ст.4	ст.5
N	176,8	131,0	1,0	400,6
B	3,7	12,4	0,07	9,2
H _{бит} (N)	0,22	2,14	2,99	0,46
H _{бит} (B)	0,72	0,89	1,37	1,44
S	1,16	1,24	1,39	1,24

Численность и биомасса макробентоса исследованных озерных станций изменялась от 0 до 6240 (1684±467) экз./м² и от 0,0 до 18,1 (3,7±2,18) г/м². На Сайминском канале диапазон изменений составил 0-5875 (1457±529) экз./м² и 0,0-0,8 (0,4±0,11) г/м². Были встречены представители 11 и 6 крупных таксонов в озере и канале, соответственно. В структуре сообщества доминантами на станциях вблизи Сайминского канала (ст. 1 и 2) являлись хирономиды. Тогда как на остальных станциях по биомассе доминировали олигохеты и ручейники. Число видов варьировало от одного до двадцати двух; самое высокое видовое богатство отмечено для ст. 3. Всего видов, встреченных на исследованных станциях озера – 30. На станциях Сайминского канала доминантами являлись олигохеты (сем. Tubificidae) и хирономиды (главным образом, подсемейства Chironominae). Всего там встречено 12 видов: от одного на ст. Канал 1 до восьми-деяти на ст. Канал 3 и 4.

Численность и биомасса мейобентоса на разных станциях варьировала от 160 до 52600 (12529±3439) экз./м² и от 0,003 до 4,1 (0,9±0,29) г/м², для Сайминского канала – 40-13640 (3287±1352) экз./м², 0,001 до 0,4 (0,1±0,04) г/м². В мейобентосе озера и Сайминского канала встречались 11 и 8 крупных таксонов, соответственно. В сообществе станций 1 и 2 озера Сайма доминировали хирономиды и ручейники, на остальных станциях – олигохеты. На станциях Сайминского канала доминировали хирономиды, циклопы и олигохеты. На станциях озера встречено 37 видов; видовое богатство мейобентоса в канале было значительно ниже – 17 видов. В первом случае число видов варьировало от шести (на ст. 4) до двадцати пяти (на ст. 5), во втором – от двух (ст. Канал 2) до семи (на всех прочих станциях канала).

Оценка качества воды по сообществу макробентоса на изучаемых станциях, проведенная по показателям сапробности и индексу Вудивисса, позволила отнести воды станций 1, 3, 5 к олиго-β-сапробным и 2-3 классам качества вод, тогда как ст. 2 – показывала α-сапробность и 4 класс качества вод, а ст. 4 – α- и полисапробность и 4-5 класс качества. Согласно индексу Шеннона наибольшее видовое разнообразие отмечено для станций 3 и 1. Что касается Сайминского канала, выявленное качество воды в нем было ниже по сравнению со станциями озера, все встреченные индикаторные виды относились к α- и полисапробным, отмечены низкие значения индексов Шеннона и Вудивисса (табл. 2).

Имеющийся комплекс индексов для оценки качества вод по мейобентосу (индекс Шеннона, индекс характерных ракообразных ICC, обобщенный экологический индекс GEI, нематодно-копеподный индекс NCI) [2] не позволили дать четкой характеристики вод в связи с особенностью структуры сообществ и сроками отбора проб (только осенний и раннелетний период). Однако, по таксономическому индексу (TI) так же, как и при оценке по макробентосу, было отмечено более нестабильное состояние качества вод для станций 2 и 4. Сравнение средних значений индексов (по макро- и мейобентосу) для озера с индексами Сайминского канала показало более низкое качество в последнем (табл. 2). Наиболее угнетенное состояние донного сообщества отмечено для станции в самом начале канала, тогда как при движении далее по каналу идет постепенное повышение качества воды.

Таблица 2. Оценка качества разных участков по индексам для макро- и мейобентоса.

	Индекс Шеннона (по N)	Индекс Вудивисса	П
Ст. 1	2,36±0,20	5	0,19±0,02
Ст. 2	0,00	1	0,22±0,04
Ст. 3	2,65±0,14	7	0,18±0,02
Ст. 4	2,02±0,82	2	0,25±0,01
Ст. 5	1,67±0,23	4	0,18±0,02
Озеро:среднее	2,07±0,03	3,8±1,1	0,20±0,01
Ст. Канал 1	0,00	1	0,23±0,00
Ст. Канал 2	0,27	2	1,44
Ст. Канал 3	1,99	2	0,35±0,11
Ст. Канал 4	1,37±0,57	2	0,21
Канал: среднее	1,01±0,27	1,8±0,3	0,49±0,16

Таким образом, исследованные сообщества озер Suur-Saimaa и Yövesi озерной системы оз. Сайма в ранний летний и осенний периоды представлены 53 широко распространенными видами зоопланктона и 56 видами/группами видов бентоса, основную долю которых составляют олигосапробы (28 % – для зоопланктона и 21% – для бентоса) и α - β -мезосапробы (44 % – для зоопланктона и 64 % – для бентоса). Доминирование одного вида в численности или в биомассе зоопланктона, и в связи с этим низкие величины индекса Шеннона, вероятнее всего связаны со сгонно-нагонными явлениями. Значения индексов сапробности изменялись от 1,16 до 1,36, что соответствует чистым водам I класса качества вод. По показателям, характеризующим состояние озерного бентоса, наилучшим качеством и высоким биоразнообразием отличаются станции 1 и 3. Тогда как самое низкое качество отмечено для станции 4, что также может являться причиной низкого развития здесь зоопланктона. По сравнению с озерными, воды Сайминского канала отличаются более низким качеством.

1. Дудакова Д.С., Родионова Н.В., Арвола Л. Осенний зоопланктон и бентос литорали южной части озера Сайма (Финляндия) // V Ладожский симпозиум: Сб-к науч. тр. конф. по крупным внутренним водоемам, Санкт-Петербург, 9-11 ноября 2016 г. – СПб: Лема, 2016. – С. 128-132.

2. Курашов Е. А. Мейобентос как компонент озерной экосистемы. – СПб.: Алга-Фонд, 1994. – 224 с.

3. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. – Л.: ГосНИОРХ, 1983. – 51 с.

4. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах. Зоопланктон и его продукция. – Л., 1981. – 29 с.

5. Чертопруд М.В., Чертопруд Е.С. Краткий определитель пресных вод центра Европейской России. – М.: КМК, 2011. – 219 с.

6. Holopainen I.J., Hämäläinen H., Tolonen K.T. Littoral invertebrates in classification of ecological status of lakes: An example from Lake Saimaa, Finland // Classification of ecological status of lakes and rivers / eds. Bäck S., Karttunen. – Tema Nord. – 2001. – P. 52-56.

7. Karels A.E., Niemi A. Fish community responses to pulp and paper mill effluents at the southern Lake Saimaa, Finland // Environ. Pollut. – 2002. – Vol. 116 (2). – P. 309-17.

8. Karjalainen J., Holopainen A-L. & Huttunen P. Spatial patterns and relationships between phytoplankton, zooplankton and water quality in the Saimaa lake system, Finland // Hydrobiologia. – 1996. – Vol. 3. – P. 23-30.

9. Tolonen K.T., Hämäläinen H. Comparison of sampling methods and habitat types for detecting impacts on lake littoral macroinvertebrate assemblages along gradient of human disturbance // Fundam. Appl. Limnol., Arch. Hydrobiol. – 2010. – Vol. 176 (1). – P. 43-59.

INDICATION OF ENVIRONMENTAL CONDITION OF THE SOUTHERN PART OF THE SAIMAA LAKE SYSTEM (FINLAND) BY ZOOPLANKTON AND BENTHOS

D.S. Dudakova, N.V. Rodionova, L. Arvola

¹*Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, Judina-D@yandex.ru;
natalia.rodionova.1950@mail.ru;*²*Lammi Biological Station, Lammi, Finland,
lauri.arvola@helsinki.fi*

An estimation of water quality in the southern part of the Lake Saimaa and the Saimaa Channel by zooplankton and benthos communities was made in June and October 2015-2016. For bioindicative evaluation the Shannon index, as well as saprobity, Woodiwiss and taxonomic indexes (TI) were used. It was revealed poor water quality in Saimaa channel, at one station near the city Lappeenranta and at one station in western part of lake Yövesi between the cities Mikkeli and Lapeenranta. However, good water quality was detected both for stations relatively close to Lapeenranta, as well for the most northern stations of the studied area.

Keywords: water quality, Lake Saimaa (Finland), Saimaa channel, zooplankton, benthos

УДК 574

ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ СТОРОК МОЛЛЮСКОВ КАК ИНДИКАТОР АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Д.С. Дудакова¹, С.А. Светов²

¹ *Институт озерадения РАН, г. Санкт-Петербург, Judina-D@yandex.ru;*

² *Институт геологии КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, doc_svs@mail.ru*

Исследовался химический состав раковин двусторчатых моллюсков родов *Unio* и *Anadonta* из разных частей Ладожского озера. Анализ проводился на квадрупольном масс-спектрометре X-SERIES 2 (Terhmoscintific) с использованием приставки лазерной абляции UP-266 Macro (NewWaveresearch). Ставилась цель: по содержанию химических элементов (в т.ч. тяжелых металлов) в створках моллюсков из разных частей акватории оценить степень техногенного загрязнения. Выявлено превышение концентраций многих элементов в Волховской губе и аномальные превышения по Cu, Zn, Sr и As в районе о. Сюскуянсаари. Что позволяет говорить о наличии техногенного загрязнения в этих двух участках озера и свидетельствует о перспективности использования LA-ICP-MS анализа состава створок для оценки экологических рисков водных экосистем.

Ключевые слова: створки моллюсков, LA-ICP-MS анализ, Ладожское озеро, техногенное загрязнение.

Водные организмы, в частности моллюски, способны концентрировать многие химические элементы, находящиеся в небольших, иногда ничтожных, количествах в воде и придонном субстрате. Эта особенность биологических организмов широко используется для оценки уровня загрязнения акваторий с помощью биотестирования [1, 3-5].

Для европейской части России одним из главных пресных водоемов является Ладожское озеро, уникальное как по своему геологическому строению, так и по биологическому разнообразию. Активное антропогенное воздействие на акваторию Ладоги оказывается многочисленными урбанизациями и производственными объектами. Задачей данного исследования стала попытка применения двусторчатых моллюсков для оценки уровня антропогенного воздействия на водную экосистему.

Популяции крупных двусторчатых моллюсков Ладожского озера приурочены к литоральной зоне и массово встречаются до глубин порядка 4 м [2]. Литоральная зона Ладожского озера по сравнению с пелагиалью наиболее подвержена негативному антропогенному воздействию из-за максимальной близости к источникам техногенного загрязнения, которые встречаются в разных частях акватории [6]. По этой причине именно в литорали моллюски, принимающие участие в биогеохимических потоках вещества при фильтрации воды и взмученной части седиментов, чаще могут сталкиваться с токсичной, несущей высокие концентрации тяжелых металлов, средой. Способность моллюсков накапливать примесные элементы в своих тканях и раковинах позволяет выявлять особенности и степень техногенного загрязнения воды и донных осадков.

В нашей работе была поставлена цель: по содержанию химических элементов (в т.ч. тяжелых металлов) в створках моллюсков из разных частей акватории Ладожского озера оценить степень техногенного загрязнения.

В ходе исследования изучались крупные двусторчатые моллюски (родов *Unio* и *Anadonta*) Ладожского озера. Данные организмы, отбирались в разных частях озера: южной

(бухта Петрокрепость, Волховская губа) и северной (5 точек отбора – литораль у о. Мякисало, о. Пелотсаари, п-ва Сюскуянсаари, п-ва Импиниеми и зал. Импилахти). Представленные участки имеют различия по степени и формам антропогенного загрязнения (табл.). Отбор организмов проводился аквалангистом вручную. Из створок вынимались мягкие ткани, створки промывались и высушивались. Оценочный возраст раковин от 3 до 10 лет; период сбора - 2013-2016 гг. Общая база данных сформирована на основании изучения 16 раковин двустворчатых моллюсков. Суммарное количество замеров концентраций элементов – 4794. Аналитические исследования проводились на срезах раковин, в области их замковой части. Номера проб в каждом случае начинались от внутренней части створки. До выполнения исследования осуществляется ультразвуковая очистка среза поверхностей раковин в дистиллированной воде в течение 3 минут.

Таблица. Особенности антропогенной нагрузки на изучаемых участках акватории Ладожского озера.

Участок	Сокращенное название	Часть озера	Поступление антропогенного загрязнения	Уровень техногенного загрязнения грунтов
Бухта Петрокрепость: пос. им. Морозова	Юг_П	южная	стоки поселка	средний
Волховская губа: пос. Заозерье	Юг_З	южная	сток с водосбора р. Волхов	высокий
П-ов Сюскуянсаари	Север_С	северная	от камнедобывающего предприятия	предположительно высокий
П-ов Импиниеми (Хункка)	Север_Х	северная	нет	низкий
Зал. Импилахти	Север_И	северная	стоки поселка	низкий
О-в Мякисало	Север_М	северная	нет	низкий
О-в Пелотсаари	Север_П	северная	нет	низкий

Локальное изучение химического состава раковин выполнялось методом лазерного испарения LA-ICP-MS с использованием приставки лазерной абляции UP-266 Macro (NewWaveresearch), дополняющей квадрупольный масс-спектрометр (X-SERIES 2 Terhmoscientific). Система UP-266 Macro включает в себя учетверенный по частоте лазер Nd:YAG с длиной волны 266 нм, позволяющий проводить испарение с энергией в импульсе на уровне от 0.133 до 10 мДж, стандартные настройки проводимых аналитических экспериментов позволяли варьировать количеством импульсов (50 импульсов) в ходе анализа одной точки, частота повторения импульсов - 10 Гц. Размер области лазерного пробоотбора в экспериментах составлял 50 мкм (диаметр окружности). В каждой точке выполнялась серия из 3 повторяющихся прожигов, что незначительно увеличивало площадь кратера абляции и его глубину до уровня 25-40 мкм. Количественный анализ при LA-ICP-MS проводился по внешней калибровке (аттестованный силикатный стандарт – NIST 612) и выполнялся для следующих элементов: 7Li, 9Be, 27Al, 31P, 45Sc, 47Ti, 51V, 52Cr, 55Mn, 59Co, 60Ni, 65Cu, 66Zn, 69Ga, 75As, 85Rb, 88Sr, 89Y, 90Zr, 93Nb, 95Mo, 111Cd, 118Sn, 121Sb, 133Cs, 138Ba, 139La, 140Ce, 181Ta, 182W, 205Tl, 208Pb, 232Th, 238U. В обсуждении использовались средние значения, полученные для каждой точки измерения (среднее по 3 промерам). Обоснованность данного подхода обсуждалась в работе [7].

Как показали проведенные исследования (средние величины содержания исследованных элементов в раковинах приведены на рис. 2), в раковинах моллюсков высокие концентрации характерны для алюминия, марганца, стронция и бария (среднее содержание для всех изученных раковин – 3371±132; 539±33; 2425±137 и 317±26 мг/кг, соответственно).

Значительные величины концентрирования последних двух элементов в створках связаны их способностью изоморфно замещать кальций в известковом и арагонитовом слое, то есть больше связаны с химической природой данных элементов и карбоната кальция, являющегося основным веществом в составе наружного скелета моллюсков. Наибольшим содержанием этих элементов отличались раковины, отобранные вблизи островов Сюскуянсаари и Мякисало, а также в бухте Петрокрепость. Несколько отдельно следует рассматривать присутствие в створках фосфора, выступающего в первую очередь в качестве биогенного элемента. Минимальными величинами содержания фосфора в раковине моллюсков отличаются участки в районе островов Пеллотсаари и Сюскуянсаари (46 ± 3 и 47 ± 3 мг/кг), а также в заливе Импилахти (52 ± 7). Высокие значения отмечаются для п-ова Хунукка (76 ± 4) и о-ва Мякисало (75 ± 9) – участков с высокой гидродинамикой, а также для Волховской губы (74 ± 16) и бухты Петрокрепость (75 ± 14). Следует отметить высокую дисперсию значений концентрации фосфора в последнем случае (CV 261 и 181% по сравнению с 7,0-79,5 для остальных участков). Это можно объяснить высокими колебаниями химического фона в заливах, связанных с крупными водотоками – рр. Волхов и Нева [6].

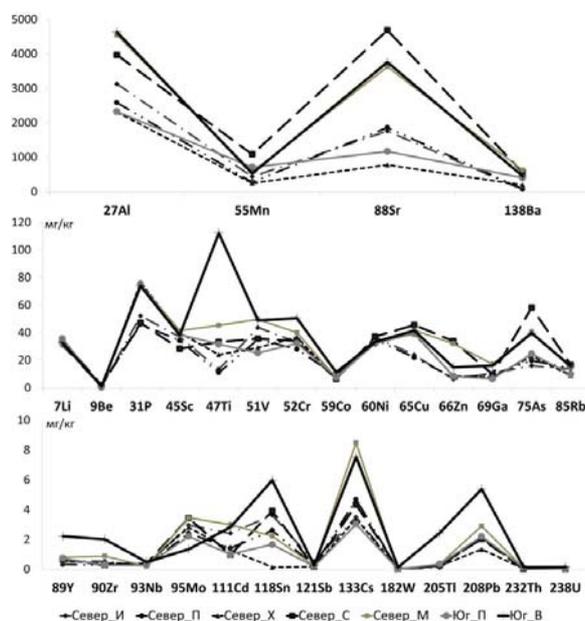


Рисунок 2. Среднее содержание элементов (мг/кг) в створках раковин двустворчатых моллюсков из разных участков Ладожского озера.

Основная оценка техногенного загрязнения проводится по содержанию потенциально опасных тяжелых металлов. Наибольшее содержание тяжелых металлов – загрязнителей среды, было выявлено в створках моллюсков из Волховской губы, известной своим высоким техногенным загрязнением [6]. Концентрации V, Cr, As, Cd, Tl и Pb составили 49 ± 3 ; 51 ± 4 ; 40 ± 3 ; $3 \pm 0,8$; $2,5 \pm 1,7$; 5 ± 2 мг/кг, что в 1,5-9,2 раза превышало концентрации этих элементов в моллюсках из остальных участков. Также выявлено повышенное содержание Cu, Zn и As для о. Сюскуянсаари вблизи камнедобывающего предприятия (45 ± 2 ; 34 ± 14 и 58 ± 3 мг/кг, соответственно, что в 1,4, 2,7 и 2,2 раза выше прочих участков). Таким образом, проведенные исследования показали, что в раковинах содержание тяжелых металлов, являющихся характерным маркером общего загрязнения бассейна и коррелирует с техногенной нагрузкой на водную экосистему.

Изучение распределения химических элементов в створках раковин моллюсков родов *Unio* и *Anadonta* собранных в акватории Ладожского озера позволяет сделать ряд выводов:

1. Выявлено различие в концентрировании химических элементов, в том числе тяжелых металлов, в раковинах двустворчатых моллюсков, отобранных на участках озера с разным уровнем техногенного загрязнения.
2. Отмечено превышение (по сравнению с другими участками) концентраций многих элементов, в том числе и тяжелых металлов, в створках моллюсков в Волховской губе (по Al, P, Ti, V, Cr, As, Cu, Cs, Y, Zr, Cd, Sn, Ce, Tl, Pb) и аномальных превышений по Cu, Zn, Sr и As в районе о. Сюскуянсаари, где расположен карьер по добыче красных «валаамских» гранитов, что выявляет влияние техногенного загрязнения на данных участках.
3. Относительно низкими величинами содержания тяжелых металлов отличались створки моллюсков из бухты Петрокрепость в южной части озера и из мало подверженных техногенному загрязнению участков в северной части озера (п-ов Хунукка, о. Пелотсаари, зал. Импилахти).

1. Брень Н. В., Домашлинец В. Г. Беспозвоночные как мониторы полиметаллического загрязнения донных отложений // Гидробиол. журнал. – 1998. – Т. 34, №5. – С. 80-93

2. Дудакова Д.С., Беляков В.П. Развитие популяций крупных двустворчатых моллюсков и особенности их распределения как реакция на изменение природных и антропогенных факторов в озерах // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: Мат. V Всерос. конф. по водной экотоксикологии, Борок, 28 октября – 1 ноября 2014 г. – 2014. – С. 62-65.

3. Куранова А. П. Перспективы использования малакофауны в биоиндикации состояния водных экосистем. Дисс. ... канд. биол. наук. – Ульяновск. – 2009. – 133 с.

4. Макаренко Т.В., Коваль Ю.В. Тяжелые металлы в мягких тканях и раковинах пресноводных моллюсков разных классов // Актуальные проблемы сохранения биоразнообразия России и сопредельных стран: Сб. тр. конф., Владикавказ, 8-30 апреля 2014 г. – 2014. – С. 129-132.

5. Махлун А.В. Микроэлементный состав некоторых кормовых гидробионтов промысловых рыб Волго-Каспийского района. Дисс. ... канд. биол. наук. – Астрахань. – 2016. – 135 с.

6. Литоральная зона Ладожского озера / Под ред. Е.А. Курашова. – СПб.: Нестор-История, 2011. – 416 с.

7. Светов С.А., Степанова А.В., Чаженгина С.Ю., Светова Е.Н., Михайлова А.И., Рыбникова З.П., Парамонов А.С., Утицина В.Л., Колодей В.С., Эхова М.В. Прецизионный (ICP-MS, LA-ICP-MS) анализ состава горных пород и минералов: методика и оценка точности результатов на примере раннедокембрийских мафитовых комплексов // Труды КарНЦ РАН. – 2015. – № 7. – С. 54-73.

CHEMICAL COMPOSITION OF MOLLUSKS SHELLS AS INDICATOR OF ANTHROPOGENIC INFLUENCE ON AQUATIC ECOSYSTEMS

D.S. Dudakova¹, S.A. Svetov²

¹*Institute of limnology RAS, Saint-Petersburg, Judina-D@yandex.ru;*

²*Institute of Geology, Karelian RC, RAS, Petrozavodsk, doc_svs@mail.ru*

An analysis of the chemical composition of Bivalvia (*Unio* and *Anadonta*) shells from Lake Ladoga was carried out. The chemical analysis was made by quadrupole mass spectrometer X SERIES 2 (Thermo scientific) with use the consoles of laser ablation UP-266 Macro (New Wave research). The goal was to analyze the content of chemical elements (including heavy metals) in shells of mollusks from different parts of the lake to assess the degree of anthropogenic contamination. As result we revealed the excess concentrations of many elements in shells of mollusks in Volkhov Bay and anomalous exceedances for Cu, Zn, Sr and As in the area of Syskyjansaari Island. The results suggest the presence of anthropogenic pollution in these two areas of Lake Ladoga, and also demonstrate the prospects of using LA-ICP-MS chemical analysis of Bivalvia shells for estimation of ecological risks for water ecosystems.

Keywords: mollusks shells, LA-ICP-MS analysis, Ladoga Lake, technogenic pollution.

**МОНИТОРИНГ СОСТОЯНИЯ р. ВЯЗОВКА (СРЕДНИЙ УРАЛ)
В ПЕРИОД «АЛЬГОЛИЗАЦИИ»**Т.В. Еремкина, А.В. Лугаськов, В.Н. Скворцов, М.Ф. Изиметова,
Н.Б. Климова, Н.В. Чечулина*Уральский филиал ФГБНУ «Госрыбцентр», г. Екатеринбург, grc-ural@mail.ru*

В работе обобщены результаты комплексных мониторинговых исследований 2015-2016 гг. на р. Вязовка, в зоне производственной деятельности ОАО «ЕВРАЗ Нижнетагильский металлургический комбинат» (Свердловская область). Установлено, что основную роль в извлечении загрязняющих веществ (ЗВ) в процессе доочистки сточных вод комбината играют макрофиты. Развитие и функционирование штамма *Chlorella vulgaris* ИФР № С-111 в р. Вязовка ограничивается целым рядом факторов (состав промышленных сточных вод, уровень содержания в них ЗВ, температурный режим, освещенность, скорость прохождения воды через систему доочистки и пр.), что существенно снижает эффективность процесса альголизации.

Ключевые слова: альголизация, доочистка сточных вод, эйхорния, мониторинг.

Развитие Нижнетагильского металлургического комбината сопровождалось зарегулированием стока малых рек в промышленной зоне и городской черте, сооружением технологических прудов – осветлителей и отстойников, их интенсивным загрязнением. В настоящее время расходы воды в таких водных объектах на 90-100 % обеспечиваются промстоками, а прекращение сброса сточных вод в «техногенные» водотоки может привести к их исчезновению, что может иметь последствия для экологического состояния водных объектов более высокого уровня (в первую очередь, для р. Тагил). В связи с чем проблема управления процессами формирования качества воды в «техногенных водотоках», к числу которых относится р. Вязовка, протекающая по территории г. Нижний Тагил, является одной из важных в комплексе природоохранных мероприятий ОАО «ЕВРАЗ НТМК».

Одним из методов биологической очистки сточных вод является альголизация, применяемая для борьбы с «цветением» водоемов цианопрокариотами [1]. С 2008 г. предприятие проводит работы по альголизации р. Вязовка с использованием культурного штамма *Chlorella vulgaris* Beijerinck ИФР № С-111. Главным технологическим водным объектом, на котором проводится экспериментальная альголизация, является прудок – осветлитель, расположенный ниже основного выпуска производственных сточных вод ОАО «ЕВРАЗ НТМК». С 2011 г. в прудок в экспериментальном режиме высаживалась эйхорния. Несмотря на многолетние работы по биологической реабилитации р. Вязовка, регулярных мониторинговых исследований для объективной оценки эффективности этих работ для водотока и прудка – осветлителя не проводилось.

Цель настоящей работы – комплексная оценка эффективности биологического метода очистки сточных вод ОАО «ЕВРАЗ Нижнетагильский металлургический комбинат» с использованием штамма *Chl. vulgaris* ИФР № С-111 и *Eichornia* sp., основанная на результатах гидробиологических и гидрохимических исследований 2015-2016 гг.

Отбор проб для химического, гидробиологического и токсикологического анализа, их транспортировку, хранение и обработку проводили в соответствии с общепринятыми методиками [2] на 5 постоянных станциях в течение вегетационного сезона. Для сравнительного анализа использовались материалы собственных исследований, выполненных в 2006, 2010, 2013 гг. Для оценки роли водных растений в накоплении загрязняющих веществ исследовались 5 видов макрофитов (элодея, роголистник, рдест, мох и эйхорния), в которых анализировалось содержание металлов (ванадия, железа, марганца и цинка). У эйхорнии отдельно определялось содержание металлов в листьях, стеблях, корневищах и корнях. Анализ проб воды и образцов растительности проводился в аккредитованной лаборатории ФГБУ «ЦЛАТИ по УФО» (г. Екатеринбург). К числу приоритетных загрязняющих веществ отнесены нефтепродукты, железо, марганец, цинк, фториды, ванадий, фенол. Токсичность воды р. Вязовка оценивалась на 2-х станциях: на входе в прудок – осветлитель и после него. Острая и хроническая токсичность определялась с использованием в качестве тест-объекта синхронной культуры низших ракообразных

Daphnia magna Straus. Альголизация водного объекта проводилась путем регулярного внесения в прудок-осветлитель разведенной суспензии хлореллы и концентрата культуры хлореллы – в р. Вязовка выше паркового пруда с апреля по сентябрь.

Зоопланктон р. Вязовка представлен 11 видами из 3 отделов, из них: 4 вида – веслоногие, 6 – ветвистоусые и 1 вид коловраток, обнаруженный в реке только ниже прудка-осветлителя. Состав сообщества формируют обычные пресноводные формы, преимущественно виды-индикаторы β -мезосапробных условий. Видовое разнообразие очень бедное, максимальное количество видов (6), а также максимумы численности и биомассы зоопланктона отмечены ниже прудка-осветлителя. Основу количественных показателей формируют веслоногие ракообразные, численность которых с учетом ювенильных стадий достигает 1240 экз./м³, биомасса – 7,39 мг/м³. В 2016 г. в сообществе доминировали *Cyclops strenuus* (Fischer, 1851) и *Mesocyclops leuckarti* (Claus, 1857), и полностью отсутствовал вид-индикатор загрязненных вод *Daphnia longispina* (O.F. Muller, 1785), занимавший ведущие позиции в зоопланктоне в предыдущие годы.

В составе бентофауны р. Вязовка за многолетний период выявлено 24 вида организмов, относящихся к 7 отрядам из 4 классов. По экологическим характеристикам организмы бентофауны р. Вязовки относятся к типичным представителям фауны малых равнинных рек. Средняя численность донных беспозвоночных в 2016 г. составила 328 экз./м², биомасса – 1,29 г/м². По сравнению с 2015 г. численность увеличилась более чем в 3 раза, биомасса незначительно снизилась.

Исследования культуральных свойств штамма *Chl. vulgaris* ИФР № С-111, используемого для альголизации, показали, что при длительном хранении суспензии (по истечении 10-11 суток) происходит агглютинация клеток (до 20 % от общей численности). В отдельных случаях наблюдалось активное развитие других видов зеленых водорослей и простейших, подавляющих развитие культуры.

В составе фитопланктона р. Вязовка выявлено 244 вида, разновидностей и форм водорослей из 8 отделов. Первое место по разнообразию занимают диатомовые водоросли (40,6 %), на втором месте – зеленые (29,9 %). В 2016 г. отмечено увеличение разнообразия цианопрокариот и эвгленовых водорослей и снижение – золотистых водорослей. Увеличение общего разнообразия фитопланктона незначительное (5 %) и связано, скорее всего, с более благоприятными температурными условиями 2016 г. Наиболее разнообразен фитопланктон в прудке-осветлителе, что характерно при замедлении водообмена и увеличении органического загрязнения. По приуроченности к местообитаниям подавляющее большинство водорослей – планкто-бентосные и бентосные формы. Доля видов-индикаторов органического загрязнения в общем составе фитопланктона с известными индикаторными свойствами весьма высока: β -, β - α и α -мезосапробионты составляют около 40 %. Среднесезонные показатели количественного развития фитопланктона на входе в прудок-осветлитель выше, чем на выходе из прудка, что подтверждает ведущую роль макрофитов и в доочистке сточных вод. Нитчатые цианопрокариоты, как и ранее, формируют до 10,7 – 41,0 % численности фитопланктона в прудке-осветлителе. В 2015 г. хлорелла не входила в постоянный состав доминирующего комплекса. В структуре биомассы фитопланктона р. Вязовка и прудка-осветлителя она играла незначительную роль, часто даже не входя в состав субдоминантов. Вегетационный период 2016 г. был крайне благоприятным для развития *Chl. vulgaris* и характеризовался повышенными температурами воздуха и воды, высоким уровнем инсоляции, увеличением продолжительности вегетации. В июле на входе в прудок хлорелла доминировала как по численности (89,2 %), так и по биомассе (29,5 %). Однако улучшения качества воды на этой станции не наблюдалось. В остальные периоды, на других станциях и в среднем за сезон доля хлореллы в численности и биомассе сообщества была ниже, чем в 2015 г., что свидетельствует о наличии факторов (состав промышленных сточных вод, уровень содержания в них ЗВ, скорость прохождения воды через систему доочистки и т.д.), ограничивающих развитие штамма *Chl. vulgaris* ИФР № С-111 в р. Вязовка.

Результаты химического анализа воды в р. Вязовка до начала альголизации (2007 г.) и в период ее проведения (2015-2016 гг.) свидетельствуют о значительном снижении содержания растворенных нефтепродуктов в градиенте стока (в р. Вязовка выше прудка-осветлителя – на 87 %, на входе в прудок – на 80 %, на выходе из прудка и ниже по течению реки – почти на 85 %). Содержание фторидов, железа и ванадия, напротив, увеличилось на всем протяжении водотока. Концентрации цинка и марганца принципиально не изменились. Несмотря на общий положительный эффект применения биологических методов доочистки, по всем анализируемым показателям на всем протяжении реки наблюдается превышение ПДК р/х. Сезонная динамика содержания поллютантов в р. Вязовка отражает ход процессов их вовлечения в биологический круговорот веществ и накопления в экосистеме. На всех станциях максимум содержания нефтепродуктов, железа и марганца приходится на март, когда деятельность макрофитов минимальна, и биологические процессы доочистки практически не работают. С увеличением температуры окружающей среды происходит постепенная стабилизация процесса биологической очистки. Для отдельных компонентов, например, для марганца, наблюдается постепенное снижение эффективности очистки, по-видимому, в результате его накопления до максимально возможных величин в макрофитах. Максимальный положительный эффект очистки ЗВ в прудке-осветлителе в присутствии хлореллы и эйхорнии выявлен по цинку, нефтепродуктам, железу и фенолам. В среднем, за июль – сентябрь 2015 г. снижение концентрации ЗВ после прохождения прудка – осветлителя составило 31,9 %, в 2016 г. – 27,4 %. В 2006 г. и 2007 г., до проведения альголизации, эффективность очистки воды р. Вязовка при прохождении прудка-осветлителя в летние месяцы в среднем составляла 57,8 и 46,9 %, соответственно. Основную функцию очистки воды в эти годы, несомненно, выполняли местные виды водных растений и водорослей.

В ходе экспериментов по определению острой и хронической токсичности установлено, что в 2016 г., в отличие от 2015 г., вода в прудке-осветлителе не оказывала острого токсического действия. Выживаемость тест – объектов на 10 сутки составила 40 и 30 %, соответственно, что является показателем средней токсичности. По сравнению с 2015 г., когда вода обладала сильной токсичностью (смертность тест-организмов на 5-й день по сравнению с контролем составила 37,7 и 40 %), произошло некоторое улучшение условий для обитания гидробионтов.

В прудке-осветлителе выявлено более 10 видов водных макрофитов, площадь зарастания акватории составляет 13–17 %. Незначительная проточность и повышенный прогрев воды в прудке способствуют развитию разнообразия ВВР и увеличению периода вегетации растений. Практически вдоль всего берега элодея и роголистник заселяют водоем сплошной полосой шириной 2–8 м, в прибрежной зоне рогоз и камыш образуют заросли шириной 0,5–1,5 м. В 2015 г. развитие эйхорнии было незначительным и не могло существенно повлиять на качество воды. В 2016 г. температурный режим в прудке-осветлителе был более благоприятным, а вегетационный сезон более продолжительным, что обеспечило массовое развитие эйхорнии и способствовало появлению изолированных куртин растения по всему побережью прудка и на отдельных участках его акватории. Средняя температура воды в прудке в течение года колеблется от +6 °С в январе до +28,6 °С в начале августа. В 2015 г. температура воды в реке изменялась от +14,3 до +22,5 °С, в прудке – от +19,2 до +23,2 °С. В 2016 г. вода прогревалась значительно выше: в реке – от +18,0 до +25,0 °С и прудке – от +19,0 до +28,6 °С.

Полученные нами данные подтверждают имеющиеся в литературе сведения о наличии у растений видовой специфики в способности аккумулировать токсичные вещества [3]. В ряде случаев имеются видовые особенности в накоплении того или иного вещества. По нашим данным роголистник в большей степени аккумулировал марганец (47000 мг/кг сухой массы), элодея – железо (25150 мг/кг) и марганец (20900 мг/кг), рдест – железо (29000 мг/кг), водяной мох – железо (256000 мг/кг). Материалы по накоплению металлов эйхорнией в

прудке-осветлителе и контрольном водоеме (декоративный бассейн) указывают на приоритетную роль корней эйхорнии в очистке воды (табл.).

Таблица. Накопление металлов эйхорнией (мг/кг сухой массы).

Часть растения	Ванадий	Железо общее	Марганец	Цинк
Прудок-осветлитель				
Листья	52,6	3305	317	64,5
Стебли	5,8	484	215	65,8
Корневища	101	16300	3240	391
Корни	480	117000	27500	1490
Листья + стебли	70	11800	4400	389
Контрольный водоем				
Корни	4,1	7500	6400	284
Стебли	0,5	162	950	145
Листья	1,18	178	850	77

Можно было ожидать, что в р. Вязовка, ниже прудка-осветлителя, в период вегетации произойдет существенное улучшение качества воды за счет дополнительной очистки. Однако этого не произошло. Несмотря на участие различных биокомпонентов (естественная и вселенная водная растительность, различные группы гидробионтов) в очистке воды, протекающей через прудок (в основном, это производственные сточные воды), практически все контролируемые показатели превышают ПДКр/х, а диапазон изменения их значений находится в достаточно узких границах. Есть все основания предполагать, что биосистема прудка достигла определенного порогового уровня в степени очистки воды и практически исчерпала буферную емкость к постоянному притоку значительного количества загрязняющих веществ. Фактически, уже к середине вегетационного сезона происходит насыщение биоты прудка и реки загрязняющими веществами и в дальнейшем происходит простой транзит поллютантов по гидроэкосистеме р. Вязовка без существенных изменений их концентраций в воде и макрофитах. Кроме того, вполне вероятно, что в более благоприятных температурных условиях 2016 г. повысился приток ЗВ из придонных слоев. В условиях вторичного загрязнения может проявляться известный для эйхорнии эффект очистки донных отложений от ЗВ.

Таким образом, полученные данные свидетельствуют о том, что основную роль в извлечении ЗВ в прудке-осветлителе играют макрофиты, что позволяет рекомендовать эйхорнию совместно с аборигенными видами высших водных растений как дополнительный компонент биоценоза в существующей системе доочистки сточных вод. Эффективность альголизации штаммом *Chl. vulgaris* ИФР № С-111 не доказана.

1. Богданов Н. И. Биологическая реабилитация водоемов. – Пенза, 2008. – 126 с.
2. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М.: Наука, 1975. – 240 с.
3. Чачина С. Б. Использование высших водных растений: эйхорнии, ряски малой и валлиснерии спиралевидной для доочистки сточных вод ОАО «Газпромнефть-ОМПЗ» // Омский научный вестник. Экология. – 2011. – № 1 (104). – С. 196-200.

MONITORING THE VYAZOVKA RIVER (MIDDLE URALS) IN THE PERIOD OF ALGOLIZATION

T.V. Eremkina, A.V. Lugaskov, V.N. Skvortzov, M.F. Izimetova, N.B. Klimova, N.V. Chechulina
FSBSI «GosNIORH», Ural Department, Ekaterinburg, grc-ural@mail.ru

The article summarizes the results of the comprehensive monitoring studies 2015-2016 on the river Vyazovka in the area of production activity of JSC «EVRAZ NTMK» (Sverdlovsk region). It is established that the main role in removing pollutants in the process wastewater tertiary treatment macrophytes play. Development of the strain of the *Chlorella vulgaris* in r. Vyazovka is limited to a number of factors (composition of industrial wastewater, the level of

pollutants in it, temperature, illumination, the rate of passage of water through the purification system, etc.), which significantly reduces the efficiency of the process of algolization.

Keywords: algolization, tertiary treatment of wastewater, eichornia, monitoring.

УДК 574.5

**КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ОЦЕНКА УСТОЙЧИВОСТИ СООБЩЕСТВ
МАКРОЗООБЕНТОСА К ВОЗДЕЙСТВИЮ ГИДРОТЕХНИЧЕСКИХ РАБОТ
В РАМКАХ ИНЖЕНЕРНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИЗЫСКАНИЙ
И ПРОИЗВОДСТВЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА**

В.А. Жигульский, В.Ф. Шуйский, Е.Ю. Максимова

ООО «Эко-Экспресс-Сервис», г. Санкт-Петербург, ecoplus@ecoexp.ru

Макрозообентос (МЗБ) – наиболее надёжный биоиндикатор состояния водных экосистем. Оценка его фонового состояния и изменений при воздействии – обязательный компонент программ инженерно-экологических изысканий и производственного экологического мониторинга гидротехнических работ (ГТР). Основной биоиндикационной характеристикой сообществ МЗБ при воздействии является его видовой состав. Сохранение видового состава – залог обратимости вызванных изменений количественных показателей сообщества. Обосновывается, описывается и иллюстрируется примерами метод количественной диагностики устойчивости МЗБ к воздействию ГТР.

Ключевые слова: Макрозообентос, устойчивость, инженерно-экологические изыскания, экологический мониторинг.

Инженерно-экологические изыскания и импактный экологический мониторинг, ведущиеся с целью сравнительной оценки некоторого воздействия локального масштаба на окружающую среду, должны базироваться на чёткой, количественной критериальной системе. Поскольку основным и конечным реципиентом воздействий на экосистему является её биота, особо важную роль при этом играют критерии биотические. Для водных экосистем общепризнанным лучшим индикатором воздействий локального масштаба являются сообщества донных относительно крупных (размером от 2 мм и больше) беспозвоночных – "макрозообентоса". Именно донные сообщества наиболее стабильны в пространстве и времени. В градиентах воздействий они претерпевают и длительно сохраняют наглядные пространственные изменения. Это делает макрозообентос превосходным биоиндикатором антропогенных воздействий на водные экосистемы, в частности, и при ведении гидротехнических работ. Кроме того, макрозообентос – самоценный объект, важный биоресурс, кормовая база рыб-бентофагов, уменьшение которой вследствие негативного воздействия гидротехнических работ во многом определяет и вред рыбным запасам.

В связи с лидирующей биоиндикаторной ролью макрозообентоса, особенно важно выделить основные критерии его состояния, позволяющие количественно оценивать устойчивость донных сообществ к воздействию при импактном мониторинге водных объектов. Имеется богатейший мировой опыт оценки воздействий по степени изменений самых разных структурно-функциональных характеристик макрозообентоса: видового состава и разнообразия, показателей трофической, размерной структуры, биомассы, продукции и мн.др. Однако наиболее важной характеристикой сообщества макрозообентоса, во многом определяющей остальные, является его видовой состав [1, 4]. Изменение видового состава под внешними воздействиями часто необратимо и часто приводит к сильнейшим, катастрофическим изменениям прочих свойств сообщества. Это дает все основания считать минимальную меру воздействия, вызывающего *изменения видового состава* сообщества макрозообентоса, мерой его **устойчивости** к этому воздействию [2, 4, 7].

Однако возникает проблема выбора чёткого обоснованного критерия: какие именно виды следует считать характерными для фонового видового состава сообщества, а какими можно пренебречь? Здесь известны две крайности. Иногда ориентируются лишь по нескольким видам – доминантам и субдоминантам, считая, что они достаточно полно определяют "лицо сообщества". Но к настоящему времени убедительно доказано, что этого

недостаточно [5, 7 и др.]. Исчезновение из сообщества одного вида может действительно остаться без видимых последствий, но может и привести к резкому, даже необратимому изменению его основных структурно-функциональных характеристик. Примеров тому описано множество, как для водных, так и для наземных сообществ [5, 6 и др.]. Столь же катастрофичным для сообщества и экосистемы может быть и внедрение нового вида. Поэтому для сравнительной оценки видового состава сообщества недопустимо ориентироваться на состояние только видов с наибольшей популяционной плотностью.

Другая крайность – попытки включить в видовой состав сообщества абсолютно все виды, особи которых зарегистрированы за время наблюдений хотя бы единожды. Видовой состав сообщества – совокупность лишь тех видов, которые ему имманентны, встречаются в нём закономерно: пусть редко, в небольшом количестве, но более или менее регулярно – а значит, статистически предсказуемо. Известны многие попытки искусственного, произвольного подразделения видов исследователем на функционально "существенные" и "несущественные" для сообщества – например, по их предполагаемой роли в сообществе, или просто по доле их популяции в общей численности или биомассе. Но для этого нет и не может быть объективных оснований. Межвидовые связи в сообществах (трофические, аллелохимические, этологические и др.) слишком сложны, разнообразны, влиятельны – и притом вряд ли будут когда-либо изучены достаточно полно для того, чтобы уверенно гарантировать: данный конкретный вид для сохранения свойств сообщества совершенно не важен. Нередко виды с весьма малой популяционной плотностью играют важную роль в сохранении свойств сообщества [3, 5, 6 и др.]. Поэтому бессмысленно пытаться делить виды на "нужные" и "ненужные" для сообщества. Рациональнее использовать для выделения характерного фонового видового состава сообщества статистический подход, а именно:

- для каждого из видов, чьи особи были зарегистрированы в сообществе за весь период наблюдения, рассчитать его среднюю за этот период популяционную плотность (например, как среднюю арифметическую, среднюю логарифмическую или иную среднюю – согласно характеру распределения наблюдаемых величин плотности);

- определить статистическую значимость отличия этого среднего значения от нуля за период наблюдения;

- ранжировать все виды по достоверности отличия от нуля их средней популяционной плотности за период наблюдения.

Тогда, задавая граничный, "критический" уровень достоверности отличия от нуля средней за период наблюдений популяционной плотности вида, можно достаточно чётко разделить виды на две группы (при данном режиме наблюдений за данный период времени):

- виды, характерные для сообщества со значимостью, большей или равной заданному доверительному уровню;

- виды, не характерные для сообщества со значимостью, меньшей заданного доверительного уровня.

Виды, характерные для сообщества, и определяют его видовой состав, поддающийся корректной оценке. Только их наличие или присутствие в сообществе за данный период показательно и может содержательно, статистически обоснованно интерпретироваться. А исчезновение из сообщества любого из этих видов в условиях воздействия свидетельствует об изменении видового состава сообщества и потере сообществом устойчивости к этому воздействию.

Присутствие же или отсутствие в сообществе видов второй группы (видов, не характерных для сообщества) непоказательно, т.к. его невозможно статистически достоверно объяснить. Нельзя отличить ситуации, в которых при начавшемся воздействии не удаётся обнаружить особей этого вида из-за данного воздействия, от ситуаций, в которых они просто не найдены из-за их исходно низкой встречаемости.

Ясно, что при этом выделение видового состава сообщества будет определяться заданным доверительным уровнем, опять-таки вольно выбираемым исследователем. Таким образом, субъективность выбора характерных видов, казалось бы, не исключается, а лишь

переносится на стадию введения доверительного уровня. Однако выяснилось, что и этот произвол можно если не полностью исключить, то минимизировать. Опыт изучения различных сообществ макрозообентоса показывает, что "критический" доверительный уровень не обязательно "назначать" заранее, как это обычно делается при решении статистических задач (когда, например, берется произвольно рекомендованное Фишером стандартное значение $p=95\%$, 99% или $99,9\%$). Доверительный уровень для выявления характерных видов сообществ макрозообентоса может быть определён более осмысленно, исходя из довольно общих закономерностей формирования сообществ макрозообентоса, следующим образом [2, 4].

Если на оси абсцисс отложить выбираемый доверительный уровень, а на оси ординат – соответствующую ему долю видов, считающихся при таком доверительном уровне характерными для видового состава сообщества, то при достаточно репрезентативном материале график этой зависимости имеет более или менее ясно выраженную характерную форму. Кривая эта обычно может быть условно разделена на три участка:

1) По оси абсцисс увеличивается задаваемый исследователем доверительный уровень (требовательность к выбору характерных для сообщества видов). Пока доверительный уровень приближается, ориентировочно, к значению около 70% , количество видов, прошедших этот отбор и попавших в разряд характерных для сообщества, закономерно уменьшается (левый нисходящий участок кривой). При таких, явно слишком низких значениях доверительного уровня пришлось бы считать характерными для сообщества практически все виды, даже если их особи попали в пробы случайно, даже всего 1-2 раза за все время наблюдения – например, были случайно занесены течением в этот биотоп, совершенно им несвойственный, что неприемлемо.

2) Далее, в диапазоне примерно от 70% до 90% , количество отобранных видов более или менее стабилизируется – это обычно около 40% от числа всех видов, особи которых хотя бы однократно зарегистрированы в сообществе за все время наблюдений. Кривая при этом выходит на довольно широкое плато.

3) Наконец, при доверительном уровне выше 90% количество отобранных видов опять начинает закономерно уменьшаться (правый, нисходящий участок кривой). При этом как "характерные для сообщества" пришлось бы расценивать только несколько доминантов и субдоминантов – то есть требовательность к отбору встреченных видов в категорию характерных при таком подходе явно завышена.

Итак, можно достаточно четко выделить абсциссу правой границы плато: это доверительный уровень 90% , как естественное значение доверительного уровня для выделения характерного видового состава сообщества. При таком его значении из всего количества зарегистрированных видов в характерный состав сообщества попадает обычно около 40% ($25-50\%$) из них. Так учитываются и те виды, которые, имея низкую популяционную плотность, все же встречаются в сообществе достаточно регулярно (пусть даже только в течение какой-то части всего периода наблюдений – как это свойственно некоторым гетеротопным гидробионтам). Иными словами, отбракованными окажутся лишь те виды, которые не характерны для сообщества, встречаются в нём спорадически – и, следовательно, их случайное наличие или отсутствие при регулярных наблюдениях не может содержательно интерпретироваться и достоверно характеризовать состояние сообщества.

В различных изученных сообществах макрозообентоса выделяемое таким образом значение доверительного интервала всегда было более или менее близко к 90% (в тех случаях, когда репрезентативность собранного материала позволяла оконтурить на графике обсуждавшееся выше плато) [4]. Все это позволяет принять доверительный уровень 90% для достаточно естественного, содержательного выделения тех видов, которые могут считаться характерными для видового состава сообщества. По мере усиления воздействия, как только этот видовой состав сообщества начинает изменяться (пусть даже исчезает только один из этих видов) – констатируется изменение видового состава сообщества, значимое при

доверительном уровне 90 %, то есть, регистрируется потеря устойчивости сообщества к этому воздействию.

Какова при этом **количественная мера устойчивости** сообщества макрозообентоса к воздействию? Ясно, что при действии одного антропогенного фактора на макрозообентос мера устойчивости сообщества к этому воздействию – это минимальное значение фактора, при котором видовой состав макрозообентоса начинает изменяться. Если же сообщество испытывает более сложное, многофакторное воздействие – аналогично, мерой устойчивости является множество всех тех сочетаний факторных значений, при которых исходный видовой состав сообщества начинает изменяться. То есть, при воздействии на сообщество нескольких (N) антропогенных факторов мера устойчивости сообщества к этому воздействию – это N-мерная поверхность в гиперпространстве этих факторов, включающая все те сочетания значений этих факторов, при которых происходит потеря устойчивости. А все сочетания значений факторов, обеспечивающие сохранение устойчивости (неизменный состав характерных видов), располагаются в области, ограниченной этой поверхностью.

При целевом сборе материала и небольшом количестве лимитирующих факторов поверхность, ограничивающую область сохранения устойчивости сообщества к сложному воздействию, нетрудно аппроксимировать. Затем это количественное описание граничных условий сохранений устойчивости используется для количественной оценки сложных антропогенных воздействий на макрозообентос (как индикатор состояния всей водной экосистемы) и, соответственно, для обоснованного экологического нормирования. Подход апробирован при решении конкретных природоохранных задач по оценке и регулированию антропогенных воздействий на различные водные объекты, в частности, при оценке влияния гидротехнических работ на морские экосистемы.

1. *Алимов А.Ф.* Разнообразие, сложность, стабильность, выносливость экологических систем // Журнал общ. биол. – 1994. – Т. 55. – № 3 – С. 285.

2. *Жигульский В.А., Шуйский В.Ф., Щацкаев Ю.А., Максимова Т.В., Соловей Н.А.* Реакция речного макрозообентоса на многофакторное антропогенное воздействие (на примере Ленинградской области) // Известия КГТУ. – Калининград: Изд. КГТУ, 2011. – № 22. – С. 150-158.

3. *Иванов И.И.* Аллелохимические взаимодействия гидробионтов как фактор стабильности водных экосистем // Тезисы 8-ой научно-технической конференции МГТУ. Мурманск, 3-29 мая 1997. – Мурманск: Изд-во МГТУ, 1997. – Ч.2. – С. 154-155.

4. *Шуйский В.Ф., Максимова Т.В., Петров Д.С.* Изоболоческий метод оценки и нормирования многофакторных антропогенных воздействий на пресноводные экосистемы по состоянию макрозообентоса – СПб.: Международная академия наук экологии, безопасности человека и природы (МАНЭБ), 2004 – 304 с.

5. *Gitay Habiba, Wilson J. Baston, Lee William G.* Species redundancy: A redundant concept? // J. Ecol. – 1996. – Vol. 84, № 1. – P. 121–124.

6. *Lockwood J.L., Pimm S.L.* Species: would any of them be missed? // Curr. Biol. – 1994. – Vol. 4, № 5. – P. 455-457.

7. *Ravera O.* Considerations on some ecological principles // Trends Ecol. Res. 1980. Proc. NATO ARW and INTECOL Workshop Future and Use Ecol. Decade Environ, Louvain-la-Neuve, 7 – 9 Apr., 1983 – N.Y., London, 1984. – P. 145-162.

QUANTITATIVE ASSESSMENT OF THE MACROZOOBENTHOS COMMUNITIES STABILITY TO THE IMPACT OF HYDRAULIC ENGINEERING WORKS AS PART OF ENVIRONMENTAL SURVEYS AND INDUSTRIAL ENVIRONMENTAL MONITORING

V. Zhigulsky, V. Shuisky, E. Maksimova

"Eco-Express-Service" LLC, St. Petersburg, ecoplus@ecoexp.ru

Macrozoobenthos is the most reliable biological indicator of aquatic ecosystems state. An assessment of its control state and changes after impact is an obligatory component of environmental surveys and industrial environmental monitoring programs. The main bioindication characteristic of macrozoobenthos communities at the influence is its species composition. Preservation of species composition is a guarantee of a reversibility of induced

changes of community quantitative indicators. The method of quantitative diagnostics of the macrozoobenthos communities' stability to hydraulic engineering works impact is justified, described and illustrated by examples.

Keywords: Macrozoobenthos, stability, environmental surveys, environmental monitoring.

УДК 574.51

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА РОСТА ТРОСТНИКА В ОЗ. НАРОЧЬ В 2016 г.

А.А. Жукова, Е.Р. Бондик

Белорусский государственный университет, г. Минск, hannazhukava@gmail.com

В период с мая по август 2016 г. в литоральной зоне оз. Нарочь была прослежена сезонная динамика развития тростника, включая изменения морфометрических показателей, массы и зольности растений. Показано, что наиболее интенсивный прирост тростника происходит в июне, максимальных значений длины растения достигали в конце июля - начале августа, массы – в конце июня 2016 г. Рассчитанный вклад тростника в новообразование органического вещества в озере за период вегетации составляет около 8 %. За счет стеблей тростника в исследованном биотопе (с плотностью 90 экз./м² и глубиной около 0,5 м) формируется дополнительная поверхность для развития перифитона – порядка 1,7 м² на м² площади зарослей.

Ключевые слова: озеро Нарочь, тростник, динамика роста, первичная продукция.

Воздушно-водные растения, развивающиеся в литорали водоемов, являются одними из наиболее активных продуцентов органического вещества в биосфере [1]. Аккумулируя биогенные элементы в период роста и выделяя их в воду в процессе отмирания и разложения, макрофиты оказывают существенное влияние на гидрохимический режим водных объектов и формирование качества воды.

Оз. Нарочь – один из примеров водоемов, где макрофиты определяют особенности биотического круговорота и в значительной степени формируют облик экосистемы. Это мезотрофно-олиготрофное полимиктическое озеро, которое расположено на северо-западе Беларуси (54°52' N, 26°50' E); его площадь 79,6 км², средняя глубина 8,9 м, максимальная – 24,8 м. Нарочь является одним из наиболее изученных в гидробиологическом плане водоемов Беларуси – ряды наблюдений длятся около 70 лет. Для озера характерны высокие значения прозрачности воды и обширная литораль, занимающая по разным оценкам от 30 до 50 % площади озера, что создает благоприятные условия для развития макрофитов [2, 3, 7].

В настоящее время заросли воздушно-водных растений в оз. Нарочь не образуют сплошной зоны, размещаясь участками разной величины и густоты от уреза воды до глубины 2 м; общая их площадь составляет 2,7 км² или 3,4 % площади озера, биомасса в период максимального развития достигает 2,62 тыс. тонн абсолютно сухого вещества (при выраженном доминировании тростника: 88 % общего зарастания и 95 % массы) [6]. Именно тростник является основным продуцентом органического вещества в прибрежной зоне (от уреза воды до глубины 2 м). Кроме того, стебли тростника создают дополнительную поверхность для развития на них перифитона, продукция которого на протяжении периода вегетации составляет около 20 % от продукции тростника в озере [4].

Исследования динамики роста тростника были выполнены в мае-августе 2016 г. на базе Учебно-научного центра «Нарочанская биологическая станция им. Г.Г. Винберга» БГУ. В прибрежной зоне оз. Нарочь был выбран типичный биотоп – тростниковые заросли средней плотности; глубина в месте отбора проб на протяжении периода исследования составляла около 0,5 м.

Для определения параметров тростника в период с середины мая по середину августа с интервалом две-три недели в биотопе проводили укосы растений с площади 0,25 м² в 3-х повторностях. В укосах измеряли количество, длину и диаметр (в нижней части) стеблей, сырую массу растений. После высушивания в помещении при комнатной температуре измеряли воздушно-сухую массу укосов тростника, затем, досушивая их в сушильном шкафу при 60 °С до постоянной массы, определяли их абсолютно сухую массу; сжигая навеску тростника в муфельной печи при 450 °С, оценивали содержание минеральных веществ (зольность) в растениях и рассчитывали содержание органического вещества.

Результаты изучения динамики длины тростника и диаметра его стебля в мае-августе 2016 г. представлены в таблице 1.

Таблица 1. Динамика роста тростника в литорали оз. Нарочь (2016 г.).

№ пробы	Дата сбора	Количество стеблей в пробе* (n), экз.	Длина** тростника, см	Диаметр** стебля в нижней части, см
1	18.05.	79	122,1±18,8 (70-159)	0,59±0,19 (0,2-1,0)
2	05.06.	63	181,7±24,7 (110-222)	0,48±0,17 (0,3-1,0)
3	29.06.	61	228,3±33,8 (134-288)	0,57±0,15 (0,2-1,0)
4	22.07.	68	247,8±36,4 (130-308)	0,62±0,16 (0,2-1,0)
5	10.08.	70	250,9±32,6 (164-297)	0,62±0,15 (0,3-1,0)

Примечание: *общее количество растений в 3-х укосах с площади 0,25 м² каждый, **средние значения ± стандартное отклонение (минимум-максимум) для всей выборки (n)

Интенсивный рост растений наблюдали до конца июня, затем скорости роста замедлялась. Максимальных значений длины стебля тростник достигал в конце июля - начале августа. Диаметр стебля у основания за время наблюдений изменялся незначительно и в среднем был несколько меньше в период наиболее интенсивного роста растений.

На рисунке 1 представлено сравнение полученных данных роста тростника с результатами аналогичных исследований, выполненных на оз. Нарочь в 2012 г. [5].

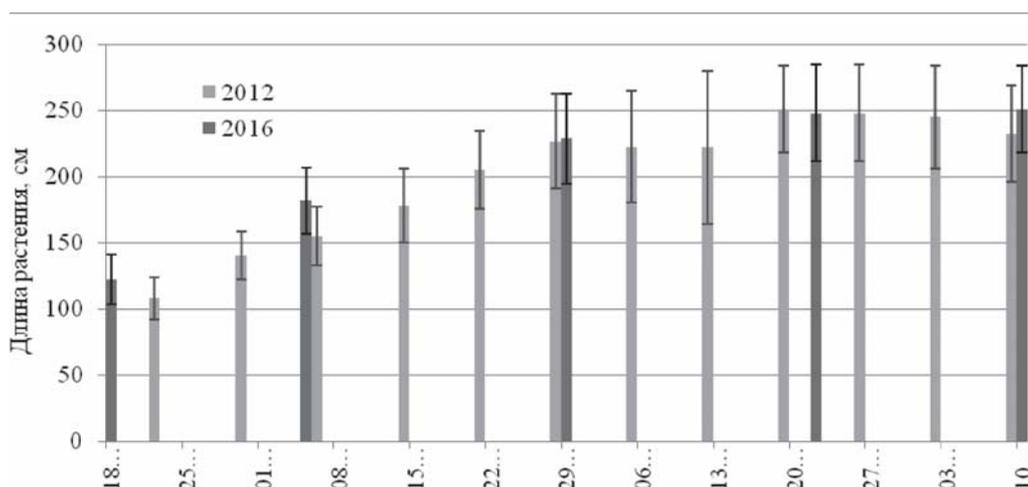


Рисунок 1. Динамика длины тростника в оз. Нарочь в 2012 и 2016 гг. (приведены средние значения ± стандартное отклонение)

В сравнении с 2012 г. в мае 2016 г. рост тростника происходит более интенсивно, но к концу июня и на пике развития (к концу июля) значения средней длины выравниваются.

Динамика массы тростника в период изучения в 2016 г. также показывает быстрое увеличение массы стебля в мае-июне (таблица 2). В июле индивидуальная масса растений в укосах снижается, вероятно, из-за появления в подросте молодого, более тонкого тростника (в июле) и усыхания растений (в августе). Потери влаги при высушивании укосов тростника до постоянной массы в сушильном шкафу составили 70-80 % от сырой массы растений и 10-30 % от высушенной на воздухе в помещении при комнатной температуре.

Плотность стеблей в исследованном биотопе в 2016 г. была в среднем равна 90 экз./м² при достаточно большом размахе колебаний – от 50 до 130 экз./м². Рассчитанная

дополнительная площадь поверхности для перифитона, формируемая в исследованном биотопе стеблями тростника, составила около $1,7 \text{ м}^2$ на м^2 площади зарослей.

Таблица 2. Динамика массы в укосах тростника в литорали оз. Нарочь (2016 г.).

№ пробы	Дата сбора	Плотность зарослей, экз./ м^2	Средняя масса растения, г/экз.			(III)/(I)	(III)/(II)
			Сырая (I)	воздушно-сухая (II)	абсолютно сухая (III)		
1	18.05.	105 (68-128)	18,3 (16,1-20,7)	3,6 (3,1-4,0)	3,3 (2,9-3,6)	0,18 (0,18-0,18)	0,91 (0,90-0,92)
2	05.06.	84 (48-108)	33,6 (29,5-42,5)	9,8 (8,9-11,3)	8,2 (7,2-9,2)	0,25 (0,22-0,28)	0,83 (0,81-0,87)
3	29.06.	81 (76-92)	42,1 (38,2-47,0)	18,5 (14,2-25,2)	13,3 (12,0-14,4)	0,31 (0,24-0,35)	0,71 (0,64-0,85)
4	22.07.	91 (72-104)	40,1 (33,6-43,3)	11,3 (10,1-12,3)	10,0 (9,6-10,6)	0,25 (0,22-0,28)	0,89 (0,79-0,95)

Примечание: в таблице приведены средние значения (минимум-максимум) для средневзвешенных величин в трех укосах

В сравнении с данными 2012 г., когда пики роста и максимальной биомассы тростника совпали по времени, прирост массы в 2016 г. происходил быстрее в мае-июне (рисунок 2), но затем останавливался, и удельная масса одного растения в период максимального развития была в среднем меньше в 2016 г., чем в 2012 г.

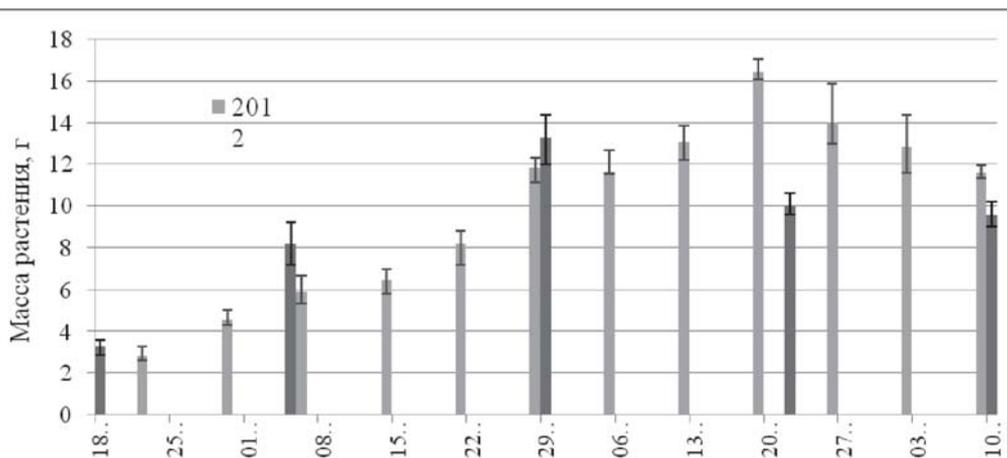


Рисунок 2. Динамика массы тростника (в абсолютно сухом веществе) в оз. Нарочь в 2012 и 2016 гг. (приведены средние значения \pm стандартное отклонение)

Содержание минеральных веществ (зольность) в укосах тростника 2016 г. существенно не изменялось в течение периода исследования и составляло небольшую часть сухой массы растений (в среднем 7 %, при колебаниях от 3 до 12 %), что хорошо согласуется с полученными ранее данными для оз. Нарочь [5].

Таким образом, наиболее активный прирост тростника в оз. Нарочь в 2016 г. наблюдали в мае-июне, в июле скорость роста снижалась и к концу месяца рост растений практически прекращался.

Рассчитанный вклад тростника в новообразование органического вещества составляет около 50 % в прибрежной зоне (в диапазоне глубин 0-2 м) и порядка 8 % в пересчете на

озеро в целом за вегетационный сезон. При этом основная часть органического вещества образуется и депонируется в биомассе растений в мае-июне. Разложение прошлогодних стеблей тростника происходит в основном на протяжении следующего периода вегетации.

В конце лета и в осенние месяцы роль тростниковых зарослей в новообразовании органического вещества в озере заключается преимущественно в том, что стебли растений являются субстратом для развития обрастаний, которые обычно достигают пика биомассы и продукции в августе-сентябре [4].

1. *Wetzel R.G. Limnology. 2nd ed. – Philadelphia: Saunders College Publishing, 1983. – 858 p.*
2. Бюллетень экологического состояния озер Нарочь, Мястро, Баторино (2015 г.) / Т.В. Жукова и др.; под ред. Т.М. Михеевой. – Мн.: БГУ, 2016. – 115 с.
3. *Жукова А.А. Оценка значимости различных автотрофных компонентов в формировании продуктивности мезотрофного озера: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Минск., 2007. – 212 с.*
4. *Жукова А.А. Роль комплекса "макрофиты-эпифитон" в формировании уровня первичной продукции озера Нарочь // Гидробиотаника-2010: Мат. I (VII) Междунар. конф. по водным макрофитам, Борок, 9-13 окт. 2010 г. – Ярославль: Принт Хаус, 2010. – С. 118-120.*
5. *Жукова А.А. Сезонная динамика роста тростника в литорали оз. Нарочь // Гидробиотаника 2015: Мат. VIII Всерос. конф. с междунар. участием по водным макрофитам, Борок, 16-20 октября 2015 г. – Ярославль: Филигрань, 2015. – С. 109-111.*
6. *Жукова Т.В., Макаревич О.А., Жукова А.А., Остапеня А.П. Современное состояние надводной растительности в оз. Нарочь и ее роль в функционировании экосистемы // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского севера : Мат. IV Междунар. конф., 5-10 декабря 2005 г., Вологда, Россия. – Вологда, 2005. – С. 149-151.*
7. *Экологическая система Нарочанских озер / Под ред. Г.Г. Винберга. – Минск, 1985. – 303 с.*

SEASONAL DYNAMICS OF REED GROWTH IN THE NAROCH LAKE IN 2016

Zhukova A.A., Bondik E.R.

Belarusian State University, Minsk, hannazhukava@gmail.com

From May to August 2016 in the littoral zone of Lake Naroch the seasonal dynamics of reed development was tracked, including changes in morphometric parameters, mass and ash content of plants. It has been shown that the most intensive reed growth occurs in June, the maximum lengths the plants reached in late July - early August, and the biggest mass – at the end of June 2016. The calculated contribution of reed to the organic matter formation in the lake during the growing season was about 8%. Due to the reed stems in the studied biotope (with an average density of 90 ind./m² and water depth of about 0.5 m) an additional surface for the development of periphyton is formed that constituted about 1.7 m² per m² of thickets area.

Keywords: Lake Naroch, reed, growth dynamics, primary production.

УДК 574.52+504.455.058(475.1)

РЕЖИМ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ КАК ИНДИКАТОР В РАННЕЙ ДИАГНОСТИКЕ АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ В ОЗЕРНОЙ ЭКОСИСТЕМЕ

Т.В. Жукова

Белорусский государственный университет, г. Минск, Беларусь, tvzhukova@tut.by

На основании многолетних наблюдений за режимом биогенных элементов (1977-2016 гг.) проанализированы основные этапы современной эволюции Нарочанских озер (Беларусь). Показано, что изменения гидрохимического режима, наряду с гидробиологическими показателями, являются индикаторами в ранней диагностике антропогенного воздействия на озерную экосистему.

Ключевые слова: озерная экосистема, антропогенное вмешательство, современная эволюция.

Биогенные элементы являются материальной основой биотического круговорота в водоемах. Многолетние наблюдения за режимом биогенных элементов в длительно изучаемых, так называемых «модельных» экосистемах, являются одной из основ для понимания современной эволюции озер. Примером таких экосистем служат Нарочанские озера (Беларусь), где наблюдения за режимом биогенных элементов непрерывно

продолжаются с 1978 г. до настоящего времени. Нарочанские озера, представляют единую экосистему, но заметно различаются по морфологическим и гидрологическим параметрам, а также качеству воды [1, 2, 11] .

В рассматриваемом периоде (1978-2016 гг.), несмотря на его относительную непродолжительность во временном масштабе, Нарочанские озера претерпели значительные изменения, а режим биогенных элементов, в частности фосфора, в них можно интерпретировать как индикатор в ранней диагностике изменений в современной эволюции водной экосистемы.

Современная эволюция экосистемы Нарочанских озер включает четыре этапа: антропогенное эвтрофирование в 70-х годах прошлого столетия, деэвтрофирование в результате природоохранных мер на водосборной территории в 1980-х годах, бентификация вследствие инвазии моллюска-фильтратора *Dreissena polymorpha* Pallas. в 90-х годах и современное состояние [10].

Ретроспективный анализ многолетней динамики общего фосфора (1978-2016 гг.) в воде озер Баторино, Мястро и Нарочь на разных стадиях перестройки экосистемы показывает неоднозначный отклик составляющих единую экосистему водоемов на внешние воздействия [1, 4]. Многолетняя динамика концентрации общего фосфора в воде озер, данные которой положены в основу анализа, показана на рисунке.

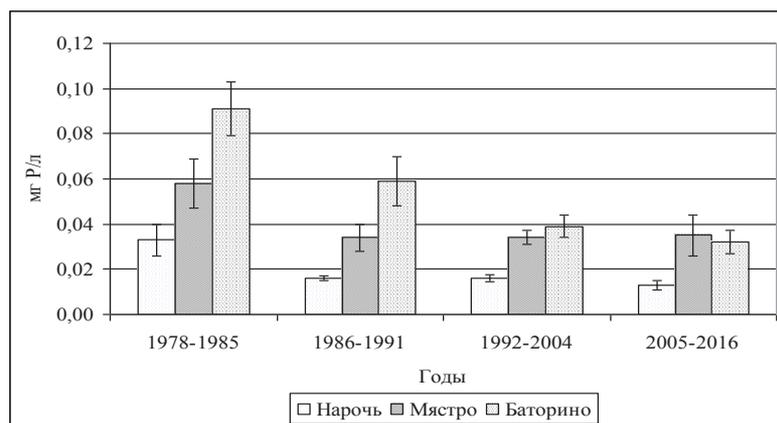


Рисунок. Многолетняя динамика концентрации общего фосфора в воде озер.

В многолетней динамике содержания общего фосфора в воде Нарочанских озер есть основания выделить по меньшей мере четыре этапа: 1978–1985 гг. (антропогенное эвтрофирование), 1986–1991 гг. (деэвтрофирование), 1992–2004 гг. (бентификация вследствие инвазии дрейссены) и 2005–2016 гг. (современное состояние).

В период антропогенного эвтрофирования (в нашем случае это наблюдения 1978–1985 гг.) концентрация общего фосфора в воде озер являлась определяющим фактором их трофического статуса и составляла $0,091 \pm 0,012$ мг Р/л в высокоэвтрофном оз. Баторино, $0,058 \pm 0,011$ мг Р/л в эвтрофном оз. Мястро и $0,033 \pm 0,007$ мг Р/л в мезотрофном оз. Нарочь. Нарастающие симптомы эвтрофирования оз. Нарочь, являющегося центром курортно-рекреационной зоны республики, привели к необходимости разработки Государственной программы комплексного использования и охраны водных и земельных ресурсов бассейна оз. Нарочь (1981 г.). В рамках программы было проведено масштабное перепрофилирование сельского хозяйства (замена пахотных земель лугами, снижение норм внесения минеральных удобрений, вынос за пределы водосбора или благоустройство животноводческих ферм), залесение прибрежных полос, строительство обводного коллектора в курортной зоне для сбора и последующей очистки сточных вод и др. Этот комплекс природоохранных мер позволил существенно снизить внешнюю биогенную нагрузку и явился ключевым моментом

деэвтрофирования озерной экосистемы. По нашим оценкам внешняя фосфорная нагрузка была уменьшена примерно на 1/3 [6].

Концентрация общего фосфора в период деэвтрофирования (1986–1991 гг.) заметно снизилась во всех трех озерах, составив $0,059 \pm 0,011$ мг Р/л (Баторино), $0,034 \pm 0,006$ мг Р/л (Мястро) и $0,016 \pm 0,001$ мг Р/л (Нарочь). Следует подчеркнуть, что на этом этапе озера по прежнему различались по уровню содержания общего фосфора в воде, что соответствовало их различиям в трофической шкале.

Следующим важным фактором изменений в режиме биогенных элементов явилось вселение в озера в конце 80-х годов моллюска-фильтратора *Dreissena polymorpha* Pallas. В отличие от эвтрофирования и деэвтрофирования, обусловленных, соответственно, увеличением и снижением потока биогенных элементов с водосборной территории, здесь происходило перераспределение потоков веществ между водной толщей и придонным экотонном, то есть в пределах водной экосистемы. Для описания происходящих изменений в научной литературе предложен термин «бентификация», что может вызвано разными факторами, но чаще всего эти изменения инициируются снижением внешней биогенной нагрузки и вселением в водоем дрейссены [9, 10].

В период бентификации (1992–2004 гг.) концентрация общего фосфора в воде озер составляла соответственно $0,039 \pm 0,005$ мг Р/л (Баторино), $0,034 \pm 0,003$ мг Р/л (Мястро) и $0,016 \pm 0,002$ мг Р/л (Нарочь). Именно в этот период в режиме фосфора единой озерной экосистемы произошли существенные различия в составляющих ее озерах. Неожиданным оказалось, что в озерах Нарочь и Мястро существенная активизация круговорота фосфора за счет дрейссены практически не отразилась на его запасе в водной массе, тогда как в оз. Баторино произошло заметное снижение запаса. Важно подчеркнуть, что именно в это время происходило сближение уровней содержания общего фосфора в воде озер Мястро и Баторино [5, 7, 8] .

Еще более различия в динамике концентрации общего фосфора в воде трех озер проявляются в последние годы (2005–2016 гг.). На фоне стабильного запаса общего фосфора в воде оз. Нарочь ($0,013 \pm 0,002$ мг Р/л), в оз. Баторино продолжается некоторое его снижение ($0,032 \pm 0,005$ мг Р/л), а в оз. Мястро, напротив, наблюдается некоторый рост запаса соединений фосфора в воде ($0,035 \pm 0,009$ мг Р/л).

Таким образом, в начальный период исследований (1978–1985 гг.) колебания запаса общего фосфора в воде всех трех озер были незакономерны с экстремальными отклонениями от условного реперного значения. Последующие изменения в 1986–1991 гг., позволяют говорить о синхронных изменениях в верхних озерах Баторино и Мястро и значительно ином развитии ситуации в оз. Нарочь, где произошло резкое снижение концентрации общего фосфора в воде с сохранением и незначительными колебаниями этого уровня до настоящего времени. Следующим этапом можно считать период 1992–2004 гг., когда при сходных тенденциях колебания запаса общего фосфора в воде озер Нарочь и Баторино и общим его снижением примерно на 60 % по сравнению с начальным годом наблюдений, ситуация в оз. Мястро была существенно иная, с менее выраженным снижением концентрации (примерно на 40 %). Еще более выраженные отличия в оз. Мястро, всегда сохранявшем «средний» уровень в экосистеме, наблюдаются в последние годы, когда только в этом озере происходит увеличение запаса общего фосфора в воде.

Чрезвычайно важно отметить, что запас фосфора в воде озер обеспечивается его органическими соединениями. Концентрация фосфатов в воде Нарочанских озер практически всегда находилась на пределе чувствительности определения (ниже $0,005$ мг Р/л). И только в воде оз. Мястро, начиная с конца 1980-х годов, во второй половине вегетационного сезона регистрируются концентрации до $0,030$ – $0,070$ мг Р/л, т.е. фосфор перестает быть лимитирующим первичную продукцию элементом .

Возможными причинами, обусловившими наблюдаемые различия между откликом фосфорного режима озер на внешние воздействия могут быть следующие.

Отклик озер на изменение биогенной нагрузки с водосборной территории зависит от степени ее влияния, показателем которой может являться величина удельного водосбора, особенностей водного баланса и проточности водоема. Наибольшее влияние водосборной территории испытывает верхнее в цепи оз. Баторино (величина удельного водосбора здесь равна 14,7 против 10,2 и 3,5 для озер Мясстро и Нарочь, а при сопоставлении площадей частного водосбора с акваторией каждого из озер величины этого показателя еще более выражены и равны соответственно 13,7, 2,6 и 0,7). Особенностью водного баланса оз. Нарочь является преобладание в приходной части на более чем 1/2 атмосферных осадков, выпадающих на акваторию и менее загрязненных биогенными элементами, чем поверхностный сток, а также значимая роль притока из вышележащего оз. Мясстро (около 1/4 приходной части) (трансформированный поверхностный сток с водосборов озер Баторино и Мясстро, также содержащий меньшее по сравнению с поверхностным стоком с водосбора содержание фосфора). С учетом площади акватории внешняя фосфорная нагрузка по нашим оценкам в начальный период исследований составляла 0,22-0,76 г P/м²·год для оз. Баторино, 0,10-0,30 г P/м²·год для оз. Мясстро и 0,03-0,08 г P/м²·год для оз. Нарочь [3], т.е. хорошо согласовывалась с трофическим статусом озер. Однако на отклик озер на внешние воздействия большое значение имеет и проточность водоема, которая определяет инертность отклика системы (время водообмена в Нарочанских озерах составляет соответственно 1,0, 2,5 и 10-11 лет). Несмотря на разнонаправленность влияния наиболее вероятных механизмов отклика на внешние воздействия в верхнем и нижнем озерах, составляющих единую экосистему, содержание общего фосфора в озерной воде четко отражало различия во внешней фосфорной нагрузке. В целом, анализ многолетней динамики общего фосфора в воде Нарочанских озер позволяет утверждать, что увеличение внешней биогенной нагрузки (период эвтрофирования) и ее последующее снижение (период деэвтрофирования) имело одинаковую направленность по отношению к концентрации общего фосфора в воде всех трех озер.

Иная ситуация возникла в период бентификации. Здесь, на наш взгляд, чрезвычайно важным являлось сложившееся в экосистемах соотношение внешних и внутриводоемных потоков в формировании запаса общего фосфора в водной массе. По нашим оценкам соотношение внешней и внутренней фосфорных нагрузок в начальный период исследований в оз. Баторино было примерно равное, в оз. Мясстро внутриводоемная нагрузка превышала внешнюю в 2,5-3,0 раза, а в оз. Нарочь – в 6-12 раз [3]. Можно предположить, что с увеличением относительной значимости внутренней нагрузки следует ожидать некоторое демпфирующее свойство донных отложений на внешнее воздействие. Согласно нашим оценкам [5, 6, 8], наибольшее влияние от вселения дрейссены должна была испытать экосистема оз. Мясстро, что и наблюдается в современный период.

В воде оз. Баторино снижение концентрации общего фосфора в это время объясняется, вероятно, аккумуляцией части запаса общего фосфора в биомассе и усилением седиментации взвешенных веществ за счет фильтрационной активности моллюсков. При этом серьезных сдвигов в фосфорном режиме, под которым подразумевается изменение скоростей потоков с водосборной территории и выноса из донных отложений не произошло, о чем свидетельствует сохранение близкой к квазистационарному состоянию концентрации общего фосфора в озерной воде в настоящее время.

Иная ситуация сложилась в оз. Нарочь, где с середины 1980-х годов концентрация общего фосфора в воде, уменьшившись вдвое по сравнению с периодом эвтрофирования, сохраняется на этом уровне до настоящего времени. Не исключено, что одной из основных причин столь устойчивого сохранения запаса общего фосфора в водной массе озера является высокая буферная емкость донных осадков, о чем свидетельствует соотношение внутренней и внешней фосфорных нагрузок в формировании запаса фосфора. Можно предположить, что пока не произойдет непредвиденных изменений в этом соотношении, режим фосфора будет находиться и здесь в квазистационарном состоянии.

Именно «непредвиденные изменения» и произошли в экосистеме оз. Мясро. С большой степенью вероятности можно полагать, что процессы бентификации привели здесь к усиленному выносу фосфора из донных отложений, что явилось не совсем понятным в настоящее время влиянием этого феномена (возможно, не только вселения дрейссены) на режим фосфора в воде. Это подтверждают наблюдения последних лет о продолжающемся нарастании концентрации общего и, в том числе, минерального, фосфора в воде. Необычная перестройка, без сомнения, требует дальнейших исследований для понимания механизмов, приводящих к столь значительным изменениям промежуточного звена единой экологической системы взаимосвязанных озер.

На примере многолетней динамики общего фосфора в воде трех озер, составляющих единую экосистему, показано, что отклик составляющих ее водоемов на внешние воздействия может существенно различаться. При этом процессы, вызванные изменением внешней фосфорной нагрузки (эвтрофирование и деэвтрофирование) во всех трех озерах имели одинаковый характер. Иное дело процессы бентификации, одной из основных причин которой явилось вселение моллюска-фильтратора *Dreissena polymorpha* Pallas. Влияние бентификации оказалось наиболее выраженным в промежуточном в системе Нарочанских озер оз. Мясро и привело к серьезным нарушениям сложившегося здесь круговорота фосфора.

1. Адамович Б.В., Михеева Т.М., Ковалевская Р.З., Жукова Т.В. и др. Многолетние изменения основных гидроэкологических показателей Нарочанских озер // Вестник БГУ, 2016. – Сер. 2, № 3. – С. 107-112.

2. Адамович Б. В., Жукова Т. В., Михеева Т. М., Ковалевская Р. З., Лукьянова Е. В. Многолетние изменения индекса трофического состояния Нарочанских озер и его связь с основными гидроэкологическими параметрами // Водные ресурсы. – 2016. – Т. 43, № 5. – С. 535–543.

3. Жукова Т. В. Потоки биогенных элементов из донных отложений в воду и их роль в формировании трофического статуса Нарочанских озер // Гидробиологический журнал. – 2002. – Т. 38, № 4. – С. 14-21.

4. Жукова Т.В. Многолетняя динамика фосфора в Нарочанских озерах и факторы, ее определяющие // Водные ресурсы. – 2013. – Т 40, № 5. – С. 468-476.

5. Жукова Т.В. Роль дрейссены (*Dreissena polymorpha* Pallas) в функционировании Нарочанских озер // Дрейссениды: эволюция, систематика, экология : Мат. II-ой Междунар. школы-конф. – Борок, 2013. – С. 55-59.

6. Жукова Т.В., Остапеня А.П. Оценка эффективности природоохранных мероприятий на водосборе Нарочанских озер // Природные ресурсы. – 2000. – № 3. – С. 68-73.

7. Жукова Т.В., Остапеня А.П. Влияние на экосистему Нарочанских озер вселенца – моллюска-фильтратора *Dreissena polymorpha* Pallas // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды : Мат. II Междунар. науч. конф. – Минск, 2003. – С. 438-441.

8. Жукова Т.В., Остапеня А.П., Никитина Л.В. Особенности трансформации взвеси, осажденной *Dreissena polymorpha* // Стратегия развития аквакультуры в условиях XXI века : Мат. науч.-практ. конф. – Минск, 2004. – С 180-183.

9. Остапеня А.П. Деэвтрофирование или бентификация? // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды : Матер. III Междунар. науч. конф. – Минск: Издательский центр БГУ, 2007. – С. 31-32.

10. Остапеня А.П., Жукова Т.В., Михеева Т.М. и др. Бентификация озерной экосистемы: причины, механизмы, возможные последствия, перспективы исследований // Труды БГУ, 2012. – Т 7, ч. 1. – С. 135-148.

11. Экологическая система Нарочанских озер. – Минск: Из-во Университетское, 1985. – 302 с.

THE NUTRIENTS REGIME AS AN INDICATOR FOR EARLY ESTIMATION OF ANTHROPOGENIC CHANGES IN LAKE ECOSYSTEM

T.V. Zhukova

Belarusian State University, Minsk, Belarus, tvzhukova@tut.by

Long-term observations on the nutrients regime of ecosystems (1977-2016) allowed analyzing main stages in modern evolution of Naroch lakes (Belarus). It was shown that changes in hydrochemical regime as well as in hydrobiological parameters indicate the early stages of anthropogenic influence on lake ecosystem.

Keywords: lake ecosystem, anthropogenic influence, modern evolution.

УДК 574.526, 587,323(282.471.45)

ПЛАНКТОННЫЕ И ДОННЫЕ СООБЩЕСТВА КАК БИОИНДИКАТОРЫ СОЛЕННЫХ РЕК БАСЕЙНА ГИПЕРГАЛИННОГО ОЗ. ЭЛЬТОН

Т.Д. Зинченко, О.Г. Горохова

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти, Россия, zinchenko.tdz@yandex.ru

Приводятся межгодовые результаты таксономических и структурных изменений планктонных и донных сообществ 7 соленых рек бассейна гипергалинного оз.Эльтон. Установлены биоиндикаторные таксоцены рек в условиях высокого градиента минерализации. Структурные, временные и пространственные вариабельности ассоциированы с факторами среды обитания. Таксономический состав и биоразнообразие тесно коррелируют с минерализацией воды в диапазоне от 4 до 41 г/л, а комплекс гидролого-гидрофизических факторов (глубина, зарастаемость, температура воды, pH и др.) контролируют распределение и численность видов.

Ключевые слова: соленые реки, оз. Эльтон, таксоцены, индикаторы, видовое разнообразие.

Гипергалинное самосадочное озеро Эльтон и семь питающие его рек с естественно высоким уровнем минерализации – уникальный компонент экосистем территории Прикаспийской низменности. Изучение планктонных и донных сообществ соленых водотоков является частью исследований, направленных на оценку биоразнообразия и выявление особенностей структурно-функциональной организации сообществ гидробионтов в реках, имеющих значительный градиент солености [1, 4].

Многолетние изменения структурных характеристик донных и планктонных сообществ в соленых реках аридного региона Приэльтонья вызваны значительной вариабельностью условий существования ценозов, обуславливающие появление трудно объяснимых флуктуационных пиков численности эвригалинных и галофильных видов при различных сценариях климатических, гидролого-гидрохимических и биотических факторов. Состав и структура таксоценозов специфичны, имеют динамичные пространственно-временные изменения, что определяется действием флуктуационного гидролого-гидрохимического режима гидроэкосистемы. Экологические комплексы ценозов выделены в зависимости от их адаптации к экстремальным условиям обитания. Развитие водорослей происходит в условиях резких колебания солёности, в периоды обводнения и обсыхания, условиях высокой инсоляции, стабильно высоких температурах воды и воздуха. Структура альгоценозов и донных сообществ соленых рек характеризуется развитием галотолерантных, галофильных, галообных видов, способных к осморегуляции. В составе альгофлоры около 15 % видов (в основном Суанопрокарюта) относятся к факультативным термофилам, развивающимся, например, в термальных источниках. Из преобладающих в фитобентосе соленых рек это – *Oscillatoria limosa* Ag. ex Gom., *Phormidium acuminatum* (Gom.) Anagn. & Kom. и др. Для некоторых планктонных видов, доминирующих в устьевых участках характерны покоящиеся стадии: формирование цист (виды рода *Dunaliella*) и спор (*Chaetoceros muelleri* Lemm.).

Специфичность планктонных и донных сообществ соленых рек заключается в сезонной, годовой и пространственной изменчивости таксономического разнообразия и количественной структуры (2006-2015 гг.). Установлено более 130 видов водорослей из 7 систематических отделов. Видовой состав и таксономическая структура альгоценозов характеризуется преобладанием Bacillariophyta и Суанопрокарюта. Состав доминирующих видов в реках разнообразен и динамичен. Из Bacillariophyta массового развития достигают: *Chaetoceros muelleri* Lemm., *Cyclotella atomus* Hust., *Thalassiosira weissflogii* (Grun.) G. Fryxell & Hasle, *Nitzschia closterium*, *N. frustulum* (Kütz.) Grun., *Fragilaria fasciculata* (Ag.) Lange-Bert., *Amphora coffeaeformis*, *Navicula menisculus* Schum et var., *N. phyllepta* Kütz., *N. salinarum*

Grun., *N. pygmaea* Kütz., *Achnanthes brevipes* Ag. Из Цианопрокaryota, формирующих ценоз циано-бактериальных матов, обильны *Oscillatoria brevis* Kütz. ex Gom., *O. limosa* Ag. ex Gom., *O. tenuis* Ag. ex Gom. et var., *Geitlerinema amphibium* (C. Ag. ex Gom.) Anagn. и др. На отдельных участках рек развита *Enteromorpha intestinalis* (L.) Nees. (Chlorophyta). Характерная пространственно-временная изменчивость и ярко выраженные межгодовые структурные и функциональные особенности сообществ гиперэвтрофных водоемов отмечены также для гиперсоленых водоемов [2,3].

Отрицательная корреляционная связь с минерализацией воды выявлена для удельного видового богатства: слабая в мезогалинных и значимая ($r = 0,56$, $p < 0,05$) – в полигалинных реках. При резком увеличении солености (более 200 г/л) вклад, например, *Dunaliella salina*, в суммарную численность/биомассу достигает 81-99 %. В реках зарегистрировано доминирование представителей Chlorophyta, относящихся к пикопланктонной фракции с размерами клеток 1,4-2,3 мкм.

Характерно, что при сравнительно малом общем числе видов бентоса (91 вид и таксон) в реках с высоким градиентом минерализации (от 4 до >40 г/л) регистрируется неустойчивая сезонная и многолетняя динамика структуры донных сообществ. Выявлена высокая концентрация доминирования личинок видов двукрылых (Chironomidae, Ceratopogonidae) в зонах смешения гипергалинных вод озера Эльтон и речных вод мезогалинных и полигалинных рек. Преобладают в разные годы хирономиды *Cricotopus salinophilus* Zinchenko, Makarchenko et Makarchenko, 2009, *Chironomus salinarius* Kieffer 1915, *Chironomus aprilinus* Meigen, 1838, *Tanytarsus kharaensis* Zorina et Zinchenko, 2009, *Microchironomus deribae* (Freeman, 1957), *Glyptotendipes salinus* Michailova, 1987 (Diptera: Chironomidae), цератопогониды *Culicoides (Monoculicoides) riethi* Kieffer, 1914, *Palpomyia schmidtii* Goetghebuer, 1934 (Diptera: Ceratopogonidae) и олигохеты *Paranais simplex* Hrabce, 1936 (Oligochaeta), *Ephydra* sp. (Ephydridae), в том числе и выявленные, новые для науки. Уникальность высокоминерализованных рек аридной зоны Приэльтона проявляется в специфических особенностях таксономического разнообразия донных сообществ, где определяющую роль играют биотопические особенности участков рек и динамичность воздействия абиотических факторов. Они определяют пространственную и многолетнюю динамику сообществ. В разные годы выделяются таксоценозы, характеризующиеся максимальным обилием и видовым разнообразием с наличием специфических видов олигохет, хирономид и цератопогонид. Высокоэвтрофные соленые реки, имеющие значительный градиент минерализации, следует рассматривать как специфическую адаптивную зону, которую населяют планктонные и донные сообщества в соответствии с осморегуляторными возможностями составляющих их видов. Разнообразие биотических особенностей и специфика трофических адаптаций (высокая продукция массовых галофильных видов, короткий жизненный цикл, селективная бактерио- и фитофагия доминирующих видов, выявленная с помощью биохимических маркеров [4], обеспечивают гидробионтам разных таксоценов обитание в экстремальных условиях.

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 13-04-00740, № 15-34-51088; № 17-04-00135.

1. Горохова О.Г., Зинченко Т.Д. Особенности альгоценозов солёных рек юга России // Вода: химия и экология. – 2016, № 11. – С. 58-65.

2. Лазарева В.И., Гусаков В.А., Зинченко Т.Д., Головатюк Л.В. Зоопланктон солёных рек аридной зоны юга России (бассейн оз. Эльтон) // Зоологический журнал. – 2013. – Т. 92, № 8. – С. 882-892.

3. Шадрин Н.В. Альтернативные устойчивые состояния озерных экосистем и критические солёности: есть ли жесткая связь? / Труды ЗИН РАН. – 2013. – Приложение. – Т. 317, № 3. – С. 214-221.

4. Zinchenko T.D., Gladyshev M.I., Makhutova O.N., Sushchik N.N., Kalachova G.S., Golovyatyuk L.V. Saline rivers provide arid landscapes with a considerable amount of biochemically valuable production of chironomid (Diptera) larvae // Hydrobiologia. – 2014. – Vol. 722. – P. 115-128.

PLANKTON AND BOTTOM COMMUNITIES AS BIOINDICATORS OF SALINE RIVERS OF THE HYPERHALINE LAKE ELTON BASIN

T.D. Zinchenko, O.G. Gorohova

Institute of Ecology of the Volga Basin of the RAS, Togliatti,

o.gorokhova@yandex.ru; zinchenko.tdz@yandex.ru

Interannual results of taxonomic, structural and quantitative changes of plankton and bottom communities of saline rivers of the arid region of the South of Russia are presented. We established bioindicator taxonomies of rivers under high mineralization gradient conditions. Plankton and bottom communities of saline rivers have structural, temporal and spatial variability associated with habitat factors. The taxonomic composition and biodiversity closely correlate with the mineralization of water in the range from 4 to 41 g/l, and the complex of hydrologic-hydrophysical factors (depth, overgrowth, water temperature, pH, etc.) control the distribution and abundance of species.

Keywords: saline rivers, Lake Elton, taxocenoses, indicators, species diversity, abiotic factors.

УДК 576.895.122

МНОГОЛЕТНИЙ МОНИТОРИНГ ТРЕМАТОДНОЙ ИНВАЗИИ МОЛЛЮСКОВ *BITHYNIA TENTACULATA*

Н.П. Исакова, Г.Л. Атаев

Российский государственный педагогический университет им. А.И. Герцена,

г. Санкт-Петербург, i_np@mail.ru, ataev@herzen.spb.ru

На протяжении 2005-16 годов в пруду на территории Санкт-Петербурга изучалась трематодная инвазия моллюсков *Bithynia tentaculata*. Показана стабильность паразитофауны битиний и сходный характер их сезонной динамики в разные годы. Также не выявлено влияния пола моллюсков на зараженность, но отмечен рост экстенсивности инвазии с их возрастом. Подтверждено значение моллюсков в депонировании жизненных циклов трематод в умеренных широтах.

Ключевые слова: моллюски, Bithynia tentaculata, мониторинг, зараженность, Trematoda.

В течение 1991–96 годов на территории лесопарка Сосновка Санкт-Петербурга (60°03' СШ, 30°34' ВД) проводился мониторинг трематодной инвазии моллюсков *Bithynia tentaculata* [1, 2]. Основными его результатами стали сведения о стабильности паразитофауны битиний – её состав оказался неизменным на протяжении всего срока наблюдения. В этот период авторы регулярно регистрировали 7 видов трематод: *Sphaeridiotrema globulus*, *Psilotrema tuberculata*, *Notocotylus imbricatus*, *Metorchis intermedius*, *Pleurogenoides medians*, *Plagiorchis sp.*, *Holostephanus volgensis*.

В 2005 году мониторинг зараженности был возобновлен. Моллюсков собирали с разной периодичностью в 2005–09, 2011 и 2015–16 годах на одном участке (площадь 30 м², глубина 0,3-1,0 м). При этом регистрировали температуру воды и отмечали общее состояние водоёма. Зараженность улиток определяли по эмиссии церкарий, а затем уточняли в процессе вскрытия. Кроме того для каждой особи регистрировали пол и размер.

В 2005-2007 годах были подтверждены данные предыдущего мониторинга. Состояние водоема, его флора и фауна в этот период соответствовали уровню 1991–1996 годов [2]. Начиная с 2008 года, наблюдалось постепенное повышение трофности водоёма, его заболачивание. Очевидно, эти процессы привели в 2011 году к резкому уменьшению численности моллюсков. В этот период популяция битиний была представлена в основном особями старших возрастов. В дальнейшем ухудшение состояния пруда продолжилось, и в 2015 году произошла практически полная гибель в нем флоры и фауны.

В 2016 году состояние водоема нормализовалось. Однако при этом коренным образом изменилась малакофауна: ее основу составили ранее не встречавшиеся в водоеме виды *Gyraulus stroemi* и *Valvata ambigua*. В то же время *Bithynia tentaculata* теперь были представлены единичными экземплярами.

В 2005–2011 гг. в битиниях регулярно отмечали партенит 6 видов трематод: *Sphaeridiotrema globulus*, *Psilotrema tuberculata*, *Notocotylus imbricatus*, *Plagiorchis sp.*, *Pleurogenoides medians*, *Holostephanus volgensis*. Наиболее часто встречались редии *Psilotrema tuberculata*. Вклад остальных видов в общую зараженность существенно варьировал. *Metorchis intermedius* обнаруживался в пробах эпизодически. В течение указанного периода ежемесячная выборка составляла около 100 моллюсков.

В 2015 году уже не удавалось одновременно собирать более 30 улиток, а в 2016 году пробы составляли лишь единичные особи. Тем не менее, в 2015–16 годах паразитофауна битиний была представлена четырьмя ранее знакомыми видами: *Psilotrema tuberculata*, *Sphaeridiotrema globulus*, *Notocotylus imbricatus* и *Pleurogenoides medians*.

В процессе исследования подтвердились данные мониторинга 1990-х годов [1] об отсутствии корреляции между полом моллюска и его зараженностью, а также об увеличении экстенсивности инвазии улиток с возрастом.

В 2005–2009 гг. среднегодовой уровень зараженности битиний трематодами держался примерно на одном уровне – от 17 до 45 %. Максимальная экстенсивность инвазии (85 %) зарегистрирована в 2011 году, что объясняется преобладанием среди моллюсков особей старших возрастов.

Максимальные значения экстенсивности инвазии были отмечены в августе–сентябре. В октябре наблюдалось незначительное уменьшение зараженности. В течение зимнего периода (ноябрь–март) она сохранялась на одном уровне. Резкое снижение экстенсивности инвазии происходило уже в мае.

Следовательно, в ходе наблюдений за зараженностью битиний в пруду Сосновки в 2005–16 годах подтвердился вывод предыдущего мониторинга (1991–96 года) о стабильности паразитофауны битиний. Более того, она сохранялась в условиях почти полной гибели популяции моллюсков-хозяев. При этом в разные годы отмечалась сходная сезонная динамика трематодной инвазии. Многолетняя стабильность инвазии *Bithynia tentaculata* представляется ещё более впечатляющей на фоне их потенциальной возможности выступать в качестве промежуточного хозяина для 40 видов трематод, среди которых в Северо-Западном регионе России отмечены 22 вида. Полученные данные подтверждают предположение о депонирующей роли моллюсков в реализации жизненных циклов трематод в условиях умеренных широт [3].

1. Атаев Г. Л., Козминский Е. В., Добровольский А. А. Динамика зараженности *Bithynia tentaculata* (Gastropoda: Prosobranchia) трематодами. // Паразитология. – 2002. – Т. 36 (3). – С. 203–218.
2. Козминский Е.В. Популяционный анализ сообщества *Bithynia tentaculata* (Gastropoda, Prosobranchia) – партениты трематод. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – СПб., 1999. – 20 с.
3. Ataev G.L., Kozminsky E.V., Dodrovolskij A.A. The significance of molluscs in conservation of trematode life cycles // Bull. Scand. Soc. Parasitol. SPb. – 2000. – Vol. 10 (2). – P. 96.

YEAR-LONG MONITORING OF INFECTION OF SNAILS *BITHYNIA TENTACULATA* WITH TREMATODES

N. P. Isakova, G. L. Ataev

Herzen State Pedagogical University, Saint-Petersburg, i_np@mail.ru, ataev@herzen.spb.ru

The trematode invasion of gastropods *Bithynia tentaculata* (L.) in the pond of Saint-Petersburg at 2005–16 years was studied. The stability of parasite fauna of molluscs and the same character of season dynamics in different years were shown. The effect of sex of molluscs to infection of them was not found, but the dependence of invasion on molluscs' age was marked. The role of molluscs in conservation of trematodes life-cycles was confirmed.

Keywords: monitoring, molluscs, Bithynia tentaculata, infection dynamics, Trematoda.

УДК 550.47:556.555(282.247.211)

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ДОННЫХ СООБЩЕСТВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

Н.М. Калинкина, Н.А. Белкина, А.И. Сидорова

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, cerioda@mail.ru

Рассмотрены процессы трансформации глубоководных донных сообществ Онежского озера за последние 20 лет в связи с динамикой антропогенного фактора, геохимическими особенностями донных отложений и процессами биоинвазий. Представлены результаты биотестирования илов и рассмотрены причины их токсичности в различных районах озера. На основе анализа данных по химическому составу седиментов, биотестирования и биоиндикации выполнено картирование дна Онежского озера. Разработаны предложения для мониторинга с учетом изменчивости донных сообществ.

Ключевые слова: Онежское озеро, седименты, химический состав, бентос, биотестирование.

Для оценки влияния природных и антропогенных факторов на донные сообщества Онежского озера нами был использован принцип триады [18]. Согласно этому подходу, для полноты оценки ситуации на дне водоема необходимо привлечь три метода: изучить физико-химический состав донных отложений; провести гидробиологические исследования по оценке состояния организмов бентоса; выполнить биотестирование седиментов с использованием водных организмов.

Экосистема Онежского озера характеризуется выраженной лимнической гетерогенностью, которая обусловлена высокой изрезанностью береговой линии (наличием глубоко вдающихся в сушу северо-западных заливов), сложной морфометрией котловины, неравномерной приточностью, концентрацией антропогенной нагрузки в северных районах озера, что определяет высокую мозаичность химического состава донных отложений Онежского озера [14]. Различия седиментационных режимов разных районов озера имеют важнейшее значение для понимания закономерностей распределения макрозообентоса на дне озера. Химический состав донных отложений в заливах и глубоких центральных районах озера заметно различается. Скорости осадконакопления в заливах на порядок выше, чем в открытой части озера. В Кондопожскую и Петрозаводскую губы поступает большое количество аллохтонного органического вещества (антропогенного и природного происхождения). Влияние антропогенного фактора особенно сильно проявляется в Кондопожской губе, большая часть донных осадков которой загрязнена стойкими трудноминерализуемыми органическими остатками сточных вод ЦБК, действующего с 1939 года. Максимальные концентрации органического вещества характерны для донных отложений кутковых участков Кондопожской губы. Для донных отложений центральных районов озера, где формируются минеральные осадки, характерен процесс рудообразования: донные отложения представлены бурыми и коричневыми глинистыми илами с песком, рудными корками [8, 10, 15]. Формирование геохимических аномалий микроэлементов в донных отложениях, связанных с субаквальной разгрузкой подземных вод в Уницкой губе и Большом Онего, отмечалось в работах Г.С. Бородулиной и Н.А. Белкиной [5, 9, 17]. Необходимо также отметить, что до начала двухтысячных годов в донных отложениях Онежского озера повсеместно отмечался устойчивый рост концентраций органических веществ, азота, фосфора, железа и марганца, а в последнее десятилетие наметилась тенденция снижения концентрации органического вещества и биогенных элементов [1-7].

По результатам гидробиологических исследований, нами выделено на дне озера три зоны, в пределах которых структура и количество бентоса кардинально различаются. Эти три зоны хорошо согласуются с показателями физико-химического состава донных отложений. Первая зона характеризуется разорванным ареалом и приурочена к местам интенсивного антропогенного воздействия (Кондопожская, Петрозаводская губы, Повенецкий залив), а именно, к вершинным участкам северо-западных заливов. В этих районах, где илы обогащены органическим веществом и на дне отмечается восстановительные условия среды (особенно в Кондопожской губе), наблюдается

преимущественное развитие олигохет. Здесь расположена, так называемая, «мертвая зона», где бентос отсутствует. Этот район находится в вершинной части Кондопожской губы, вблизи выпуска сточных вод целлюлозно-бумажного комбината. Средняя величина амфиподно-олигохетного индекса (соотношение численности амфипод и олигохет) составляет 0,28 (при расчете не учитывали данные по станциям, где амфиподы отсутствовали). Это свидетельствует о резком преобладании в первой зоне более резистентных форм – олигохет. По результатам исследований 2014-2015 гг., в районах интенсивного антропогенного воздействия были отмечены устойчивые эвритопные виды из малощетинковых червей: *Tubifex tubifex* (13,5 % встречаемости), *Limnodrilus hoffmeisteri* (11,5 % встречаемости), *Spirosperma ferox* (11,5 % встречаемости); из личинок хирономид *Procladius sp.* (13,5 % встречаемости) и *Chironomus sp.* (9,6 % встречаемости).

Открытые участки Петрозаводской и Кондопожской губ (сопредельные с центральными глубоководными районами) отнесены ко второй зоне. Здесь наблюдается постоянное двукратное превышение численности амфипод по сравнению с показателями развития малощетинковых червей. Средняя величина амфиподно-олигохетного индекса в этой зоне составляет 2,1. Частота встречаемости реликтовых рачков *Monoporeia affinis* в пробах во второй зоне достигала 34,6 %.

Третья зона приурочена к центральной глубоководной части озера, где наблюдается лимитирование развития макрозообентоса в условиях геохимических аномалий. Показатели развития всех групп бентоса в глубоководных участках в центре озера наименьшие, средняя величина амфиподно-олигохетного индекса равна 1,2. Здесь наиболее часто встречаются из малощетинковых червей – вид *Lamprodrilus isoporus* (отмечен в 32,7% проб), из личинок хирономид – вид *Trissocladius parataticus* (19,2% проб). Амфипода *Monoporeia affinis* была встречена в 32,7 % проб.

При биотестировании донных отложений Онежского озера оценивали токсичность водных вытяжек, полученных из образцов илов. В качестве тест-объекта использовали ветвистоусого рачка *Ceriodaphnia affinis* [11]. Наибольшее количество станций, на которых были обнаружены токсичные илы, располагались в вершинных участках Петрозаводской и Кондопожской губ (зона 1). Для токсичных водных вытяжек илов, отобранных в вершинных районах этих заливов, были характерны высокие концентрации сульфатов (45,5-111,5 мг/л) и низкие значения pH (5,46-5,65). Такие показатели чаще всего отражают поступление на дно большого количества органического вещества и процессы его трансформации, которые определяют восстановительные условия на дне, что действительно происходит в Кондопожской губе. Токсичные свойства илов в этом заливе определяют и лигносульфонаты натрия (основные компоненты варки древесины), обнаруженные здесь в составе донных отложений больших количествах [19]. Источник сульфатов в минеральных осадках Петрозаводской губы остается неизвестным.

В открытых участках северо-западных заливов, где отмечается интенсивное развитие амфипод (зона 2), илы не проявляли токсичности. Содержание сульфатов в водных вытяжках из илов варьировало в пределах 14,9-52,3 мг/л, величины pH – 5,72-7,09.

Особый интерес представляют пробы донных отложений, обнаруженные в центральном глубоководном районе озера (зона 3). Среди отобранных образцов илов около 20% из них проявили высокую токсичность. При этом содержание сульфатов в водных вытяжках из этих илов было невысоким (6,5-8,6 мг/л), а величины pH – близкие к нейтральным (7,02-7,35). Токсические свойства вытяжки из илов, отобранных в глубоководных районах озера, по-видимому, определяют, содержащиеся здесь в повышенных количествах микроэлементы. Определение концентраций микроэлементов в вытяжках остается задачей дальнейших исследований. Можно предположить, что именно микроэлементный состав выступает фактором, лимитирующим развитие макрозообентоса в глубоководной части озера.

Результаты исследований свидетельствуют о трудности интерпретации данных по состоянию макрозообентоса на дне Онежского озера. Это связано с тем, что негативное

действие на бентос оказывают не только антропогенные, но и природные факторы – трансформация на дне органических (гуминовых) веществ, восстановительные условия, повышенные концентрации металлов [13]. На этом фоне выделить влияние антропогенного фактора достаточно сложно. В последние 15 лет отмечается резкое снижение показателей численности и биомассы глубоководного бентоса в разных районах озера [12]. Интерпретировать эти данные только как реакцию бентоса на снижение антропогенной нагрузки на водоем (как признак реолиготрофизации Онежского озера), по-видимому, нельзя. Уменьшение количества бентоса на дне, возможно, отражает влияние более масштабных факторов (климатические изменения, биоинвазии), чем точечные источники загрязнения на берегу озера. Значительное увеличение концентрации железа и марганца в поверхностных слоях илов в последние годы также может быть угнетающим фактором для бентоса.

Другим мощным фактором, коренным образом изменившим в последние 20 лет экосистему Онежского озера, является вселение чужеродного вида – байкальской амфиподы *Gmelinoidea fasciatus* [16]. Этот всеядный вид доминирует в литоральных донных сообществах и является своего рода «фильтром», улавливающим значительную часть органического вещества, поступающего со склоновым стоком в озеро. В результате может уменьшиться кормовая база глубоководного бентоса.

В целом, проведенные исследования позволили рассмотреть биогеохимические закономерности распределения глубоководного бентоса на дне Онежского озера. Комбинированные эффекты действия природных и антропогенных факторов привели к формированию зон, в пределах которых показатели развития и структуры сообществ бентоса достоверно различаются. Данные по физико-химическому составу донных отложений и результаты биотестирования позволили объяснить причины различий в структуре бентоса в разных районах озера.

1. Белкина Н.А. Роль донных отложений в процессах трансформации органического вещества и биогенных элементов в озерных экосистемах // Труды КарНЦ РАН. – 2011. – № 4. – С. 35-42.
2. Белкина Н.А. Окислительно-восстановительное состояние барьерной зоны вода-дно пресных водоемов на примере озер Карелии // Мат. XX Школы морской геологии, 18-22 ноября 2013, г. Москва. – М., 2013. – С. 9-13.
3. Белкина Н.А. Изменение окислительно-восстановительного состояния озерных донных отложений под влиянием антропогенных факторов (на примере Ладожского и Онежского озер) // Общество. Среда. Развитие. – 2014. – № 3. – С. 152-158.
4. Белкина Н.А. Фосфор в донных отложениях Онежского озера // Известия РГПУ. – СПб. – 2015. – № 173. – С. 97-109.
5. Белкина Н.А., Бородулина Г.С. Особенности состава природных вод и донных отложений в Уницкой губе Онежского озера // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения: Мат. IV Всерос. науч. конф. – Апатиты. – 2012. – С. 137- 141.
6. Белкина Н.А., Вапиров В.В., Ефременко Н.А., Романова Т.Н. К вопросу о путях естественной миграции меди в Онежское озеро // Принципы экологии. – 2012. – № 1. – С. 23-26.
7. Белкина Н.А., Вапиров В.В., Лукин А.А., Ефременко Н.А., Романова Т.Н., Вапирова Н.В. Медь в экосистеме Онежского озера // Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах: Мат. V Всерос. Симп. – Петрозаводск, 2012. – С. 93-97.
8. Белкина Н.А., Субетто Д.А., Ефременко Н.А., Кулик Н.В. Особенности распределения микроэлементов в поверхностном слое донных отложений Онежского озера // Наука и образование. – 2016. – № 3. – С. 135-139.
9. Бородулина Г.С., Белкина Н.А. Геохимические аномалии на границе вода-дно // Современные проблемы гидрохимии и формирования качества вод : Мат. конф., г. Азов, 2010 г. – Ростов-на-Дону: Изд-во ГУ ГХИ, 2010. – С. 84-87.
10. Васильева Е.П. Донные отложения // Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения. – Л.: Наука, 1990. – С. 147-174.
11. Жмур Н.С. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. – М.: Акварос, 2001. – 52 с.

12. *Калинкина Н.М., Сидорова А.И., Полякова Т.Н., Белкина Н.А., Березина Н.А., Литвинова И.А.* Снижение численности глубоководного макрозообентоса Онежского озера в условиях многофакторного воздействия // Принципы экологии. – 2016. – Т. 5, № 2. – С. 47-68. DOI: [10.15393/j1.art.2016.5182](https://doi.org/10.15393/j1.art.2016.5182).
13. *Калинкина Н.М., Белкина Н.А., Сидорова А.И., Галибина Н.А., Никерова К.М.* Биотестирование донных отложений Онежского озера с учетом их химического состава и показателей состояния глубоководного макрозообентоса // Принципы экологии. – 2017. – Т. 6, № 1. – С. 25–55. DOI: [10.15393/j1.art.2017.6022](https://doi.org/10.15393/j1.art.2017.6022).
14. Онежское озеро. Атлас. – Петрозаводск: Кар. НЦ РАН, 2010. – 151 с.
15. *Семенович Н.И.* Донные отложения Онежского озера. – Л.: Наука, 1973. – 102 с.
16. *Сидорова А.И., Калинкина Н.М.* Инвазия байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* в Онежское озеро. Сезонная динамика популяционных показателей. // LAP Lambert Academic publishing. – 2015. – 80 с.
17. *Borodulina G.S., Belkina N.A.* Study of the geochemical anomalies at the water-sediment boundary in subaqueous groundwater discharge zones in lake Onega // Book of abstract. 32nd congress of the international society of limnology. Budapest. August 4-9, 2013. – P. 191.
18. *Chapman P.M.* The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation // Science of the Total Environment. – 1990. – Vol. 97-98, November. – P. 815-825.
19. *Kalinkina N.M., Sidorova A.I., Galibina N.A., Nikerova K.M.* The toxicity of Lake Onego sediments in connection with the natural and anthropogenic factors influence // Environment. Technology. Resources.: Proc. 10th Int. Scientific and Practical Conf., June 18-20, 2015. – Rezekne: Rezeknes Augstskola, 2015. – Vol. 2. – P. 124-127.

THE BIOGEOCHEMICAL APPROACHES TO ASSESSMENT OF BENTHOS COMMUNITIES STATE IN ONEGO LAKE

N.M. Kalinkina, N.A. Belkina, A.I. Sidorova

Northern Water Problems Institute Karelian RC RAS, Petrozavodsk, cerioda@mail.ru

The processes of the deepwater benthos communities transformation of Onego Lake over the last 20 years are considered in connection with the dynamics of the anthropogenic factor, the geochemical features of the bottom sediments and bioinvasion processes. The sediments bioassay data are presented and the causes of their toxicity in various areas of the lake are considered. The data on the sediments chemical composition, bioassay and bioindication were summarized and the map of Onego Lake bottom was worked. Proposals for monitoring taking into account the variability of benthic communities have been developed.

Keywords: Onego Lake, sediments, chemical composition, benthos, bioassay.

УДК 574.583:579.68

ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВДХР. СЕСТРОРЕЦКИЙ РАЗЛИВ ПО САНИТАРНО-МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

Л.Л. Капустина, Г.Г. Митрукова

Институт озераведения РАН, г. Санкт-Петербург, larisa.kapustina@mail.ru

Анализ результатов современных (2015-2016 гг.) и предыдущих (1980-81 гг. и 2002 г.) исследований выявил сходство характера пространственного распределения величин численности санитарно-показательных микроорганизмов по акватории водохранилища в различные временные периоды. Наиболее экологически неблагоприятными были приустьевые участки притоков водохранилища, особенно реки Черной, тогда как экологическое состояние южной части Сестрорецкого Разлива вызывает наименьшие опасения. В 2015-2016 гг. наблюдалось существенное увеличение численности сапрофитной микрофлоры в районе истока водосливного канала и, особенно, в приустьевом участке р. Черной по сравнению с предыдущими исследованиями.

Ключевые слова: сапрофиты, колиформные бактерии, термотолерантные бактерии, возбудители кишечных инфекций.

В 1980-81 гг. судя по величинам общей численности бактериопланктона Сестрорецкий Разлив можно было считать эвтрофным водоемом, а по численности сапрофитов, и по соотношению этих двух показателей – умеренно загрязненным [4]. В 2002 г. было выявлено,

что общая численность бактериопланктона в водохранилище повысилась по сравнению с 1980-81 гг. довольно существенно [1]. Притоки озера характеризовались высокими концентрациями бактериопланктона, особенно р. Черная, что указывало на загрязнение этих рек органическим веществом. На неблагоприятное состояние рек указывала также высокая численность сапрофитных бактерий, которые являются показателем хозяйственно-бытового загрязнения. По данным комплексных исследований Сестрорецкий Разлив в 2002 г. являлся уже гиперэвтрофным водоемом. Повышение уровня трофии, по-видимому, связано как со значительным загрязнением притоков озера по сравнению с 80-ми годами, особенно р. Черной, так и с гидрологическими особенностями 2002 г. (маловодность и высокие температуры воды).

Современные исследования включали комплексные съемки водохранилища в августе и октябре 2015 г., а также в марте (подледный период), мае, августе и октябре 2016 г. Определялись следующие микробиологические показатели: общее микробное число, сапрофиты (ОМЧ), численность общих колиформных бактерий (ОКБ), численность термотолерантных колиформных бактерий (ТКБ) [3], количество колифагов, численность возбудителей кишечных инфекций и наличие жизнеспособных яиц гельминтов [2].

В августе 2015 г. существенных колебаний численности сапрофитных бактерий на акватории водохранилища, не наблюдалось (230-550 КОЕ/мл) за исключением устья р. Черной, где отмечался сплошной рост данных микроорганизмов. Величины численности ОКБ варьировали довольно значительно, от максимальных величин в центральной (3455 КОЕ/100 мл) и южной частях (1364-2182 КОЕ/100 мл) далеких от впадения притоков, до отсутствия этих микроорганизмов в районе устья р. Сестры. В центральном и южном районах, несмотря на высокую численность ОКБ не регистрируется рост ТКБ, индикаторов свежего фекального загрязнения. Но в придонном слое воды вблизи истока водосливного канала и на приустьевом участке р. Черной, где наблюдаются величины численности ОКБ, не выходящие за пределы нормативов, отмечаются величины численности ТКБ (165, 182 КОЕ/100 мл), не удовлетворяющие нормативам, установленным для вод поверхностных водных объектов [2]. Возбудители кишечных инфекций и жизнеспособные яйца гельминтов не были обнаружены ни на одной из станций на акватории Сестрорецкого Разлива. Судя по полученным данным в августе 2015 г. наиболее экологически неблагоприятными по санитарно-микробиологическим параметрам являлись: приустьевой участок р. Черной, и участок акватории вблизи истока водосливного канала.

В октябре величины ОМЧ на основной акватории водохранилища варьировали в интервале 30-126 КОЕ/мл. Относительно повышенные значения этого показателя отмечалось в заливе при впадении р. Сестры (138-244 КОЕ/мл), что, возможно, связано с осенним паводком. Величины численности ОКБ осенью колебались довольно значительно, от максимальных величин в приустьевых участках притоков (560-660 КОЕ/100 мл) до отсутствия этих микроорганизмов на выходе из залива, прилегающего к устью р. Черной. Количество ТКБ на всех исследованных станциях (за исключением приустьевого участка р. Черной) соответствовало нормам, принятым для поверхностных вод. Возбудители кишечных инфекций и жизнеспособные яйца гельминтов в октябре, так же как в августе не были обнаружены ни на одной из станций. Осенью 2015 г., так же как в августе наиболее экологически неблагоприятным по санитарно-микробиологическим параметрам являлся приустьевой участок р. Черной.

В подледный период (март) величины ОМЧ в водохранилище были низкими и варьировали в довольно узких пределах (21- 98 КОЕ/ мл) везде кроме точки вблизи устья р. Черной, где отмечалась максимальная численность этих микроорганизмов, сравнимая с летними величинами (536 КОЕ/ мл). Минимальные величины ОМЧ регистрировались в южной части водоема. Величины численности ОКБ варьировали довольно значительно, от максимальной величины в приустьевом участке р. Черной (3500 КОЕ/100 мл) до отсутствия роста этих микроорганизмов в южной части водохранилища. Существенно превышающие нормы величины численности, как ОКБ, так и ТКБ (1483, 1116 КОЕ/100 мл соответственно)

регистрировались в центральном районе Сестрорецкого Разлива. Так же как летом и осенью 2015 г., в марте 2016 г. возбудители кишечных инфекций и жизнеспособные яйца гельминтов не были обнаружены ни на одной из станций на акватории водохранилища.

В мае 2016 г. величины ОМЧ в водохранилище были низкими, иногда ниже, чем в подледный период (30 – 142 КОЕ/ мл) по всей акватории кроме станции вблизи устья р. Сестры, где отмечалась максимальная численность сапрофитов (414 КОЕ/мл), сравнимая с величинами, полученными в августе 2015 г. Максимальные величины численности ОКБ и ТКБ (10600 и 5100 КОЕ/100 мл соответственно) также отмечалась вблизи устья р. Сестры, тогда как на большей части акватории рост термотолерантных бактерий не регистрировался. Судя по результатам майской съемки, максимальные величины численности, как сапрофитов, так и ОКБ, и ТКБ отмечались вблизи впадения в водоем р. Сестры. Кроме того, на этой станции впервые за весь период исследований были найдены возбудители кишечных инфекций – сальмонеллы гр. *D. Enteritidis*, являющиеся возбудителями гастроэнтеритов (сальмонеллез). Возможно, сальмонеллы могли попасть в водохранилище во время весеннего паводка, предположительно с птицеферм, расположенных на берегу р. Сестры. Жизнеспособные яйца гельминтов, как и во всех предыдущих съемках, ни на одной станции обнаружены не были. Минимальные величины всех санитарно-микробиологических показателей найдены в центральной и южной частях водохранилища.

В августе 2016 г. численность сапрофитов на акватории водохранилища существенно колебалась (20 – 16480 КОЕ/ мл). Максимальные величины, вплоть до сплошного роста были обнаружены вблизи впадения притоков. Численность ОКБ также колебалась довольно значительно, от максимальных величин вблизи устьев рек Сестры и Черной (10000, 909-1033 КОЕ/100 мл соответственно) до минимальных – в центре (49 КОЕ/100 мл) и в южной части (66 КОЕ/100 мл). Максимальная численность ТКБ, так же, как ОКБ и ОМЧ, отмечалась в непосредственной близости от впадения р. Сестры и р. Черной (455-3000 КОЕ/100 мл). Т. е. в августе 2016 г. наблюдалась картина обратная таковой в августе 2015 г., когда максимальные величины численности ОКБ были найдены в центральной и южной частях водохранилища, а минимальные – в заливе, прилегающем к устью р. Сестры. По-видимому, в 2015 г. и в 2016 г. во время отбора проб существовали различные гидрологические ситуации, которые и определяли распределение водных масс в мелководном Сестрорецком Разливе.

В октябре 2016 г., несмотря на относительно низкие температуры воды, абсолютные величины численности ОМЧ практически на всех станциях были выше, чем в августе и наблюдалось другое пространственное распределение этих микроорганизмов. Максимальные величины ОМЧ были найдены в центральной части (2800 КОЕ/ мл), у истока водосливного канала (3776-5408 КОЕ/ мл) и, также как в августе, вблизи впадения р. Сестры (5744 КОЕ/ мл). На большинстве исследованных станций численность ОМЧ в 2016 г. была на 1-2 порядка выше, чем в октябре 2015 г. Минимальная численность сапрофитов, как обычно, отмечалась в южной части водохранилища и, что необычно, в районе впадения р. Черной (220-260 КОЕ/ мл). Можно предположить, что это является следствием несовпадения сроков паводка на реках Сестра и Черная. Так же как для сапрофитов, на большинстве исследованных станций численность ОКБ и ТКБ в 2016 г. была существенно выше, чем в 2015 г., возможно, это является следствием дождливого лета и осени 2016 г., когда с интенсивным терригенным стоком с водосбора притоков в водохранилище привносилось большое количество органического вещества и микроорганизмов. Так, цветность и величины ХПК осенью 2016 г. существенно повысились. В это время наблюдалось достаточно равномерное распределение численности ОКБ по акватории с минимальной величиной в заливе вблизи впадения р. Сестры (291 КОЕ/100 мл). На большинстве станций с наиболее высокой численностью ОКБ, рост ТКБ не регистрировался. Единственным совпадением является приустьевой участок р. Сестры, где были найдены минимальные абсолютные величины численности как ОКБ, так и ТКБ. В октябре 2016 г. в отличие от предыдущих съемок максимальные величины микробиологических параметров регистрировались в центральном, южном районах и у истока водосливного канала, при этом, пространственное

распределение санитарно-показательных микроорганизмов по акватории водохранилища было более равномерным, чем обычно. Возможно, что такое пространственное распределение санитарно-показательных микроорганизмов связано с различными сроками осеннего паводка в разные годы.

Таблица. Величины общего микробного числа в оз. Сестрорецкий разлив в 1980, 2002 и 2015 гг.

Район озера	Август 1980 г.	Май-август 2002 г.	Август 2015 г.
	ОМЧ КОЕ/мл	ОМЧ КОЕ/мл	ОМЧ КОЕ/мл
Центральная часть	354	200 – 2100 (данные касаются всей акватории водохранилища)	405
Вблизи истока водосливного канала	453		1290
Вблизи устья р. Черной	193		Сплошной рост

По результатам всех проведенных съемок водохранилища, наиболее экологически неблагополучным оказался приустьевой участок р. Черной, где наблюдались высокие величины всех микробиологических параметров и, особенно, численности ТКБ, являющихся индикаторами свежего фекального загрязнения. Экологическое состояние приустьевых участков р. Сестры также оставляет желать лучшего. Так, в мае 2016 г. вблизи впадения р. Сестры впервые за весь период исследований были найдены возбудители кишечных инфекций – сальмонеллы группы *D. Enteritidis*, являющиеся возбудителями гастроэнтеритов (сальмонеллез). Они могут долго сохраняться в окружающей среде и поэтому представляют значительную опасность. В отличие от остальных съемок, в августе 2015 г. кроме приустьевого участка р. Черной, экологически неблагополучным по санитарно-микробиологическим параметрам был центральный район водохранилища и участок (придонный горизонт) около истока водосливного канала. Присутствие термотолерантных колиформных бактерий в количествах, превышающих норму непосредственно в воде рек Сестры и Черной в августе-сентябре 2015 г., а также в марте, мае (в приустьевом участке р. Сестры) 2016 г. означает, что это не случайное, разовое попадание в реки фекального загрязнения, а перманентный процесс, свидетельствующий о значительной антропогенной нагрузке на притоки водохранилища. Наиболее экологически благополучным районом была южная часть Сестрорецкого Разлива, наиболее удаленная от впадения притоков. При сравнении полученных нами данных с предшествующими видно, что к августу 2015 г. наблюдается существенное увеличение численности сапрофитной микрофлоры в районе истока водосливного канала и, особенно, в приустьевом участке р. Черной, тогда как в центральной части водохранилища отмечается лишь незначительное превышение значения ОМЧ над таковым в 1980 г. (табл.).

1. Беляков В.П., Драбкова В.Г., Макарецва Е.С., Прыткова М.Я., Распопов И.М., Сергеева Л.В., Трифонова И.С., Чеботарев Е.А. Современное состояние Сестрорецкого Разлива // Водные объекты Санкт-Петербурга. – СПб.: Символ, 2002. – С. 247-266.

2. СанПиН 2.1.5.980-00. Водоотведение населенных мест, санитарная охрана водных объектов. Гигиенические требования к охране поверхностных вод. Санитарные правила и нормы. – 2001. 11 с.

3. МУК 4.2.1018-01. Санитарно микробиологический анализ питьевой воды. – 2001.

4. Сохранение природной экосистемы водоема в урбанизированном ландшафте. – Л.: Наука, 1984. – 144 с.

EVALUATION OF THE MODERN ECOLOGICAL CONDITION SESTRORETSKY RAZLIV WATERBODY BY SANITARY-MICROBIOLOGICAL PARAMETERS

L.L. Kapustina, G.G. Mitrukova

Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, larisa.kapustina@mail.ru

Spatial and temporal distributions of sanitary-indicatory microorganisms over the Sestroretsky Razliv waterbody were found to be rather similar during different periods of investigations (1980-81, 2002, 2015-2016 years). The worst ecological state is detected near the tributaries mouths, especially near the mouth of Chernaya river. The ecological situation within the southern part of Sestroretsky Razliv however, raises no concern. During 2015 - 2016, the substantial increase in numbers of saprophytes was observed within the source of the overflow channel, and especially near the mouth of the Chernaya river, as compared with the previous investigations.

Keywords: saprophytes, coliform bacteria, fecal coliform organisms, pathogens of intestinal infections.

УДК 574.58 (470.21)

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ РЕК БАСЕЙНА БЕЛОГО МОРЯ НА ОСНОВЕ АНАЛИЗА СТРУКТУРЫ ФИТОПЕРИФИТОНА

С.Ф. Комулайн

Институт биологии КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, komsf@mail.ru

Исследование фитоперифитона были выполнены в реках Белого моря и включали анализ таксономического состава, экологии и пространственной динамики. В статье обсуждаются основные принципы изменения структуры и функционирования фитоперифитона. Особое внимание было уделено влиянию урбанизации водосборов.

Ключевые слова: фитоперифитон, таксономия, экология, реки, бассейн Белого моря.

В водосборный бассейн Белого моря входит значительная часть гидрографической сети рек Мурманской, Архангельской областей и Республики Карелия. Общая площадь водосбора бассейна Белого моря составляет более 1100 тыс. км². Соотношение площадей суши и моря для водосбора Белого моря составляет 8,3, что является косвенным показателем влияния речного стока [1]. Однако, как и в большинстве регионов, основное внимание уделяется крупным водным объектам, имеющим хозяйственное значение. Малые реки являются наименее изученными водными объектами, что неправомерно, учитывая их роль в формировании водного баланса. Кроме того, они широко используются как рыбохозяйственные водоемы, как источники водоснабжения и рекреационные зоны. Урбанизация территории, в последние десятилетия привели к увеличению степени антропогенного воздействия на водные экосистемы района. Это вызывает необходимость разработки системы водоохраных и восстановительных мероприятий, на основе экологического мониторинга.

Успешное проведение экологического мониторинга требует выбора организмов и сообществ организмов, типичных для данного типа водоемов и четко реагирующих на происходящие изменения. Для малых рек наиболее корректным и перспективным объектом мониторинга может служить перифитон, и именно его автотрофный компонент – фитоперифитон, который типичен для малых рек Восточной Фенноскандии [5].

Актуальность одновременных гидробиологических исследований в речных системах, отличающихся по гидрологическому и химическому режиму и степени антропогенной нагрузки, связана с тем, что они расширяют наши представления о закономерностях формирования биологического разнообразия, которое рассматривается как один из ключевых вопросов глобальной экологии [11].

Цель данной работы – выявить основные черты структурной организации фитоперифитона и его функционирования в реках урбанизированных территорий, а также определить возможности оценки антропогенной нагрузки на водоемы по изменению структуры альгоценозов обрастаний.

Материалом для настоящей работы послужили результаты исследований, выполненных на реках Поморского, Карельского, Кандалакшского и Терского побережий Белого моря в течение разных лет. Они заметно различаются по гидрологическому режиму, морфометрии русел и водосборов [2, 9, 10]. Многие реки состоят из чередующихся порожистых участков, имеющих незначительную протяженность, и озеровидных расширений или озер. Их

озерность притоков изменяется от 1 до 20 %. Некоторые это настоящие горные реки. Водосборы многих рек отличаются высокой (60-80 %) степенью заболоченности.

Формирование гидрохимического и гидрологического режима исследованных рек определяется, главным образом, сезонной и пространственной динамикой природных факторов. Для них характерна низкая минерализация, слабокислая реакция, и для многих повышенная цветность. Содержание всех биогенов невысокое. Пробы отбирались в период летней межени (июль – начало сентября) в верховье, среднем и нижнем течении [3, 8].

Основу списка во всех реках (>90 %) составляют диатомовые, зеленые и синезеленые водоросли. Видовое богатство альгофлоры перифитона рек в целом, а также отдельных водотоков и их участков определяют диатомовые водоросли. Среди них доминировали и были наиболее постоянными в альгоценозах обрастаний евперифитонные формы родов *Tabellaria*, *Eunotia*, *Fragilaria*, *Gomphonema* – комплекс видов, как правило, определяющий структуру водорослевых обрастаний в реках региона [3, 15].

Достаточно разнообразно представлены в перифитоне сине-зеленые водоросли, максимального обилия среди которых достигают *Capsosira brebissonii*, *Tolypothrix saviczii*, *Stigonema mamillosum* и *Dichothrix gypsophyla* [6]. Видовое богатство зеленых водорослей формируется практически представителями одного семейства – Desmidiaceae. Однако наиболее постоянны среди зеленых водорослей нитчатые эдогониевые, зигнемовые и улотриковые водоросли [14].

Красные водоросли представлены всего 5 видами, из которых *Batrachospermum gelatinosum* постоянно входит в доминирующий комплекс и является одним из самых постоянных видов в перифитоне рек.

Зонально-климатические черты фитоперифитона исследованных рек, проявляются в практически полном отсутствии представителей отделов Euglenophyta и Dinophyta, в более высоком видовом богатстве синезеленых в сравнении с зелеными и носточковых водорослей в сравнении с осцилаториевыми. На северное положение рек указывают также высокие позиции семейств Naviculaceae, Fragilariaceae, Eunotiaceae и Desmidiaceae.

Особенностью структуры фитоперифитона является относительная однородность группировок водорослей в систематическом отношении. Структура фитоперифитона достаточно постоянна и сформирована небольшим количеством типичных реофильных видов. Набор руководящих форм и выявленных комплексов почти идентичен [4].

Однородность альгофлоры, связана с высокой заболоченностью многих водосборов и поступлением кислых, низкопродуктивных вод, которые ограничивает распространение многих видов и заметно нивелирует различия в структуре альгофлоры в исследованных водотоках. Комплекс, включающий *Tabellaria flocculosa* и *Eunotia* spp., является определяющим для альгофлоры этих рек.

Более высокое видовое богатство, видовое разнообразие и количеством доминирующих видов отмечено в реках, характеризующихся значительной разветвленностью речной системы и высокой озерностью водосборов. Озерность водосборов определяет и специфичность альгофлоры благодаря разнообразию планктонных форм, сносимых из проточных озер.

Основу доминирующего комплекса видов в альгоценозах обрастаний составляют облигатные и факультативные реофилы. По отношению к общей минерализации воды большинство обнаруженных таксонов относятся к пресноводным видам, однако зафиксированы и морские формы диатомовых и зеленых водорослей, что обусловлено, вероятно, случайным заносом или отбором проб и в устьевых участках. При обычном для гумифицированных вод преобладании индифферентов довольно многочисленна группа ацидофилов.

Размах колебаний численности и биомассы водорослей в конце биологического лета (июль—август) достигал нескольких порядков. Интенсивность фотосинтеза водорослей перифитона изменялась от 1,7 мг до 8,2 г С/м² субстрата в сутки, а P/B– коэффициенты и суточные ассимиляционные числа – в пределах 0,03–1,70 и 0,6–78,8 соответственно. Однако

в целом во всех исследованных реках в конце биологического лета отмечены достаточно близкие средние значения биомассы и других характеристик, описывающих функционирование фитоперифитона. Это указывает на наличие в реках сходных условий для формирования и развития фитоперифитона, хотя отмечена тенденция снижения максимальных значений биомассы в реках с высокой цветностью воды.

На урбанизированных территориях наблюдается многофакторное воздействие на экосистемы малых рек, связанное с промышленным и бытовым водопользованием, химическим и тепловым загрязнением, изменением водного режима.

Увеличением антропогенной нагрузки вызывает изменение в таксономической структуре перифитона. На урбанизированных участках, особенно в начальный период, увеличивается как видовое богатство, так и разнообразие альгоценозов. Характерным является замена комплекса *Tabellaria–Eunotia* на комплекс, в котором доминируют виды родов *Diatoma*, *Gomphonema* и *Nitzschia*. Причем более заметные изменения в структуре перифитона происходят в годы с низким уровнем воды [12].

Диагностическим признаком антропогенноизмененных сообществ является изменение эколого-географических спектров. Отмечено увеличение обилия и разнообразия донных, алкалофильных и галофильных видов. Увеличение обилия последних особенно заметно в альгоценозах обрастаний р. Кенти. Освоение Костомукшского железорудного месторождения привело к поступлению в воды озерно-речной системы Кенти-Конто сточков с высоким содержанием минеральных компонентов, что характеризует новый вид антропогенной нагрузки на водотоки Карелии [18]. В формировании структуры перифитона на участках поступления сбросовых вод, большую роль играют мезогалобии (*Fragilaria dilatata* и *Rhopalodia gibba*) и галофилы, предпочитающие воды с повышенной минерализацией.

Анализ сапробиологической структуры фитоперифитона показал, что наиболее высокие индексы сапробности отмечены в небольших притоках, расположенных в населенных пунктах. Однако на большинстве исследованных участков структуру фитоперифитона определяют χ - и χ -о-сапробы. Поэтому неудивительно, что значения индекса Пантле-Букк и трофического диатомового индекса (TDI), ниже значений, характерных для загрязненных рек Европейского Севера России [13].

С увеличением антропогенной нагрузки связано и изменение в размерной структуре водорослей, слагающих группировки перифитона. В отличие от фитопланктона, для которого в сходных условиях характерно увеличение доли мелких форм, в альгоценозах обрастаний одновременно с увеличением численности мелкоклеточных видов, представленных, главным образом, планктонными и донными формами, наблюдается увеличение крупноклеточных нитчатых водорослей. Локальные вспышки биомассы связаны с увеличением освещенности на территории населенных пунктов в результате удаления прибрежной растительности и доминированием зеленых и сине-зеленых водорослей, которые относятся к видам требовательным к свету. Этому же в определенной мере способствует и захламление русла, которое приводит к образованию «островов», играющих роль рефугиумов. На первом этапе наблюдается активная колонизация новых субстратов. Однако в дальнейшем увеличение объемов ливневых стоков приводит к усилению эрозии берегов, увеличению поступления наносов из дренажных систем, возрастанию мутности и увеличением плотности осаждаемого минерального вещества на поверхности субстрата. В результате в альгоценозах увеличивается обилие и разнообразие донных форм, снижается возможность для формирования «настоящего» перифитона уменьшается его продукция.

Одновременно с изменением стока урбанизация вызывает трансформацию химического состава. Главной причиной объясняющей ухудшение качества воды в водоемах при урбанизации территории считается высокая концентрация в воде фосфатов и нитритов. Однако четкая зависимость между степенью урбанизации и содержанием биогенов не всегда прослеживается. Например, содержание нитратов увеличивается не только в загрязненных, но и в заболоченных водотоках. Кроме того, в большинстве исследованных водотоков в

пределах населенных пунктов в последнее время заметного увеличения концентрации биогенов вообще не наблюдается. За редким исключением в реках урбанизированной территории отмечено лишь увеличение минерализации воды. Разбавляющий эффект городских стоков изменяет естественный уровень величин рН, цветности, перманганатной окисляемости.

Показателем антропогенного воздействия является также увеличение концентрации тяжелых металлов в водорослях [7, 16]. Максимальные значения концентрации тяжелых металлов в зеленых нитчатых водорослях отмечены в реках Белая, Кенти и Летняя. Однако эти значения значительно ниже отмеченных нами ранее для рек Прионежья, и особенно, для водотоков Мурманской области, подвергаемых интенсивному антропогенному воздействию [17].

Увеличение антропогенной нагрузки приводит к изменению классической динамики перифитона от истока к устью. Как правило, при кластерном анализе перифитона в озерно-речных системах объединяются станции, имеющие сходное положение относительно проточных озер, а своеобразие их альгофлоры перифитона определяется разнообразием случайных видов, выносимых из озер. В реках с повышены уровнем антропогенной нагрузки объединяются участки равноудаленные от точки поступления бытовых или промышленных стоков. Пространственная динамика значений видового богатства, разнообразия и обилия зависит от местоположения импактных зон.

Очень часто изменения в структуре фитоперифитона в реках происходят в результате хозяйственной деятельности на выше расположенных озерах. В результате на участках, расположенных ниже озер отмечено увеличение числа видов индикаторов загрязнения. Здесь в перифитоне увеличивается разнообразие и обилие планктонных водорослей родов *Microcystis* и *Oscillatoria*, которые часто вызывают «цветение» в водоемах умеренной зоны. Их численность и биомасса в перифитоне на участках, расположенных ниже проточных превышает 10% от суммарной.

Структура фитоперифитона в исследованных реках, с одной стороны, отражает географическое положение их водосборов, зависит от высокодинамичных условий, характерных для малых рек и уровня антропогенной нагрузки.

При достаточно высоком видовом богатстве, структура доминирующего комплекса достаточно постоянна. Она сформирована небольшим числом видов диатомовых, зеленых и красных водорослей, типичных для холодноводных, олиготрофных водотоков, которые определяют биомассу фитоперифитона в исследованных реках.

Характерной чертой таксономического состава перифитона водоемов с антропогенной нагрузкой является уменьшение обилия и встречаемости оксифильных, χ -сапробных диатомей. Отмечено увеличение количества мезогалобных и галофильных видов. Большую роль в формировании структуры начинают играть донные формы. Следствием антропогенного влияния является увеличение мозаичности. Она становится особенно заметной при переустройстве русла рек и выравнивании речного ложа, усиливающих эрозию берегов и заиление дна.

Полученные результаты являются оригинальными, поскольку ранее на этих реках специальных исследований в данном направлении не проводилось. Они могут быть использованы в качестве эталона при мониторинге малых рек и для дальнейшей ориентации природоохранной и рыбохозяйственной деятельности региона.

Индикационные возможности фитоперифитона достаточно высоки. Структура фитоперифитона и рассчитанные индексы достаточно четко отражает биотопическое разнообразие и трофический статус рек. Данные о структурных характеристиках фитоперифитона и рассчитанных индексах дополняют друг друга, повышая объективность оценки современного состояния рек.

Показано, что при минимизации антропогенной нагрузки и стабилизации гидрологического режима естественная структура альгоценозов быстро восстанавливается.

Это особенно характерно для рек с чередованием порогов и плесов, играющих роль природных очистных сооружений.

Финансовое обеспечение исследований осуществлялось из средств федерального бюджета на выполнение государственных заданий №№ 0221-2014-0005 и 0221-2014-0038.

1. Белое море и его водосбор под влиянием климатических и антропогенных факторов. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. – 334 с.
2. Иванов В.В., Брызгалов В.А. Гидролого-гидрохимический режим водосбора Белого моря // Белое море и его водосбор под влиянием климатических и антропогенных факторов. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. – С. 52-117.
3. Комулайнен С.Ф. Методические рекомендации по изучению фитоперифитона в малых реках. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2003. – 43 с.
4. Комулайнен С.Ф. Фитоперифитон рек Республики Карелия // Ботанический журнал. – 2003. – Т. 89, № 3. – С. 18-35.
5. Комулайнен С.Ф. Экология фитоперифитона малых рек Восточной Финноскандии. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2004. – 182 с.
6. Комулайнен С.Ф. Суапофита/Суапопрокагуота в перифитоне рек Восточной Финноскандии: роль в экосистемах, опыт изучения и проблемы. //Труды Кольского научного центра РАН. Прикладная экология. – 2016. – № 4. – С. 14-23.
7. Комулайнен С.Ф. Морозов А.В. Изменение структуры фитоперифитона в малых реках урбанизированных территорий // Водные ресурсы. – 2007. – Т. 34, № 3. – С. 346-353.
8. Комулайнен С.Ф., Круглова А.Н., Хренников В.В., Широков В.А. Методические рекомендации по изучению гидробиологического режима малых рек. – Петрозаводск: КФАН СССР, 1989. – 41 с.
9. Ресурсы поверхностных вод СССР. Кольский полуостров. – Л.: Гидрометиздат, 1970. – Т. 1. – 315 с.
10. Ресурсы поверхностных вод СССР. Карелия и Северо-запад. – Л.: Гидрометиздат, 1972. – Т. 2. – 525 с.
11. Biodiversity / Ed. by. E.O. Wilson. – Washington, D.C.: National Academy Press, 1988. – 487 p.
12. Komulaynen S. Use of periphyton for monitoring in rivers in Northwest Russia //J. Applied Phicology. – 2002. – Vol. 14, №1. – P. 57-62.
13. Komulaynen S. Experience of us ing phytoperiphyton monitoring in urb an watercourses // Oceanological and Hydrobiological Studies. – 2004. – Vol. 33, № 1. – P. 65-75.
14. Komulaynen S. The green algae as structural element of phytoperiphyton communities in streams of the Northwestern Russia // Biology. – 2008. – Vol. 63, № 6. – P. 859-865.
15. Komulaynen S. Diatoms of Periphyton assemblages of Small Rivers in North-Western Russia // Stud. Trent. Sci. Nat. – 2009. – Vol. 84. – P. 153-160.
16. Komulaynen S., Morozov A. Spatial and t emporal variation of heav y metal levels in phytoperiphyton in small streams of Northwest Russia //Arch. Hydrobiol. – 2007. – Suppl. 161(3-4). – P. 435-442.
17. Komulaynen S., Morozov A. Heavy metal dynamics in the p eriphyton in small rivers of Kola peninsula // Water Resources. – 2010. – Vol. 37, № 6. – P. 874-878.
18. Komulaynen S., Chekryzheva T. Response of algal communities to anthropogenic changes in mineralization // Botanica Lithuanica. – 2013. – Vol. 19, № 1. – P. 57–66.

ASSENG OF ENVIRONMENT CONDITIONS OF RIVERS OF THE WHITE SEA BASIN BY STRUCTURE OF PHYTOPERIPHYTON

S.F. Komulaynen

Institute of Biology Karelian RC RAS, Petrozavodsk, komsf@mail.ru

The study of phy toperiphyton in rivers of the White Sea basin i ncluded the analysis of t heir taxonomy composition, ecology and space distribution such as abundance. The paper is discussed the main principles of the changes in a structure and functioning of phytoperiphyton in rivers. The particular attention is given to the problems of the developing of the effect of basin urbanizations.

Keywords: phytoperiphyton, taxonomy, ecology, rivers, White Sea basin.

УДК 582.26(571.56)

САПРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОРΟΣЛЕЙ РЕКИ ЭБЕЛЯХ И ЕЕ ПРИТОКОВ (БАССЕЙН РЕКИ АНАБАР, СЕВЕРО-ЗАПАДНАЯ ЯКУТИЯ)

Л.И. Копырина

Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН, г. Якутск, l.i.kopyrina@mail.ru

Приведены видовой состав и сапробиологические характеристики водорослей верхних и нижних течений реки Эбелях и ее притоков. Видовое разнообразие водорослей исследованных рек значительно выше в верхних течениях (фоновые), чем в нижних устьевых участках (влияние карьеров). Наиболее богато в видовом и индикаторном отношении представлены диатомовые водоросли. В сапробиологической характеристике средние значения индекса сапробности по Пантле-Букк отмечены в фоновых участках рек и колеблются от олиго- до бетамезосапробионтов, а максимальные в зоне влияния карьерных работ от олиго-альфа- до альфа-бетамезосапробионтов.

Ключевые слова: видовой состав, индекс, сапробность, водоросли, река Эбелях, бассейн, река Анабар, Северо-Запад Якутии.

Река Эбелях является одним из крупных притоков реки Анабар, расположена в горно-лесной зоне, северо-западной части Республики Саха (Якутия), в зоне сплошного распространения многолетнемерзлых пород [8]. Большинство водоемов, входящих в районе деятельности ОАО "Алмазы Анабара" остаются практически не исследованными и в альгологическом, гидробиологическом и экологическом отношении [5].

Цель настоящей работы – изучение видowego состава и сапробиологических характеристик водорослей реки Эбелях и ее притоков.

Материалом для решения поставленных задач послужили 95 альгологических проб, собранные автором, в период открытой воды с 2012-2014 гг. Исследованиями охвачены верхнее (как фоновый) и нижнее течения (влияние карьеров) реки Эбелях и её притоков: Моргогор, Балаганнах, Гусиный, Холомолох. При проведении полевых исследований на всех точках отбора проб измерялась температура воды, определялась прозрачность, цвет, запах и рН. Сбор и обработка материалов проводились по общепринятым в альгологии методам исследований [3, 4, 6, 7]. Идентификация видов водорослей проведены автором в лаборатории флористики, геоботаники и мерзлотного лесоведения ФГБУН ИБПК СО РАН с использованием отечественных и зарубежных определителей и микроскопа Микмед-6. При сапробиологической характеристике использован расчет индекса сапробности Пантле и Букк [1, 2, 9, 10].

Река Эбелях. В верхнем течении (фоновый участок) реки выявлено 35 видов водорослей из 6 отделов: зеленые – 16 видов, диатомовые – 10, синезеленые – 5 видов, желтозеленые – 2 и эвгленовые и золотистые по 1 виду. На этом участке Эбелях найден новый для альгофлоры Якутии вид из диатомовых – *Achnanthes gibberula* var. *interrupta* Poretzky et Anissimova, который в массе был прикреплен на нитях *Oedogonium undulatum* (Bréb.) A. Br. A также в обрастаниях камней и мхов отмечены широко распространенные виды из диатомовых – *Fragilaria berlinensis* (Lemm.) Lange-Bertalot, *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz., *T. flocculosa* (Roth.) Kütz., *Cocconeis placentula* Ehr., *Cymbella cistula* (Hemp.) Grun., *C. lanceolata* (Ehr.) V.H., *C. parva* (W. Sm.) Cl., *Gomphonema acuminatum* Ehr., *G. truncatum* Ehr., *Epithemia adnata* (Kütz.) Bréb., *E. sorex* Kütz., из зеленых – *Bulbochaete mirabilis* Witttr., *Closterium kuetzingii* Bréb., *Cosmarium pseudopyramidatum* Lund., *Desmidium swartzii* Ag. и др.

По сапробиологической оценке средние значения индекса сапробности (S) верхнего течения составили 1,43. Доминантной группой является олигосапробы – 30 %. И это говорит, что воды верхнего течения чистые, свободные от органического загрязнения, относятся к олиго-бетамезосапробной зоне, II классу чистоты воды.

В устье р. Эбелях найдено всего 18 видов, в состав которых вошли: диатомовые – 15 видов, зеленые – 2 и желтозеленые – 1 вид. По сапробиологической оценке преобладали β-мезосапробионты – 22 %, олигосапробионты и α-мезосапробионты по 16 %, α-β-мезосапробионты – 14 %, β-α-мезосапробионты – 10 %. Меньше всего γ-β-мезосапробионты,

о- χ -сапробионты – по 6 %, α - β -мезосапробионты – 4 %, χ -о-сапробионты и χ - β -мезосапробионты – по 2 %.

Средние значения индекса сапробности (S) в устьевой части р. Эбелях составили 2,6, что определяет воды этого участка как загрязненные, относящиеся к альфа-бетамезосапробной зоне, IV классу чистоты воды.

Река Моргогор, правый приток р. Эбелях. В верхнем течении выявлено 39 видов водорослей из 3 отделов, среди которых преобладали диатомовые – 51,3 % и зеленые – 38,5 %, менее синезеленые – 10,2 %. В устье реки обнаружено всего 14 видов водорослей, в состав которых вошли диатомовые – 10 видов, зеленые – 2, синезеленые и желтозеленые по 1 виду. В количественных и качественных пробах присутствовал род *Vaucheria* из желтозеленых, к сожалению без систематических признаков, поэтому определены до рода.

По санитарно-биологической оценке найдено 38 видов-индикаторов (от общего числа видов участка Моргогор), среди которых доминируют β -мезосапробионты – 29 %, о- β олиго-бетамезосапробионты – 21 % и о-олигосапробионты – 15,8 %. Затем следуют о- α олиго-альфамезосапробионты и χ - β ксено-бетасапробионты по 7,9 %, β -о-мезосапробионты – 5,2 %. Менее о- χ олиго-ксеносапробионты, χ -ксеносапробионты, χ -о ксено-олигосапробионты, β - α бета-альфамезосапробионты и α - β альфа-бетамезосапробионты по 2,6 %, соответственно.

Средние значения индекса сапробности (S) реки Моргогор в верхнем течении – 1,6, что определяет воды фонового участка Моргогор как чистые, свободные от органического загрязнения, относятся к олигосапробным зонам, II классу чистоты вод. Ухудшения качества воды происходит в устье реки. Средние значения индекса сапробности (S) – 2,0, что соответствует среднезагрязненным водам и относятся к бетамезосапробной зоне, III классу чистоты воды.

Река Балаганнах, правый приток р. Моргогор. Пробы отобраны выше карьера и в устьевой части реки. В обрастаниях камней и мхов выявлено 51 вид из 4 отделов с доминированием диатомовых – 58,8 % и зеленых – 29,4 %, менее выявлены виды из синезеленых – 9,8 % и желтозеленых – 2 %. В устьевой ее части определено 29 видов с преобладанием диатомовых – 93 %, менее выявлены зеленые – 7 %.

В целом, в альгофлоре реки Балаганнах определено 75 видов водорослей из 4 отделов с преобладанием диатомовых (53 вида; 70,8%), за которым следуют зеленые (16; 21,3%), синезеленые (5; 6,6%) и желтозеленые (1 вид; 1,3%).

По сапробиологической оценке найдено 50 видов-индикаторов (от общего числа видов участка Балаганнах), среди которых доминируют о-олигосапробионты – 21,9 % и β -бетамезосапробионты – 15,6 %, о- α олиго-альфамезосапробионты и о- β олиго-бетамезосапробионты по 12,5 %. Меньше выявлены χ -ксеносапробионты – 7,8 %, β -о бета-олигосапробионты, β - α бета-альфамезосапробионты и χ -о ксено-олигосапробионты по 6,2 %, α - β альфа-бетамезосапробионты и о- χ олиго-ксеносапробионты по 4,7 %, χ - β ксено-бетамезосапробионты – 1,5 %. Средние значения индекса сапробности (S) участка Балаганнах составил 1,6, определяет воды участка Балаганнах как чистые, относятся к бета-олигосапробной зоне, II-III классу чистоты воды.

Река Гусиный, левый приток р. Эбелях. Изучался по реке выше работающего карьера и в устьевой части реки. Альгофлора выше действующего карьера состоит из 31 вида из 4 отделов, среди которых преобладают диатомовые – 16 видов, затем следуют зеленые – 9, синезеленые – 5 и эвгленовые – 1 вид. В пробах часто присутствовали виды из зеленых – *Closterium ehrenbergii* Menegh., *Spirogyra mirabilis* (Hass.) Kütz., диатомовых – *Fragilaria ulna* (Nitzsch) Lange-Bertalot, *Gomphonema parvulum* (Kütz.) Grun. и *Surirella biseriata* Bréb.

В перифитоне устья реки Гусиный выявлено 30 видов из 2 отделов, среди которых доминировали диатомовые – 27 видов, меньше всего выявлено зеленых – 3 вида. На каменистых грунтах встречены виды – *Navicula diluviana* Krasske, *Stauroneis anceps* Ehr., *Amphileura pellucida* Kütz., *Hantzschia amphioxys* (Ehr.) Grun. и др.

В целом, на этом участке выявлено 53 вида водорослей из 4 отделов с доминированием диатомовых – 64 %. Менее показательны зеленые – 24,6 %, синезеленые – 9,6% и эвгленовые – 1,8 %.

По сапробиологической оценке найдено 41 вида-индикатора (от общего числа видов участка Гусиный), среди которых доминируют о-олигосапробионты – 19,5 % и β бетамезосапробионты – 17 %. Затем следуют о-β олиго-бетамезосапробионты и β-α бета-альфамезосапробионты по 12,2 %, χ ксеносапробионты – 9,7 %, χ-о ксено-олиго-сапробионты и о-α олиго-альфамезосапробионты по 7,3 %. Меньше выявлены χ-о ксено-олигосапробионты, χ-β ксено-бетамезосапробионты, α-β альфа-бетамезосапробионты по 4,8 %, и о-олигосапробионты – 2,4 %.

Средние значения индекса сапробности (S) исследованных участков Гусиный составили от 1,7 до 2,5. И это говорит, что воды фонового участка чистые (1,7), свободные от органического загрязнения, относятся к бета-олигосапробным зонам, III классу чистоты вод. Ухудшения качества воды происходит в устье реки Гусиный, где индекс сапробности повышается до 2,5, что соответствует III бета-альфамезосапробной зоне III классу чистоты воды.

Река Холомолух, левый приток р. Эбелях. В верхнем течении реки найдено 51 вид из 6 отделов с преобладанием диатомовых – 70,6 %, меньше найдено зеленых – 11,7 %, золотистых – 9,8 %, синезеленых – 3,9 %, эвгленовых и желтозеленых по 2 %. В обрастаниях обнаружены редкие виды из диатомовых – *Fragilaria alpestris* Krasske, *Neidium bisulcatum* (Lagerst.) Cl., *N. iridis* var. *amphigomphus* (Ehr.) V.H., *Eunotia arcus* var. *bidens* Grun., *E. gracilis* (Ehr.) Rabenh., *E. lunaris* (Ehr.) Grun., *Gomphonema longiceps* var. *montanum* (Schum.) Cl., *Didymosphenia geminata* (Lyngb.) M. Schmidt, встречающиеся в родниках и горных водоемах.

В устье реки определено всего 15 видов, в состав которых вошли: диатомовые – 11 видов, синезеленые – 3 и зеленые – 1 вид.

В целом, на участке Холомолух выявлено 53 вида из 6 отделов. В обрастаниях камней часты виды из диатомовых – *Meridion circulare* (Grev.) Ag. и дна – *Caloneis bacillum* (Grun.) Cl., а также предпочитающие мезотрофно-эвтрофные воды речных долин, характеризующиеся средними и слегка повышенными значениями электропроводности и pH – *Fragilaria pulchella* (Ralfs et Kütz.) Lange-Bertalot, *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm. и *N. vermicularis* (Kütz.) Hantzsch in Rabenh.

По сапробиологической оценке найдено 46 видов-индикаторов (от общего числа видов участка Холомолух), среди которых доминируют о-олигосапробионты – 26 %, о-β олиго-бетамезосапробионты – 17,4 %, β-бетамезосапробионты – 15,3 %, о-α олиго-альфамезосапробионты и χ-ксеносапробионты (обитающие в очень чистых водоемах) по 13 %, β-α бета-альфамезосапробионты – 8,7 %. Менее показательны χ-β ксено-бетамезосапробионты, β-о бетамезо-олигосапробионты и о-χ олиго-ксеносапробионты, доли которых составили по 2,2 %, соответственно. Средние значения индекса сапробности (S) участка Холомолух составил 1,86. И это говорит, что воды участка Холомолух среднезагрязненные, относятся к олиго-альфамезосапробной зоне, III классу чистоты вод.

Таким образом, основываясь на величинах индекса сапробности (S) по Пантле и Букк воды верхних течений рек чистые от органического загрязнения и отнесены к олигосапробным зонам самоочищения. Ухудшения качества воды и уменьшение разнообразия водорослей соответственно происходят ниже карьерных работ по руслу рек до их устья.

Работа выполнена в рамках выполнения государственного задания ИБПК СО РАН на 2017-20120 гг. по теме "Фундаментальные и прикладные аспекты изучения разнообразия растительного мира Северной и Центральной Якутии" (Регистрационный номер: АААА-А17-117020110056-0). Автор выражает благодарность за помощь в проведении полевых исследований сотрудникам отдела экологии ОАО «Алмазы Анабара».

1. *Баринова С.С., Медведева Л.А.* Атлас водорослей-индикаторов сапробности (российский Дальний Восток). – Владивосток: Дальнаука, 1996. – 364 с.
2. *Баринова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В.* Биоразнообразие водорослей – индикаторов окружающей среды. – Тель-Авив, 2006. – 498 с.
3. Водоросли: Справочник. – Киев: Наукова думка, 1989. – 608 с.
4. *Голлербах М.М., Полянский В.И.* Пресноводные водоросли и их изучение. – М.: Сов. наука, 1951. – Вып. 1. – 178 с.
5. *Копырина Л.И.* Структура и видовой состав водорослей техногенных водоемов (бассейн р. Анабар, Северо-Зпадная Якутия) // *Современные проблемы науки и образования.* – 2016. – № 4.. URL: <http://www.science-education.ru/article/view?id=24883> (дата обращения: 05.07.2016).
6. *Прошкина-Лавренко А.И.* Диатомовые водоросли - показатели солености воды // Диатомовый сборник. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1953. – С. 186-205.
7. Руководство по гидробиологическому мониторингу поверхностных экосистем / Под ред. В.А. Абакумова. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.
8. *Чистяков Г.Е.* Водные ресурсы рек Якутии. – М.: Наука, 1964. – С. 255.9.
9. *Pantle R., Buck H.* Die biologische Uberwachung der G ewasser und die Darstellung der Ergebnisse. Gas - und Wasserbach, 1955. – 604 p.
10. *Sladeček V.* System of water quality from the biological point of view. // *Ergebnisse Limnologie.* – 1973. – Н. 7. – P. 1-218.

SAPROBIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF ALGAE OF THE EBELYAKH RIVER AND ITS TRIBUTARIES (THE ANABAR RIVER BASIN, NORTH-WESTERN YAKUTIA)

L.I. Kopyrina

*Institute for Biological Problems of Cryolithozone, Siberian Branch of RAS, Yakutsk,
l.i.kopyrina@mail.ru*

Data on the species composition and saprobiological characteristics of algae of the upper and lower reaches of the Ebelyakh River and its tributaries are given. Algal species diversity of the studied rivers is significantly higher in the upper reaches (background) than in the lower estuarine sites (quarries impact). Diatoms as indicators are represented by greater species diversity. Saprobiological characteristics show that average values of saprobity index by Pantle and Bukka were recorded in the background sections of the rivers, ranging from oligo- to β -mesosaprobionts, and the maximum values from oligo- to α - β - mesosaprobionts in the zone of the quarry mining influence.

Keywords: species composition, algae, index, saprobity, river, Ebelyakh, basin, Anabar, North-West of Ykutia.

УДК 574.525 +574.583 (28):581

ФИТОПЛАНКТОН КАК ПОКАЗАТЕЛЬ УРОВНЯ ТРОФИИ И ЗАКИСЛЕНИЯ ПРЭСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Л.Г. Корнева

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
п. Борок, korneva@ibiw.yaroslavl.ru*

На основании многолетних исследований фитопланктона крупного равнинного мезотрофно-эвтрофного водохранилища и семи слабоминерализованных мелководных лесных озер с разной степенью кислотности показано, как изменяются его различные структурные показатели (биомасса, сезонная периодичность, соотношение таксонов и их функциональных и экологических групп, а также размеры клеток и видовое разнообразие) по мере увеличения трофии и снижения pH воды. Дана оценка сходства и различий этих изменений.

Ключевые слова: фитопланктон, эвтрофирование, ацидификация, водохранилища, озера, биоиндикация.

Эвтрофирование пресных вод сопровождается повышением их биопродуктивности, что тесно связано с увеличением поступления в водоемы основных элементов минерального питания водорослей – фосфора и азота. Этот процесс развивается в основном в водоемах гидрокарбонатно-кальциевого типа. Ацидификация, как процесс прямо противоположный, затрагивает главным образом слабоминерализованные водоемы, к которым относятся

большинство озер гумидной зоны, расположенных на дерново-подзолистых почвах, сильно промытых атмосферными осадками.

Задача данного исследования – сравнить изменение различных структурных показателей фитопланктона при эвтрофировании и ацидификации пресноводных экосистем, что важно представлять при прогнозировании биологических последствий увеличения трофии и закисления поверхностных вод.

Для анализа использованы многолетние данные (1954–2014 гг.) по фитопланктону мезотрофно-эвтрофного Рыбинского водохранилища и семи (Хотавец, Кривое, Дубровское, Змеиное, Мотыкино, Темное, Дорожив) слабоминерализованных лесных озер (1989–1999 гг.), расположенных на территории Государственного Дарвинского заповедника в Вологодской области.

Рыбинское водохранилище, второй по величине водоем в каскаде волжских водохранилищ, имеет площадь 4550 км², среднюю и максимальную глубину 5.6 и 28 м соответственно, коэффициент водообмена 1,4 год⁻¹. По содержанию солей, цветности и pH водоем можно классифицировать как среднеминерализованный, мезогумозный нейтрально-щелочного типа [5]. Водохранилище расположено в плотно заселенном и индустриально развитом регионе Верхней Волги (Северо-Запад России) и подвержено антропогенному эвтрофированию. Озера расположены среди болот на северном побережье Рыбинского водохранилища. Такие глухие лесные бессточные озера, сильно удаленные от крупных промышленных центров, являются своеобразным природным резервуаром атмосферных осадков и естественным индикатором степени антропогенного закисления, возрастающего на фоне увеличения загрязнения природной среды окислами серы и азота – продуктов горнодобывающей и обрабатывающей промышленности. Исследованные озера относятся к разряду мягководных, небольших мелководных водоемов (площадь акватории 0.005–2.000 км², максимальная глубина 1,5–4,0 м). По значениям цветности (126±10–372±20 град. Pt-Co шкалы) озера Хотавец, Кривое и Дубровское – полигумозные, оз. Змеиное – мезогумозное (50–100 град.), озера Мотыкино, Темное и Дорожив – олигогумозные (23±4–39±3 град.). По значениям pH оз. Хотавец – нейтральное (7,00±0,10), а среди закисленных оз. Кривое – олигоацидное (6,40±0,09), озера Дубровское, Змеиное, Мотыкино, Темное, Дорожив – мезоацидные (4,41±0,03–4,73±0,05). Содержание гидрокарбонатного иона было определено только в эвтрофных озерах Хотавец (21,5±2,1 мг/л) и Кривое (33,5±3,8 мг/л) [4]. По содержанию хлорофилла а в воде [9] озера Хотавец и Кривое относили к эвтрофному типу, Дубровское и Змеиное – к мезотрофному, а Мотыкино, Темное и Дорожив – к олиготрофному.

Многолетние исследования фитопланктона Рыбинского водохранилища показали, что после 1977 г. в сезонной периодичности фитопланктона водохранилища летний пик цианобактерий начал превышать весенний максимум диатомовых водорослей. На фоне многолетнего увеличения концентрации хлорофилла в воде [8, 10, 11] суммарная биомасса фитопланктона после достоверного увеличения с 1954 по 1999 гг. в последние десятилетия стала снижаться. В 1954–1999 гг. ее среднее многолетнее значение составляло 1,91±0,13 г/м³, а в 2001–2014 гг. – 1,36±0,23 г/м³. Это связано с уменьшением размерности клеток планктонных водорослей (увеличение г – стратегии), о чем свидетельствует увеличение соотношения их численности и биомассы (x 10⁻³): в 1954–1981 гг. оно составляло 6,84±0,48, а в 2001–2014 гг. – 9,07±0,46 [7]. В ценотической структуре фитопланктона в последние два десятилетия произошли существенные изменения: в биомассе значительно увеличилась доля цианобактерий и снизилась таковая диатомовых. Помимо этого, наблюдается изменение в соотношении функциональных групп фитопланктона: увеличение пропорции миксотрофных фитофлагеллят (криptomonад и золотистых), способных к фаготрофному питанию бактериями [5, 6], увеличение разнообразия безгетероцистных цианобактерий, лимнофильных автохтонных и аллохтонных эвригалинных видов, адаптированных к высокому содержанию органического вещества, а также удельного богатства и доминирования альгоценозов, и снижение их ценотического разнообразия и выравненности.

Появлению и натурализации инвазийных эвригалинных видов способствовало повышение минерализации и температуры воды [1, 8].

В исследованных озерах основные структурные изменения фитопланктона, обусловленные ацидификацией, наблюдались при рН 6–5. По мере снижения рН трансформация характеристик фитопланктона происходила в следующей последовательности (табл. 1):

Таблица 1. Значения рН, при которых наблюдалось достоверное снижение различных структурных показателей фитопланктона

Показатели	рН
Биомасса диатомовых, г/м ³	≤7,0
Общая биомасса, г/м ³	<6,5
Общая численность, 10 ³ кл./л	<6,5
Биомасса цианобактерий, г/м ³	<6,5
Индекс разнообразия Шеннона	<6,5
Удельное богатство (число видов в пробе)	<6,5
Индекс выравненности	<6,5
Индекс доминирования	>6,5
Среднеценотический объем клеток, мкм ³	>6,5
Соотношение численности и биомассы	<6,5
Биомасса динофитовых, г/м ³	≤6,5
Биомасса криптофитовых, г/м ³	≤6,0
Биомасса эвгленовых, г/м ³	≤6,0
Биомасса рафидофитовых, г/м ³	~6,0
Биомасса зеленых, %	≥6,0
Биомасса золотистых, %	>5,0

В первую очередь происходили изменения в составе сообществ. Биомасса различных крупных таксономических групп водорослей в основном снижалась при рН 7–6. Однако с увеличением кислотности наблюдалось увеличение относительного участия пеннатных диатомовых – обитателей бентоса и обрастаний, безгетероцистных цианобактерий, золотистых (миксотрофов) и зеленых (зигнемовых) водорослей.

Исходя из вышеизложенного, преобразования структурных показателей фитопланктона при эвтрофировании и ацидификации вод можно представить в виде следующей последовательности (табл. 2):

Таблица 2. Изменение структурных показателей фитопланктона при эвтрофировании и ацидификации.

Показатели	Эвтрофирование	Ацидификация
Биомасса, г/м ³	>?	<
г- стратегия	>	<
К- стратегия	<	>
Дисперсия сезонной динамики биомассы	>	<
Соотношение минимальной и максимальной биомассы	<	
Летний пик биомассы цианобактерий	>	<
Весенний пик биомассы золотистых	<	>
Удельное богатство	>	<
Ценоотическое разнообразие	<	<
Разнообразие и обилие безгетероцистных цианобактерий	>	>
Разнообразие и обилие миксотрофных фитофлагеллят	>	>
Биомасса стенобионтов	?	>

Таким образом, трансформация фитопланктона Рыбинского водохранилища и слабоминерализованных озер характеризовалась разнонаправленностью трендов изменения биомассы, размерных характеристик фитопланктона и удельного богатства. Ее сходство выражалось в уменьшении ценотического разнообразия и выравненности, увеличении доминирования, участия в планктонных комплексах безгетероцистных цианобактерий и миксотрофных фитофлагеллят. По мере уменьшения разнообразия фитопланктона в кислых озерах наблюдалось возрастание пропорции стенобионтных видов (ацидобиотов, ацидофилов и олигосапробов) [2, 3].

К изменяющимся условиям среды адаптация сообществ, как в водохранилище, так и в озерах осуществлялась, прежде всего, путем структурных перестроек, за счет замещения одних видов другими. В Рыбинском водохранилище это достигалось путем увеличения обилия мелких быстрорастущих форм, способных выдерживать высокое содержание органических веществ, в кислых озерах – за счет узкоспециализированных видов, устойчивых к низким величинам pH. Поэтому при оценке состояния водоемов по биологическим показателям, прежде всего, необходимо обращать внимание на характер изменения соотношения видов-индикаторов, их функциональных и размерных групп.

1. *Законнова А.В., Литвинов А.С.* Солевой состав воды Рыбинского водохранилища и его многолетние изменения // Гидробиологический журнал. – 2009. – Т. 45 (2). – С. 96–110.

2. *Корнева Л.Г.* Фитопланктон как показатель кислых условий в небольших лесных озерах // Структура и функционирование экосистемы кислых озер. – СПб.: Наука, 1994. – С. 65–98.

3. *Корнева Л.Г.* Влияние различной степени кислотности вод на планктонные диатомовые водоросли в слабоминерализованных лесных озерах Северо-Запада России. // Биология внутренних вод. – 1996. – № 1. – С. 33–42.

4. *Корнева Л.Г.* Таксономический состав и экология Chlorophyta и Streptophyta в слабоминерализованных мелководных лесных озерах // Альгология. – 2012. – Т. 22, № 3. – С. 259–274.

5. *Корнева Л.Г.* Фитопланктон водохранилищ бассейна Волги. – Кострома: Костромской печатный дом, 2015. – 284 с.

6. *Корнева Л.Г., Соловьева В.В.* золотистые водоросли (Chrysophyta) в планктоне волжских водохранилищ: таксономическая структура, динамика разнообразия и обилия // Биология внутренних вод. – 2017. – № 2. – С. 50–58.

7. *Корнева Л.Г., Лазарева В.И., Минеева Н.М., Сигарева Л.Е., Соколова Е.А., Тимофеева Н.А., Митропольская И.В., Соловьева В.В.* Состояние и динамика биологических сообществ Рыбинского водохранилища в условиях изменения климата. // Журнал Сибирского федерального университета. Серия «Биология» (в печати).

8. *Литвинов А.С., Пырина И.Л., Законнова А.В.* Термический режим и продуктивность фитопланктона Рыбинского водохранилища в условиях изменения климата. // Вода: химия и экология. – 2014. – Т. 12. – С. 108–112.

9. *Минеева Н.М.* Продукционные характеристики фитопланктона озер Дарвинского заповедника. Структура и функционирование экосистем кислых озер. – СПб.: Наука, 1994. – С. 43–64.

10. *Минеева Н.М.* Сезонная и межгодовая динамика хлорофилла в планктоне Рыбинского водохранилища по данным флуоресцентной диагностики // Экология, морфология и систематика водных растений. – Ярославль: Филигрань, 2016. – С. 75–93.

11. *Пырина И.Л.* Многолетние исследования содержания пигментов фитопланктона Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод. – 2000. – № 1. – С. 37–52.

PHYTOPLANKTON AS AN INDEX OF EUTROPHICATION AND ACIDIFICATION OF FRESHWATER ECOSYSTEM

L.G. Korneva

*I.D. Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS, Yaroslavl, Borok,
korneva@ibiw.yaroslavl.ru*

On the basis of long-term studies of phytoplankton of a large plain mesotrophic-eutrophic reservoir and seven weakly mineralized shallow-water forest lakes with varying degrees of acidity, it is shown how its various structural indices (biomass, seasonal periodicity, taxa ratio, their functional and ecological groups, size structure, species diversity) as the trophic level increases and the pH of the water decreases. The similarities and differences in these changes are estimated.

Keywords: phytoplankton, eutrophication, acidification, reservoirs, lakes, bioindication

УДК 597.552.5.591.16

ВЛИЯНИЕ ЭВТРОФИРОВАНИЯ НА БИОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ СИГОВ В ОЗЕРЕ ИМАНДРА (КОЛЬСКИЙ ПОЛУОСТРОВ)

И.М. Королева, П.М. Терентьев

*Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН, г. Апатиты,
koririn@yandex.ru*

Переход трофического статуса двух плесов оз. Имандра с олиготрофного на мезотрофный и, в отдельных губах, на эвтрофный, привел к изменению размерно-весовых и репродуктивных характеристик обыкновенного сига *Coregonus lavaretus* (L.). Увеличение концентрации биогенов в воде, численности и биомассы кормовых организмов привело к росту средней навески и темпа роста рыб. Значительные различия отмечены для индивидуальной абсолютной плодовитости (ИАП). У малотычинковых сигов из мезотрофного плеса Большая Имандра ИАП в среднем составляет 16.1 тыс. икр., что значительно выше показателей в том же плесе в период его олиготрофного статуса.

Ключевые слова: Coregonus lavaretus, Имандра, Субарктика, эвтрофирование, плодовитость.

Высокая уязвимость субарктических водных экосистем определяется их чувствительностью к нарушению гидрологического и гидрохимического режима, что неизбежно наблюдается при поступлении загрязняющих веществ. В озере Имандра, несмотря на значительные размеры и объем водной массы, за несколько десятилетий произошли заметные изменения качества вод и структурно-функциональных характеристик гидробиологического сообщества [1]. Отрицательные последствия имело многолетнее воздействие целого промышленного комплекса, расположенного на водосборе Имандры. Источниками химического и теплового загрязнения до сих пор являются предприятия по добыче и переработке апатитовых руд, медно-никелевый плавильный комбинат и Кольская атомная станция. Связанная с развитием производства урбанизация, обеспечила поступление в озеро биогенов, содержащихся в сточных водах хозяйственного и животноводческого происхождения. Прогноз о быстром нарушении природного равновесия ионного состава вод и режима биогенных элементов в низкоминерализованных и олиготрофных водах подтвердился [2]. Гидрохимические исследования последних лет показали смену трофического статуса значительной части акватории озера (плесы Большая и Йокостровская Имандра) с олиготрофного на мезотрофный. Ухудшение качества вод совокупно с флуктуациями термического режима закономерно привело к адаптивным ответам сообщества гидробионтов [3- 5], в т.ч. рыб. На популяционном и организменном уровнях для последних таковыми стали изменения ряда биологических характеристик (размерно – весовых показателей, продолжительности жизни, возраста полового созревания и плодовитости [6, 7]).

Цель данной работы состояла в ретроспективном сравнении размерных и репродуктивных характеристик малотычинкового сига *Coregonus lavaretus* L. в субарктическом озере Имандра в условиях смены трофического статуса водоема.

Собственные ихтиологические материалы собирались в период с 1996 по 2013 гг. Отлов рыб осуществлялся ставными и плавными жаберными сетями с размером ячеи 10 – 60 мм. У рыб определяли массу (г), три длины АВ, АС и АД (см), возраст (по чешуе). При вскрытии рыбы выяснялся пол, стадия зрелости гонад. Для изучения плодовитости использовались яичники IV и IV-V стадий зрелости малотычинкового сига. Навеску яичника массой 2 г фиксировали 70° раствором этилового спирта далее индивидуальную абсолютную плодовитость (ИАП) определяли весовым методом: под бинокуляром просчитывались все

икринки, далее их количество в 1 г умножалось на вес всей гонады. Индивидуальная относительная плодовитость (ИОП) определялась как частное от деления величины ИАП на массу тела рыбы с внутренностями.

Ихтиофауна оз. Имандра насчитывает 13 аборигенных видов рыб и 2 натурализовавшихся вида – интродуцента: микижа и обыкновенный карп. Незначительный по объему коммерческий промысел основан на сиге, ряпушке и корюшке, высок пресс нелегального лова.

На основе материалов собранных в 1926, 1927 и 1930 годах в Большой и Йокостровской Имандры Ф.В. Крогиус выделялось 4 внутривидовых группировки обыкновенного сига. Первая, озерно-речная форма для размножения входила в реки Белую, Вите и др. Длина тела сига из р. Белой колебалась от 35 до 50 см (в среднем 43 см). Жаберных тычинок на 1-й дуге насчитывалось 20-30 (в среднем 26). Вторая форма – озерный голоменный сиг. Мечет икру в озере, по размерам несколько крупнее озерно-речного сига. Жаберных тычинок 21-28. Третья форма – озерный сиг. Мечет икру в Тик-губе поздней осенью, подо льдом. Длина тела 33-53 см (42 см), жаберных тычинок 17-26 (21). Четвертая форма – многотычинковый озерный сиг. Длина тела 32-45 см (38 см), жаберных тычинок 25-38 (32). Тугорослая мелкая форма очень малочисленна. В работе А.Ф. Смирнова [8] сообщалось, что в северной части Большой Имандры были обнаружены мелкие озерные малотычинковые сиви. Длина АС изменялась от 22,7 до 26,0 см (24,7 см), вес от 120 до 160 г, в среднем 140 г. В возрасте шести и семи лет вес их достигал лишь 120 г, а в возрасте восьми – девяти лет не превышал 160 г. Половозрелость у озерного сига наступала: у самцов на пятом, шестом, у самок на седьмом, восьмом и девятом годах жизни, при длине тела 27,8 – 31,0 см, весе 200 – 380 г.

В природных условиях в 1920-х гг. средняя масса сигов в Имандре составляла 720 г при длине 37,9 см, в уловах присутствовали сиви от трех до четырнадцатилетнего возраста, доля рыб старше семи лет достигала в 1926 г. 70 %, в 1930 – 48 %.

В уловах 1967-70 гг. в Большой Имандре присутствовали сиви в возрасте 1+ - 13+. Основу промыслового стада составляли две группы - пяти и шестилетки. Нерестующие сиви были представлены одиннадцатью возрастными группами: от 3+ до 13+. У самок преобладали особи шестилетнего возраста (5+), у самцов – шести и семилетнего возраста. Половой зрелости самки сигов достигали в возрасте пяти и шести лет, самцы начинали созревать раньше (3+). Наименьший вес нерестующей самки – 130 г, длина ее по Смитту – 22,6 см, возраст 3+. Наименьший вес нерестующего самца – 200 г, его длина по Смитту – 25,8 см, возраст – 3+.

Ретроспективный анализ многолетних рядов наблюдений показывает, что к середине XX века в пределах одних и тех же возрастных групп средняя навеска снизилась (рис.). Средний вес по данным уловов 1965-68 гг. составлял 260 г. По данным уловов 2011-2013 гг. в оз. Имандра насчитывалось десять возрастных групп от 0+ до 9+. В Йокостровской и Бабинской Имандре преобладали сиви возраста 3+ - 5+, в Большой – 4+ - 5+. Доля рыб старше шести лет варьировала от 12 до 19 %. В олиготрофном плесе Бабинская Имандра возраст впервые нерестящихся рыб соответствовал природному – пять лет у самцов и шесть лет у самок. В условиях повышенной трофности созревание наблюдалось на год раньше и одновременно у обоих полов в четырехлетнем возрасте [6]. Средняя навеска по всему плесу Большая Имандра за период 2012-13 гг. составляла 515 г.

В зависимости от приуроченности локальных стад к конкретной губе или заливу имеются значительные расхождения в размерно – весовых показателях. Следует также отметить, что после Ф.В. Крогиус разделения сигов на внутривидовые группировки не проводилось. В дальнейшем принадлежность к той или иной форме определялась только по количеству числа жаберных тычинок.

межгодовая изменчивость массы (г)
сига плеса Большая Имандра

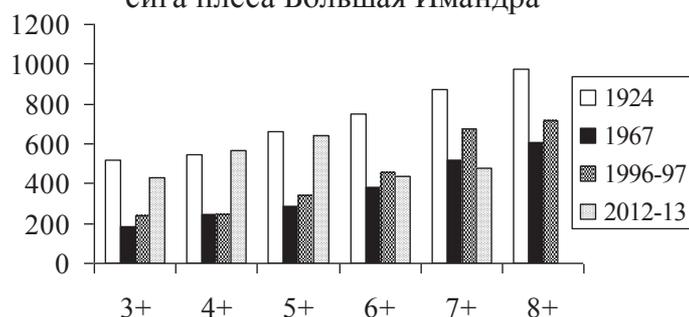


Рисунок. Динамика показателей массы малотычинкового сига в оз. Имандра.

Доминирующей является малотычинковая форма, которая и служит объектом исследований. Было ли снижение размеров и раннее наступление половозрелости следствием токсичности среды, являлось ли результатом преобладания в улове мелкой тугорослой формы или происходило вследствие перелова, осталось до конца не выясненным. По мнению Г.В. Беляевой, основной причиной значительного колебания численности основных промысловых видов рыб в Имандре являлось губительное воздействие на икру осеннерестующих рыб весеннего спада уровня озера, приводившее к осушению значительных площадей нерестилищ. Уменьшение численности неизбежно приводило к усилению промысловой нагрузки на оставшуюся часть популяции, что способствовало снижению средних размеров рыб в уловах.

Сравнение показателей индивидуальной абсолютной плодовитости (ИАП) показало, что с ростом трофности водоема произошло увеличение размеров рыб и, соответственно, количество продуцируемой икры. Рассмотрим это на примере плеса Большая Имандра. Как видно из таблицы, в 1960-х гг. абсолютная плодовитость закономерно увеличивалась по мере возраста и роста рыбы и в различных районах плеса колебалась от 5.7 до 9.65 тыс. икринок (табл. 2).

Таблица 2. Индивидуальная абсолютная (ИАП, тыс. икр.) и относительная (ИОП) плодовитость сига в плесе Большая Имандра, в скобках - кол-во экз. самок сига

Р-он возраст	г. Вите		г. Кислая		о. Сяв, о-ва Каменные	
	ИАП	ИОП	ИАП	ИОП	ИАП	ИОП
1967 (данные Беляевой Г.В.)						
4+	2,92 (1)	15,4	4,53 (2)	21,1	3,48 (2)	15,2
5+	7,53 (4)	23,4	4,58 (3)	17,4	7,48 (5)	22,7
6+	8,81 (6)	23,0	6,55 (2)	18,2	-	-
7+	11,1 (3)	21,7	-	-	26,5 (1)	25,8
9+	18,9 (1)	20,8	-	-	22,1 (1)	24,5
10+	-	-	9,85 (1)	14,9	-	23,0
среднее	7,95 (15)	19,2	5,70 (8)	17,6	9,65 (9)	23,0
2013 г. (собственные данные)			1997 г. (собственные данные)			
3+	-	-	7,47	25,1	4,45	20,1
4+	21,5 (2)	22	4,48	17,7	5,42	22,7
5+	21,8 (1)	19,8	12,4	25,7	8,69	23,9
6+	46,9 (1)	36,5	13,3	23,0	10,7	23,3
7+	-	-	17,3	23,6	16,8	23,4

8+	-	-	19,0	26,0	-	-
среднее	27,9 (4)	25,1	14,5 (11)	24,2	11,1 (10)	22,4

По данным за 1967-1970 гг. для всей Большой Имандры приводилась средняя величина в 7.1 тыс. икр. Наиболее крупные размеры имели самки восьми (1025 г) и десятилетнего (900-940 г) возраста, чьи показатели ИАП составляли соответственно 26,5 тыс. икр, 22,1 и 18,9 тыс. икр. Уже к концу 1990-х гг. показатели плодовитости достигли средних значений 11 – 14,5 тыс. У наиболее крупных самок восьми (807 г) и девятилетнего (828 г) возраста ИАП составляла 17,3 тыс. икр. и 17,1 тыс. икр. Еще более заметные изменения наблюдались в 2013 г. Несмотря на то, что в данном плесе было исследовано всего 4 нерестовых самки, стоит отметить, что пятилетние самки имели массу 966 и 986 г, что почти в пять раз больше, чем у тех же возрастов в прошлом веке. Соответственно увеличилось количество продуцируемой икры, показатели абсолютной плодовитости у них в 3-5 раз превышают таковые для 1960-х гг. Максимальные значения ИАП в плесе Большая Имандра зафиксированы в 1967 г. у восьмилетней самки массой 1000 г – 26,5 тыс. икр., в 1997 г. у девятилетней самки массой 740 г – 23,2 тыс. икр., в 2013 г. у самки массой 1275 г – 46,9 тыс. икринок.

Говоря о влиянии трофности водоема, также необходимо помнить, что не менее важным фактором, определяющим размерно-весовые характеристики и темп роста гидробионтов, особенно пойкилотермных, является температура. Аномально высокие температуры воды последних лет наблюдений, несомненно, внесли свой вклад в изменение рассмотренных показателей, что требует дальнейшего исследования.

1. *Кацулин Н.А., Даувальтер В.А., Денисов Д.Б., Валькова С.А., Вандыш О.И., Терентьев П.М., Кацулин А.Н.* Некоторые аспекты современного состояния пресноводных ресурсов Мурманской области // Вестник МГТУ. – 2013. – Т. 16, № 1. – С. 98-107.

2. *Моисеенко Т.И.* Теоретические основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы Субарктики. – Апатиты: КНЦ РАН, 1997. – 261 с.

3. *Вандыш О.И., Денисов Д.Б., Черепанов А.А., Горбачева Т.А., Кацулин Н.А.* Особенности планктонных сообществ губы Белой оз. Имандра // Труды КНЦ РАН. Прикладная экология Севера. – Апатиты: КНЦ РАН, 2013. – Вып. 3(16). – С. 35-67.

4. *Валькова С.А., Кацулин Н.А.* Особенности структуры и функционирования бентосных сообществ в условиях теплового загрязнения // Труды КНЦ РАН. Прикладная экология Севера. – Апатиты: КНЦ РАН, 2013. – Вып. 3(16). – С. 94-102.

5. *Денисов Д.Б., Кацулин Н.А.* Современное состояние водорослевых сообществ планктона в зоне влияния Кольской АЭС (оз. Имандра) // Труды КНЦ РАН. Прикладная экология Севера. – Апатиты: КНЦ РАН, 2013. – Вып. 3(16). – С. 68-94.

6. *Зубова Е.М., Кацулин Н.А., Терентьев П.М., Денисов Д.Б., Валькова С.А.* Линейный рост малотычинкового сига озера Имандра (Мурманская область) // Вопр. Ихтиологии. – 2016. – Т. 56, № 4. – С. 463-473.

7. *Королева И.М., Терентьев П.М.* О плодовитости сиговых рыб озера Имандра // Экологические проблемы Северных регионов и пути их решения: Мат. VI Всеросс. конф. – Апатиты, 2016. – С. 203-207.

8. *Смирнов А.Ф.* Рыбы озера Имандры // Рыбы озер Кольского полуострова. –Петрозаводск, 1977. – 96 с.

INFLUENCE OF EUTROPHYING ON BIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF whitefish IN THE LAKE OF IMANDRA (KOLA PENINSULA)

I.M. Koroleva, P.M. Terentjev

*Institute of the North Industrial Ecology Problems of Kola Science Centre, RAS, Apatity,
koririn@yandex.ru*

The transition of the trophic status of the two reaches of the Lake Imandra from oligotrophic to mesotrophic and, in separate lips, to eutrophic, led to a change in the dimensional-weight and reproductive characteristics of the whitefish

Coregonus lavaretus (L.). Increase in the concentration of nutrients in water, abundance and biomass of feed organisms led to an increase in the average weight and rate of growth of fish. Significant differences are noted for individual absolute fecundity (IAP). In sparsely raked whitefish from the mesotrophic reach, the Bolshaya Imandra IAP has an average of 16.1 thousand eggs, which is significantly higher than the rates in the same reaches during its oligotrophic status.

Keywords: *Coregonus lavaretus*, *Imandra*, *Subarctic*, *eutrophication*, *fecundity of fish*.

УДК 574.587

МАКРОЗООБЕНТОС В МОНИТОРИНГЕ Р. ВЯТКИ НА ЭТАПЕ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ОБЪЕКТА УНИЧТОЖЕНИЯ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ (КИРОВСКАЯ ОБЛ.)

Т.И. Кочурова

МБУ «Кировский городской зоологический музей», г. Киров, Россия kochurovati@mail.ru

Рассмотрена одиннадцатилетняя динамика основных характеристик бентосных сообществ р. Вятки в период функционирования объекта уничтожения химического оружия в пос. Мирный (Кировская обл.). Выявлены процессы негативной трансформации сообществ, проявившиеся в обеднении таксономического состава, снижении биологического разнообразия, нарастании монодоминирования. Снижение плотности донных организмов и ухудшение биоиндикационных показателей совпадали с периодами уничтожения наибольшего количества отравляющих веществ. При ослаблении антропогенного пресса бентоценозы проявляли способность к самовосстановлению.

Ключевые слова: *макрозообентос*, *таксономическое богатство*, *численность*, *биомасса*, *биоиндикация*, *химическое оружие*.

Изучение макрозообентоса представляет интерес в плане оценки экологического состояния речных экосистем, в том числе в районах с повышенной техногенной нагрузкой. В Кировской области к таким территориям относится зона защитных мероприятий объекта уничтожения химического оружия (ЗЗМ ОУХО) в пос. Мирный Оричевского р-на, включающая шестидесятикилометровый участок реки Вятки – главной водной артерии Кировской области.

Исследования охватывали одиннадцатилетний период (с 2005 по 2015 гг.), были начаты до пуска объекта в эксплуатацию и продолжены в период его функционирования на разных этапах уничтожения фосфорорганических отравляющих веществ нервно-паралитического действия (Vx, зарин, зоман) и ипритно-люизитной смеси – мышьяксодержащих отравляющих веществ (ОВ) кожно-нарывного действия (табл.).

В работе представлены результаты исследования макрозообентоса р. Вятки на трех станциях (ст.), расположенных в непосредственной близости от ОУХО (удаленность по прямой 4-5 км): ст. 1 – к северо-востоку от ОУХО в направлении преобладающего переноса воздушных масс; ст. 2 – в 500 м выше впадения р. Погиблицы (водоприемник хозяйственно-бытовых стоков пос. Мирный и ОУХО); ст. 3 – в 500 м ниже впадения р. Погиблицы.

Пробы собирали один раз в год (сентябрь) по стандартным методикам [8, 9]. С разных биотопов в пределах одной станции гидробиологическим скребком отбирали по две количественных и одной качественной пробе, промывали через сито из мельничного газа с размером ячеек 0,4 мм и фиксировали 4 %-ным формалином. Для идентификации организмов использовали определители [6, 7].

Состояние донных биоценозов оценивали по количеству таксонов (*S*), общей численности (*N*) и общей биомассе (*B*) зообентоса. Для определения качества воды использовали индексы Вудивисса (*BI*), олигохетный Гуднайта и Уитлея (*No/N*) [8, 9, 11], Балушкиной (*Kch*) [1], Шеннона (*H*) [4]. В ходе статистической обработки анализировали парные корреляции характеристик зообентоса (*S*, *N*, *B*) и рассчитанных на их основе индексов с массой уничтоженных ОВ, а также с концентрацией общего фосфора в донных отложениях. Достоверность корреляции оценивали при уровне значимости $p \leq 0,05$ [2] и объеме выборки (*n*) от 5 до 10 в зависимости от компонента.

Таблица. Этапы уничтожения отравляющих веществ на ОУХО в пос. Мирный.

Год	Проводимые работы	Количество уничтоженных ОВ	
		масса, т	доля, %
2005	Фоновое обследование территории	–	–
2006	Пуско-наладочные работы, ввод объекта в эксплуатацию	–	–
2007	Детоксикация Vx	4546,7	~ 66
2008	Извлечение из боеприпасов и сжигание реакционных масс (РМ) от детоксикации Vx	4593,3	~ 66
2009	Уничтожение ОВ типа зарин	232,6	~ 3.4
2010	Уничтожение ОВ кожно-нарывного действия (ипритно-люизитная смесь)	150,1	~ 2.2
июль 2010-2012	Детоксикация зомана, сжигание РМ от детоксикации зомана	1303,9 ОВ 3850,1 РМ	~ 19
2013	Детоксикация зомана, сжигание РМ от детоксикации зомана	538,2 ОВ 2056 РМ	~ 7.8
2014 - 2015	Уничтожение боеприпасов сложной конструкции. Сентябрь 2015 г. – окончание работы ОУХО.	13	~ 1[10].

В отдельные годы бентофауна на разных станциях насчитывала от 16 до 49 таксонов видового и надвидового рангов. На этапе строительства объекта (2006 г.) отмечали рост таксономического богатства, а в 2007 г. и, особенно, в 2008 г. (в период сжигания РМ от детоксикации Vx) – резкое снижение, до 50 % от фоновых значений. Это происходило в основном за счет сокращения присутствия личинок амфибиотических насекомых и, в особенности, ручейников [5]. Менее значительное (на 26 %) обеднение состава донного населения 2010-2013 гг. совпало с периодом уничтожения зомана. В 2009 г. и 2014-2015 гг. отмечено восстановление количества таксонов до исходных величин. Сокращение таксономического богатства в большей степени затрагивало обитателей собственно грунта. Фитофильные сообщества, в которых этот процесс проходил более сглажено, выполняли роль рефугиумов (убежищ) для гидробионтов, и способствовали их расселению в последующие периоды.

Сходную динамику демонстрировали показатели количественного развития макрозообентоса. В 2006 г. отмечали рост общей численности, в 2006-2007 гг. – рост общей биомассы. 2008 г. характеризовался минимальными за весь срок наблюдения значениями численности (1,3 тыс. экз./м²) и биомассы (1,1 г/м²), что было обусловлено сокращением присутствия всех основных групп, в том числе олигохет, моллюсков, личинок хирономид. Второй, но менее значительный минимум, пришелся на 2011 г. В 2009-2010 гг. и 2013-2014 гг. наблюдали высокую плотность бентосных организмов. Максимальные значения средней для контролируемого участка численности макрозообентоса (26,1 тыс. экз./м²) зафиксированы в 2014 г., средней биомассы кормового зообентоса (62,1 г/м²) – в 2009 г. Период с 2009 по 2015 гг. характеризовался резким повышением биомассы общего зообентоса в значительной мере за счет нарастания массы моллюсков. Высокие средние показатели биомассы зообентоса (с крупным моллюском) отмечены в 2009 (1322 г/м²), 2014 (322 г/м²) и 2015 (205 г/м²) гг. В отдельные годы на отдельных станциях этот показатель достигал ещё больших значений (3381 г/м² на ст. 2 в 2009 г.).

По индексу Вудивисса (BI) качество воды в р. Вятке на этапе фонового обследования оценивалось как чистое (BI =7), в 2006 г. – умеренно загрязненное (BI =6), в 2007-2008 гг. – загрязненное (BI =4); в дальнейший период функционирования объекта удерживалось на

уровне умеренно загрязненного (2009-2013 гг., 2015 г.), улучшаясь в 2014 г. до чистого ($BI=7$) [3].

Олигохетный индекс (No/N) в 2005 г. составлял 27 % и характеризовал р. Вятку как чистую. После пуска объекта доля олигохет в составе бентосных сообществ повысилась до значений умеренно загрязненных и загрязненных (2007 и 2013 гг.) вод. Стабильно высокие средние значения No/N регистрировали на ст. 3, где в 2007, 2011 и 2013 гг. они составляли 73 %, 70 % и 69 % и соответствовали грязным водотокам [3]. Максимальные показатели отмечали по левому берегу р. Вятки ниже впадения р. Погиблицы, где в отдельные годы (2007, 2009, 2011, 2013) доля олигохет превышала 85 % от общей численности донных организмов. Это указывало на присутствие сильного органического загрязнения, источником которого в первую очередь выступала р. Погиблица (приемник хозяйственно-бытовых сточных вод с очистных сооружений пос. Мирный и ОУХО), и, возможно, поверхностный сток с прилегающих к объекту территорий.

Средний показатель индекса Балушкиной (Kch) стабильно возрастал на протяжении наблюдаемого периода в пределах класса умеренно загрязненных вод с 2.2 (2005 г.) до 6.0 (2013 г.). В 2014 г. его значение (6,9) достигло уровня загрязненных вод. На участке ниже р. Погиблицы в 2007 и 2013 гг. Kch рассчитать не удалось из-за отсутствия хирономид. Выпадение этой группы организмов, в норме постоянно присутствующей в составе зообентоса рек бассейна Вятки, указывало на сильную антропогенную трансформацию бентосных сообществ.

Средние значения индекса Шеннона были невысокими на всем периоде наблюдения. Их снижение от 1,90 (2005 г.) и 1,94 (2009 г.) до 1,35 (2007 г.) и 1,33 (2011 г.) указывало на упрощение структуры бентосных сообществ.

Корреляционный анализ выявил наличие достоверной отрицательной связи ряда показателей макрозообентоса (S , N , B с крупным моллюском, BI) с количеством уничтожавшихся ОВ. Коэффициент корреляции в случае с количеством таксонов составил – 0,78, в случае с численностью – 0,66, с общей биомассой – 0,75, с индексом Вудивисса – 0,89 ($n = 10$). Значимых корреляций для олигохетного индекса, индексов Балушкиной и Шеннона не установлено.

Статистический анализ позволил выявить усиление негативных изменений в структуре зообентоса по мере нарастания техногенного пресса. Периодам уничтожения наибольшей массы ОВ соответствовали периоды качественного и количественного обеднения бентоценозов, ухудшения биоиндикационных показателей. Самые значительные негативные изменения в бентосных сообществах происходили в 2008 г. и 2010-2013 гг., когда уничтожались наибольшие объемы ОВ и происходило сжигание РМ. Нарастание биомассы общего макрозообентоса активнее происходило в годы с меньшей активностью уничтожения ОВ, следовавшими за периодами сжигания РМ от детоксикации фосфорорганических ОВ. Прежде по результатам исследований 2005-2009 гг. была выявлена достоверная положительная корреляция общей биомассы зообентоса с концентрацией общего фосфора в донных отложениях [5]. Анализ результатов за 2010-2014 гг. также подтвердил наличие связи между этими компонентами.

Таким образом, рассмотрение динамики характеристик бентосных сообществ позволило выявить признаки их негативной трансформации в 2011, 2013 гг. и, в особенности, в 2008 г., которые выражались в обеднении качественного и количественного состава донного населения, снижении таксономического разнообразия, индекса Вудивисса. Процессы деградации в большей степени отразились на сообществах обитателей грунта; зарослевые ценозы в большей мере сохраняли способность функционирования и выполняли роль рефугиумов в неблагоприятные периоды.

Напряженность в состоянии бентоценозов нарастала в периоды уничтожения наибольших объемов фосфорорганических отравляющих веществ. Устойчивое многолетнее повышение биомассы общего макрозообентоса, происходившее в значительной степени за счет нарастания массы моллюсков, наиболее ярко проявлялось в годы, следующие за

периодами сжигания РМ от детоксикации фосфорорганических ОВ. Статистический анализ показал значимые положительные корреляции общей биомассы с содержанием общего фосфора в донных отложениях.

Формирование монодоминантных олигохетных сообществ, исчезновение представителей хириноид в зообентосе ниже впадения р. Погиблицы позволили рассматривать эту реку, как источник сильного органического загрязнения р. Вятки. В периоды ослабления антропогенного пресса бентоценозы р. Вятки проявляли способность к самовосстановлению.

Автор выражает благодарность руководителю и сотрудникам Центральной экоаналитической лаборатории Регионального Центра государственного экологического контроля и мониторинга по Кировской области за предоставленные данные химического анализа донных отложений.

1. *Балушкина Е.В.* Хириноиды как индикаторы степени загрязнения вод // Методы биологического анализа пресных вод. – Л.: ЗИН АН СССР, 1976. – С. 106–118.

2. *Гланц С.* Медико-биологическая статистика. – М.: Практика, 1998. – 459 с.

3. ГОСТ 17.1.3.07-82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. – М., 1982. 12 с.

4. *Константинов А.С.* Общая гидробиология: Учеб. для студентов биол. спец. вузов. – 4-е изд., перераб. и доп. – М.: Высш. шк., 1986. – 472 с.

5. *Кочурова Т.И., Кантор Г.Я.* Макрозообентос среднего течения р. Вятка в районе объекта уничтожения химического оружия // Биология внутр. вод. – 2013, № 4. – С. 52–60.

6. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. – Л.: Гидрометиздат, 1977. – 281 с.

7. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. –СПб.: Наука., (1994. Т. 1. 395 с.; 1995. Т. 2. 628 с.; 1997. Т. 3. 439 с.; 1999. Т. 4. 998 с.; 2001. Т. 5. 836 с.).

8. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / под общ. ред. В.А. Абакумова. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – 239 с.

9. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / под общ. ред. В.А. Абакумова. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 319 с.

10. *Холстов В.И.* Итоги реализации Федеральной целевой программы «Уничтожение запасов химического оружия в РФ» в преддверии 2014 г. //Теоретическая и прикладная экология. – 2013. – № 4. – С. 6–9.

11. *Woodiwiss F.S.* The biological system of stream classification used by the Trent Riber Board // Chemistry and Industry. – 1964. – Vol. 14. – P. 443-447.

MACROZOOBENTHOS FACTOR IN MONITORING OF THE VYATKA RIVER DURING THE OPERATION OF THE CHEMICAL WEAPONS DESTRUCTION FACILITY (KIROV REGION)

T. I. Kochurova

Kirov Scientific Natural Museum, Kirov, kochurovati@mail.ru

The eleven-year dynamics of the main characteristics of the benthic communities of the Vyatka river during the operation of the chemical weapons destruction facility (Mirny, Kirov reaion) was considered. The processes of negative transformation of the benthic communities, which appeared in the depletion of taxonomic composition, decrease in biological diversity, and the growth of monodomination were revealed. Decrease in density of bottom organisms and deterioration of bioindicative indicators coincided with the periods of destruction of the greatest quantity of poisonous substances. With the weakening of the anthropogenic effect bentocenosis showed the ability to self-repair.

Keywords: macrozoobenthos, taxonomic variety, abundance, biomass, bioindication, chemical weapons

ВИЗУАЛИЗАЦИЯ ДАННЫХ В ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Е.Г. Крупа¹, С.М. Баринава²

¹Институт зоологии КН МОН РК, Алматы, Казахстан, elena_krupa@mail.ru

²Institute of Evolution, University of Haifa, Israel, barinova@research.haifa.ac.il

На основе картирования данных и анализа трехмерных графиков установлена связь распределения загрязняющих веществ с течением и потенциальными источниками загрязнения озера Балхаш, приуроченность фито- и зоопланктона к определенным местам акватории водоемов, а также нелинейная изменчивость биологических показателей в градиенте внешних факторов. Визуализация данных является хорошим дополнением к другим методам анализа и расширяет возможности интерпретации полученных результатов.

Ключевые слова: карты пространственного распределения, 3d Surface Plots.

Целью исследований водных экосистем с экологической направленностью является выявление связей между абиотическими и биологическими показателями, что сопряжено с определенными трудностями. Они связаны с разнонаправленным действием огромного количества внешних факторов, влияющих на структуру водных сообществ, на которые накладываются биотические взаимодействия. Еще одна проблема возникает, когда нужно установить связь биологических показателей с параметрами, трудно поддающимися статистической оценке – течениями, речным стоком, потенциальными источниками загрязнения водных экосистем. Для решения перечисленных задач хорошим дополнением к наиболее часто используемому статистическим методом анализа является картирование данных и построение трехмерных графиков. Информативность этих методов показана нами на примере некоторых водоемов Казахстана – водохранилища Шардара и озера Балхаш [1, 2, 4], а также водоемов других регионов [3]. Для каждого водоема в программе Statistica 12 были построены 3d Surface Plots и карты пространственного распределения на основе координатной привязки данных. Гидрофизические, гидрохимические и структурные показатели гидроценозов водохранилища Шардара и озера Балхаш приводятся в работах [1, 2, 4].

Картирование данных показало связь видового богатства и количественных показателей фитопланктона озера Балхаш с макрофитами (рис. 1) и речным стоком.

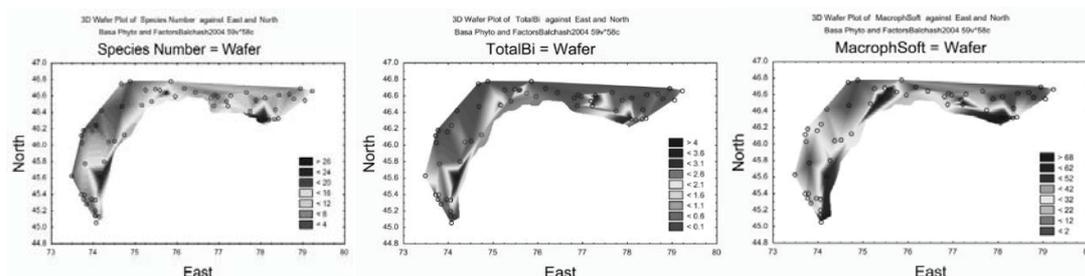


Рисунок 1. Пространственная динамика видового богатства и биомассы фитопланктона в связи с зарастаемостью мягкими макрофитами акватории озера Балхаш, лето 2004 г.

Для Шардаринского водохранилища было установлено, что скопления ветвистоусых ракообразных, предпочитающих зеленые водоросли, были приурочены к местам концентрации пищевых объектов (рис. 2), а биомасса *Cladocera* была максимальной на участках акватории с высоким содержанием в воде фосфатов и нитритов (рис. 3).

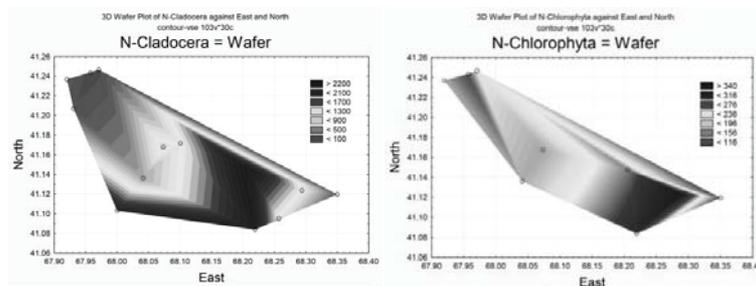


Рисунок 2. Пространственное распределение численности Cladocera и Chlorophyta по акватории Шардаринского водохранилища, лето 2015 г.

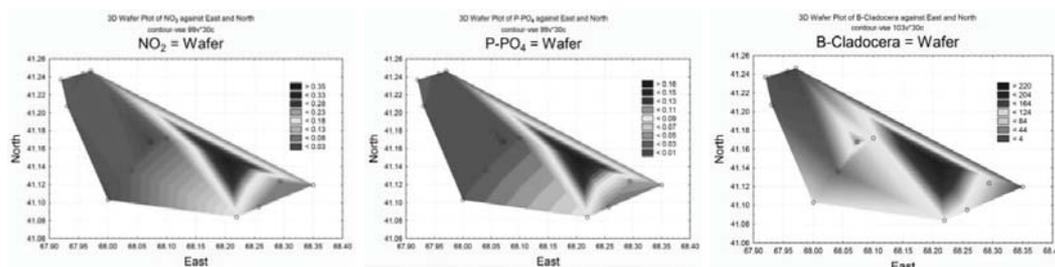


Рисунок 3. Пространственное распределение нитритов, фосфатов и биомассы Cladocera по акватории Шардаринского водохранилища, лето 2015 г.

Анализ пространственного распределения загрязняющих веществ по акватории озера Балхаш с помощью карт позволил установить, что кобальт, кадмий и свинец поступают с водами реки Каратал (рис. 4, G, F, J), в верховьях которой расположены промышленные предприятия. Основным источником загрязнения Балхаша медью и цинком являются коллекторно-дренажные стоки, сбрасываемые в реку Или (рис. 4, E). Связь с внутренним стоковым течением, которое начинается от устья Или, движется к противоположному берегу и далее на восток, прослеживалась в пространственном распределении концентраций меди и цинка, но наиболее сильно – в распределении по акватории Западного Балхаша общего фосфора.

Множество факторов, влияющих на биотические показатели, обуславливают нелинейность их изменения в градиенте средовых параметров. С помощью корреляционного анализа зачастую выявляются слабые по силе или статистически незначимые связи между биотическими и абиотическими данными. Сложный характер пространственной изменчивости биоты в градиенте средовых параметров хорошо иллюстрируют трехмерные графики, или 3d Surface Plots.

В озере Балхаш в направлении с запада на восток возрастает минерализация воды (от 0,4-0,5 до 4,9-5,2 г/дм³) и содержание всех ионов, за исключением кальция, концентрации которого снижаются. Для водной биоты существенное значение имеет не только абсолютное содержание отдельных ионов, но и их соотношение. Особая роль принадлежит калию и натрию, которые участвуют в поддержании внутреннего гомеостаза живых организмов. В градиенте минерализации воды влияние отношения K/Na на биомассу фитопланктона озера Балхаш проявлялось по-разному (рис. 5). В Западном Балхаше, с минерализацией воды 0,4-2,2 г/дм³, прослеживался двойственный характер изменчивости биомассы фитопланктона в зависимости от гидрохимических показателей: повышение минерализации воды было благоприятным для водорослей при низких величинах отношения K/Na, а в области минимальных значений минерализации воды рост отношения K/Na, напротив, стимулировал развитие фитопланктона. В Восточном Балхаше выявлен такой же двойственный характер изменчивости водорослей, но с противоположной направленностью: снижение суммарной

биомассы фитопланктона при повышении минерализации от 2,0 до 5,2 г/дм³ и при росте значений отношения К/Na от 0,060 до 0,095.

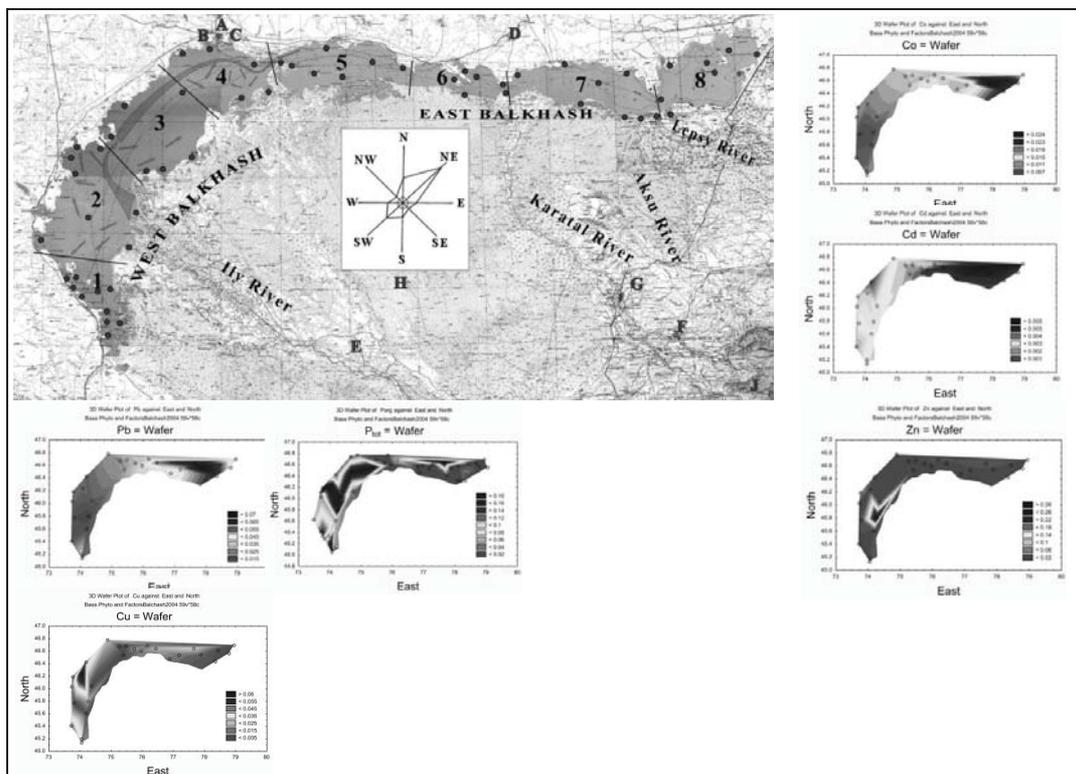


Рисунок 4. Схема стокового течения (стрелки), роза ветров (H), потенциальные источники загрязнения (A-J), распределение тяжелых металлов и общего фосфора по акватории оз. Балхаш, 2004 г.

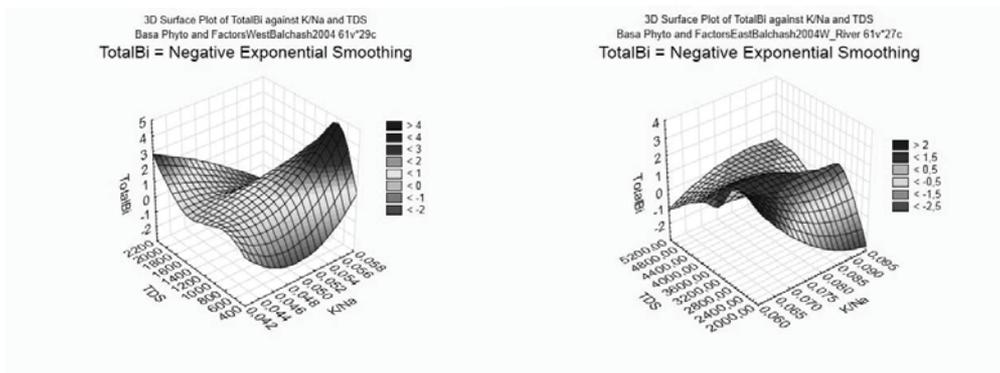


Рисунок 5. Пространственная динамика биомассы фитопланктона Западного (слева) и Восточного Балхаша (справа) в зависимости от минерализации воды и отношения К/Na, лето 2004 г.

При статистически значимой, но слабой связи между числом видов планктонных водорослей и температурой воды озера Балхаш ($R=0,339$), 3d Surface Plots показали, что в градиенте температуры повышение видового богатства фитопланктона происходило при снижении концентраций сульфатов и повышении содержания в воде кальция (рис. 6).

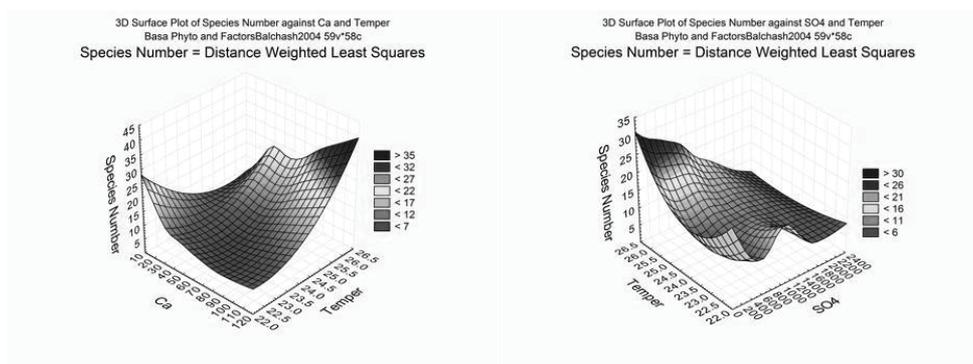


Рисунок 6. Пространственная динамика видового богатства фитопланктона озера Балхаша в зависимости от температуры воды, концентраций Ca и SO₄, лето 2004 г.

Таким образом, визуализация данных позволила установить связь распределения загрязняющих веществ с потенциальными источниками загрязнения, течением, приуроченность фито- и зоопланктона к определённым местам акватории водоемов, а также описать нелинейную изменчивость биологических показателей в градиенте внешних факторов. Изложенные материал демонстрирует, что использование карт и 3d Surface Plots является хорошим дополнением к другим методам анализа и расширяет возможности интерпретации полученных результатов.

1. *Barinova S., Krupa E.* Critical environmental factors for photosynthetic organisms of the Shardara reservoir, Kazakhstan. *Asian // Journal of Microbiology, Biotechnology and Environmental Sciences.* – 2017. In Press.
2. *Barinova S., Krupa E., Kadyrova U.* Spatial Dynamics of Species Richness of Phytoplankton of Lake Balkhash (Kazakhstan) in the Gradient of Abiotic Factors // *Transylv. Rev. Syst. Ecol. Res. "The Wetlands Diversity."* – 2017. In Press.
3. *Bilous O.P., Barinova S.S., Ivanova N.O., Huliaieva O.A.* The use of phytoplankton as an indicator of internal hydrodynamics of a large seaside reservoir-case of the Sasyk Reservoir, Ukraine, *Ecohydrol. // Hydrobiologia.* – 2016. – Vol. 16. – P. 160-174.
4. *Krupa E.G., Barinova S.S., Amirgaliyev N.A., Issenova G., Kozhabayeva G.* Statistical approach to estimate the anthropogenic sources of potentially toxic elements on the Shardara Reservoir (Kazakhstan). *MOJ // Ecology & Environmental Science.* – 2017. – Vol. 2. – Issue 1.

VISUALIZATION OF DATA IN ENVIRONMENTAL STUDIES OF WATER ECOSYSTEMS

E.G. Krupa¹, S.M. Barinova²

¹*Institute of Zoology of the CS of the MES, Kazakhstan, Almaty, elena_krupa@mail.ru*

²*Institute of Evolution, University of Haifa, Israel, barinova@research.haifa.ac.il*

On the basis of data mapping and a analysis of 3d Surface Plots, a relationship between the distribution of pollutants and the current was established, as well as potential sources of pollution of Lake Balkhash, the association of phyto- and zooplankton to certain places in the water area of reservoirs. 3d Surface Plots revealed the non-linear nature of the variability of biological indices in the gradient of external factors. Visualization of data is a good addition to other methods of analysis and extends the possibilities of interpreting the results.

Keywords: maps of spatial distribution, 3d Surface Plots.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СТРУКТУРНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ГИДРОЦЕНОЗОВ В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ КАЗАХСТАНА

Е.Г. Крупа¹, С.М. Баринава²

¹*Институт зоологии КН МОН РК, Алматы, Казахстан, elena_krupa@mail.ru*

²*Institute of Evolution, University of Haifa, Israel, barinova@research.haifa.ac.il*

Выявлена внутренняя связь и нелинейный характер изменчивости гидроценозов в градиенте контролирующих факторов. Первоначальное увеличение количественных показателей сообществ происходит на фоне их обогащения крупными видами. Кривая биомассы располагается выше кривой численности, распределение видов по биомассе менее равномерное, чем по численности (Shannon B_i < Shannon A_b). На более поздних стадиях сукцессии численность, биомасса и размерные показатели сообществ снижаются, при постепенной замены крупных видов на мелкие, но среднее на пробу число видов и значения индекса Shannon продолжают расти, кривые численности и биомассы сближаются, и их взаимное расположение меняется.

Ключевые слова: гидроценозы, структура, размерные показатели, W-статистика Кларка, Δ -Shannon

Интегральной характеристикой структуры гидроценозов являются размерные показатели. Их снижение в процессе сукцессионного развития природных экосистем [4] используется для оценки экологического состояния последних. Дискуссионным вопросом остается изменчивость размерных показателей, видового богатства и разнообразия сообществ в градиенте контролирующих факторов.

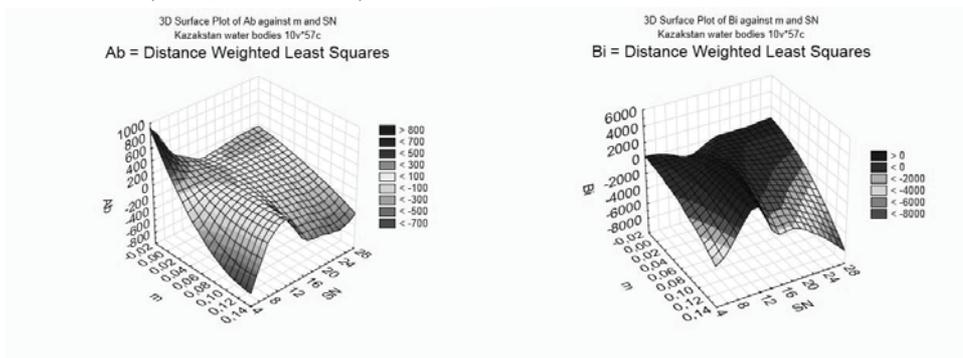
Исследования структуры гидроценозов проводили в 48 водоемах Казахстана. Среднюю индивидуальную массу особи (m , мг) рассчитывали как отношение между суммарной биомассой и численностью зоопланктона. Значения W-статистики Кларка [8, 14], индекса Шеннона-Уивера (Shannon A_b – бит/экз, Shannon B_i – бит/мг) и Δ -Shannon [12] находили в программе Primer 5, коэффициенты ранговой корреляции – в программе Statistica 12. В этой же программе были построены трехмерные графики (3d Surface Plots). Гидрофизические, гидрохимические, токсикологические показатели и описание структуры гидроценозов обследованных водоемов приводятся в опубликованных ранее работах [1, 7, 9-11].

Анализ данных показал, что наиболее многочисленными были мелкоразмерные зоопланктонные сообщества, при менее выраженных закономерностях в динамике суммарной биомассы (рис. 1а, б). Изменение среднего на пробу числа видов в градиенте суммарных количественных показателей планктонных беспозвоночных было нелинейным. Максимальную численность и биомассу формировали сообщества с умеренным видовым богатством (среднее на пробу число видов от 12 до 16).

В градиенте размерного показателя среднее на пробу число видов (SN) вначале возрастало за счет крупных форм, но дальнейший рост видового богатства зоопланктоценозов происходил за счет мелких форм (рис. 2а). Аналогичным нелинейным образом изменялись значения индекса Shannon B_i (рис. 2б), которые были максимальны в сообществах с низкой величиной средней индивидуальной массы особи. В трехмерном пространстве (рис. 2в, г) выявлено два максимума разнообразия зоопланктона: в мелкоразмерных многовидовых сообществах и крупноразмерных сообществах, состоящих из небольшого числа видов.

Сравнительный анализ диаграмм рассеяния, трехмерных графиков и коэффициентов ранговой корреляции позволил сделать вывод, что нелинейный характер изменчивости зависимого показателя наблюдается при достаточно большом градиенте контролирующего фактора. В этом случае значения коэффициентов корреляции между анализируемыми показателями статистически незначимы или невелики. Если массив данных относится к восходящей ветви (начальные стадии сукцессии), наблюдается положительная статистически значимая связь между показателями, и, соответственно, отрицательная связь, если данные относятся к нисходящей ветви. Например, в водохранилище Самаркан выявлена положительная ($R=0,666$), а в большей части водоемов Казахстана – отрицательная связь между разнообразием и размерными показателями зоопланктона ($R= -0,681 \dots -0,978$). Между значениями индекса Shannon A_b , Shannon B_i и средним на пробу числом видов, а также

между последним показателем и средней индивидуальной массой особи/клетки статистически значимая связь также была как положительной ($R=0,619\dots0,957$), так и отрицательной ($R=-0,548\dots-0,974$).



Ab – численность, тыс. экз/м³, Bi – биомасса, мг/м³, m – средняя индивидуальная масса особи, мг, SN – среднее число видов на пробу

Рисунок 1. Связь между количественными показателями, средней индивидуальной массой особи и средним на пробу числом видов в зоопланктоне водоемов Казахстана

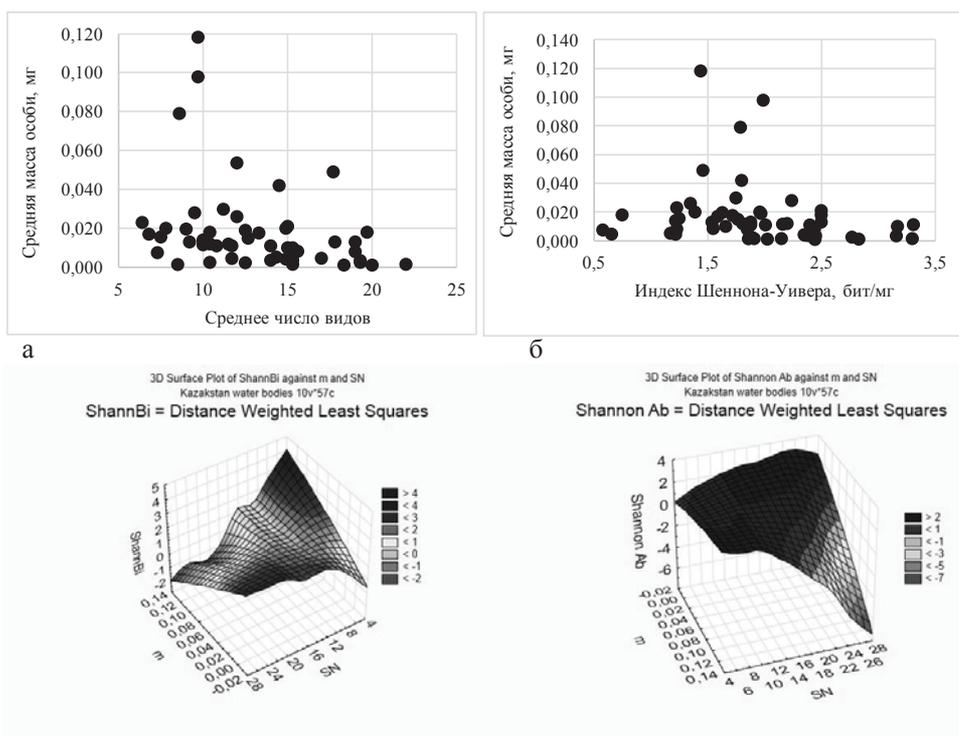


Рисунок 2. Связь между средней массой особи, средним числом видов на пробу и значениями индекса Shannon Bi и Shannon Ab в зоопланктонных сообществах водоемов Казахстана

Еще одним интегральным показателем структуры сообществ являются значения W -статистики Кларка [8]. Противоречивые результаты использования этого метода [6] в экологических исследованиях вызывают необходимость остановиться на нем подробнее.

Нами было установлено [1], что при усилении антропогенной нагрузки на водоемы Казахстана сдвиг кривой биомассы ниже кривой численности происходил за счет ослабления доминирующего положения в зоопланктоценозах крупных видов (*Calanoida*, *Daphnia*) и усиления роли мелких видов (*Chydoridae*, *Rotifera*). Происходящее одновременно снижение величины средней индивидуальной массы зоопланктера свидетельствовало о комплексной перестройке зоопланктоценозов в градиенте внешних факторов.

При отсутствии рассчитанных значений W-статистики Кларка для всех водоемов Казахстана, для дальнейшего анализа мы используем в качестве адекватной замены значения Δ -Shannon. Выявленная нами ранее для отдельных водоемов [12] тесная связь между значениями W-статистики Кларка и Δ -Shannon обусловлена близкой природой их расчета: оба показателя линейно связаны с индексами Shannon Bi и Shannon Ab (рис. 3).

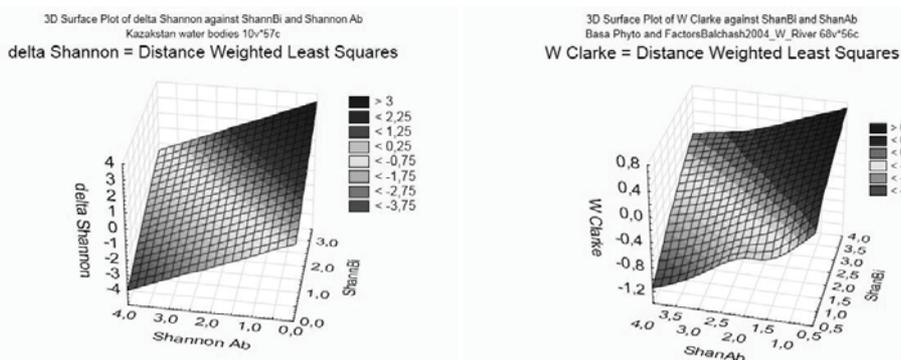


Рисунок 3. Связь между значениями Δ -Shannon, W-статистики Кларка, Shannon Bi и Shannon Ab в зоопланктонных сообществах водоемов Казахстана

Изменчивость Δ -Shannon в градиенте суммарной численности, биомассы, среднего на пробу числа видов и средней индивидуальной массы особи подчинялось описанным выше нелинейным закономерностям сукцессионных перестроек зоопланктонных сообществ. При сдвиге Δ -Shannon в область положительных значений (т.е., при постепенном сближении кривых биомассы и численности и последующем расположении кривой численности выше кривой биомассы, что отражает усиление стресса [14]), среднее на пробу число видов увеличивалось, а средняя масса особи и количественные показатели зоопланктона вначале возрастали, далее снижались (рис. 4).

Трехмерные графики демонстрировали, что в области низких биомасс значения Δ -Shannon оставались почти без изменений во всем градиенте численности зоопланктона, а при повышении биомассы отрицательные значения Δ -Shannon наблюдались при высоких численностях (рис. 5а). Обогащение зоопланктонценозов видами сопровождалось смещением кривой численности выше кривой биомассы (положительные значения Δ -Shannon), при этом перегиб поверхности (отрицательные значения Δ -Shannon) приходился на среднее число видов около 10 (рис. 5б). В мелкоразмерных сообществах значения Δ -Shannon были положительными (кривая численности выше кривой биомассы), не зависели от суммарной численности, но изменялись нелинейно при укрупнении входящих в сообщества видов. Связь Δ -Shannon с суммарной биомассой была иной (рис. 5в). В крупноразмерных сообществах положительные значения Δ -Shannon изменялись незначительно во всем градиенте суммарной биомассы сообществ, а при измельчении средних размеров особей происходил сдвиг значений Δ -Shannon в отрицательную область (норма по [14]) в сообществах с высокой биомассой.

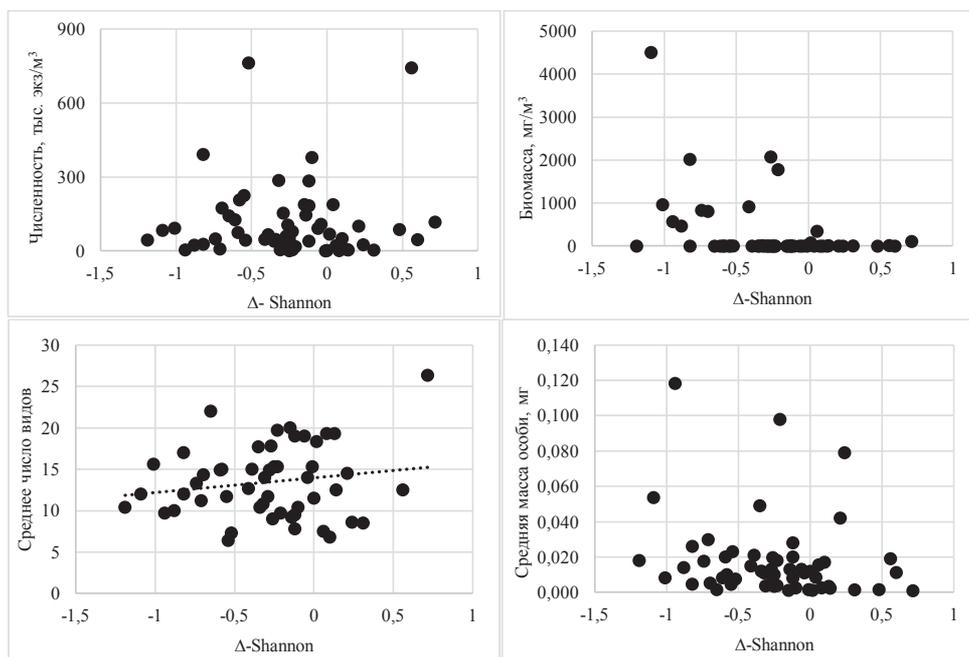


Рисунок 4. Изменение суммарной численности, биомассы, среднего на пробу числа видов, средней индивидуальной массы особи и значений Δ -Shannon в сообществах зоопланктона водоемов Казахстана

Нелинейная изменчивость выявлена при анализе фитопланктонных сообществ в зависимости от факторов среды – минерализации, химического состава, содержания биогенных элементов и тяжелых металлов в воде экологически разнотипных водоемов Казахстана. Например, в оз. Балхаш железо способствовало укрупнению клеток водорослей во всем градиенте концентраций фосфатов, а медь наиболее сильно стимулировала формирование крупноразмерных сообществ в узком диапазоне концентраций нитритов.

Биотические взаимодействия могут оказывать более сильное влияние на структурные показатели гидроценозов, по сравнению с внешними факторами. Нами было показано, что влияние акклиматизантов – медуз *Blackfordia virginica* и *Moerisia maeotica* на структуру и размерные показатели зоопланктона Каспийского моря [2] и радужной форели на многолетнюю динамику зоопланктона Кольсайских горных озер [12] – проявлялось в нарушении синхронности пространственной или межгодовой изменчивости структурных показателей – средней индивидуальной массы особи, значений W-статистики Кларка и Δ -Шеннона-Уивера.

Следует остановиться на последовательности внутренних перестроек биотических сообществ под влиянием контролирующих факторов. Ранее нами было установлено, что при изменении солености воды Аральского моря [3] и эвтрофировании Кольсайских озер [12] видовой состав макрозообентоса и зоопланктона оставался относительно постоянным, а величины средней индивидуальной массы особи и структура доминирования видов изменялись адекватно внешним условиям. Чувствительность размерных показателей обусловлена тем, что они зависят не только от состава, но и от поло-возрастной структуры популяций входящих в сообщества видов. Внешние факторы вызывают в первую очередь внутривидовые перестройки, и лишь затем, когда давление среды выходит за рамки толерантности видов, происходит смена видового состава.

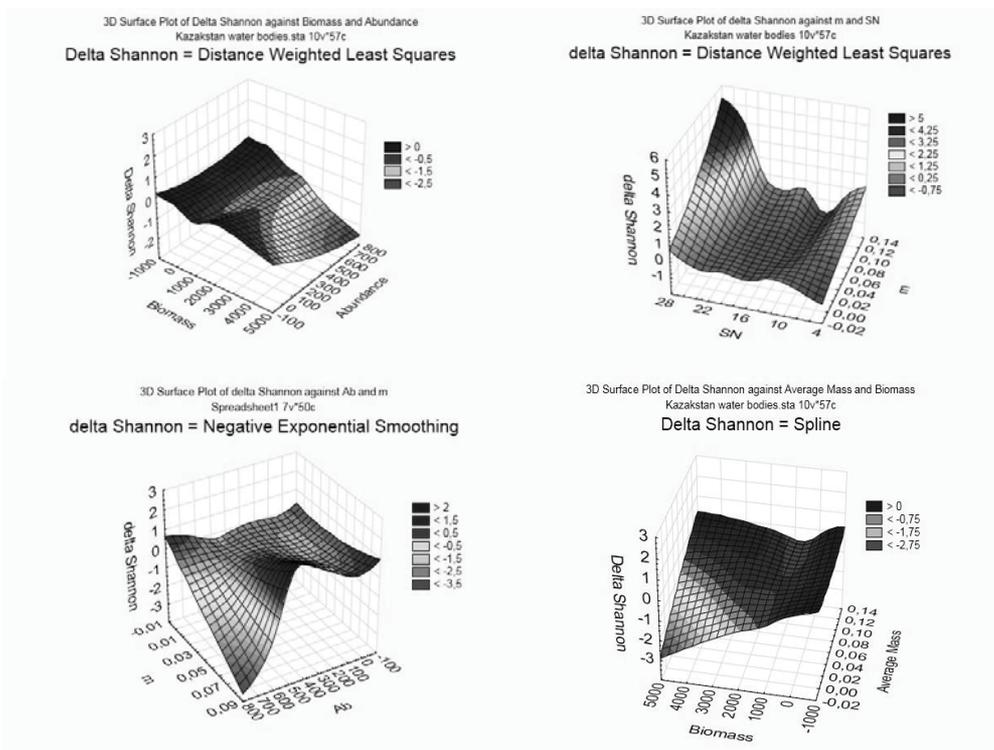


Рисунок 5. Трехмерные графики связи между значениями Δ -Shannon, суммарной численностью, биомассой, средним на пробу числом видов, средней индивидуальной массой особи в сообществах зоопланктона водоемов Казахстана

Наши результаты, демонстрирующие нелинейный характер изменчивости структуры планктонных сообществ в градиенте внутренних и внешних контролирующих факторов, согласуются с данными по распределению разнообразия макрофитов в процессе эвтрофирования европейских озер [13] и макрозообентоса в градиенте индекса сапробности [5], а также объясняют противоречивость использования АБС-Метода для анализа влияния внешних факторов на структуру водных сообществ. Выявленный нелинейный характер изменчивости позволяет в общих чертах описать последовательность сукцессионных перестроек гидроценозов в градиенте контролирующих факторов. Первоначальное увеличение количественных показателей гидроценозов происходит на фоне обогащения сообществ крупными видами, что отражают значения средней индивидуальной массы. Кривая биомассы располагается выше кривой численности (положительные значения W-Кларка), Shannon $Bi < Shannon Ab$. На более поздних стадиях сукцессии численность, биомасса сообществ и размерные показатели снижаются, но среднее на пробу число видов и значения индекса Shannon продолжают расти. Последующая постепенная замена крупных видов на мелкие, число которых продолжает увеличиваться, обуславливает рост разнообразия, сближение кривых биомассы и численности и сдвиг кривой численности выше кривой биомассы на фоне снижение средней массы особи.

1. Круна Е.Г. Зоопланктон лимнических и лотических экосистем Казахстана. Структура, закономерности формирования. – Saarbrücken: Palmarium Academic Publishing, 2012. – 346 с.
2. Круна Е.Г. Размерная структура зоопланктона как индикатор экологического состояния Каспийского моря // Морские биологические исследования: достижения и перспективы. – Севастополь, 2016. – С. 119-123.

3. Крупа Е.Г., Гришаева О.В. Структура доминирования видов в макрозообентосе Малого Аральского моря как показатель изменения солености воды // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем: Тез. докл. 2-й межд. конф. – Санкт-Петербург, 2011. – С. 96.
4. Одум Ю. Основы экологии – М.: Мир, 1975. – 744 с.
5. Протасов А.А. Методологические и методические проблемы использования показателей разнообразия для биоиндикации // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. – СПб.: ЛЕМА, 2007. – С. 19-23.
6. Шитиков В.К., Головатюк Л.В. ABC-метод и специфика доминирования видов в донных речных сообществах // Поволжский эколог. журнал. – 2013. – № 1. – С. 88-97.
7. Barinova S., Krupa E. Bioindication of Ecological State and Water Quality by Phytoplankton in the Shardara Reservoir, Kazakhstan // Environment and Ecology Research. – 2017. – Vol. 5. – P.73-92.
8. Clarke K.R. Comparison of dominance curves // J. Exp. Mar. Biol. Ecol. – 1990. – Vol. 138. – P. 143-157.
9. Krupa E.G. Structural Characteristics of Zooplankton of the S hardarinskoe Reservoir and Their Use in Water Quality Assessment. // Water Resources. – 2007. – Vol. 34, № 6. – P. 712–717.
10. Krupa E.G., Stuge T.S., Lopareva T.Ya., Shaukharbaeva D.S. Distribution of Planktonic Crustaceans in Lake Balkhash in Relation to Environmental Factors // J. Inland Water Biology. – 2008. – Vol. 1, № 2. – P.150-157.
11. Krupa E.G., Barinova S.M., Romanova S.M., Malybekov A.B. Hydrobiological assessment of the high mountain Kolsay Lakes (Kungey Alatau, Southeastern Kazakhstan) ecosystems in climatic gradient // British Journal of Environment and Climate Change. – 2016. – Vol. 6, № 4. – P. 259-278.
12. Krupa E.G., Barinova S.S. Environmental Variables Regulating the Phytoplankton Structure in High Mountain Lakes // Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences. – 2016. – Vol. 7, № 4. – P. 1251-1261.
13. Penning W. Ellis, Mjelde M., Dudley B., Hellsten S., Hanganu J., Kolada A., Van Den Berg M., Poikane S., Phillips G., Willby N., Ecke F. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes // Aquat. Ecol. – 2008. – Vol. 42. – P. 237–251.
14. Warwick R.M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities // Mar. Biol. – 1986. – Vol. 92, № 4. – P. 557-562.

STRUCTURAL VARIABLES OF HYDROCENOSIS IN ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL STATE OF WATERBODIES

E.G. Krupa¹, S.M. Barinova²

¹*Institute of Zoology of the CS of the MES, Kazakhstan, Almaty, elena_krupa@mail.ru*

²*Institute of Evolution, University of Haifa, Israel, barinova@research.haifa.ac.il*

Internal connection and the non-linear nature of variability of hydrocenoses in the gradient of controlling factors have been revealed. Quantitative variables of communities increase, while the number of large species increases in the composition of communities. The biomass curve is located above the abundance curve, and the biomass distribution of the species is less uniform than in the abundance (Shannon Bi < Shannon Ab). In the later stages of succession, the abundance, biomass, and size of the communities decrease, with the gradual replacement of large species by small, and average species number and the values of the Shannon Index continue to grow, the abundance curves and biomass converge and their relative positions change.

Keywords: hydrocenoses, structure, size indices, W-statistics of Clarke, Δ-Shannon.

УДК 574.587(28):591

ИЗМЕНЕНИЯ ЗООПЛАНКТОНА ПРЕСНЫХ ВОДОЕМОВ В УСЛОВИЯХ ЗООГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

А.В. Крылов, Д.Б. Косолапов, Е.Г. Сахарова, Н.С. Шевченко, И.В. Чалова,

А.В. Романенко, Ю.В. Герасимов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН, krylov@ibiw.yaroslavl.ru

Представлен обзор результатов изучения зоопланктона пресных водоемов в условиях влияния продуктов жизнедеятельности беспозвоночных и позвоночных животных, играющих роль ключевых видов. Показана необходимость анализа соотношения азота и фосфора, учета возможных трофических и топических связей

между сообществами разного трофического уровня и между разноразмерными видами одной таксономической группы беспозвоночных.

Ключевые слова: зоопланктон, ключевые виды, биогенные вещества, трофические и топические связи.

Оценка качества водной среды методами биологической индикации широко используется при решении как фундаментальных, так и прикладных задач экологии и гидробиологии. Однако механистический подход к интерпретации полученных данных способен исказить наши представления о качестве воды, как среды обитания гидробионтов.

Среди причин, способных привести к ошибочной интерпретации, можно выделить несколько. Во-первых, неоправданный выбор сообществ и показателей их организации, выступающих в роли критериев для оценки состояния разнотипных водных систем (например, анализ планктона при изучении экологического состояния участков рек с быстрым течением воды, равно как горных или предгорных рек). Во-вторых, при сравнении показателей развития сообществ участков водных объектов, характеризующихся разными морфометрическими или гидрологическими характеристиками (например, участков рек с быстрым и медленным течением; пелагиали и литоральной зоны и пр.). В-третьих, при недоучете особенностей структурно-функциональной организации сообществ в сезонном аспекте. На эти моменты обращала внимание исследователей Е.В. Балушкина [2], указывая, что крайне ошибочно при оценке качества природных вод исходить только из «водохозяйственного» направления и игнорировать «экологическое». При «водохозяйственном» понимании качества воды исследователь ставит себя на место потребителя, который находится вне водоема, и его оценки основываются на пригодности воды для конкретных видов водопользования. Очевидно, что при анализе необходимо придерживаться «экологического» направления, при котором водный объект рассматривается в первую очередь как среда обитания гидробионтов. При таком подходе принимаются во внимание не только «внешние» по отношению к экосистеме факторы (промышленность, сельское хозяйство и т.д.), но и «внутренние» (абиотические и биотические компоненты). В таком случае при оценке состояния сообществ гидробионтов учитывается все многообразие факторов, каждый из которых в определенный момент может быть ведущим и определяющим / лимитирующим.

В настоящем сообщении мы попытаемся представить краткий обзор некоторых примеров, описывающих последствия средообразующей деятельности ключевых видов (*keystone species* [30]) водных и околводных животных, а также изменения показателей структуры сообществ гидробионтов, выступающих критериями для определения качества воды как среды обитания.

Ключевой статус вида находится в нелинейной зависимости от его обилия [24]. Среди гидробионтов к числу потенциальных средообразователей относятся крупные виды рода *Daphnia* [27], а также представители верхнего звена трофической сети – рыбы, увеличение или уменьшение плотности которых способно спровоцировать разные сценарии развития экосистемы. Эти принципы положены в основу методов биоманипуляции [35]. Однако порой аналогичные изменения происходят незапланированно. Так, в оз. Севан в начале первого десятилетия 21-го века отмечено снижение плотности рыб, причем, в наибольшей степени за счет планктофага – сига (*Coregonus lavaretus* Linnaeus, 1758). Современное состояние его популяции можно охарактеризовать как депрессивное: к 2011 г. биомасса сига сократилась более чем в 1000 раз (с 27,7–30,6 тыс. т в конце 1980-х гг. до 0,02 в 2011 г.) [9]. Благодаря плановому повышению уровня воды из прибрежных водоемов в озеро попала *Daphnia* (*Stenodaphnia*) *magna* Straus, а отсутствие контроля сверху обеспечило увеличение ее численности и биомассы до величин, при которых возможна модификация среды. В результате ее жизнедеятельности изменение части абиотических и биотических характеристик водоема можно рассматривать как свидетельство улучшения его экологического состояния. В частности, в течение первых двух лет после появления *D. magna* в два раза возросла прозрачность воды, благодаря чему увеличилась глубина распространения зарослей макрофитов в литоральной зоне, а на глубоководных участках

наблюдалось снижение численности и биомассы гетеротрофных нанофлагеллят, а также биомассы макрозообентоса [9]. Но наибольшей трансформации подверглось сообщество фитопланктона. Летом после появления дафнии большая численность и биомасса водорослей сократились в среднем 4 и 5 раз соответственно, увеличилась доля диатомовых и сократилась доля цианобактерий. Осенью средняя численность фитопланктона за счет сокращения обилия всех основных таксономических групп водорослей оказалась в 4,1 раза меньше, чем в период до появления дафнии, биомасса – в 4,6 раза. О значительном уменьшении (~ в 5 раз) величин первичной продукции озера свидетельствуют также изменения качественного состава и количественных характеристик зообентоса [9]. Расчетные величины первичной продукции озера в период после появления *D. magna* были сопоставимы с таковыми в 1939–1959 гг., когда оз. Севан сохраняло статус олиготрофного водоема. Однако, очевидно, что после появления дафнии большой величины первичной продукции и уровень развития фитопланктона определялись не трофическим статусом водоема, а преобладанием процесса выедания водорослей зоопланктерами, в частности, *D. magna*.

Несколько иная ситуация складывалась с состоянием бактериопланктона, количество которого возрастало. Существует несколько взглядов на роль крупных ветвистоусых ракообразных в формировании численности и биомассы бактерий, однако многомерный статистический анализ данных выявил, что только 12,8 % вариаций их количества объясняется развитием зоопланктона (в основном дафний) [39]. Мы считаем, что увеличение количества бактериопланктона при повышении обилия *Cladocera* может быть в большей степени связано с опосредованным влиянием последних. Так, в Боденском озере периоды возрастания численности и продукции бактерий совпадали с периодами увеличения количества ветвистоусых, что объяснялось поступлением в воду органических субстратов и соединений биогенных элементов, стимулирующих рост микроорганизмов [19]. В оз. Севан после появления *D. magna* в среднем в 2 раза летом и в 15 раз осенью возросло содержание фосфора, ассимилированного в биомассе *Cladocera*, изменилась также скорость экскреции ими минерального фосфора: летом она сократилась в среднем в 2 раза, но осенью увеличилась в среднем в 6 раз [9]. Кроме того, *Cladocera* способны оказывать на бактерий опосредованное действие через трофический каскад [41], выедая их основных потребителей – бактериотрофных протистов, в частности гетеротрофных нанофлагеллят [23, 34], количество которых в оз. Севан после появления дафнии сократилось.

Следовательно, несмотря на то, что звено первичных продуцентов выступает в роли одного из основных показателей трофического статуса и экологического состояния водоемов, исключение из круга исследований гетеротрофного звена, среди которого при определенных условиях могут массово развиваться ключевые виды, способно привести к ошибочным оценкам.

Имеются многочисленные свидетельства того, что в процессе эвтрофирования в планктоне происходит закономерная замена крупных видов *Cladocera* мелкими [1 и мн. др.]. Однако при поступлении продуктов жизнедеятельности такого мощного средообразователя водной среды как бобр [4], количество зоопланктона на зарегулированных им участках малых рек рекордных величин достигает благодаря 1–2 видам крупных *Cladocera* [5, 6]. В ходе проведения экспериментов по изучению влияния продуктов жизнедеятельности бобров на развитие мелких и крупных видов *Cladocera* показано, что в воде возрастает концентрация азота и фосфора, а также снижается величина N/P [8]. Это могло определять высокое содержание фосфора в объектах питания зоопланктеров, что стимулирует развитие мирных *Cladocera* [10, 14, 38], среди которых наиболее требовательны к его концентрации крупные *Daphnia* [36, 37, 40]. В условиях влияния экскрементов бобров именно они достигали высокого обилия, в то время как количество мелкой *Ceriodaphnia dubia* было значительно меньше. С одной стороны, этому могла способствовать прямая конкуренция рачков за пищевой ресурс. На примере разноразмерных видов ветвистоусых [11, 32] показано, что успешность конкуренции между

ними определяется количеством пищи: при ее высокой концентрации преобладают крупные виды. В наших экспериментах также показано, что при меньшей концентрации бактериопланктона в контрольных микрокосмах дафния развивалась менее интенсивно, чем цериодафния, а при высоком обилии бактериопланктона в условиях влияния продуктов жизнедеятельности бобров наблюдалась обратная закономерность. Однако биотестирование с использованием *C. dubia* показало, что в воде из микрокосмов, где массово развивалась *Daphnia magna*, достоверно снижалось количество потомства тест-объекта, в то время как при ее одиночном обитании, напротив, наблюдалась стимуляция. Полученные результаты позволили нам рассматривать положение о том, что ослабление репродукции мелкого вида могло определяться не только количеством пищи и прямой конкуренцией с крупным видом, а значительную роль в этом могли играть топоческие связи [3], т.е. угнетение *Ceriodaphnia dubia* было спровоцировано и продуктами жизнедеятельности массово развивающейся в результате влияния продуктов жизнедеятельности бобров *Daphnia magna*.

Следовательно, при увеличении фосфорной нагрузки на водоемы может не наблюдаться замены крупных видов ветвистоусых ракообразных на представителей мелких видов, что определяется конкурентной успешностью первых в условиях богатого пищевого ресурса, а также влиянием продуктов их жизнедеятельности [8, 13].

Среди водных и околородных позвоночных животных к числу средообразователей относятся также колониальные птицы, поступление продуктов жизнедеятельности которых способствует изменению концентрации биогенных веществ, количественных показателей первичных и вторичных продуцентов, что позволило говорить о *гуанотрофикации* водоемов, испытывающих их влияние [7, 17, 18, 28]. Известно, что при эвтрофировании водоемов наблюдается замена веслоногих ракообразных ветвистоусыми [1 и мн. др.], однако воздействие продуктов жизнедеятельности колоний водных (сем. Laridae) и околородных (сем. Ardeidae) птиц в бассейне Верхней Волги и на Кавказе (Армения) [25] приводило к увеличению обилия Copepoda, одновременно отмечен еще ряд черт зоопланктона, свидетельствующих, скорее, о процессе деэвтрофирования [7]. Но о каком деэвтрофировании может идти речь, если в воде в большинстве случаев отмечается увеличение содержания биогенных веществ, количественных показателей фито- и бактериопланктона [33]. По нашему мнению, специфические изменения структуры зоопланктона связаны с высоким содержанием азота в экскрементах птиц [19, 21, 22], поступление которых способствует увеличению количества азота в воде, а также повышению стехиометрического соотношения N/P в кормовых объектах зоопланктона до величин, благоприятных для развития Copepoda и хищных Cladocera [10, 14, 38].

Однако в некоторых случаях наблюдаются исключения. Исследования планктона малых пресных водоемов архипелага Шпицберген показали, что их экологическое состояние во многом определяется жизнедеятельностью гусей (в частности, *Branta leucopsis* (Bechstein)), количество которых значительно возросло благодаря потеплению [29]. В водоемах, испытывающих влияние экскрементов казарок, достоверно возрастала численность ракообразных, причем, за счет Cladocera – их плотность в среднем увеличивалась в 44 раза, в то время как количество Copepoda – всего в 1,1 раза. В контрольных водоемах наибольшей численности достигали взрослые и ювенильные *Cyclops abyssorum* Sars, а в водоемах, подверженных воздействию экскрементов казарок доминировали *Daphnia* cf. *pulex* De Geer, *Chydorus* cf. *sphaericus* (O.F. Müller) и *Macrothrix hirsuticornis* Norman & Brady. Возрастание количества Cladocera определялось улучшением их кормовой базы, о чем свидетельствует прямая достоверная связь между плотностью Cladocera и биомассой их объектов питания – зеленых водорослей ($r = 0,78, p < 0,05$). Кроме того, в водоемах, подверженных влиянию птиц, весьма заметно сокращалась численность и биомасса бактерий размером более 2 мкм ($r = -0,67$ и $-0,68, p < 0,05$ соответственно), ассоциированных с детритом форм ($r = -0,78$ и $-0,76, p < 0,05$), а также численность нитевидных ($r = -0,61, p < 0,05$), которые могут непосредственно использоваться в пищу ракообразными, в том числе и крупными [31].

Но чем могло определяться преобладание *Cladocera* при влиянии экскрементов птиц? В исследованных водоемах Шпицбергена отмечено увеличение азота в воде (в среднем в 3,2 раза по сравнению с контрольными водоемами), однако значительно (в среднем в 3,7 раза) возросло и содержание фосфора. Мы это связываем с тем, что основное количество экскрементов казарок изначально попадает на сушу, и лишь спустя какое-то время, благодаря атмосферным осадкам, биогенные вещества поступают в воду. Исследования свойств птичьего помета как удобрения показали, что содержание элементов и соединений в нем может значительно меняться в зависимости от условий и продолжительности хранения [12]. Под воздействием микроорганизмов, солнца, воздуха и других факторов, с веществами, входящими в состав помета, происходят различные химические превращения, в результате которых одни соединения превращаются в другие, часть из них улетучивается в атмосферу и теряется. В наибольшей степени в результате неблагоприятных условий хранения из помета теряется азот. Это подтверждают и сведения о влиянии экскрементов *Anser caerulescens caerulescens* (L.) на наземные осоки, которые свидетельствуют, что большая доля (60 %) азота растворяется первоначально, но уже после 48 ч его концентрация значительно ниже [15]. На потери азота из экскрементов, если они не сразу попадают в воду, указывал также С. Хан (S. Hahn) с соавторами [21]. Кроме того, в бассейне Верхней Волги при исследованиях влияния на зоопланктон колонии *Ardea cinerea* (L.), экскременты которых также первоначально попадают на сушу, была показана прямая зависимость обилия *Soropoda* от количества атмосферных осадков [26], т.е. от скорости поступления биогенных веществ в водоем.

Следовательно, за время пребывания помета казарок на суше теряется большая часть азота, в озера с поверхностным стоком попадает больше фосфора, в результате чего изменяется стехиометрическое соотношение этих биогенных веществ в кормовых объектах зоопланктона до величин, благоприятных для развития мирных *Cladocera* [10, 14, 38].

Таким образом, проведенные исследования показывают, что при оценке экологического состояния водоемов необходимо учитывать наибольшее количество факторов, среди которых значительную роль играют водные и околотовные беспозвоночные и позвоночные животные, при определенном уровне количественного обилия выступающие в качестве ключевых видов. При обсуждении вопросов реакции сообществ планктона на поступление биогенных веществ необходим анализ соотношения азота и фосфора, определяющих их стехиометрическое содержание в пищевых объектах ракообразных. Кроме того, важно учитывать также роль трофических и топических связей между сообществами разного трофического уровня и между разноразмерными видами одной таксономической группы беспозвоночных.

В работе представлены результаты исследований, выполненных при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (№ 16-04-00028_a) и проекта BRANTA-DULCIS (№ 246726) (Норвегия).

1. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов. – СПб.: Наука, 1996. – 189 с.
2. Балушкина Е.В. Критерии и методы оценки уровня антропогенной нагрузки и качества воды // Малые реки: Современное экологическое состояние, актуальные проблемы. Тольятти, 2001. – С. 19.
3. Беклемишев В.Н. О классификации биоценологических (симфизиологических) связей // Бюлл. Моск. об-ва исп. природы. Отд. Биол. –1951. – Т. LVI (5). – С. 3–30.
4. Завьялов Н.А. Средообразующая деятельность бобра (*Castor fiber* L.) в европейской части России // Тр. Гос. природного заповедника “Рдейский”. – Великий Новгород: Виконт, 2015. – Вып. 3. – 320 с.
5. Крылов А.В. Влияние деятельности бобров как экологического фактора на зоопланктон малых рек // Экология. – 2002. – № 5. – С. 350–357.
6. Крылов А.В. Зоопланктон равнинных малых рек. – М.: Наука, 2005. – 263 с.
7. Крылов А.В., Кулаков Д.В., Чалова И.В., Папченков В.Г. Зоопланктон пресных водоемов в условиях влияния гидрофильных птиц. – Ижевск: Издатель Пермиков С.А., 2012. – 204 с.

8. Крылов А.В., Чалова И.В., Ланеева Н.С., Цельмович О.Л., Романенко А.В., Лавров В.Л. Экспериментальные исследования влияния продуктов жизнедеятельности бобров (*Castor fiber* L.) на формирование структуры зоопланктона (на примере развития двух разноразмерных видов ветвистоусых ракообразных) // Сибирский экол. журн. – 2016. – № 4. – С. 600–610.
9. Озеро Севан. Экологическое состояние в период изменения уровня воды. –Ярославль: Филлигрань, 2016. – 328 с.
10. Толмеев А.П. Концепция «экологической стехиометрии» в водных экосистемах: литературный обзор // Сибирский экол. журн. – 2006. – № 1. – С. 13–19.
11. Фенева И.Ю., Палаш А.Л., Будаев С.В. Влияние обилия пищи и биотических отношений на успех вселения крупных и мелких видов ветвистоусых ракообразных в экспериментальных условиях // Зоологический журнал. – 2010. – Т. 89, № 4. – С. 416–423.
12. Химический состав птичьего помета // <http://ptitcevod.ru/produksiya-ptitcevodstva/ximicheskij-sostav-ptichego-pometa.html> Дата обращения 3 июля, 2014.
13. Шевченко Н.С., Чалова И.В., Цельмович О.Л., Романенко А.В., Сахарова Е.Г., Крылов А.В. Формирование специфических сообществ зоопланктона под влиянием жизнедеятельности *Castor fiber* L.: изменение количественных характеристик двух разноразмерных видов Cladocera в бобровом пруду (эксперимент *in situ*) // Биология внутр. вод. – 2017. (В печати).
14. Andersen T., Hessen D.O. Carbon, nitrogen, and phosphorus content of freshwater zooplankton // Limnol. Oceanogr. – 1991. – Vol. 36. – P. 807–814.
15. Bazely D.R., Jefferies R.L. Goose Faeces: A source of nitrogen for plant growth in a grazed salt marsh // Journal of Applied Ecology. – 1985. – Vol. 22. – P. 693–703.
16. Brandvold D.K., Popp C.J., Brierley J.A. Waterfowl refuge effect on water quality: chemical and physical parameters // Journal of Water Pollution Control Federation. – 1976. – Vol. 48. – P. 685–687.
17. Chaichana R., Leah R., Moss B. Birds as eutrophicating agents: a nutrient budget for a small lake in a protected area // Hydrobiologia. – 2010. – Vol. 646. – P. 111–121.
18. Gould D.J., Fletcher M.R. Gull droppings and their effects on water quality // Water Research. – 1978. – Vol. 12. – P. 665–672.
19. Gude H. Direct and indirect influences of crustacean zooplankton on bacterioplankton of Lake Constance // Hydrobiologia. – 1988. – Vol. 159. – P. 63–73.
20. Hahn S., Bauer S., Klaassen M. Estimating the contribution of carnivorous waterbirds to nutrient loading in freshwater habitats // Freshwater Biology. – 2007. – Vol. 52. – P. 2421–2433.
21. Hahn S., Bauer S., Klaassen M. Quantification of allochthonous nutrient input into freshwater bodies by herbivorous waterbirds // Freshwater Biology. – 2008. – Vol. 53. – P. 181–193.
22. Jürgens K. Impact of Daphnia on planktonic microbial food webs – review // Mar. Microb. Food Webs. – 1994. – Vol. 8. – P. 295–324.
23. Kotliar N.B. Application of the new keystone-species concept to prairie dogs: how well does it work? // Conservation Biology. – 2000. – Vol. 14, № 6. – P. 1715–1721.
24. Krylov A.V., Kulakov D.V., Papchenkov V.G. Effect of water-loving bird colonies on zooplankton in littoral zones of water bodies of different types // Russian Journal of Ecology. – 2011. – Vol. 42, №. 6. – P. 518–524.
25. Krylov A.V., Kulakov D.V., Tsvetkov A.I., Papchenkov V.G. Effect of atmospheric precipitation and the abundance of semiaquatic bird colonies on zooplankton in the littoral of a small high-trophic lake // Biology Bulletin. – 2014. – Vol. 41, №. 10. – P. 862–868.
26. Lampert W. Daphnia: development of a model organism in ecology and evolution. – Oldendorf/Luhe: International Ecology Institute, 2011. – 263 p.
27. Leentvaar P. Observations in guanotrophic environments // Hydrobiologia. – 1967. – Vol. 29. – P. 441–489.
28. Madsen J., Kuijken E., Meire P., Cottaar F., Haitjema T., Nicolaisen P.I., Bones T., Mehlum F. Pink-footed goose *Anser brachyrhynchus*: Svalbard // In J. Madsen et al. (eds.): Goose populations of the western Palearctic. A review of status and distribution. Wetlands International Publication. – 1999. – Vol. 48. – P. 82–93.
29. Pain R.T. A note on trophic complexity and community stability // Amer. Natur. – 1969. – Vol. 103. – P. 91–93.
30. Porter K.G., Feig Y.S., Vetter E.F. Morphology, flow regimes, and filtering rates of *Daphnia*, *Ceriodaphnia* and *Bosmina* fed natural bacteria // Oecologia. – 1983. – Vol. 58. – P. 156–163.
31. Romanovsky Yu.E., Feniova I.Yu. Competition among Cladocera: effect of different levels of food supply // Oikos. – 1985. – Vol. 44. – P. 243–252.

32. Sakharova E.G., Korneva L.G. Phytoplankton of protected shallows in the Rybinsk reservoir in the zone affected by the black-headed gull (*Larus ridibundus* L.) colony // Russian Journal of Ecology. – 2015. – Vol. 46, № 6. – P. 573–578.
33. Sanders R.W., Porter K.G., Bennet S.J., De Biase A.E. Seasonal patterns of bacterivory by flagellates, ciliates, rotifers, and cladocerans in a freshwater planktonic community // Limnol. Oceanogr. – 1989. – Vol. 34, № 4. – P. 673–687.
34. Shapiro J., Lammara V., Lynch M. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration // Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. Limnology Research Centre, University of Minnesota, 1975. – Vol. 143. – P. 1–32.
35. Sterner R.W., Hessen D.O. Algal nutrient limitation and the nutrition of aquatic herbivores // Annual Review of Ecology and Systematic. – 1994. – Vol. 25. – P. 1–29.
36. Sterner R.W., Robinson J.L. Thresholds for growth in *Daphnia magna* with high and low phosphorus diets // Limnology and Oceanography. – 1994. – Vol. 39. – P. 1229–1233.
37. Sterner R.W., Schulz K.L. Zooplankton nutrition: recent progress and a reality check // Aquatic Ecol. – 1998. – Vol. 32. – P. 261–279.
38. Straškrábová V., Bertoni R., Blažo M. et al. Structure of pelagic microbial assemblages in European mountain lakes during ice-free season // Advanc. Limnol. – 2008. – Vol. 62. – P. 19–53.
39. Urabe J., Clasen J., Sterner R.W. Phosphorus limitation of *Daphnia* growth: Is it real // Limnology and Oceanography. – 1997. – Vol. 42, № 6. – P. 1436–1443.
40. Zollner E., Santer B., Boersma M. et al. Cascading predation effects of *Daphnia* and copepods on microbial food web components // Freshwater Biol. – 2003. – Vol. 48. – P. 2174–2193.

CHANGES IN ZOOPLANKTON OF FRESHWATER WATERBODIES UNDER THE ZOOGENIC IMPACT

A. V. Krylov, D. B. Kosolapov, E. G. Sakharova, N. S. Schevchenko, I. V. Chalova,
A. V. Romanenko, Yu. V. Gerasimov
Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS, Borok, krylov@ibiw.yaroslavl.ru

The paper presents an overview of the results of the study on zooplankton in fresh waterbodies under the impact of vital activity products of invertebrate and vertebrate animals, which play the role of key species. The need for an analysis of the nitrogen and phosphorus ratio and accounting of possible trophic and topical relations between communities of different trophic levels and between different species of one taxonomic group of invertebrates is shown.

Keywords: zooplankton, key species, nutrients, trophic and topical relations.

УДК 502.084

НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ КАРДИОАКТИВНОСТИ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ КАК ИНТЕГРАЛЬНОГО ИНДИКАТИВНОГО ПОКАЗАТЕЛЯ СОСТОЯНИЯ КЛЮЧЕВЫХ ВИДОВ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Т.В. Кузнецова¹, С.В. Холодкевич^{1,2}

¹*Санкт-Петербургский научно-исследовательский Центр экологической безопасности РАН, г. Санкт-Петербург, kuznetsova_tv@bk.ru; ²Санкт-Петербургский государственный университет, г. Санкт-Петербург, kholodkevich@mail.ru*

Работа посвящена обобщению исследований особенностей сердечной деятельности у пресноводных и морских двустворчатых моллюсков, зарегистрированных неинвазивным волоконно-оптическим методом. Наряду с большой вариабельностью частоты сердечных сокращений (ЧСС) моллюсков, в кардиоактивности были обнаружены ритмы различных диапазонов. Ультраничные ритмы (УР) с периодами 10, 30 и 40 минут были показаны в сердечной деятельности черноморских мидий – *Mytilus galloprovincialis* Lam., несколько ритмов активности у *Mytilus edulis* L., а также у *Macoma balthica* L. Циркадная цикличность ЧСС была также продемонстрирована. В заключении отмечено, что анализ ритмичности физиологических и поведенческих характеристик мидий необходим для правильной интерпретации результатов, полученных во множестве исследований естественных и/или антропогенных влияний на сердечную деятельность и движение створок двустворчатых моллюсков. Обсуждается возможность использования УР в кардиоактивности как биомаркеров в широком спектре решения проблем оценки здоровья водных экосистем.

Ключевые слова: биоиндикация водных экосистем, двустворчатые моллюски, частота сердечных сокращений, ритмы, биомаркеры кардиоактивности.

Двустворчатые моллюски являются ключевыми видами в пресноводных, солоноводных и морских экосистемах и выполняют важную роль в их функционировании. Моллюски служат основой питания многих видов донных рыб, являются промежуточными хозяевами некоторых паразитов. Кроме того, являясь организмами-фильтраторами, они активно участвуют в процессах очищения воды и перехода органических веществ в неорганические. Как правило, двустворки являются и видами-мишенями (target species) воздействия загрязняющих веществ, в том числе и антропогенного происхождения. Именно поэтому двустворчатые моллюски (сем. Unionidae, Mytilidae и рода *Macoma*) рассматриваются как удобный индикаторный организм при биодиагностике состояния различных экосистем.

Среди интегральных показателей биологических эффектов загрязняющих веществ, как показал ряд исследований [2, 8, 9], могут использоваться общие показатели работы жизненно важных функциональных систем организма, например, работы сердечно-сосудистой системы (частота сердечных сокращений (ЧСС), вариабельность сердечного ритма) и поведения (локомоторная активность). Неинвазивный (без нарушения покровов) мониторинг этих показателей с помощью биосенсорных систем обеспечивает генерацию своевременного сигнала об опасном изменении токсичности воды на основе изменения функциональных показателей, что особенно важно в случае воздействия на водный объект опасного вещества неизвестной природы или их смесей.

Так, адаптивные возможности кардиореспираторной системы отражают интенсивность физиологических процессов, а также, во многих случаях, позволяют судить о функциональном состоянии организма в целом [2, 5, 6] и, опосредованно, о качестве среды обитания тестируемых животных.

В работе рассматриваются возможности применения такого интегрального индикативного показателя состояния этих моллюсков как работа их кардиореспираторной системы. В качестве показателей принято оценивать частоту сердечных сокращений (ЧСС), вариабельность сердечного ритма, наличие в кардиоактивности ритмов различных диапазонов, амплитудные характеристики сердечного ритма.

Для исследования использовали различных двустворчатых моллюсков: пресноводных - перловица *Unio tumidus* (L., 1758) и морских мидий – черноморскую *Mytilus galloprovincialis* (Lam., 1819) и беломорскую – *Mytilus edulis* (L., 1758), *Macoma balthica* L. у которых неинвазивно регистрировали с помощью биоэлектронной лазерной опто-волоконной системы их кардиоритм [5]. Показана большая индивидуальная вариабельность кардиоритма этих моллюсков. Так, средняя ЧСС у пресноводных моллюсков могла изменяться в широких пределах от 8 до 25,8 уд./мин даже без явных признаков вмешательства экспериментатора. Визуальные наблюдения показали, что, как правило, это связано с фильтрацией моллюсками воды или с изменением в функционировании сифонов и открытием-закрытием створок. Кроме того, в осенний период у перловиц мы наблюдали изменения в ритме сокращения сердца (а именно, в ЧСС), заключающиеся в наличии периодов ультрадианной (от 3,5 до 4,5 часов) активности. В настоящее время представляется затруднительным интерпретация возникновения таких ритмов в ЧСС, возможно она связана с подготовкой животного к гибернации и в реализации требования минимизации энергетических затрат.

Более детально наличие ритмов [1] различного диапазона в активности сердца было изучено на мидиях Черного моря и на беломорских мидиях. У первых, нами еще в 2008г. были выявлены ультрадианные ритмы (УР) различных временных диапазонов, а именно: 10-минутные, 30-минутные и часовые ритмы активности [6]. У беломорских мидий *Mytilus edulis* (L., 1819) в условиях стационарного лабораторного содержания в кардиоактивности удалось выявить несколько ритмов. Для анализа медленных компонентов сердечного ритма применяли БПФ (Быстрое преобразование Фурье) интервалограммы, что позволило выделить ритмы нескольких диапазонов (6-10 мин, 30-40 мин и 90-110 мин) [3]. Зафиксированные нами в этих исследованиях *in situ* УР отражают, по-видимому, регулируемые сифоном и движением створок циклические изменения в скорости

фильтрации и в пищевом поведении мидий. Природа обнаруженных нами УР пока не изучена. Представляется, однако, очевидным, что их наличие необходимо учитывать при анализе данных автоматических систем биомониторинга качества поверхностных вод, в которых в качестве тест-организмов используют двустворчатых моллюсков. Кроме того, анализ эндо- и экзогенной ритмики ЧСС ультрадианного диапазона мидий необходим для более корректной интерпретации результатов целого ряда исследований по влиянию природных и/или антропогенных воздействий на кардиоактивность и движение створок двустворчатых моллюсков

Были выявлены также ритмы околосуточной или циркадной, как их называют, активности (23-24,5 часа). Причем, околосуточные ритмы были выявлены и в кардиоактивности, и в движении створок черноморских мидий [7]. Как показывает наше исследование, ритмы как сердечной (средняя ЧСС), так и локомоторной активности (уровень раскрытия створок) усиливались в ночные и предутренние часы. Наличие околосуточной ритмики является неотъемлемым критерием здорового состояния моллюсков и запускается факторами внешней среды – изменением освещенности, температуры воды и, возможно, некоторыми другими, в том числе эндогенными факторами. Нарушение циркадной ритмики работы сердца может являться прогностическим признаком ухудшения функционального состояния животного, и может проявляться при воздействии токсических веществ, аноксии или других воздействиях. Показано, что вариабельность сердечного ритма у беспозвоночных – надежный показатель ранних стадий ухудшения функционального состояния организма под влиянием факторов различного происхождения, модальности и интенсивности [2, 4].

Биомаркерами воздействия загрязняющих веществ разной природы, но невысокой концентрации у двустворок являются: быстрое нарастание продолжительности периодов пребывания мидий в состоянии с закрытыми створками, уменьшение амплитуды раскрытия, изменения характера и частоты аддукций, быстрое нарушение суточного ритма, причем, как в активности створок, так и в кардиоактивности [8].

Ответной реакцией моллюсков на острые (до нескольких десятков ПДК) химические воздействия (аммиак, гидрохинон, ДСН) является мгновенное закрывание створок на время присутствия загрязняющего агента в водной среде. Вслед за этим наблюдается быстрое, но очень короткое (3-5мин), повышение ЧСС, следующее за ним резкое понижение ЧСС, продолжающееся вплоть до отмыва моллюска от токсиканта [7].

Принимая во внимание особенности функционирования кардиосистемы двустворчатых моллюсков можно заключить, что в местах, где имеются признаки ухудшения в состоянии организма-биоиндикатора, заключающиеся в существенных нарушениях (т.е. рассогласовании) в работе основных функциональных систем организма, следует ожидать в будущем изменений в состоянии популяции и, впоследствии в состоянии экосистемы [10].

При достаточной изученности ритмов кардиоактивности как физиологических показателей функционирования систем организма животного их предполагается использовать в качестве новых физиологических биомаркеров. Последнее представляет значительный интерес как новый метод оценки здоровья экосистем по функциональному состоянию ее ключевых видов. Все это указывает на несомненную актуальность и перспективность дальнейших исследований данного явления.

Наличие особенностей функционирования сердечно-сосудистой системы двустворчатых моллюсков и перечисленных выше ритмов, по-видимому, целесообразно учитывать при создании алгоритмов срабатывания биосенсорных систем, оповещающих об изменении качества среды по изменению хронотропных характеристик работы сердца моллюсков-биосенсоров.

1. Биологические ритмы. Т. 2. / Под ред. Ю. Ашоффа. – М.: Мир, 1984/– 414 с.
2. Кузнецова Т.В., Сладкова С.В., Холодкевич С.В. Оценка функционального состояния раков в нормальной и токсической среде по их кардиоактивности и биохимическим показателям гемолимфы // Журн. эвол. биохим. и физиол. – 2010. – Т. 46, № 3. – С. 203-211.

3. Кузнецова Т.В., Холодкевич С.В., Куракин А.С. и др. Исследование характеристик кардиоактивности беломорских моллюсков *Mytilus edulis* и *Littorina littorea* (Linnaeus) как биомаркеров среды обитания // Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря XI : Мат. Всеросс. науч. конф., С.-Петербург, 9–11 ноября 2010 г. – СПб., 2010. – С. 98-99.
4. Кузнецова Т.В. Изменение солёности среды как функциональная нагрузка при оценке физиологического состояния рака *Astacus leptodactylus* Esch. // Журн. эвол. биохим. и физиол. – 2013. – Т. 49, № 5. – С. 348-351.
5. Федотов В.П., Холодкевич С.В., Строчило А.Г. Особенности кардиоактивности рака *Astacus astacus* L. в различных функциональных состояниях // Журн. эвол. биохим. и физиол. – 2000. – Т. 38, № 1. – С. 219-222.
6. Холодкевич С.В., Иванов А.В., Кузнецова Т.В., Куракин А.С. и др. Ультраничные ритмы в кардиоактивности двустворчатых моллюсков // Докл. АН. Сер. Биология. – 2009. –Т. 426, № 6. – С. 831-833.
7. Холодкевич С.В., Кузнецова Т.В., Трусевич В.В., Куракин А.С. и др. Особенности движения створок и кардиоактивности двустворчатых моллюсков при действии различных стрессоров // Журн. эвол. биохим. и физиол. – 2009. – Т. 45, № 4. – С. 432-434.
8. Холодкевич С.В., Кузнецова Т.В., Иванов А.В., Трусевич В.В., Куракин А.С. Ультраничные ритмы кардиоактивности и движения створок черноморской мидии *Mytilus galloprovincialis* Lam // Доповіді Національної академії наук України. – 2009. – № 8. – С. 163-166.
9. Depledge M.H., Andersen B.B. A computer-aided physiological monitoring system for continuous, long-term recording of cardiac activity in selected invertebrates // Comp. Biochem. Physiol. – 1990. – Vol. 96A (4). – P. 473-477.
10. Depledge M.H., Galloway T.S. Healthy animals, healthy ecosystems // Frontiers in Ecology and the Environment. – 2005. – Vol. 3 (5). – P. 251-258.

**SOME PECULIARITIES IN CARDIAC ACTIVITY OF BIVALVES AS
INTEGRATED INDICATIVE INDICATOR OF KEY SPECIES FUNCTIONAL STATE IN
AQUATIC ECOSYSTEMS**

T.V. Kuznetsova¹, S.V. Kholodkevich^{1,2}

¹*Saint-Petersburg Scientific Research Center for Ecological Safety RAS,
kuznetsova_tv@bk.ru* ²*Saint-Petersburg State University, kholodkevich@mail.ru*

The paper deals with the study of peculiarities of cardiac activity in freshwater and marine bivalves registered by non-invasive fiber-optic method. In spite of a great variability in the heart rate (HR) of mollusks, some rhythms of different diapason were revealed in the heart rate. Ultradian rhythms (UR) with periods of 10, 30 and 40 m in were revealed in cardiac activity of the Black Sea mussels - *Mytilus galloprovincialis* Lam., a few rhythms in *Mytilus edulis* L. activity as well as in *Macoma balthica* L. Circadian rhythmicity in the HR was also demonstrated. The conclusion is made that the analysis of rhythmicity of physiological and behavioral characteristics of mussels is necessary for the correct interpretation of results obtained in a variety of researches of natural and/or anthropogenic influences on cardiac activity and valve movements of bivalves. The attention was paid to the basic possibility of using UR as biomarkers in a wide range of problems of environmental health assessment.

Keywords: bioindication, aquatic ecosystems, bivalves, rhythms in heart rate, biomarkers of cardiac activity.

УДК 582.26+581.9+582.26+581.9

**ДИАТОМОВЫЕ ВОДОРОСЛИ И МОНИТОРИНГ ПРЕСНОВОДНЫХ
ЭКОСИСТЕМ: СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ И БУДУЩЕЕ**

М.С. Куликовский

*Институт физиологии растений им. К.А. Тимирязева РАН, г. Москва; Институт
биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, п. Борок. max-kulikovsky@yandex.ru*

Рассматривается роль и значение диатомовых водорослей в мониторинге пресноводных экосистем. Диатомовые играют важную роль в экологических исследованиях, что связано с возможностью длительного сохранения створок и панцирей этих водорослей. Однако, использование диатомовых водорослей связано с рядом проблем – это масштабное изменение систематики этих водорослей за последние 25 лет, описание большого числа новых таксонов, отсутствие определителей и пособий на русском языке, отсутствие данных по

экологическим предпочтениям для большинства известных таксонов, малая флористическая изученность, изменение и расширение ареалов для ряда видов. Большое значение приобретают молекулярно-генетические методы, такие как баркодирование и метабаркодирование. Однако использование этих методов сопряжено с недостаточностью генетических библиотек и точной привязки полученных последовательностей к отдельным таксонам. Эти и ряд других вопросов подробно обсуждаются.

Ключевые слова: диатомовые водоросли, мониторинг, таксономия, баркодирование и метабаркодирование, диатомовые индексы качества воды.

Диатомовые водоросли широко распространены на территории Земли и обитают как в водных, так и в наземных, воздушных биотопах [4]. Они играют важную роль в глобальном цикле многих элементов и образуют около четверти всей первичной продукции в мире [3]. Эти причины, а также особенности морфологии – наличие кремнеземного панциря, сохраняющегося в течение длительного времени – способствовали широкому использованию этих организмов в экологических исследованиях и палеоэкологических реконструкциях [5]. Диатомовые играют важную роль в структуре функционирования экосистем, создавая большую часть биомассы фитопланктона и поддерживая потоки питательных веществ через «микробиальную петлю» [1]. Эти особенности стали основой широкого использования диатомовых водорослей в мониторинге качества поверхностных вод суши.

Проблема загрязнения поверхностных вод – одна из важнейших для обеспечения безопасности и здоровья населения. В 2009 г. Правительством Российской Федерации утверждена «Водная стратегия Российской Федерации на период до 2020 г.», согласно которой необходимы совершенствование нормативного правового регулирования и государственного управления использованием и охраной водных объектов и координации деятельности участников водохозяйственного комплекса. При использовании воды для различных целей встаёт вопрос о разработке критериев её качества. Помимо оценки пригодности воды для тех или иных целей, в настоящее время очень важным моментом для сохранения естественной природной среды и прогноза изменений является мониторинг качества воды в реках, озёрах и водохранилищах. Биологические показатели качества воды занимают центральное место в системе мониторинга. В настоящее время в России широко используются показатели сапробности воды, разработанные в начале 20-го века и усовершенствованные в 1950-60-х годах. Эти индексы мало информативны, к тому же для их расчетов используются списки индикаторных видов, составленные для водоемов европейских стран, т.е. не адаптированные к разнообразным водоёмам на территории России.

Для оценки качества воды необходимы простые, но в то же время информативные критерии, унифицированные для использования в различных странах. В настоящее время в европейских странах действует Директива Евросоюза по стандартам качества воды (The European Union Water Framework Directive), согласно которой для оценки качества воды рекомендованы и широко применяются диатомовые индексы. Для развития систем оценки качества воды целесообразно адаптировать и доработать существующие в европейских странах подходы с учётом специфики водоёмов и водотоков России.

Для оценки антропогенного влияния и изучения качества вод в последнее время получили широкое распространение индексы, основанные на изучении индикаторных свойств диатомовых водорослей. В частности, в Европейском Сообществе, согласно The European Union Water Framework Directive, для оценки качества воды в реках применяют Trophic Diatom Index (TDI), Diatom multimetric index, WFD Diatom Index. Простота, высокая информативность и широкое использование в международной практике позволяет выбрать их в качестве базовых показателей для мониторинга вод других районов Земли, что и было сделано рядом специалистов в США, ЮАР. Но при этом возникает важная проблема адаптации этих показателей для обширных и разнообразных по природным условиям регионов, так как эти индексы разработаны на основе анализа флор и физико-химических показателей среды водоёмов Западной Европы.

Современная система оценки качества воды основана на глубоком анализе географического распределения диатомовых водорослей, в первую очередь в Европейском союзе; был создан каталог редких и исчезающих видов диатомовых, определена их экологическая толерантность для проведения мониторинговых изысканий [2]. Гидробиологические исследования играют важную роль в оценке качества поверхностных вод. В настоящее время возникают новые концепции и направления в зарубежной литературе, как например «trait-based» подходы и ряд других.

В настоящее время большое значение приобретают молекулярно-генетические методы, которые широко используются в оценке качества поверхностных вод. Это баркодинг и метабаркодинг. В качестве универсального экспресс-метода наблюдения за изменениями в видовом составе планктонных и бентосных сообществ водоёмов рационально использование молекулярно-генетического подхода, а именно идентификации таксонов с использованием генетического маркера (короткой последовательности определённого гена, чаще всего регион V4 18S р ДНК для эукариотических организмов и 16S для прокариотических) – т.н. баркодинг. Развитие технологий секвенирования позволяет довольно быстро провести массивное секвенирование тотальной ДНК в пробе с последующей расшифровкой результатов и получением всего набора видов, присутствующих в данный момент в сообществе. Можно констатировать, что применение молекулярно-генетических методов, создание генетического банка водорослей для последующего использования штрих-кодирования становятся неотъемлемыми аспектами исследований гидробиологического характера.

С учётом развития технологий секвенирования сейчас возможно провести анализ всего сообщества – метабаркодинг (массивное секвенирование тотальной ДНК пробы). Метабаркодинг (metabarcoding или mass sequencing of environmental samples) связан с развитием технологий секвенирования нового поколения (Next-Generation Sequencing), который заключается в прямом анализе всего сообщества (природного образца) на основе выбранного генетического маркера (выбранного «штрих-кода»). Этот метод успешно адаптирован для изучения разнообразия и пространственного распределения фитопланктона. Этот подход очень перспективен для оценки таксономического разнообразия, так как включает анализ всего пула ДНК, включая очень мелкие организмы, которые могут быть не учтены, легко разрушающиеся при фиксации формы, сложные для морфологического анализа группы, некультивируемые таксоны. Основным препятствием для его использования в мониторинге водных объектов является недостаточность молекулярно-генетических данных, представляющих лишь малую часть разнообразия водорослей. Можно сказать, что в настоящее время этот подход (метабаркодинг) может помочь выявить «скрытое» разнообразие экосистемы, выявить группы, ранее не учтённые при исследовании стандартными методами, но не может быть полноценно использован в системе мониторинга из-за сложности в интерпретации полученных данных. Для оценки изменений, прогноза и моделирования процессов необходимо сравнение с состоянием водоёмов в предшествующие периоды, необходимо понимание физиологических свойств и экологических предпочтений обнаруженных организмов, выявление автохтонных и привнесённых компонентов флоры. В отсутствие базы данных, сочетающей молекулярно-генетические данные (как минимум, по ключевым баркодинговым участкам) с информацией по морфологии, физиологии, экологии и распространению организмов использование метабаркодинга в мониторинге будет неэффективным.

Работа выполнена при поддержке грантов РНФ 14-14-00555П и РФФИ 17-04-00042_а.

1. *Falkowski P.G., Barber R.T., Smetacek V. Biogeochemical controls and feedbacks on ocean primary production // Science. – 1998. – № 281. – P. 200-206.*
2. *Lange-Bertalot H. A first ecological evaluation of the diatom flora in Central Europe: species diversity, selective human interaction and the need for habitat protection // Ocean. Studies. – 1998. – № 2. – P. 5-12.*

3. Nelson M.N., Tréguer P., Brzezinski M.A., Leymaert A., Quéguiner B. Production and dissolution of biogenic silica in the ocean: revised global estimates, comparison with regional data and relationship to biogenic sedimentation // *Global Biogeochemical Cycle*. – 1995. – Vol. 9, №3. –P. 359-372.

4. Round F.E., Crawford R.M., Mann D.G. The Diatoms. Biology and morphology of the genera. – Cambridge: Cambridge University Press, 1990. – 747 p.

5. Stoermer J.P., Smoll J.P. The diatoms: applications for the environmental and earth sciences. Cambridge University Press. – 2010. – 667 p.

УДК 574.5+(581.19:582.5)

ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ НИЗКОМОЛЕКУЛЯРНЫХ ОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ ВОДНЫХ МАКРОФИТОВ ДЛЯ ИНДИКАЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Е.А. Курашов¹, Ю.В. Крылова², А.А. Егорова³

¹Институт озерадения РАН, г. Санкт-Петербург, evgeny_kurashov@mail.ru;

²ФГБНУ «ГосНИОРХ», juliakrylova@mail.ru; ³НИТУ «МИСус», annet8481@yandex.ru

Показано, что формирование низкомолекулярного метаболома (НМ) водных растений происходит в результате их активного взаимодействия с окружающей средой, при этом важно влияние как биотических, так и абиотических факторов, в том числе антропогенных. Выявлены определенные закономерности, связанные с реакцией водных макрофитов на антропогенный пресс. Выделены индикаторные признаки НМ у ряда видов пресноводных макрофитов, позволяющие детектировать антропогенную нарушенность биотопа. Предложен новый интегральный метод оценки стабильности состояния водных экосистем.

Ключевые слова: водные макрофиты, летучие низкомолекулярные органические вещества, низкомолекулярный метаболом, газовая хромато-масс-спектрометрия, антропогенное воздействие, экологическое состояние.

Успехи изучения вторичных метаболитов водных растений показывают, что они являются одним из важнейших факторов формирования гидробиоценозов в литоральной зоне озер [3, 5]. При этом показано, что система низкомолекулярного метаболома (НМ) водных макрофитов является чрезвычайно подвижной, чутко реагирующей на изменение условий произрастания растений и их гидробиологического окружения [1, 2, 3]. Данные обстоятельства открывают важные перспективы использования низкомолекулярных метаболитических профилей (НМП) водных макрофитов для исследования и оценки экологического состояния водных экосистем. В то же время ситуация с развитием данного направления в России, к сожалению, продолжает оставаться неудовлетворительной. Закономерности продуцирования низкомолекулярных органических соединений (НОС) водными макрофитами изучены крайне недостаточно. В частности, пока еще мало информации о том, как меняются НМП различных видов водных макрофитов в местообитаниях, подверженных различной степени воздействия антропогенного фактора.

Цель данной работы – наметить перспективы использования НОС водных макрофитов для индикации экологического состояния водных экосистем.

Материалом для публикации послужили результаты исследования различных видов водных макрофитов из разнотипных водоемов (озера, реки, лиманы, пруды, прибрежная зона Черного моря и т.д.) различных географических регионов России, Украины, Белоруссии, Германии, Финляндии. Методика хромато-масс-спектрометрического исследования эфирных масел водных макрофитов подробно описаны в [1, 3].

Полученные результаты показывают, что формирование НМ водных растений происходит в результате их активного взаимодействия с окружающей средой, при этом важно влияние как биотических, так и абиотических факторов, в том числе антропогенных, приводящих к разноплановым нарушениям водных биотопов и изменению НМП. Исследование метаболома *Myriophyllum spicatum* L. в водоемах различных географических регионов (всего 9 водоемов) показало, что данный вид способен синтезировать более 270 вторичных низкомолекулярных метаболитов (обнаружено 273 НОС, образцы содержали от

32 до 120 НОС), при этом только 8 соединений были общими. Если не принимать во внимание сильно трансформированный метаболом урути из значительно загрязненного ерика Казачьего (Астраханская обл.), то общими были всего 26 НОС, менее 10 %. В образцах урути колосистой было обнаружено 37 мажорных соединений (содержание компонента более 1 %). Выявлено всего 4 соединения, которые встречались во всех пробах в концентрации более 1 %: 6,10,14-триметил-2-пентадеканон; гексадекановая кислота; фитол; пентакозан. Более высокая степень сходства НМ между северной (г. Санкт-Петербург, 236 НОС) и южной популяцией (Волго-Ахтубинская пойма, 143) выявлена у *Ceratophyllum demersum* L. (88 общих соединений).

Исследования *Nuphar lutea* (L.) Smith. [3] показали, что для трех ее местообитаний (р. Ильд, р. Волхов, оз. Суури) в составе метаболома кубышки было всего 48 общих соединений при общем числе НОС в образцах – 99, 104, 112 соответственно.

Приведенные факты указывает на то, что процессы синтеза низкомолекулярных вторичных метаболитов водными макрофитами являются высокоподвижным и активным механизмом приспособления растений к конкретным условиям обитания.

При помощи коэффициента общности Сьеренсена-Чекановски на примере урути колосистой выявлена тенденция, что чем ближе географически друг к другу расположены рассматриваемые водные объекты, тем более схож состав метаболома данного вида, произрастающего в них (таблица 1). Возможно, полученный результат говорит о ведущем значении географического фактора в формировании метаболома широко распространенных видов водных макрофитов, таких, как *M. spicatum*.

Таблица 1. Коэффициент сходства исследованных образцов *M. spicatum* по индексу общности Сьеренсена

Местообитания	Озеро Макаркино	Ерик Казачий	Черное море	Днестровский лиман ст.№1	Днестровский лиман ст.№2	Щучий залив	Озеро Нарочь	Озеро Узкое (2015)	Озеро Узкое (2016)
Озеро Макаркино	-	0,36	0,73	0,64	0,59	0,47	0,42	0,40	0,42
Ерик Казачий	0,36	-	0,45	0,43	0,47	0,24	0,20	<i>0,19</i>	<i>0,19</i>
Черное море	0,73	0,45	-	0,70	0,72	0,47	0,43	0,40	0,42
Днестровский лиман ст.№1	0,64	0,43	0,70	-	0,72	0,37	0,41	0,35	0,35
Днестровский лиман ст.№2	0,59	0,47	0,72	0,72	-	0,41	0,44	0,39	0,33
Щучий залив	0,47	0,24	0,47	0,37	0,41	-	0,58	0,61	0,63
Озеро Нарочь	0,42	0,20	0,43	0,41	0,44	0,58	-	0,53	0,52
Озеро Узкое (2015)	0,40	<i>0,19</i>	0,40	0,35	0,39	0,61	0,53	-	0,88
Озеро Узкое (2016)	0,42	<i>0,19</i>	0,42	0,35	0,33	0,63	0,52	0,88	-

Примечание: жирным выделены значения для наиболее сходных образцов (> 0,5), а курсивом – для наиболее различных (< 0,2).

В то же время, сравнительный анализ показал и достаточно сильные различия между составом и количеством НОС даже у растений, произрастающих в географически близких водоемах. Это может быть связано с тем, что водоемы относятся к различным типам водных

объектов: море, лиман, озеро и ерик (река), каждый из которых характеризуется свойственным ему гидрологическим, химическим и гидробиологическим режимом.

В то же время, весьма значимым для формирования состава и количества синтезируемых НОС, по-видимому, является антропогенное воздействие.

Так, наименьшим сходством со всеми образцами характеризовался образец *M. spicatum* из ерика Казачий, отобранный в черте г. Астрахани. Данное местообитание находится под сильным антропогенным воздействием (бытовые, а также, возможно, и промышленные стоки). Известен факт ухудшения количества и качества эфирного масла у наземных растений при увеличении антропогенного воздействия, в частности, нагрузки по тяжелым металлам [4]. В ер. Казачьем у урути было обнаружено всего 33 НОС, намного меньше, чем в других образцах.

Эта же закономерность была выявлена в отношении *Potamogeton perfoliatus* L.. Так, наибольшее число НОС зафиксировано у *P. perfoliatus* из Ладожского озера, произрастающего в ненарушенных местообитаниях (Свирская губа (134 НОС), 3-в Лехмолахти (110 НОС)). Образцы *P. perfoliatus* из местообитаний с наибольшей антропогенной нагрузкой имели наименьшее число НОС (54-77 веществ) (таблица 2).

Также как и у рдеста, значительные различия в составе НОС наблюдались у *Persicaria amphibia* (L.) Gray между ненарушенными водными местообитаниями и местообитаниями со значительным антропогенным прессом. Так, в образцах горца земноводного из местообитаний с благоприятными условиями озерной среды содержалось 89-103 НОС, тогда как у растений, произрастающих в битопах, который в недавнем времени подвергался сильному загрязнению обнаружено только 73 соединения. При этом, в данном биотопе преобладающей группой были спирты, тогда как в местообитаниях с меньшей антропогенной нагрузкой преобладали карбоновые кислоты.

Полученные результаты показывают, что в биотопах с меньшей антропогенной нагрузкой в растениях содержится больше карбоновых кислот (таблица 2). Так, наибольшее число карбоновых кислот (11) содержалось в образце рдеста из 3-ва Лехмолахти. У рдеста, произрастающего в Онежском озере в эфирном масле обнаружено 5 и 8 этих соединений (таблица 2). При этом, в биотопах с отсутствием или небольшой антропогенной нагрузкой карбоновые кислоты входили в состав трех наиболее обильных мажорных НОС. В биотопах с сильным влиянием антропогенного фактора в состав метаболома *P. perfoliatus* могут присутствовать только тетрадекановая и гексадекановая кислоты, причем они не входят в состав наиболее обильных НОС.

У *P. amphibia*, произрастающего в озерных биотопах с благоприятными условиями первая тройка мажорных компонентов была представлена исключительно карбоновыми кислотами (таблица 2), на долю которых приходилось 53-56% цельного эфирного масла. Преобладание спиртов в метаболоме горца земноводного, возможно, может являться индикаторным признаком антропогенного нарушения водной среды.

В отношении другой группы НОС, а именно фталатов, наблюдается обратная тенденция. Фталаты преобладали по содержанию и входили в состав 3-х наиболее обильных мажорных компонентов у *P. perfoliatus* в биотопах с наибольшей антропогенной нагрузкой. Однако, по-видимому, не стоит связывать этот факт с прямым воздействием на растения какого-либо химического загрязнения или эвтрофирования (хотя, полностью из-за слабой изученности вопроса это нельзя исключить). Вероятнее всего, это реакция растений на повышенное развитие в подобных биотопах цианобактерий и водорослей, что подтверждается данными таблицы 2. В биотопах с наименьшим развитием фитопланктона фталаты не входили в состав мажорных компонентов у *P. perfoliatus*. Вероятно, рдест увеличивает уровень синтеза фталатов при усилении конкурентного давления со стороны фитопланктона.

Таким образом, для *P. perfoliatus*, преобладание фталатов среди мажорных компонентов, может служить индикаторным признаком антропогенного нарушения водной среды, а наличие большого числа карбоновых кислот и их преобладание по содержанию (и у

рдеста, и у горца) свидетельствовать об отсутствии или слабом антропогенном воздействии. В то же время, для *P. amphibia* признаком антропогенной нарушенности биотопа может служить большое по содержанию количество спиртов, прежде всего маннола.

Таблица 2. Число НОС, 3 наиболее обильных компонента, их содержание (%), число карбоновых кислот (Nca) и суммарная концентрация НОС в сухом растении (C_{ср}, мкг/г сух.в.) у *P. perfoliatus* и *P. amphibia*, численность фикоцианинсодержащих планктонных водорослей (BGA, кл/мл) и концентрация хлорофилла (Chl, мкг/л) в различных местообитаниях в Ладожском и Онежском озерах.

Место-обитание	Число НОС (3 основных компонента (%))	Nca	C _{ср}	BGA	Chl
<i>P. perfoliatus</i>					
Ладожское озеро					
Щучий залив (у дамбы)	77 ((Е)-гекс-2-еналь (11,83 %); диэтилгексилфталат (7,13 %); дибутилфталат (6,12 %))	2	46,40	2010	5,9
Щучий залив (у острова)	54 (гексадекановая кислота (13,82 %); фитол (9,27 %); (Е)-гекс-2-еналь (8,81 %))	2	85,60	1110	6,0
З-в Импилахти	62 (диэтилгексилфталат (14,78 %); 8-(2,5,58А-тетраметил-1,4,4А,5,6,7,8,8А-октагидро-1-нафталенил)-6-метил-5-октен-2-ол (12,63 %); (Е)-гекс-2-еналь (7,06 %))	2	51,30	12440	10,4
З-в Лехмолахти	110 (линоленовая кислота (18,20 %); тетракозан (10,82 %); гексадекановая кислота (10,14 %))	11	245,20	890	3,7
Свирская губа	134 ((Е)-гекс-2-еналь (10,14 %); маннол (6,04 %); гексадекан-1-ол (4,20 %))	4	42,47	1410	3,9
Волховская губа (устье р. Волхов)	77 ((Е)-гекс-2-еналь (8,11 %); диизобутилфталат (6,37 %); дибутилфталат (4,90 %))	1	13,00	3330	12,5
Волховская губа (дер. Вороново)	93 (гексадекановая кислота (11,48 %); прегнаноол (7,93 %); маннол (3,23 %))	2	19,00	2740	8,4
Онежское озеро					
Малая Лижемская губа	81 (фитол (17,36 %); гексадекановая кислота (13,19 %); трикозан (7,62 %))	8	36,00	170	3,5
Дер. Суйсарь	85 ((Е)-гекс-2-еналь (16,65 %); фитол (9,64 %); трикозан (4,44 %))	5	4,00	430	2,9
<i>P. amphibia</i>					
г. Питкяранта	103 (гексадекановая кислота (41,08 %); линолевая кислота (9,10 %); тетрадекановая кислота (4,28 %))	5	132,5	1230	6,6
п. Ляскеля	73 (маннол (28,23 %); гексаналь (4,3 %); октадеканаль (20,66 %))	3	821,6	1030	3,2
п. Сороло	89 (гексадекановая кислота (39,03 %); тетрадекановая кислота (6,85 %); линолевая кислота (4,97 %))	5	863,0	2260	4,0

Исследования НМ рдеста плавающего (*Potamogeton natans* L.) из разнотипных озер Карельского перешейка и Финляндии в фазу цветения в 2010-2015 гг. показали, что количественный и качественный состав НМП – метаболитов *P. natans* изменяется в соответствии с состоянием озерной среды и уровнем антропогенной нагрузки, приводящей к изменению трофического статуса водоема. В каждом конкретном водоеме НМ *P. natans* остается практически неизменным в качественном и количественном отношении при достаточно постоянных условиях год от года и закономерно меняется при увеличении антропогенной нагрузки.

Систематические ежегодные исследования компонентного состава метаболитов *P. natans* и других макрофитов в одну и ту же фазу вегетации можно рассматривать как важный

интегральный метод диагностики стабильности озерных экосистем. Данный метод перспективен для создания эффективной системы диагностики и мониторинга стабильности как озерных, так и других типов гидроэкосистем.

1. Крылова Ю.В., Курашов Е.А., Митрукова Г.Г. Компонентный состав летучих низкомолекулярных органических соединений *Ceratophyllum demersum* (Ceratophyllaceae), произрастающего в различных климатических условиях // Вода: химия и экология. – 2016. – № 8. – С. 11-25.

2. Крылова Ю.В., Курашов Е.А., Митрукова Г.Г., Сущенко А.С., Ходонович В.В., Явид Е.Я. Метаболитный состав *Potamogeton perfoliatus* L. и *Persicaria amphibia* (L.) Gray из разнотипных озёрных местообитаний в Ладожском и Онежском озёрах // Всероссийская конференция по крупным внутренним водоемам (V Ладожский симпозиум) : Сб. науч. тр. конф. – СПб.: «Лема», 2016. – С. 212–219.

3. Курашов Е.А., Крылова Ю.В., Митрукова Г.Г., Чернова А.М. Летучие низкомолекулярные метаболиты водных макрофитов, произрастающих на территории России, и их роль в гидроэкосистемах // Сибирский экологический журнал. – 2014. – № 4. – С. 573–591.

4. Опекунова М.Г., Крылова Ю.В., Курашов Е.А., Чихачева А.Ю. Изменение качества лекарственных растений *Thymus marschallianus* Willd. и *Salvia stepposa* Schost. под воздействием загрязнения тяжёлыми металлами на Южном Урале // Бюллетень Брянского отделения Русского ботанического общества. – 2013. – № 2. – С. 97-112.

5. Fink P. Ecological functions of volatile organic compounds in aquatic systems // Marine and Freshwater Behaviour and Physiology. – 2007. – Vol. 40. – P. 155–168.

PROSPECTS FOR USING OF LOW MOLECULAR WEIGHT ORGANIC COMPOUNDS OF AQUATIC MACROPHYTES FOR INDICATION OF ECOLOGICAL STATE OF WATER ECOSYSTEMS

E.A. Kurashov¹, J.V. Krylova², A.A. Egorova³

¹ Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, evgeny_kurashov@mail.ru; ²FSBSI "GosNIORH", juliakrylova@mail.ru; ³NUST "MISiS", annet8481@yandex.ru

It is shown that the formation of low molecular weight metabolom (LM) of aquatic plants occurs as a result of their active interaction with the environment, while the influence of both biotic and abiotic factors, including anthropogenic ones, is important. Certain regularities associated with the reaction of water macrophytes to anthropogenic press have been identified. Indicative signs of LM in several species of freshwater macrophytes, which allow to detect an anthropogenic disturbance of the biotope are disclosed. A new integral method for evaluation of the stability of the state of aquatic ecosystems is proposed.

Key words: aquatic macrophytes, low-molecular weight organic compounds, low molecular weight metabolome, gas-chromatography-mass-spectrometry, anthropogenic impact, ecological state.

УДК 574.622

СООБЩЕСТВА ЗООПЛАНКТОНА И ЗООБЕНТОСА ОЗЕРА КОСМОЗЕРО (ЮЖНАЯ КАРЕЛИЯ) В УСЛОВИЯХ ТОВАРНОГО ВЫРАЩИВАНИЯ ФОРЕЛИ

Я.А. Кучко¹, Е.С. Савосин¹, Т.Ю. Кучко²

¹Институт биологии КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, y-kuchko@mail.ru, szhenya@list.ru;
²Петрозаводский государственный университет, г. Петрозаводск, kuchko@petrsu.karelia.ru

Приведена оценка состояния сообществ зоопланктона и зообентоса в районе размещения садкового форелевого хозяйства на озере Космозеро. Результаты исследований показали, что по уровню количественного развития зоопланктона в летне-осенний период 2007 года, Космозеро можно отнести к разряду β-мезотрофных – α-эвтрофных водоемов. Среднее значение индекса сапробности, рассчитанного по количественному соотношению индикаторных видов, составило 1,94, что соответствует классу умеренно загрязненных β – мезосапробных водных объектов. Сравнение полученных результатов с данными исследований, проводимых в 1960-1990-х годах, показывает значительное увеличение количественных показателей и возрастание роли коловраток и ветвистоусых ракообразных в структуре сообщества. По уровню развития макрозообентоса со средней численностью 466 экз./м² и биомассой 1,3 г/м² Космозеро относится к β - олиготрофным водоемам.

Преобладание среди группы хирономид представителей п/с Chironominae является характерной чертой мезотрофных озер. Средняя величина хирономидного индекса “К” для Космозера составила 5,5, что позволяет характеризовать его воды, как умеренно загрязненные.

Ключевые слова: зоопланктон, зообентос, численность, биомасса, форелеводство.

Исследования проводились в летне-осенний период 2007 г. на озере Космозеро, где с 2000 г. осуществляется садковое выращивание форели, проектная мощность хозяйства рассчитана на производство 100 т товарной рыбы в год.

Космозеро длинный, узкий водоем, вытянутый по прямой линии в направлении с ССЮ на ЮЮВ. Через протоку связано с Повенецким заливом Онежского озера. По показателям удельного водосбора и условного водообмена озеро относится к группе с малым водообменом. Результаты гидрохимического анализ воды показывают, что содержание общего фосфора и азота характерно для мезотрофных водоемов [10].

Отбор проб зоопланктона и зообентоса и последующая камеральная обработка материала проводилась по общепринятым методикам гидробиологического мониторинга [1, 8, 4]. Систематика низших ракообразных и коловраток приводится согласно современным представлениям о таксономии планктонных беспозвоночных [5]. Организмы макрозообентоса идентифицировали с использованием определителя [6].

Трофический статус водоема оценивался по шкале трофности для макрозообентоса по С.П. Китаеву [2].

Зоопланктон Космозера, включает виды, широко распространенные в озерах Карелии и указанные ранее для водоемов Заонежья [3, 11]. Видовое разнообразие планктонной фауны Космозера достигается главным образом за счет ветвистоусых ракообразных, что является обычным явлением для водоемов Карелии. По результатам наших исследований в Космозере отмечено 36 видов планктонных ракообразных и коловраток. Из них Rotifera – 12 видов, Cladocera – 18 и Copepoda – 6. В состав доминирующего комплекса, типичного для водоемов бореальной зоны, входит небольшое число видов, многочисленных в карельских озерах. Это *Eudiaptomus gracilis*, *Mesocyclops leuckarti*, *Thermocyclops oithonoides*, *Daphnia cristata*, *Chydorus sphaericus*, а также представители северной фауны – *Bosmina coregoni*, *Holopedium gibberum*. Из типичных представителей тепловодно-стенотермного комплекса нами был отмечен вид *Diaphanosoma brachyurum*. Прибрежные и зарослевые формы представлены *Sida crystallina*, *Polyphemus pediculus*. Из коловраток наибольшей численности достигают *Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina* и *Conochilus unicornis*, в зарослях отмечаются виды-индикаторы повышенной трофности *Euchlanis dilatata*, *Brachionus angularis*. В табл. 1 приведены общие показатели развития планктонной фауны и ряд структурных индексов, отражающих количественное соотношение основных групп в сообществе.

Таблица 1. Общая характеристика зоопланктона оз. Космозеро за периоды исследований.

Показатель	Летний период (июнь – август)	Осенний период (октябрь)
Общее число видов, Собщ.		
Средняя (min – max) численность, тыс.экз./м ³	110.2	33.6
$N_{Rot}:N_{Clad}:N_{Cycl}:N_{Cal}$, %	61:21:11:7	28:23:45:4
Средняя (min - max) биомасса, г/м ³	4.0	1.43
$B_{Rot}:B_{Clad}:B_{Cycl}:B_{Cal}$, %	11:53:18:18	24:43:27:6
B_{Cycl}/B_{Rot}	7,8	3,2
N_{clad}/N_{cop}	1,1	0,5
B_{cycl}/B_{cal}	1,0	5,0
Индекс Шеннона, бит/экз.		
Индекс сапробности		
Доминирующие виды	<i>H. gibberum</i> , <i>A. priodonta</i> , <i>Bosmina</i> spp.	<i>Daphnia</i> spp., <i>H. gibberum</i> , <i>Bosmina</i> spp., <i>E. gracilis</i>

$NRot: NClad: NCycl: NCal$, % $BRot: BClad: BCycl: BCal$, %; Число видов в пробе, Спр

Таблица 2. Средние количественные показатели зоопланктона Космозера в летний период (июнь – август) 2007 г.

Группы	Численность		Биомасса	
	тыс. экз./м ³	%	г/м ³	%
Rotatoria	67,6	61,3	0,456	11,4
Cladocera	22,7	20,6	2,1	52,5
Cyclopoida	11,2	10,2	0,564	14,1
Calanoida	6,7	6,1	0,58	14,5
Nauplii	2,0	1,8	0,3	7,5
Всего	110,2	100	4,0	100

В летний период по численности доминируют коловратки – в среднем 61,3 %, главным образом, за счет массового развития трех видов – *C. unicornis*, *K. longispina* и *A. priodonta*. Основа биомассы (в среднем 52,5 %) создается ветвистоусыми ракообразными, главным образом видами рр. *Daphnia* и *Bosmina*. На долю калянид (в основном *E. gracilis*) и циклопид (*C. strenuus*, *M. leuckarti*, *M. oithonoides*) приходится 14,5 и 14,1 % соответственно. За счет массового развития *A. priodonta* удельный вес коловраток в общей биомассе летнего зоопланктона достигает 11,4 %.

В осенний период количественные показатели зоопланктона закономерно снижаются, но остаются достаточно высокими для водоемов умеренной зоны (табл. 3). Видовой состав обедняется за счет выпадения теплолюбивых видов *Cladocera* и *Rotifera*. По численности доминируют циклопиды (в основном копеподитные стадии *Cyclops* и *Thermocyclops*). За счет снижения доли *Cladocera* в образовании общей биомассы возрастает удельный вес коловраток и циклопид (табл. 3). Сравнение наших результатов с литературными данными [11] показывает значительное увеличение количественных показателей летнего зоопланктона Космозера за последние 40 лет (с 2,3 г/м³ (1,4 для столба воды) в 1961 г. до 4,0 г/м³ в 2007 г.). При этом видовой состав и трофическая структура не претерпели заметных изменений. Учитывая вариабельность количественных показателей зоопланктона в зависимости от климатических условий года, целесообразно проведение дальнейших гидробиологических исследований.

Таблица 3. Средние количественные показатели зоопланктона Космозера в осенний период (октябрь)

Группы	Численность		Биомасса	
	тыс. экз./м ³	%	г/м ³	%
Rotatoria	9,5	28,3	0,337	23,6
Cladocera	7,9	23,5	0,609	42,6
Cyclopoida	13,9	41,3	0,396	27,7
Calanoida	1,0	3,0	0,08	5,7
Nauplii	1,3	3,9	0,006	0,4
Всего	33,6	100	1,428	100

Таким образом, по уровню количественного развития зоопланктона со среднелетней биомассой около 4,0 г/м³ и численностью 110,2 тыс. экз./м³, Космозеро можно отнести к разряду β-мезотрофных – α-евтрофных водоемов [2]. Индекс видового разнообразия Шеннона – Уивера колеблется в пределах 2,4 (июнь) – 1,9 (октябрь). Средний индекс сапробности за период исследований, рассчитанный по зоопланктону, составил 1,94, что соответствует классу умеренно загрязненных β – мезосапробных водных объектов.

По результатам исследований в 2007 г. доминирующей группой организмов зообентоса в Космозере в районе исследования являлись хирономиды (89 %). Редко в пробах встречались личинки двукрылых – *Chaoborus* sp. (3%), бокоплавы (7%) и нематоды (1%). Средняя биомасса макрозообентоса составила 1,31 г/м². При этом на станции 3 она составила

1,64 г/м², что выше значений этих показателей на станции 1 – 0,7 г/м² и 2 – 1,60 г/м² соответственно (табл. 4).

Таблица 4. Биомасса и численность макрозообентоса Космозера за вегетационный период 2007 г.

Станции	Группы организмов													
	Биомасса в г/м ² и в % от общей биомассы							Численность в экз./м ² и в % от общей численности						
	Ch.	%	Dip.	%	Amp.	%	Total	Ch.	%	Dip.	%	Amp.	%	Total
500 м до садков	0,4	57	-	-	0,3	43	0,7	680	87	-	-	100	13	780
У садков	1,6	100	-	-	-	-	1,6	340	-	100	-	-	-	340
500 м после садков	1,5	91	0,1 4	9	-	-	1,6	240	86	40	-	-	14	280

Таким образом, таксономический состав макрозообентоса Космозера за период исследования был представлен хирономидами, нематодами, олигохетами, двустворчатыми моллюсками и амфиподами. Доминирующей группой донных беспозвоночных в районе постановки садков являлись личинки *Chironomidae* (89 %). В 2007 г. средняя биомасса составила 1,3 г/м², что соответствует данным по озеру за 1999 г. [9]. По количественному составу макрозообентоса со средней численностью 111 экз./м² и биомассой 1,3 г/м² и по шкале трофности Космозеро относится к водоемам с β-олиготрофным статусом. По преобладанию среди хирономид представителей п/с *Chironominae* можно отметить, что водоем приобретает черты мезотрофного озера [7].

Финансовое обеспечение исследований осуществлялось из средств федерального бюджета на выполнение государственного задания тема № 0221-2014-0038.

1. Жадин В.И. Методика изучения донной фауны и экологии донных беспозвоночных // Жизнь пресных вод СССР. – Т. 4, ч. 1. – М.-Л.: Наука, 1956. – С. 279-382.
2. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. – 395 с.
3. Куликова Т.П. Зоопланктон водных объектов бассейна Онежского озера. – Петрозаводск, 2007. – 223 с.
4. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях. – Л.: Наука, 1984. – 19 с.
5. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т.1. Зоопланктон / Под ред. В.Р. Алексеева, С.Я. Цалолихина. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. – 495 с.
6. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России: Т. 2. Зообентос / Под ред. В.Р. Алексеева и С.Я. Цалолихина. – М.- СПб.: Товарищество научных изданий КМК, 2016. – 457 с.
7. Павловский С.А. Влияние товарного форелеводства на макрозообентос озер Карелии (Россия). // Рыбоводство и рыбное хозяйство. – 2011. – № 2. С. 19-23.
8. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. – Л.: Гидрометиздат, 1983. – 50 с.
9. Рябинкин А.В., Полякова Т.Н., Кухарев В.И. Макрозообентос // Инвентаризация и изучение биологического разнообразия на территории Заонежского полуострова и северного Приладожья: Оперативно-информ. матер. Петрозаводск, 2000. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2000. – С. 184-188.
10. Теоретические вопросы классификации озер. – СПб., 1993. – С. 184.
11. Филимонова З.И. Зоопланктон озер Заонежья // Вопросы гидрологии, озераведения и водного хозяйства Карелии. – Тр. института. Вып. XXIII. Кар. книжное изд-во, 1965. – С. 212-235.

**COMMUNITIES OF ZOOPLANKTON AND ZOOBENTOS OF THE LAKE
KOSMOZERO (SOUTH KARELIA) IN CONDITIONS OF COMMERCIAL TROUT
CULTIVATION**

Ya.A. Kuchko¹, E.S. Savosin¹, T.U. Kuchko²

¹*Institute of Biology Karelian RC RAS, Petrozavodsk, y-kuchko@mail.ru, szhenya@list.ru;*

²*Petrozavodsk State University, Petrozavodsk, kuchko@petsu.karelia.ru*

Data on the current state of zooplankton and zoobenthos communities in the area of cage trout farming on Lake Cosmozero presented. The results of the research showed that the level of quantitative development of zooplankton in the summer-autumn period of 2007, Kosmozero can be classified as a β -mesotrophic - α -eutrophic reservoir. The average value of saprobity index, calculated from the quantitative ratio of indicator species, was 1.94, which corresponds to the class of moderately contaminated β -mesosaprobic water bodies. A comparison with the data of studies carried out in the 1960s-1990s shows a significant increase in quantitative indices and an increase in the role of rotifers and branching crustaceans in the structure of the community. According to the level of development of macrozoobenthos, Kosmozero belongs to the β -oligotrophic water bodies. The predominance among the group of chironomids of representatives of the Chironominae is a characteristic feature of mesotrophic lakes. The average size of the chironomid index "K" for Kosmozero was 5.5, which makes it possible to characterize its waters as moderately polluted.

Keywords: zooplankton, zoobenthos, abundance, biomass, trout breeding.

УДК 574.587:556.531.5

**PROBLEM OF REFERENCE SITE SELECTION AND DEVELOPMENT OF THE
MULTIMETRIC INDEX (CASE STUDY OF THE NEMAN RIVER AND ITS
TRIBUTARIES, BELARUS)**

T.P. Lipinskaya, V.P. Semenchenko

*Scientific and Practical Center of the National Academy of Sciences of Belarus for Bioresources,
tatsiana.lipinskaya@gmail.com*

There are still no standard methods of water quality assessment in Belarus. In view of existence of several trans-boundary rivers between Belarus and European countries, the using of uniform methods is very important for comparing water quality of trans-boundary streams and rivers. The Multimetric index was developed to help in reference site selection. The water status was assessed using reference site approach.

Keywords: macrozoobenthos, reference site, multimetric index, Belarus.

Macroinvertebrates are often used for biological monitoring of aquatic ecosystems. Benthic community reflects the water quality as well as the overall ecological status of the ecosystem. This ability of benthic macroinvertebrates shows the advantage of biomonitoring in comparison with chemical monitoring [11].

In Belarus, saprobic index has been used to assess water quality of river recently. New release of the Water Code was issued in May 2015, where there are a concept and classification of ecological status of river (Water Code 2014). According to the Water Code, ecological status should be assessed using the Extended Biotic Index (EBI) that has different scales of quality for different river basins. There are still no standard methods to estimate water quality of river ecosystem in Belarus. In consideration of the existence of several trans-boundary rivers in Belarus such as the Western Bug River (Poland), the Neman (Nemunas) River, the Viliya River (Lithuania) and the Western Dvina (Daugava) River (Latvia), the using of uniform methods is very important for comparison of their water quality.

According to the Water Framework Directive (WFD), ecological status is "an expression of the quality of the structure and functioning of aquatic ecosystems associated with surface waters" [3]. The assessment of ecological status is carried out by macroinvertebrate metrics and their comparison between studied sites and reference site. In this case, we need to choose reference site using any multimetric index based on different macroinvertebrate metrics which reflect different

types of responses to human disturbances and different levels of the ecological hierarchy from individuals to landscape [6].

The study was carried out in the Neman River basin (34,610 km² within the country) situated in the Western part of Belarus. The Neman River belongs to the basin of Baltic Sea and it is a transboundary river that flows through Lithuania, that is called the Nemunas River. Its total length is 914 km and within Belarus – 436 km [8]. All tributaries of the Neman River are free-flowing rivers, whereas the Neman River within Belarus has a run-of-river hydropower plant about 5 km east of Hrodno city. It is the largest hydropower plant in Belarus that has been operating since 2012. The Neman River is used for industry and agriculture, hydropower generation, fishing as well as recreation, tourism and water transport on the area from Hrodno city to Mosty town. Industrial activities in the Belarusian section include metal processing, chemical industries, paper production and manufacturing of building materials.

The study was conducted at 12 river sites: Usha (U1), Isloch (I1), Zelvyanka (Z1), Ditva (D1), Gavva (G1) and Kotra (K1) in spring (May) and in autumn (September) 2014 and 2015. Moreover, the research was performed in upper-, middle- and down-streams of the Neman River (N1-6). These sites were characterized by different bottom structures and other environmental parameters). In addition, their catchment areas have different levels of anthropogenic impacts, e.g. Skidel sulfidation factory in downstream of the Kotra River; the straightened river channel of the River Zelvyanka in upstream and partly in downstream as well as Mosty town with furniture factory in downstream; forest and grassland ecosystems on the Usha River catchment area; saturated terrains, forest ecosystems and reclaimed lands in upstream, forested area in middle stream and urbanized territory by hydropower plant and chemical industries in downstream of the Neman River.

Chemical (pH, dissolved oxygen concentration, concentration of nitrates (NO₃⁻), ammonium (NH₄⁺), phosphates (PO₄³⁻) and hydrophysical parameters (current velocity, water temperature, conductivity) were recorded by pH, EC/TDS, and Temperature Meters HANNA[®] HI 98311 and Multiparameter Benchtop Photometer HANNA[®] 83000. Selected physical and chemical environmental variables were measured at the same study site as the macroinvertebrate sampling. One water sample per site was taken twice a year (in May and September) for chemical analysis. Some physical parameters (current velocity, conductivity, water temperature, coverage by aquatic vegetation) were noted on the field for each site two times per year. An average of measured physicochemical parameters was utilized during the research period.

Totally, 96 macroinvertebrate samples were collected. Invertebrate fauna was gathered using a hand-net (ISO 7828, 25 cm × 25 cm frame; 500 μm mesh size). Two macroinvertebrate samples were obtained from littoral zone of each site at depth of 50-70 cm. The quantitative sample was taken by pushing the hand-net gently through the uppermost 2-5 cm of the substratum and 5 m traction, whereas qualitative sample was taken in different habitats of sample site for precise assessment of macroinvertebrates diversity. All individuals from quantitative sample were identified and used for statistical analysis.

These samples were fixed in 70 % ethanol and sorted in the laboratory. Specimens were identified to the lowest possible taxonomic level using the identification keys [5-10]. However, some groups of macroinvertebrates were identified to higher taxonomic rank: Hydrachnidia, Oligochaeta, and Diptera. Moreover, some Mollusca, Ephemeroptera, and Coleoptera were identified to the genera or family level because of young or damaged specimens. To give more precise macroinvertebrate diversity data, the lowest possible taxon was applied for comparing different river sites in this study [1].

For ecological status assessment by reference site, the Ecological Quality Ratio (EQR) was used. The EQR is the relationship between the values of the biological parameters observed for a given site and the values for those parameters in the reference conditions applicable to that site. According to the EQR, water quality scale developed under REFCOND project (Johnson 2000) was: 1.00 – 0.83 – high quality; 0.83 – 0.62 – good quality; 0.62 – 0.41 – medium quality; 0.41 – 0.20 – poor quality; < 0.20 – very poor quality.

The ecological water status was determined by reference site approach. The main problem of this method is reference site selection. For this goal, we developed the Multimetric index (MI).

First of all, total number of taxa, total number of families, Shannon-Wiener, Margalef and Simpson diversity indices, number of EPT, number of EPT-BH (EPT without Baetidae and Hydropsychidae), proportion of predators and proportion of gatherers and collectors were tested as possible metrics for it. The metrics such as total number of taxa, total number of families, mean value of Margalef biodiversity index, EPT and EPT-BH were chosen for the MI due to their uniform changing in different rivers of the Neman River basin and their high sensitivity to different disturbance and pollution.

EPT Index is widely used in different monitoring programs because of mayflies, stoneflies and caddisflies responses to anthropic impact [11]. It is accepted, that the greater score of EPT Index shows the better ecological water quality in the studied rivers. However, some species of mayflies (Baetidae family) and caddisflies (Hydropsychidae family) exist in the wide range of environmental factor. The resistance of Baetidae and Hydropsychidae larvae to environmental contamination was described by Harrison and Hynes in 1988 [5] and Malicky and Graf in 2012 [9]. In 2015 Lakew and Moog [7] proposed using of EPT-BH >1sp instead of EPT index in their recent paper. It means that the number of EPT taxa is counted without Baetidae and Hydropsychidae when Baetidae and Hydropsychidae consist of more than 1 taxon. They showed that modified index EPT-BH >1sp is more sensitive to the environmental changes than EPT Index [7]. So, four metrics (total number of taxa (NT_{tot}), total number of families (NF_{tot}), Margalef biodiversity index (M) and EPT-BH >1 sp) were retained in the Multimetric index (MI):

$$MI = \log NT_{tot} + \log NF_{tot} + \log M + \log EPT-BH.$$

To reduce the effect of extreme values, log-transformation was used.

The lowest value of the MI was found for site N6 (4.88) and the highest value – for site U1 (6.35). The Usha River (site U1) was used as the reference site according to the maximal value of the MI. The water quality and values of EQR are shown in figure 1.

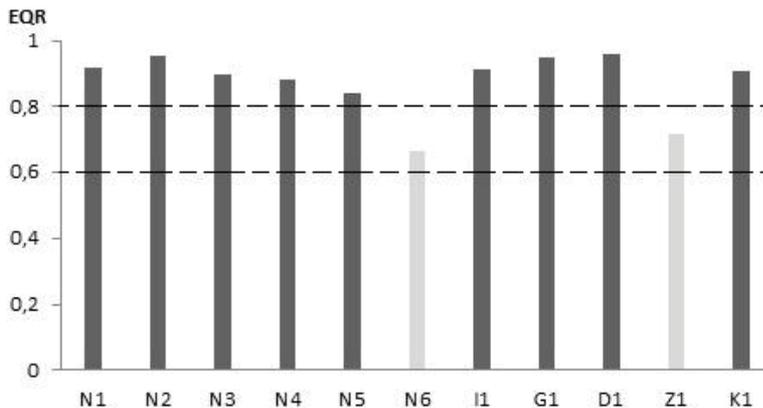


Figure. Water quality and EQR values according to reference site approach (light grey – good, dark grey – high ecological water quality)

According to the reference site approach, water quality of the most Neman River basin sites was high except for two sites including N6 and Z1, where the water quality was good.

1. Bakanov A.I. Use of zoobenthic characteristics for monitoring of freshwater ecosystems [Ispolzovanie karakteristik makrozoobentosa dlya monitoring presnovodnih ecosystem]. Biodiversity Monitoring, 1997. – P. 278-282 (in Russian).

2. Bechesku M. Key to the Black Sea and the Azov Sea fauna // Free living invertebrates. Crustacea. – Kiev: Naukova dumka, 1969. (in Russian).

3. EU Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
4. *Glöer P., Meier-Brook C.* Süßwassermollusken – Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. – Hamburg: DJN., 1994.
5. *Harrison A.D., Hynes H.B.N.* Benthic fauna of Ethiopian mountain streams and rivers. // Archiv für Hydrobiologie Supplement. – 1988. – Vol. 81. – P. 1-36.
6. *Karr J.R., Chu E.W.* Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring. – Washington: Island Press, 1999.
7. *Lakew A., Moog O.A.* A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for assessing the ecological status of streams and rivers in central and southeast highlands of Ethiopia // Hydrobiologia. – 2015. – Vol. 751 (1). – P. 229-242.
8. Main Geographic Characteristics of the Republic of Belarus. Main characteristics of the largest rivers of Belarus. Land of Ancestors. Data of the Ministry of Natural Resources and Environmental Protection of the Republic of Belarus. Available from: <http://landofancestors.com/travel/statistics/geography/237-main-characteristics-of-the-largest-rivers.html> [Accessed 4 February 2016].
9. *Malicky H., Graf W.* Eine kleine Trichopterenansbeute aus Äthiopien // Braueria Lunz am See. – 2012. – Vol. 3. – P. 32-38.
10. *Marques J.C. et al.* Ecological Indicators for Coastal and Estuarine Environmental Assessment: A User Guide. – WIT Press, UK, 2009.
11. *Rosenberg D.M., Resh A.P.* Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. – New York: Chapman and Hall, 1993.

УДК 574.21

ИЗМЕНЕНИЯ СТРУКТУРЫ ЗООПЛАНКТОНА МАЛОЙ РЕКИ (НА ПРИМЕРЕ РЕКИ ИЖОРА, БАССЕЙН БАЛТИЙСКОГО МОРЯ) В УСЛОВИЯХ ДЛИТЕЛЬНОГО АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Л.Ф. Литвинчук

Зоологический институт РАН, г. Санкт-Петербург, larisalitvinchuk@yandex.ru

Исследовались особенности сообщества зоопланктона верхнего течения реки Ижора, протекающей по густонаселенной территории Ленинградской области. В 2014 г., по сравнению с 1970-ми годами прошлого века, отмечено значительное снижение численности и биомассы зоопланктона и отсутствие видов-фильтраторов. В 1970-е годы нарушение структуры зоопланктона проявлялось только в месте загрязнения, затем структура зоопланктона постепенно восстанавливалась. В 2014 г. снижение численности и нарушения структуры зоопланктона были отмечены на протяжении всего исследованного участка реки.

Ключевые слова: зоопланктон, реки, антропогенное воздействие, виды-индикаторы.

В связи с возросшей в последние десятилетия антропогенной нагрузкой на водные экосистемы важно оценивать состояние гидросети, начиная с её истоков. Это относится и к небольшим рекам, протекающим через густонаселенные урбанизированные районы Ленинградской области, таким как река Ижора, которая представляет собой левый приток реки Невы длиной 75 км с площадью водосбора около 1000 кв. км [8]. Основным источником загрязнения реки Ижора в 70-е годы прошлого века были бытовые стоки города Гатчина, причем сточные воды очищались в основном за счет осаждения взвеси и дополнительную очистку не проходили. В 2013 г. на гатчинских очистных сооружениях была произведена полная реконструкция с применением современных технологий.

Необходимо проследить изменение состояния водоема, в том числе и реки, в течение длительного времени [1, 4].

В ходе исследований реки Ижора в период с 1973 по 1975 гг. сотрудниками лаборатории пресноводной и экспериментальной лаборатории ЗИН РАН подробно рассматривались особенности формирования основных групп зоопланктонных организмов [2, 5, 6]. В 2014 г. сотрудники лаборатории пресноводной и экспериментальной лаборатории ЗИН РАН продолжили исследования реки. Для изучения были взяты те же участки.

Цель данной работы – изучение сообщества зоопланктона и определение состояния реки Ижора с использованием биоиндикационных свойств зоопланктонных организмов и сравнение качества воды в реке с 70-ми годами прошлого века.

Пробы зоопланктона были отобраны на 4 станциях, расположенных в верхнем течении реки Ижора: в поселках Пудость, Тайцы, Горки и городе Коммунар, участки перечислены в последовательности от истока к устью. Станция Тайцы расположена на 200 метров ниже по течению от поселка Вайялово, места впадения в реку Ижора сточных вод гатчинских очистных сооружений.

Течение вдоль берегов реки медленное. На станциях Тайцы и Горки течение медленное и в центральной части реки, дно здесь также покрыто макрофитами. В 2014 г. на всех станциях вода была прозрачная (прозрачность до дна), визуально без присутствия взвешенной фракции. В 1970-е годы в районе станции Тайцы отмечалось повышенное содержание взвешенных веществ в воде [2].

Материал был собран в начале июля 2014 г. в центральном и прибрежном участках каждой станции. Сбор производили в верхних слоях воды зачерпыванием ведром с последующим процеживанием воды через сетку с газом № 68. На каждом участке также были собраны осадочные пробы (объем 1,0 л). Пробы фиксировались 4 % раствором формалина. Количественное определение зоопланктона проводилось в камере Богорова с применением стандартных методик [7].

Всего на станциях реки Ижоры в 2014 г. отмечены представители 22 видов планктонных беспозвоночных, в том числе; коловратки (Rotifera) – 11 видов. В 1973 г. в состав зоопланктона входили два вида – индикатора полисапробных вод – *Epiphanes senta* (Müller, 1773) и *Rotaria rotatoria* (Pallas, 1766), в 2014 г. оба эти вида обнаружены не были. Среди ветвистоусых ракообразных было отмечено 5 видов. В состав веслоногих ракообразных (Copepoda) входили циклопы Cyclopoidea (5 видов) и гарпактициды (1 вид). Представители калянид Calanoida встречены не были.

Количество видов ракообразных в оба периода исследования было примерно одинаковым. Число видов коловраток в 1970-е годы было выше. Зоопланктонные организмы в 2014 г. были представлены в основном прибрежно-зарослевыми формами, что, возможно, обусловлено достаточно высокой степенью развития макрофитов вдоль берегов и на центральных участках реки. Типичными представителями зоопланктона реки Ижора в 2014 г. (встречаемость по участкам 50 % и более) были широко распространенные в водоемах умеренной зоны организмы: коловратки рода *Euchlanis* (Ehrenberg, 1832), ветвистоусое ракообразное *Chydorus sphaericus* (Müller, 1785) и веслоногое ракообразное *Eucyclops serrulatus* (Fischer, 1851). Все эти виды – литоральные и прибрежно-зарослевые, встречаются в чистых водах, но могут в массовом количестве развиваться в загрязненных водоемах. По спектру питания – полифаги [2, 5, 9, 10].

Число видов на центральном участке каждой станции было ниже, чем в прибрежье. В среднем, на центральных участках реки было отмечено 4,75 вида зоопланктона, в прибрежных участках 8 видов. Небольшое число видов на центральных участках на станциях Пудость и Коммунар по всей видимости обусловлено большой скоростью течения на этих участках. Число доминирующих видов по численности в центре реки (2,75 вида) было выше, чем в прибрежье (1,75), причем, в прибрежной зоне станций Тайцы и Горки отмечено упрощение структуры сообщества зоопланктона, здесь доминанты по численности включали только по одному виду. По биомассе зоопланктона и в центральных участках, и в прибрежье было отмечено примерно одинаковое количество доминирующих видов (2 и 2,75, соответственно).

Индекс видовой структуры сообщества Шеннон-Уивера, рассчитанный по численности, варьировал от 0,97 (центральный участок станции Пудость) до 2,85 (прибрежье станции Коммунар), в среднем для всех участков составляя $1,86 \pm 0,74$ (таблица). В 1970-е годы на участках с ненарушенной структурой сообществ коэффициент видового разнообразия в течение вегетационного сезона изменялся в пределах от 2,0 до 4,1. Согласно

данным М.Б. Ивановой [2, 3] при наиболее высокой степени загрязнения величина этого показателя в отдельных случаях доходила до 0 (в среднем для станции составляя 0,9).

Количественные характеристики зоопланктона были неоднородны. Средние значения численности и биомассы на центральных участках были ниже, чем в прибрежье. Самые небольшие значения численности и биомассы зоопланктона были отмечены на участках, характеризующихся наибольшими скоростями течения – в центральных частях станций Пудость и Коммунар.

Численность зоопланктона в 2014 г. была значительно ниже, чем в 1973 г. Основу численности зоопланктона в оба периода исследования составляли коловратки. В августе 1973 г. численность коловраток на реке Ижора была значительно выше, чем в июле 2014 г. Численность коловраток в центре реки в 1973 г. была в десятки раз выше, чем в 2014 г. В прибрежной зоне в 1973 г. показатели численности коловраток превосходили значения за 2014 г. сотни раз.

Численность ракообразных в 1973 г. также была значительно выше (примерно в 100 раз), чем в 2014 г. Биомасса зоопланктона в 1973 г. существенно (более чем в 300 раз) превышала биомассу зоопланктона в 2014 г. (таблица).

Таблица. Структурные характеристики зоопланктона разных участков реки Ижора: индекс видового разнообразия Шеннон-Уивера (Н, биты/экз.) по численности, численность (N, тыс. экз. м⁻³), биомасса (B, г/м⁻³), а также класс вод, определенный по количеству типов питания [2] и сапробность (S) в 1973 [2, 3, 5, 6] и 2014 гг.

	Н		N		B		Класс вод		S	
	1976	2014	1973	2014	1973	2014	1973	2014	1973	2014
Пудость	2,25	1,68	26,2	0,53	0,49	0,009	3	3	1,70	1,23
Тайцы	0,90	1,77	224,2	1,92	0,29	0,007	5	4	2,00	1,57
Горки	1,75	1,66	52,25	1,12	3,49	0,005	4	4	2,20	1,61
Коммунар	1,90	2,35	114,7	0,23	3,92	0,002	3	4	2,00	1,57
Среднее± SD	1,70± 0,57	1,86± 0,33	104,34± 88,12	0,95± 0,74	2,05± 1,92	0,006± 0,003	3,75± 0,96	3,75± 0,50	1,98± 0,21	1,49± 0,18

По мере увеличения степени загрязнения и обеднения видового состава уменьшается разнообразие типов питания. В наиболее загрязненных участках остаются собиратели-полифаги и небольшое количество хватателей. Среди ракообразных полностью исчезают виды-фильтраторы. При исследовании зоопланктона реки Ижора в 1970-е годы были сопоставлены гидрохимические данные по всем изученным участкам и особенности трофической структуры зоопланктонных ракообразных (по типам питания). При этом было произведено разделение участков реки по степени загрязнения.

Трофическая структура зоопланктона на разных участках реки вполне соответствовала степени загрязнения реки Ижора на исследованных станциях, определенной на основании гидрохимических данных. Уменьшение числа видов ракообразных в наиболее сильно загрязненных участках вызывает изменение в трофической структуре зоопланктона. Согласно М.Б. Ивановой [2, 3], в районе станций Пудость и Коммунар качество воды можно отнести к 3 классу (умеренно загрязненные), в районе станции Горки – к 4 классу (загрязненные). Вода на станции Тайцы соответствовала 5 классу, грязные воды (таблица).

Анализ трофической структуры ракообразных, проведенный в 2014 г., показал, что наибольшее количество типов питания (4) было отмечено на станции Пудость, на станциях Тайцы и Горки было выявлено по 3 типа питания, на станции Коммунар при 2-х типах питания было найдено достаточно большое количество видов (таблица). Особенности трофической структуры позволяют рассматривать качество вод на станциях Пудость как умеренно загрязненные. Качество воды на станциях Тайцы, Горки и Коммунар можно отнести к классу «загрязненные воды».

В 1973 г. в месте сброса сточных вод (станция Тайцы) качество воды ухудшалось и класс вод «повышался» до 5-го (грязные воды), затем ниже по течению качество воды (по

типам питания зоопланктонных ракообразных) постепенно улучшалось. В 2014 г. качество воды на станции Пудость было немного лучше, чем на других станциях. В целом качество воды на всем протяжении верхнего течения реки Ижора было невысоким.

Учитывая значения индекса сапробности в 1973 г., воды на всех станциях можно оценить как умеренно загрязненные. В 2014 г. значения индекса сапробности так же позволяют оценить качество вод реки Ижора практически на всех участках как бета-мезосапробные (умеренно загрязненные органическим веществом, таблица).

Применение индекса сапробности и использование особенностей типов питания зоопланктонных организмов дают сходные результаты при оценке качества воды, причем метод, учитывающий типы питания, позволяет получать более точные оценки. Использование обоих методов подтверждает наличие нарушения нормального состояния зоопланктона практически на всех исследованных участках верхнего течения реки Ижора в 2014 г.

На протяжении всего района исследования были выявлены признаки угнетенного состояния сообщества – значительное снижение численности и нарушение структуры зоопланктона.

В августе 2014 г. в реке Ижора в составе зоопланктона среди ракообразных отсутствовали фильтраторы. Полисапробные виды коловраток в реке Ижора в 2014 г. отмечены не были. Основу зоопланктона составляли эврибионтные виды коловраток и ракообразных, которых по спектру питания можно отнести к полифагам.

С одной стороны, в 1970-х годах в месте загрязнения реки отмечалась повышенная мутность воды, а в 2014 г. прозрачность воды на всех исследованных участках была достаточно высокой (до дна). В то же время негативное воздействие повышенной концентрации взвешенных частиц в 1970-е годы проявлялось только в месте загрязнения, затем структура зоопланктона постепенно восстанавливалась. В 2014 г. снижение численности и нарушения структуры зоопланктона были отмечены на протяжении всего исследованного участка реки.

Таким образом, несмотря на создание системы по очистке вод города Гатчины, зоопланктонное сообщество реки Ижора продолжает испытывать значительное воздействие неблагоприятных факторов. Отмечены изменения в количественном развитии и структуре зоопланктона на протяжении всего исследованного участка реки.

В настоящее время вследствие значительного антропогенного стресса сообщество зоопланктона реки Ижора находится в угнетенном состоянии с утратой естественных свойств.

1. *Волков И.В.* Основные факторы антропогенных сукцессий // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского севера. – Петрозаводск: Петрозав. ун-т, 1995. – С. 21-22.

2. *Иванова М.Б.* Влияние загрязнения на планктонных ракообразных и возможность их использования для определения степени загрязнения рек // Методы биологического анализа пресных вод. – Л.: ЗИН АН СССР, 1976. – С. 68-80.

3. *Иванова М.Б.* Опыт оценки участия планктонных животных в процессах самоочищения воды (на примере зоопланктона прибрежных участков реки Ижора) // Гидробиологические основы самоочищения вод. – Л.: Наука, 1976. – С. 36-42.

4. *Игнатьева Н.В., Беляков В.П., Загребин А.О., Капустина Л.Л., Надеждина Н.В., Павлова О.А., Родионова Н.В., Сусарева О.М.* Комплексная оценка экологического состояния городских водоемов при антропогенном воздействии // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем : Мат. межд. науч. конф. – СПб.: Любавич, 2011. – С. 59-67.

5. *Кутикова Л.А.* Коловратки речного планктона как показатели качества воды // Методы биологического анализа пресных вод. – Л.: ЗИН АН СССР, 1976. – С. 80-90.

6. *Макрушин А.В., Кутикова Л.А.* Сравнительная оценка методов Пантле и Букка в модификации Сладчека и Зелинки и Марвана для определения степени загрязнения по зоопланктону // Методы биологического анализа пресных вод. – Л.: ЗИН АН СССР, 1976. – С. 90-94.

7. Методические рекомендации при сборе и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах // Зоопланктон и его продукция. – Л.: ГосНИОРХ, 1982. – 33 с.
8. Методы биологического анализа пресных вод. – Л.: ЗИН АН СССР, 1976. – 200 с.
9. Монаков А.В. Питание пресноводных беспозвоночных. – М.: ИПЭЭ РАН, 1998. – 321 с.
10. Столбунова В.Н. Зоопланктон озера Плещеево. – М.: Наука, 2006. – 152 с.

ZOOPLANKTON STRUCTURE CHANGE IN RIVER IZHORA (THE BALTIC SEA DRAINAGE) UNDER LONG TIME ANTHROPOGENIC PRESSURE

L.F. Litvinchuk

Zoological Institute RAS, Saint-Petersburg, larisalitvinchuk@yandex.ru

Zooplankton community of Izhora River (Leningradskaya Province) was studied. During long time the river was under strong influence of industrial and agricultural pressure. In comparison with 1970-s data, zooplankton density and biomass strongly decreasing and structure changes (community depression) were observed along all studied area.

Keywords: zooplankton, rivers, anthropogenic pressure, species-bioindicators

УДК 574.5

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА ЗООПЛАНКТОНА ОЗЕРА ВОЖЕ (ВОЛОГОДСКАЯ ОБЛАСТЬ)

Е.В. Лобуничева, Н.В. Думнич

Вологодское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ», г. Вологда, gosiiorh-vologda@yandex.ru

Проанализированы особенности зоопланктона озера Воже (Вологодская область) за весь период изучения (1972-2016 гг.). В составе зоопланктона озера обнаружено 110 видов, среди которых широко представлены фитофильные и прибрежные организмы. Состав доминантов сообщества относительно постояен. Средние численность и биомасса зоопланктона за период наблюдений несколько снижаются. По численности в сообществе преобладают циклопы, а по биомассе – клadoцеры, увеличивается обилие коловраток. По состоянию зоопланктона озеро Воже оценивается как малокормный мезотрофный водоём.

Ключевые слова: зоопланктон, структура, динамика, озеро Воже, Вологодская область.

Озеро Воже – крупный (418 км²) рыбохозяйственный водоём на севере Вологодской области. Озеро не входит в состав искусственных водных путей и имеет связь лишь с оз. Лаца через реку Свидь. Для водоёма характерны малые глубины и значительные внутригодовые и межгодовые колебания уровня воды. Максимальная многолетняя амплитуда изменения уровня воды оз. Воже составляет более 2 м, средняя глубина при этом изменяется от 0,5 до 1,8 м [9]. Водоём характеризуется изрезанной береговой линией, что в сочетании с нестабильным уровнем воды и заболоченностью берегов обуславливает интенсивное развитие макрофитов.

Первые исследования зоопланктона оз. Воже проведены в 1972–1974 гг. Вологодско-Архангельской экспедицией Института Озероведения АН СССР, созданной для прогноза изменения экосистем северных водоёмов при переброске их стока в р. Волгу [8]. В середине 1980-х гг. эти исследования были продолжены [1]. С 1989 г. мониторинговые наблюдения за состоянием гидробионтов озера осуществляются Вологодским отделением ФГБНУ «ГосНИОРХ» [2–5].

В материалах обобщена информация о зоопланктоне оз. Воже за период с 1972 по 2016 гг. Данные о составе и уровне развития зоопланктона в 1972–1974, 1983, 1984 гг. получены из архивных отчетов Института Озероведения РАН и опубликованных материалов [8, 1]. Состояние зоопланктона в 1989–2016 гг. оценено по архивным материалам Вологодского отделения ФГБНУ «ГосНИОРХ», в том числе оригинальным исследованиям авторов. Учитывая объективные различия в задачах и методах, проводимых в разные годы исследований, при анализе осуществлена генерализация имеющихся данных. Всего проанализировано 508 протоколов обработки проб.

В составе зоопланктона оз. Воже за весь период исследований (1972–2016 гг.) выявлено порядка 110 видов. Список видов планктонных животных содержится в работе 2014 г. [5]. Существенное увеличение количества обнаруженных в зоопланктоне озера видов в рамках исследований последнего десятилетия во многом связано с расширением сети станций отбора в прибрежье и разнотипных зарослях макрофитов. За последние три года в зоопланктоне водоёма были впервые обнаружены коловратки *Cyrtonia tuba*, *Euchlanis incisa*, *Eu. meneta*, *Lecane acus*, *Lepadella* sp., *Notholca caudata*, *Pompholyx complanata*, *Trichotria truncata*, *T. pocillum*, *Trichocerca elongata*, *T. longiseta*, ракообразные – *Acroperus angustatus*, *Alona rectangula*, *A. costata*, *Alonopsis ambigua*, *Ceriodaphnia laticaudata*, *Daphnia galeata*, *Leydigia leydigi*, *Macrothrix hirsuticornis*, *Monospilus dispar*, *Oxyurella tenuicaudis*, *Cyclops vicinus*, *Eucyclops speratus*.

Видовой состав зоопланктона озера типичен для водоёмов таёжной зоны [6]. Отличием оз. Воже от других крупных водоёмов Вологодской области является отсутствие в составе гидробионтов инвазионных видов, что связано с изолированностью водоёма. Мелководность и развитие зарослей макрофитов обуславливают широкую представленность в зоопланктоне озера фитофильных и прибрежных видов, которые в 2000-х гг. составляют 53 % от общего числа выявленных организмов. Количество и доля этих видов по сравнению с 1970-ми и 1990-ми гг. увеличились. При этом число типичных планктонных пелагических видов практически неизменно. Их доля в сообществе закономерно снизилась и немного превышает 30 %.

Согласно средним значениям индекса Бергера-Паркера за весь период исследования водоёма уровень доминирования зоопланктона практически не меняется (табл.).

Таблица. Показатели структуры зоопланктона оз. Воже в разные периоды исследований

Характеристика*	Годы				
	1972–1974	1983–1984, 1989	1990–1999	2000–2010	2011–2016
I _{В/Р} **	–	<u>0,8</u> 0,9	<u>1,0</u> 1,0	<u>0,9</u> 0,8	<u>0,9</u> 1,0
Виды-доминанты	<i>Conochilus unicornis</i> , <i>Kellicottia longispina</i> , <i>Asplanchna priodonta</i> , <i>Daphnia cucullata</i> , <i>D. cristata</i> , <i>Bosmina coregoni</i> , <i>Eudiaptomus gracilis</i> , <i>Mesocyclops leuckarti</i> , <i>Thermocyclops oithonoides</i>	<i>Conochilus unicornis</i> , <i>Kellicottia longispina</i> , <i>Asplanchna priodonta</i> , <i>Daphnia cucullata</i> , <i>D. cristata</i> , <i>Bosmina coregoni</i> , <i>Chydorus sphaericus</i> , <i>Eudiaptomus gracilis</i> , <i>Heterocope appendiculata</i> , <i>Mesocyclops leuckarti</i> , <i>Thermocyclops oithonoides</i>	<i>Kellicottia longispina</i> , <i>Daphnia cucullata</i> , <i>D. cristata</i> , <i>Bosmina longispina obtusirostris</i> , <i>B. coregoni</i> , <i>Eudiaptomus gracilis</i> , <i>Mesocyclops leuckarti</i> , <i>Thermocyclops oithonoides</i>	<i>Keratella cochlearis</i> , <i>Kellicottia longispina</i> , <i>Daphnia cucullata</i> , <i>D. cristata</i> , <i>Bosmina coregoni</i> , <i>Chydorus sphaericus</i> , <i>Eudiaptomus gracilis</i> , <i>Mesocyclops leuckarti</i>	<i>Asplanchna priodonta</i> , <i>Kellicottia longispina</i> , <i>Keratella cochlearis</i> , <i>Daphnia cucullata</i> , <i>D. cristata</i> , <i>Bosmina coregoni</i> , <i>Sida crystallina</i> , <i>Eudiaptomus gracilis</i> , <i>Mesocyclops leuckarti</i>
W _{ср.} , мг	0,012	0,013	0,019	0,015	0,010
N _{Rot.} /N _{общ.} , %	–	33	19	25	30
N _{Clad.} /N _{общ.} , %	–	32	50	34	25

%					
$N_{\text{Cop.}}/N_{\text{общ.}}$, %	49	34	38	45	48
$B_{\text{Rot.}}/B_{\text{общ.}}$, %	–	13	12	11	19
$B_{\text{Clad.}}/B_{\text{общ.}}$, %		67	58	52	42
$B_{\text{Cop.}}/N_{\text{общ.}}$, %	23	34	35	40	43
E	0,6	–	0,4	0,8	0,7

Примечание: * $I_{\text{B/P}}$ – индекс доминирования Бергера-Паркера, $W_{\text{cp.}}$ – средняя масса организма, E – коэффициент трофии [1], N, B – численность и биомасса (Rot. – Rotifera, Clad. – Cladocera, Cop. – Copepoda, общ. – общая); ** – выше черты значения, рассчитанные по численности, ниже – по биомассе; темным шрифтом выделены виды-доминанты общие для всех периодов исследования.

В состав доминантов входит небольшое количество видов зоопланктеров (7-9), широко распространённых в водоёмах области. Несмотря на сукцессионные изменения, характерные для экосистемы озера, структура доминирующего комплекса стабильна. По сравнению с предыдущими периодами исследований, в 2000-х гг. в число доминантов не вошёл лишь *Thermocyclops oithonoides*. В последние 5 лет снизилась средняя численность *Eudiaptomus gracilis*. Однако, этот вид по-прежнему доминирует по величинам биомассы. Для коловратки *Conochilus unicornis*, которая ранее характеризовалась высокой плотностью, в настоящее время отмечаются лишь отдельные локальные всплески численности. При этом сравнительно высокой численностью характеризуются эврибионтные коловратка *Keratella cochlearis* и рачок *Chydorus sphaericus*.

Средние за летний период величины численности и биомассы зоопланктона оз. Воже в анализируемый период существенно колебались (рис.). Наибольшие численность и биомасса (217 тыс. экз./м³, 2,5 г/м³) отмечены в 1984 г. при доминировании кладоцер. В 1972–1974 гг. средняя численность зоопланктона составляла 60 тыс. экз./м³, биомасса – 1,2 г/м³. Доминирующей группой зоопланктеров были веслоногие, при этом ветвистоусые ракообразные характеризовались высокой биомассой. Подобная структура сообщества сохраняется и в настоящее время. Циклопы преобладают в сообществе по величинам численности. При этом наблюдается тенденция увеличения доли в численности и биомассе коловраток, что отражается и на изменении средней массы особи в сообществе (таблица). Кладоцеры и копеподы характеризуются сходными относительными биомассами. Начиная с 1990-х гг. уровень развития зоопланктона снизился (рис.). Средняя численность зоопланктона оз. Воже в этот период составляла 37 тыс. экз./м³ при средней биомассе 0,7 г/м³. Увеличение плотности зоопланктеров наблюдается в последние 5 лет, достигая средних величин 60 тыс. экз./м³. Средняя биомасса зоопланктона сохраняется на уровне 0,5-0,7 г/м³. В отдельные годы зафиксировано значительное увеличение численности и биомассы зоопланктона.

Как уже указывалось ранее для оз. Воже прослеживается зависимость уровня развития зоопланктона от погодных (термических) условий [5]. В годы с аномально высокими температурами, а значит, и очень низким уровнем воды в водоеме, наблюдалось снижение обилия зоопланктона. Значительное увеличение численности и биомассы зоопланктона отмечается в годы со сравнительно низкими средними температурами.

Таким образом, зоопланктон оз. Воже характеризуется типичной для таёжных водоёмов видовой структурой. При этом морфологические особенности озера определяют значительную представленность в составе планктона фитофильных и эврибионтных видов, а изолированность – отсутствие видов-вселенцев. Комплекс доминирующих видов зоопланктона озера стабилен на протяжении всего периода наблюдений. Отмечаются лишь некоторые структурные изменения, по-видимому, связанные с естественными процессами эвтрофирования водоёма.

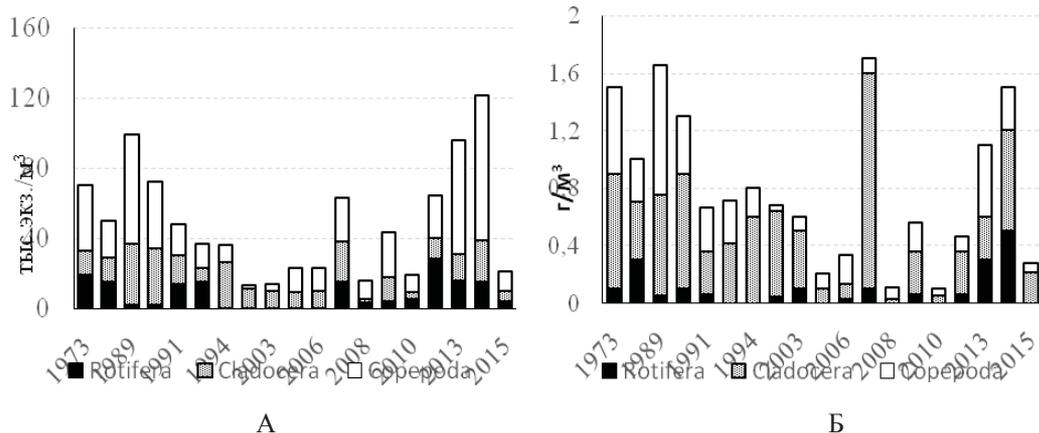


Рисунок. Средние численность (А) и биомасса (Б) основных групп зоопланктона оз. Воже в летний период.

Для численности и биомассы зоопланктона озера характерны колебания, что обусловлено динамикой термических и гидрологических характеристик. К настоящему времени средняя численность зоопланктона несколько увеличивается, что связано с повышением роли коловраток в сообществе. В последние десятилетия значения средней биомассы зоопланктона сохраняются на уровне не более 1 г/м^3 , что позволяет охарактеризовать озеро Воже как малокормный водоём [7]. Соотношение основных групп и структурные характеристики зоопланктона, в том числе коэффициент трофии, свидетельствуют о мезотрофном статусе водоёма.

1. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем. – СПб.: Наука, 1996. – 189 с.

2. Болотова Н.Л., Думнич Н.В., Зуянова О.В. Влияние антропогенного эвтрофирования на состоянии зоопланктоценоза озера Воже // Проблемы экологической токсикологии. – Петрозаводск, 1998. – С. 58-64.

3. Думнич Н.В. Ракообразные (Crustacea) и коловратки (Rotatoria) крупных озер Вологодской области. Автореф. канд. дис. – Петрозаводск, 2000. – 25 с.

4. Думнич Н.В., Лобуничева Е.В. Пространственное распределение зоопланктона озера Воже (Вологодская область) // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды : Тез. докл. IV Междунар. науч. конф., Минск–Нарочь, 12–17 сентября 2011 г. – Минск: Центр БГУ, 2011. – С. 105.

5. Думнич Н.В., Лобуничева Е.В. Структура и многолетняя динамика зоопланктона озера Воже (Вологодская область) // Рыбохозяйственные водоемы России: фундаментальные и прикладные исследования : Мат. междунар. науч. конф. – СПб.: ГосНИОРХ, 2014. – С. 293-303.

6. Пидгайко М.Л. Зоопланктон водоемов Европейской части СССР. – М.: Наука, 1984. – 207 с.

7. Пидгайко М.Л., Александров Б.М., Иоффе Ц.И., Максимова Л.П., Петров В.В., Саватеева Е.Б., Салазкин А.А. Краткая биолого-продукционная характеристика водоемов Северо-Запада СССР // Улучшение и увеличение кормовой базы для рыб во внутренних водоемах СССР. – Изв. ГосНИОРХ. – 1968. – Т. 67. – С. 205-228.

8. Смирнова Т.С. Зоопланктон озер Воже и Лача // Гидробиология озер Воже и Лача (в связи с прогнозом качества вод, перебрасываемых на юг). – Л.: Наука, 1978. – С. 34-63.

9. Татарникова Т.А. Уровненный режим // Гидрология озер Воже и Лача. – Л.: Наука, 1979. – С. 61-70.

LONG-TERM DYNAMICS ZOOPLANKTON IN THE VOGE LAKE (VOLOGDA REGION)

E.V. Lobunicheva, N.V. Dumnich

Vologda Department, L.S. Berg State Research Institute on Lake and River Fisheries, Vologda,
gosniorh-vologda@yandex.ru

The article presents the results of long-term study (1972-2016) zooplankton of Voge Lake (Vologda Region, Russia). Composition, dominant complex of zooplankton and long-term changes abundance and biomass are characterized.

Keywords: zooplankton, structure, dynamic, Voge lake, Vologda region

УДК 574.5

ВЛИЯНИЕ ДНОУГЛУБИТЕЛЬНЫХ РАБОТ НА СОСТОЯНИЕ ФИТОПЛАНКТОНА ЛИТОРАЛЬНОЙ ЗОНЫ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

О.Г. Лопичева

Вологодский государственный университет, г. Вологда, olga2008.08@bk.ru

Исследования проводились в литоральной зоне южной части Онежского озера. Определялось воздействие на состояние фитопланктона дноуглубительных работ, в районе впадения протоки, соединяющей Тудозеро с Онежским озером. Проанализированы показатели фитопланктона в зоне влияния дноуглубительных работ и фонового участка, что позволило установить влияние мутности как приоритетного фактора на формирование сообщества микроводорослей. Биоиндикационными показателями антропогенного воздействия служило изменение соотношения таксономических групп, наличие индикаторных видов, количественные параметры уровня развития фитопланктона.

Ключевые слова: фитопланктон Онежского озера, литоральная зона, дноуглубительные работы, шлейф мутности.

Одним из видов негативного антропогенного воздействия на водные экосистемы являются гидромеханизированные работы. Густая гидрологическая сеть Вологодской области обусловила активное использование рек и озер для транспортных путей. Тем более, что по территории области проходят две крупные водные системы, которые связывают бассейны Белого, Балтийского, Каспийского морей. Это Северо-Двинская шлюзованная система и Волго-Балтийский водный путь, в котором Онежское озеро является важным воднотранспортным узлом.

Для обеспечения судоходства требуется проведение гидромеханизированных работ для углубления русла. Предыдущими исследованиями было показано, что постоянное проведение дноуглубительных работ в озере Белом, реках Вологда и Сухона отрицательно сказывалось на состоянии сообществ гидробионтов [1]. В Онежское озеро, часть акватории которого находится в пределах Вологодской области, впадает протока, протяженностью 700 м, соединяющая его с Тудозером. Создание этой протоки связано с необходимостью выполнения спасательных работ Арктического учебно-спасательного центра «Вытегра». Поэтому она активно используется для судоходства, но транспортное сообщение затруднено из-за постоянных наносов, что требует проведения дноуглубительных работ. В результате происходит изменение среды обитания, в первую очередь, планктонных сообществ. Поэтому целью данной работы было выявить особенности формирования фитопланктона в условиях повышенной мутности в искусственно созданном водотоке.

Исследования проводились в конце августа 2016 г, и материал собирался после проведения дноуглубительных работ в протоке. Был обследован район впадения протоки из Тудозера, который включал участок литоральной зоны Онежского озера, как фоновый, а также устье протоки. На более глубоком фоновом участке пробы отбирались в поверхностном слое, а также на глубине 5 м. В самой протоке были отобраны интегральные пробы фитопланктона. На каждом участке измерялась температура воды, и определялся характер грунтов.

Пробы воды для качественного и количественного анализа фитопланктона отбирались с помощью горизонтального батометра Ван-Дорна, объемом 2 л. Забор воды осуществлялся в поверхностном слое в емкость 0,5 л. Консервация проб осуществлялась на месте с использованием фиксатора на основе раствора Люголя. Затем в лабораторных условиях полученный материал концентрировался осадочным методом [8]. Для камеральной обработки проб фитопланктона использовалась камера Горяева. Определялась

таксономическая принадлежность водорослей, для количественных характеристик производился учет клеток в единице объема воды, и численность фитопланктона рассчитывалась по стандартной формуле. Биомасса определялась с помощью счетно-объемного метода [5].

Фитопланктон Онежского озера изучался рядом исследователей, в результате чего выявлено 775 видов, разновидностей и форм водорослей, принадлежащих к 8 отделам, 16 классам, 30 порядкам, 76 семействам и 155 родам [9]. Установлено, что средние значения биомассы за вегетационный период находились в пределах от 0,3-0,5 г/м³ и редко превышали 1 г/м³ [10]. Наши исследования показали сходный уровень развития фитопланктона в прибрежье южной части Онежского озера. В поверхностном слое средняя биомасса фитопланктона равнялась 0,9 г/м³, при численности – 1,3 млн. кл/л. Доминирующей группой оставались цианеи, которые в период наших исследований составляли 78 % от общей численности фитопланктона. К субдоминантам относились диатомовые (13 %), меньшее значение имели зеленые (5 %) и криптофитовые водоросли (2 % от общей численности). Среди цианопрокариот массовыми были виды *Aphanizomenon flos-aquae*, *Aphanizomenon elenkinii*, *Planktolyngbya limnetica*, *Anabaena macrospora*. Массовое развитие цианей, что было отмечено и в прежние годы, отражало эвтрофирование прибрежных биотопов, вследствие сильной антропогенной нагрузки на южное побережье озера.

Показатели биомассы и численности фитопланктона, отобранного на глубине 5 м, были несколько ниже, и равнялись 0,7 г/м³ и 1,0 млн. кл/л, соответственно. Здесь также доминирующее положение занимали цианеи, составляя 56 % от общей численности. Однако, вместо диатомовых, роль субдоминанта перешла к криптофитовым водорослям, которые составляли 25% от общей численности. Преобладали виды *Cryptomonas ovata*, *Cryptomonas obovata*, *Chroomonas acuta*. Среди диатомовых, составляющих 15% от общей численности водорослей, были зарегистрированы виды *Tabellaria fenestrata* и *Asterionella formosa*.

Онежское озеро относится к стратифицированным озерам, для которых характерно существование по вертикальному распределению двух пиков количественного развития фитопланктона [10]. В нашем случае, второй пик численности и биомассы фитопланктона на глубине 5 метров был связан с развитием криптофитовых водорослей. Это отражает благоприятные условия фонового участка с высокой прозрачностью, где чувствительные к избыточному освещению криптомонады часто опускаются на глубину, образуя скопления [11].

В условиях повышенной мутности количественные показатели фитопланктонного сообщества протоки были несколько ниже, чем на фоновом участке. Биомасса фитопланктона в устье протоки равнялась 0,6 г/м³, при численности 0,8 млн. кл/л. Место доминанта принадлежало цианопрокариотам, составляющим 89 % от общей численности, среди которых преобладали виды *Aphanizomenon flos-aquae* и *Planktolyngbya limnetica*. Диатомовые водоросли были представлены видами *A. formosa* и *Aulacoseira alpigena*.

Таким образом, повышенная мутность воды отражалась не только на количественных показателях, но и на структуре фитопланктонного сообщества. Хотя в других исследованиях отмечалось негативное влияние дноуглубительных работ только на количественные показатели. Это объясняется снижением прозрачности воды, что подтвердили детальные исследования влияния мутности на развитие фитопланктонного сообщества в акватории Финского залива и на Куйбышевском водохранилище [3,4].

Следует отметить, неоднозначность влияния последствий дноуглубительных работ на разные группы фитопланктона. Так, вымывание биогенных веществ, за счет перемещения грунтов благоприятно для развития водорослей, что отразило доминирование цианей и высокая численность криптофитовых водорослей. Кроме того, развитию светочувствительных криптомонад способствовало уменьшение прозрачности воды. Повышенная мутность оказывала угнетающее воздействие на группу зеленых водорослей, и их доля в фитопланктонном сообществе была незначительной. В то же время

положительным моментом для размножения всех групп фитопланктона служила достаточно высокая прогреваемость воды (до 20 °С).

Кроме того, в искусственно созданных водотоках складывается комплекс специфичных условий, включая проточность, которая влияет на распространение шлейфа мутности. Перемещения грунтов и характер донных отложений также играют важную роль в распределении фитопланктона. Приоритетным фактором формирования фитопланктонного сообщества в зоне проведения дноуглубительных работ является повышенная мутность воды. Доминирование в сообществе водорослей из отдела Cyanophyta требует проведения мониторинга за состоянием фитопланктона, так как их массовое развитие вызывает «цветение» воды, опасное для рыб, сельскохозяйственных животных и человека. Проведение дноуглубительных работ может служить дополнительным фактором, способствующим возникновению данного явления.

1. *Болотова Н.Л.* Изменение качества воды реки Сухоны в условиях многофакторного воздействия // Эволюционные и экологические аспекты изучения живой материи : Мат. I Всеросс. науч. конф. памяти Н.П. Коломийцева. – Череповец: ЧГУ, 2017.

2. *Дроздов В.В., Коробков А.В.* Влияние процесса дноуглубительных работ на экологическое состояние акваторий Выборгского залива // Ученые записки РГГМУ. – 2010. – № 12. – С. 80-96.

3. *Дыганова Р.Я., Апкин Р.Н., Сонин Г.В.* Фитопланктон – индикатор качества воды Куйбышевского водохранилища // Сб. конф. НИЦ Социосфера. – 2016. – № 10. – С. 122-129.

4. *Науменко М.А.* Эвтрофирование озер и водохранилищ. – СПб.: РГГМУ, 2007. – 100 с.

5. *Садчиков А.П.* Методы изучения пресноводного фитопланктона. – М.: Университет и школа, 2003. – 157 с.

6. *Суслопарова О.Н., Шурухин А.С., Мицкевич О.И., Терешенкова Т.В., Хозяйкин А.А., Митковец В.Н.* Оценка влияния интенсивных гидротехнических работ, проводимых в последнее десятилетие в прибрежных районах Невской губы на ее биоту // Ученые записки РГГМУ. – 2013. – № 28. – С. 110-120.

7. *Суслопарова О.Н., Терешенкова Т.В.* Влияние дноуглубительных работ на планктонные сообщества // Учение о развитии морских берегов: вековые традиции и идеи современности : Мат. XXIII междунар. конф., Санкт-Петербург, 5-9 октября 2010 г. – СПб.: РГГМУ, 2010.

8. *Федоров В.Д.* О методах изучения фитопланктона и его активности. – М.: Изд-во МГУ, 1979. – 168 с.

9. *Чекрыжева Т.А.* Таксономическая и экологическая характеристика фитопланктона Онежского озера // Труды Карельского НЦ РАН. – Петрозаводск, 2012. – № 1. – С. 56-69.

10. *Шаров А.Н.* Индикаторная роль фитопланктона в оценке долговременных изменений качества вод больших озер // Водные ресурсы. – 2008. – Т. 35, № 6. – С. 697-702.

11. *Lee R.E.* Phycology. – New York: Cambridge University Press, 2008. – 561 p.

THE INFLUENCE OF DREDGING OPERATIONS ON THE STATE OF PHYTOPLANKTON LITTORAL ZONES OF LAKE ONEGO

O.G. Lopicheva

Vologda State University, Vologda, olga2008.08@bk.ru

Researches were done in the littoral zone of the southern part of the Lake Onego. Impact of the dredging on the condition of phytoplankton was defined in the area of confluence of the duct connecting Lake Tudozero with Lake Onego. Indicators of phytoplankton in zone of influence of the dredging and background site were analysed, that allowed to reveal influence of turbidity on formation of the community of microalgae as priority factor. The change in the ratio of taxonomic groups, the presence of indicator species, quantitative parameters of phytoplankton's development served as bioindication indicators of anthropogenic impact.

Key words: phytoplankton of Lake Onego, littoral zone, dredging, plume turbidity.

УДК 574.2, 574.5

**ВЛИЯНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ТЕМПЕРАТУРЫ СРЕДЫ НА БИОХИМИЧЕСКИЕ
МЕХАНИЗМЫ РЕЗИСТЕНТНОСТИ У ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ РАЗЛИЧНЫХ
ПОПУЛЯЦИЙ *Gmelinoides fasciatus* (Stebb., 1899)**

Лубяга Ю.А.^{1,3}, Трифонова М.С.², Емшанова В.А.¹, Мадьярова Е.В.^{1,3}, Аксенов-
Грибанов Д.В.^{1,3}, Шатилина Ж.М.^{1,3}, Тимофеев М.А.¹

¹ ФГБОУ ВО «Иркутский государственный университет», НИИ биологии,
г. Иркутск, yuliya.a.lubyaga@gmail.com; ² Институт озероведения РАН, г. Санкт-
Петербург, mstrifonova@outlook.com; ³ Байкальский исследовательский центр, г. Иркутск,
denis.axengri@gmail.com

Целью настоящего исследования был анализ активности ферментов антиоксидантной системы и оценка содержания продуктов перекисного окисления липидов у амфипод вида *Gmelinoides fasciatus* (Stebb., 1899) из литорали озера Байкал, Ладожского озера и Финского залива в условиях постепенного повышения температуры среды. Показано, что повышение температуры ведет к двукратному понижению уровня продуктов перекисного окисления (ДК, ТК, ОШ) в составе нейтральных липидов у *G. fasciatus* из ладожской популяции, при одновременном увеличении активности каталазы. У представителей двух других исследуемых популяций выраженных изменений в изучаемых параметрах отмечено не было.

Ключевые слова: амфиподы, стресс, перекисное окисление липидов, антиоксидантные ферменты

Повышение температуры среды является важным экологическим фактором, оказывающим глубокое влияние на интенсивность биохимических процессов, обуславливающих резистентность организма [3]. Все живые организмы разными способами реагируют на изменения окружающей среды. Формирование защитных адаптации обеспечивается активацией генетического аппарата, изменением метаболизма клетки, а также изменением функционирования практически всех основных систем организма. Любые сильные воздействия окружающей среды вызывают стандартную стресс-реакцию. При интенсивной или длительной стресс-реакции в клетках происходит активация процесса свободно-радикального окисления, внутриклеточная кальциевая перегрузка, угнетение энергопродукции, снижение синтеза белка и денатурация белковых структур. Это оказывает повреждающее воздействие на органы, ткани, и, таким образом, стресс-реакция из механизма адаптации превратится в механизм патогенеза [2].

Одним из возможных маркеров, свидетельствующих о развитии стрессового состояния, является активация перекисного окисления липидов (ПОЛ). Известно, что в нормальных условиях жизнедеятельности в клетке постоянно присутствует определенный уровень процессов ПОЛ, индуцированный образованием активных форм кислорода [1].

В клетке ПОЛ поддерживается на постоянном уровне благодаря многоуровневой системе антиоксидантной защиты. Таким образом, сбалансированность между обеими частями этой системы – перекисным окислением с одной стороны и антиоксидантной активностью с другой является необходимым условием для поддержания нормальной жизнедеятельности клетки. Учитывая необходимость сохранения прооксидантно-антиоксидантного равновесия в стационарном режиме, можно предположить, что его смещение является одним из первых неспецифических звеньев в развитии стресс-реакции и может служить, согласно В.А. Барабою [1], тем биологически важным изменением внутренней среды клетки, которое запускает другие механизмы защиты [2].

Оптимальная оценка антиоксидантного статуса организма может быть обеспечена оценкой баланса между отклонениями от контрольных значений в накоплении продуктов ПОЛ и активностью основных ферментов антиоксидантной защиты.

Целью настоящего исследования являлся анализ активности ферментов антиоксидантной системы и показателей ПОЛ у представителей отдалённых друг от друга популяций *Gmelinoides fasciatus* в условиях изменения температуры.

В работе использовали представителей трех популяций амфипод *G. fasciatus* из оз. Байкал (0,120 ‰), Ладожского озера (0,064 ‰) и Финского залива (0,185 ‰). Амфипод акклиматизировали при температуре 6 °С и подвергали постепенной гипотермии и гипертермии

(скорость изменения температуры составляла 1 °С/час). После экспериментов рачков фиксировали в жидком азоте и проводили дальнейшие биохимические анализы. Эксперименты проведены в 5 биологических параллелях.

В ходе исследования получены данные, показывающие, что повышение температуры ведет к двукратному понижению уровня продуктов ПОЛ (диеновые конъюгаты, триеновые конъюгаты, основания Шиффа) в составе нейтральных липидов у *G. fasciatus* из ладожской популяции. У представителей двух других исследуемых популяций статистически значимых изменений содержания продуктов ПОЛ в составе нейтральных липидов не отмечали. Наблюдали единичное снижение содержания оснований Шиффа (ОШ) в составе фракции фосфолипидов у *G. fasciatus* из озера Байкал при температуре 19 °С. У амфипод из популяций Ладожского озера и Финского залива содержание продуктов ПОЛ в данной фракции не отклонялось от контрольных значений. Однако были отмечены различия в базовых уровнях ОШ в фосфолипидах у амфипод из разных мест обитания. Так, базовый уровень ОШ в фосфолипидах у байкальской популяции *G. fasciatus* трехкратно превышал базовый уровень у амфипод из популяции Ладожского озера и Финского залива.

Было показано, что активность ферментов АОС у представителей исследуемых популяций *G. fasciatus* различна. Так, у *G. fasciatus* из популяции Ладожского озера активность глутатион S-трансферазы в контроле была выше ($7,54 \pm 0,54$ нКат/мг белка), чем у представителей этого вида из литорали оз. Байкал ($3,94 \pm 0,51$ нКат/мг белка) и Финского залива ($4,52 \pm 0,7$ нКат/мг белка), данные различия сохранялись и при гипертермии. Наименьшую активность фермента пероксидазы в контрольных группах *G. fasciatus* наблюдали у амфипод из популяции Финского залива $0,008 \pm 0,001$ нКат/мг белка, тогда как у представителей двух других исследуемых популяций активность данного фермента в контрольной группе составила $0,03 \pm 0,009$ нКат/мг белка. У *G. fasciatus* из популяции Ладожского озера активность каталазы, как в контроле, так и при гипертермии была выше в два раза (максимальная активность составила $1369 \pm 125,39$ нКат/мг белка), чем у амфипод из озера Байкал и Финского залива (максимальная активность не превышала $717 \pm 93,9$ нКат/мг белка). В условиях гипертермии у амфипод из байкальской популяции отмечали кратковременное увеличение активности каталазы при достижении температур 19 °С и 29 °С, тогда как активность пероксидазы и глутатион S-трансферазы находилась в пределах контрольных значений. У представителей популяции *G. fasciatus* из Ладожского озера активность каталазы изменялась разнонаправлено в процессе постепенного повышения температуры. Так, увеличение активности каталазы у амфипод из данной популяции наблюдали при повышении температуры до 17-19 °С и 31 °С и её снижение при достижении температуры 23-25 °С. Кратковременное снижение активности пероксидазы у той же группы, происходило при температурах 13, 23 и 31 °С. У амфипод *G. fasciatus* из Финского залива в условиях гипотермии было показано увеличение активности пероксидазы и глутатион S-трансферазы при достижении температур 2 и 1 °С соответственно. В условиях постепенного повышения температуры у представителей данной популяции увеличение активности каталазы отмечали лишь к окончанию эксперимента (32 °С).

Полученные результаты свидетельствуют о том, что повышение температуры среды ведёт к смещению прооксидантно-антиоксидантного равновесия у одной из популяций амфипод вида *G. fasciatus*. Было показано, что снижение уровня продуктов ПОЛ при одновременном увеличении активности каталазы происходит у представителей ладожской популяции. Зафиксированное смещение равновесия в сторону увеличения активности фермента АОС у представителей данной популяции, возможно, связано с воздействием на организмы нехарактерных условий среды, таких как низкая минерализация водоема, высокое содержание органических веществ и антропогенное загрязнение среды.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке грантов РФ 17-14-01063, РФФИ 16-34-60060 мол_а_дк, 15-04-06685_а, Госзадания 6.1387.2017/4.6.

1. Барабой В.А. Механизмы стресса и перекисное окисление липидов // Успехи современной биологии. – 1991. – Т. 111, Вып. 6. – С. 923–932.
2. Курганова Л.Н. Перекисное окисление липидов—одна из возможных компонент быстрой реакции на стресс // Соросовский образовательный журнал. – 2001. – №. 6. – С. 76-78.
3. Pörtner H.O., Knust R. Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance // Science. – 2007. – Vol. 315. – P. 95–97.

**THE INFLUENCE OF CHANGING TEMPERATURE ON BIOCHEMICAL
MECHANISMS OF RESISTANCE IN REPRESENTATIVES OF REMOTE
GMELINOIDES FASCIATUS POPULATIONS (STEBB., 1899)**

Lubyaga Y.A.^{1,3}, Trifonova M.S.², Emshanova V.A.¹, Madyarova E.V.^{1,3}, Axenov – Gribanov D.V.^{1,3}, Shatilina Zh.M.^{1,3}, Timofeyev M.A.¹

¹*Irkutsk State University, Institute of Biology, Irkutsk, yuliya.a.lubyaga@gmail.com*

²*Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, mstrifonova@outlook.com*

³*Baikal Research Center, Irkutsk, denis.axengri@gmail.com*

The purpose of this study was to analyze the activity of antioxidant enzymes and to assess the content of lipid peroxidation products in amphipods of the species *Gmelinoides fasciatus* (Stebb., 1899) from the littoral of Lake Baikal, Lake Ladoga and the Gulf of Finland, under conditions of a gradual increase in the temperature of the environment. It is shown that an increase in temperature leads to a twofold decrease in the level of products of lipid peroxidation in the composition of neutral lipids in *G. fasciatus* from the population Lake Ladoga, while the activity of catalase increases. While the representatives of the other two studied populations did not change the content of LPO products.

Keywords: Amphipods, stress, lipid peroxidation, antioxidant enzymes

УДК 574

**СУБФОССИЛЬНЫЕ ДИАТОМОВЫЕ КОМПЛЕКСЫ В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ
ВОДНОЙ СРЕДЫ (НА ПРИМЕРЕ ШХЕРНОГО РАЙОНА ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА)**

А.В. Лудикова

Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, ellerbeckia@yandex.ru

Представлены результаты исследования, продолжающего ряд многолетних наблюдений за изменениями состава диатомовых комплексов донных отложений Ладожского озера под влиянием, антропогенного воздействия. Установлено, что изученные участки шхерного района Ладоги находятся в олиго- β- мезосапробной зоне загрязнения и характеризуются сравнительно высоким трофическим статусом. Сравнение полученных данных с результатами предыдущих исследований, выявило изменения в составе доминант-субдоминантных комплексов и соотношении основных экологических групп диатомовых водорослей, что позволяет сделать вывод о некотором улучшении качества водной среды по сравнению с началом 1990-х гг.

Ключевые слова: субфоссильные диатомовые комплексы, донные отложения, Ладожское озеро, оценка антропогенного воздействия

Диатомовые комплексы, аккумулирующиеся в поверхностном слое донных осадков (субфоссильные диатомовые комплексы), объединяющие виды из различных местообитаний за определенный период (обычно от 1 до 5-10 лет), представляют собой интегрированную пространственно-временную характеристику современной диатомовой флоры водного объекта, усредняя и сглаживая сезонные различия и изменения, связанные с кратковременными либо «точечными» воздействиями. Четкие экологические предпочтения, установленные для большинства видов диатомовых водорослей, делают их надежными индикаторами изменения условий среды, что позволяет использовать диатомовый анализ поверхностного слоя донных осадков в качестве экономичного и эффективного метода оценки состояния водоемов [8].

Первые исследования состава субфоссильных диатомовых комплексов с целью оценки состояния экосистемы Ладожского озера были выполнены в начале 1960-х гг., и включали изучение диатомовых водорослей из 120 проб наилка, отобранных в разных частях озера. Выявленные особенности состава диатомовых комплексов легли в основу районирования

поверхностных отложений. Для каждого района (северного, центрального, восточного и южного) были установлены наиболее характерные виды диатомей [1-3], а впоследствии рассчитаны интегральные индексы сапробности, что позволило выделить распределение зон эвтрофирования [4, 5]. Детальные исследования состава диатомовых комплексов поверхностного слоя донных осадков Ладожских шхер (северный район), проводившиеся в 1983-1985 гг. и 1991-1994 гг., показали значительное загрязнение участков шхерного района, характеризующихся слабым водообменом с открытой частью озера, таких как Сортавальские шхеры, Якимварский залив, залив у пос. Ляскеля и др. [5, 7].

Настоящая работа является продолжением ряда наблюдений за изменениями состава диатомовых комплексов в донных осадках Ладожского озера в результате антропогенного воздействия. Ее целью стало исследование состава субфоссильных диатомовых комплексов шхерного района и сравнение полученных данных с результатами исследований начала 1990-х гг. для выявления изменений состояния водной среды данного района. Пробы наилка были отобраны в конце октября – начале ноября 2004 г. в Якимварском заливе, в заливах у г. Сортавала, Питкяранта и пос. Ляскеля (рис.). В составе диатомовых комплексов исследованных проб обнаружено 204 вида и внутривидовых таксона диатомовых водорослей, группировка которых по местообитанию, отношению к рН среды, трофности и сапробности выполнена на основе данных Н.Н. Давыдовой [4] и Г. Ван Дама с соавторами [11]. Использована номенклатура диатомовых водорослей, приведенная в [9].

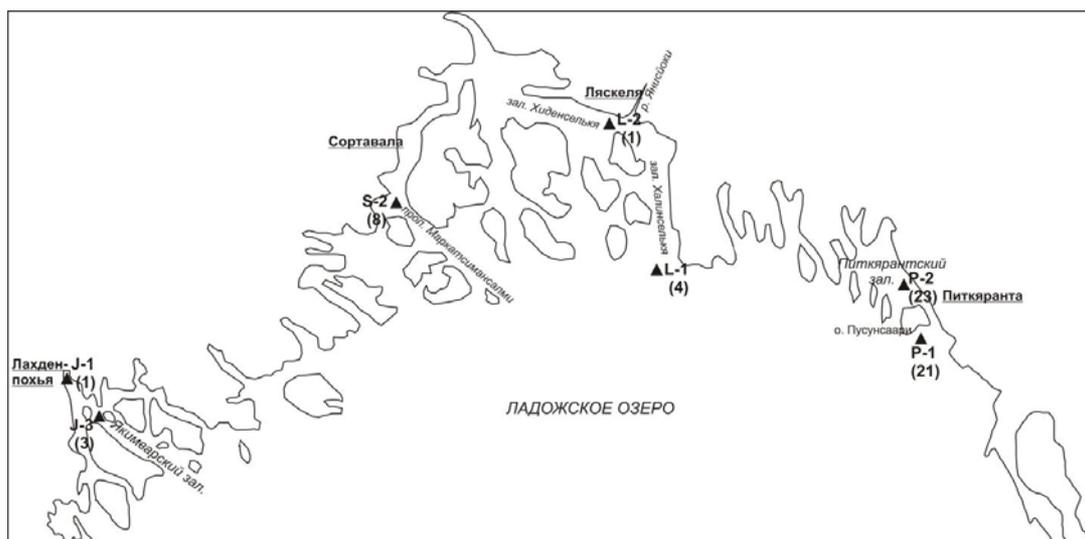


Рисунок. Местонахождение станций, исследованных в 2004 г. (в круглых скобках – соответствующие номера станций, опробованных в 1991-1993 гг.).

Полученные данные выявили численное преобладание планктонных диатомей в наилке, что согласуется с результатами исследований 1960-х гг. [1-3]. Наибольшую численность имеют *Aulacoseira islandica*, доминирующая в составе диатомовых комплексов Ладожского озера, начиная с позднеледникового [4], и *A. subarctica*, массово развивающаяся в планктоне северного района [3]. Бентосные диатомеи суммарно преобладают лишь в районе устья р. Янисйоки (L-2). Преимущественно они представлены обрастателями родов *Achnanthes* и *Fragilaria*; наиболее характерные роды донных диатомей – *Navicula*, *Nitzschia* и *Amphora*. Важно отметить, что, некоторые виды, ранее указывавшиеся в составе доминант-субдоминантных комплексов (ДСК) северной части Ладожского озера [3], в рассматриваемых пробах не достигают соответствующей численности, либо не отмечены

вообще. Одной из причин, очевидно, являются изменения условий среды в результате антропогенного воздействия, вызвавшие, в частности, существенное сокращение численности прежде массово отмечаемых видов – ксеносапробной *Aulacoseira alpigena* и олигосапробной (олиго-β-мезосапробной) *Tabellaria fenestrata*.

Преобладание нейтрофилов и алкалифилов в составе диатомовых комплексов соответствует значениям рН ладожских вод. При этом более высокие значения содержания алкалифилов и/или алкалибионтов отмечаются, как правило, на тех же станциях, для которых характерна и более высокая численность «эвтрофных» и «гипертрофных» диатомей и α-мезосапробов (J-1, S-2 и P-2), что обусловлено возрастанием значений активной реакции среды с повышением биологической продуктивности водоема. Это позволяет сделать вывод о сравнительно более высоком уровне антропогенного воздействия на экосистемы бухт у пос. Лахденпохья и г. Сортавала, а также Питкярантского залива, результатом которого является повышение трофности и сапробности. Формированию подобных условий, очевидно, способствовали удаленность указанных станций от открытой части Ладожского озера с одной стороны, и близость к источникам загрязнения, расположенным в прибрежных населенных пунктах, с другой.

Характерное для всех исследованных станций преобладание диатомей – индикаторов умеренного загрязнения вод органическим веществом (β-мезосапробов) и сравнительно высокая доля олигосапробов косвенно указывает на то, что рассмотренные участки шхерного района находятся в олиго- β-мезосапробной зоне загрязнения. Это соответствует результатам количественной оценки сапробности, выполненной для данного района в ходе исследований начала 1990-х гг. [5, 7].

В то же время на указанных станциях отмечены значительные изменения состава ДСК по сравнению с результатами предыдущих исследований [6, 7, 10]. Так, в пробах, отобранных вблизи рассматриваемых нами станций в 1991-1993 гг. [7], численности доминантов повсеместно достигали такие индикаторы антропогенного эвтрофирования, как *A. formosa* и *D. tenuis*, в отдельных случаях превосходившие по численности массовую ладожскую диатомею *A. islandica* (таблица).

Таблица. Сравнение состава ДСК по результатам исследований 1991-1993 и 2004 гг.

1991-93 гг. № станций	Глуб., м	Доминанты	Суб- доминанты	2004 г. № станций	Глуб., м	Доминанты	Суб- доминанты
1	16	<i>D. tenuis</i> , <i>A. islandica</i> <i>A. formosa</i>	<i>A. italica</i>	J-1	15	<i>A. islandica</i>	<i>A. formosa</i> , <i>D. tenuis</i> , <i>A. subarctica</i> , <i>S. minutulus</i> , <i>F. pinnata</i>
3	36	<i>D. tenuis</i> , <i>A. islandica</i>	<i>A. formosa</i> <i>C. dubius</i>	J-3	43	<i>A. islandica</i>	<i>A. subarctica</i> , <i>D. tenuis</i> , <i>F. pinnata</i> , <i>S. minutulus</i> ,
8	41	<i>A. islandica</i> <i>D. tenuis</i> , <i>A. italica</i>	<i>A. formosa</i> , <i>S. hantzschii</i>	S-2	33	<i>A.</i> <i>subarctica</i> , <i>A. islandica</i>	<i>S. minutulus</i> , <i>A. formosa</i> , <i>A. ambigua</i> , <i>C. dubius</i>
4	59	<i>A. islandica</i> <i>A. formosa</i> , <i>D. tenuis</i>	<i>F. capucina</i>	L-1	85	<i>A. islandica</i> , <i>A.</i> <i>subarctica</i>	<i>S. minutulus</i> , <i>C. dubius</i>
1	11	—	—	L-2	22	<i>A. islandica</i>	<i>A. minutissima</i> , <i>A. subarctica</i> , <i>F. construens</i> <i>var. venter</i> ,

							<i>S. minutulus</i>
21	20	<i>A. islandica</i>	<i>D. tenuis</i> <i>C. dubius</i> <i>A. formosa</i>	P-1	33	<i>A. islandica</i> , <i>A.</i> <i>subarctica</i>	—
23	13	<i>A. islandica</i> <i>A. formosa</i>	<i>D. tenuis</i>	P-2	13	<i>A. islandica</i>	<i>D. tenuis</i> , <i>S. minutulus</i> , <i>A. formosa</i>

По состоянию на 2004 г. на всех исследованных станциях численность этих видов сократилась до значений субдоминантов (5-10 %) либо «обычных» (1-5 %), доминирующая роль перешла к *A. islandica* и *A. subarctica*. Отмечается обогащение видового состава субдоминантов. Наиболее существенные изменения отмечены в районе устья р. Янисйоки у пос. Ляскеля (L-2), где по данным исследований начала 1990-х гг. был зафиксирован «безжизненный» участок дна, граничащий с α -мезосапробной зоной. Диатомеи ДСК на данном участке отсутствовали [7]. По данным исследования 2004 г. здесь отмечается преобладание β -мезосапробных видов, при этом отдельные виды обрастателей достигают численности субдоминантов, что вероятно свидетельствует об уменьшении антропогенного воздействия и некотором улучшении качества водной среды. Появление в составе ДСК диатомей-обрастателей на станциях J-1÷3 и L-2 указывает на увеличение доступности субстрата для колонизации, представленного в первую очередь высшей водной растительностью. Выявленные изменения состава субфоссильных диатомовых комплексов позволяют говорить об улучшении экологической ситуации в шхерном районе Ладожского озера по состоянию на 2004 г., по сравнению с результатами исследований начала 1990-х гг.

1. Давыдова Н.Н. К характеристике диатомовых водорослей донных отложений Ладожского озера // Ботанический журнал. – 1961. – Т. XLVI. – С. 722-726.
2. Давыдова Н.Н. Опыт районирования поверхностных донных осадков ладожского озера по составу диатомового комплекса // Известия РГО. – 1961. – Т. 93, № 3. – С. 211-223.
3. Давыдова Н.Н. Состав и условия формирования диатомовых комплексов в поверхностном слое донных отложений Ладожского озера // Растительные ресурсы Ладожского озера. – Л.: «Наука», 1968. – С. 131-174.
4. Давыдова Н.Н. Диатомовые водоросли – индикаторы природных условий водоемов в голоцене. – Л.: Наука, 1985. – 244 с.
5. Давыдова Н.Н., Субетто Д.А., Кукконен М., Симола Х. Антропогенное воздействие на геосистему Ладожского озера по материалам многолетнего мониторинга донных отложений // Известия РГО. – 1997. – Т. 129, Вып. 6. – С. 48-58.
6. Davydova N.N., Kukkonen M., Simola H., Subetto D. Human impact on Lake Ladoga as indicated by long-term changes of sedimentary diatom assemblages // Boreal Environmental Research. – 1999. – Vol. 4. – P. 269–275
7. Davydova N., Simola H., Subetto D. Pushenko M., Vasiljeva E., Krylenkova N., Scherbak V. Bottom sediments and diatoms as indicators of the present state of the Lake Ladoga ecosystem 1994 // Viljanen M., Drabkova V., Filatov N. (eds.). Report on Lake Ladoga research in 1991–1993 // Publications of Karelian Institute. – 1994. – № 111. – P. 144–156.
8. Davydova N., Subetto D., Belkina N., Simola H., Kukkonen M. Palaeolimnology and sediments of Lake Ladoga: monitoring programme proposal // Environmental monitoring in Lake Ladoga. Proposal for a monitoring programme. Univer. of Joensuu // Karelian Institute. – Working Papers. – 2000. – № 1. – P. 68-75.
9. Krammer K., Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae // Süßwasserflora von Mitteleuropa. – Stuttgart: Gustav Fisher Verlag, 1986–1991. – Bd 2/1–4.
10. Slepukhina T.D., Belyakova I.V., Chichikalyuk Yu.A., Davydova N.N., Frumin G.T., Kruglov E.M., Kurashov E.A., Rubleva E.V., Sergeeva L.V. Bottom sediments and biocoenoses of Northern Ladoga and their changes under human impact // Hydrobiologia. – 1996. – Vol. 322. – P. 23-28.

11. Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands // Netherlands Journal of Aquatic Ecology. – 1994. – Vol. 28, № 1. – P. 117-133.

SUBFOSSIL DIATOM ASSEMBLAGES IN ASSESSING THE STATE OF WATER ENVIRONMENT (A CASE STUDY FROM THE SKERRY PART OF LAKE LADOGA)

A.V. Ludikova

Institute of Limnology RAS, St Petersburg, ellerbeckia@yandex.ru

The study is aimed to continue the long-term observations of the surface-sediment diatom assemblages composition changes resulted from the human impact. The study areas are considered oligo- to β -mesosaprobic with relatively high trophic state. Comparison with the studies performed in the early 1990-s showed notable changes in dominating and subdominating species and main ecological groups ratio in the skerry (northern) part of Lake Ladoga suggesting some improvement of the aquatic environmental conditions.

Key words: subfossil diatom assemblages, surface sediments, Lake Ladoga, human impact assessment

УДК 50405;504064; 504.4

ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НЕВСКОЙ ГУБЫ ФИНСКОГО ЗАЛИВА МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

О.А. Ляшенко, С.Б. Екимова, Е.В. Колосовская

ФГБНУ «ГосНИОРХ», г. Санкт-Петербург, strannik892@gmail.com

В 2012-2016 гг. оценивали токсичность воды и донных отложений Невской губы Финского залива в черте г. Санкт-Петербурга по результатам острых и хронических опытов с использованием стандартного тест-объекта – ракообразного *Daphnia magna*. Острая токсичность выявлена у отдельных проб донных отложений, хроническая – у большинства проб воды и донных отложений. Сезонные наблюдения показали повышение токсичности обеих сред в осенний период. За период наблюдений не отмечено существенного изменения токсикологического состояния Невской губы, которое можно охарактеризовать как хронически токсичное.

Ключевые слова: биотестирование, Daphnia magna, острая и хроническая токсичность, выживаемость, плодовитость.

Невская губа Финского залива подвержена комплексному антропогенному воздействию, основными факторами которого являются: поступление сточных вод г. Санкт-Петербурга и стока р. Невы, наличие портовых сооружений, интенсивное движение водного транспорта, гидротехнические работы. Акватория, на которой проводили токсикологические исследования воды и донных отложений Невской губы, непосредственно прилегает к устьевым участкам водотоков дельты р. Невы (рек Большая и Малая Невки, рек Малая и Большая Нева) и включает район поступления сточных вод с комплекса очистных сооружений на о. Белом.

Пробы воды и донных отложений отбирали 2-4 раза в течение безледного периода в 2012 (на 5 станциях) и 2013-2016 гг. (на 10 станциях).

Пробы воды отбирали батометром Паталаса из поверхностного горизонта, донных отложений – дночерпателем Петерсена. Токсичность воды и донных отложений оценивали с помощью стандартного тест-объекта – ракообразного *Daphnia magna* в лабораторных условиях. Результаты острых опытов оценивали по тест – функции «выживаемость», хронических – по тест-функциям «выживаемость» и «плодовитость» [1].

Острая токсичность у всех исследованных проб воды не выявлена. Токсичное воздействие в остром опыте отмечено только для нескольких проб донных отложений. В то же время большинство проб воды и донных отложений оказывало хроническое токсичное воздействие по одной или обоим тест-функциям (выживаемость и плодовитость) (рис. 1).

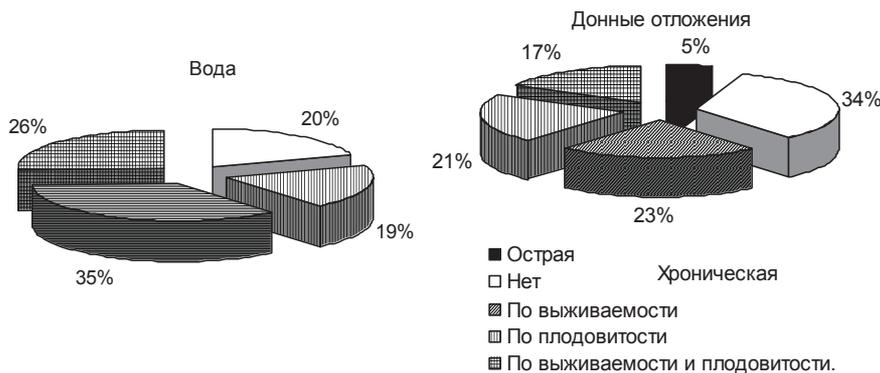


Рисунок 1. Доля проб воды и донных отложений Невской губы с различным уровнем токсичности по данным 2012-2016 гг.

Среди проб воды исследованной акватории наибольшую долю составляли хронически токсичные по плодovitости тест-объектов. В сумме с пробами, оказавшими токсичное воздействие по обеим тест-функциям, их доля составила 61 %, тогда как для донных отложений – только 38 %. В то же время доли проб воды и донных отложений, хронически токсичных по выживаемости, были аналогичны (соответственно 45 и 40 %). Наибольшая доля нетоксичных проб воды (около 33 %) была отмечена в устье р. Большой Невки и у о. Крестовского, наименьшая – в устьевой части р. Малой Невы и на Канонерской отмели (по 13 %). Донные отложения не оказывали токсичного воздействия в более чем половине проб со станций на Петровском фарватере и устьевой части р. Большой Невки, а доля нетоксичных среди проб со станции у Крестовского острова составила только 13 %.

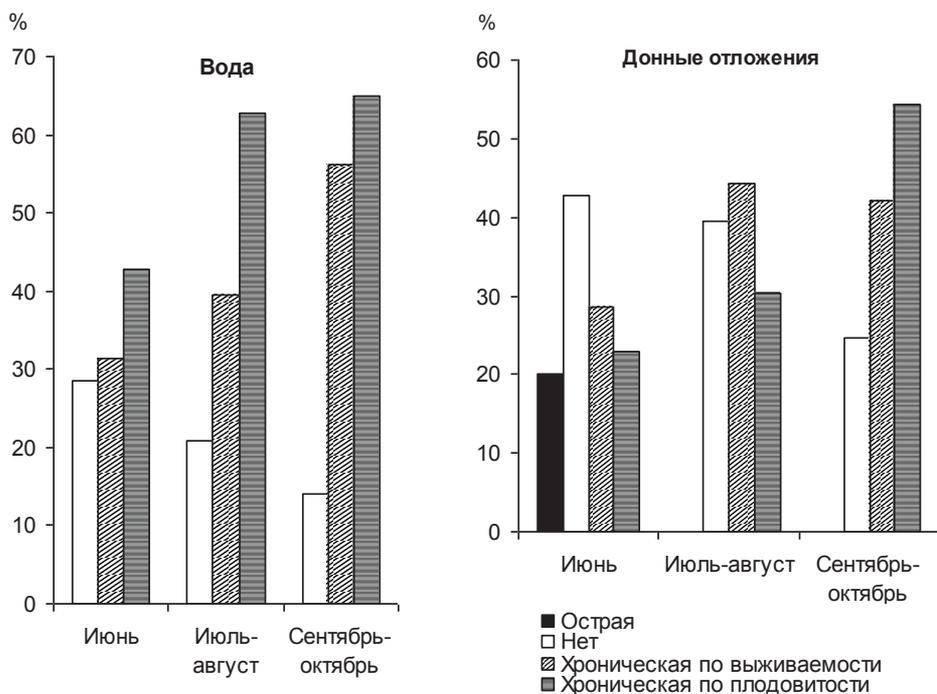


Рисунок 2. Изменение токсичности воды и донных отложений Невской губы Финского залива в течение безледного периода по данным 2012-2016 гг.

Наибольшей хронической токсичностью по плодовитости отличались пробы воды со станций у Северной Лахтинской отмели и в устье р. Малой Невы (более 70 %), а пробы донных отложений – со станции возле о. Декабристов (более 60 %). На станциях в устье р. Большой Невки и на Петровском фарватере у проб воды и донных отложений отмечена наибольшая токсичность по выживаемости (более 50 %).

Сезонные изменения токсичности воды и донных отложений характеризовались аналогичными тенденциями: доля нетоксичных проб от начала лета к осени уменьшалась, доля токсичных по плодовитости – увеличивалась. Динамика хронической токсичности по выживаемости воды и донных отложениях различалась. В первом случае токсичность в целом для акватории возрастала в осенний период, во втором была максимальной летом. Острая токсичность донных отложений наблюдалась только в начале лета (рис. 2).

Межгодовые изменения токсичности воды и донных отложений не выявили определённой тенденции. Доля нетоксичных проб воды в межгодовом аспекте варьировала от 13 (2012 г.) до 27 % (2015 г.).

Пробы донных отложений единично оказывали острое токсичное воздействие только в 2012-2013 гг. Максимальная доля нетоксичных проб (66 %), была отмечена в 2014 г, тогда как в 2012-2013 гг. она составляла 25-31 %, а в 2015-2016 гг. – 25-27 %.

Таким образом, результаты биотестирования воды и донных отложений Невской губы показали отсутствие острого токсичного воздействия всех проб воды и большинства – донных отложений, что, предположительно, связано с особенностями гидрологического режима акватории, а также со структурой донных осадков, представленных преимущественно песками [2]. В то же время у большинства проб выявлено хроническое токсичное воздействие на тест-объекты, что отражает антропогенную нагрузку на акваторию, расположенную в черте мегаполиса.

Уровень хронической токсичности воды Невской губы был значительно выше, чем Лужской губы, особенно заметны различия в доле проб, хронически токсичных по плодовитости. Различия между этими акваториями в хронической токсичности донных отложений и распределении её по тест-функциям менее существенны [3].

В целом состояние исследованной акватории Невской губы по результатам биотестирования можно охарактеризовать как хронически токсичное.

1. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. – ФР.1.39.2007.03222.

2. Экосистема эстуария р. Невы // Биологическое разнообразие и экологические проблемы. – СПб.-М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. – 477 с.

3. *Liashenko. O.A., Ekimova. S.B., Arshanita N.M., Sobolev K.D.* Toxicity assessment of eastern part of Gulf of Finland by the results of bioassay and pathological study of fish // Gulf of Finland Trilateral Cooperation Scientific Forum: Programme and Abstract Book, Tallinn, Estonia. 17-18 November 2015. – 2015. – P. 39.

TOXICOLOGICAL ASSESMENT OF THE WATER AND BOTTOM SEDIMENTS OF THE NEVA BAY OF THE GULF OF FINLAND BY THE BIOASSAY

O.A. Liashenko, S.B. Ekimova, E.V. Kolosovskaya

Berg State Research Institute on Lake and River Fisheries, St.-Petersburg, strannik892@gmail.com

The toxicity of water and sediment samples for the Neva Bay of the Gulf of Finland near the St Petersburg was estimated in 2012-2016. The findings evaluated through the use of the acute and chronic tests with the standard test-object as cru stacean *Daphnia magna*. Acute toxicity was detected for some of the sediments samples whereas in contrast the chronic toxicity was detected for the most part of water and sediment samples. The toxicity of water and sediments increased from early summer till autumn. From 2012 till 2016 it was not any trend for the change of toxicity of the Neva Bay water and sediments on the studying water area. The status of this area can be characterized as chronically toxic.

Keywords: bioassay; *Daphnia magna*, acute and chronic toxicity tests, survival, reproduction

УДК 595.324+574.21

**СВОБОДНЫХ ОТ ТОКСИКОЗА ПОПУЛЯЦИЙ ПЕЛАГИЧЕСКИХ
CLADOCERA (CRUSTACEA) В РОССИИ, ВЕРОЯТНО, НЕТ**

А.В. Макрушин¹, С.М. Голубков², А.С. Семенова³, О.П. Дубовская⁴, А.С. Васильев¹,
Н.В. Родионова⁵, Е.Б. Фефилова⁶, В.И. Лазарева¹, О.Н. Кононова⁶

¹Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, п. Борок Ярославской обл.,
makru@ibiw.yaroslavl.ru; ²Зоологический институт РАН, г. Санкт-Петербург,
golubkov@zin.ru; ³АтлантНИРО, г. Калининград, a.s.semenowa@gmail.com; ⁴Институт
биофизики СО РАН, г. Красноярск, dubovskaya@ibp.krasn.ru; ⁵Институт озероведения РАН,
г. Санкт-Петербург, nleptodora@gmail.com; ⁶Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
г. Сыктывкар, fefilova@ib.komisc.ru.

Отек выводковой сумки – широко распространенный токсикоз у пелагических Аноторода, Степорода, и *Leptodora kindtii*. Он чаще встречается и более сильно выражен в водоемах с мягкой водой, чем с жесткой. Токсикозы – свидетельство идущей антропогенной микроэволюции.

Ключевые слова: Cladocera, загрязнение вод, антропогенная эволюция.

Просмотрены Cladocera сборов 2002-2015 гг. Пробы были из пелагиали озер Карельского перешейка (Ленинградская обл.), Дарвинского заповедника (Вологодская обл.), Красноярского края, Ладожского озера, оз. Севан (Армения), Харбейских озер (республика Коми), оз. Глубокого (Московская обл.), Нювчимского водохранилища (Республика Коми), Угличского, Рыбинского, Горьковского и Чебоксарского водохранилищ Волги, Куршского и Финского заливов Балтийского моря и из луж Большезеевской тундры (республика Коми).

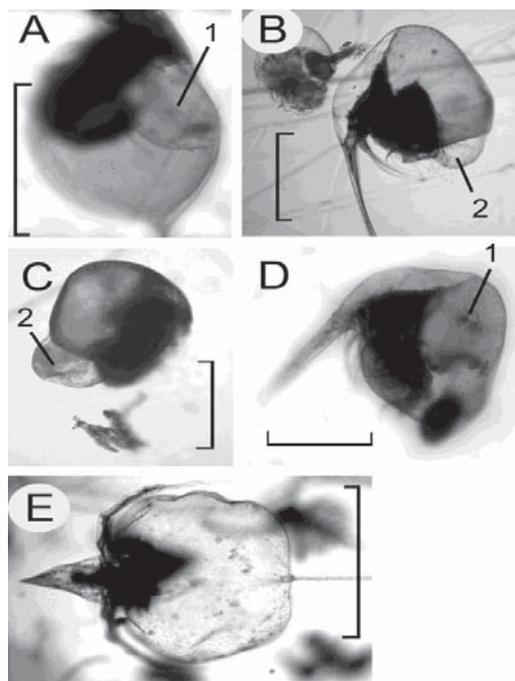


Рисунок 1. Cladocera с отечными выводковыми сумками. А – *Daphnia* sp., В – *Bosmina* sp., С – *Chydorus* sp., D – *Bosmina* sp. Е – *Daphnia* sp. Обозначения: 1 – отек, находящийся внутри выводковой сумки, 2 – выступающая из выводковой сумки часть отека. Масштаб: А, В, D, Е – 500 мкм, С – 200 мкм.

Исследованием охвачена территория от тундры до Кавказа и от Калининградской области до Восточной Сибири. Повсюду ветвистоусые были в состоянии токсикоза. Только в оз. Глубоком у них токсикозов не обнаружено. Это объясняется скорее всего скудостью бывшего в нашем распоряжении материала из этого водоема. Проведенное исследование

склоняет к мнению, что свободных от токсикоза популяций пелагических ветвистоусых в России нет [1, 3-8].

Проявлением токсикоза у Anomopoda, Stenopoda и *Leptodora kindtii* был отек выводковой сумки. Впервые он описан В.А. Сергеевой [9]. Отек – это избыточное накопление жидкости во внеклеточных пространствах. Он имеет вид пузыря. Возникает путем отслоения выстилающей выводковую сумку гиподермы и накопления под ней жидкости. Маленький отек у *Daphnia* sp. на дне выводковой сумки обозначен на рисунке 2В цифрой 3. Если площадь отека у Anomopoda большая, то внутри выводковой сумки растет пузырь, помеченный на рисунках 1А и D цифрой 1. Дальнейший его рост у *Bosmina* sp. и *Chydorus* sp. приводит к тому, что он заполняет все пространство выводковой сумки и высовывается из нее. Выступающая его часть на рисунках 1В и С обозначена цифрой 2. У *Daphnia* sp. в результате роста пузыря створки раковинки распахиваются, а туловище под его давлением отгибается вперед (рис. 1Е).

У Anomopoda хитин, покрывающий раковинку снаружи, менее гибкий, чем хитин, выстилающий ее изнутри. Поэтому при возникновении у них на раковинке отека пузырь растет только внутрь выводковой сумки. В отличие от Anomopoda у Stenopoda и у *L. kindtii* хитин, покрывающий раковинку снаружи и выстилающий ее изнутри, примерно одинаковой гибкости. Поэтому при возникновении у них на раковинке отека на ней возникает выпуклость, обращенная не только внутрь выводковой сумки, но и наружу (рис. 2С, D). При отеке же всей раковинки у Stenopoda и у *L. kindtii* она превращается в шар (рис. 2А, 3А-D). Оболочкой передней его части служит наружный листок гиподермы раковинки (обозначенный на рисунках 3А-D цифрой 1), оболочкой задней части – внутренний листок гиподермы (обозначенный на этих рисунках цифрой 2).

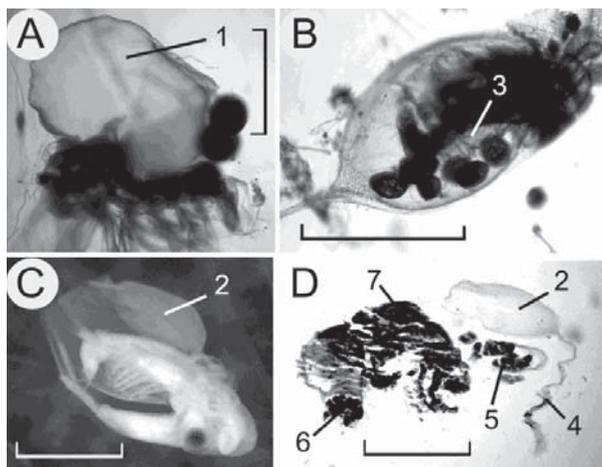


Рисунок 2. Cladocera с отечными выводковыми сумками. А – *Holopedium gibberum*, В – *Daphnia* sp., С – *Limnospida frontosa*, D – срез через *Limnospida frontosa*, окрашенный железным гематоксилином по Гейденгайну. Обозначения: 1 – полностью расслоившаяся раковинка, 2 – отек на створке раковинки, 3 – отек на дне выводковой сумки, 4 – створка раковинки, 5 – эмбрион внутри выводковой сумки, 6 – глаз, 7 – туловище рачка. Масштаб: 500 мкм.

Место соединения наружного и внутреннего листков, т.е. бывшего края раковинки, на рисунках 3А,В и D обозначено цифрой 3. У Stenopoda и *L. kindtii* отека дна выводковой сумки, т.е. туловища, в отличие от Anomopoda мы не наблюдали. У них отекала только раковинка. У Onychopoda отека выводковой сумки мы не видели. У них токсикоз проявляется иначе [1, 2, 5, 6] и о нем здесь не говорится.

Доля особей с отечной выводковой сумкой в разных пробах колебалась от 3 до 95 %. Чаще отек выводковой сумки встречался у рачков из водоемов, вода которых была мягкой

(озера Карельского перешейка, Ладожское озеро), чем у рачков из водоемов с более минерализованной водой. В водоемах с мягкой водой отеки были более обширными, чем в водоемах с жесткой водой. При отеке выводковой сумки условия вынашивания молоди ухудшаются или размножение становится невозможным.

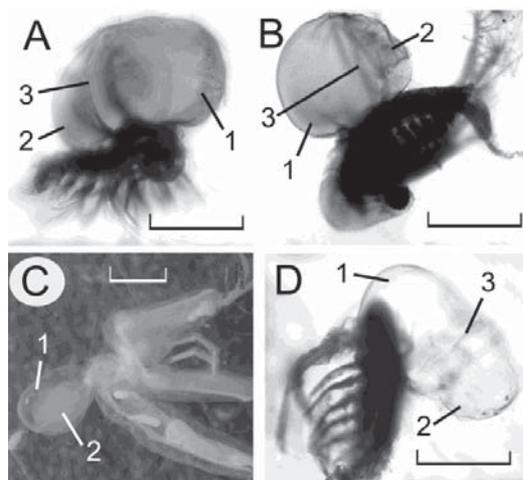


Рисунок 3. Cladocera с отечными выводковыми сумками (с полностью расслоившимися раковинками). А – *Holopedium gibberum*, В – *Limnoscida frontosa*, С – *Leptodora kindtii*, D – *Diaphanosoma brachyurum*. Обозначения: 1 – наружный листок гиподермы раковинки, 2 – внутренний листок гиподермы раковинки, 3 – место соединения наружного и внутреннего листков гиподермы (бывший край раковинки). Масштаб: 500 мкм.

На рисунках 1D и 2A показано, как отек выдавливает из выводковой сумки яйца. Токсикозы свидетельствуют об отсеивании неприспособленных к жизни в загрязненной воде генотипов, т.е. об антропогенной эволюции ветвистоусых, направленной на выработку способности жить в загрязненной воде. Описанные проявления токсикоза у этих рачков могут быть использованы для оценки качества пресных вод.

1. Голубков С.М., Макрушин А.В. Патологические явления у Cladocera (Crustacea) из восточной части Финского залива Балтийского моря // Гидробиол. журн. – 2012. – Т. 48, №4. С. 31–34.

2. Макрушин А.В. Гистопатологическое обследование некоторых ветвистоусых ракообразных Рыбинского водохранилища // Зоол. журн. – 1995. – Т. 74, №9. – С. 128–130.

3. Макрушин А.В. Нарушение размножения *Leptodora kindtii* (Cladocera, Crustacea) в Волге // Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 2. – С. 116–119.

4. Макрушин А.В. Токсикозы массовых видов Cladocera // Озеро Севан. Экологическое состояние в период изменения уровня воды. – Ярославль: Филигрань, 2016. – С. 156–158.

5. Макрушин А.В., Голубков С.М. Гистопатологическое обследование Cladocera (Crustacea) из восточной части Финского залива // Региональная экология. – 2010. – № 4 (30). – С. 36–39.

6. Макрушин А.В., Голубков С.М., Асанова Т.А., Заботкина Е.А., Макарецова Е.С., Кузьмина О.Ю. Проявление глобального экологического кризиса на организменном уровне (на примере ветвистоусых ракообразных и двустворчатых моллюсков Unionidae) // Тр. ЗИН РАН. – Приложение № 3. – 2013. – С. 33–40.

7. Макрушин А.В., Семенова А.С., Дубовская О.П., Фефилова Е.Б., Лазарева В.И. Географическое распространение отека раковинки у Cladocera (Crustacea) // Вода: химия и экология. – 2014. – № 10. – С. 69–73.

8. Макрушин А.В., Беяков В.П., Родионова Н.В. Патоморфологическое обследование гидробионтов из озер Ленинградской области // Вода: химия и экология. – 2016. – № 5. – С. 41–45.

9. Сергеева В.А. Состояние и распределение зоопланктона в очагах загрязнения Ладожского озера // Сб. научн. трудов ГосНИОРХ. – 1988. – Вып. 285. – С. 114–128.

PROBABLY IN RUSSIA THERE IS NO POPULATIONS OF PELAGIC CLADOCERA (CRUSTACEA) FREE OF TOXICOSIS

A.V. Makrushin¹, S.M. Golubkov², A.S. Semenova³, O.P. Dubovskaya⁴, A.S. Vasiliev¹, N.V. Rodionova⁵, E.B. Fefilova⁶, V.I. Lazareva¹, O.N. Kononova⁶.

¹*I.D. Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS, Borok Yaroslavskaia obl., makru@ibiw.yaroslavl.ru; ² Zoological Institute RAS, St. Petersburg, golubkov@zin.ru; ³ Atlantic Research Institute of Fisheries and Oceanography, Kaliningrad, a.s.semenowa@gmail.com; ⁴ Institute of Biophysics of the Siberian Branch RAS, Krasnoyarsk, dubovskaya@ibp.krasn.ru; ⁵ Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, nleptodora@gmail.com; ⁶ Institute of Biology Komi Scientific Center Ural Branch RAS, Syktyvkar, fefilova@ib.komisc.ru.*

Toxicosis – edema of the brood pouch is observed everywhere in pelagic Anomopoda, Ctenopoda, and Leptodora kindtii. Edemas are more extensive and frequent in crustacean from waterbodies with soft water than from waterbodies with hard water. Toxicoses are evidence of the ongoing anthropogenic microevolution.

Keywords: Cladocera, water pollution, anthropogenic evolution

УДК: 574.583(28):581

СОДЕРЖАНИЕ ФОТОСИНТЕТИЧЕСКИХ ПИГМЕНТОВ И ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ

Н.М. Минеева

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, п. Борок, mineeva@ibiw.yaroslavl.ru

В августе 2015 г., июне и августе 2016 гг. выполнено определение фотосинтетических пигментов в водохранилищах Волги. По среднему содержанию хлорофилла трофический статус водохранилищ Средней Волги в начале лета характеризуется как мезотрофный, Чебоксарского – как умеренно эвтрофный. В разгар лета Ивановское, Угличское и Чебоксарское водохранилища устойчиво относятся к категории эвтрофных. Статус Рыбинского водохранилища меняется от умеренно эвтрофного до эвтрофного, Горьковского – от мезотрофного до эвтрофного, Куйбышевского – от мезотрофного до умеренно эвтрофного. Водоохранилища Нижней Волги характеризуются как мезотрофные.

Ключевые слова: хлорофилл, водохранилища Волги, трофический статус.

Фотосинтетические пигменты на протяжении последних десятилетий широко используют для получения оперативной информации о развитии и состоянии планктонных альгоценозов. Основной пигмент зеленых растений хлорофилл *a* (Хл *a*) характеризует продукционные возможности водорослей, служит маркером их биомассы, составляет основу трофической классификации водоемов, входит в число показателей качества воды. Данные о содержании и составе фотосинтетических пигментов в планктоне Волги многочисленны, но разрозненны. Большинство исследований выполнено на отдельных водохранилищах, лишь немногие охватывают каскад в целом [6]. Но именно эти данные представляют интерес для сравнительной оценки развития и состояния планктонных альгоценозов в каскаде водохранилищ, расположенных в различных географических зонах. Такие данные необходимы для проведения экологического мониторинга, анализа и прогноза изменений, которые происходят в экосистеме водоемов, подверженных значительному антропогенному воздействию и требующих постоянного контроля за состоянием водной среды. Цель настоящей работы — исследовать состав и содержание фотосинтетических пигментов в воде волжских водохранилищ и оценить их современный трофический статус.

Содержание пигментов определяли стандартным спектрофотометрическим [9], а также флуоресцентным [2, 3] методами на русловых станциях водохранилищ Волги в августе 2015 г. (64 станции), июне и августе 2016 г. (73 и 71 станция). Для анализа использовали интегральные пробы, которые получали при смешивании равных объемов воды, отобранной из каждого метра водной толщи от поверхности до дна. Трофический статус водохранилищ

оценивали по среднему содержанию Хл *a*, принимая величины 3–10, 10–15 и 15–30 мкг/л пограничными соответственно для мезотрофных, умеренно эвтрофных и эвтрофных вод.

Волжский каскад простирается более чем на 2500 км с севера на юг и включает восемь крупных (площадь зеркала от 249 до 6150 км²) относительно мелководных (средняя глубина 3,4–10 м) водохранилищ, различающихся морфометрией, площадью водосбора, интенсивностью водообмена, а также рядом гидрологических и гидрохимических характеристик. От Верхней Волги к Нижней возрастает прозрачность воды и общая сумма ионов (электропроводность); цветность воды снижается; высокое содержание биогенных веществ во всем каскаде не лимитирует развитие фитопланктона [1, 8]. В период исследования средняя температура воды в водохранилищах в июне составляла 16,9–18,7 °С, а при максимальном прогреве водной толщи в августе – 18,0–20,9 °С в 2015 г. и 21,9–24,7 °С в 2016 г.

Изучение показателей летнего планктона представляет значительный интерес, так как в этот период в экосистеме водоема проявляются негативные тенденции, вызванные эвтрофированием или изменениями климата. В июне на фоне завершения вегетации весенних форм и начала развития летних происходит снижение показателей обилия фитопланктона. Содержание Хл *a* в водохранилищах Средней и Нижней Волги изменялось в типичных для раннего лета границах: минимальное составляло 0,9–3,0 мкг/л, максимальное – от 7,6 до 32,1 мкг/л, предельные для отдельных водохранилищ величины различались в 6–8 раз. Средняя концентрация Хл *a* была ниже 4,0 мкг/л в Куйбышевском, Саратовском и Волгоградском водохранилищах и увеличивалась в 2–3 раза в Горьковском и Чебоксарском (табл.).

Таблица. Содержание хлорофилла *a* (средние со стандартной ошибкой, мкг/л) и трофический статус водохранилищ Волги в периоды исследования (М – мезотрофный, УЭ – умеренно эвтрофный, Э – эвтрофный).

Водохранилище	VIII 2015	VI 2016	VIII 2016
Иваньковское	24,0 ± 4,0 (Э)	–	20,7 ± 3,7 (Э)
Угличское	25,5 ± 2,8 (Э)	–	17,7 ± 3,0 (Э)
Рыбинское	24,8 ± 3,6 (Э)	–	12,9 ± 1,8 (УЭ)
Горьковское	18,4 ± 1,1 (Э)	8,2 ± 1,2 (М)	7,5 ± 1,3 (М)
Чебоксарское	29,6 ± 8,1 (Э)	12,2 ± 3,1 (УЭ)	16,9 ± 6,7 (Э)
Куйбышевское	6,1 ± 0,8 (М)	3,0 ± 0,5 (М)	14,8 ± 2,8 (УЭ)
Саратовское	5,7 ± 1,0 (М)	3,8 ± 0,9 (М)	–
Волгоградское	–	4,3 ± 1,5 (М)	–

В августе, в период максимального прогрева водной толщи содержание Хл *a* было типичным для летнего пика фитопланктона, который показателен для оценки состояния водоема. Минимальные для водохранилищ величины изменялись от 1,1 до 15,5 мкг/л, максимальные – от 9,4 до 86 мкг/л (2015 г.) и от 15,1 до 62,3 мкг/л (2016 г.). Средние концентрации Хл *a* в 2015 г. составили 18,4–29,6 мкг/л в пяти верхних водохранилищах, ~6 мкг/л в Куйбышевском и Саратовском, а в 2016 г. – 7,5 мкг/л в Горьковском водохранилище и 12,9–20,7 мкг/л в остальных (табл.). В августе 2015 г. в большинстве водохранилищ концентрации Хл *a* были выше, чем в августе 2016 г., несмотря на менее интенсивный прогрев водной толщи. Результаты корреляционного анализа показали, что в разгар лета содержание хлорофилла не зависело от температуры воды ($R^2 < 0,05$), что согласуется с оцененным ранее [5] комплексным воздействием абиотических факторов на развитие фитопланктона Волги. В то же время, на фоне прогрева водной толщи в июне эта связь была тесной ($R^2 = 0,85$).

В волжском каскаде, как и в начале 1990-х гг., прослеживается тенденция к снижению содержания Хл *a* от верхних водохранилищ к нижним [6]. Такие же закономерности выявлены и для биомассы фитопланктона [4]. Причиной может быть увеличение проточности и объема стока вниз по течению Волги, а также сокращение объема боковых

притоков. В то же время распределение хлорофилла в волжском каскаде характеризуется чередованием подъемов и спадов. Во всех водохранилищах выявлены зоны с повышенным обилием фитопланктона. В июне на общем фоне невысоких концентраций отмечено локальное увеличение Хл *a* в верхней части Чебоксарского водохранилища с максимумом ниже впадения р. Оки и в верхнем бьефе Волгоградской ГЭС. Как следует из результатов флуоресцентного анализа, общий фонд хлорофилла в этот период формировался в основном за счет хлорофилла диатомовых водорослей. В августе высоким содержанием Хл *a* характеризовались Ивановское, Угличское, Горьковское и верхняя часть Чебоксарского водохранилища, и в суммарном количестве Хл *a* в основном преобладал хлорофилл синезеленых вододорослей

Концентрации Хл *a*, превышающие 30–60 мкг/л и характерные для «цветения» воды различной интенсивности [7], отмечались лишь локально: в Шошинском заливе Ивановского водохранилища и в устьевом участке р. Оки в Чебоксарском – во все сроки наблюдения; в нижней части Ивановского водохранилища, в верхней части Угличского и его эстуарных зонах, в Костромском расширении Горьковского – в отдельные периоды.

Сравнение современных данных и данных, относящихся к концу XX века, показывает, что содержание хлорофилла стало существенно выше в Угличском водохранилище и незначительно снизилось в Саратовском и Волгоградском. В Рыбинском и Горьковском (2015 г.), в Чебоксарском и Куйбышевском (2016 г.) водохранилищах концентрации хлорофилла соизмеримы с полученными ранее. Однако, при наличии межгодовых различий, в Рыбинском и Горьковском водохранилищах (2016 г.), а также в Куйбышевском (2015 г.) получены более низкие концентрации Хл *a*, а в Чебоксарском (2015 г.) – более высокая, чем раньше.

По среднему содержанию Хл *a* водохранилища Волги относятся к разным трофическим категориям, которые при высокой динамичности развития биологических сообществ меняются в сезонном и межгодовом аспекте. В начале лета водохранилища Средней и Нижней Волги попадали в разряд мезотрофных (<10 мкг/л Хл *a*), лишь Чебоксарское – умеренно эвтрофное. В августе 2015 г. пять верхних водохранилищ относились к категории эвтрофных (15–30 мкг/л), Куйбышевское и Саратовское – мезотрофных. В августе 2016 г. Горьковское водохранилище соответствовало мезотрофному типу, Рыбинское и Куйбышевское – умеренно эвтрофному (10–15 мкг/л), Ивановское, Угличское и Чебоксарское – эвтрофному. Современная оценка трофического статуса водохранилищ в ряде случаев отличается от полученной в конце XX века,

1. Волга и ее жизнь / Под ред. Н.В. Буторина и Ф.Д. Мордухай-Болтовского. – Л.: Наука, 1978. – 348 с.
2. Гаевский Н.А., Шатров И.Ю., Гольд В.М. Флуоресцентный анализ пигментов фитопланктона // Методические вопросы изучения первичной продукции внутренних водоемов. – СПб: Гидрометеоздат, 1993. – С. 101–109.
3. Гольд В.М., Гаевский Н.А. Шатров И.Ю. и др. Опыт использования флуоресценции для дифференциальной оценки содержания хлорофилла *a* у планктонных водорослей // Гидробиол. журнал. – 1986. – Т. 22, № 3. – С. 80–85.
4. Корнева Л.Г. Фитопланктон водохранилищ бассейна Волги. – Кострома: Дом печати, 2015. – 284 с.
5. Литвинов А.С., Минеева Н.М. Характеристика гидрологических условий и распределение фитопланктона в водохранилищах Волжского каскада // Водные ресурсы. – 1997. – Т. 24, № 4. – С. 486–493.
6. Минеева Н.М. Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. – М.: Наука, 2004. – 156 с.
7. Сиренко Л.А., Гавриленко М.Я. «Цветение» воды и евтрофирование. – Киев: Наук. думка, 1978. – 232 с.
8. Rivers of Europe. – Amsterdam: Elsevier, 2009. – 700 pp.

9. SCOR-UNESCO Working Group 17. Determination of photosynthetic pigments // Determination of photosynthetic pigments in sea water. Monographs on oceanographic methodology. – Montreux: UNESCO, 1966. – P. 9–18.

OF PHOTOSYNTHETIC PIGMENTS CONTENT AND MODERN TROPHIC STATE OF THE VOLGA RIVER RESERVOIRS

N.M. Mineeva

Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS, Borok, mineeva@ibiw.yaroslavl.ru

Determination of photosynthetic pigments in the Volga River reservoirs has been carried out in August 2015, June and August 2016. According to the mean chlorophyll content, the trophic status of the Middle Volga reservoirs in early summer is characterized as mesotrophic, and Cheboksary reservoir is moderately eutrophic. At the height of the summer, the Ivankovo, Uglich, and Cheboksary reservoirs are steadily referred to the eutrophic category. In the years of study the trophic status varies from moderately eutrophic to eutrophic in the Rybinsk reservoir, from mesotrophic to eutrophic in the Gorky reservoir, and from mesotrophic to moderately eutrophic in the Kuibyshev reservoir. Reservoirs of the Lower Volga are characterized as mesotrophic.

Keywords: chlorophyll, Volga River reservoirs, trophic state.

УДК 556.555.6 (285.2)

САПРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ГРУНТОВ ЧОГРАЙСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО ДОННЫМ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫМ

Е.В. Никитенко¹, Г.Х. Щербина²

¹МБОУ Лицей г. «Отрадное», г. Отрадное, elena.nikitenko@mail.ru; ²Институт биологии
внутренних вод им. И.Д. Папанина, п. Борок, gregory@ibiw.yaroslavl.ru

Сапробиологическая оценка грунтов и придонного слоя воды Чограйского водохранилища дана по методу Пантле-Букк в модификации Сладечка. Кроме сапробной оценки использовались и другие методы биоиндикации, в частности индекс Гуднайта и Уитлея и индекс видового разнообразия Шеннона. Использованный в работе комплексный биоиндикационный подход позволил объективно охарактеризовать качество водной среды в Чограйском водохранилище.

Ключевые слова: сапробность, Чограйское водохранилище, бентос, биоиндикация, грунты.

Сообщество донных макробеспозвоночных наиболее консервативно по отношению к неблагоприятным воздействиям. Для перестройки его структуры требуется гораздо больше времени, чем для планктонных сообществ, если воздействие не было губительным. При различных антропогенных катастрофах организмы донной фауны, как правило, находятся в неблагоприятных условиях, вследствие аккумуляции загрязняющих и токсичных веществ в донных отложениях. Донные животные и их сообщества, благодаря особенностям их экологии, могут служить хорошими показателями происходящих изменений внешней среды, в том числе и антропогенного характера. Организмы и сообщества зообентоса – удобные объекты биологического мониторинга пресноводных водоемов [1–3]. Использование показателей макрозообентоса, как наиболее стабильного компонента животного населения, позволяет судить о состоянии и тенденциях развития всей экосистемы водоемов [3].

При выборе методов биоиндикации, пригодных для использования в водохранилищах, был проведен анализ наиболее распространенных и объективно признанных методов.

Метод Пантле–Букк характеризует степень органического загрязнения величиной индекса сапробности организмов. Величина индекса сапробности в полисапробной зоне составляет 3,5–4,0, в α -мезосапробной – 2,5–3,5, в β -мезосапробной – 1,5–2,5, в олигосапробной – 1,0–1,5 и ксеносапробной <1,0 [4]. Карр и Хилтонен оценивали загрязнение по абсолютной численности олигохет [5]. Гуднайт и Уитлей [6, 7] предлагали судить о качестве вод по доле олигохет в общей численности животных бентоса. Если этот показатель равен 60 %, то водоем находится в хорошем состоянии, при 60–80 % – в сомнительном, более 8 % – состояние водоема оценивается как тяжелое. Цаннер, а затем Райт, Карр и Хилтонен [5] использовали для оценки степени загрязнения плотность

олигохет: 100–999 экз./м² – слабое загрязнение; 1000–5000 экз./м² – среднее загрязнение; > 5000 экз./м² – тяжелое загрязнение.

В основу применения индекса видового разнообразия Шеннона–Уивера [8] (d) положено правило уменьшения числа видов животных с увеличением загрязнения. Считается, что $d > 3$ соответствует чистым, d от 1 до 3 – загрязненным, $d < 1$ – грязным водам. Серьезным возражением против широкого применения индекса d при оценке степени загрязнения вод следует считать его высокую вариабельность [9]. Снижение видового разнообразия может быть вызвано как загрязнением, так и специфическими условиями, например, однообразием биотопов.

Чограйское водохранилище – наиболее крупное и значимое из водохранилищ группы накопительно–регулирующих в Калмыкии (рис. 1). Водоохранилище создано в долине р. Восточный Маньч в 1969 г. и расположено на границе Ставропольского края и Республики Калмыкия, простирается с запада на восток на 48,8 км. Наибольшая ширина у плотины – 8,8 км. Средняя глубина – 3,0 м, максимальная – 8,5 м при условии полного наполнения [10].



Рисунок 1. Карта–схема расположения станций отбора проб в Чограйском водохранилище (Фрагмент водохозяйственной карты Республики Калмыкия М 1:500000, 2003 г.)

Для определения степени загрязнения грунтов Чограйского водохранилища использовали несколько методов. Так, при использовании сапробиологической оценки нами было выявлено, что наибольшая величина сапробности отмечалась на биотопе глины с примесью ила или песка, где размах колебаний был наибольшим в 2012 г. (1,94–3,55). Средние показатели сапробности на данном биотопе составляли в 2009 г. – 2,84 и относились к α -мезосапробной зоне, в 2010 г. – к верхней границе β -мезосапробной, а в 2012 г. по составу организмов донной фауны вновь характеризовались как α -мезосапробная зона. На илах во все годы исследований отмечены средние величины сапробности не превышающие 2,5 и характеризовались как β -мезосапробная зона, хотя на некоторых станциях их значения достигали 3,4. На заиленном песке в 2009 и 2010 гг. средние значения сапробности относились к β -мезосапробной зоне, а в 2012 г. повысились до α -мезосапробной зоны.

В 2009 и 2012 гг. верхняя часть Чограйского водохранилища характеризовалась как α -мезосапробная зона, хотя в 2012 г. значение индекса приближалось к верхней границе β -мезосапробной. В 2010 г. большинство станций на данном участке являлись β -мезосапробными. Средняя часть водохранилища напротив в 2009 и 2012 гг. по степени загрязнения, определенной с помощью индикаторных организмов макрозообентоса характеризовалась как β -мезосапробная зона, а в 2010 г. – α -мезосапробная. В нижней части Чограйского водохранилища бентосные съемки проводились лишь в 2010 и 2012 гг. Первый год исследований участок являлся β -мезосапробным, а во второй – α -мезосапробным

Мелководные участки (до 2,5 м) в Чограйском водохранилище во все годы исследований по средним величинам сапробности характеризовались как β -мезосапробные. На глубинах от 2,6–5,0 м в 2009 г. средние значения величины индекса сапробности соответствовали α -мезосапробной зоне, а в последующие годы исследований – β -мезосапробной. С увеличением глубин значение индекса сапробности менялось с β -мезосапробного в 2009 г. до α -мезосапробного участка в остальные два года.

В целом Чограйское водохранилище по степени загрязнения, определенной с помощью индикаторных организмов макрозообентоса, можно охарактеризовать как α - β -мезосапробный водоем. Так в 2009 г. среднее значение величины индекса сапробности в водохранилище составило 2,55 и водоем характеризовался как α -мезосапробный, в 2010 и 2012 гг. был на уровне верхней границы β - мезосапробной зоны – 2,47 и 2,49 соответственно.

Согласно значению индекса Гуднайта–Уитлея состояние Чограйского водохранилища во все годы исследований можно оценить как «хорошее». Однако сравнительный анализ данных индексов показал, что в 2012 г. в верхней и средней частях водохранилища показатель значительно увеличился по сравнению с предыдущими годами исследований. Особенно стоит отметить верхнюю часть, где индекс немного превышал 60 %, что соответствовало «сомнительному» состоянию (рис. 2). Если сравнить нижний участок водохранилища, то в 2012 г. происходит понижение индекса по сравнению с 2010 г. Такие изменения связаны с особенностями гидрорежима в 2012 г., когда весной водохранилище было спущено до уровня мертвого моря, и частичная подача воды продолжалась только в нижнюю часть водохранилища и то незначительная (длительное маловодье).

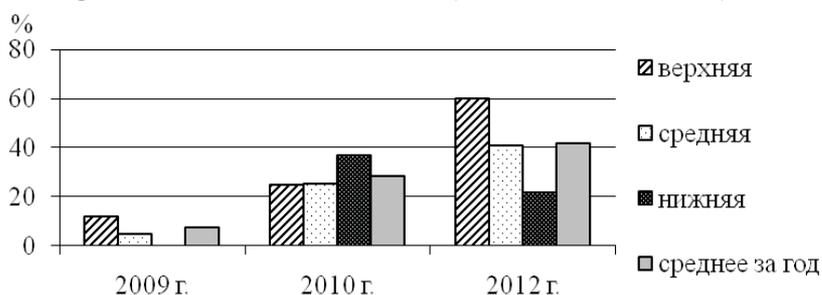


Рисунок 2. Значение индекса Гуднайта–Уитлея в различных частях Чограйского водохранилища.

Видовое разнообразие макрозообентоса Чограйского водохранилища оценивалось по величине индекса Шеннона–Уивера, рассчитанного как по численности, так и биомассе.

В верхней зоне водохранилища наименьшие значения индекса Шеннона–Уивера как по биомассе, так и численности отмечались в 2009 г., и были как минимум в два раза ниже таковых в 2010 и 2012 гг. В средней зоне водохранилища особых изменений в значениях этого индекса во все годы исследований не отмечалось. В приплотинной зоне наибольшие значения индекса, как по биомассе, так и численности отмечались в 2010 г. Таким образом, можно заключить, что в Чограйском водохранилище чистые воды отсутствуют. В основном они определены как **загрязненные**, за исключением верхней части водоема, которая в 2009 г. соответствовала **грязным** водам ($d < 1$). Следует отметить, что на изученных участках встречались станции, на которых величина индекса видового разнообразия соответствовала грязным водам.

Во все годы исследований илистые биотопы с примесью песка, по значению индекса Шеннона–Уивера соответствовали загрязненным участкам. На глинистых грунтах в 2009 г. по численности, а в 2010 и 2012 гг. по биомассе величина индекса соответствовала грязной зоне. На заиленном песке средние значения индексов соответствовали загрязненным, за исключением 2009 г., когда они характеризовались как грязные.

На мелководье (до 2,5 м) во все годы исследований величина индекса Шеннона–Уивера по численности соответствовала загрязненным водам, по биомассе (исключение 2009 г.) средние значения колебались от 1,26 до 1,44, хотя встречались станции с величинами $d < 1$. С увеличением глубин в 2009 г. по численности, а в 2012 г. по биомассе наблюдалось ухудшение качества воды, которое характеризовалось как грязное. С дальнейшим увеличением глубин (5,1–7,5 м) средние показатели соответствовали загрязненной воде.

В 2009 г. среднее значение индекса Шеннона–Уивера по численности составляло 1,25, по биомассе – 1,14, в 2010 г. – 1,66 и 1,34, в 2012 г. – 1,52 и 1,18. Значение индекса Шеннона–Уивера на большинстве станций Чограйского водохранилища изменялось в интервале от 1 до 3, что соответствовало различной степени загрязнения: от сильного до слабого. Также отмечались станции с $d < 1$ и характеризовались, как грязные.

Таким образом, анализируя полученные результаты сапробиологической оценки грунтов и придонного слоя воды, проведенной по организмам макрозообентоса по величине индекса видового разнообразия Шеннона–Уивера и методу Пантле–Букк Чограйское водохранилище можно считать умеренно загрязненным, т.е. α - β -мезосапробным водоемом.

1. *Абакумов В.А.* Контроль качества вод по гидробиологическим показателям в системе Гидрометеорологической службы СССР // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям : Тр. сов.-англ. семинара. – Л., 1977. – С. 93–99.

2. *Абакумов В.А., Черногаева Г.М.* Состояние экосистем поверхностных вод России по данным многолетнего мониторинга // Состояние и комплексный мониторинг природной среды и климата. – М., 2001. – С. 177–191.

3. *Макрушин А.В.* Биологический анализ качества вод. – Л.: ЗИН АН СССР, 1974. – 60 с.

4. *Петрушкиева Д.С.* Рыбные ресурсы Калмыкии и биологические основы их рационального использования: дис. ... канд. биолог. наук. – Астрахань, 2002. – 181 с.

5. *Семенченко В.П.* Принципы и системы биоиндикации текучих вод. – Минск: ОРЕХ, 2004. – 125 с.

6. *Финогенова Н.П., Алимов А.Ф.* Оценка степени загрязнения вод по составу донных животных // Методы биологического анализа пресных вод. – Л., 1976. – С. 95–106.

7. *Goodnight C.I., Whitley L.S.* Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15th Ind. Waste Conf., Purdue Univ. Ext. Ser. – 1961. – Vol. 106. – P. 139–142.

8. *Goodnight C.I.* The use of aquatic macroinvertebrates as indicators of stream pollution // Transaction of the American Microsc. – Society. – 1973. – Vol. 92, № 1. – P. 1–13.

9. *Shannon C.E., Weaver W.* The mathematical theory of communication // Urbana, University of Illinois press. – 1963. – 345 p.

10. *Weigl R.* Index für die Limnosaprobität // Wasser und Abwasser. – 1983. – Bd. 26. – 175 s.

SAPROBIOLOGICAL EVALUATION SOIL CHOGRAYSKY RESERVOIR ON MACROZOOBENTHOS

E.V. Nikitenko¹, G.Kh. Shcherbina²

¹Municipal budgetary educational institution Lyceum, Otradnoye, elena.nikitenko@mail.ru

²Institute for Biology of Inland Waters, Borok, gregory@ibiw.yaroslavl.ru

Saprobiological evaluation soil Chograysky reservoir is given by the method of Pantla-Bukk modification Sladecek. In addition saprobes evaluations and other methods of bio-indication, in particular the index Goodnight and Whitley and the index of species diversity Shannon. Used in the work of the integrated approach allowed us to objectively characterize the quality of the water environment in Cagrisan reservoir.

Keywords: saprobiont, Chograysky reservoir, benthos, bioindication, soil.

УДК 581.526.325

ФИТОПЛАНКТОН КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ, 2011-2015 гг.

В.Н. Никулина

Зоологический институт РАН, г. Санкт-Петербург, vera.nikulina@zin.ru

Общий характер распределения, видовой состав и обилие фитопланктона отличались от тех, которые зафиксированы ранее. Наибольшие изменения наблюдались в центральной части северного побережья Невской губы. При наблюдающихся процессах эвтрофирования в Невской губе и в восточной части Финского залива в летнем фитопланктоне (конец июля - начало августа) доминируют разные группы водорослей.

Ключевые слова: фитопланктон, видовой состав, биомасса, эвтрофирование.

В период строительства комплекса защитных сооружений города от наводнений постоянно велись наблюдения за гидробиологическими характеристиками на акватории Невской губы и восточной части Финского залива [1-3, 5]. Основные строительные работы на комплексе защитных сооружений были завершены в 2010 г., официальная церемония ввода в эксплуатацию произошла 12 августа 2011 г. Проведенные исследования преследовали цель оценить по фитопланктону состояние экосистемы в существующей ситуации, имея в виду естественные и антропогенные факторы, определяющие функционирование экосистемы.

Многолетнее изучение фитопланктона Невской губы показало, что акватория губы подразделяется согласно гидрологическому режиму на центральную зону транзита невских вод с наибольшей скоростью стокового течения, северную и южную. По обилию водорослей планктона эти зоны значительно различаются (рис. 1).

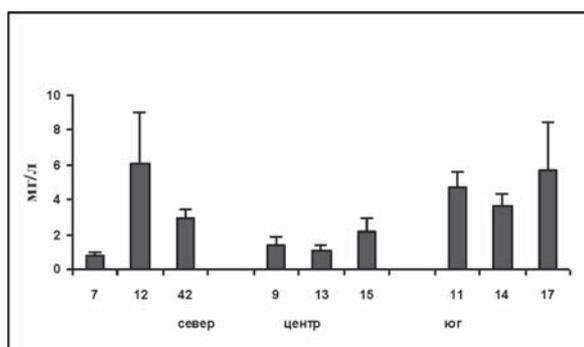


Рисунок 1. Биомасса фитопланктона в Невской губе, 2011-2015 гг.

Общий характер распределения, видовой состав и биомасса водорослей планктона в последние 5 лет несколько отличались от тех, которые наблюдались ранее [4].

Более чем за 30-летний период наблюдений, биомасса фитопланктона в северной части Невской губы в летний период никогда не превышала 1-2 мг/л. В последние годы акватория северной зоны по видовому составу и по количественным показателям фитопланктона значительно изменилась. Наибольшая неоднородность отмечена между наиболее восточной ст. 7, где биомасса фитопланктона, как и прежде, не превышала 1 мг/л и ст. 12, в середине северной зоны. В среднем за 2011-2015 гг. биомасса фитопланктона в этом районе составила – $6,1 \pm 2,9$ мг/л., что соответствует эвтрофному уровню продуктивности. По величине биомассы (15,8 мг/л), наблюдавшейся в конце июля 2015 г., этот участок Невской губы следует характеризовать как высокоэвтрофный.

В центральной части губы (ст. 9, 13, 15) фитопланктон представлен несколько обедненным ладожским планктоном. Биомасса в летний период редко превышала $2 \pm 0,33$ мг/л, и только в западной зоне, ст.15, иногда доходила до 4 мг/л.

Южная часть губы всегда резко отличалась от основной акватории. В конце июля – начале августа отмечалось наибольшее разнообразие водорослей (до 60 видов в пробе), где кроме ладожского планктона значительную долю составляли зеленые хлорококковые, эвгленовые и десмидиевые водоросли характерные для эвтрофных и мелководных водоемов прудового типа. В летний период 2011-2015 гг. эта зона губы характеризовалась как эвтрофная, биомасса в среднем составляла 6 ± 2 мг/л. Значительную долю в общей биомассе фитопланктона составляли криптофитовые водоросли. Так, в 2014 г. их доля составляла от 50 до 79 %, при этом величина биомассы (13,8 мг/л на ст. 17) характеризовала юго-западную часть губы как высокопродуктивную.

Восточная часть Финского залива по гидрологическим и гидробиологическим признакам условно разделена на курортный (ст. 19-21), переходный (ст. 23, 24), южный (ст.

26) районы. По составу и количественному развитию отдельных видов фитопланктона эти участки весьма неоднородны. Общая биомасса водорослей планктона, приведена на рис. 2.

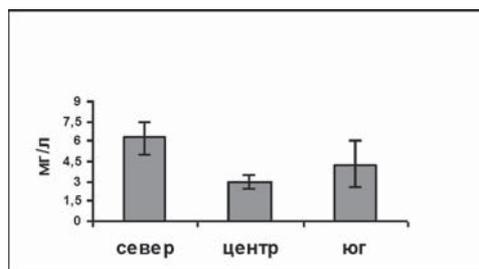


Рисунок 2. Биомасса фитопланктона в Восточной части Финского залива, 2011-2015 гг.

Величины биомассы свидетельствуют, что обилие фитопланктона изменяется от года к году. Как наиболее продуктивной следует признать курортную зону, здесь же чаще всего отмечаются периоды «цветения» воды цианобактериями. Так, в 2012 г. в районе ст. 19 наблюдалось сильное «цветение» воды, общая биомасса в этот период составляла более 22 мг/л. Такой уровень «цветения» воды может быть оценен как экологически опасный. Основными представителями были виды, которые обычно вызывали «цветение» воды в Финском заливе *Aphanizomenon flos-aquae* (Linné) Ralfs, *Anabaena flos-aquae* Gréb, *Microcystis aeruginosa* Kütz. В период девяностых – начале двухтысячных годов в планктоне преобладали цианобактерии осцилляториевого комплекса, главным образом, *Plankthotrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Komarek. При этом из цветообразующего комплекса тогда совершенно исчез вид *M. aeruginosa*. С 2011 г. этот вид постоянно присутствует в группе цианобактерий, даже когда «цветения» воды не наблюдается. Многолетние наблюдения свидетельствуют, что, несмотря на возрастание летней биомассы, доля водорослей *Pl. agardhii*, показателя органического загрязнения, в общем комплексе фитопланктона снижается (рис. 3). Значительные изменения произошли в комплексе диатомовых водорослей. В летнем планктоне доля диатомовых водорослей, начиная с 1990-х годов, резко сократилась, в основном за счет вида *Skeletonema subsalsum* (A. Cleve) Bethge. Доля этих диатомовых стала увеличиваться с середины 2000-х годов, но в 2011-2015 гг. снова начала сокращаться.

Происходящие изменения некоторых доминирующих видов водорослей в общем комплексе планктона связываются с постройкой очистных сооружений и снижением сброса неочищенных сточных вод, что не привело к сокращению количественных показателей фитопланктона, но отразилось на структурном составе водорослей. Периодическое проведение гидротехнических работ в Невской губе и курортной зоне Финского залива приводит к значительному увеличению мутности воды, что вызывает ингибирующее воздействие на фитопланктон. В то же время для некоторых групп водорослей за счет, вымывающихся из взмученного грунта, биогенных элементов и органических веществ наблюдается «эффект удобрения». Особенно отмечено значительное развитие криптофитовых водорослей *Chroomonas acuta* Utermöl, *Cryptomonas erosa* Ehr., *Cr. marssonii*.

В условиях эстуария реки Невы эвтрофирование в разных частях сопровождается развитием различных групп водорослей. Наиболее обильное развитие фитопланктона в Невской губе в последние годы отмечается в районе ст. 12, а в Финском заливе – ст. 19. Очистка сточных вод привела к снижению органического вещества в водах эстуария, но при этом недостаточно снизила нагрузку биогенными элементами, главным образом, общим фосфором.

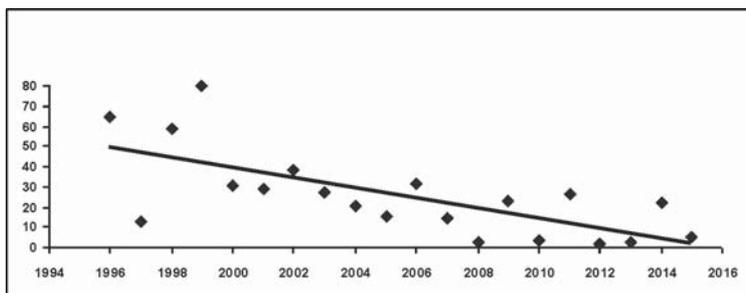


Рисунок 3. Доля (%) *Pl.agardtii* в общей биомассе фитопланктона

Эвтрофирование эстуария реки Невы подтверждается не только возрастанием биомассы фитопланктона, но и высокой нагрузкой биогенными элементами, увеличением первичной продукции планктона [6], массовым развитием в прибрежье нитчатых водорослей *Cladophora glomerata* (L.) Kütz. [7].

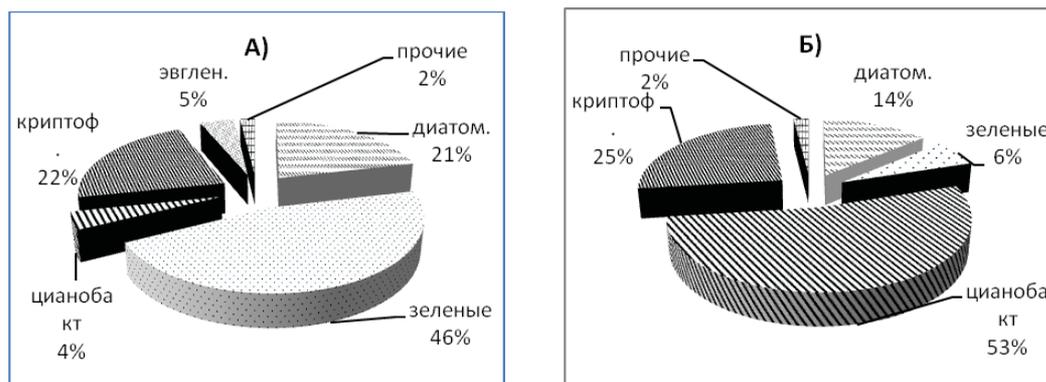


Рисунок 4. Относительное значение различных отделов водорослей и цианобактерий в биомассе фитопланктона: А) Невская губа, ст. 12; Б) Финский залив, ст. 19.

В Невской губе достаточно высокому типу трофии соответствовал и видовой состав водорослей планктона. При высоком индексе разнообразия Шеннона (3,8-4,0) в пробах преобладали зеленые хлорококковые водоросли: различные виды рода *Scenedesmus*, *Actinastrum hantzschii* Lagerh., *Coelastrum microporum* Näg., *Dictyosphaerium pulchellum* Wood и др.; эвгленовые *Trachelomonas planctonica* Swir., *T.volvocina*, Ehr. *Euglena acus* Ehr., криптофитовые и динофитовые *Cryptomonas marssonii* Skuja, *Ceratium hirundinella* (O.F.M.) Bergh. Доля зеленых водорослей в общей биомассе составляла около 50 %, цианобактерий – 4 % (рис. 4А).

В курортной зоне Финского залива основная доля биомассы в 2011-2015 гг. была представлена цианобактериями (рис. 4Б).

Следует признать, что механизмом, регулирующим видовой состав фитопланктона являлись гидрологические условия, наблюдающиеся в разных частях эстуария. Для развития цианобактерий, формирующих «цветение» воды, в Невской губе нет условий, благоприятных для их развития. Мелководность, активная ветровая деятельность, отсутствие кислородной и температурной стратификации создают условия, при несколько замедленной проточности перед глухими участками дамб, для развития зеленых и других групп водорослей.

В конце июля – начале августа в Финском заливе обычно наблюдается прямая стратификация, при достаточном количестве биогенных элементов создаются условия для развития в эпилимнионе планктонных водорослей с преобладанием цианобактерий.

1. Алимов А.Ф., Голубков С.М. Экосистема эстуария реки Невы // Биологическое разнообразие и экологические проблемы. – СПб.- М.: КМК, 2008. – 477 с.
2. Алимов А.Ф., Голубков С.М. Динамика биологического разнообразия и биоресурсов континентальных водоемов. – СПб: Наука, 2012. – 367 с.
3. Винберг Г.Г., Гутельмахер Б.Л. Невская губа. Гидробиологические исследования. – Л.: Наука, 1987. – 216 с.
4. Никулина В.Н. Изменения видового состава и количественного развития водорослей планктона при антропогенном воздействии // Динамика биологического разнообразия и биоресурсов континентальных водоемов. – СПб.: Наука, 2012. – С. 145-155.
5. Шишкин Б.А., Никулина В.Н., Максимов А.А., Силина Н.И. Основные характеристики биоты вершины Финского залива и ее роль в формировании качества воды. – Л.: Гидрометеоздат, 1989. – 95 с.
6. Golubkov S., Golubkov M., Tiunov A., Nikulina V. Long term changes in primary production and mineralization organic matter in the Neva Estuary (Baltic Sea) // Journal Marine Systems. – 2017. – Vol. 171. – P. 73-80. – [Электронный ресурс]. – Published on line, <http://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2016.12.09>.
7. Nikulina V.N., Gubelit. Y.I. Cyanobacteria and macroalgae in ecosystem of the Neva estuary // Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems. – 2011. – Vol. 402, № 06. – P.1-12. – [Электронный ресурс]. – DOI: 10.1051/KMAE/2011049.

PHYTOPLANKTON AS INDICATOR OF THE ECOLOGICAL STATE OF THE ESTUARY NEVA RIVER, 2011-2015

V.N. Nikulina

Zoological Institute RAS, St. Petersburg, vera.nikulina@zin.ru

The general nature of the distribution, species composition and abundance of phytoplankton differed from those recorded earlier. The greatest changes were observed in the central part of the northern coast of the Neva Bay. With the observed processes of eutrophication in the Neva Bay and in the eastern part of the Gulf of Finland in summer phytoplankton (late July-early August), various groups of algae.

Keywords: Phytoplankton, species composition, biomass, eutrophication.

УДК [574.5(08):581.526.325]:621.311.25

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА ВИДОВ-ИНДИКАТОРОВ ТЕМПЕРАТУРЫ В ФИТОПЛАНКТОНЕ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ

Т.Н. Новоселова¹, С.С. Баринаова²

¹*Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев, labtech-hb@ukr.net; ²Институт Эволюции, Хайфский Университет, г. Хайфа, Израиль, sophia@evo.haifa.ac.il*

Представлены результаты исследований фитопланктона (1998-2014 гг.) водоема-охладителя Хмельницкой АЭС (Украина). Показана многолетняя динамика состава водорослей-индикаторов температуры в условиях увеличивающейся термической нагрузки. В списке индикаторов виды обитатели умеренно теплых вод встречались на протяжении всего периода наблюдений, эвритермы были отмечены в годы, когда работал как один, так и оба энергоблока, кроме периода массового развития дрейссены в бентосе и перифитоне. Холододлюбивые встречались только на начальном этапе исследований, в период работы одного энергоблока, теплолюбивые – напротив только в последние годы, в период максимальных среднегодовых температур.

Ключевые слова: фитопланктон, виды-индикаторы температуры, водоем-охладитель

Развитие фитопланктона, как в естественных водоемах, так и в испытывающих техногенное влияние, зависит от взаимодействия многих факторов. В водоемах-охладителях (ВО) тепловых и атомных электростанций одним из важнейших лимитирующих факторов является температура. Поступление дополнительного тепла может как стимулировать, так и подавлять количественное развитие фитопланктона, а также существенно влиять на его состав и богатство [6]. Одним из наиболее эффективных методов изучения отклика фитопланктона на изменения условий среды, в том числе повышение температуры воды, является биоиндикация [1].

Целью нашей работы было в многолетнем аспекте на основе биоиндикации показать реакцию фитопланктона на увеличение термической нагрузки в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС, которая расположена в северо-западной части Украины. Охлаждение циркуляционных вод двух энергоблоков обеспечивает водоем-охладитель площадью около 20 км² и объемом 120 млн. м³, подробные характеристики представлены в [4]. Техногенная нагрузка, которую испытывает ВО ХАЭС по сравнению с другими водоемами-охладителями ТЭС и АЭС умеренной климатической зоны, отвечает среднему уровню [3].

В период работы одного энергоблока в 1998–2003 гг. среднегодовая температура воды в ВО была 13,3 °С. Введение в 2004 г. в эксплуатацию второго энергоблока увеличило термическую нагрузку: в 2004–2008 гг. среднегодовая температура составляла 14,9 °С, после 2011 г. – 15,7 °С. Среднемесячные температуры за вегетационный сезон в 1998–2003 гг. колебались в диапазоне от 13,9 до 24,2 °С, в 2004–2008 гг. – от 16,2 до 25,1 °С, в 2011–2014 гг. – 16,0–26,1 °С.

В работе представлены результаты исследований фитопланктона за летне-осенний период 1998–2014 гг. Отбор, фиксацию и обработку проб проводили по общепринятым методикам [2]. При описании таксономического богатства водорослей использовали термин НОТ – низший определённый таксон. Названия и систематическая принадлежность таксонов приведены согласно [5].

В период исследований в фитопланктоне пелагической части ВО и каналов было обнаружено 327 таксонов водорослей из 8 отделов (8 филумов согласно [5]). Основная часть водорослей (301 НОТ) была определена до вида или более низкого систематического уровня. Наиболее широко представлены Chlorophyta (127 НОТ) и Bacillariophyta (101 НОТ), Cyanobacteria насчитывали 43, Euglenophyta и Streptophyta (Charophyta) – по 15 НОТ, Chrysophyta и Xanthophyta (согласно [5] объединены в Ochrophyta) – 16 НОТ, Dinophyta (Miozoa) – 7 НОТ, Cryptophyta – 3 НОТ.

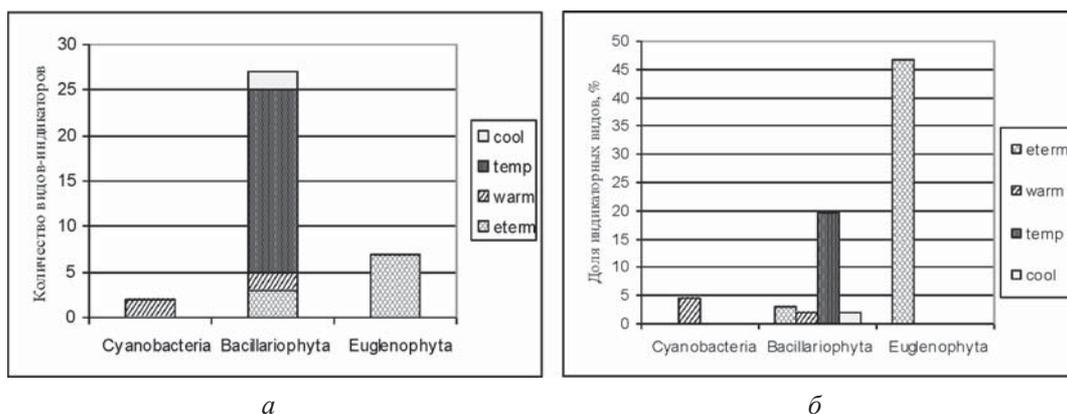


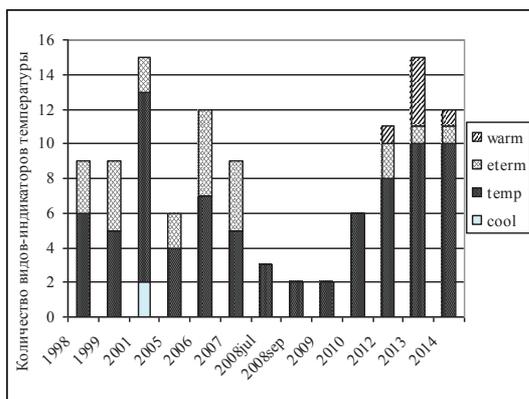
Рисунок 1. Количество индикаторных видов водорослей (а) и их доля (б) в отделах, которым они принадлежат (%). Индикаторные группы водорослей по отношению к температуре: cool – холодолюбивые, temp – обитатели умеренно теплых вод, warm – теплолюбивые, eterm – эвритермные.

Водоросли-индикаторы термических условий составляли малую часть от общего состава фитопланктона (11 %), однако встречались на протяжении всего периода наблюдений. Список индикаторов формировался представителями трех отделов, среди которых диатомовые насчитывали 27 видов, эвгленовые – 7 и цианобактерий – 2. Наиболее представленными были индикаторы умеренно теплых вод (20 видов), эвритермных было 10, теплолюбивых – 4, приуроченных к холодным водам – 2. Максимальная доля индикаторов была у эвгленовых, минимальная – у цианобактерий (рис. 1). Богатство индикаторов

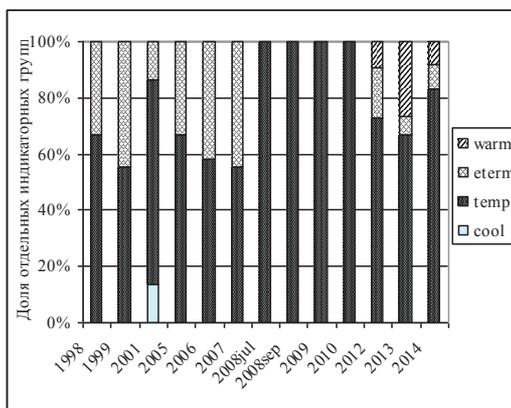
температуры было связано с общим богатством фитопланктона положительной линейной зависимостью ($r = 0,82$).

Состав и богатство видов-индикаторов температуры, как и общий таксономический состав и богатство фитопланктона, в водоеме-охладителе в период наблюдений претерпевали изменения. На начальном этапе исследований (1998–2001 гг.), характеризующемся относительной стабилизацией экосистемы после заполнения водоема-охладителя и введения в эксплуатацию первого энергоблока АЭС, на фоне высокого общего таксономического богатства в флористическом спектре фитопланктона преобладали виды-индикаторы вод умеренной температуры и эвритермы (рис. 2). Из видов с приуроченностью к умеренно теплым водам на большей части акватории был отмечен (встречаемость 63–100 %) и в 1998 г. на большинстве станций был доминантом 1–3 ранга по биомассе *Stephanodiscus hantzschii* Grunow. В 2001 г. наряду со *St. hantzschii* высокая встречаемость наблюдалась у *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen (63 %) и *Navicula cryptocephala* Kützing (50 %). Среди эвритермов наиболее распространенным был *Trachelomonas hispida* (Perty) F. Stein (50–78 %). Остальные индикаторы температуры имели невысокую частоту встречаемости (11–37%) и не входили в доминантные комплексы. В 2001 г. в фитопланктоне ВО были отмечены холодолюбивые *Aulacoseira distans* (Ehrenberg) Simonsen и *Gyrosigma acuminatum* (Kützing) Rabenhorst с частотой встречаемости 13 и 25,0 % соответственно. Несмотря на то, что в пробах было зарегистрировано всего по несколько экземпляров этих видов водорослей, *G. acuminatum* ввиду своей высокой индивидуальной массы на одной из станций входила в состав ведущего комплекса по биомассе в качестве доминанта второго ранга. В дальнейшем видов-индикаторов холодных вод зарегистрировано не было.

В 2004 г. был введен в эксплуатацию второй энергоблок, также приблизительно в это время отмечено появление в бентосе и перифитоне моллюска-инвайдера *Dreissena polymorpha* Pall. Реакцией фитопланктона на изменения в режиме эксплуатации и вселение дрейссены было уменьшение его таксономического богатства. Начиная с 2006 г. из состава фитопланктона последовательно выпадали Cryptophyta, Chrysophyta (Ochromphyta), Dinophyta (Miozoa), Streptophyta (Charophyta) и Cyanobacteria. Осенью 2008 г. фитопланктон был чрезвычайно беден (отмечено только 5 НОТ диатомовых, 3 – зеленых, 1 – эвгленовых водорослей). С 2009 г. в обратной последовательности наблюдалось восстановление видового богатства. В 2005 г. на фоне общего обеднения видового состава, по сравнению с 2001 г. более чем в два раза сократилось количество индикаторов температуры. Сохранилось преобладание индикаторов умеренно теплых вод над эвритермами (рис. 2). Как и ранее высокая встречаемость была отмечена у *St. hantzschii* (100 %) и *T. hispida* (67 %). В 2006 г. наблюдалось увеличение количества индикаторных видов, однако начиная с 2007 г. их богатство снижалось. Минимум был зарегистрирован в 2008 и 2009 гг. (рис. 2). В 2006–2008 гг. стабильно в состав индикаторов умеренных термических условий входила и наибольшую встречаемость (от 50 до 100 %) имела *A. granulata*. На большинстве станций, где регистрировалась эта водоросль, она входила в состав доминантного комплекса по численности или биомассе. В 2006 и 2007 гг. среди индикаторов умеренных температур высокая встречаемость также наблюдалась у *St. hantzschii* (100 и 57 % соответственно) и *Melosira varians* C. Agardh (89 и 86 %). *St. hantzschii* заметной роли в формировании количественных показателей не играл, *M. varians* часто являлась доминантом 1–2 ранга. Наиболее распространенным эвритермным видом был *Trachelomonas volvocina* (Ehrenberg) Ehrenberg (86–100 %). Как было сказано выше, в 2008 г. состав фитопланктона был очень бедным. Из индикаторов температуры в списке остались только виды умеренно теплых вод (рис. 2). Преобладала *A. granulata*. Восстановление общего таксономического состава фитопланктона сопровождалось восстановлением богатства индикаторов. В 2010 г. их количество увеличилось в три раза. Самыми распространенными были *A. granulata* (встречаемость 53 %) и *St. hantzschii* (47 %). Эвритермы по-прежнему не наблюдались.



a



б

Рисунок 2. Многолетняя динамика таксономического богатства видов-индикаторов температуры в фитопланктоне ВО ХАЭС (а) и доля (б) отдельных индикаторных групп в общем списке индикаторов температуры.

В 2012–2014 гг. существенное снижение в перифитоне и бентосе обилия популяции дрейссены сопровождалось полным восстановлением состава фитопланктона на уровне отделов и его высоким богатством. В свою очередь, в этот период наблюдений произошло расширение списка индикаторов температуры, снова появились эвритермы и новые для водоема теплолюбивые виды. Последние развивались в небольшом количестве и имели низкую встречаемость (4–18 %). Наиболее многочисленными были индикаторы умеренных температур (рис. 2), среди которых стабильно высокой встречаемостью характеризовались *A. granulata* (88–96 %) и *St. hantzschii* (64–100 %). Следует отметить, что *A. granulata* в 2012 и 2013 гг. на большей части акватории водоема доминировала по биомассе. Самыми малочисленными были эвритермы.

Таким образом, исходя из биоиндикационных характеристик фитопланктона, ВО ХАЭС можно охарактеризовать как водоем с умеренным температурным режимом. На всем протяжении исследований основу списка индикаторов температуры составляли виды-индикаторы умеренных температур. Их количество варьировало во времени. Эвритермные виды были отмечены в годы, когда работал и один, и оба энергоблока. Однако, в 2008 г., когда наблюдалась депрессия фитопланктона, по-видимому, связанная с массовым развитием в бентосе и перифитоне *Dreissena polymorpha*, на фоне чрезвычайно бедного видового состава, водорослей-эвритермов в общем списке видов зарегистрировано не было. Также следует отметить, что их богатство в 2012–2014 гг. было в 4,5 раза ниже, чем на начальном этапе наблюдений. В период работы одного энергоблока были отмечены холодолюбивые виды. Они характеризовались низкой встречаемостью. В 2012–2014 гг. при наиболее высоких за период наблюдений температурах 16,0–26,1 °С и работе двух энергоблоков впервые для водоема были зарегистрированы теплолюбивые виды, хотя они также имели невысокую встречаемость.

В будущем увеличение термической нагрузки на несколько градусов, например, в случае строительства и введения в эксплуатацию третьего энергоблока или дальнейшего климатического потепления, может привести к очередным изменениям состава и количества водорослей-индикаторов температуры.

1. Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоазнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. – Тель Авив: Pilies Studio, 2006. – 498 с.
2. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. – Киев: Логос, 2006. – 408 с.

3. Новосьолова Т.М., Протасов О.О. Особливості фітопланктону техноекосистем енергетичних станцій (на прикладі Хмельницької АЕС) // Ботаніка і мікологія: Сучасні горизонти : Збірка праць, присвячених 90-річчю з дня народження академіка АННУ А.М. Гродзинського. – Київ, 2016. – С. 344-367.

4. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под ред. А.А. Протасова. – Киев, 2011. – 234 с.

5. *Algaebase*. [Электронный ресурс]. – Режим доступа www.algaebase.org.

6. Novoselova T.N., Protasov A.A. Phytoplankton of cooling ponds of techno-ecosystems of nuclear and thermal power stations (a review) // *Hydrobiological Journal*. – 2015. – Vol. 51, №2. – P. 37-52.

LONG-TERM DYNAMICS OF TEMPERATURE SPECIES-INDICATORS IN THE PHYTOPLANKTON OF THE COOLING POND

T.N. Novoselova¹, S.S. Barinova²

¹*Institute of hydrobiology of NAN of Ukraine, Kiev, labtech-hb@ukr.net*

²*Institute of Evolution, University of Haifa, Haifa, Israel, sophia@evo.haifa.ac.il*

Results of phytoplankton research (1998–2014) of Khmelnytsky NPP cooling pond (Ukraine) are presented. Long-term dynamics of composition of temperature algae- indicators in conditions of increasing thermal load is shown. In the list of indicators species inhabiting of moderately warm waters were noted throughout the observation period, eurytherms were noted in the years, when both one and both power units operation, except for the period of mass development of zebra mussel in benthos and periphyton. Cryophiles were noted only at the initial stage of research, in the period of operation of one power unit, thermophiles – on the contrary only in recent years, in the period of maximum annual average temperatures.

Keywords: phytoplankton, temperature species- indicators, cooling pond.

УДК 574.5:574.636

ИССЛЕДОВАНИЕ РЕАКЦИИ ФИТОПЛАНКТОНА НА СЛАБОЕ УЛЬТРАЗВУКОВОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ В НАТУРНЫХ УСЛОВИЯХ

О.А. Павлова

Институт озераведения РАН, г. Санкт-Петербург, pavlova@limno.org.ru

Приведены первые результаты натуральных исследований реакции сообществ фитопланктона малых ландшафтных водоемов на ультразвуковое воздействие с целью подавления массового развития цианобактерий и предотвращения «цветения» воды. Прослежены изменения состава и количественных показателей фитопланктона и содержания растительных пигментов. Показано снижение уровня развития цианобактерий в экспериментальном пруду.

Ключевые слова: фитопланктон, цианобактерии, «цветение» воды, ультразвуковое воздействие.

Борьба с цианобактериальным «цветением» водоемов требует разработки экологических методов, минимально влияющих на экосистему в целом, но дающих заметный конечный результат. В качестве одного из наиболее перспективных методов, базирующийся на применении ультразвука малой, докавитационной мощности. Обзор воздействия ультразвукового излучения низкой интенсивности на водоросли и описание некоторых этапов развития данной методики и устройств для борьбы с «цветением» воды рассмотрены в статье Е.Ю. Киселева с соавторами [3]. Институтом озераведения РАН была разработана концепция и технические параметры автономной ультразвуковой станции (АУЗС), предназначенной для регуляции цианобактериального «цветения» водоемов. В приборе, изготовленном совместно с АО «Концерн «Океанприбор», реализован импульсный режим комбинированного ультразвукового излучения малой интенсивности [6].

Методика проведения натуральных работ и изучение реакции фитопланктона на ультразвуковое воздействие в натуральных условиях проводили в июне – августе 2016 г. в двух мелководных ландшафтных прудах – экспериментальном Матросском и контрольном Капитанском. Исследованные водоемы находятся на территории Московского парка Победы, в южной части Санкт-Петербурга.

Пруды испытывают интенсивное антропогенное воздействие, в первую очередь рекреационное; по гидрохимическим показателям их трофический статус оценивается как эвтрофный [8]. В результате исследований были определены видовой состав водорослей и цианобактерий, количественные показатели (численность, биомасса), содержание хлорофилла «а» в воде, рассчитаны индексы, характеризующие состояние планктонных сообществ. Отбор и обработку материалов проводили по стандартным методикам [2, 5, 9 и др.] с использованием микроскопов AxioLab A1 и AxioVert CFL 40 (Carl Zeiss).

Ранее пруды Московского парка Победы изучались сотрудниками ИНОЗ РАН. В 2006-2008 гг. проводились комплексные исследования планктонных сообществ, перифитона и высшей водной растительности; определялись содержание хлорофилла «а» и основные гидрохимические и гидрологические показатели [7]. В этот период «цветение» воды наблюдалось только в Матросском пруду (2006 г.), где *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs составлял до 92 % общего количества водорослей, суммарная биомасса достигала 15 мг/л, содержание Хл а – 21,16 мкг/л. В дальнейшем уровень фитопланктона в пруду был существенно ниже. Весной биомасса составляла 1,40 мг/л; доминировали зеленые водоросли (70 %) – колониальные *Volvox globator* L., *Botryococcus braunii* Kütz. при участии криптонад, эвгленовых и Суанорфусеае. Летом уровень фитопланктона не превышал 1,57 мг/л; концентрация хлорофилла – 4,30 мкг/л. В планктоне преобладали цианобактерии (2007 г.) и динофлагелляты (2008 г.) – *A. flos-aquae*, *Anabaena spiroides* Kleb., *Ceratium hirundinella* (O.F. Müll.) Bergh. В Капитанском пруду летом 2006 г. количество фитопланктона было высоким – до 14 мг/л, лидировали *C. hirundinella* и *Aphanizomenon*. Весной 2007 г. уровень развития фитопланктона в водоеме был минимальным: биомасса не превышала 0,68 мг/л, концентрация Хл а – 1,00 мкг/л; доминировали криптонады (83 %). Летом 2007-2008 г. уровень развития фитопланктона составлял 2,35-7,10 мг/л, концентрация Хл а – 4,46-14,77 мкг/л. Как и в Матросском пруду, доминировали Chlorophyta – *V. globator*, *B. braunii* (57 %), при участии *A. flos-aquae*, *Peridinium cinctum* (Müll.) Ehrb., *C. hirundinella* и криптонад [4]. В целом по результатам исследований 2006-2008 гг. Капитанский пруд вместе с соседними Матросским, Корабельным и Детским прудами относился к мезотрофным по фитопланктону; по содержанию хлорофилла «а» являлся слабоэвтрофным [8].

Результаты эксперимента в июне-августе 2016 г. Уровень развития фитопланктона в экспериментальном **Матросском пруду** в период исследований изменялся от 0,55 до 11,32 мг/л, составляя в среднем 4,80 мг/л; содержание хлорофилла «а» – от 7,33 до 37,70 мкг/л, в среднем 13,33 мкг/л (рис. 1), что соответствует слабоэвтрофной стадии [8]. Численность водорослей составляла 7-209 млн. кл./л, в среднем 90 млн. кл./л. Максимальные значения биомассы отмечались в середине августа и были обусловлены массовым развитием жгутиковых форм из отделов Dinophyta, Cryptophyta и Euglenophyta.

Основную роль в сложении биомассы играли цианобактерии и динофлагелляты (по 43 % среднесезонного количества). Наиболее массовыми были *Limnothrix redekei* (Van Goor) Meffert (до 67 % общей биомассы), *Aphanizomenon* и *Anabaena lemmermannii* P. Richt. и динофитовые *C. hirundinella*, *Peridinium cinctum*, *P. inconspicuum* Lemm. Заметное развитие представителей других групп наблюдалось только в середине августа, когда в состав доминирующего комплекса входили криптонады (17 %) и разнообразные эвгленовые (11 %) из родов *Euglena* и *Trachelomonas*. Следует отметить, что ранее *L. redekei* в исследованных водоемах не встречался. Уровень численности фитопланктона на протяжении всего периода наблюдений полностью определялся развитием нитчатых Cyanobacteria, составлявших в среднем 98 % общего количества; наиболее высокие значения наблюдались во второй половине июля – начале августа.

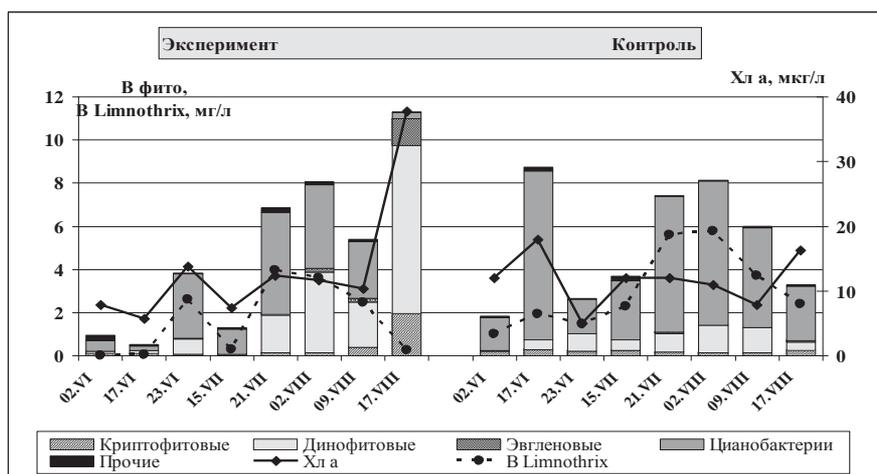


Рисунок 1. Динамика биомассы фитопланктона (В фито), биомассы *L. redekei* (В *Limnithrix*) и содержание хлорофилла «а» (Хл а) в экспериментальном и контрольном прудах, июнь-август 2016 г.

В контрольном **Капитанском пруду** биомасса водорослей составляла 1,85-8,75 мг/л, в среднем 5,24 мг/л, концентрация хлорофилла «а» в воде – 4,94-17,91 мкг/л, в среднем 11,74 мкг/л (рис. 1). Численность фитопланктона колебалась от 75 до 297 млн. кл./л, составляя в среднем 170 млн. кл./л, что почти в два раза выше, чем в экспериментальном водоеме. Основное значение имели цианобактерии, определявшие 81 % средней за сезон биомассы. Состав массовых видов не отличался от такового в Матросском пруду, лидирующим видом была *Limnithrix redekei* (до 75 % общей биомассы и до 98 % общей численности). Роль других групп была незначительной; динофлагелляты создавали не более 10 % общего количества фитопланктона. Заметное (до 30 % биомассы) участие в планктоне *Ceratium hirundinella* и видов рода *Peridinium* отмечалось только во второй половине июня, а максимальные абсолютные величины – в конце июля – начале августа (рис. 1).

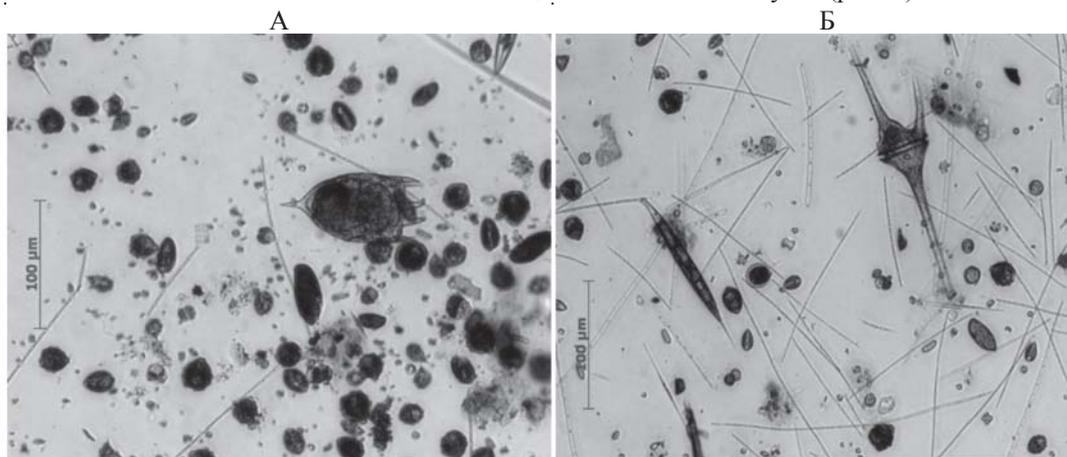


Рисунок 2. Снимки препаратов из количественных проб фитопланктона, собранных 17 августа 2016 г. в экспериментальном (А) и контрольном (Б) прудах.

Наиболее заметные отличия сообществ фитопланктона экспериментального и контрольного водоемов были зарегистрированы в середине августа (рис. 2). Фотографирование проводилось с помощью камеры AxioVision и инвертированного микроскопа AxioVert CFL 40 (Carl Zeiss) при увеличении x400. Тонкие штрихи – основной

доминант *Limnothrix redekei*, коричневые клетки – виды родов *Ceratium*, *Cryptomonas*, *Peridinium*, *Euglena* (окрашены при фиксации раствором Люголя).

В целом испытания автономной ультразвуковой станции, выполненные в 2016 году на прудах Московского парка Победы г. Санкт-Петербурга, подтвердили правильность разработанных и реализованных научно-методических решений. В экспериментальном пруду концентрация цианобактерий снизилась почти в 10 раз по сравнению с контрольным. Наблюдалось постепенное сокращение количества и роли в планктоне в первую очередь нитчатых форм из родов *Limnothrix* и *Aphanizomenon* (рис. 2), являющихся типичными возбудителями «цветения» в водоемах Северо-Запада России [1]. В течение периода наблюдений вклад Суанорфусеае в общую биомассу снизился с 78-90 % в июле до 3 % в середине августа (рис. 2). Начиная со второй половины лета, в водоеме возрастало количество подвижных форм, обладающих миксотрофным типом питания, из отделов Dinophyta, Euglenophyta, Cryptophyta. Практически все они являются признанными индикаторами зон повышенного загрязнения органическим веществом.

По данным предыдущих исследований в 2006-2008 гг. Матросский и Капитанский пруды характеризовались сходным трофическим статусом, сопоставимым уровнем биогенных элементов и достаточно близкими величинами биомассы фитопланктона в целом и массовых видов и групп, а также содержания растительных пигментов [4]. Результаты летних съемок 2016 г. показывают, что в контрольном пруду по сравнению с экспериментальным наблюдалось двукратное увеличение средней численности планктонных водорослей; незначительное (в среднем на 10 %) возрастание их биомассы; преобладание в альгоценозе цианобактерий и связанное с этим резкое снижение видового разнообразия (индексы Шеннона-Уивера составляли в среднем 0,46 и 1,16 бит/мг соответственно). Состав доминирующих групп определял удельное содержание хлорофилла в единице сырой биомассы: в Капитанском пруду этот показатель составил 0,13-0,65 %, в среднем 0,22 %, в Матросском – 0,14-1,03 % и 0,28 % соответственно за счет массового развития видов, характеризующихся повышенным количеством растительных пигментов.

1. Водоросли, вызывающие «цветение» водоемов Северо-Запада России / Р.Н. Белякова и др. – СПб.: Товарищество научных изданий КМК, 2006. – 367 с.
2. Гусева К.А. К методике учета фитопланктона // Тр. Ин-та биологии водохранилищ. – Л., 1959. – Т. 2. – С. 44-51.
3. Киселев Е.Ю., Румянцев В.А., Рыбакин В.Н. Применение ультразвукового излучения низкой интенсивности для борьбы с «цветением» воды в водоемах. Механизмы воздействия на водоросли // Ученые записки РГГМУ. – 2014. – № 34. – С. 115-122.
4. Павлова О.А., Афанасьева А.Л. Оценка состояния фитопланктона некоторых малых водоемов Санкт-Петербурга // Водоросли: таксономия, экология, использование в мониторинге : Сб. статей. – Екатеринбург: УрО РАН, 2011. – С. 304-309.
5. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Под ред. В.А. Абакумова. – Л.: Гидрометеоздат, 1983. – 239 с.
6. Румянцев В.А., Поздняков Ш.Р., Рыбакин В.Н., Григорьева Н.Ю., Рудский И.В., Киселев Е.Ю., Коровин А.Н. Многопрофильные натурные и лабораторные эксперименты по оценке работоспособности и экологической безопасности ультразвука при регуляции цветения цианобактерий // Ученые записки РГГМУ. – 2017. – № 46. – С. 118-133.
7. Теория и практика восстановления внутренних водоемов / Под ред. В.А. Румянцева, С.А. Кондратьева. – СПб.: «Лемма», 2007. – 394 с.
8. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. – Л.: Наука, 1990. – 184 с.
9. UNESCO working group № 17. – Determination of photosynthetic pigments in seawater. – Paris, 1966. – 69 p.

PHYTOPLANKTON RESPONSE TO WEAK ULTRASOUND INFLUENCE IN NATURAL CONDITIONS

O.A. Pavlova

Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, pavlova@limno.org.ru

First results of natural researches of phytoplankton communities reaction to ultrasound influence for the purpose of suppression of Cyanobacteria mass development and prevention of water bloom in small landscape ponds are given. Changes of phytoplankton structure and quantitative indices and plant pigments content are traced. Decrease in a level of Cyanobacteria development in experimental pond is shown.

Keywords: phytoplankton, Cyanobacteria, water bloom, ultrasound influence.

УДК 574.58:574.91

ALIEN PONTOGAMMARUS ROBUSTOIDES MONITORING NECESSITY FOR ESTIMATION ITS FURTHER DISTRIBUTION AND IMPACT IN LATVIAN INLAND WATERS

J. Paidere¹, A. Brakovska¹, V. Vezhnavets², A. Skute¹, R. Tretjakova³

¹Laboratory of Hydroecology, Institute of Life Sciences and Technologies, Daugavpils University, Daugavpils, Latvia, jana.paidere@du.lv, ²Scientific and Practical Center for Bioresources of the National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Republic of Belarus, vvv@biobel.bas-net.by, ³Rezekne Academy of Technologies, Rzekne, Latvia, rasma.tretjakova@rta.lv

Among many other alien species also *P. robustoides* was included in initial alien species monitoring according to EU Regulation on Invasive Alien Species. In Latvian inland waters Ponto-Caspian gammarids initially were introduced as a valuable fish food in the Soviet time. During the 2016 study in the Daugava River, its reservoirs obtained data showed that *P. robustoides* widely occurred in the reservoirs of the Daugava River; species continued distribution upstream to the Daugava River decreasing number of native gammarids species. A cause of *P. robustoides* further distribution, invasion impact must be clarified with supervisory monitoring, is it due to operation of hydropower plant when water level affected in the upper stretches of the Daugava River or other factors, and does the species continue to spread?

Keywords: alien species, Pontogammarus robustoides, monitoring, Daugava River.

In the recent time, at least 21 alien amphipod species have been known in European inland waters, most of them are Ponto-Caspian amphipods. The particular attention is focused to the alien amphipods *Chelicorophium curvispinum*, *Dikerogammarus villosus*, *D. haemobaphes*, *Echinogammarus ischnus*, *E. warpachowskyi* and others, also *P. robustoides* due to their impact on the native amphipods displaying it, an ability to change macroinvertebrates community structure included food web interaction [5, 7, 9, 10], as well as due to invasion success that is related to species biological and functional traits, for example, diverse feeding behavior, early sexual maturity and very high fecundity, wide-range tolerance of water salinity, oxygen, temperature, ability of attachment and bury, and due to environmental conditions (water eutrophication, pollution, waterbodies transformation) [2-4, 8, 16, 17]. Thereby, European countries increasingly focused on monitoring of this species including *P. robustoides* where it's occurred, for example, Lithuania, Belarus. The attention also are related to demands of The Convention on Biological Diversity (2000) that mentioned that the "compilation and dissemination of information on alien species that threaten ecosystems, habitats, or species, to be used in the context of any prevention, introduction and mitigation activities" and of the Strategic Plan for Biodiversity, including the Aichi Biodiversity Targets, for the 2011-2020 period. 9. Targets determine that "by 2020, invasive alien species and pathways are identified and prioritized, priority species are controlled or eradicated, and measures are in place to manage pathways to prevent their introduction and establishment" and it is realized accordance with the new EU Regulation on Invasive Alien Species (IAS) (2014) scope. In last time the information for potential invasive species was gathered in Latvia according to EU Regulation on IAS. Among many other alien species also *P. robustoides* was included in the initial alien species monitoring program. In Latvian inland waters Ponto-Caspian gammarids initially were introduced as a valuable fish food in the Soviet time. It was realized in the several nearest lakes to Riga and the Ķegums Reservoir of the Daugava River in the 1960s [11]. One of the aim of the study or the initial monitoring is to assess dynamics and further distribution of *P. robustoides* in the Daugava River, and impact on the native amphipods and macroinvertebrates.

The study was carried out in Riga, Ķegums, and Pļaviņas reservoirs along the middle and lower parts of the Daugava River as well as upstream to the Pļaviņas Reservoir and downstream to

Riga Reservoir. The Daugava River is among the largest rivers in Eastern Europe. It rises in Russia, flows through the East-European Plain, crosses Belarus and Latvia. The catchment area is about 87.900 km². It flows in to the Baltic Sea in Riga. The reservoirs of the Daugava River (Riga, Ķegums and Pļaviņas) together create a regulated run-of-river hydrological regime. Some characteristics of the Daugava reservoirs are showed in Table 1. Reservoirs are characterized as eutrophic.

Table. Characteristics of the Daugava reservoirs.

Characteristics	Pļaviņas Reservoir [18]	Ķegums Reservoir [15]	Riga Reservoir [13 et al.]
Volume, million m ³	509,5	157	300
Area, km ²	35	24,9	40
Mean depth, m	14,5	6,3	7,1
Maximum depth, m	47	16,5	17,4
Reservoir length, km	45	22	35
Reservoir maximal width, km	~ 2	~ 1,4	~ 4

The samples were obtained seasonally from May to September including sites where *P.robustoides* occurred in previous period investigation and in the news sites upper and downstream to the reservoirs (fig. 1). Qualitative samples of macroinvertebrates were obtained by a handle net with a mouth opening of 25 x 25 cm (500 µm) in the littoral parts up to 0,5-1 m in depth of the reservoirs and the river bank. The final sample consisted of 8-10 sweep units. If samples were obtained quantitatively the sampling area was from 1 to 1,25 m² using above mentioned handle net. There was also used dredge but an expected result was not obtained. Data processing was performed (Pearson correlation coefficient, Shannon-Wiener and Simpson index) [12].

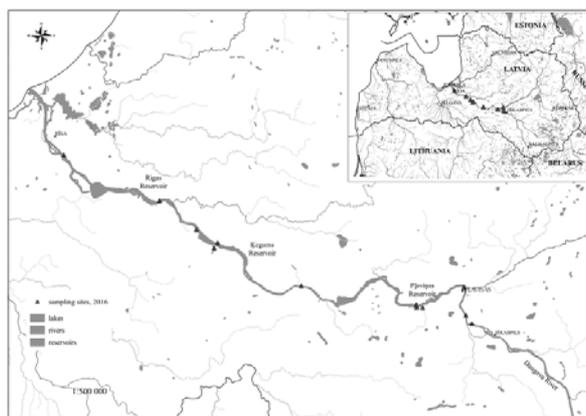


Figure 1. The study area and sampling sites in the Daugava River and its reservoirs in Latvia. © Paidere, map created with QGIS based on free online data base GIS Latvija 10.2 (<http://www.envirotech.lv/>)

During seasonal study in the Daugava and its reservoirs there was observed that frequency of *P.robustoides* specimens changed from some specimens in May to up to a few tens of specimens in September while in summer (July, August) frequency and abundance of specimens are the greatest. A similar situation was also observed in 2015 [14]. *P. robustoides* was the most frequent in the qualitative samples in the Ķegums Reservoir. There was also evident that *P. robustoides* prefer also living among or on mussel *Dreissena polymorpha*. Especially, it was observed when water level in the Ķegums Reservoir was low. *P. robustoides* occurred in all reservoirs and in the Daugava River upper stretch of the Pļaviņas Reservoir and downstream of the Riga Reservoir at Riga mostly within macrophytes, filamentous algae beds, among the stones in shallow littoral near-shore zones as a similar in previous season [14]. Also Polish and Lithuanian investigations of *P. robustoides* noted that *P. robustoides* preferred stagnant inland waters (lakes, reservoirs, large rivers with slow water

velocity) with shallow littoral parts and different nutrient level mainly rich nutrient [1, 2, 6]. Our results show that *P. robustoides* is dominant amphipod in the Daugava River reservoirs because no other native gammarids found except in 2015 when in the Ķegums Reservoir was only one case when *G.pulex* was observed [14]. But in 2016, in upper stretch of the Pļaviņas Reservoir among 190 specimens of *P. robustoides* in the qualitative sample only 1 native gammarid *G. varsoviensis* and 9 *Asellus aquaticus* specimens were found. Only in the Daugava sampling site upstream the Pļaviņas Reservoir (Veczeļķi) *G. varsoviensis* was dominant, there was also found other native gammarid *G.pulex* (3 specimens in the qualitative sample). Now it is evident that the species continue further spread outside the Pļaviņas Reservoir. Overall, *P. robustoides* distributed approximately 90 km from the Ķegums Reservoir to the Daugava River Veczeļķi since 1966 year when it was introduced here (dispersal rate are approximately 1.8 km per year). Whereas, other alien Ponto-Caspian gammarid *Obesogammarus crassus* was found in the Daugava River downstream (port aquatorium) (fig. 2). Nevertheless, the cause of *P. robustoides* further distribution must be clarified, is it due to operation of hydropower plant when water level impacted in the upper stretches of the Daugava River or other factors, and does the species continue to spread?

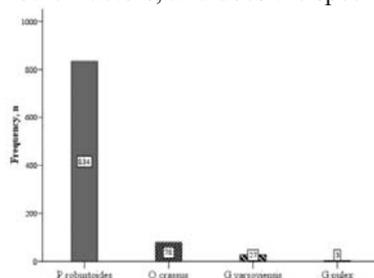


Figure 2. Total frequency of amphipoda species in investigation period.

In total 11 macroinvertebrates groups which were represented by 58 taxons were found. Mean Shannon-Wiener and Simpson index in period of this investigation (in Pļaviņas, Riga and Ķegums reservoirs and Daugava) were low (1.22 and 0.57 respectively). The result impacted by both large abundance of *Dreissena polymorpha* (Ķegums Reservoir, in July) and *Viviparus viviparus* (Pļaviņas Reservoir, in May, July, August), and there was also negative correlation between the abundance of *P. robustoides* and Shannon-Wiener index (fig. 3).

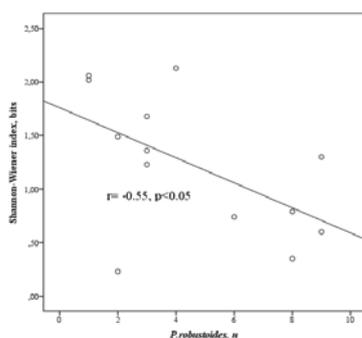


Figure 3. Pearson correlation between *P. robustoides* abundance and Shannon-Wiener index.

P. robustoides has evident impact on native crustacean species, and possible on the macroinvertebrates. In habitats of neighbouring Lithuanian inland waters *P. robustoides* is also negatively related to isopod *Asellus aquaticus*, and the Shannon-Wiener diversity index has decreased [7]. Also in Poland inland waters the native Atlantic-boreal species were replaced with *P. robustoides* and others Ponto-Caspian gammarids during the last decade of 20th century [10].

The monitoring that allow to find other alien Ponto-Caspian gammarid *Obesogammarus crassus* and *Dikerogammarus villosus* (Latvian Institute of Aquatic Ecology, not published, 2015), also known as the killer shrimp, showed that other alien amphipod species enter Latvian inland waters. Species dispersal has been the result of transportation (by ballast water) via the Baltic Sea. In general, our results show that such monitoring program especially as early warning and supervisory monitoring for early detection of alien species and their further distribution, and impact is important and necessary.

Research was supported by the national research program "The value and dynamic of Latvia's ecosystems under changing climate – EVIDEnT" sub-project „Non-indigenous species distribution and impact on freshwater ecosystems” and according to agreement nr. 7.7/103/2105-P.

1. *Arbačiauskas K.* The distribution and local dispersal of Ponto-Caspian Peracarida in Lithuanian fresh waters with notes on *Pontogammarus robustoides* population establishment, abundance and impact // *Oceanological and Hydrobiological Studies*. – 2005. – Vol. 34, № 1. – P. 93–111.
2. *Arbačiauskas K., J. Lesutienė J., Gasiūnaitė Z.R.* Feeding strategies and elemental composition in Ponto-Caspian peracaridans from contrasting environments: can stoichiometric plasticity promote invasion success? // *Freshwater Biology*. – 2013. – Vol. 58. – P. 1052–1068.
3. *Bacela K., Konopacka A.* The life history of *Pontogammarus robustoides*, an alien amphipod species in Polish waters // *Journal of Crustacean Biology*. – 2005. – Vol. 25, № 2. – P. 190–195.
4. *Bacela-Spychalska K.* Attachment ability of two invasive amphipod species may promote their spread by overland transport. *Aquatic Conservation // Marine and Freshwater Ecosystems*. – 2016. – Vol. 26. – P. 196–201.
5. *Berezina N., Razinkovas-Baziukas A., Tiunov A.* Non-indigenous amphipods and mysids in coastal food webs of eastern Baltic Sea estuaries // *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. – 2016. – Vol. 97, № 3. – P. 581–590.
6. *Grabowski M., Jażdżewski K., Konopacka A.* Alien Crustacea in Polish waters – Amphipoda // *Aquatic Invasions*. – 2007. – Vol. 2, № 1. – P. 25–38.
7. *Gumuliauskaitė S., Arbačiauskas K.* The impact of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* on littoral communities in Lithuanian lakes // *Hydrobiologia*. – 2008. – Vol. 599. – P. 127–134.
8. *Have J.E., Bruckerhoff L.A., Funkhouser M.A., Gemberling A.R.* 2015. Resistance to desiccation in aquatic invasive snails and implications for their overland dispersal // *Hydrobiologia*. – 2015. – Vol. 741. – P. 89–100.
9. *Holdich D.M., Pöckl M.* Invasive crustaceans in European inland waters // *Francesca Gherardi (ed.) Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. – Springer, 2007. – P. 29–75.
10. *Jażdżewski K., Konopacka A., Grabowski M.* Recent drastic changes in the gammarid fauna (Crustacea, Amphipoda) of the Vistula River deltaic system in Poland caused by alien invaders // *Diversity and Distributions*. – 2004. – Vol. 10. – P. 81–87.
11. *Kachalova O.A., Lagzdin A.R.* Acclimatization of mysids in water bodies of Latvian SSR // *Limnology : Proc. XIV Conference on studies of the inland waters of Baltic States*. – 1968. – Vol. 3 (1). – P. 79–82. (In Russian).
12. *Krebs C.J.* *Ecological Methodology*. – 2nd ed. – Menlo Park, California: Addison-Welsey Publishers, 1999.
13. *Lūmane H.* Riga Reservoir. Volume 4 // *The Encyclopedia of Latvia's Nature*. – Rīga: Preses Nams, 1997. – Vol. 4. – 253 p. (In Latvian).
14. *Paidere J., Brakovska A., Škute A.* Ponto-Caspian gammarid *Pontogammarus robustoides* G. O. Sars, 1894 in the Daugava River reservoirs (Latvia) // *Zoology and Ecology*. – 2016. – Vol. 26 (3). – P. 227–235.
15. *Placēna B.* Ķegums Reservoir. Volume 3 // *The Encyclopedia of Latvia's Nature*. – Rīga: Latvijas enciklopēdija, 1995. – 58 p. (In Latvian).
16. *Poznańska M., Kakareko T., Krzyżyński M., J. Kobak. J.* Effect of substratum drying on the survival and migrations of Ponto-Caspian and native gammarids (Crustacea: Amphipoda) // *Hydrobiologia*. – 2013. – Vol. 700, № 1. – P. 47–59.

17. Šidagytė E., Arbačiauskas K.. Resistance to low oxygen in the Ponto-Caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* varies among lentic habitats of its northern invaded range // *Limnologica*. – 2016. – Vol. 61. – P. 7-13.

18. Tidriķis A. Pļaviņas Reservoir. Volume 4 // *The Encyclopedia of Latvia's Nature*. – Rīga: Preses Nams, 1997. – P. 166–167. (In Latvian).

УДК 574.52

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЛИТОРАЛИ ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ НА ОСНОВАНИИ СТРУКТУРНЫХ ХАРАКТЕРИСТИК СООБЩЕСТВ МАКРОЗООБЕНТОСА

Е.С. Панкова

Институт озераедения РАН, г. Санкт-Петербург, lizapankova@yandex.ru

С водами реки Невы в Невскую губу и восточную часть Финского залива попадает значительное количество загрязняющих веществ, сопутствующих хозяйственной деятельности человека, кроме того это наиболее эвтрофированная часть Балтийского моря. Проведенные нами исследования показали, что в зооценозах литорали реки Невы преобладают эврибионтные формы (хинономиды, амфиподы). В последние десятилетия значительно снижается численность и биомасса всех групп макрозообентоса, наблюдается обеднение видового состава, упрощение трофической структуры.

Ключевые слова: восточная часть Финского залива, эвтрофирование, загрязнение, эврибионтные формы, биоразнообразие, интродукция

Экологическая обстановка в эстуарии реки Невы непрерывно меняется. Наиболее значительные изменения в экосистемах эстуария вызваны такими факторами, как прямое антропогенное воздействие (разрушение местообитаний: строительство дамбы, намыв новых территорий), эвтрофикация, вселение чужеродных видов, токсическое загрязнение.

Шлейф мутных вод от места ведения дноуглубительных и намывных работ в 2005 г. распространился вдоль северного берега на 150 км. В 2005–2007 гг. в акватории в весенне-осенний период было зафиксировано резкое уменьшение прозрачности воды, что не могло не сказаться на состоянии обитателей водоема, в частности, донной фауны [5, 6].

Для анализа воздействия антропогенных факторов на жизнедеятельность прибрежных сообществ были исследованы состав и структура литоральных сообществ макрозообентоса на шести станциях, расположенных вдоль северного берега (рис.).



Рисунок. Расположение станций отбора проб.

Неоднородность местообитаний литорали эстуария реки Невы создает условия для формирования сообществ, которые, несмотря на различие условий, сохраняют общие черты. Основу энергетики всех шести сообществ составляет, главным образом, детрит, накапливающийся в донных отложениях. Среди детритофагов доминируют хинономиды семейств/подсемейств *Ortyocladinae*, *Chironomidae* и поденки сем. *Caenidae*. Особую роль играют *Naididae*, которые потребляют детрит растительного и животного происхождения, диатомовые водоросли, простейших, различные микроорганизмы и бактерии; в выброшенных ими фекалиях процесс минерализации органического вещества значительно ускоряется [8]. Хищники первого порядка представлены в основном амфиподами, которые, в свою очередь, служат важным кормовым ресурсом для рыб.

Амфиподы на всех станциях представлены двумя видами-интродуцентами. В сообществах двух ближайших к Санкт-Петербургу станций обычен один вид (*Gmelinoides fasciatus*), предпочитающий местообитания с меньшей соленостью воды; в открытой части эстуария – другой (*Pontogammarus robustoides*), терпимо относящимся к небольшой солености. Многочисленны и поденки, играющие в пищевых цепях важную роль переноса энергии от детрита к консументам второго порядка (амфиподы, рыбы). Типичные представители пресноводной фауны малочисленны и не играют существенной роли в функционировании сообществ. Крайне редки пиявки, не встречаются стрекозы, водяные ослики, местные виды амфипод (*Gammarus lacustris*). Чужеродные виды оказывают значительное влияние на местные бентосные сообщества. Так, не были найдены водяные ослики *Asellusaquaticus*, ранее обычные в эстуарии реки Невы и достигавшие здесь значительной численности и биомассы [3]. Отсутствие водяных осликов отчасти может быть связано с активным хищничеством интродуцированных видов амфипод, которые характеризуются слабой пищевой избирательностью [2, 11, 12].

Всего было обнаружено 57 видов представителей макрозообентоса, существенного изменения видового состава макрозообентоса по градиенту солености не отмечено. На самой удаленной от Санкт-Петербурга станции Смолячково зарегистрировано максимальное число видов – 42. Столь высокое видовое богатство здесь обусловлено большим числом видов хирономид (25). Здесь и на станции Ушково отмечены поденки вида *Baetisvernus*, предпочитающие более чистые местообитания. Бокоплавы встречаются здесь лишь изредка, возможно, к настоящему моменту еще не произошло стабилизации популяции недавно обнаруженного интродуцента в новом местообитании.

В единичных экземплярах в разные даты отбора на исследованных станциях встречались двусторчатые и брюхоногие моллюски, ручейники, двукрылые сем. Ceratorogonidae. На станциях Комарово и Зеленогорск был однократно найден солоноватоводный рачок *Neomysis integer*. Брюхоногие моллюски встречались только на станциях Ольгино, Комарово, Зеленогорск, где были отмечены виды *Valvata depressa*, *Viviparus viviparus*, *Bithynia tentaculata*, *Planorbis planorbis*.

Численность ручейников относительно высока на станциях Ольгино и Ушково; животные данной группы представлены двумя видами: *Agraylea multipunctata* и *Hydropsyche contubernails*. На станциях Комарово, Зеленогорск и Смолячково встречались редкие экземпляры ручейников вида *Agraylea multipunctata*, на станции Горская животные данной группы не встречались вообще.

Таким образом, по численности и биомассе на всех изученных станциях доминируют хирономиды и олигохеты, обладающие высокой устойчивостью к неблагоприятным условиям среды: дефициту кислорода, эвтрофированию, заилению, химическому и бактериальному загрязнению [7], а также амфиподы и поденки. Численность и биомасса различных групп макрозообентоса значительно колеблется в течение летного сезона. Численность и биомасса амфипод на станциях Ольгино и Горская в 2009 и 2011 гг. максимальны в июле, а в 2010 г. их максимум приходится на июнь; в это же время отмечалась наиболее высокая температура воды в 2010 г. В июле 2010 г. численность и биомасса амфипод уменьшается, что совпадает с вылетом имаго хирономид и поделок и соответственно ухудшением кормовой базы бокоплавов.

В литературе, посвященной литоральным сообществам невисского эстуария [9], показано, что в последнее десятилетие максимальный уровень смертности донных животных отмечается в июле-августе, в период гипоксии. Исследования показывают, что гипоксия затрагивает не только чувствительные виды, но и организмы, такие как амфиподы, которым свойственна *r*-стратегия.

Полученные в ходе исследования данные о концентрации тяжелых металлов в воде свидетельствуют о превышении установленных значений ПДК (для объектов культурно-бытового и хозяйственно-питьевого назначения). Например, на станции Горская в июле 2009 г. была обнаружена концентрация свинца в воде, превышающая ПДК в 80 раз. В это же

время бентосное сообщество в этом месте состояло преимущественно из олигохет, которые обладают высокой устойчивостью к неблагоприятным условиям среды. Здесь также отмечено небольшое количество хирономид, двустворчатых моллюсков и амфипод. Биомасса животных этих групп была низка, что может быть вызвано токсическим действием свинца на живые организмы.

В целом, на основании полученных результатов не удалось выявить четкой корреляции между концентрацией тяжелых металлов в воде и грунте с количественными показателями макрозообентоса. Возможно, обнаруженные концентрации тяжелых металлов не столь велики, чтобы оказывать заметное действие на донные сообщества. Для выяснения взаимосвязи между загрязнением среды и характеристиками сообществ необходимо привлечение дополнительных данных.

Сравнение полученных в ходе исследования данных о численности и биомассе макрозообентоса на станциях Ольгино и Зеленогорск с данными по сборам 1999, 2003-2005 гг., любезно предоставленными Лабораторией пресноводной и экспериментальной гидробиологии ЗИН РАН, позволяет оценить изменения, произошедшие в составе и структуре литоральных сообществ, вызванные негативным влиянием гидротехнических работ, проводимых в Невской губе [1, 10].

С 1999 г. по 2011 г. на станции Ольгино наблюдается постепенное снижение численности (с 15-20 тыс. экз./м² в 1999 г. до сотни экз./м² в 2011 г.) и биомассы (с 20-25 г/м² в 1999 г. до 10-15 г/м² в 2003-2004 гг. и до 1-3 г/м² в 2009-2011 гг.) всех групп макрозообентоса. Исследования, проведенные в 2002, 2004-2005 гг., показали доминирование хирономид и амфипод в литоральных сообществах, а также снижение биомассы макрозообентоса по сравнению с 1985 г. и 1999 г., тогда же в сборах отсутствовал местный вид амфипод *Gammarus lacustris*, по всей видимости, вытесненный интродуцированными бокоплавами вида *Gmelinoides fasciatus* [1].

Исследования макрозообентоса в Невской губе, проведенные в августе 2007 г., показали, что биомасса и видовое разнообразие бентоса резко снизились, особенно в восточной части Невской губы. Такие низкие показатели были зарегистрированы впервые за последние 100 лет с начала изучения бентоса в Невской губе. Подобные негативные изменения произошли и в прилегающей части Финского залива [4].

До 2004 г. в донных сообществах доминировали хирономиды и олигохеты, позже доминирование переходит к амфиподам, при этом происходит замена местных видов амфипод на интродуцированные (в 2009-2011 гг. отмечен один вид амфипод — *Gmelinoides fasciatus*), крайне редко становятся пиявки (отмечен один вид — *Erpobdella octoculata*), не встречаются совсем стрекозы и водяные ослики.

Аналогичные изменения в составе и структуре сообществ произошли на станции Зеленогорск. Так, средняя численность организмов макрозообентоса снижается с 15-20 тыс. экз./м² в 2005 г. до 500-1000 экз./м² в 2009-2010 гг. и до нескольких десятков экземпляров на квадратный метр в 2011 г., из сообществ исчезают пиявки.

Доминируют по численности хирономиды и олигохеты. По биомассе во все года доминируют олигохеты (в 2011 г. олигохеты отмечены не были) и в 2010 г. — амфиподы (*Pontogammarus robustoides*). Средняя биомасса макрозообентоса снижается с 8-10 г/м² до менее чем 1 г/м².

На примере описанных выше станций видно существенное изменение структуры сообществ макрозообентоса, характерное для всей Невской губы и Восточной части Финского залива: отмечается повсеместное резкое снижение численности и биомассы всех групп макрозообентоса, снижается видовое богатство. Результаты проведенного многомерного шкалирования подтверждают тот факт, что структура сообществ макрозообентоса в 2011 г. заметно отличается от таковой в остальные годы наблюдений.

Сравнение результатов собственных исследований с опубликованными ранее данными позволило установить, что с началом гидротехнических работ в устье реки Невы в составе и структуре литоральных сообществ произошли значительные изменения. В 2009-2011 гг.

резко снижаются количественные характеристики сообществ макрозообентоса. Следует отметить, что по мере удаления от основного источника загрязнения наблюдается незначительное увеличение видового разнообразия представителей донной фауны, а также их численности и биомассы. За три года изучения литоральных сообществ невского эстуария не было отмечено явной тенденции к восстановлению количественных характеристик сообществ. Иными словами, с началом гидротехнических работ численность и биомасса макрозообентоса литоральных сообществ резко падают и крайне медленно восстанавливаются при снижении нагрузки.

1. Березина Н.А., Голубков С.М., Губелит Ю.И. Структура литоральных зооценозов в зоне нитчатых водорослей эстуария реки Невы // Биология внутренних вод. – 2009. – № 4. – С. 48-56.

2. Березина Н.А., Панов В.Е. Популяции амфипод в прибрежных зонах эстуария р. Невы и крупных озер бассейна Балтийского моря // Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа. – М., 2004. – С. 179–190.

3. Панов В.Е. Высшие ракообразные и их роль в зообентосе // Невская губа: гидробиологические исследования / Труды Зоологического института АН СССР. – Л., 1987. –Т. 151. – С. 145– 51.

4. Пассажирский порт Санкт-Петербург. Ремонтное крепление дна акватории вдоль линии причалов пассажирского порта Санкт-Петербург. Экологическое обоснование хозяйственной деятельности. Проектная документация, Раздел 8. Перечень мероприятий по охране окружающей среды. Часть 1. Текстовая часть. Том 5. Генеральный инженер П.Л. Романов. Главный инженер проекта А.П. Рахаринуси. 2011.

5. Рыбалко А.Е., Федорова Н.К. Донные отложения эстуария реки Невы и их загрязнение под влиянием антропогенных процессов // Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. – С. 39 – 59.

6. Усанов Б.П., Викторов С.В., Сухачева Л.Л. Новый «удар» по Невской губе // Транспорт Российской Федерации. – 2008. – № 5 (18). – С. 60-63.

7. Финогенова Н.П., Балушкина Е.В., Голубков С.М. Макрозообентос Невской губы в 90-е годы // Структурно-функциональная организация пресноводных экосистем разного типа. – СПб.: ЗИН РАН, 1999. – Т. 279. – С. 253–268.

8. Шурова Н.М. Проблемы и перспективы изучения фауны малощетинковых червей (Oligochaeta) Черного моря // Экология моря. – 2003. – В. 63.

9. Berezina N.A. Spatial distribution of macrofauna in a littoral zone with drifting macroalgae in the Neva estuary // Estonian Journal of Ecology. – 2008. – Vol. 57, № 3. – P. 198–213.

10. Berezina N.A., Golubkov S.M. Effect of drifting macroalgae *Cladophora glomerata* on benthic community dynamics in the easternmost Baltic Sea // Journal of Marine Systems. – 2008. –Vol. 74. – P. 80-85.

11. Berezina N.A., Tsiplenkina I.G., Pankova E.S., Gubelit J.I. Dynamics of invertebrate communities on the stony littoral of the Neva Estuary (Baltic Sea) under macroalgal blooms and bioinvasions // Transitional Waters Bulletin. – 2007. – P. 65-76.

12. Pankova E.S., Berezina N.A. Predation rate and size selectivity of the invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* preying upon the native isopod *Asellus aquaticus* // Acta Zoologica Lituanica. – 2007. – Vol. 17, № 2. – P. 144-150.

ASSESSMENT OF THE NEVA ESTUARY LITTORAL STATE FROM STRUCTURAL CHARACTERISTICS OF BENTIC COMMUNITIES

E.S. Pankova

Institute of limnology RAS, St. Petersburg, lizapankova@yandex.ru

The Neva Bay and contiguous eastern part of the Gulf of Finland receives with water a widerange of contaminants, deriving from human activity, additionally it is the most eutrophicated part of the Baltic sea. Our studies shows that eurybiontic forms are dominated in littoral zoocenosis of the Neva river (Chironomidae, Amphipoda). The total abundance and biomass of macrozoobenthos id as so as species composition and trophic structure decreases during the last decade, .

Keywords: the Eastern part of the Gulf of Finland, eutrophication, pollution, eurybiontic forms, biodiversity, introduction

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЗЕЛеноЙ ВОДоросли *SCOTIELLOPSIS TERRESTRIS* (REISIGL) PUNCOCHÁROVÁ & KALINA В КАЧЕСТВЕ БИОТЕСТА ДЛЯ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНЫХ СРЕД СОЕДИНЕНИЯМИ СВИНЦА

Е.Н. Патова¹, И.В. Новаковская¹, О.В. Зайцева², М.Д. Сивков¹

¹*Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, patova@ib.komisc.ru, novakovskaya@ib.komisc.ru;* ²*Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, г. Пуццо*

Проведено изучение влияния соли свинца (1 ПДК, 5 ПДК и 10 ПДК) на морфологические, функциональные и количественные показатели развития зеленой одноклеточной водоросли *Scotiellopsis terrestris*. С повышением концентрации токсиканта наблюдается увеличение размеров клеток, изменение их формы и окраски, снижение численности и уменьшение содержания хлорофилла в клетках. Вид может быть рекомендован для использования в качестве тест-объекта.

Ключевые слова: биотестирование, тест-объект, *Scotiellopsis terrestris*, Приполярный Урал.

Быстрый темп роста промышленного производства и расширение добычи полезных ископаемых приводит к серьезным нарушениям природных экосистем, сопровождающийся уменьшением площади естественных ландшафтов, поступлением огромного спектра загрязняющих веществ в природные экосистемы. К группе опасных загрязнителей, оказывающих сильное воздействие на живые организмы, относятся тяжелые металлы. Среди них одним из наиболее токсичных является свинец, поступающий в окружающую среду при добыче нефти, угля, разработке золоторудных месторождений и внесении минеральных удобрений. Для оценки уровня токсичности этого элемента в качестве биотеста используют микроводоросли [2].

В Республике Коми в бассейне реки Кожым на «Алькесвожском» месторождении (Приполярный Урал) ведутся поисковые работы по разведке и разработке коренного золота. В результате в наземные и водные экосистемы поступают различные загрязняющие вещества, в том числе и свинец. Для ранней диагностики трансформации экосистем необходим поиск чувствительных видов перспективных в качестве тест-объектов.

Цель работы – экспериментальное изучение влияния свинца на морфологические, количественные и функциональные показатели развития зеленой водоросли *Scotiellopsis terrestris* для оценки возможности использования данного вида в качестве тест-объекта при загрязнении водной и наземной среды.

Для исследования был использован штамм широко распространенной в экосистемах Приполярного Урала зеленой одноклеточной водоросли *Scotiellopsis terrestris* (Reisigl) Puncochárová & Kalina. Штамм выделен из мохово-лишайникового сообщества (на высоте 829 м. над ур. м, в районе оз. Грубепендиты) в фоновых условиях на небольшом удалении от золоторудного месторождения «Алькесвожское». Штамм SYKOA Ch-046-10 содержится в живой коллекции культур Института биологии Коми НЦ УрО РАН (<http://ib.komisc.ru/sykoa>).

В эксперименте использована биомасса водорослей *Scotiellopsis terrestris*, выращенная на жидкой среде 3N-BVM [5]. В качестве источника тяжелого металла выбран ацетат свинца ($Pb(CH_3COO)_2 \cdot 3H_2O$). Для экспериментов выбраны концентрации соли соответствующие в пересчете на катион 1 ПДК (0,3 мг), 5 ПДК (1,5 мг) и 10 ПДК (3 мг) Pb в почвенной среде. Для инициации роста клеток использовали световую установку с лампами Sylvania Gero-Lux с плотностью потока фотонов $32 \text{ мкМоль м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$. Соотношение периодов свет/темнота – 10/14 часов. Наблюдения за ростом водоросли в эксперименте выполнены с 2 по 9 неделю культивирования. Исследование штамма проводили на микроскопе ZeissAxioLab при увеличении в $\times 400$, $\times 1000$ раз, оборудованного системой видеофиксации изображений, измерение клеток выполнено с использованием программы AxioVision. В течение 2-х месяцев каждую неделю измеряли длину и ширину клеток (брали по 100 клеток). С помощью оригинальной программы рассчитаны средние размеры клеток, стандартные отклонения. Для учета численности клеток использована камера Горяева. Оценка

содержания хлорофилла в клетках водорослей проведена на основе измерения спектральных характеристик изучаемых культур с помощью спектрорадиометра FitldSpec HH (375-1075) (США), по которым был рассчитан хлорофильный индекс NDVI (относительный вегетационный индекс) [4].

Scotiellopsis terrestris – коккоидная водоросль, с одиночными, веретеновидными, лимоновидными или широкоэллипсоидными клетками с 2, иногда с 1 или 3 сосочковидными полярными утолщениями, иногда без них. Клетки до 13-20 мкм длиной и 9-14 мкм шириной. Оболочка с 6-12 ребрами, хорошо заметными у старых клеток. Хлоропласт у молодых клеток сплошной, в старых клетках распадающийся на многочисленные дисковидные и полигональные пластинки или полосы. Пиреноид крупный. Иногда присутствуют вакуоли. В старых культурах появляются шаровидные клетки до 56 мкм в диаметре, с толстой слоистой оболочкой до 5-5,5 мкм в толщину, ржаво-коричневого, темно-коричневого или оранжевого цвета, с несколькими пиреноидами. Акинеты до 25 мкм в диаметре. Автоспоры по 2-16, освобождающиеся путем разрыва материнской оболочки, 7-13 мкм длиной и 4-8,5 мкм шириной [1].

В ходе проведения эксперимента у *Scotiellopsis terrestris* наблюдали видимые морфологические (побурение, осветление, лизис клеток), функциональные (снижение хлорофильных индексов) и количественные (численность и биомасса) изменения в зависимости от концентрации ацетата свинца в питательной среде.

Наибольшая интенсивность развития культуры тест-объекта зарегистрирована в контрольных колбах при отсутствии загрязняющего вещества. Наблюдения под микроскопом показали, что под влиянием свинца у опытных образцов изменилась форма клеток и цвет. По сравнению с контрольным образцом (лимоновидная или веретеновидная форма клетки, чистый светло-зеленый цвет) экспериментальные клетки имели овальную форму и более темную окраску (грязно-зеленый цвет). При концентрациях 5 и 10 ПДК отмечены статистически значимые изменения размеров, как ширины, так и длины клеток водоросли в сторону их увеличения (табл. 1, 2). Это может быть связано с увеличением скорости старения выбранного тест-объекта в результате действия токсиканта и его аккумуляции в биомассе микроводоросли. Тяжелые металлы способны диффундировать внутрь клеток и адсорбироваться на отрицательно заряженных лигандах, что приводит к увеличению массы и размеров организмов [6]. Так же в клетках микроводорослей могут увеличиваться вакуоли, с целью регуляции осмотического давления, которое нарушается при попадании внутрь живого организма ионов свинца.

Таблица 1. Изменение средней длины клеток *Scotiellopsis terrestris* при разных концентрациях свинца в ходе проведения эксперимента.

Су- тки	Контроль		1ПДК		5ПДК		10ПДК	
	Средняя длина	Стандартное отклонение	Средняя длина	Стандартное отклонение	Средняя длина	Стандартное отклонение	Средняя длина	Стандартное отклонение
0	15,92	2,19	15,92	2,19	15,92	2,19	15,92	2,19
1	16,18	2,28	16,72	2,33	14,22	1,70	13,56	2,89
7	15,49	2,68	16,15	3,30	17,11	2,50	14,97	3,79
15	16,47	2,22	16,00	3,62	18,39	2,76	17,07	3,66
25	16,63	2,01	16,49	3,28	20,33	2,13	21,42	2,77
39	17,40	1,44	19,65	3,63	23,98	2,36	22,31	3,76
67	19,44	2,28	19,15	4,03	13,87	5,31	19,76	5,84

Таблица 2. Изменение средней ширины у водоросли *S. terrestris* при разных концентрациях свинца в ходе проведения эксперимента.

Су- тки	Контроль		1ПДК		5ПДК		10ПДК	
	Средняя ширина	Стандартное отклонение	Средняя ширина	Стандартное отклонение	Средняя ширина	Стандартное отклонение	Средняя ширина	Стандартное отклонение
0	9,63	1,79	9,63	1,79	9,63	1,79	9,63	1,79
1	8,94	1,90	10,53	2,06	8,05	1,31	8,89	1,66

7	9,66	2,52	10,27	2,33	11,40	2,21	10,85	2,78
15	10,70	2,01	10,63	2,45	12,51	2,66	12,09	2,75
25	10,87	1,66	11,06	2,22	15,02	2,21	15,89	2,72
39	10,56	0,96	15,04	2,74	19,26	1,81	17,54	3,67
67	13,68	2,03	16,30	2,92	11,95	4,57	15,14	4,64

Показатели прироста численности и биомассы клеток *Scotiellopsis terrestris* в контроле и экспериментальных условиях варьировали. К концу эксперимента наибольшее число клеток и максимальная биомасса зарегистрированы в контрольных образцах и при 1 ПДК (табл. 3, 4). В условиях контроля наблюдалось интенсивное развитие культуры, отмечены как крупные зрелые клетки, так и молодые делящиеся автоспоры, в присутствии свинца скорость деления клеток падала, при концентрации 1 ПДК были отмечены взрослые и делящиеся клетки, при 5 и 10 ПДК отмечено большое число стареющих клеток.

Таблица 3. Число клеток *S. terrestris* в 1 л при разных концентрациях свинца.

Сутки эксперимента	Число клеток в 1 л, млрд			
	Контроль	1ПДК	5ПДК	10ПДК
1	1,1	0,6	0,5	0,8
67	1,4	1,6	0,8	0,8

Таблица 4. Биомасса клеток *S. terrestris* в 1 л при разных концентрациях свинца.

Сутки	Контроль		1ПДК		5ПДК		10ПДК	
	Биомасса клеток в 1 литре, мг	Станд. отклон.	Биомасса клеток в 1 литре, мг	Станд. отклон.	Биомасса клеток в 1 литре, мг	Станд. отклон.	Биомасса клеток в 1 литре, мг	Станд. отклон.
1	722	475	553	364	222	142.4	500	392
67	2572	1453	4223	2805	826	704.3	1825	1388

При действии токсиканта происходят и функциональные изменения в клетках микроводоросли. Одними из первых нарушаются физиологические процессы, приводящие к разрушению хлорофилла (обесцвечиванию клеток), ингибированию фотосинтеза, дыхания, роста клеток, на что указывают многие авторы в своих работах [2, 3]. Полученные спектральные характеристики и рассчитанный по ним хлорофильный индекс хорошо согласуется с данными по морфологическим и количественным характеристикам экспериментальных культур. При концентрации свинца 10 ПДК отмечено заметное уменьшение содержания хлорофилла, что индицируют низкие значения индекса NDVI. Негативное воздействие свинца, конкурирующего с магнием при поступлении в клетки, приводит к нарушению процессов фотосинтеза.

Проведенные исследования показали, что изученный штамм *Scotiellopsis terrestris* способен переносить относительно высокие концентрации ацетата свинца в среде, при этом у микроводоросли отмечены морфологические, функциональные и количественные изменения, которые могут быть использованы как диагностические при тестировании показателей токсичности веществ. *S. terrestris* может быть использован как тест-объект для оценки загрязнения природных сред этим элементом и другими тяжелыми металлами.

Исследования выполнены в рамках бюджетной темы № АААА-А16-116021010241-9, а также при частичной финансовой поддержке гранта УрО РАН № 15-15-4-36.

1. Андреева В.М. Почвенные и аэрофильные зеленые водоросли (*Chlorophyta: Tetrasporales, Chlorococcales, Chlorosarcinales*). – СПб.: Наука, 1998. – 352 с.

2. Терехова В.А., Воронина Л.П., Гершкович Д.В., Ипатов В.И., Исакова Е.Ф., Котелевцев С.В., Попутникова Т.О., Рахлеева А.А., Самойлова Т.А., Филенко О.Ф. Биотест-системы для задач экологического контроля: Методические рекомендации по практическому использованию стандартизованных тест-культур. – М.: Доброе слово, 2014. – 48 с.

3. Гапочка Л.Д. Об адаптации водорослей. – М.: МГУ, 1981. – 80 с.

4. Михайлов Н.Н., Михайлова Л.А., Харламова Н.Ф., Лхагвасурэн Ч. Использование временных рядов вегетационного индекса NDVI для мониторинга растительного покрова степной зоны Западной Сибири // Научные ведомости БелГУ. Серия: Естественные науки. – 2010. – № 15. – С. 25-33.
5. Andersen R.A. Algal Culturing Techniques. New York, NY, U.S.A.: Elsevier Academic Press, 2005. – 589 p.
6. Sandau E., Sandau P., Pulz O. Heavy metal sorption by microalgae // Acta biotechnol. – 1996. – № 4. – P. 227-235.

GREEN ALGAE SCOTIELLOPSIS TERRESTRIS (REISIGL) PUNCOCHÁROVÁ & KALINA AS BIOTEST IN ASSESSMENT OF PLUMBUM CONTAMINATION OF THE ENVIRONMENT

E.N. Patova¹, I.V. Novakovskaya¹, O.V. Zaitseva², M.D. Sivkov¹

¹*Institute of Biology, Komi Scientific Centre Ural Division, RAS, Syktyvkar, patova@ib.komisc.ru, novakovskaya@ib.komisc.ru; ²*Institute of Physicochemical and Biological Problems in Soil Science RAS, Pushchino**

The plumbum salt (1, 5 and 10 of maximum permissible concentration (MPC)) effect on the functional and quantitative indices of the *Scotiellopsis terrestris* grow was studied. The toxicant concentration increase affects the intensity of development and functional parameters of the algae, causes a cell size increase, changes their shape, color and quantitative indices. The species can be recommended for use as a biotest object.

Keywords: biotesting, test object, Scotiellopsis terrestris, Subpolar Urals.

УДК 574.52

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В БАССЕЙНЕ Р. ВЫЧЕГДЫ НА ОСНОВЕ АЛЬГОЛОГИЧЕСКОГО И ГИДРОХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА

Е.Н. Патова, А.С. Стенина, И.Н. Стерлягова

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, patova@ib.komisc.ru,

Изучены водоросли фитопланктона водных объектов бассейна реки Вычегды – главной водной артерии республики Коми, имеющей важное рыбохозяйственное значение. Основу планктонных сообществ формируют водоросли отделов Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanoprokaryota. На основе количественных показателей выявлены ведущие группы фитопланктона с преобладанием диатомовых водорослей. Результаты исследования доминантных комплексов, биомассы фитопланктона и гидрохимических показателей позволяют отнести исследованные водные объекты к водоемам 2–4 классов качества воды. На основе альгоиндикации выявлено повышение трофического статуса исследованных водотоков и водоемов в условиях усиления антропогенной нагрузки.

Ключевые слова: бассейн р. Вычегда, фитопланктон, альгоиндикация, гидрохимические показатели.

Река Вычегда, самый большой правый приток Северной Двины, протекает по территории Республики Коми и Архангельской области. Она имеет важное хозяйственное значение для региона. Экосистемы реки Вычегды и водоемов ее бассейна длительное время испытывают антропогенное воздействие: загрязнение отходами многочисленных промышленных и сельскохозяйственных производств, коммунальными стоками и другими источниками, что ведет к угнетению биоценозов [2]. Вода реки и большинства её притоков оценивается по химическим показателям как «загрязненная» [4]. Влияние антропогенных факторов, и в частности, загрязнения отражается, прежде всего, на видовом составе водных сообществ и соотношении численности слагающих их видов. В связи с этим необходим мониторинг водных объектов с использованием индикаторной группы гидробионтов, какой являются водоросли фитопланктона [1, 11]. Для оценки состояния водных экосистем и прогноза тенденции их изменения широко используют такие характеристики фитопланктона как разнообразие, численность и биомасса. Исследования этих показателей для фитопланктона р. Вычегда немногочисленны [2, 3, 5, 6, 10].

Цель настоящей работы – охарактеризовать состав доминирующих групп водорослей разнотипных водных объектов бассейна р. Вычегда и на основе альгоиндикации и гидрохимического анализа дать оценку их состояния.

Для изучения фитопланктона выбраны водные объекты (5 рек и 4 озера) различные по гидрологическим особенностям и испытывающие разную степень антропогенной нагрузки. Пробы отобраны общепринятыми в гидробиологических исследованиях методами [7] в период межени в июле–августе 2014 г.

Исследованные водные объекты характеризуется невысокой минерализацией. По составу преобладающих ионов воды озер и рек относятся к гидрокарбонатному классу группы кальция. Общая сумма ионов колеблется в пределах 65,6–215,5 мг/л, удельная электропроводность составляет 142–240 мкС/см. Активная реакция водной среды нейтральная до слабощелочной (рН = 7,19–7,67). Содержание органических веществ по показателям цветности и окисляемости небольшое, концентрация соединений биогенных элементов выше в водоемах, испытывающих антропогенный пресс. Соединений общего и минерального фосфора несколько больше в реках и одном из озер, что также обусловлено антропогенным влиянием.

Развитие фитопланктона, соотношение таксономических групп и состав ведущих видов определяется комплексом абиотических факторов, основными из которых являются физико-химические особенности обследованных участков рек и озер, а также степенью антропогенной нагрузки. В планктонных сообществах всех исследованных водных объектов отмечены водоросли разных таксономических групп: Cyanoprokaryota, Euglenophyta, Chrysophyta, Xanthophyta, Bacillariophyta и Chlorophyta.

Общая численность фитопланктона изменялась в период наблюдений от 3917 тыс. до 27820 тыс. кл./л, биомасса – от 0,3 до 2,9 мг/л при доминировании по обоим показателям диатомовых водорослей. Среди других таксономических групп относительно высоким было количество цианопрокариот, зеленых и желтозеленых водорослей. Основу биомассы, кроме диатомовых, формировали желтозеленые водоросли и цианопрокариоты, в ряде случаев – эвгленовые и золотистые. Зеленые при высокой численности уступали лидирующие позиции другим группам. Одна из возможных причин низкой биомассы зеленых водорослей – развитие мелкоклеточных форм, что характерно для водотоков и водоемов с чертами эвтрофирования [8].

В фитопланктоне водотоков бассейна р. Вычегда с высоким обилием отмечены диатомеи: олиго-бетамезосапроб *Aulacoseira italica* (Kützing) Simonsen, бетамезосапробы *Asterionella formosa* Hassal, *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* (Müller) Simonsen, *A. italica* var. *tenuissima* (Grunow) Simonsen, а также индикаторы загрязнения легко окисляемыми органическими веществами: альфа-бетамезосапроб *Melosira varians* Agardh, альфамезосапробы *Nitzschia acicularis* (Kützing) W. Smith и *Thalassiosira pseudonana* Hasle et Heimdal), альфамезо-полисапроб *Stephanodiscus hantzschii* Grunow. Нередки донные и эпифитные виды - альфамезо-полисапробы *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith и *Navicula gregaria* Donkin. В небольшом количестве отмечены бетамезосапроб *Cocconeis placentula* Ehrenberg, бета-альфамезосапроб *Navicula cryptocephala* Kützing, олигосапроб-бетамезосапроб *N. radiosa* Kützing. Из других групп в доминантных комплексах фитопланктона участвовали бетамезосапробы – *Dolichospermum flosaquae* (Brébisson ex Bornet & Flahault) P.Wacklin, L.Hoffmann & J.Komárek, *Dinobryon divergens* Imhof, *Mucidosphaerium pulchellum* (H.C.Wood) C.Bock, Proschold & Krienitz, *Ankistrodesmus arcuatus* Korshikov и *Actinastrum hantzschii* Lagerheim; бетамезо-олигосапроб *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis et Komárek; олиго-альфамезосапробы *Tribonema vulgare* Pascher, *Scenedesmus arcuatus* (Lemmermann) Lemmermann. На основе видов-индикаторов, показателей биомассы фитопланктона и химического состава [1, 9, 11], воды исследованных водных объектов отнесены ко 2-4 классам чистоты. Полученные результаты указывают на повышение трофического статуса исследованных водотоков и водоемов в условиях усиления

антропогенной нагрузки в зоне воздействия крупных поселений и сельскохозяйственного освоения.

Исследования показали, что требуется повышенное внимание к проблемам загрязнения рыбохозяйственных водных объектов в бассейне реки Вычегды, их мониторинг, разработка мер и рекомендаций по охране, а также организация регулярных сезонных наблюдений за состоянием планктонных организмов.

Исследования выполнены при частичной финансовой поддержке гранта УрО РАН, проект № 15-12-4-43 «Структурная организация гидроэкосистем таёжной зоны Европейского Северо-Востока России, формирующихся на градиенте ландшафтных и экологических условий».

1. *Баринова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В.* Биоразнообразие водорослей–индикаторов окружающей среды. – Tel-Aviv: Pilies Studio, 2006. – 498 с.
2. *Власова Т.А.* Гидрохимия главных рек Коми АССР. – Сыктывкар: КНЦ УрО АН СССР, 1988. – 152 с.
3. *Гецен М.В., Попова Э.И., Стенина А.С., Шубина В.Н.* Водоросли и водные беспозвоночные // *Природа Сыктывкара и окрестностей.* – Сыктывкар: Коми кн. изд-во, 1972. – С. 90–103.
4. Государственный доклад «О состоянии окружающей среды Республики Коми в 2013 г.» / Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Коми, ГБУ РК «ТФИ РК». – Сыктывкар. – 2014. – 199 с.
5. *Зверева О.С.* Особенности биологии главных рек Коми АССР в связи с историей их формирования. – Л: Наука, 1969. – 279 с.
6. *Кордэ Н.В.* Количественный планктон реки Вычегды // *Изв. Коми фил. ВГО.* – 1959. – Вып. 5. – С. 111–120.
7. *Методика* изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М., 1975. – 239 с.
8. *Минеева Н.М., Шур Л.А.* Сравнительный анализ условий функционирования фитопланктона крупных речных систем различных климатических зон на примере Волги и Енисея // *Водные ресурсы.* – 2014. – Т. 41, № 2. – С. 191–199.
9. *Оксиок О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П.* и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // *Гидробиол. журнал.* – 1993. – Т. 29, № 4. – С. 62–76.
10. *Стенина А.С.* Диатомовые водоросли Озельских озер (бассейн Вычегды) // *Водоемы бассейнов Печоры и Вычегды.* – Сыктывкар, 1983. – С. 88–94. (Тр. Коми филиала АН СССР; № 57).
11. *Sládeček V.* Diatoms as Indicators of Organic Pollution // *Acta hydrochim. hydrobiol.* – 1986. – Vol. 14, N 5. – P. 555–566.

ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL STATUS OF WATER BODIES IN VYCHEGDA RIVER BASIN ON THE BASIS OF ALGOLOGICAL AND HYDROCHEMICAL PARAMETERS

E.N. Patova, A.S. Stenina, I.N. Sterlyagova

*Institute of Biology, Komi Scientific Centre Ural Division, RAS, Syktывkar,
patova@ib.komisc.ru*

The phytoplankton algae were investigated in the water bodies of the Vychegda River basin, one of the main rivers in the Komi Republic which has a high importance for fishing industry. The algae from Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanoprokaryota divisions were the core groups of plankton communities. We identified the dominant groups in phytoplankton by quantitative indicators: the leading position is occupied by diatoms. The water bodies of the studied region are classified as 2-4 class of quality groups based on our analysis of dominant complexes, phytoplankton biomass, and hydrochemical parameters. Algological indicators show that the trophic status of the studied water bodies raised after the anthropogenic load increased.

Keywords: Vychegda River Basin, phytoplankton, algological indicators, hydrochemical parameters.

УДК 574.587(285.2):591+504.38

ИЗМЕНЕНИЯ СТРУКТУРЫ И ОБИЛИЯ МАКРОЗООБЕНТОСА ВОЛЖСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В ПЕРИОД ПОТЕПЛЕНИЯ

С.Н. Перова

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
п. Борок, perova@ibiw.yaroslavl.ru

Анализ результатов многолетних наблюдений выявил изменения структуры и количественного обилия макрозообентоса в Волжском плесе Рыбинского водохранилища в начале XXI века, по сравнению с концом XX века. После аномально жаркого лета 2010 г. видовое богатство и разнообразие макрозообентоса снизились до минимальных значений. В последующие годы в сообществах макрозообентоса стали преобладать полисапробы: личинки мотыля и олигохеты – тубифициды. В результате их массового развития наблюдался существенный рост численности, биомассы макрозообентоса и биотических индексов, что свидетельствует об увеличении темпов эвтрофирования Рыбинского водохранилища в период потепления климата.

Ключевые слова: макрозообентос, численность, биомасса, видовое разнообразие, индекс сапробности, потепление.

Благодаря многолетнему мониторингу, станция Коприно – один из наиболее изученных участков Рыбинского водохранилища. Она расположена в Волжском плесе, который, как и Шекснинский, наиболее подвержен антропогенному влиянию, по сравнению с другими участками водохранилища [6]. В Волжском плесе это влияние проявляется в повышении содержания биогенных элементов из-за высокой сельскохозяйственной освоенности водосбора и поступления бытовых сточных вод прилежащих населенных пунктов.

Материалами послужили пробы макрозообентоса, собранные на станции Коприно, в Волжском плесе Рыбинского водохранилища в осенние периоды с 1955 по 2015 гг. Данные с 1990 по 2015 гг. получены автором. За период с 1955 по 1988 гг. были использованы архивные материалы: карточки обработки проб бывшими сотрудниками лаборатории экологии водных беспозвоночных ИБВВ РАН: Т.Л. Поддубной, В.И. Митропольским, В.И. Бисеровым, и др. Пробы грунта собирали модифицированным дночерпателем Экмана–Берджа (ДАК-250) с площадью захвата 1/40 м² по 2 подъема на каждой станции. Камеральную и статистическую обработку данных проводили по стандартной методике [3].

Для оценки состояния сообществ макрозообентоса использовали: численность (N), биомассу (B), количество видов (S), индекс видового разнообразия Шеннона–Уивера, рассчитанный по численности (H_N , бит/экз.) и биомассе (H_B , бит/г), индекс сапробности по Пантле–Букк (I_S), а также индекс Гуднайта–Уитли (I_G). Для сапро-биологического анализа придонной воды и грунтов по организмам макрозообентоса использовали метод Пантле–Букк [9, 10]. Величины сапробности видов взяты из работ [7, 11, 12].

Первые подробные многолетние наблюдения за сезонной динамикой макрозообентоса на биотопе песчаных серых илов ст. Коприно проведены Т.Л. Поддубной [4]. Ею было установлено, что зооценоз на этом участке водохранилища характеризуется как тубифицидно-мотылевый, а колебания численности и биомассы макрозообентоса тесно связаны с особенностями жизненных циклов доминировавших здесь видов – *Chironomus plumosus* (Linnaeus, 1758) и *Tubifex newaensis* (Michaelsen, 1902).

По архивным материалам была прослежена многолетняя динамика численности и биомассы макрозообентоса на ст. Коприно с 1955 по 2015 гг. Выявлено, что за исследуемый период обилие донного населения увеличилось, причем наибольший рост произошел в последние годы (таблица). Пики биомассы макрозообентоса, наблюдавшиеся в 1976, 1986, 1988 и 2011–2013 гг. были вызваны массовым развитием доминирующих видов хирономид и олигохет. Основу высокой биомассы хирономид составляли крупные личинки мотыля, по численности значительную долю составляли олигохеты. До конца 1980-х гг. среди олигохет по биомассе доминировал β -мезосапроб – *Tubifex newaensis* (см. таблицу). Так осенью 1955 г. на ст. Коприно по биомассе преобладали личинки хирономид, а из олигохет, кроме *T. newaensis*, в небольшом количестве был обнаружен только *Lumbriculus variegatus* (O.F. Müller, 1773). Оба вида – β -мезосапробы, поэтому невысокий индекс сапробности – 2.12,

свидетельствовал об отсутствии загрязнения органическими веществами (см. таблицу). Наиболее высокая биомасса *Tubifex newaensis* (21,28 г/м²) наблюдалась в 1988 г., но уже в начале 1990-х гг. его численность снизилась в 5–6 раз, что привело к снижению биомассы олигохет и, соответственно, общей биомассы макрозообентоса, основную долю которой стали составлять личинки хирономид (табл.).

Таблица. Некоторые характеристики макрозообентоса на ст. Коприно Рыбинского водохранилища в различные периоды наблюдений.

Год	S	N, тыс. экз/м ²			B, г/м ²			H _N	H _B	I _S	I _G
		N _{общая}	N ₁	N ₂	B _{общая}	B ₁	B ₂				
1955	12	2,67	1,08(40)	0,66(25)	10,98	2,52(23)	6,28(57)	2,50	2,51	2,12	42
1956	6	1,17	0,24(21)	0,02(1)	3,46	1,50(43)	0,20(6)	2,81	2,08	2,04	25
1957	7	1,40	0,28(20)	0,22(16)	11,82	7,10(60)	3,04(26)	2,65	1,65	2,64	61
1963	10	0,88	0,09(20)	0,09(20)	7,34	2,48(34)	1,44(20)	2,46	2,38	2,68	84
1970	9	1,22	0,11(9)	0,51(42)	22,18	10,37(47)	9,56(43)	2,49	1,59	2,57	42
1973	5	0,71	0,10(14)	0,24(33)	16,51	7,60(46)	8,00(48)	2,16	1,34	2,53	56
1976	8	1,36	0(0)	1,21(89)	35,29	0(0)	34,79(99)	0,87	0,85	2,87	3
1980	8	0,94	0,10(10)	0,20(21)	12,42	6,20(50)	4,7(38)	2,62	1,64	2,64	75
1982	6	0,88	0,05(6)	0,55(63)	15,03	4,50(30)	9,90(66)	1,71	1,18	2,72	29
1984	10	2,56	0,20(8)	0,24(9)	14,66	7,12(49)	1,92(13)	2,88	2,16	2,11	33
1986	7	3,72	0,24(6)	0,76(20)	28,04	7,24(26)	12,24(44)	2,08	1,96	2,62	30
1988	7	2,48	0,16(6)	1,36(55)	39,32	21,28(54)	12,32(31)	1,26	1,41	2,50	45
1990	10	1,76	0,04(2)	0,52(30)	15,81	0,85(5)	12,48(79)	2,79	1,29	2,46	18
1992	12	2,02	0,02(1)	0,24(12)	8,97	1,08(12)	4,16(46)	2,64	2,40	2,39	3
1994	19	5,50	0,25(4)	0,15(3)	10,38	1,24(9)	6,7(41)	3,47	2,98	2,32	17
1998	8	3,90	0(0)	0,80(20)	23,67	0(0)	20,34(86)	1,85	0,85	2,58	73
2009	11	1,48	0,02(2)	0,20(21)	11,74	3,44(24)	9,14(67)	2,74	2,44	2,51	7
2010	5	1,66	0(0)	2,34(96)	17,67	0(0)	17,38(99)	0,91	0,72	2,90	5
2011	10	3,10	0(0)	1,42(46)	42,66	0(0)	40,42(95)	2,23	1,11	3,14	52
2012	17	8,72	0(0)	0,76(9)	30,64	0(0)	20,80(68)	2,96	2,62	3,06	88
2013	24	1,77	0(0)	0,62(3)	56,14	0(0)	18,75(33)	2,71	3,12	3,24	90
2014	15	2,50	0(0)	0,38(15)	18,55	0(0)	15,50(84)	2,18	1,49	3,05	79
2015	16	13,86	0(0)	1,20(9)	25,63	0(0)	12,20(48)	2,16	2,34	3,26	88

Примечание: 1 – *Tubifex newaensis*, 2 – род *Chironomus*, в скобках – % от общей.

Т.Л. Поддубная отмечала значительные многолетние флуктуации обилия популяции *Tubifex newaensis*, численность которого колеблется в противофазе с численностью *Chironomus plumosus* [4]. Колебания обилия указанных видов в противофазе продолжались до конца 1990-х гг., в дальнейшем его численность резко уменьшилась и, начиная с 2010 г., этот вид в пробах не отмечался. При этом, биомасса личинок рода *Chironomus* за исследованный период значительно увеличилась. Следует отметить, что наиболее высокие значения численности и биомассы мотыля наблюдались именно тогда, когда *Tubifex newaensis* отсутствовал в пробах в 1976, 1998, 2010–2013 гг. (таблица). С конца 1980-х гг. начала увеличиваться численность полисапробных видов олигохет-тубифицид, среди которых доминировали *Limnodrilus hoffmeisteri* (Claparede, 1862) и *Tubifex tubifex* (O.F. Müller, 1773), что привело к росту общей численности макрозообентоса.

В последующие годы после аномально жаркого лета 2010 г. на ст. Коприно наблюдался существенный рост не только численности и биомассы, но и видового богатства зообентоса, индекса видового разнообразия, доли олигохет (индекс Гуднайта-Уитли), индекса сапробности по Пантле-Букк, по которому этот участок стал соответствовать α-мезосапробной зоне, тогда как раньше он часто характеризовался как β-мезосапробный (см. таблицу).

Повышение индекса сапробности связано с тем, что в составе олигохет β-мезосапробных видов-доминантов заменили полисапробы. В 2010–2011 гг. личинки мотыля составляли основу общей биомассы макрозообентоса (>90 %), затем их доля снизилась в

результате экстремального роста численности олигохет-тубифицид, среди которых доминировали полисапробы *Limnodrilus hoffmeisteri* и *Tubifex tubifex*. Эти изменения, по-видимому, вызваны накоплением органического вещества в грунтах исследованного участка водохранилища, т. к. именно в Волжском плесе отмечено максимальное для глубоководной зоны содержание в донных отложениях растительных пигментов, соответствующее гиперэвтрофным условиям [8]. Растительные пигменты в донных отложениях – уникальные показатели, связанные с первичной продукцией, что дает основание использовать их в качестве маркеров органического вещества [5].

По-видимому, эти процессы связаны с повышением средней температуры воды Рыбинского водохранилища, которое наблюдается, начиная с 1976 г. и обусловлено потеплением климата. Установлено, что с 1995 г. средняя за май – октябрь температура воды в водохранилище была выше нормы, а последнее десятилетие (2001-2011 гг.) отличалось особенно интенсивным потеплением [2]. На ст. Коприно пик биомассы мотыля – 40 г/м² – отмечен осенью 2011 г., по-видимому, связан с аномально жаркой погодой летом, предшествующего 2010 г., вызвавшей массовую вегетацию фитопланктона (в основном сине-зеленых водорослей) и рост концентрации хлорофилла до 60 мг/м² [2], что создало хорошие трофические условия для фито-детритофагов – личинок хирономид. В соответствии с классификацией по «шкале трофности» для озер и водохранилищ [1] по биомассе зообентоса осенью 2011 и 2013 гг. станция Коприно Волжского плеса Рыбинского водохранилища относилась к гипертрофному классу – биомасса > 40 г/м². Наиболее высокие значения биотических индексов: сапробности по Пантле-Букк и Гуднайта-Уитли, которые были зарегистрированы в 2010-2015 гг., также свидетельствуют об эвтрофировании этого участка водохранилища.

1. *Китаев С.П.* Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. – Петрозаводск: КНЦ РАН, 2007. – 395с.
2. *Литвинов А.С., Законнова А.В.* Термический режим Рыбинского водохранилища при глобальном потеплении // Метеорология и гидрология. – 2012. – № 9. – С. 91-96.
3. *Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов.* – М.: Наука, 1975. – 240 с.
4. *Поддубная Т.Л.* Многолетняя динамика структуры и продуктивность донных сообществ Рыбинского водохранилища // Структура и функционирование пресноводных экосистем. – Л., 1988. – Вып. 55 (58). – С. 112–140.
5. *Сигарева Л.Е.* Хлорофилл в донных отложениях волжских водоемов. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2012. – 217 с.
6. Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояние биологических сообществ и перспективы рыбозаведения. – Ярославль: ЯГТУ, 2000. – 284 с.
7. *Щербина Г.Х.* Таксономический состав и сапробиологическая значимость донных макробеспозвоночных различных пресноводных экосистем Северо-Запада России // Экология и морфология беспозвоночных континентальных вод. Сб. научн. работ. ИБВВ РАН. – Махачкала: Наука ДНЦ, 2010. – С. 426–466.
8. Экологические проблемы Верхней Волги. – Ярославль: ЯГТУ, 2001. – 427 с.
9. *Pantle R., Buck H.* Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserfach. – 1955. – Bd. 96, H. 18. – P. 604.
10. *Sladec̆ek V.* System of water quality from the biological point of view // Arch. Hydrobiol. – 1973. – Bd. 7. – 218 p.
11. *Uzunov J., Kosel V., Sladec̆ek V.* Indicator value of Fresh water Oligochaeta // Acta hydrobiol. – 1988. – Vol. 16, № 2. – P. 173-186.
12. *Wegl R.* Index für die Limnosaprobität // Wasser und Abwasser. – 1983. – Bd. 26. – 175 p.

CHANGES IN THE STRUCTURE AND ABUNDANCE OF MACROZOOBENTOS VOLGA REACH OF THE RYBINSK RESERVOIR DURING WARMING PERIOD

S.N. Perova

Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS, Borok, perova@ibiw.yaroslavl.ru

Analysis of the results of long-term observations revealed changes in the structure and quantitative abundance of macrozoobenthos in the Volga reach of the Rybinsk Reservoir at the beginning of the 21st century, compared with the end of the 20th century. After the anomalously hot summer of 2010 species richness and diversity of macrozoobenthos decreased to the minimum values. In subsequent years in the communities of macrozoobenthos began to prevail polysaprobies: larvae of chironomids and oligochaetes - tubificides. As a result of their massive development, there was a significant growth in abundance, biomass of macrozoobenthos and biotic indices, which are evidence of an increase in the rate of eutrophication of the Rybinsk Reservoir during the warming period.

Keywords: macrozoobenthos, abundance, biomass, species diversity, saprobity index, warming.

УДК 574.52:504.064

МНОГОЛЕТНИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩА СЕСТРОРЕЦКИЙ РАЗЛИВ (ВОДНАЯ ЭКОСИСТЕМА В УСЛОВИЯХ УРБАНИЗИРОВАННОГО ЛАНДШАФТА)

Ш.Р. Поздняков, И.С. Трифонова, Н.В. Игнатъева, О.А. Павлова, А.Г. Русанов
Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, itrifonova@mail.ru

Проведено сравнение результатов комплексных экологических исследований Сестрорецкого разлива в 2015-2016 гг. с данными предыдущих исследований в начале 1980-х и 2000-х гг. Прослежены изменения гидрохимического режима, прежде всего биогенных элементов, состава и биомассы фитопланктона, состава сообществ макрофитов и степень зарастания водоема. Оценено трофическое состояние водоема в разные периоды наблюдений

Ключевые слова: водохранилище, эвтрофирование, гидрохимический режим, фитопланктон, макрофиты

Институт озероведения РАН в течение многих лет выполняет исследования, связанные с изучением экологического состояния водохранилища Сестрорецкий Разлив по заказу администрации Санкт-Петербурга. Водоохранилище образовано в 1723 г. для нужд Сестрорецкого оружейного завода в результате сооружения плотины на р. Сестре в 5 км от места ее впадения в Финский залив [2]. Площадь водосбора Сестрорецкого Разлива 566 км², площадь зеркала 10,3 км², объем воды 19 млн. м³, средняя глубина 2,2 м, что определяет отсутствие термической стратификации; условный водообмен около 10. Водоем дренируется двумя основными притоками – р. Сестрой (площадь водосбора 399 км²) и р. Черной (126 км²). Необходимость мониторинга состояния водохранилища обусловлено тем, что с 1966 г., после вступления в строй Сестрорецкой водопроводной станции, оно являлось источником водоснабжения. Кроме того, водохранилище расположено в курортной зоне Санкт-Петербурга, что требует специального режима его эксплуатации в соответствии с действующими санитарными нормами. В то же время Сестрорецкий Разлив испытывает постоянный антропогенный пресс со стороны урбанизированного ландшафта. На прилегающих территориях расположены сельскохозяйственные угодья, автомагистрали, а в последние десятилетия ведется интенсивное строительство жилых массивов.

Впервые ИНОЗ РАН проводил комплексные экологические исследования Сестрорецкого разлива в 1980-1981 гг. [2]. Результаты позволили понять и количественно оценить многие процессы, происходящие в водоеме, в частности, был описан гидрохимический режим, определен уровень биопродуктивности, оценены ряд микробиологических характеристик и степень зарастания водоема. По данным исследований в начале 1980-х гг. макрофиты занимали 14,8 % площади дна, что позволяло отнести Разлив к умеренно зарастающим водоемам. По уровню продуктивности фитопланктона Сестрорецкий Разлив был мезотрофным водоемом, в планктоне доминировали диатомовые водоросли, синезеленые составляли не более 10 %, а максимальная биомасса отмечалась в мае в период весеннего пика. Содержание хлорофилла в среднем за сезон составляло 14 мкг/л. Однако, гидрохимические наблюдения показали, что биогенная нагрузка избыточна; тогда был сделан прогноз о неизбежном интенсивном эвтрофировании водоема [2]. Было установлено, что притоки Разлива, особенно р. Черная, испытывают интенсивное антропогенное воздействие и являются основными источниками поступления загрязненных

вод. Тем не менее, благодаря значительной проточности и интенсивным процессам самоочищения экосистема справлялась и экологическое состояние Разлива и качество его воды были признаны удовлетворительными. Все это обуславливает необходимость постоянного мониторинга и комплексной оценки состояния водоемов системы и происходящих в них процессов эвтрофирования и загрязнения. По результатам исследований 1980-х гг. опубликована монография «Сохранение природной экосистемы водоема в урбанизированном ландшафте» [2].

Следующим этапом комплексного изучения водохранилища стали исследования, выполненные в 2002 г., в ходе которых были выявлены тенденции изменения его экосистемы за прошедшие два десятилетия. Было показано, что за 20 лет годовая фосфорная нагрузка на водоем увеличилась в два раза (с 2,2 до 4,5 г/м²) [1]. Причем поступление минерального фосфора возросло с 8–10 до 20–40 %. Среднегодовое содержание общего фосфора (ТР) по данным 1980-х гг. составляло 75 мкг/л, а в мае-октябре 2002 г. – 94–230 мкг/л. За 20 лет уровень фитопланктона и содержание растительных пигментов в Сестрорецком Разливе возросли в 6 раз: в течение сезона 2002 г. биомасса изменялась от 18 до 95 мг/л, концентрация хлорофилла «а» – от 4 до 175 мкг/л [3, 4]. Максимальные величины отмечались летом, синезеленые практически полностью вытеснили другие группы водорослей. Диатомовые доминировали только в весеннем планктоне в мае (до 50 %), в дальнейшем их роль не превышала 3-10 %. Увеличилось разнообразие синезеленых, важную роль в планктоне играли виды из родов *Anabaena*, *Microcystis*. Основным доминантом была *Planktothrix agardhii*. Преобладание этого вида считается показателем высокой степени эвтрофирования и связано с резким усилением в 1990-е гг. антропогенной нагрузки на водоем, прежде всего количества бытовых стоков [3]. Величины первичной продукции и средней за сезон биомассы водорослей (40-45 мг/л) позволили охарактеризовать Сестрорецкий Разлив как гипертрофный водоем.

Исследования, выполненные в период с августа 2015 г. по октябрь 2016 г., позволили охарактеризовать современный экологический облик Сестрорецкого Разлива, выявить сезонную и межгодовую изменчивость основных показателей и тенденции их изменения. В ходе проведенных работ отмечено, что основными факторами, определяющими гидрохимический режим Сестрорецкого Разлива, по-прежнему являются его высокая проточность и мелководность. Режим большинства компонентов химического состава водоема, особенно консервативных, определяется их режимом в водах основных притоков – рек Сестры и Черной.

Сестрорецкий Разлив имеет низкоминерализованную воду, однако отмечена тенденция роста содержания главных ионов: если в 1980-1981 гг. оно составляло 37 – 121 мг/л, то современные значения лежат в диапазоне 46 – 148 мг/л. При этом минерализация основной водной массы водохранилища составляет 54 – 76 мг/л, а более высокие значения относятся к району акватории вблизи устья р. Черной. Изменилось и соотношение главных ионов. Известно, что для поверхностных вод Северо-Запада России характерно распространение гидрокарбонатно-кальциевых вод, а обогащение вод хлоридами и ионами натрия является следствием их загрязнения хозяйственно-бытовыми стоками. На современном этапе воды Сестрорецкого Разлива можно достоверно классифицировать как хлоридно-натриевые, при этом р. Сестра несет в водоем преимущественно гидрокарбонатные воды, а основным источником поступления хлоридно-натриевых вод является р. Черная, водосбор которой подвержен сильному антропогенному воздействию.

Во все периоды исследования Сестрорецкого Разлива особое внимание уделялось изучению режима главнейших биогенных элементов – фосфора и азота, поскольку они играют важную роль в формировании качества воды водоема, определяя уровень его биопродуктивности и трофический статус. Фосфорная нагрузка остается высокой, причем не только внешняя, но и внутренняя, которая составляет 30 % от внешней [3]. Средневзвешенное среднегодовое содержание ТР в воде составляет 0,085 мг Р/л при расчете годового цикла, начиная с лета 2015 г. (4 срока наблюдений), и 0,098 мг Р/л при расчете для

периода, начиная с зимы 2016 г. (также 4 срока наблюдений). Озера с концентрацией TP от 0,035 до 0,100 мг P/л считаются эвтрофными, больше 0,100 мг P/л – гипертрофными. Таким образом, по данным 2015–2016 гг. по содержанию фосфора трофический статус Сестрорецкого Разлива определен как высокоэвтрофный [5].

В течение всего срока наблюдений отмечалось очень высокое для периода открытой воды содержание фосфатов (35–55 % TP), не утилизированных в период максимальной активности биологических процессов в водоеме. Рост доли фосфатов в суммарном запасе фосфора в воде водоема летом 2015 г. мог быть связан с недостаточным прогревом водной массы, а летом и осенью 2016 г. – с ингибирующим действием высоких концентраций гуминовых веществ, при этом в течение всего периода наблюдений ингибирование фотосинтеза могло происходить вследствие возможного присутствия в воде загрязняющих веществ. Содержание общего азота (TN) составляло в 2015–2016 гг. от 0,39 до 1,41 мг N/л (при среднем значении 0,72 мг N/л) и характеризовалось достаточно однородным пространственным распределением, за исключением приустьевых участков р. Черной. Этот факт дает основание сделать вывод о том, что существенным поставщиком соединений азота в водоем, так же как и фосфора, является р. Черная.

В силу своей мелководности и высокой проточности, химический состав воды Сестрорецкого Разлива, главным образом, количественные соотношения химических компонентов являются неустойчивыми, достаточно быстро реагирующими на изменение гидрометеорологической обстановки на водосборной территории и в районе акватории водоема, что отражается на межгодовой изменчивости большинства гидрохимических показателей.

Результаты исследований 2015–2016 гг. показали, что в современных условиях водохранилище Сестрорецкий Разлив по биомассе фитопланктона и содержанию хлорофилла по-прежнему является высокоэвтрофным водоемом, хотя уровень развития водорослей несколько снизился. В течение сезона преобладали диатомовые водоросли, преимущественно крупноклеточная *Aulacoseira granulata* var. *muzzanensis* (F. Meister) Sim., характерная для мелководных эвтрофных водоемов [6]. Общая биомасса фитопланктона летом достигала 40 мг/л, в среднем за вегетационный сезон – около 20 мг/л. Преобладание диатомовых в летнем планктоне и слабое развитие синезеленых, по-видимому, определялось погодными условиями 2015–2016 гг. – холодное лето, низкие температуры воды и постоянное перемешивание. Кроме того, годы исследований совпали с многоводным периодом, как и в 1980-е гг. Известно, что в многоводные годы процессы эвтрофирования нивелируются [9].

Съемки высшей водной растительности 2015–2016 гг. подтвердили, что Сестрорецкий Разлив зарастает крайне неравномерно. Основная часть зарослей макрофитов располагается вдоль западного берега в средней части водоема и вблизи дельты р. Сестры. Северный берег водоема практически лишен высшей водной растительности. В заливе, прилегающем к дельте р. Черной, сосредоточены заросли плавающей растительности, образованные кубышкой и рдестом. Наиболее сильные изменения за прошедшие 35 лет произошли в группе погруженной растительности. Значительное сокращение площади зарастания погруженных растений сопровождалось снижением их распространения. Общие запасы наземной воздушно-сухой фитомассы в Сестрорецком Разливе, рассчитанные, исходя из средних значений массы основных растительных сообществ, составляют 684,2 тыс. кг. При этом гелофитами производится 95,7 %, плавающими гидрофитами – 4,2 %, а погруженными гидрофитами – только 0,03 % всей фитомассы. Сравнение с данными за 1980–1981 гг. показывает снижение общей фитомассы, производимой растительными сообществами Сестрорецкого Разлива, в 0,7 раза. Согласно результатам исследования 2015–2016 гг., общая площадь зарастания макрофитами за прошедшие 35 лет сократилась в 2 раза. По степени зарастания (6,8 % от площади дна) Сестрорецкий Разлив в настоящее время относится к слабо зарастающим водоемам.

Таким образом, проведенные исследования позволили охарактеризовать современный экологический облик Сестрорецкого Разлива, выявить тенденции изменения основных

показателей, начиная с 80-х гг. прошлого века. По данным 2015–2016 гг. по содержанию фосфора и количественным показателям фитопланктона трофический статус Сестрорецкого Разлива остается высокоэвтрофным, что определяется высокой фосфорной нагрузкой как внешней, прежде всего, за счет поступления с водой притоков, так и внутренней за счет взмучивания донных осадков. Уровень развития водорослей в период проведения работ был снижен, имело место слабое развитие синезеленых, что, по-видимому, определялось погодными условиями 2015-2016 гг. Оценка микробиологических характеристик, конкретно численности сапрофитных бактерий, показала, что в центральной части водохранилища, в настоящее время наблюдается лишь незначительное превышение численности сапрофитов над таковой в 1980 г. [2]. Значительное повышение имеет место в районе стока из водоема и в приустьевом участке р. Черной. В то же время, произошло значительное сокращение площади зарастания погруженных растений. Очевидно, сокращение площади зарастания макрофитов, и прежде всего погруженных растений, связано со снижением прозрачности воды в процессе эвтрофирования и заиления в устье р. Сестры. При этом макрофиты являются конкурентами фитопланктона за биогенные вещества, сдерживая массовое развитие водорослей. Изменение вклада в зарастание целого ряда видов можно отнести как за счет негативного влияния эвтрофирования, так и повышенной водности.

1. Водные объекты Санкт-Петербурга / Под ред. С.А. Кондратьева, Г.Т. Фрумина. – СПб.: Символ, 2002. – 348 с.
2. Капустина Л.Л., Митрукова Г.Г. Оценка современного состояния водохранилища Сестрорецкий Ралив по санитарно-микробиологическим показателям // Настоящ. сборник. – СПб., 2017. – С. 137-141.
3. Кондратьев С.А., Игнатъева Н.В., Каретников С.Г. Внешняя и внутренняя фосфорная нагрузка на водоем (на примере водохранилища Сестрорецкий Разлив) // Региональная экология. – 2016. – № 4 (46). – С. 7-18.
4. Сохранение природной экосистемы водоема в урбанизированном ландшафте / Под ред. Е.А. Стравинской. – Л.: Наука, 1984. – 144 с.
5. Трифонова И.С. Первичная продукция водохранилища Сестрорецкий Разлив в условиях антропогенного стресса // Первичная продукция водных экосистем. – Ярославль, 2004. – С. 97-98.
6. Трифонова, И.С., Павлова О.А. Структура и сукцессия фитопланктона урбанизированных водоемов Санкт-Петербурга // Гидробиологический журнал. – 2005. – Т. 41, № 1. – С. 3-12.
7. OECD. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control / Vollenweider R.A. (ed.). – Paris: OECD, 1982. – 154 p.
8. Трифонова И.С., Павлова О.А., Афанасьева А.Л., Станиславская Е.В. Летний фитопланктон водохранилища Сестрорецкий Разлив по многолетним наблюдениям // Известия Самарского научного центра РАН. – 2015. – Т. 17, № 6. – С. 522-527.
9. Методические аспекты лимнологического мониторинга / Под ред. И.С. Трифоновой. – Л.: Наука, 1988. – 184 с.

MANY-YEARS INVESTIGATIONS OF THE RESERVOIR SESTRORETSKY RAZLIV (WATER ECOSYSTEM IN THE URBANIZED LANDSCAPE)

Sh.R. Pozdnyakov, I.S. Trifonova, N.V. Ignatieva, O.A. Pavlova, A.G. Rusanov
Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, itrifonova@mail.ru

Comparison carried out of results of complex ecological researches of Sestroretsky Razliv located within the precincts of St.-Petersburg in 2015-2016 with data of previous researches carried out in the 80th and the beginning of the 2000th. Changes of the hydrochemical regime, first of all nutrients, structure and biomass of a phytoplankton, structure of macrophytes communities and extent of the reservoir overgrowing have been traced. The trophic state of Sestroretsky Razliv is estimated at different periods of observations

Keywords: Sestroretsky Razliv, eutrophication, hydrochemical regime, phytoplankton, macrophytes.

УДК 504.4.054/579.68

АКТИВНОСТЬ МИКРОБИОТЫ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ, КАК ИНДИКАТОР АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Ю.М. Поляк

*Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН,
Санкт-Петербургский государственный университет, г. Санкт-Петербург,
yuliapolyak@mail.ru*

Оценку изменений, происходящих в прибрежной зоне эстуария р. Невы под действием антропогенных факторов, проводили по интенсивности микробиологических процессов, протекающих в донных отложениях и распределению индикаторных групп донных микроорганизмов. Выявлена высокая чувствительность окислительно-восстановительных ферментов к загрязнителям. Установлено, что микробная индикация, основанная на определении степени доминирования микроорганизмов, устойчивых к загрязняющим веществам, или способных к их деструкции, является информативным методом анализа изменений, происходящих в загрязненной экосистеме.

Ключевые слова: донные отложения, ферментативная активность, углеводородокисляющие бактерии, металл-толерантные бактерии, метод главных компонент, мониторинг, эстуарий реки Невы.

На протяжении многих лет эстуарий р. Невы, и прежде всего, пресноводная и мелководная Невская губа, испытывает повышенную антропогенную нагрузку, связанную с влиянием мегаполиса – Санкт-Петербурга, и деятельностью крупных хозяйственных объектов, таких как промышленные предприятия, порты, нефтеналивные терминалы. Интенсивность и направленность биогеохимических процессов в водных экосистемах, испытывающих антропогенное воздействие, во многом определяется активностью донных микроорганизмов [11]. Накапливаясь в донных отложениях, загрязняющие вещества, оказывают на микробиоту негативное воздействие, вызывают сукцессию микробных популяций и способствуют изменению уровня ферментативной активности донных отложений [4, 5]. В проблеме мониторинга эстуария р. Невы, изучение состояния прибрежной зоны, оценка допустимой антропогенной нагрузки на микробиоту донных отложений, ее активность, и связанную с ней, интенсивность процессов самоочищения водного объекта, представляется важным этапом, необходимым для прогнозирования состояния экосистемы [7]. Целью настоящих исследований являлась биоиндикация изменений, вызванных загрязнением прибрежной зоны эстуария, с использованием микробиологических показателей – активности микробиоты донных отложений и численности индикаторных групп микроорганизмов.

Экспедиционные исследования проводили в 2012-2016 гг. в летний период на 13 станциях наблюдения от Приморска на северном побережье до Лужской губы на южном побережье эстуария (рис.).

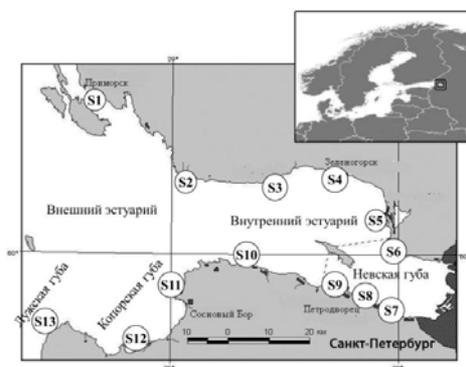


Рисунок. Карта эстуария р. Невы и расположение станций наблюдения: S1 – Приморск, S2 – мыс Флотский, S3 – Репино, S4 – Ушково, S5 – Дубки, S6 – Ольгино, S7 – Петродворец, S8 – Мартышкино, S9 – Ломоносов, S10 – Большая Ижора, S11 – Графская бухта, S12 – Систопалкино (Копорская губа), S13 – Лужская губа

Материалом для исследований служили пробы верхнего слоя донных отложений, отобранные в мелководной прибрежной зоне (глубина 1 м). Для проведения микробиологического анализа образцы донных отложений отбирали в стерильные флаконы, транспортировали в лабораторию при температуре 4 °С и анализировали сразу после доставки в лабораторию. Количество гетеротрофных микроорганизмов определяли методом посева на сухой питательный агар (СПА), разбавленный водой в соотношении 1:10 [1]. Численность углеводородокисляющих и металл-толерантных бактерий определяли, соответственно, на среде Ворошиловой-Диановой и среде СПА (1:10), содержащей 1 мМ металлов (Cu, Zn, Pb). Полученные результаты выражали в процентах к общему числу гетеротрофных бактерий.

Активность дегидрогеназы в донных отложениях определяли методом Ленарда, основанном на восстановлении индикатора 2,3,5-трифенилтетразолия хлорида с последующим фотометрическим анализом полученных растворов при длине волны 490 нм [3] и выражали в мкг восстановленной соли тетразолия (трифенилформазана) на 1 г сухого вещества (с.в.). Активность каталазы определяли методом перманганатометрического титрования Джонсона и Темпле [3] и выражали в мл 0.1н KMnO₄ на 1 г с.в. за 20 мин. Статистическую обработку данных проводили с использованием программы Statistica (версия 10, Statsoft).

Проведенные исследования показали, что отклик микробного сообщества донных отложений прибрежной зоны эстуария на техногенное воздействие проявляется в активном развитии гетеротрофных бактерий, толерантных к металлам и способных к деструкции нефтяных углеводородов. Их доля в загрязненных донных отложениях достигала 20% от общего числа гетеротрофных бактерий. Полученные результаты согласуются с данными других авторов о высокой чувствительности индикаторных групп микроорганизмов к антропогенному загрязнению водных экосистем [6, 8-10].

Гетеротрофные бактерии синтезируют ферменты, необходимые для деградаци и трансформации полимеров и органических соединений, определяя тем самым свою важнейшую роль в регулировании биогеохимических циклов в водных экосистемах. Разложение органических соединений, содержащихся в донных отложениях, в том числе углеводородов, происходит при непосредственном участии окислительно-восстановительных ферментов – дегидрогеназы и каталазы [12]. Активность окислительно-восстановительных ферментов эффективно используется для оценки состояния загрязненных экосистем [2].

Характер пространственного распределения активности дегидрогеназы и каталазы в донных отложениях эстуария р. Невы отражал влияние загрязнения, прежде всего, тяжелыми металлами. Низкий уровень ферментативной активности был выявлен в районе крупных морских портов и нефтеналивных терминалов. Временная динамика ферментативной активности была менее выражена, чем пространственная. Тем не менее, на ряде станций, в том числе, в Невской губе, на протяжении исследуемого периода наблюдалось постепенное снижение активности окислительно-восстановительных ферментов.

Оценку взаимосвязи между микробиологическими показателями и антропогенными и природными факторами проводили с использованием метода главных компонент (МГК), который позволил выбрать три основных фактора, учитывающих 52 % дисперсии параметров (табл.). Вклад PC1 в суммарную дисперсию составил 23 %, PC2 – 17 %, PC3 – 12 %. Первый фактор тесно связан с загрязнением донных отложений металлами (Cu, Pb, Cd), численностью гетеротрофных микроорганизмов и относительной численностью металл-толерантных бактерий. Фактор 2 связан с гранулометрическим составом донных отложений, с содержанием в них железа и подвижных форм меди. Анализ действия фактора 2 на микробиологические параметры показал, что этот фактор оказывает влияние на ферментативную активность донных отложений и относительную численность углеводородокисляющих бактерий. Компонента PC2 биполярна: положительно коррелирует с концентрацией железа и нефтепродуктов, и отрицательно – с концентрацией подвижных

форм меди. Фактор 3, связанный с окислительно-восстановительным потенциалом донных отложений и pH, слабо влияет на ферментативную активность донных отложений и численность индикаторных групп микроорганизмов.

Таблица. Факторные нагрузки главных компонент

Параметр*	Ед. измерения	PC1	PC2	PC3
ДА	мг ТФФ (10 г) ⁻¹ сут ⁻¹	0,061	0,702	0,180
КА	мг Н ₂ О ₂ г ⁻¹	0,051	0,761	0,439
ГТБ	КОЕ 10 ⁶ г ⁻¹	0,743	0,004	0,029
УВБ	% к ГТБ	0,249	0,729	-0,500
МТБ	% к ГТБ	0,715	-0,319	0,177
Еh	мВ	-0,126	-0,352	0,814
pH		0,258	-0,503	-0,717
песок	%	0,057	-0,870	-0,137
глина	%	0,001	0,781	0,215
ил	%	-0,119	0,857	0,022
С _{орг}	%	0,342	0,710	0,072
Cu	мг кг ⁻¹	0,768	0,253	0,517
Zn	мг кг ⁻¹	0,620	0,076	-0,166
Cd	мг кг ⁻¹	0,754	-0,211	0,509
Pb	мг кг ⁻¹	0,736	-0,076	-0,168
Fe	мг кг ⁻¹	0,474	0,782	-0,094
Подвижные формы Cu	мг кг ⁻¹	0,565	-0,702	0,141
Подвижные формы Zn	мг кг ⁻¹	0,839	0,038	-0,054
Подвижные формы Cd	мг кг ⁻¹	-0,107	0,270	0,507
Подвижные формы Pb	мг кг ⁻¹	0,847	-0,222	0,042
НП	мг кг ⁻¹	0,196	0,700	-0,482

* ГТБ – гетеротрофные бактерии, УВБ – углеводородокисляющие бактерии, МТБ метал-толерантные бактерии, ДА – дегидрогеназная активность, КА – каталазная активность, НП – нефтепродукты.

Анализ нагрузок исследованных параметров на главные компоненты свидетельствует о том, что микробиологические процессы в прибрежной зоне определяются уровнем загрязнения донных отложений металлами, выраженном в высоких нагрузках на PC1. Загрязнение нефтепродуктами также оказывает влияние на сукцессию и активность донных микроорганизмов, что проявляется в высоких нагрузках на компоненту PC2.

Таким образом, использование микробиологических показателей, позволило установить, что отличительной особенностью донных отложений прибрежной зоны Финского залива является сукцессия микробных популяций, увеличение доли микроорганизмов, толерантных к металлам и/или способных к деструкции нефтяных углеводородов, изменение их активности. Выявленные различия в пространственном и временном распределении микробиоты донных отложений, ее ферментативной активности, определяются влиянием как природных, так и антропогенных факторов. Снижение ферментативной активности донных отложений, загрязненных тяжелыми металлами, несмотря на адаптацию части микробного сообщества к антропогенному воздействию, свидетельствует о замедлении скорости трансформации органического вещества и снижении интенсивности биогеохимических процессов.

1. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. – М.: Наука, 1989. – 286 с.

2. Поляк Ю.М., Бакина Л.Г. Ферментативная диагностика нефтезагрязненных почв северо-западного региона РФ // Роль почв в биосфере и жизни человека. – М.: МАКС Пресс, 2015. – С. 223-224.
3. Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. – М.: Наука, 2005. – 252 с.
4. Berezina N.A., Gubelit Y.I., Polyak Y.M., Sharov A.N., Kudryavtseva V.A., Lubimtsev V.A., Petukhov V.A., Shigaeva T.D. An integrated approach to the assessment of the eastern Gulf of Finland health: A case study of coastal habitats // J. Mar. Sys. – 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2016.08.013>
5. Caruso G., Azzaro F., La Ferla R., De Pasquale F., Raffa F., Decembrini F. Microbial enzymatic activities and prokaryotic abundance in the upwelling system of the Straits of Messina (Sicily): distribution, dynamics and biogeochemical considerations // Adv. Oceanogr. Limnol. – 2013. – Vol. 4(1). – P. 43-69.
6. Chronopoulou P.-M., Sanni G.O., Silas-Olu D.I., Van der Meer J.R., Timmis K.N., Brussaard C.P.D., McGenity T.J. Generalist hydrocarbon-degrading bacterial communities in the oil-polluted water column of the North Sea // Microb. Biotechnol. – 2015. – Vol. 8(3). – P. 434-447.
7. Gubelit Y., Polyak Y., Dembska G., Pazikowska-Sapota G., Zegarowski L., Kochura D., Krivorotov D., Podgornaya E., Burova O., Maazouzi. C. Nutrient and metal pollution of the eastern Gulf of Finland coastline: sediments, macroalgae, microbiota // Sci. Total Environ. – 2016. – Vol. 550. – P. 806-819.
8. Jose J., Giridhar R., Anas A., Loka Bharathi P.A., Nai S. Heavy metal pollution exerts reduction/adaptation in the diversity and enzyme expression profile of heterotrophic bacteria in Cochin Estuary, India // Environ. Pollut. – 2011. – Vol. 159. – P. 2775-2780.
9. Polyak Y., Medvedeva N., Zaytseva T. Microbial indicators of contamination of water and sediments by warfare agents in Baltic Sea dump sites // Ocean Observations, Ecosystem-Based Management and Forecasting. – BALTIC, 2008. – P. 1-5.
10. Polyak Y.M., Medvedeva N.G., Gubelit Y.I., Dembska G., Zegarowski L., Sapota G. Microbial population changes in the polluted coastal sediments of the Gulf of Finland, Baltic Sea. В сб.: Measuring and Modeling of Multi-Scale Interactions in the Marine Environment. – BALTIC, 2014. – P. 32-37.
11. Polyak Y., Shigaeva T., Gubelit Y., Bakina L., Kudryavtseva V., Polyak M. Sediment microbial activity and its relation to environmental variables along the eastern Gulf of Finland coastline // J. Mar. Sys. – 2016. – <http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2016.11.017>
12. Tate R.L. III. Microbiology and enzymology of carbon and nitrogen cycling. In: Enzymes in the Environment: Activity, Ecology and Applications / Burns R.G. and Dick R.P. (Eds.). – New York, Marcel Dekker Inc., 2002. – P. 227-248.

SEDIMENT MICROBIAL ACTIVITY AS INDICATOR OF ANTHROPOGENIC IMPACT ON AQUATIC ECOSYSTEMS

Y.M. Polyak

Scientific Research Center for Ecological Safety RAS, St. Petersburg, yuliapolyak@mail.ru

Microbiological indicators (sediment microbial activity and abundance of specific groups of sediment microorganisms) were used to evaluate anthropogenic impact on the coastal zone of the Neva Estuary. The activities of sediment oxidoreductase enzymes were highly sensitive to pollution. Our results demonstrated that microbial indication based on evaluation of dominance of microorganisms able to tolerate or degrade the pollutants is an effective method for control of the aquatic environment.

Keywords: sediments, enzymatic activity, hydrocarbon-oxidizing bacteria, metal-tolerant bacteria, PCA, monitoring, Neva Estuary

УДК 574.65:502

К ВОПРОСУ О ПРИМЕНЕНИИ ПОНЯТИЯ «ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ПОТЕНЦИАЛ» В МОНИТОРИНГЕ ВОДНЫХ ТЕХНОЭКОСИСТЕМ

А.А. Протасов

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев, Украина, protasov@bigmir.net

Предложен новый подход в определении экологического потенциала сильно измененных и искусственных водных объектов, который, аналогично принципам Водной Рамочной Директивы ЕЭС, базируется на компаративной методологии. В качестве эталона сравнения предлагается разработка «технически и экологически приемлемых характеристик состояния водного объекта» (ТЭПС ВО).

Ключевые слова: ВРД, экологический статус, экологический потенциал, техноэкосистема.

Рассмотрение вопросов прикладной гидробиологии, связанных с практическим применением принципов Водной Рамочной Директивы ЭС 2000\60\ЕС [3] в странах бывшего Советского Союза, где она не является нормативным документом или имплементация её положений находится в стадии разработок, представляется целесообразным по ряду причин. Принципы биоиндикации, оценок качества среды по биотическим показателям имеют более, чем вековую историю и широко используются на практике. Некоторые принципы Директивы, методология и методические приемы рассматривались совместно учеными восточноевропейских и западных стран еще в 1970-х годах [1]. В частности, предлагался принцип приоритетности гидробиологических показателей в экологических оценках. Кроме того, Украина, Беларусь, РФ, Молдова граничат и имеют общие речные бассейны со странами ЕЭС, что делает необходимым определенную согласованность в вопросах водопользования, оценок качества вод.

При проведении постоянных наблюдений, то есть мониторинга экологического состояния, экологических оценок Директива предлагает использование ряда ключевых понятий. К таким относятся «природный водный объект» или объект природных вод «ambient water» (далее по тексту ПрВО), «сильно измененный водный объект», «heavily modified water body» (СИЗВО), «искусственный водный объект», «artificial water body» (ИсВО). Для оценок их состояния требуется применение различных понятий – «экологическое состояние» (ecological status), для первых и «экологический потенциал» (ecological potential) для ИсВО и СИЗВО, поэтому дифференциация этих классов водных объектов становится практически важной.

Не вдаваясь в критические замечания относительно терминологии и понятийного аппарата ВРД, как водохозяйственного, в первую очередь, документа отметим лишь, что ему крайне недостает концепции градиентной природы объектов поверхностного стока. Все водные объекты занимают место в определенном градиенте водных экосистем (который может быть лишь условно подразделен на некоторые зоны) – от природных, не трансформированных человеком до полностью искусственных, в которых единственными природными элементами могут быть вода и некоторые живые организмы. При всех сложностях дифференциации, для практических целей вполне можно определить место водной экосистемы, того или иного водного объекта в этом экосистемном континууме. Одним из критериев выявления места в этом градиенте может быть переход от, условно, двухкомпонентных экосистем к трехкомпонентным. Первые включают биотические элементы и природные биотические, вторые – в том или ином объеме включают еще и антропогенные элементы, вплоть до подавляющего преобладания последних. Таким образом, и природные, и сильно измененные, также как искусственные водные объекты и их экосистемы не представляют собой обособленные группы, а условно выделенные части единой системы. Очевидно, что здесь не могут применяться абсолютно различные подходы к оценкам их экологического состояния.

Определение экологического статуса, согласно ВРД проводится компаративным методом, то есть путем сравнения реального состояния с некоторым, принятым за эталонное (например, до антропогенного воздействия). С большими сложностями связано установление этих эталонных или так называемых референсных условий «reference condition», с которым должно проводиться сравнение реального состояния природных водных объектов. Очевидно, что референсные экосистемы занимают в указанном градиенте крайнее положение, имеют «исчезающую малую» антропогенную составляющую. Оценка статуса реальных природных водных объектов (ПрВО), по сути, есть процедура установления их места в этом экосистемном градиенте, определение условного «расстояния», «дистанции», отделяющей их от эталона.

Существенная методическая проблема состоит в достаточно строгом и точном определении подобия, сходства или несходства комплекса параметров, по которым

происходит оценка состояния в сравнении с эталонным, то есть, определение относительного «расстояния» между реальной и некоторой эталонной экосистемой. Два взаимодополняющих подхода представляются здесь наиболее конструктивными. Первый может быть основан на процедуре оценки сходства между комплексами характеристик и признаков. Второй – на сравнении величин интегральных показателей оценки каждой из экосистем.

Таким образом, экологическая логика, связанная с континуальной природой экосистем разного характера подсказывает, что методология компаративного анализа, применяемая для ПрВО должна быть так же использована и для СИЗВ, как и ИсВО. Однако логика нарушается тем, что такого эталонного (существующего или существовавшего ранее) экологического состояния для ИсВ и СИЗВ нет. Характер этих водных объектов изначально не соответствует и не может соответствовать каким-то природным условиям. В составе техноэкосистем они выполняют специальные функции. Требования достижения «хорошего» либо какого-то другого «экологического потенциала» лишено как экологического, так и практического смысла при отсутствии критериальной базы для сравнения и оценки.

Применение рекомендаций ВРД относительно проведения аналогий между экосистемами (предполагается, видимо, что, например, каналы похожи на реки, водохранилища – на озера) с экологической точки зрения неприемлемы, поскольку антропогенные водные объекты представляют собой своеобразные техноэкосистемы или агроэкосистемы, имеют свои важные особенности.

Однако вопрос об оценке состояния их требует решения. Причем, решения в рамках концептуальных положений Директивы и с учетом использования компаративного принципа. Компаративный подход, действительно, представляется достаточно рациональным для оценок состояния экосистем, именно по биотическим показателям.

Одними из наиболее антропозависимых водных объектов являются водоемы, связанные с энергетическими станциями. Они входят как элементы в своеобразные техноэкосистемы. [2]. Водоохранилища гидроэлектростанций, водоемы-охладители тепловых и атомных электростанций, все они вовлечены в технологический процесс энергопроизводства и обладают своими особенностями гидродинамики, гидрохимического и гидробиологического режима.

В настоящее время в тепловой и атомной энергетике стран бывшего Советского Союза для мониторинга экологического состояния водных объектов техноэкосистем (а это типичные ИсВ и СИЗВ) используются результаты мониторинга гидрохимических характеристик с оценкой относительной близости содержания тех или иных веществ к ПДК. Однако, уже давно стало очевидным, что только биологические показатели дают необходимую информацию о последствиях техногенного и другого антропогенного воздействия. Необходимость гидробиологического мониторинга в таких водных объектах, их экосистемах очевидна, причем он отнюдь не исключает и гидрохимического мониторинга. Более того, значение последнего для оценок условий обитания гидробионтов возрастает.

Водоемы-охладители техноэкосистем АЭС и ТЭС выполняют сугубо технические функции, однако могут использоваться и комплексно, они входят в систему гидролого-ландшафтных взаимосвязей, они не изолированы от других гидроэкосистем. Тем не менее, вследствие приоритетности техногенного характера их использования, вряд ли целесообразно ставить задачи их «экологического оздоровления» в санитарно-гидробиологическом аспекте, однако не только можно, но необходимо – оптимизации, как в аспекте снижения их негативного влияния на фоновые водные объекты, так и снижения биотических помех в работе технических систем, с которыми они связаны.

Представляется целесообразным для ИсВ и СИЗВ, в частности для водных объектов техноэкосистем энергетических станций, модифицировать концепцию экологического потенциала. Согласно ВРД «статус», состояние природных водных объектов аналогично такому же понятию «экологический потенциал» для «неприродных». Поскольку такая терминология уже существует и имеет определенный приоритет, критика её не имеет

большого смысла. Тем не менее, стоит отметить, что понятие статуса связано с неким состоянием системы в настоящем, в то время как понятие «потенциал» имеет отношение к возможному, будущему состоянию. Оно оценивается в сравнении с определенным комплексом биотических и средовых параметров – «технически и экологически приемлемыми характеристиками состояния водного объекта (ТЭПС ВО)» или «technical and ecological acceptable state (TEAS)», что концептуально ближе к понятию «референсные условия». В принципе, характеристики ТЭПС ВО могут и должны быть заложены в проектных проработках при создании техноэкосистем.

Поскольку «потенциал» (от латинского «сила», «возможность» – это возможное состояние, следовало бы именно эти характеристики (ТЭПС ВО) называть «потенциалом». Этот комплекс характеристик и должен выступать как базовый в компаративном подходе в оценках. Практически, процедура оценки статуса или потенциала состоит в том, чтобы определить место данной экосистемы в указанном выше континууме. Для потенциала в прогностическом плане должны учитываться возможности устойчивости гидроэкосистемы к техногенным воздействиям, а также потенциальные возможности (и риск) помех в работе технических систем, связанные с жизнедеятельностью гидробионтов. Сущность экологического потенциала заключается в том, что в техноэкосистемах не должно быть технических и экологических предпосылок протекания процессов, которые могут вызвать негативные явления, как в окружающей среде, так и процессов, которые могут негативно сказаться на технологических функциях.

Такой подход ставит несколько простых задач. Одна из них связана с необходимостью определения комплекса выше указанных «приемлемых условий». Хороший экологический потенциал будет у той экосистемы, которая максимально приближена по своим свойствам и характеристикам к ТЭПС ВО. Характеристика этих условий должна включать три блока: гидрофизический, гидрохимический, гидробиологический. Для различных техноэкосистем приоритетность их может различаться. В первом блоке важными представляются показатели прозрачности воды, температуры, внутреннего и внешнего водообмена, гидродинамических процессов. Во втором блоке – показатели pH, растворенного кислорода, содержания биогенных веществ (соединений азота, фосфора), органических веществ. В некоторых случаях может быть добавлено содержание специфических химических соединений. Третий блок включает биотические показатели. Есть основания полагать, что из экотопических группировок гидробионтов целесообразно отдать предпочтение контурным – бентосу и перифитону. С одной стороны, именно на организмах этих группировок строятся многие системы биоиндикационных оценок, с другой – именно контуробионты чаще всего создают существенные биологические помехи в эксплуатации систем водоснабжения.

В таком подходе есть определенное противоречие с принципом ВРД о существенной приоритетности биотических показателей. Однако особенности ИсВО и СИЗВО, их эксплуатации требуют введения не только биологических характеристик. Например, в водоемах – охладителях тепловых и атомных электростанций показатель pH важен и как характеристика условия обитания гидробионтов, и как важный показатель вероятных процессов накипеобразования в системах охлаждения. Для естественных экосистем показатель обилия гидробионтов – один из важнейших. Снижение обилия чаще всего рассматривается как следствие негативного внешнего влияния. Для технических водоемов и техноэкосистем в целом массовое развитие отдельных видов, экоморфных групп может иметь особое значение, потому, что они могут создавать биологические помехи в работе оборудования. Снижение обилия таких видов может рассматриваться как положительное явление. Таким образом, в гидробиологическом блоке кроме показателей обилия организмов должен присутствовать и показатель, оценивающий степень биологических помех. В настоящее время ни одна оценка состояния водного объекта, качества вод не обходится без тех или иных методических приемов биоиндикации. Выбор из уже огромного количества существующих индексов осложняется тем, что большинство из них разработаны для естественных водотоков, меньшая часть – для водоемов, но не для технозависимых

экосистем. Представляется, что наиболее подходящими могут быть индексы соотношения, типа индексов Гуднайта-Уитлея, Балушкиной и др. Создание эталонного «референсного пакета» условий – это первый этап, далее необходима разработка методик сравнения реального состояния с приемлемым в данном случае, то есть определить собственно отношения существующего состояния с принятым эталонным.

Таким образом, применение концептуальных положений ВРД предполагает единый компаративный подход и методологию для определения как статуса природных ВО, так и экологического потенциала ИсВО и СИЗВО на основе сравнения с эталоном или комплексом экологически и технически приемлемых условий. Если для природных ВО могут быть приняты как референсные состояния, условно, «доантропогенного» периода, то комплексные характеристики их для ИсВО и СИЗВО должны разрабатываться индивидуально и/или для некоторых их типов. На практике бывает крайне сложно выявить референсные условия, поэтому и для ПрВО могут быть применены предложенные принципы.

1. *Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям.* – Л. : Гидрометеиздат, 1981. – 372 с.

2. *Протасов А.А.* О водных техноэкосистемах и их месте в биосфере// Journ. of Siberian Federal University. Biology 4. – 2013. – N 6. – P. 405–423.

3. *Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy*// <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework>

TO THE QUESTION OF APPLICATION OF THE CONCEPT OF "ENVIRONMENTAL POTENTIAL" IN MONITORING OF WATER TECHNO-ECOSYSTEM

A.A. Protasov

Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine, Kiev, Ukraine, protasov@bigmir.net

A new approach is proposed in the definition of the ecological potential of heavily modified and artificial water objects, which, similar to the principles of the EU Water Framework Directive, is based on a comparative methodology. As a benchmark for comparison, the development of "technically and environmentally acceptable characteristics of the state of a water body" (TEAS WB) is proposed.

Keywords: WFD, ecological status, ecological potential, techno-ecosystem

УДК 574.583

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ПО ФИТОПЛАНКТОНУ ЗАЛИВА ЩУЧИЙ (ЛАДОЖСКОЕ ОЗЕРО)

Е.В. Протопопова

Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, ephyto@mail.ru

Исследования фитопланктона в заливе Щучий Ладожского озера начались в конце 80-х годов после закрытия Приозерского ЦБК. С 1997 г. и по настоящее время проводятся ежегодные мониторинговые исследования преимущественно летнего фитопланктона. В 2013 г. экосистема залива Щучий изучалась в течение всего вегетационного периода. Прослежены изменения в структуре и биомассе летнего фитопланктона на протяжении двадцати лет. Дана оценка качества воды по фитопланктону.

Ключевые слова: Ладожское озеро, Щучий залив, фитопланктон, биомасса, качество воды.

Щучий залив расположен в западной части шхерного района Ладожского озера, недалеко от г. Приозерск. Площадь залива составляет 0,4 км², средняя глубина 2,0 м, максимальная до 4,0 м. В залив через прорытый канал из промежуточного водоема-отстойника (озеро Дроздово) с 1968 г по 1986 гг. поступали сточные воды Приозерского ЦБК. Несмотря на то, то интенсивный водообмен с основной акваторией Ладоги достигает 29 раз в год, экосистема Щучьего залива была разрушена. После закрытия ЦБК, который впоследствии был перефилирован в мебельный комбинат, в голове залива была

построена дамба из плотно пригнанных камней высотой около 2 м, отделяющая часть залива от основной акватории.

В фитопланктоне залива в конце 1980-х – начале 1990-х гг. летом преобладали мелкоклеточные хризомонады, виды родов *Chromulina*, *Chrysochromulina* и *Ochromonas* [1] характерные для загрязненных водоемов. В 1997 г. с мая по октябрь были выполнены сезонные наблюдения за развитием фитопланктона в заливе. Максимальная биомасса наблюдалась в заливе в июне (преобладание диатомовых, криптофитовых и золотистых водорослей) и в июле (преобладание криптофитовых, золотистых и динофитовых водорослей). Средняя за сезон биомасса составляла 2 г/м³, что позволило отнести залив Щучий к мезотрофным водоемам [2].

С 1998 по 2016 гг. мониторинговые исследования залива Щучий проводились в основном в летний период (конец июля – начало сентября). Наиболее подробные исследования фитопланктона с мая по декабрь (отбор проб осуществлялся два раза в месяц) были выполнены в 2013 г. Пробы объемом 0,5 л отбирались с поверхностного слоя воды батометром на трех станциях: возле дамбы (ст. 1), в центре залива (ст. 2) и на выходе из залива (ст. 3). Пробы фиксировались раствором Люголя с последующим добавлением формалина и обрабатывались по стандартной методике под световым микроскопом.

Всего в количественных пробах за исследованный период было обнаружено 134 представителя фитопланктона рангом ниже рода, относящихся к 9 отделам водорослей: Chlorophyta (45), Bacillariophyta (31), Cyanophyta (21), Chrysophyta (11), Dinophyta (7), Struportophyta (9), Euglenophyta (8), Raphidophyta (1), Xanthophyta (1). Из всех встреченных видов 93 % были типичными планктонными формами. Подавляющее большинство водорослей – пресноводные олигогалобты, из которых 78 % – индиференты, 16 % – галофилы и 6 % – галофобы. По географическому распространению 82 % являются космополитами, 13 % – бореальными и 5 % – северо-альпийскими. В составе фитопланктона найдено 90 видов индикаторов сапробности. Из них 66 видов или 73 % относятся к олигобета- и бета-мезосапробным формам, бета-альфамезосапробы составляли 7 %, альфамезосапробы – 7 % и олигосапробы – 13 %.

В летний период количество видов на станциях залива изменялось от 8 до 43. Минимальное количество видов было обнаружено на ст. 2 в августе 2016 г., максимальное – на ст. 2 в августе 2005 г. В целом по заливу количество видов водорослей изменялось от 20 до 61.

На протяжении всего исследованного периода в заливе Щучий летом преобладали преимущественно криптофитовые, синезеленые, диатомовые, зеленые и рафидофитовые водоросли. Среди криптофитовых водорослей доминировали виды *Cryptomonas erosa* Ehr., *Cr. reflexa* (Marsson) Skuja, *Cr. ovata* Ehr. и *Rhodomonas lacustris* Pasch. et Ruttn. Виды *Aphanizomenon flos-aquae* (Linne) Ralfs, *Anabaena lemmermanii* P. Richt., *A. spiroides* Kleb. и *Woronichinia naegeliana* (Unger) Elenk. были доминантами среди синезеленых водорослей. Из диатомовых водорослей наиболее многочисленными были такие виды, как *Stephanodiscus hantzschii* Grun., *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kutz. var. *fenestrata*, *Synedra vaucheriae* var. *capitellata* (Grun.) Cl., *S. actinostroides* Lemm. и *Aulacoseira italica* var. *tenuissima* (Grun.) Simons. Среди зеленых водорослей преобладали виды *Pandorina morum* (Mull.) Bory, *Eudorina elegans* Ehr., *Botryococcus braunii* Kutz., и *Chlamydomonas* sp. Из рафидофитовых – *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing.

Криптофитовые водоросли входили в структурообразующий комплекс фитопланктона, почти на протяжении всех лет исследований, составляя от 15 до 88 % от общей биомассы фитопланктона. Максимальное развитие криптомонад наблюдалось в 2012 и 2013 гг. (рис.).

Синезеленые водоросли доминировали в заливе не каждый год, достигая в биомассе от 11 до 81 % от ее общей величины. Максимальное количество синезеленых водорослей на всех трех станциях залива наблюдалось в августе 2004 г. при жаркой штилевой погоде. Доминантами были *Aphanizomenon flos-aquae* и *Anabaena spiroides*. Диатомовые водоросли

входили в доминантный комплекс фитопланктона в 2003, 2005 и 2006 гг., достигая в общей биомассе фитопланктона от 11 до 43 %. В 2003 г. был очень низкий уровень воды в заливе и максимальное развитие диатомей на ст.1 (доминировал вид *Synedra vaucheriae* var. *capitellata*). В 2006 г максимум диатомей был отмечен на ст. 2 и 3, доминировали *S. actinostroides* и *St. hantzschii*.

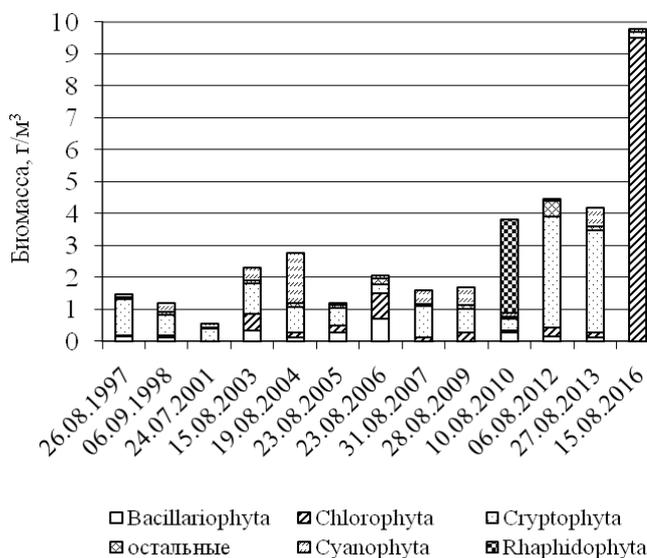


Рисунок. Щучий залив в многолетнем аспекте (усредненные значения по трем станциям).

Зеленые водоросли чаще всего входили в доминантный комплекс фитопланктона на ст.1, составляя от 16 до 99 % от общей биомассы. Максимальное развитие зеленых, главным образом вольвоксовых водорослей, также как и диатомей наблюдалось в период с наиболее низким уровнем воды с 2003 по 2006 гг. и особенно в 2016 г. Основным доминантом был вид *P. morum*. Интересно отметить, что в августе 2006 г. на ст. возле дамбы концентрация общего фосфора ($0,186 \text{ мг P л}^{-1}$) на порядок превышала соответствующее значение в основной водной массе озера [3]. В 2006 г. численность вида *P. morum* на ст. 1 составляла 1,5 млн. кл./л, а в 2016 – 26 млн. кл./л. Летом 2016 г. из-за низкого уровня воды вся акватория залива оказалась заросшей рдестом *Potamogeton perfoliatus* L. Известно, что высшая водная растительность может служить фактором эвтрофикации, ибо при ее отмирании и разложении накопленные биогенные вещества поступают в водоем. Возможно, это и привело к тому, что на некоторое время по доминирующему виду и по уровню развития биомассы фитопланктона залив превратился в водоем напоминающий пруд. Стоит отметить, что в начале сентября 2016 г. численность *P. morum* на ст. 1 составляла всего 130 тыс. кл./л.

В августе 2010 г. в заливе Щучий доминировал представитель рафидофитовых водорослей, потенциально токсический вид *Gonyostomum semen* (до 90 % от общей биомассы). Максимум этой крупной водоросли – 400 тыс. кл./л, было обнаружено на ст.1, это на порядок больше, чем в гумифицированных, с повышенным содержанием фосфора притоках Ладожского озера [4].

В летний период с 1997 по 2016 гг. усредненная для трех станций залива биомасса фитопланктона изменялась от 0,5 (2001 г) до $9,8 \text{ г/м}^3$ (2016 г.), при этом наименьшим размахом колебаний биомассы был на ст.3 ($0,5 - 2,8 \text{ г/м}^3$), а наибольшим – на ст.1 ($0,4 - 16,3 \text{ г/м}^3$).

Такие флуктуации количественных показателей фитопланктона могут быть связаны и с изменением уровня воды в заливе и с временем отбора проб (самая низкая биомасса наблюдалась в заливе в конце июля 2001 г.), и с погодными условиями (штилевая, теплая погода способствовала в 2004 г. интенсивному развитию синезеленых водорослей по всему заливу), а максимальные показатели биомассы в 2016 г – с зарастанием залива макрофитами. Начиная с 2010 по 2013 гг. следует отметить возрастание в 1,5-2 раза усредненной по заливу биомассы, в основном за счет обильного развития рафидофитовых (2010 г.) и криптофитовых (2012 и 2013 гг.) водорослей, а в августе 2016 г биомасса фитопланктона в заливе Щучий достигла величины, характерной для эвтрофных водоемов. Это в основном связано с увеличением биомасс на станциях возле дамбы и в центре залива, тогда как биомасса на станции у выхода из залива за весь период наблюдений увеличилась незначительно.

Индекс сапробности на станциях залива Щучий за исследованный период колебался от 1,62 на станции 3 в 1998 г. до 2,5 на станции 1 в 2003 г.

Наиболее подробно Щучий залив был исследован в 2013 г. (с мая по декабрь). Оказалось, что криптофитовые водоросли, виды *Cr. erosa*, *Cr. reflexa*, *Cr. ovate*, *Cr. sp. u Rh. lacustris* входили в структурообразующий комплекс фитопланктона практически на протяжении всего вегетационного сезона, составляя до 96 % от общей биомассы фитопланктона. Наибольшая доля криптононад в биомассе была отмечена на станции возле дамбы, а наименьшая – на выходе из залива. Диатомовые водоросли, главным образом виды *A. islandica* и *A. formosa*, и *T. fenestrata*, доминировали в период с мая по июль на всех трех станциях залива, а также в октябре на ст. 3. Зеленые водоросли время от времени также входили в доминирующий комплекс фитопланктона. На всех станциях, в основном, встречалась крупная хлорококковая водоросль *Botryococcus braunii*. Интересно отметить, что доминирование синезеленых водорослей (*Aph. flos-aquae* и *W. naegeliana*) в заливе наиболее ярко было выражено на ст. 3 (с июля по октябрь, до 82 % от общей биомассы фитопланктон), а на ст. 1 – отмечено наименьшее развитие синезеленых водорослей в летне-осенний период. В сентябре 2013 г на ст. 1 и 2 наряду с криптоноадами преобладали рафидофитовые водоросли (*G. semen*). Биомасса фитопланктона в заливе Щучий в 2013 г. изменялась от 0,2 до 10 г/м³. Минимальная величина биомассы наблюдалась на ст. 3 в октябре, а максимальная – на ст. 1 в ноябре, за счет развития криптононад. Можно предположить, что интенсивное развитие этих водорослей в ноябре связано с попаданием сквозь дамбу растворенных органических соединений, так как на других станциях биомасса фитопланктона была на порядок меньше. Известно, что некоторые органические субстанции могут стимулировать рост криптононад при низкой освещенности [5]. Средняя за сезон биомасса составила: $V=1,37\pm 0,3$; $n=42$. Следует отметить, что на протяжении практически всех наблюдений, биомасса фитопланктона уменьшалась от станции возле дамбы к станции на выходе из залива. Средняя биомасса для каждой из станций составила: ст. 1 – 2,7 г/м³; ст. 2 – 1,5 г/м³; ст. 3 – 1,2 г/м³.

Согласно существующим классификациям трофии вод по продукционным показателям фитопланктона (по биомассе) Щучий залив можно отнести к мезотрофным водоемам [6]. По сапробиологическому анализу альгоценозов все станции залива Щучий входят в бета-мезосапробную зону. Таким образом, по трофосапробиологическим показателям [7] залив Щучий в последние годы можно отнести к слабо загрязненным водоемам.

1. Raspopov I.M., Andronikova I.N., Dotsenko O.N., Kurashov E.A., Letanskaya G.I., Panov V.E., Rychkova M.A., Telesh I.V., Tchernykh O.A., Vorontsov F.F. Littoral zone of Lake Ladoga: ecological state evaluation // Hydrobiologia. – 1996. – Vol. 322. – P. 39-47.

2. Protopopova E. Seasonal succession of phytoplankton the Shchuchiy Bay, Lake Ladoga // Proc. 9th Int. Conf. Conservation and Management of Lakes. Session 4. – Otsu. Shiga. – 2001. – P. 195-197.

3. Игнатьева Н.В., Сусарева О.М. Особенности гидрохимического режима прибрежной зоны озера // Литоральная зона Ладожского озера. – СПб., 2011. – С.45-51.

4. Трифонова И.С., Павлова О.А., Афанасьева А.Л. Распространение потенциально опасной рафидофитовой водоросли в притоках Ладожского озера // Мат. Всерос. конф. по крупным внутренним водоемам (V Ладожский симпозиум). – СПб., 2016. – С. 426-430.

5. Klaveness D. Ecology of the Cryptomonada: a first review // Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. – Cambridge, 1988. – P. 105-133.

6. Трифонова И.С. Изменение фитопланктонных сообществ при эвтрофировании озер // Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. – СПб., 1994. – 78 с.

7. Окснюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П., Линник П.Н., Кузьменко М.И., Кленус В.Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, № 4. – С. 62-76.

THE ESTIMATION OF WATER QUALITY BY PHYTOPLANKTON OF THE SHCUCHIY BAY (LAKE LADOGA)

E.V. Protopopova

Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, ephyto@mail.ru

Phytoplankton investigation in the Shcuchiy Bay of Lake Ladoga began in the late 1980s, after closing of the Priozersk paper mill. From 1997 to the present, annual monitoring studies are conducted, mainly summer phytoplankton. In 2013 the ecosystem of the Shcuchiy Bay was studied during the entire growing season. Changes in the structure and biomass of summer phytoplankton were traced during the 20-year period. The estimation of water quality by phytoplankton of the Shcuchiy Bay is given.

Keywords: Lake Ladoga, Shcuchiy Bay, phytoplankton, biomass, water quality.

УДК 594.38+ 576.53

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПРОТОЧНОЙ ЦИТОФЛУОРИМЕТРИИ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЗАРАЖЁННОСТИ ЛЁГОЧНЫХ МОЛЛЮСКОВ ТРЕМАТОДАМИ

Е.Е. Прохорова, М.К. Серебрякова, А.С. Токмакова, Г.Л. Атаев

*Российский государственный педагогический университет им. А.И. Герцена,
г. Санкт-Петербург, elenne@mail.ru*

Соотношение популяций циркулирующих гемоцитов отражает физиологическое состояние моллюска и может быть использовано для определения заражённости моллюсков паразитами. Разработана методика определения заражённости моллюсков *Planorbarius corneus* по соотношению популяций гемоцитов, характеризующихся разным накоплением лизосомного красителя LysoTracker и красителя нуклеиновых кислот SYTO62. Показано, что у заражённых моллюсков повышается относительное количество функционально активных гемоцитов.

Ключевые слова: пульмонаты, трематоды, гемоциты, гранулоциты, гиалиноциты, проточная цитофлуориметрия.

Зрелые клетки гемолимфы (гемоциты) являются основными эффекторными элементами защитных реакций легочных моллюсков: они обеспечивают купирование ран, реакции иммунного ответа на проникновение патогенов различной природы, а также ликвидацию последствий инвазии (участие в разборке гемоцитарных капсул и других форм агглютинаций). Циркулирующие клетки гемолимфы пульмонат активно изучаются при оценке физиологического состояния улиток. Эти сведения имеют большое практическое значение, так как пульмонаты являются важнейшим компонентом пресноводных биоценозов. Данные о них учитываются в гидробиологических, экологических и паразитологических исследованиях. В частности, возможно использование сведений о составе гемолимфы улиток для определения их заражённости трематодами [1].

Ранее нами был осуществлён цитофлуориметрический анализ клеточного состава гемолимфы моллюсков *Planorbarius corneus*, заражённых трематодами четырёх семейств: *Cotylurus brevis* (сем. Strigeidae), *Notocotylus ephemera* (сем. Notocotylidae), *Plagiorchis multiglandularis* (сем. Plagiorchiidae) и *Echinostoma spiniferum* (сем. Echinostomatidae). Было установлено достоверное изменение соотношения гранулоцитов и гиалиноцитов у моллюсков, заражённых разными видами трематод [1].

С целью стандартизации методики анализ гемолимфы и уточнения состава популяций гемоцитов анализ был повторен в полевых условиях с использованием специфических флуоресцентных клеточных красителей [2]. Улитки были собраны в реке Оредеж в районе пос. Вырица Ленинградской области. Всего было изучено 65 незаражённых и 62 заражённых моллюсков трематодами разных видов: *Notocotylus ephemera* (n=45), *Plagiorchis multiglandularis* (n=10), *Echinostoma spiniferum* (n=4), и *Bilharziella polonica* (n=3). Предварительно заражённость улиток определялась по эмиссии церкарий, а позднее уточнялась при их вскрытии после забора гемолимфы (из центрального синуса). В качестве антикоагулирующего буфера использовали раствор Чернина. Для более подробного морфотипирования гемоцитов применяли специфические флуоресцентные красители: SYTO62 Red Fluorescent Nucleic Acid Stain – краситель, проникающий через мембрану живой клетки и связывающийся с нуклеиновыми кислотами и LysoTracker® Green DND-26 – краситель, накапливающийся в лизосомах клеток. Окраску проводили по методике, описанной ранее [3]. По окончании инкубации образцы анализировали на проточном цитометре BD Accuri™ C6, BD Biosciences.

По параметрам прямого и бокового светорассеяния в гемолимфе всех исследованных моллюсков можно выделить три популяции циркулирующих гемоцитов, различающихся по структуре и размеру. Схема такого разделения представлена на рисунке 1. В составе первой популяции (A) обнаруживаются клетки, характеризующиеся относительно малым размером и относительно простой организацией цитоплазматического компартмента, что соответствует морфологическим характеристикам гиалиноцитов. Популяция клеток B обладает более высокими параметрами прямого и бокового светорассеяния, что свидетельствует об усложнении структуры и увеличении размеров по сравнению с популяцией A. Исходя из этого, клетки, формирующие данную популяцию, могут рассматриваться в качестве гранулоцитов (далее – гранулоциты B). В области C располагается отдельная фракция клеток, весьма разнородная по рассматриваемым параметрам, однако в целом включающая в себя клетки, обладающими большими значениями бокового светорассеяния, чем в популяции A, что позволяет также отнести их к гранулоцитам (далее – гранулоциты C).

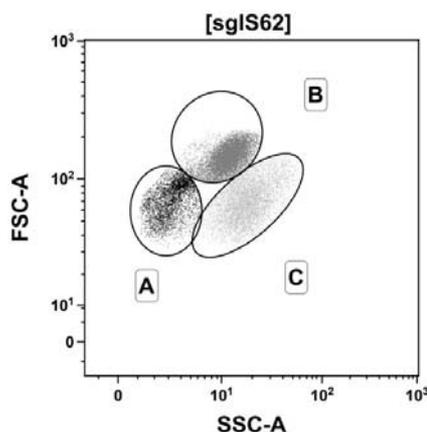


Рисунок 1. Популяции гемоцитов моллюсков *Planorbarius corneus*, выделяемые при цитофлуориметрическом анализе по параметрам прямого и бокового светорассеяния. Пояснения в тексте.

Для уточнения состава выделенных популяций гемоцитов в работе использовался подход, основанный на построении иерархических дендрограмм. Данный подход позволяет в случае оценки в образце трех и более параметров анализировать их сочетание для каждой клетки. Принцип построения подобных дендрограмм сводится к следующему: сначала клетки разбиваются на две группы по одному параметру, например, прямому

светорассеянию (рис. 2А). Потом каждая из полученных групп клеток разбивается аналогичным образом на основании другой характеристики, например, бокового светорассеяния (рис. 2В). Благодаря этому получается уже четыре группы клеток. Затем полученные четыре типа клеток разделяются по уровню флуоресценции сначала одного красителя (рис. 2С), потом другого (рис. 2D). В итоге формируются шестнадцать кластеров клеток с разными фенотипами, для которых можно определить относительное содержание (рис. 2F).

Математическую обработку цитофлуориметрических данных проводили при помощи программы Kaluza™ v.1.3 (Beckman Coulter, США). Для статистической обработки полученных данных использовали пакеты программ MS Excel и Statistica 8.0 (StatSoft, США). Нормальность распределения в полученных выборках оценивали при помощи критерия Колмогорова-Смирнова. Данные представляли в виде медианы (Me) и интерквартильного размаха (Q25, Q75). Для сравнения парных количественных значений использовали непараметрический критерий Манна-Уитни.

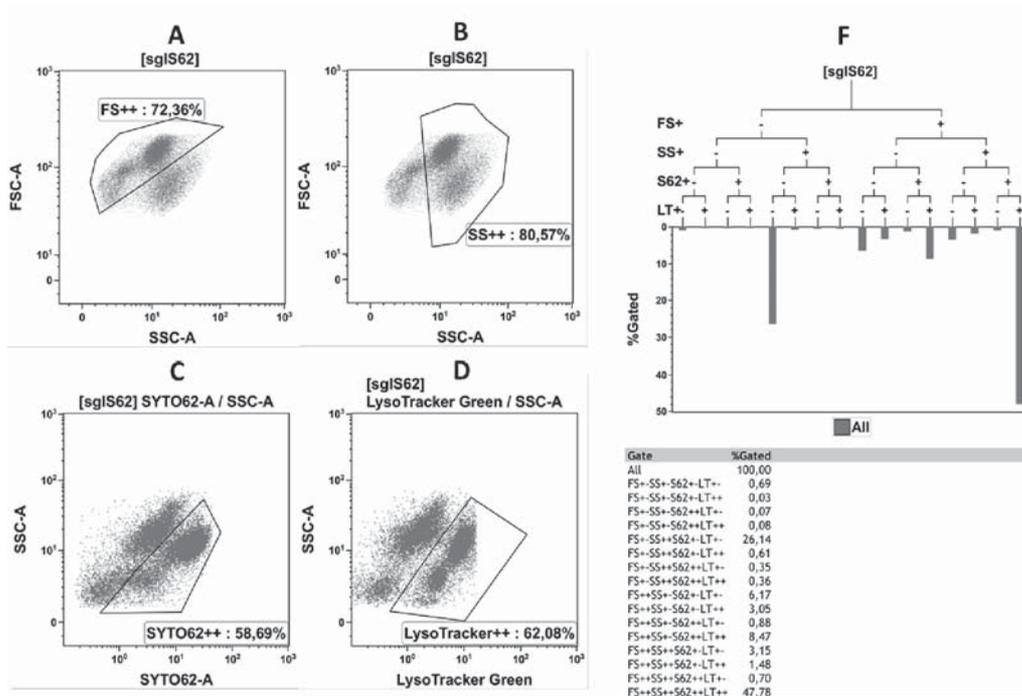


Рисунок 2. Пример построения иерархических гистограмм для анализа клеточного состава гемолимфы *Planorbarius corneus*. А – разделение клеток на основании параметров прямого светорассеяния, В – разделение клеток на основании параметров бокового светорассеяния, С – разделение клеток на основании параметров флуоресценции красителя SYTO62 Red, D – разделение клеток на основании параметров флуоресценции красителя LysoTracker Green, E – иерархическая дендрограмма, описывающая все фракции клеток гемолимфы.

Вышеописанный подход позволил охарактеризовать состав популяций циркулирующих гемоцитов заражённых трематодами и незаражённых моллюсков *Planorbarius corneus* и определить основные параметры, отличающие гемолимфу заражённых катушек от гемолимфы незаражённых особей. На рисунке 3 приведены гистограммы, отражающие субпопуляционный состав гемолимфы зараженных и не зараженных трематодами моллюсков (видовой состав паразитов в данном случае не учитывался).

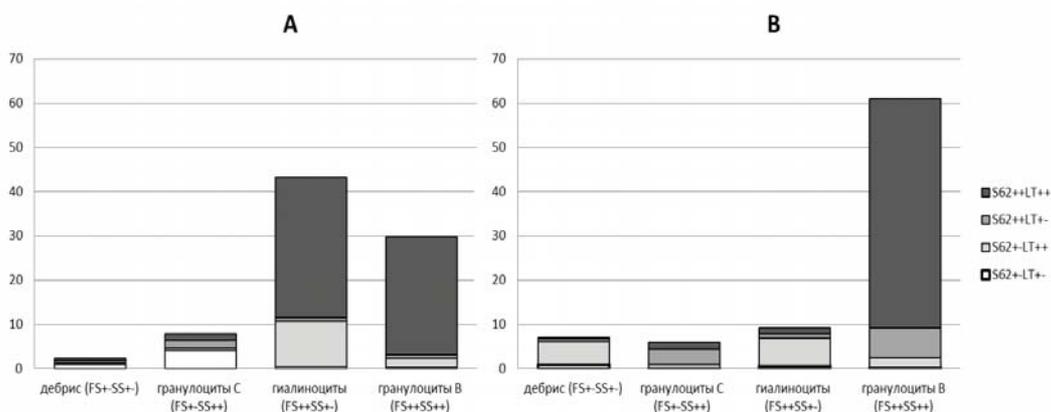


Рисунок 3. Относительное количество клеток в популяциях гемоцитов моллюсков *Planorbarius corneus* (% от общего числа гемоцитов). А – незаражённые моллюски. В – зараженные моллюски. Цветами обозначены субпопуляции гемоцитов, выделяемые по количеству накапливаемых красителей

В первую очередь обращает на себя внимание значительное (более чем в 2 раза) увеличение относительного числа гранулоцитов популяции В и четырехкратное снижение количества гиалиноцитов в гемолимфе зараженных моллюсков. При этом уменьшение числа гиалиноцитов происходит в первую очередь за счет самых функционально-активных клеток, наиболее эффективно накапливающих оба красителя. Для обеих популяций отличия имеют высокую степень достоверности ($p < 0.001$), что позволяет, используя вышеописанную методику с высокой долей вероятности диагностировать зараженность моллюска трематодами. Таким образом, анализ цитофлуорограммы гемолимфы позволяет диагностировать трематодную инвазию моллюсков.

1. Ataev G.L., Prokhorova E.E., Kudryavtsev I.V., Polevshchikov A.V. The influence of trematode infection on the hemocyte composition in *Planorbarius corneus* (Gastropoda, Pulmonata) // Invertebrate survival journal. – 2016. – Vol. 13. – P. 164–171.

2. Прохорова Е.Е., Серебрякова М.С., Токмакова А.С., Кудрявцев И.В., Усманова Р.Р., Атаев Г.Л. Анализ клеточного состава гемолимфы трёх видов планорбид (Gastropoda: Pulmonata) // Invertebrate Zoology. – 2018. – Vol. 15. – (In Press)

3. Серебрякова М.К., Прохорова Е.Е., Токмакова А.С., Кудрявцев И.В., Полевицков А.В., Атаев Г.Л. Новый метод разделения популяций циркулирующих гемоцитов легочных моллюсков с помощью проточной цитометрии // Российский иммунологический журнал. – 2015. – Т. 9 (18), № 2 (1). – С. 160-162.

THE APPLICATION OF FLOW-CYTOMETRY FOR DETECTION OF TREMATODE INVASION IN PULMONATES

E.E. Prokhorova, M.K. Serebryakova, A.C. Tokmakova, G.L. Ataev
Herzen State Pedagogical University of Russia, Saint-Petersburg, ellen@mail.ru

Ratio of populations of circulating hemocytes reflects the physiological status of the snail and can be used to determine the invasion of mollusks by trematodes. The method of detection trematode invasion in *Planorbarius corneus* snails using flow cytometry was developed. It is shown that garsnuloocytes of trematode-infected and uninfected snails accumulate different quantity of lysosome staining LysoTracker and nucleic acids dye SYTO62.

Keywords: Pulmonata, trematodes, hemocytes, granulocytes, hyalinocytes, flow cytometry.

**ОБЗОР ВОЗМОЖНОСТЕЙ МЕТОДА ГРАФИЧЕСКОГО АНАЛИЗА
ТАКСОНОМИЧЕСКИХ ПРОПОРЦИЙ
(БИОИНДИКАЦИЯ И БИОМОНИТОРИНГ)**

Л.В. Разумовский, В.Л. Разумовский

Институт водных проблем РАН, г. Москва, lazy-lion@mail.ru, nethaon@mail.ru

В работе описывается метод графического анализа (МГА), разработанный для озерных экосистем. В дальнейшем аналогичные закономерности были установлены для проточных водоемов. При анализе таксономической структуры пресноводных диатомовых комплексов было выделено три сценария их трансформации. В 2016-2017 гг. МГА был впервые использован при анализе изменений структуры фитопланктонных сообществ р. Москва и Ивановского вдхрн.

Ключевые слова: графический анализ, диатомовые водоросли, фитопланктонные сообщества

Первоначально метод графического анализа (МГА) был разработан при пространственном анализе донных комплексов диатомовых водорослей из современных озерных осадков. Были исследованы более 120 озер из различных регионов Европейской части России [3, 8, 10, 12]. Анализ трансформации структуры диатомовых комплексов во времени был изучен по колонкам донных отложений из 15 озер, расположенных в различных ландшафтно-климатических областях [4, 8]. При применении разработанной методики анализа, озера были разделены по двум категориям размерности: с площадью водного зеркала менее 1 км² (малые) и с площадью водного зеркала от 1 до 4 км² (средние). Этим двум категориям были так же присвоены условные названия «простые экосистемы» и «сложные экосистемы», по сценарию их пространственно-временной трансформации, которые различаются.

Закономерности трансформации, которые были выявлены для диатомовых комплексов из озер, имеют аналоги, которые наблюдаются в речных экосистемах [6, 11].

МГА состоит в следующем: при построении графиков по оси абсцисс откладывается число идентифицированных таксонов видового и более низкого рангов (далее в тексте – таксонов), а по оси ординат – их относительная численность. Таксоны ранжируются по показателю относительной численности в сторону его уменьшения. По относительной численности таксоны разделяют на группы: доминирующие (обычно не менее 8-10 % от комплекса), сопутствующие (более 1-2 %) и редкие (обычно менее 1 %). В результате, в линейной системе координат строится исходный график или гистограмма.

Анализ полученных графиков (гистограмм) проводится в линейной и логарифмической системе координат. В логарифмической системе координат анализируются не сами графики, а их тренды, представленные результирующими прямыми линиями. Эти линии образуют генерации определенных очертаний.

В линейной системе координат были выделены два типа графиков естественной, ненарушенной структуры таксономических пропорций в диатомовых комплексах. Один из них своим очертаниям близок к экспоненциальной зависимости и характерен для малых озер («простые экосистемы»). Для озер среднего размера («сложные экосистемы») форма полученных графиков имеет подобие с логистической зависимостью [13]. Оба типа графиков отражают, в той или иной степени, исходные, прижизненные таксономические пропорции в диатомовых комплексах. Они соответствуют двум из трех основных нециклических форм зависимостей, которые возникают в экосистемах при их ответных реакциях на внешнее воздействие. При анализе переотложенных и перемещенных комплексов был выделен (идентифицирован) третий тип графиков, имеющий линейные очертания. При анализе в логарифмической системе координат были выделены три основных сценария пространственно-временной трансформации таксономических пропорций.

Для озер малого размера характерен первый из выявленных сценариев трансформации диатомовых комплексов. При усилении внешнего негативного воздействия происходит

«вращение» результирующих линий вокруг некой точки или локальной области. Соответственно выглядит и генерация результирующих линий, имеющая общий центр или область вращения. Этот процесс происходит до определенного предела, после чего результирующие линии перемещаются из области гипотетического «вращения», что соответствует стадии деградации экосистемы озера.

Для озер среднего размера характерен второй из выделенных сценариев трансформации, который на начальном этапе выражен в форме веерообразного «разворота» вокруг некой общей области.

Существует третья модель (сценарий) трансформации, которую нельзя свести к двум первым – параллельное расположение линий. Такое расположение (генерация) результирующих линий было впервые выявлено вдоль температурного градиента подогретых вод поступающих из сбросового канала Кольской атомной электростанции (оз. Имандра) [5]. Аналогичное явление было отмечено для группы озер с разным показателем рН [1]. Кроме того, параллельное расположение результирующих линий характерно для озер, в которых протекают процессы быстрого изменения глубин (обмеления или повышения уровня воды). Эти процессы были отмечены в озерах: Галичское (Костромская обл.), Большое (Краснодарский край), Глубокое (Московская обл.), Нижнее Хаймашинское (Республика Кабардино-Балкария) [3, 4, 7-10, 12].

Во всех перечисленных случаях речь не идет о внешних факторах воздействия – меняются свойства самой среды обитания ($t^{\circ}\text{C}$, рН, глубина водоема и др.).

МГА неоднократно описывался в научной литературе [8, 10]. Однако до 2015 г. он никогда не применялся к фитопланктонным комплексам в целом, а исключительно к комплексам и ассоциациям диатомовых водорослей. Анализ всего массива данных, полученных в результате обработки фитопланктонных проб, вынудил пересмотреть классификационные определения «доминирующие таксоны» и «сопутствующие таксоны», сформулированные ранее для озерных диатомовых комплексов, применительно к фитопланктонным комплексам. К категории доминирующих таксонов были отнесены таксоны, достигающие не менее 10% относительной численности в комплексе [2], а к категории сопутствующих таксонов были отнесены таксоны, достигающие не менее 5 % относительной численности в комплексе.

Кроме того, при построении графиков характеризующих таксономические пропорции в фитопланктонных комплексах р. Москва был использован методологический приём, позволивших наиболее объективно описать их трансформации во времени.

Обычно, подсчет процентных пропорций в микрофлористических комплексах из поверхностных осадков водоемов проводится в конце осени, после окончания сезона вегетационной активности, когда произошло отмирание клеток и их оседание на дно.

При анализе фитопланктонных комплексов р. Москва была симитирована эта ситуация: все просмотренные фитопланктонные комплексы, развивавшиеся водной среде с весны по осень в данном пункте наблюдения, были совместно проанализированы и абсолютная численность клеток всех идентифицированных таксонов просуммирована.

Примененный метод анализа ранее успешно использовался для анализа диатомовых комплексов в слоях донных отложений озерных систем. Там единицей анализа служили слои за 1 год. Таким образом, суммирование за год для речных экосистем аналогично анализу слоя выпадения фитопланктонных организмов за 1 год.

Общий сценарий пространственно-временной трансформации фитопланктонного сообщества в черте мегаполиса можно описать следующим образом: на границе поступления речных вод в мегаполис (Тушино) была выявлена единая область локализации полученных результирующих линий (рис. 1а). Далее происходит нарушение таксономической структуры, выраженное в «размывании» единого центра локализации в районах Перерва и Братеево в границах мегаполиса (рис. 1б, в). За чертой мегаполиса, в р-не Заозерье, генерация результирующих линий вновь приобретает упорядоченный характер с единой областью локализации (рис. 1г).

Для дальнейшего выяснения информационных возможностей МГА был проведен мониторинг фитопланктонных сообществ во времени и в пространстве, без итогового суммирования численных значений за год, как это было сделано для р. Москва.

Для мониторинга во времени был выбран Волжский плес Иваньковского вдхр., где с марта по май 2017 г. был изучен таксономический состав фитопланктонных комплексов.

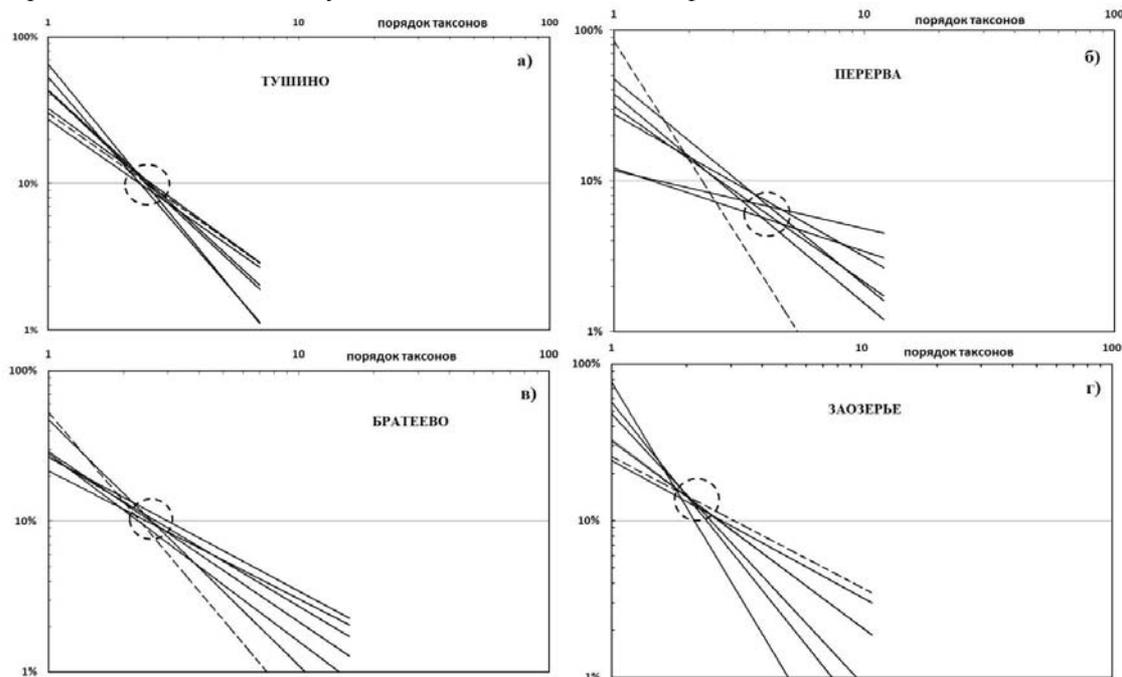


Рисунок 1. Трансформация таксономической структуры фитопланктонных комплексов р. Москва (2006-2012 гг.) в логарифмической системе координат. Серым цветом выделены результирующие линии, построенные для 2010 г. (аномально-жаркий летний сезон).

Пространственный анализ был проведен в центральной части акватории Иваньковского вдхр., у гор. Конаково и пос. Карачарово (с 15.04.2017 по 15.05.2017). В обоих случаях были получены две генерации результирующих линий (рис. 2а, б).

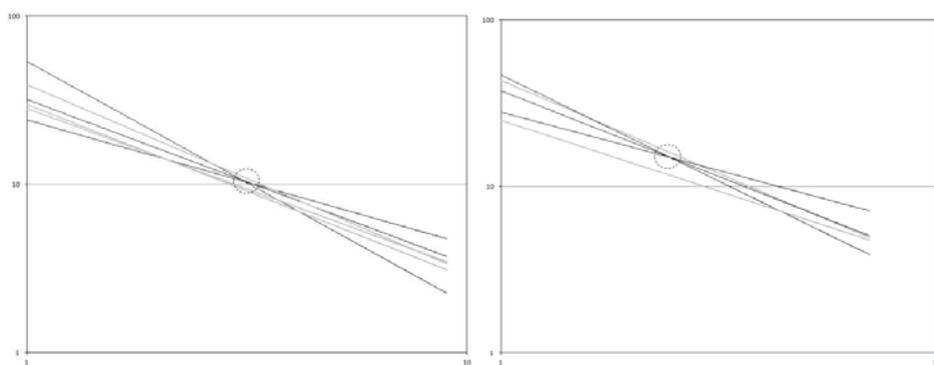


Рисунок 2. Трансформация таксономической структуры фитопланктонных комплексов Иваньковского вдхр. во времени (а) и в пространстве (б) весной 2017 г. Серым цветом выделены результирующие линии, расположенные параллельно.

Первая генерация имеет единый центр локализации, идентифицирующий формирование устойчивого фитопланктонного сообщества. Вторая генерация состоит из параллельно-расположенных результирующих линий, что свидетельствует о процессах

изменения параметров самой гидросреды. В данном случае, этим параметром, вероятно, является течение и изменение его скорости в весенний период.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 17-05-00673.

1. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. – СПб.: Наука, 2000. – 147 с.
2. Кузьмин Г.В. Фитопланктон // Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. – М.: Наука, 1975. – С. 73–90.
3. Разумовский В.Л. Оценка экологического состояния высокогорных озер Приэльбрусья по результатам диатомового анализа // Водные ресурсы. – 2014. – Т. 41, № 2. – С. 200–205.
4. Разумовский В.Л. Формирование экосистемы карстового озера в степном поясе гор Кавказа (диатомовый анализ) // Аридные экосистемы. – 2014. – № 2 (59). – С. 69–73.
5. Разумовский Л.В. Биоиндикация уровня антропогенной нагрузки на тундровые и лесотундровые ландшафты по диатомовым комплексам озер Кольского полуострова. – М.: ИРЦ Газпром, 1997. – 92 с.
6. Разумовский Л.В. Оценка качества вод на основе анализа структуры диатомовых комплексов // Водные ресурсы. – 2004. – Т. 31, № 6. – С. 742–750.
7. Разумовский Л.В. Реконструкция температурных циклов и сукцессионных изменений по диатомовым комплексам из донных осадков на примере Галичского озера // Водные ресурсы. – 2008. – Т. 35, № 6. – С. 595–608.
8. Разумовский Л.В. Оценка трансформации озерных экосистем методом диатомового анализа. – М.: ГЕОС, 2012. – 199 с.
9. Разумовский Л.В., Гололобова М.А. Трансформация диатомовых комплексов из озер Борое и Глубокое в конце позднего голоцена // Вестник Московского Государственного Университета. Биологическая серия. – 2014. – № 1. – С. 19–23.
10. Разумовский Л.В., Моисеенко Т.И. Оценка пространственно-временных трансформаций озерных экосистем методом диатомового анализа // Доклады РАН. – 2009. – Т. 429, № 2. – С. 274–277.
11. Разумовский Л.В., Черных Л.П. Метод графического сопоставления структуры перифитонных диатомовых комплексов в оценке влияния природной и антропогенной нагрузки на качество среды малых рек // Труды кафедры химии, новых технологий и материалов: Международный университет природы, общества и человека «Дубна». – 2014. – Вып. 1. – С. 232–246.
12. Разумовский Л.В., Шелехова Т.С., Разумовский В.Л. Новейшая история озер Большое и Зеркальное по результатам диатомового анализа // Водные ресурсы. – 2015. – Т. 42, № 2. – С. 222–227.
13. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. – М.: Наука, 2005. – Кн. 1. – 281 с.

CAPABILITIES OVERVIEW OF THE TAXONOMIC PROPORTIONS GRAPHICAL ANALYSIS METHOD (BIOINDICATION AND BIOMONITORING)

L.V. Razumovskiy, V.L. Razumovskiy

Water Problems Institute RAS, Moscow, lazy-lion@mail.ru, nethaon@mail.ru

Abstract: the method of graphic analysis elaborated for the lake ecosystems is described. Subsequently the similar regularities were established to the flowing water bodies. When analysing the taxonomic structure three scenarios of the transformation of freshwater diatom assemblages were allocated. GAM was first used for the analysis of changes in structure phytoplanktonic communities of Moscow River and Ivankovo Reservoir in 2016-2017.

Keywords: graphical analysis, diatoms, phytoplankton assemblages.

УДК 574.586

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ГИЛЬДИИ ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ ПЕРИФИТОНА В БАССЕЙНЕ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА: ИХ ЗНАЧЕНИЕ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ

А.Г. Русанов, Е.В. Станиславская

Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, a_rusanov@yahoo.com

Сравнение относительной роли факторов среды и процессов расселения в формировании видовой структуры экологических гильдий диатомовых водорослей перифитона проведено в реках Ладожского бассейна и на литорали Ладожского озера. В речном перифитоне роль гидрохимических факторов возрастала в регуляции видовой структуры высокорослых и подвижных диатомовых водорослей. Напротив, в литоральном перифитоне гидрохимические переменные вносили максимальный вклад в структуру низкорослых диатомовых водорослей. Различия в отклике гильдий определяются их различной способностью к расселению, а также различиями в связности между местообитаниями в реках и на литорали Ладоги.

Ключевые слова: диатомовые водоросли, перифитон, экологические гильдии, расселение, мониторинг.

В последнее десятилетие в экологии диатомовых водорослей перифитона широкое применение получил подход, основанный на применении экологических гильдий, объединяющих виды по морфологическим и физиологическим особенностям [1]. В основе классификации гильдий лежат представления об адаптивных стратегиях, благодаря которым в эволюционном временном масштабе у разных биологических видов в одинаковых условиях среды формируются сходные морфологические и физиологические приспособления. Виды микроводорослей со сходными адаптивными стратегиями принято называть жизненными формами. Наиболее известная и широко распространенная экологическая классификация предложена Пасси [2], в которой все многообразие жизненных форм диатомовых водорослей разделяется на три гильдии – низкорослые (low-profile), высокорослые (high-profile) и подвижные (motile) формы. Согласно этой классификации, диатомовые водоросли из разных гильдий адаптированы к различным уровням гидродинамического нарушения и обеспеченности ресурсами. Низкорослые формы благодаря плотному прикреплению к субстрату устойчивы к физическому нарушению, и поэтому доминируют в условиях повышенной гидродинамики среды. Напротив, слабо приспособленные к условиям турбулентности высокорослые и подвижные формы преобладают в спокойных гидродинамических условиях, при которых реализуются их преимущества в конкуренции за ресурсы. Высокосослые и подвижные формы обладают преимуществами в конкуренции за биогенные вещества, поскольку высокорослые формы способны получать необходимое количество ресурсов благодаря вертикальной ориентации в пространстве, а подвижные формы могут избегать истощенные ресурсами местообитания внутри слоя перифитона.

Довольно значительное число работ в последнее время рассматривает пространственное распределение диатомовых водорослей с позиций концепции метасообщества [3]. Было показано, что в больших озерах из-за высокой взаимосвязи между участками литорали и большой скорости расселения микроводорослей локальные сообщества диатомовых водорослей смешиваются, что приводит к снижению влияния факторов среды в регуляции видовой структуры [4]. В связи с этим, высказывается мнение, что для повышения эффективности биомониторинга необходимо принимать во внимание как индивидуальные расселительные способности видов-индикаторов, так и учитывать степень связности между отдельными участками на изучаемой территории [5].

В настоящей работе оценивалась относительная роль факторов среды и процессов расселения в пространственной изменчивости видовой структуры экологических гильдий диатомовых водорослей в реках Ладожского бассейна и на литорали Ладожского озера. Чтобы выяснить потенциальную возможность использования гильдий в мониторинге качества воды, основными вопросами стояло, какая из гильдий имеет наиболее тесную связь с гидрохимическими показателями, и как изменяется эта связь в зависимости от условий обитания.

Пробы речного перифитона отбирали в июле и сентябре 2002 г. в 19 реках Ладожского бассейна (Нева, Лава, Волхов, Сясь, Паша, Оять, Свирь, Олонка, Тулокса, Видлица, Тулема, Уксун, Янис, Мийнола, Иййоки, Хитоланйоки, Бурная, Авлога и Морье). Из гидрохимических показателей измерялись концентрация минерального ($P_{\text{мин}}$) и общего фосфора ($P_{\text{общ}}$), содержание HCO_3 , удельная электропроводность (УЭП) и pH. В качестве физических переменных использовались расход воды, температура и цветность.

Отбор проб литорального перифитона в Ладожском озере проводился в июле-августе 2006 г. на 25 станциях. Из гидрохимических параметров учитывались $P_{\text{общ}}$, УЭП и pH. Для оценки влияния гидродинамического режима все литоральные станции были подразделены на три геоморфологических типа – открытая литораль, заливы и прибрежные ветланды [6]. Гидродинамические условия на литорали также отражал уклон дна, определенный по топографической карте (масштаб 1:25000) до изобаты 5 м. Прибрежные ветланды характеризовались более спокойным гидродинамическим режимом, на что указывал более пологий уклон дна (0,11 %) по сравнению с открытой литоралью (1,24 %) и заливами (1,92 %). Тип литорали, уклон дна, а также температура воды использовались в качестве физических переменных.

Чтобы оценить влияние географической дистанции между станциями использовался PCNM-метод (principal coordinates of neighbour matrices – главные координаты соседства матриц) [7], выполненный при помощи функции *pcnm* в статистической среде R [8]. Путем усечения матрицы Евклидовых расстояний между географическими координатами станций отбора проб были сгенерированы пространственные переменные, позволяющие моделировать широко- и узко-масштабные пространственные автокорреляционные зависимости. Первые переменные с высокими факторными нагрузками выражают автокорреляционные зависимости в масштабе всей площади исследования; последние переменные с низкими факторными нагрузками выражают автокорреляцию между ближайшими соседними станциями [9]. В результате применения PCNM-метод было получено 13 пространственных переменных для речного перифитона и 17 переменных для литорального перифитона.

Оценка влияния гидрохимических и физических факторов, а также пространственного расположения станций на видовую структуру гильдий диатомовых водорослей проведена при помощи оценивания компонент дисперсии многомерных данных [10] на основе частного анализа избыточности (redundancy analysis, RDA) [11], выполненного при помощи функции *varpat* в R пакете *vegan* [12]. Первоначальный отбор переменных, оказавших значимое влияние на видовую структуру, был произведен процедурой прямой селекции (forward selection) при помощи функции *ordiR2step*, доступной в R пакете *vegan* [12].

Анализ относительного обилия гильдий показал, что в речном перифитоне преобладали высокорослые формы, а в литоральном перифитоне – низкорослые формы (табл. 1). Поскольку представители гильдии низкорослых диатомовых водорослей отличаются повышенной устойчивостью к гидродинамическому воздействию [2], увеличение относительного обилия низкорослых диатомовых водорослей в литоральном перифитоне говорит о том, что на литорали Ладоги сообщества диатомовых водорослей испытывают более сильное гидродинамическое нарушение, чем в реках.

Таблица 1. Сравнение состава (%) гильдий диатомовых водорослей перифитона в реках Ладожского бассейна и на литорали Ладожского озера.

Гильдия	Реки Ладожского бассейна	Ладожское озеро
Низкорослые	26,1	44,7
Высокорослые	57,6	37,8
Подвижные	12,5	11,2
Планктонные	3,9	6,7

Следует особо отметить, что в речном и литоральном перифитоне корреляционный анализ не выявил взаимосвязи относительного обилия гильдий с $P_{\text{общ}}$ и $P_{\text{мин}}$. Но как показал дальнейший анализ компонент дисперсии на основе RDA (табл. 2, 3), $P_{\text{общ}}$ и $P_{\text{мин}}$ оказывали влияние на видовой состав диатомовых водорослей, указывая на наличие в каждой гильдии потенциальных видов-индикаторов как низкого, так и высокого содержания фосфора.

Таблица 2. Результаты частного RDA анализа для гильдий диатомовых водорослей в реках Ладожского бассейна. Доли объясненной вариации гидрохимическими (СНЕ),

физическими (PHY) и пространственными (SPA) переменными показаны как проценты от общей дисперсии. В скобках указаны факторы среды и пространственные переменные (S), оказавшие статистически значимый вклад в изменчивость гильдий.

Гильдия	CHE, %	PHY, %	SPA, %	Остаточная дисперсия, %
Низкорослые	1,2 (HCO ₃)	2,6 (расход воды)	18,6 (S3, S7, S10, S11, S12)	76,7
Высокорослые	3,3 (P _{общ} , pH)	6,4 (цветность, расход воды)	15,6 (S1, S3, S4, S5, S9, S10, S11)	66,9
Подвижные	6,9 (УЭП, P _{мин})	0,7 (цветность)	17,7 (S1, S5, S7, S10, S11, S13)	74,0
Планктонные	-	-	10,4 (S1, S5, S6, S10)	89,6

Таблица 3. Результаты частного RDA анализа для гильдий диатомовых водорослей на литорали Ладожского озера. (Объяснение CHE, PHY, SPA и S см. в заголовке таблица 2).

Гильдия	CHE, %	PHY, %	SPA, %	Остаточная дисперсия, %
Низкорослые	22,2 (P _{общ} , pH)	17,7 (тип литорали)	13,0 (S2)	46,3
Высокорослые	9,5 (P _{общ})	8,9 (тип литорали)	9,5 (S6, S11, S15)	75,6
Подвижные	2,2 (P _{общ})	6,0 (уклон дна)	5,1 (S12)	85,3
Планктонные	1,6 (pH)	13,2 (температура)	26,7 (S4, S14, S15)	69,4

Результаты частного RDA анализа показали, что вклад гидрохимических факторов в объяснение видовой структуры гильдий отличался для речного и литорального перифитона (табл. 2, 3). В речном перифитоне роль гидрохимических факторов была наименьшей в регуляции видовой структуры низкорослых диатомовых водорослей, возрастая в гильдиях высокорослых и подвижных диатомовых. Напротив, в литоральном перифитоне гидрохимические переменные вносили максимальный вклад в структуру низкорослых диатомовых водорослей, снижая свое влияние в гильдиях высокорослых и подвижных диатомовых.

Гильдии диатомовых водорослей различаются расселительной способностью, которая зависит от их устойчивости к гидродинамическому нарушению. Для слабо прикрепленных к субстрату подвижных диатомовых водорослей характерна высокая способность к расселению. На литорали больших озер, где из-за высокой взаимосвязи между отдельными местообитаниями микроводоросли не испытывают ограничения в распространении, высокая скорость расселения микроводорослей приводит к смешиванию сообществ и снижению влияния гидрохимических переменных в регуляции структуры сообщества. Напротив, у плотно прикрепленных низкорослых диатомовых водорослей, благодаря меньшей чувствительности к гидродинамическому воздействию и большей устойчивости в оптимальных условиях, гидрохимические переменные преобладают в регуляции видовой структуры. В более изолированных друг от друга речных системах, высокая способность к расселению подвижных диатомовых позволяет им быстрее реагировать на изменения окружающей среды. Низкая способность к расселению гильдии низкорослых диатомовых приводит к ограничению их распространения в речных условиях, вследствие чего основную роль в регуляции их видовой структуры играют пространственные переменные.

Таким образом, в относительно изолированных речных системах гильдия подвижных диатомовых благодаря их высокой расселительной способности имеет большее значение в мониторинге качества воды в реках Ладожского бассейна, несмотря на низкую относительную численность в составе речного перифитона. В то же время, на литорали Ладоги в силу своей устойчивости к волновому воздействию преобладает гильдия

низкорослых диатомовых, которые являются хорошими индикаторами качества воды, поскольку их видовая структура в основном зависит от гидрохимических факторов среды.

1. *Tapoleczai K., Bouchez A., Stenger-Kovacs C., Padisak J., Rimet F.* Trait-based ecological classifications for benthic algae: review and perspectives // *Hydrobiologia*. – 2016. – V. 776. – P. 1–17.
2. *Passy S.I.* Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters // *Aquat. Bot.* – 2007. – V. 86. – P. 171–178.
3. *Leibold, M.A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J.M., Hoopes M.F. et al.* The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology // *Ecology Letters*. – 2004. – V. 7. – P. 601–613.
4. *Vilmi A., Tolonen K.T., Karjalainen S.M., Heino J.* Metacommunity structuring in a big hly-connected aquatic system: effects of dispersal, abiotic environment and grazing pressure on m icroalgal guilds // *Hydrobiologia*. – 2017. – V. 790. – P. 125–140.
5. *Heino J.* The importance of metacommunity ecology for environmental assessment research in the freshwater realm // *Biological Reviews*. – 2013. – V. 88. – P. 166–178.
6. *Keough J.R., Thompson T.A., Guntenspergen G.R., Wilcox D.A.* Hydrogeomorphic factors and ecosystem responses in coastal wetlands of the Great Lakes // *Wetlands*. – 1999. – V. 19. – P. 821–834.
7. *Borcard D., Legendre P.* All-scale spatial analysis of ecological data by means of p rincipal coordinates of neighbour matrices // *Ecol. Modelling*. – 2002. – V. 153. – P. 51–68.
8. R Core Team. R: A language and env ironment for statistical computing / R Founda tion for Statistical Computing. – Vienna, Austria, 2013. ISBN: 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org/>
9. *Dray S., Legendre P., Peres-Neto P.R.* Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM) // *Ecol. Modelling*. – 2006. – V. 196. – P. 483–493.
10. *Anderson M.J., Gribble N.A.* Partitioning the variation among spatial, temporal and environmental components in a multivariate data set // *Aust. J. Ecol.* – 1998. – V. 23. – P. 158–167.
11. *Rao C.R.* The use and interpretation of principal component analysis in applied research // *Sankhyā Ser A*. – 1964. – V. 26. – P. 329–358.
12. *Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B. et al.* Package ‘vegan’. – 2013. – <http://cran.r-project.org>, <http://vegan.r-forge.r-project.org/>

ECOLOGICAL GUILDS OF PERIPHYTIC DIATOMS IN THE BASIN OF LAKE LADOGA: THEIR IMPORTANCE FOR WATER QUALITY ASSESSMENT

A.G. Rusanov, E.V. Stanislavskaya

Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, a_rusanov@yahoo.com

The relative roles of en vironmental factors and dispersa l processes i n controlling the species structure of ecological guilds of periphytic diatoms were compared in rivers of Ladoga basin and littoral of Lake Ladoga. In river periphyton, the role of hydrochemical factors increased in regulation of the species structure of high-profile and motile diatoms. Conversely, in littoral periphyton, hydrochemical factors contributed most to the structure of low-profile diatoms. Differences in the response of ecological guilds are determined by their differential dispersal abilities as well as by differences in connectivity among sites in rivers and on littoral of Lake Ladoga.

Keywords: diatoms, periphyton, ecological guilds, dispersal, monitoring.

УДК 556.583

ФОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОД ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

Н.И. Русова

ВМПИ ВУНЦ ВМФ «Военно-морская академия», г. Санкт-Петербург,

nadezhda_minnikova@mail.ru

Биологический мониторинг качества поверхностных вод основан на методах биоиндикации по сообществам микроводорослей, и опирается на анализ таксономического состава и структуры сообществ, на наличии и численности определенных показательных видов-индикаторов. Проведение санитарно-биологического анализа позволяет определять класс и разряд качества вод, состояния процессов самоочищения и судить о степени активности разложения органического вещества.

Ключевые слова: биологический мониторинг, водные экосистемы, индекс сапробности, качество вод, микроводоросли.

Бассейн среднего течения р. Ворона, располагается в условиях постоянной антропогенной нагрузки. В качестве основных источников поступления в водные объекты загрязняющих веществ повсеместно выступают диффузный сток с водосборов и атмосферный массоперенос. Происходит заиливание водоемов, их прибрежные зоны зарастают высшей водной растительностью, часто заболачиваются. Интенсивное развитие растительности сопровождается накоплением в придонных слоях органического вещества в результате неполной его минерализации. Вследствие антропогенного эвтрофирования (загрязнения) водных экосистем ухудшается качество среды обитания гидробионтов.

Биомониторинг экологического состояния поверхностных вод бассейна среднего течения р. Ворона, степени их загрязнения, установление состояния и эффективности процессов самоочищения водных экосистем, выявление общей тенденции загрязнения вод проводится методами биоиндикации по сообществам микроскопических водорослей. Они основаны на анализе таксономического состава и структуры их сообществ, на наличии и численности определенных показательных видов индикаторов.

Проведение санитарно-биологического анализа позволяет оценивать количество и степень активности разлагающегося органического вещества автохтонного и аллохтонного происхождения. И, в конечном итоге, определять уровень сбалансированности процессов образования и деструкции органического вещества в водоемах, то есть состояние процессов самоочищения [1, 4].

В акваториях проточно-русловых озер в конце вегетационного сезона образуются большие объемы органического вещества, как за счет отмершей высшей водной растительности, так и массовых скоплений опускающихся на дно в конце вегетации остатков синезеленых водорослей. Подобный процесс накопления органики, которая не разлагается полностью, происходит в оз. Рамза (2013-2014 гг.), оз. Кипец (2010-2014 гг.), оз. Симерка (2007-2009 и 2013-2014 гг.) и сопровождается формированием в придонных слоях данных акваторий зон полисапробных вод. Это доказывает, что в условиях возможного повышения антропогенной нагрузки, и/или при повторении положительных температурных аномалий, может произойти резкое ухудшение качества вод, и подчеркивает экологическую опасность антропогенного загрязнения в условиях современной эпохи глобальных климатических изменений.

Метод Пантле-Букка в модификации Сладечека позволяет по индексу сапробности (S) определять класс качества поверхностных вод [2].

В пределах Кирсановского и Инжавинского массивов в бассейне среднего течения р. Ворона по эколого-биологическому качеству воды, согласно индексу сапробности Пантле-Букка в модификации Сладечека, относятся к классу III «Умеренно (слабо) загрязненные» или «Удовлетворительной чистоты». По разряду качества в пределах данного класса они практически повсеместно имеют статус 3а «Достаточно чистых вод» [3].

Более загрязненными являются локальные участки акваторий, которые находятся в зонах поступления хозяйственно-бытовых стоков с территорий населенных пунктов и в зонах промышленно-коммунальной нагрузки (р. Пурсовка в черте г. Кирсанов). На качество вод влияют также процессы активизации экзогенных геологических процессов, например, оврагообразование [5].

Многолетние исследования позволили проследить реальные трансформации экологического состояния водных экосистем в условиях среднестатистических природных параметров (2007-2009 гг.), экстремальных для региона высоких летних температурах воздуха (2010-2012 гг.), и затем при восстановлении природных температурных параметров, близких к среднегодовым показателям (2013-2014 гг.). Изученная последовательность трансформации водных экосистем позволяет прогнозировать возможные пути развития водных экосистем в условиях глобальных климатических изменений, или при радикальном воздействии на них природных и/или антропогенных факторов.

1. Анциферова Г.А., Минникова Н.И. Виды Ксеносапробы в сообществах низших водорослей как показатель эколого-биологического качества воды // Проблемы современной палинологии : Мат. XIII Росс. Конф. – Сыктывкар, 2011. – С. 249-252.

2. Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. – Тель-Авив, 2006. – 496 с.

3. Русова Н.И. Оценка экологического состояния вод среднего течения р. Ворона на основе биоиндикационных исследований по сообществам низших водорослей // Современные проблемы науки и образования. – 2015. – № 1. – Режим доступа: <http://www.science-education.ru/121-18054>.

4. Методика изучения биоценозов внутренних водоемов. – М., 1975. – С. 73-108.

5. Шевырев С.Л., Анциферова Г.А., Русова Н.И., Хамзиков М.Ж. Анализ космических снимков как метод контроля природных и антропогенных процессов на примере среднего течения Вороны (Тамбовская область) // Вестник Воронежского гос. университета. География. Геоэкология. – 2013. – № 1. – С. 35-39.

FORMING THE QUALITY OF WATER UNDER THE INFLUENCE OF NATURAL AND ANTHROPOGENIC FACTORS

N.I. Rusova

VMPI VUNTS Navy «Naval Academy» St. Petersburg, nadezhda_minnikova@mail.ru

Biological monitoring of surface water quality is based on bioindication methods for microalgae communities, and is based on analysis of taxonomic composition and structure of communities, on the presence and abundance of certain indicative indicator species. Conducting sanitary and biological analysis allows to determine the class and quality of water, the state of self-purification processes and to judge the degree of decomposition activity of organic matter.

Keywords: biological monitoring, aquatic ecosystems, saprobity index, water quality, microalgae.

УДК: 551.312:556.55.56

ДИАГНОСТИКА АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ ПО ПАЛЕОЛИМНОЛОГИЧЕСКИМ ДАННЫМ

Т.В. Сапелко¹, Н.В. Игнатьева¹, Д.Д. Кузнецов¹, А.В. Лудикова¹, А.В. Терехов¹,
Н.Ю. Корнеев¹, М.А. Гусева¹, К.В. Шеманаев²

¹Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, tsapelko@mail.ru

²Российский государственный гидрометеорологический университет, г. Санкт-Петербург,

В течение последних 5 лет в Институте озероведения РАН разрабатывается методика разделения влияния природных и антропогенных факторов на озерные экосистемы в течение голоцена. В рамках методических работ проведены комплексные палеолимнологические исследования донных отложений озер Северо-Запада и Средней полосы России. Комплекс исследований донных отложений включал в себя литологический, палинологический, ботанический, диатомовый анализы, анализы динамики фосфора, металлов и органического вещества, а также математическую обработку полученных результатов с целью получения процентного соотношения влияния природных и антропогенных факторов на экосистему каждого из изученных озер. В результате проведенных комплексных исследований сделаны выводы о степени влияния антропогенных факторов на озерные экосистемы и установлены изменения влияния природных и антропогенных факторов в течение голоценового периода.

Ключевые слова: озерные экосистемы, палеолимнология, антропогенные и природные факторы

Вопросы трансформации озерных экосистем под влиянием антропогенных факторов стоит сегодня довольно остро. Важной проблемой определения экологического изучения озер является установление роли влияния природных и антропогенных факторов в развитии озерных экосистем. Донные отложения озер накапливают информацию не только об естественных изменениях экосистем, но и об антропогенном влиянии на них. Комплексное палеолимнологическое изучение донных отложений озер позволяет установить начало, степень и динамику антропогенной нагрузки на озеро. В течение последних пяти лет в Институте озероведения РАН исследовались озера в различных регионах с разной степенью

антропогенного воздействия. В результате разработана методика определения процентного соотношения природных и антропогенных факторов влияния на экосистему озера по палеолимнологическим данным [3]. Методика позволяет дать оценку изменения состава донных отложений и объяснить причины этих изменений. Использование комплексного палеолимнологического метода (литологический, палинологический, ботанический, диатомовый, геохимический, радиоуглеродный и другие анализы) к изучению донных отложений озер позволило установить начало антропогенного воздействия и его динамику на протяжении длительного этапа развития озера. Анализ полученных результатов дал возможность выявить причины изменений, происходящих в озерах, отделить антропогенные факторы от природных.

Проведенные палеолимнологические исследования дали возможность проследить весь непрерывный процесс изменения экосистемы и зафиксировать динамику изучаемых компонентов природной среды за весь длительный этап истории озера (тысячи лет). Установление возраста выявленных изменений и критических этапов развития озера позволило зафиксировать скорость и масштаб происходящих процессов.

Исследованы озера Кольского полуострова, Соловецких островов, Ленинградской, Вологодской, Московской, Тверской и Нижегородской областей. Методика апробирована на девяти озерах Европейской части России. Изученные озера расположены в районах с разной степенью антропогенного воздействия. К озерам, расположенным в ландшафтах с минимальным антропогенным воздействием можно отнести островные озера Белое и Черное на о. Хачин в северной части озера Селигер, озеро Светлояр в Нижегородской области, озеро Глубокое в Московской области и озеро Берестовое на Карельском перешейке. Озера Нижнее Суздальское, Верхнее Суздальское и Шведское расположены в антропогенных ландшафтах крупного мегаполиса: Нижнее Суздальское и Верхнее Суздальское – в пределах г. Санкт-Петербурга, Шведское – во Всеволожском районе Ленинградской области. Также изучена колонка донных отложений в центральной части Ладожского озера.

Для всех изученных озер проведена реконструкция голоценовой истории развития. Благодаря выполненному комплексному исследованию установлены этапы развития озер, когда происходили серьезные изменения озерных экосистем под влиянием природных факторов. Установлено наличие пиковых значений содержания некоторых металлов и фосфора в период без влияния человека, например, в начале голоцена. Благодаря палеолимнологическим данным установлены периоды первого влияния человека на изучаемые озерные экосистемы. Продолжительность индустриального периода принята за 500 лет.

На основании всех полученных результатов выполнены расчеты в процентном соотношении роли воздействия природных и антропогенных факторов на экосистему каждого из озер. Суть расчетного метода заключается в том, что колебания концентраций содержания изучаемых компонентов в донных отложениях озер сглаживаются и, одновременно с этим учитываются пиковые значения за два периода: доиндустриальный (практически без влияния человека на окружающую среду) и индустриальный (в который возможно влияние человека). Расчеты основаны на осреднении значений рядов за два периода, а также сравнении этих значений с учетом возможной погрешности и естественных колебаний. Максимальные значения, в случае нескольких выделяющихся пиковых значений в рассматриваемый период, определяются путем среднего арифметического всех пиков за этот период. В результате для изучаемого озера мы получаем природный фон накопления элементов, содержащихся в его донных отложениях. Согласно методике, вероятность антропогенного воздействия можно оценить по формуле:

$$W = \frac{A - N}{H_{\text{прир}} - N} 100\%$$

где W, % – Вероятность антропогенного влияния

A – осредненная концентрация вещества за индустриальный период

N – осредненная концентрация вещества за доиндустриальный период

$N_{\text{прир.}}$ – максимальная выявленная природная концентрация вещества

Количественные расчеты проведены для таких компонентов, как органический, неорганический, общий фосфор, металлы и содержание органического вещества (по потерям при прокаливании). Для общего анализа состояния озера и влияния на него антропогенного фактора мы анализировали два параметра: вероятность антропогенного воздействия и рассчитанное повышение концентрации.

В результате комплексного палеолимнологического исследования установлена высокая степень антропогенного воздействия для озер Шведское, а также для озер Нижнее и Верхнее Суздальские. Благодаря совершенствованию разрабатываемой методики получены уточненные данные по оз. Нижнему Суздальскому. Новые результаты по данным колонки донных отложений оз. Верхнего Суздальского, отобранной в 2015 г. позволили сопоставить данные по антропогенному характеру накопления металлов в озерах, расположенных недалеко друг от друга. Установлено, что антропогенные факторы с вероятностью 100 % влияют на накопление таких металлов, как Ca, Ba, V, Zn, Cu. Причем, вероятность антропогенного влияния на накопления меди в донных отложениях оз. Нижнего Суздальского составляет 59 %, а оз. Верхнего Суздальского – 100 %. Это может быть связано как с усилением антропогенной нагрузки с 2005 г. (года отбора колонки оз. Нижнего Суздальского), так и с разницей антропогенного влияния на изученные озера. Те же причины могут влиять и на разницу в антропогенном влиянии на никель и стронций. Вероятность антропогенного влияния на накопление никеля в донных отложениях оз. Нижнего Суздальского – 100 %, стронция – 72 %, а оз. Верхнего Суздальского 38 и 55 % соответственно. Разница в антропогенной вероятности содержания свинца в донных отложениях обоих озер небольшая: в оз. Нижнем Суздальском – 75 %, в Верхнем Суздальском – 55 %. Вероятность антропогенного воздействия на накопление органического фосфора в донных отложениях оз. Нижнего Суздальского составляет 60 %.

Для оз. Шведского установлена 100 % вероятность антропогенного накопления в донных отложениях озера на современном этапе таких металлов, как титан, железо, кобальт, барий и ванадий. Вероятность от 10 до 70 % определена для циркония, цинка, хрома, кремния, калия, марганца, алюминия и свинца. Накопление остальных изученных в донных отложениях озера металлов соответствует природному фону водоема. Для поверхностного слоя озера определено высокое содержание общего фосфора за счет поступления на современном этапе в озеро фосфора в составе неорганических соединений. Кроме того, растительность на водосборе имеет антропогенный характер. Преобладает рудеральная растительность, связанная с поселениями человека и способная развиваться на нарушенных почвах. Характерно зарастание озера прибрежно-водной растительностью. Содержание диатомовых водорослей в озере невелико, среди них с известным отношением к сапробности наиболее многочисленную группу составляют α -мезо- и α -мезо-полисапробы, способные развиваться в загрязненных и сильно загрязненных органическим веществом водах со значительным дефицитом кислорода. Немногим уступают им по численности β -мезосапробы – обитатели умеренно загрязненных водоемов с незначительным дефицитом кислорода. Водоем характеризуется достаточно высокой биогенной нагрузкой и высокой степенью загрязнения органическим веществом. В связи с полученными результатами количественного и качественного анализов можно сделать вывод о высокой степени антропогенной нагрузки на озеро на современном этапе.

Кроме того методика была опробована на самом крупном озере Европы. Для этого была изучена колонка донных отложений в центральной части Ладожского озера [2]. Из проанализированных металлов Fe, Mn, Cu, Ni, Pb, Zn, Cr, Co, V, вероятность антропогенного влияния, составляющая 80 %, отмечена только для накопления свинца. Для всех остальных изученных металлов вероятность антропогенного воздействия очень низкая и на их накопление в донных отложениях в основном влияют природные факторы. Согласно полученным данным, на накопление фосфора и органического вещества в центральной части Ладожского озера влияют только природные факторы.

Интересные результаты получены для двух озер Черное и Белое, расположенных рядом на острове Хачин в северной части оз. Селигер. Несмотря на близкое расположение, озера различаются по многим параметрам. Отмечены различия в морфометрии, степени эвтрофирования, истории развития. Вероятно, с этими различиями связано и различие во влиянии антропогенного воздействия на озерные экосистемы. Для озера Черного получено полное отсутствие вероятности антропогенного воздействия на накопление изученных металлов Cu, Ca, Mn, Mg, Ni, Cr, Co, Pb, Fe, Al, Si в донных отложениях. Для донных отложений озера Белого установлен антропогенный характер накопления с вероятностью 100 % таких металлов, как титан, марганец, железо, кобальт, барий и ванадий. Вероятность накопления фосфора под влиянием антропогенных факторов в донных отложениях озера Белого составляет 100 %. Повышенное содержания указанных металлов и фосфора возможно связано с использованием минеральных удобрений в сельском хозяйстве на водосборе озера Белого. Среди микроэлементов, повышенное содержание которых объясняется антропогенным фактором, железо, марганец, кобальт, ванадий, алюминий и стронций входят в состав минеральных удобрений в качестве примесей [1].

Анализ донных отложений озера Глубокого в Московской области показал, что концентрация большинства металлов снижается в индустриальном периоде, кроме свинца, вероятность антропогенного влияния на содержание которого в донных отложениях озера составляет 96 %. Вероятность антропогенного воздействия на накопление органического фосфора в данном озере составляет 100 %.

На экосистему озера Светлояр в Нижегородской области по полученным данным оказывают влияние в большинстве своем природные факторы, антропогенное влияние существует, но в целом оно минимально. Антропогенное влияние с вероятностью 100 % проявилось лишь в накоплении ванадия и железа в донных отложениях озера. Вероятность антропогенного влияния на увеличение содержания меди и марганца также составляет довольно высокую степень (80-85 %). На накопление фосфора вероятность влияния антропогенного фактора ничтожна и не превышает 14%. Увеличение содержания органического вещества в донных отложениях озера Светлояр на 100 % связано с природными факторами.

Изучение колонки оз. Берестового на Карельском перешейке показало, что среди изученных здесь металлов Si, Al, K, Mn, Fe, Ca, S, Co, Ni, Cu, Sr, Ba, V, Zn, Pb и др. значительное антропогенное влияние на их содержание в донных отложениях озера отмечено только для цинка. Использование комплексного палеолимнологического метода к изучению донных отложений озер позволило установить начало антропогенного воздействия и его динамику на протяжении длительного этапа развития озера Берестового. В результате проведенного комплексного исследования можно сделать вывод о минимальном влиянии антропогенного фактора на экосистему озера Берестового. Рассчитанные значения низкой вероятности антропогенного воздействия подтверждают результаты палинологического и диатомового анализов, свидетельствующие об олиготрофном статусе озера Берестового. Незначительные следы антропогенного воздействия, начиная со среднего голоцена, отразились в основном в изменении озерных ландшафтов, связанных с вытаптыванием и выжиганием растительности, вырубками и распашкой.

В результате проведенных исследований установлен природный фон и рассчитана вероятность антропогенного воздействия на накопление металлов, фосфора и органического вещества в девяти разнотипных озерах европейской части России. Наиболее высокая степень влияния антропогенных факторов выявлена в донных отложениях озер Шведское, Нижнее и Верхнее Суздальские, расположенных в урбанизированных ландшафтах. Наименьшее влияние на накопление проанализированных компонентов антропогенные факторы оказывают в озерах Берестовое на Карельском перешейке и Черное на о. Хачин в северной части оз. Селигер.

2. Сапелко Т.В., Игнатъева Н.В., Кузнецов Д.Д. Антропогенные и природные факторы развития Ладожского озера в позднем голоцене по данным комплексного анализа донных отложений // Сохраним природное и культурное наследие Ладожского озера : Сб. науч. тр. – СПб., 2011. – С. 170-181.

3. Sapelko T., Shemanaev K., Kuznetsov D., Ignatieva N., Ludikova A. Paleolimnological approach to the separation of the effects of anthropogenic and natural factors on the lake ecosystems // Geophysical Research Abstracts. – Vol. 15. – EGU2013-PREVIEW. – 2013. – EGU European Geosciences Union General Assembly, Vienna, Austria, 07 – 12 April 2013.

DIAGNOSTICS OF LAKE ECOSYSTEMS ANTHROPOGENIC CHANGES ACCORDING PALEOLIMNOLOGICAL DATA FROM EUROPEAN PART OF RUSSIA

T.V. Sapelko¹, N.V. Ignatieva¹, D.D. Kuznetsov¹, A.V. Ludikova¹, A.V. Terekhov¹,
N.Ju. Korneenkova¹, M.A. Guseva¹, K.V. Shemanaev²

¹Institute of Limnology RAS; ²RGGMU, St. Petersburg, Russia, tsapelko@mail.ru

During the last 5 years, the Institute of Limnology RAS is developing a methodology for sharing the influence of natural and anthropogenic factors on lake ecosystems during the Holocene. In the framework of methodological works, complex paleolimnological studies of bottom sediments of the lakes of the North-West and Central Russia were carried out. The complex of bottom sediment studies included lithological, palynological, botanical, diatom analyzes, analyzes of the dynamics of phosphorus, metals and organic matter, as well as mathematical processing of the results obtained in order to obtain a percentage of the impact of natural and anthropogenic factors on the ecosystem of each of the studied lakes. As a result of complex studies, conclusions were drawn on the degree of influence of anthropogenic factors on lake ecosystems and the changes in the influence of natural and anthropogenic factors during the Holocene period were established.

Keywords: Lake Ecosystems, paleolimnology, anthropogenic and natural factors

УДК 574 (470.57)

САНИТАРНО-БИОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ РЕКИ БЕЛОЙ (РЕСПУБЛИКА БАШКОРТОСТАН) ПО ПЛАНКТОННЫМ ОРГАНИЗМАМ

Д.И. Сахабутдинова

Уфимский автотранспортный колледж,

Башкирский государственный университет, г. Уфа, Dinara-sepia@yandex.ru

Помимо важной биологической роли, планктонные организмы являются показателями качества водных объектов: с одной стороны участвуют в процессах самоочищения (утилизируя растворенные органические вещества), а с другой – являются индикаторными организмами. В данной научной статье описаны результаты исследования реки Белой по автотрофному планктону и потамопланктону за 10 лет (с 2008 по 2017 гг.): приведены систематические списки видов, выявлены индикаторные виды, приведены данные по химическому составу воды, проведена оценка состояния реки Белой по планктонным организмам.

Ключевые слова: река Белая, автотрофный планктон, зоопланктон, сапробность, загрязнение.

Изучение автотрофного и гетеротрофного планктона представляет большой интерес для оценки биоразнообразия и мониторинга состояния рек, подверженных антропогенному воздействию, для прогнозирования и выработки рекомендаций по сохранению и нормальному функционированию природных комплексов.

Объектом исследования является главная водная артерия Республики Башкортостан – река Белая (Агидель). Река Белая – левый приток р. Камы, берёт своё начало в горном узле Урал-Тау, имеет общую длину – 1475 км [3].

Исследования по планктонным организмам на реке Белой проводились неравномерно: в 1960-х гг. сотрудниками кафедры ботаники и зоологии Башкирского государственного университета; в 1985 гг. – д.б.н., профессором Шкундиной Ф.Б [9].

Материалом для работы послужили 538 проб автотрофного планктона и 720 проб потамопланктона, отобранных в р. Белой между городами Благовещенск и Бирск на 9 створах в период с 2008 г. по 2017 г.

Пробы фитопланктона отбирались батометром Рутнера у поверхности воды (до 0,5 м), фиксировали формальдигидом. Подсчет численности водорослей осуществляли в счетной камере Нажотта объемом 0,01 см³ [4].

В 2010–2017 гг. в автотрофном планктоне на участке р. Белой в Благовещенском р-не выявлено 319 видов и внутривидовых таксонов (ввт) водорослей и цианобактерий из 81 рода, 60 семейств, 32 порядков, 15 классов и 8 отделов (рис. 1).

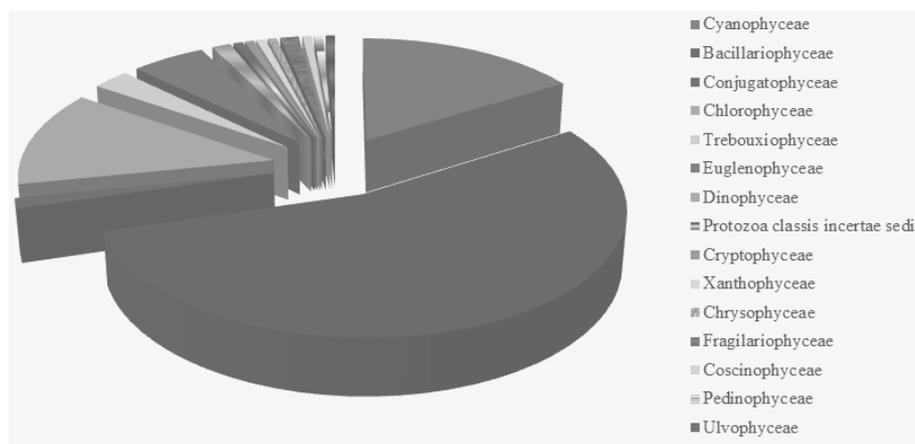


Рисунок 1. Видовое разнообразие автотрофного планктона по классам (2010-2017 гг.)

Исследования, проведенные в 2010-2017 гг., показывают, что структура автотрофного планктона реки Белой в Благовещенском районе Республики Башкортостан остается стабильной: доминируют *Bacillariophyta*, за ними следуют *Cyanobacteria*, на третьем месте – *Chlorophyta*.

Наибольшую встречаемость в период исследования имели *Synechocystis aquatilis* Sauvageau (80,4 %), *Diatoma vulgare* (Grunow) Bukhtiyarova (69,4 %), *Pediastrum angulosum* Ehrenberg ex Meneghini (51,8 %).

Важной оценкой разнообразия является видовое богатство. Различные сочетания числа выявленных видов и общего числа особей всех видов являются простыми показателями видового разнообразия индексов видового богатства Маргалефа и Менхиника [5] (табл. 1).

Таблица 1. Значения индексов, характеризующих α -разнообразие автотрофного планктона нижнего течения реки Белой в Благовещенском районе Республики Башкортостан (по [5]).

Индекс Маргалефа							Индекс Менхиника								
2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
12,98	12,72	13,83	13,01	12,52	15,37	15,17	15,45	0,47	0,65	0,48	0,41	0,62	0,54	0,97	0,59

Для сравнения: в автотрофном планктоне пойменных озер РБ [1] индекс Менхиника изменялся в пределах от 0,58 до 1,88. Индекс Маргалефа в пределах от 5,5 до 19,73. В наших исследованиях индексы видового разнообразия были относительно более стабильными. Оценка состояния р. Белой по фитопланктону позволила отнести её к β -мезосапробной зоне.

Зоопланктон отбирался сеткой Джедди (газ № 66). Обработка и подсчет представителей зоопланктона осуществлялся по общепринятой методике [6].

В составе зоопланктона реки Белой в период 2008-2017 гг. обнаружено 104 вида зоопланктонных организмов, из них 58 видов *Rotatoria*, 26 – представителя *Cyclopoidea*, 18 – *Cladocera*, 2 – *Calanoida*, а также науплиальные и копеподитные стадии (рис. 2).

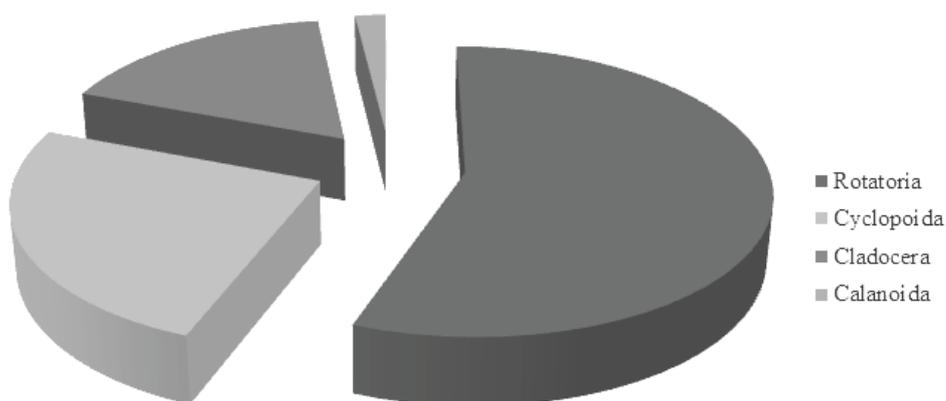


Рисунок 2. Видовое разнообразие зоопланктона (2008-2017 гг.)

За 2008-2017 гг. средние значения численности, биомассы и продукции составляли $44,8 \pm 2$ тыс. экз./м³, $3,15 \pm 1,2$ г/м³, $10,11 \pm 1,8$ г/м³ соответственно. По численности и биомассе преобладали: из коловраток *Asplanchna priodonta* Gosse, из ветвистоусых ракообразных *Alona quarangula* (O.F. Müller), из веслоногих ракообразных *Metacyclops gracilis* Lilljeborg.

Оценка состояния р. Белой по зоопланктону позволила отнести её к α - и β -мезосапробным зонам (табл. 2).

Таблица 2. Результаты оценки состояния участка реки Белой в период 2008-2017 гг. по зоопланктону.

Индекс	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Шеннона-Уивера (H_N)	$3,07 \pm 0,4$	$3,89 \pm 0,2$	$3,93 \pm 0,2$	$3,46 \pm 1,1$	$3,97 \pm 0,6$	$3,92 \pm 0,9$	$3,80 \pm 1,6$	$3,89 \pm 1,2$	$4,03 \pm 1,4$	$3,91 \pm 0,5$
Трофность водоема (E)	$0,30 \pm 0,8$	$1,06 \pm 1,1$	$0,26 \pm 0,1$	$0,24 \pm 1,0$	$1,02 \pm 1,1$	$1,23 \pm 0,5$	$1,21 \pm 1,8$	$1,23 \pm 0,2$	$1,69 \pm 1,5$	$1,21 \pm 1,2$
Пантле-Букк (S)	$1,42 \pm 1,0$	$1,65 \pm 0,6$	$1,53 \pm 2,0$	$1,09 \pm 1,4$	$1,58 \pm 0,2$	$1,69 \pm 0,5$	$1,53 \pm 0,7$	$1,72 \pm 1,6$	$1,91 \pm 1,1$	$1,89 \pm 0,9$

Наиболее высокий уровень сапробности наблюдался в 2016 г., так как весной этого года наблюдалось большое половодье и в результате накопления продуктов жизнедеятельности крупнорогатого скота, выпас которого происходит на берегах реки Белой.

Для сравнения с другими водоемами нашей республики, были взяты данные по сапробности из исследований по озеру Теплому, которое находится в пойме реки Белой [7]. Уровень загрязнения по зоопланктону оценивался с использованием индекса сапробности по Пантле-Букку в модификации Сладечека (1,18) и индекса видового разнообразия Шеннона-Уивера (3,0). Полученные данные позволили отнести озеро Теплое к α -сапробному типу.

Также для сравнительной характеристики можно взять данные по водоему Шацкого национального природного парка в Украине [8]. В этих исследованиях доминировали α - β -мезосапробы.

Река Белая постоянно испытывает большую антропогенную нагрузку на участке русла ниже города Стерлитамак. Загрязненность реки отмечается по классификации, как «очень грязная». Особенно загрязнен донный ил, вследствие многолетнего накопления вредных веществ.

Загрязнение воды происходит от предприятий химической, нефтехимической и энергетической промышленности, расположившихся цепочкой на 270 км вдоль берегов Белой в таких городах как: Мелеуз, Салават, Ишимбай, Стерлитамак, Уфа, Благовещенск. Это «химическое ожерелье» республика Башкирия получила в наследство в период интенсивной индустриализации СССР, активно проходившая в предвоенные и послевоенные годы.

В 2003 г. из 187 очистных сооружений всего лишь 35 работало в пробном режиме и удовлетворяло нормативным требованиям. В числе не обеспечивающих нормативную очистку продолжали оставаться около 149 очистных сооружений практически всех больших предприятий Башкирии.

В результате этого, поверхностные водные объекты Республики Башкортостан уже многие годы загрязнены нефтепродуктами, фенолами, марганцем, медью, ртутью и железом [2].

1. *Shkundina F.B., Gulamanova G.A.* Biological diversity of phytoplankton of the lakes of the Republic Bashkortostan, Russia // International Journal on Algae. – 2012. – Т. 14, № 1. – С. 16-30.

2. www.bibliofond.ru

3. *Гареев А.М.* Реки и озера Башкортостана. – Уфа: Китап, 2001. – 260 с.

4. *Кузяхметов Г.Г.* Опыт анализа педальгоценозов агроэкосистем Башкирского Предуралья с использованием флористических критериев // Флористические критерии при классификации растительности : Тез. докл. VI Всесоюз. совещ. по классиф. растительности). – Уфа: БФАН СССР, 1981. – С. 162-163.

5. *Лебедева Н.В., Криволицкий Д.А. и др.* География и мониторинг биоразнообразия. – М.: Изд-во научного и учебно-методического центра, 2002. – 432 с. (Серия учебных пособий «Сохранение биоразнообразия»).

6. Методика изучения биоценозов внутренних водоемов / Под ред. В.Н. Митропольского, Ф.Д. Мордухай-Болтовского. – М.: Наука, 1975. – 240 с.

7. *Сабитова Р.З., Латыпова А.Г.* Характеристика озера Теплое по зоопланктону в весенний период // Научно-производственный журнал «Аграрная Россия» : спец. Выпуск. – М., 2009. – С. 54-56.

8. *Хамар С., Назарук К.М.* Зоопланктон як індикатор екологічного стану водойм Шацького національного природного парку РОЗДІЛ II // Тваринний світ. 2. – 2011. – С. 103-109.

9. *Шкундина Ф.Б.* Фитопланктон рек СНГ. – Уфа: Изд-е Башк. ун-та, 1993. – 219 с.

SANITARY-BIOLOGICAL CONDITION OF THE LOWER REACHES OF THE AGIDEL RIVER (BLAGOVESHCHENSKY DISTRICT, REPUBLIC OF BASHKORTOSTAN) BY PLANKTONIC ORGANISMS

S.I. Sahabutdinova

Ufa Autotransport College, Bashkir state University, Dinara-sepia@yandex.ru

In addition to the important biological role of planktonic organisms are indicators of water quality: on the one hand involved in the processes of self-purification (utilizing dissolved organic matter), and on the other are indicator organisms. In this research article describes the results of a study of the Agidel river for autotrophic plankton and potamoplankton for 10 years (2008 to 2017): the systematic list of species identified by indicator species, data on the chemical composition of the water, assessed the status of the Agidel river by planktonic organisms.

Keywords: Agidel river, autotrophic plankton, zooplankton, saprobiont, pollution.

УДК574.34

КОНЦЕНТРАЦИЯ ХЛОРОФИЛЛА КАК ПРЕДИКТОР БИОМАССЫ ПОПУЛЯЦИЙ *CHIRONOMUS PLUMOSUS* (L.) И *CH. ANTHRACINUS* ЗЕТТ. ОЗ. КРАСНОГО

В.В. Скворцов

*Российский государственный педагогический университет им. А.И. Герцена,
г. Санкт-Петербург, vlad.skvortsov@mail.ru*

В работе анализируется динамика среднемесячной биомассы популяций двух видов хирономид (*Chironomus plumosus* и *Ch. anthracinus*) в связи многолетней (1977-1983 гг.) изменчивостью концентрации хлорофилла "а" в водной толще и термическим режимом озера Красного. Показано, динамика биомасс популяций хирономид *Ch. plumosus* и *Ch. anthracinus* коррелирует с концентрацией хлорофилла «а» с временным запаздыванием от 0 до 12 месяцев. Множественный регрессионный анализ показал, что значения концентрации хлорофилла, взятые с временным сдвигом, являются достаточно надежными предикторами для описания динамики биомассы *Ch. plumosus* и *Ch. anthracinus* в оз. Красном

Ключевые слова: *Chironomus*, хлорофилл «а», спектральный анализ, множественная регрессия, озеро Красное

Личинки хирономид видов *Chironomus plumosus* (L.) и *Ch. anthracinus* Zett. являются доминирующими в составе донного сообщества оз. Красного (Ленинградская область, Карельский перешеек).

Динамика многолетних изменений их численности и биомассы в связи с изменениями погодных и внутриводоемных процессов описана достаточно подробно [4, 5]. Была сделана первая попытка описать многолетнюю динамику численности второго из этих видов методами спектрального (Фурье) анализа [6]. В этих работах отмечалась связь обилия популяций этих видов с флюктуациями абиотических факторов и взаимными конкурентными отношениями. Вместе с тем, необходимо учитывать такой важный фактор, как пищевой. Хотя в рационе личинок этих видов содержание фитопланктона не превышает 4 % [8] так или иначе, диета их формируется за счет планктонного детрита, либо «свежего», либо отложенного на дно в предшествующие периоды времени.

Целью настоящей работы является дать количественную оценку связи величин биомасс популяций двух видов хирономид с уровнем развития фитопланктона в озере и оценить их взаимное влияние.

Материалом для настоящей работы послужили сборы одного К.Н. Кузменко на протяжении 1963-1983 гг. на озере Красном. Пробы макробентоса отбирались в центре озера на глубине 10 метров с периодичностью два раза в месяц в течение мая-октября, один раз в апреле и ноябре, зимние наблюдения (декабрь-март) проводились не каждый год. В предлагаемой работе анализируется динамика среднемесячной биомассы популяций двух видов хирономид *Chironomus plumosus* и *Ch. anthracinus* на протяжении 240 месяцев (20 лет) в связи многолетней (1977-1983 гг.) изменчивостью концентрации хлорофилла "а" в водной толще [7] и термическим режимом озера [3]. Применялись следующие статистические методы: спектральный (Фурье) анализ временных рядов и методы множественной регрессии. Исходя из общей продолжительности наблюдений (240 месяцев) и дискретности (1 месяц) в работе анализируются колебания биомассы двух видов хирономид с периодами от 2 месяцев до 2 лет.

Ряды изменчивости оценок обилия популяций (численность и биомасса) возможно представить, как сумму гармонических составляющих случайного процесса с различными периодами колебаний (т.н. гармоник). Для каждого ряда данных определялись значимые гармоники и их вклад в общую дисперсию процесса. Кроме того, при сравнении двух процессов (динамики биомассы личинок хирономид с концентрацией хлорофилла "а") рассчитывалась когерентность, которая интерпретируется как квадрат коэффициента корреляции и имеет значения в интервале от 0 до 1 [2].

Многолетние ряды динамики численности и биомассы личинок *Ch. plumosus* и *Ch. anthracinus* не являются стационарными, т.е. величины их средних значений и дисперсий изменяются во времени. Тенденции этих изменений (тренды) лучше всего аппроксимируются уравнением параболы и имеют разную направленность: при снижении численности (биомассы) [5]. Снижение биомассы *Ch. anthracinus* следует за снижением уровня воды в озере [3], что демонстрирует зависимость личинок этого вида от многолетней изменчивости погодных и внутриводоемных процессов.

После того, как их рядов изменчивости биомассы популяций личинок хирономид были удалены тренды, удалось выявить основные гармоники, которые объясняют большинство дисперсии ряда (табл. 1). Из приведенных в этой таблице данных видно, что большая часть дисперсии биомассы личинок хирономид связана с колебаниями, имеющими период в один год, шесть и три месяца. Вместе с тем, здесь отчетливо выявляются различия в характере жизненных циклов рассматриваемых видов личинок хирономид. Дисперсия биомассы *Ch. plumosus* почти равномерно распределяется между 2-4 гармониками. Такое распределение дисперсий определяется "сглаженным" характером внутригодовой динамики популяции этого вида, при которой большая часть популяции вылетает в начале августа, а оставшаяся

часть вместе с новым пополнением переходит на следующий год и превращается в имаго только весной [4]. *Ch. anthracinus*, в отличие от предыдущего вида, имеет одну четко выраженную генерацию в течение года, что и отражает распределение дисперсий по гармоникам. Следует отметить, что значительная часть дисперсии биомассы *Ch. anthracinus* (почти треть), связана с колебаниями, период которых превышает два года, природа которых в настоящей работе не обсуждается.

Колебания концентрации хлорофилла "а" в воде озера складываются из гармоник, имеющих те же периоды, что популяции хирономид. Однако, на их долю приходится значительно большая часть суммарной дисперсии, что следует из стационарности этого ряда. Выделение короткопериодных колебаний концентрации хлорофилла отражает наличие двух пиков в течение вегетационного сезона.

Таблица 1. Вклад гармоник с различным периодом колебаний в суммарную дисперсию биомасс личинок хирономид и хлорофилла "а" в оз. Красном (в процентах)

Гармоника	Период, мес.	<i>Chironomus plumosus</i>	<i>Chironomus anthracinus</i>	Хлорофилл "а"
	>24	11,75	28,16	5,93
1	24±1	1,40	1,24	
2	12±1	29,83	39,72	57,36
3	6±1	27,83	16,44	13,26
4	3±1	23,83	14,45	23,45
Сумма		88,25	71,84	94,07

Величины когерентности рядов динамики биомассы популяций *Ch. plumosus* и *Ch. anthracinus* с динамикой концентрации хлорофилла "а" (табл. 2) свидетельствуют о наличии существенной связи между их основными гармоническими составляющими. Как правило, возможно наличие корреляции с запаздыванием между исследуемыми рядами динамики. В рассматриваемом случае вычисленные значения запаздывания колебаний биомассы популяций личинок хирономид относительно колебаний концентрации хлорофилла в большинстве случаев не превышают одного месяца. Выбранная дискретность наблюдений (один месяц) не позволяет признать значимыми величины запаздывания менее одного месяца. Здесь необходимо указать, что запаздывание гармоники с периодом шесть месяцев для *Ch. plumosus* относительно хлорофилла составляет восемь месяцев, а у *Ch. anthracinus* гармоника с периодом в три месяца имеет запаздывание три месяца. Связь гармонических колебаний биомассы популяций хирономид между собой высока и осуществляется практически без запаздывания во времени. Только короткопериодные (3 месяца) колебания обилия имеют временной сдвиг от одного до трех месяцев на протяжении двадцатилетнего периода наблюдений.

Таблица 2. Значения когерентности колебаний биомассы личинок хирономид с концентрацией хлорофилла "а" (I) и между собой (II) в оз. Красном

Период, мес,	I		II
	<i>Chironomus plumosus</i>	<i>Chironomus anthracinus</i>	
12±1	0,57	0,79	0,79
6±1	0,81	0,84	0,85
3±1	0,68	0,78	0,70

Проведенный кросс-спектральный анализ рядов динамики биомасс популяций хирономид *Ch. plumosus* и *Ch. anthracinus* совместно с концентрацией хлорофилла выявил

связи этих процессов. Существенным является и то обстоятельство, что связи эти осуществляются с временным запаздыванием.

Следующим этапом анализа взаимных связей динамики обилия *Ch. plumosus*, *Ch. anthracinus* фитопланктоном в оз.Красном было построение множественных регрессионных моделей. Для регрессионных уравнений, моделирующих динамику биомассы личинок хирономид в качестве предикторов (независимых переменных) были выбраны величины концентрации хлорофилла с временным сдвигом от 0 до 12 месяцев назад. Процедура селекции независимых переменных для включения в уравнение осуществлялась автоматически путем исключения незначимых (пошаговая множественная регрессия).

Модель, описывающая многолетнюю динамику *Ch. plumosus*, объясняет 84 % дисперсии ($R^2=0,843$, $p<.00000$). В качестве предикторов оказались включенными в уравнение величины концентрации хлорофилла в предшествующие периоды времени. Связь биомассы *Ch. plumosus* с хлорофиллом оказалась является положительной.

Модель, описывающее многолетнюю динамику *Ch. anthracinus*, объясняет 65 % дисперсии ($R^2=0,652$, $p<.00000$). В качестве предикторов оказались включенными в уравнение величины концентрации хлорофилла в предшествующие периоды времени (положительная связь).

Наличие связи характеристик популяций хирономид с фитопланктоном с временным сдвигом было отмечено в и мелководных озерах Латгальской возвышенности [1]. В этих случаях величина запаздывания процессов оценивалась от 4 до 60-70 дней, что меньше, чем в оз.Красном. Скорость возникновения отклика популяции хирономид на пульсации фитопланктона, видимо, зависит от совокупности лимнических характеристик (глубина, наличие стратификации и т.д.).

Таким образом, возможно сделать ряд заключений. По крайней мере внутригодовые колебания величин биомассы популяций двух сосуществующих видов личинок хирономид в оз.Красном коррелируют с колебаниями концентрации хлорофилла "а" в водной толще. Показано, что связь между их пульсациями осуществляется с временным запаздыванием - изменения концентрации хлорофилла предшествуют на 1-12 месяцев изменениям биомассы популяций хирономид *Ch. plumosus* и *Ch. anthracinus*.

Анализ многолетних данных с применением методов анализа временных рядов показал, что концентрация хлорофилла «а» обнаруживает тесную статистическую связь с температурой атмосферного воздуха ($R^2=0,625$, $F(2,68)=56,62$, $p=0.000$)(и даже с температурой придонной воды) с заметным запаздыванием в озере Красном. Этот факт необходимо трактовать таким образом, что экосистема озера функционирует при сложном взаимодействии атмосферных, гидрофизических и биологических процессов. Тем не менее регрессионный анализ показал, что не термический режим, а только значения концентрации хлорофилла «а», взятые с временным сдвигом, являются достаточно надежными предикторами для описания динамики биомассы *Ch. plumosus* и *Ch. anthracinus* в оз. Красном.

1. Беляков В.П. Структура и продуктивность сообществ макрозообентоса малых озер Латгальской возвышенности и их зависимость от экологических факторов : Дисс. ... канд. биол. наук. – СПб., 1992. – 25 с.

2. Вайну Я.Я.-Ф. Корреляция рядов динамики. – 1977. – 118 с.

3. Воронцов Ф.Ф., Воронцова Н.К., Кузьменко Л.Г., Тарасова Н.С., Кочков Н.В. Характеристика метеорологического и гидрологического режимов // Методические аспекты лимнологического мониторинга. – Л.: Наука, 1988. – С. 8-25.

4. Кузьменко К.Н. Продукция зообентоса // Биологическая продуктивность озера Красного. – Л.: Наука, 1976. – С. 181-191.

5. Кузьменко К.Н. Изменения сообщества макрозообентоса в многолетнем ряду // Методические аспекты лимнологического мониторинга. – Л.: Наука, 1988. – С. 93-102.

6. Кузьменко К.Н., Скворцов В.В. Влияние экстремальных условий на характер межгодовых колебаний численности популяции *Chironomus anthracinus* Zett. и возможность прогнозирования ее

состояния с помощью спектрального анализа // Методические аспекты лимнологического мониторинга. – Л.: Наука, 1988. – С. 166-172.

7. Трифонова И.С., Станиславская Е.В. Многолетняя изменчивость структуры и продуктивности фитопланктона // Методические аспекты лимнологического мониторинга. – Л.: Наука, 1988. – С. 52-76.

8. Johnson R.K. Seasonal variation in diet of *Chironomus plumosus* (L.) and *C. anthracinus* Zett. (Diptera: Chironomidae) in mesotrophic Lake Erken // Freshwater Biology. – 1987. – P. 525-532.

A CHLOROPHYLL "a" CONCENTRATION AS THE PREDICTOR OF THE STATE OF CHIRONOMUS PLUMOSUS (L.) AND CH. ANTHRACINUS ZETT. POPULATIONS IN KRASNOYE LAKE.

V.V. Skvortsov

Herzen State Pedagogical University, St. Petersburg, vlad_skvortsov@mail.ru

Monthly dynamics of biomass of populations of two species of chironomids *Chironomus plumosus* and *Ch. anthracinus* were analyzed in connection with the long-term (1977-1983) variability of the chlorophyll "a" concentration in the water column and the thermal regime of Lake Krasnoe. It was shown that the dynamics of populations' biomass of these chironomid larvae correlates with the concentration of chlorophyll "a" with a time lag of 0 to 12 months. Multiple regression analysis has shown that the chlorophyll "a" concentration values taken with a time shift are sufficiently reliable predictors for describing the dynamics of biomass of *Ch. plumosus* and *Ch. anthracinus* in Lake Krasnoe.

Keywords: Chironomus, chlorophyll «a», spectral analysis, multiple regression, Lake Krasnoe.

УДК 574.24;57.084.1

ОСТРОЕ И ХРОНИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ МЕДИ НА КАРДИОАКТИВНОСТЬ РАКОВ *ASTACUS LEPTODACTYLUS* – БИОИНДИКАТОРОВ В БИОЭЛЕКТРОННЫХ СИСТЕМАХ МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ВОДЫ

С.В. Сладкова¹, В.А. Любимцев¹, С.В. Холодкевич^{1,2}

¹*Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН, г. Санкт-Петербург, sladkova_sv1@mail.ru; ²Санкт-Петербургский государственный университет, г. Санкт-Петербург, kholodkevich@mail.ru*

Проведено исследование влияния ионов меди на кардиоактивность раков *Astacus leptodactylus*, используемых в качестве биоиндикаторов в биоэлектронных системах раннего обнаружения. Получено, что при поступлении меди в воду в концентрациях больших, чем с LC₉₆50 ЧСС раков возрастает на 60% через 10-15 минут от начала воздействия, и это время является временем срабатывания биоэлектронных систем. При концентрациях меди оказывающих острое токсическое действие, но меньших чем LC₉₆50 время обнаружения - 12-15 часов.

*Ключевые слова: медь, раки *Astacus leptodactylus*, биоэлектронные системы, кардиоактивность.*

Медь важна для нормального роста и обмена веществ всех живых организмов. Она присутствует в естественных водах как микроэлемент и ее обычная концентрация ниже 5 мкг/л. Однако, в результате антропогенной деятельности концентрация меди может существенно возрастать, и тогда она является одним из наиболее токсичных тяжелых металлов для пресноводной и морской биоты. Медь имеет свойство аккумулироваться в организме, и часто причиняет необратимый вред некоторым видам гидробионтов. Учитывая высокую биологическую активность меди ясно, что так же, как при дефиците, так и при избыточном поступлении меди и ее соединений в организм человека и животных, возможны нарушения здоровья [7]. Существующие в литературе количественные данные о токсическом воздействии меди на гидробионтов различаются в десятки раз [4-6]. Причина этого различия, возможно, объясняется тем, что оценка токсического действия меди и ее соединений, представляет трудности, связанные с разной биодоступностью и разным соотношением видовых форм меди в зависимости от физико-химических характеристик воды. Поэтому оценка экологической опасности меди, попадающей в водоемы со стоками, будет в значительной степени определяться и биологическими, и абиотическими факторами. Кроме

того, несмотря на большое количество работ по влиянию меди на гидробионтов, в литературе нет данных о значениях LC₉₆50 для аборигенных раков вида *Astacus leptodactylus*, об их кардиоактивности в растворах меди, оказывающих как острое, так и хроническое воздействие. Раки этого вида используются в качестве биоиндикаторов (тест-организмов) в разрабатываемых системах раннего обнаружения «залповых» аварийных загрязнений воды сбросами высокотоксичных вод антропогенного происхождения, а также в биоэлектронных системах обнаружения последствий хронического воздействия очищенных сточных вод, сбрасываемых в природные водоемы-приемники [1, 2]. Поэтому, целью настоящего исследования было экспериментальное исследование количественных и качественных проявлений острого и хронического воздействия на раков *Astacus leptodactylus* растворов меди по показателям их кардиоактивности для повышения достоверности, оперативности и надежности работы биоэлектронных систем.

Эксперименты проводились на половозрелых раках-самцах *Astacus leptodactylus*, не имевших признаков заболеваний. Об удовлетворительном функциональном состоянии животных, адаптированных к лабораторным условиям в течение 2 недель до опыта, судили по их подвижности, потреблению корма и хорошо выраженной оборонительной реакции. Раков помещали в отдельные аквариумы с циркулирующей отстоянной водопроводной водой. Кардиоактивность раков непрерывно записывали в течение всего эксперимента, используя неинвазивную регистрацию и анализ ЧСС бентосных беспозвоночных [3]. Животных кормили раз в три дня личинками хиронамид, при этом на следующий день после кормления осуществляли чистку аквариума и смену воду. Температура воды в течение всего эксперимента поддерживалась 19±1,0 °С, режим освещенности – 12С/12Т, уровень растворенного кислорода в воде – не ниже 6 мг/л, рН воды – 7.2-7.4, а содержание нитратов не превышало 40 мг/л. Опыты для выяснения характера изменения ЧСС при воздействии меди начинались после 5 суток регистрации фоновых характеристик ЧСС раков. Система дозирования токсикантов обеспечивала нужные концентрации Cu²⁺ (1, 10 и 60 мг/л) в аквариуме уже через 1 минуту после начала дозирования. Используемые концентрации Cu²⁺ существенно превышали экологически релевантные. Они были выбраны с учетом литературных данных, исходя из задач определения порогов чувствительности к ионам меди биоэлектронных систем раннего обнаружения «залповых» аварийных сбросов и хронической токсичности сточных вод,

В таблице 1 представлены усредненные фоновые значения ЧСС в течение часа до воздействия, величины максимального относительного увеличения ΔЧСС раков во время воздействия 60 мг Cu²⁺/л, время задержки такой реакции и срок жизни животных после суточного воздействия меди.

Таблица 1. ЧСС покоя раков в чистой воде и их реакция на появление меди.

N	ЧСС покоя (уд/мин)	ΔТ (мин)	ΔЧСС (%)	Выживаемость (час)
1	42,3±4,4	24	90	62
2	49,1±5,4	5	30	25
3	68,3±7,7	17	54	36
4	62,1±6,5	13	77	144
5	63,1±7,2	12	65	27
6	91,3±9,6	-	-	84

Из таблицы 1 видно, что 5 раков из 6 отреагировали на попадание в среду меди данной концентрации увеличением ЧСС, менее чем за 30 минут. Минимальный ответ – 5 минут, максимальный – 24 минуты, а в среднем время отклика составляет 14±7 минут. Рак № 6 в момент подачи меди уже находился в состоянии стресса (ЧССпокоя=91) и поэтому не отреагировал на медь увеличением ЧСС. Поскольку не было получено реакции раков сразу после воздействия (в течение 2 мин), и реакция животных имеет большой индивидуальный

разброс можно сделать вывод, что отклик биоиндикаторов имеет не сенсорную природу, а отражает собственно токсическое действие меди на физиологическом уровне. После окончания воздействия время жизни раков не превышало 4 суток, а гибель половины из исследуемых раков наступила в первые часы после замены воды. Анализируя время выживания раков можно предположить, что данная концентрация существенно выше LC₉₆ 50.

В таблице 2 представлены значения средней ЧСС в покое в дневное время суток до воздействия и на следующий день после воздействия, а также выживаемость раков при экспозиции в воде, загрязненной растворимой медью в концентрации Cu²⁺ – 10 мг/л.

Таблица 2. Кардиоактивность раков в чистой воде, в воде с медью на следующие сутки и выживаемость.

N	ЧСС покоя до возд (уд/мин)	ЧСС покоя на след.день (уд/мин)	Выживаемость (час)	N	ЧСС покоя до возд (уд/мин)	ЧСС покоя на след. день (уд/мин)	Выживаемость (час)
1	48±5	75±6	140	4	45±5	80±7	132
2	52±5	70±6	70	5	50±3	60±5	163
3	54±5	66±7	124	6	48±4	72±8	40

Из данных, приведенных в таблице 2, следует, что достоверное повышение ЧСС наблюдается уже на следующий день. Далее ЧСС покоя у раков в процессе экспозиции изменяется с течением времени, как увеличиваясь, так и уменьшаясь. Эта динамика имеет выраженную индивидуальную вариабельность. Эта картина согласуется с данными, полученными на близком виде раков *Astacus astacus* при воздействии схожей концентрации (8 мг /л Cu²⁺) растворенной меди [8].

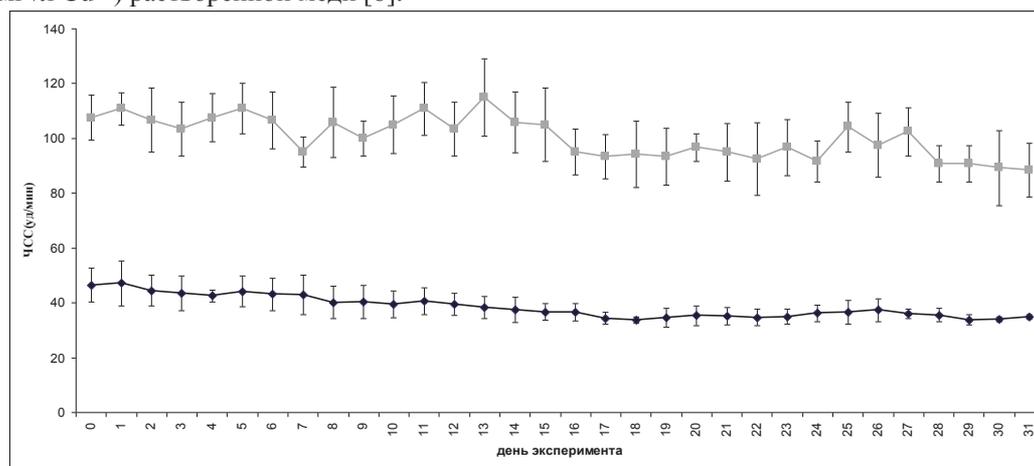


Рисунок. Динамика средних (по группе из 6 раков) значений ЧСС для первого месяца воздействия 10 мг/л Cu²⁺: ЧСС покоя раков в светлое время – нижняя кривая, и ЧСС спонтанной активности в темное время – верхняя кривая.

Анализируя время выживания раков при экспозиции в данной концентрации можно предположить, что эта концентрация несколько ниже, чем LC₉₆50, поскольку 50 % гибель использованной в опыте группы животных наступает на 5 сутки воздействия.

Результаты, полученные в экспериментах по изучению действия 1 мг /л Cu^{2+} в течение месяца, представлены на рисунке.

Из рисунка видно, что разница в абсолютных значениях между амплитудными характеристиками ритма ЧСС в дневное время и ЧСС в темное время суток сохраняется. При этом четко прослеживается тенденция к снижению обоих значений во времени. Начиная с 15-16 дня экспозиции, значения ЧСС в дневное время достоверно ниже по сравнению с фоном, а значения ЧСС в ночное время начинает достоверно отличаться от фона только к концу месяца. Полученные результаты позволяют сделать вывод, что биоэлектронная система, основанная на использовании ЧСС раков *Astacus leptodactylus* в качестве биомаркера острого токсического действия, позволяет определять наличие в воде ионов меди в концентрациях выше LC_{9650} за 15-30 минут, а при концентрациях, меньших, чем LC_{9650} , но оказывающих летальное действие – за 12-15 часов. Применение рассмотренного метода в условиях хронического воздействия на раков сублетальных концентраций меди, позволит обнаружить последствия такого воздействия через 15 дней от его начала.

1. Мельник Е.А., Рублевская О.Н., Панкова Г.А., Холодкевич С.В., Иванов А.В., Корниенко Е.Л., Сладкова С.В., Любимцев В.А., Куракин А.С. Биоэлектронная система контроля токсикологической безопасности биологически очищенных сточных вод, сбрасываемых Юго-Западными очистными сооружениями ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга» в Невскую губу // Водоснабжение и санитарная техника. – 2013. – № 1. – С. 7-12.

2. Сладкова С.В., Холодкевич С.В., Сафронова Д.В. Изучение влияния изменений режимов освещенности, температуры и процесса кормления на хронотропные характеристики кардиоактивности раков *Astacus leptodactylus*, используемых в качестве тест-организмов в биоэлектронных системах мониторинга качества воды // Вестник СПбГУ, Серия 3. – 2016. – Вып. 1. – С. 137-149.

3. Холодкевич С.В. Биоэлектронный мониторинг уровня токсичности природных и сточных вод в реальном времени // Экологическая химия. – 2007. – Т. 16 (4). – С. 223-232.

4. Bini G, Chelazzi G. Acclimatable cardiac and ventilatory responses to copper in the freshwater crayfish *Procambarus clarkia* // Comp. Biochem. Physiol. C. Toxicol. Pharmacol. – 2006. – Vol. 144 (3). – P. 235-241.

5. Burba A. The Effect of Copper on Behavioural Reactions of Noble Crayfish *Astacus Astacus* (L). // Acta Zoologica. Lituanica. – 1999. – Vol. 9 (2). – P. 127-131.

6. Eversol A.G., Whetstone J.M., Sellers B.C. Handbook of relative acute toxicity values for crayfish. – Clemson University, USA, 1995. – 8 p.

7. Schroeder H.A., Nason A.P., Tipton I.H., Balassa J.J. Essential trace metals in man: copper // Journal of Chronic Diseases. – 1966. – Vol. 19. – P. 1007-1034.

8. Styrislave B., Rasmussen A.D., Depledge M.H. The influence of bulk and trace-metals on the circadian-rhythm of heart rates in fresh-water crayfish *Astacus astacus* // Mar. Poll. Bull. – 1995. – Vol. 31. – P. 87-92.

ACUTE AND CHRONIC IMPACT OF COPPER ON CARDIAC ACTIVITY OF CRAZFISH ASTACUS LEPTODACTYLUS - BIOINDICATORS IN BIOELECTRONIC SYSTEMS OF MONITORING WATER QUALITY

S.V. Sladkova¹, V.A. Lyubimtsev¹, S.V. Kholodkevich^{1,2}

¹Scientific Research Center for Ecological Safety RAS, St. Petersburg, sladkova_sv1@mail.ru

²Saint-Petersburg State University, St. Petersburg, kholodkevich@mail.ru

The effect of copper ions on the cardiac activity of *Astacus leptodactylus* crayfish - bioindicators in early detection bioelectronic systems has been studied. The crayfish heart rate increase by 60% in 10-15 minutes from the beginning of exposure was obtained if the copper concentrations higher than with the LC_{9650} is dosed to water and it is the bioelectronic systems response time. The detection time is 12-15 hours if the copper concentrations less than the LC_{9650} , but with an acute toxic effect.

Keywords: Copper, *Astacus leptodactylus* cancers, bioelectronic systems, cardioactivity.

УДК 574:550 (574)

**ВОДНЫЕ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫЕ КАК БИОГЕОИНДИКАТОРЫ
ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ
НА ЮГЕ КАЗАХСТАНА**

Г.Г. Сливинский¹, И.И. Темрешев², П.А. Есенбекова³, Г.Ж. Исенова⁴, Г.Е. Кожабаетова⁵

г. Алматы, Казахстан

¹ТОО «КазНИИ защиты и карантина растений» МСХ РК, gslivinsky@mail.ru, ²РГП «Институт зоологии» КН МОН РК, temreshev76@mail.ru, ³РГП «Институт зоологии» КН МОН РК, esenbekova_periz@mail.ru, ⁴ТОО «КазНИИ защиты и карантина растений» МСХ РК, isenova-gulmira@mail.ru, ⁵ТОО «КазНИИ и защиты и карантина растений» МСХ РК, luch.78@mail.ru

Дана оценка современного загрязнения озера Биликоль, водохранилищ Жаргас, Бадам, Аксу, Шорго и Тасоткель тяжелыми металлами и хлорорганическими пестицидами. По результатам сравнительного анализа выявлены массовые виды водных макробеспозвоночных с относительно высоким содержанием отдельных поллютантов.

Ключевые слова: тяжелые металлы, хлорорганические пестициды, вода, донные отложения, водные макробеспозвоночные, биогеоиндикация

Масштабное применение в сельском хозяйстве минеральных удобрений и средств защиты растений приводит к накоплению в наземных и водных экосистемах тяжелых металлов, таких как ртуть, медь, цинк, а также высокотоксичных пестицидов.

В результате интенсивного ведения сельского хозяйства на юге Казахстана были преобразованы природные экосистемы и произошло их загрязнение различными сельскохозяйственными и промышленными ядами. В этой связи большой интерес представляет поиск относительно простых, информативных и экономически выгодных биоиндикаторных методов мониторинга экологического состояния водоемов. К таким методам, используемым для раннего выявления загрязнителей в экосистемах, можно отнести метод биогеоиндикации, основанный на способности отдельных видов растений и животных к избыточному накоплению токсикантов из среды обитания.

Целью сообщения являлось изучение возможности использования показателей накопления тяжелых металлов и хлорорганических пестицидов в организме широко распространенных видов водных макробеспозвоночных для оценки экологического состояния водоемов на юге Казахстана.

Материал для анализа коллектирован в крупных водоемах (озеро Биликоль, водохранилища Жаргас, Бадам, Аксу, Шорго и Тасоткель) на территории Жамбылской и Южно-Казахстанской областей в июне 2016 г.

В качестве потенциальных биогеоиндикаторов загрязнения водных экосистем были исследованы представители плавца обыкновенного (*Ilicoris cimicoides*), гладыша обыкновенного (*Notonecta glauca*), скомороха европейского (*Cybister lateralimarginalis*), а также пресноводной креветки – сибирского шримса (*Exopalaemon modestus*).

Концентрацию ртути (Hg), шестивалентного хрома (Cr), меди (Cu), цинка (Zn), никеля (Ni), кадмия (Cd), свинца (Pb) и хлорорганических пестицидов (4,4-ДДТ и его метаболитов 4,4-ДДЭ и 4,4-ДДД, α - и β - изомеров ГХЦГ) определяли в воде, высушенных до постоянного веса выборках из 15-24 экземпляров беспозвоночных и в сухих пробах донных отложений.

Эффективность макробеспозвоночных в качестве биогеоиндикаторов оценивали по коэффициенту биологического накопления (КБН) вычисленному как отношение концентрации загрязнителя в организме водных макробеспозвоночных по отношению к его концентрации в воде и в донных отложениях.

По результатам анализа пестицидов остаточное количество 4,4-ДДТ было обнаружено только в пробе креветок из водохранилища Шорго в концентрации 0,048 мг/кг. Из полученных данных следует, что остальные водоемы не загрязнены такими

высокотоксичными и запрещенными к применению пестицидами как 4,4-ДДТ и изомеры ГХЦГ.

По суммарному содержанию тяжелых металлов в воде (рис. 1) наиболее загрязнены водохранилища Тасоткель и Шорго, а наименее – Жартас и Бадам. Относительно высокий уровень загрязнения донных отложений выявлен в озере Биликоль и водохранилищах Тасоткель и Аксу.

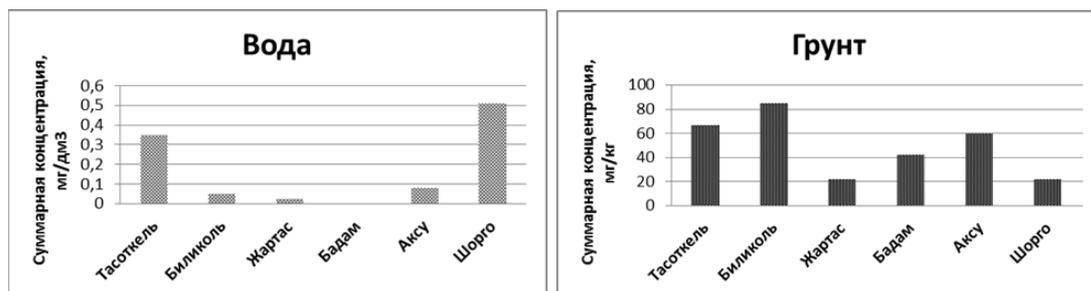


Рисунок 1. Суммарные концентрации тяжелых металлов в воде и в донных отложениях водоемов на юге Казахстана.

В период исследований приоритетными загрязнителями воды была медь, а донных отложений – цинк, медь, никель и хром.

Кадмий в водоемах не обнаружен. Свинец в воде выявлен в относительно низких концентрациях от $0,0015 \text{ мг/дм}^3$ (озеро Биликоль) до $0,0069 \text{ мг/дм}^3$ (водохранилище Бадам). Превышения предельно допустимой концентрации этого металла для рыбохозяйственных водоемов (ПДК_{вр} = $0,06 \text{ мг/дм}^3$) не выявлено.

Ртуть в донных отложениях не обнаружена, однако она присутствовала в пробах воды из водохранилищ Тасоткель и Шорго в концентрациях $0,001 \text{ мг/дм}^3$ и $0,0001 \text{ мг/дм}^3$, соответственно, заметно превышающих нормативный уровень ($0,00001 \text{ мг/дм}^3$). В выборках беспозвоночных этот металл был выявлен только у европейского скомороха из озера Жартас.

За исключением проб воды из водохранилища Бадам, никель присутствовал во всех остальных пробах воды и грунтов. Его концентрация в воде значительно ниже нормативного уровня (ПДК_{вр} = $0,01 \text{ мг/дм}^3$). Относительно высокие концентрации этого металла найдены в пробах воды ($0,0032 \text{ мг/дм}^3$) и грунта ($20,4 \text{ мг/кг}$) из озера Биликоль. У потенциальных биоиндикаторов никель был обнаружен только в двух выборках – у креветок и гладышей из озера Биликоль в концентрации $0,3 \text{ мг/кг}$. КБН никеля по отношению к воде, у обоих видов был достаточно высоким, равным $93,7$, но очень низким ($0,015$) по отношению к донным отложениям. Из полученных данных следует, что исследованные нами виды недостаточно эффективны в качестве биогеоиндикаторов никеля.

Хром в воде обнаружен только в водохранилище Тасоткель в концентрации $0,0003 \text{ мг/дм}^3$, но содержался в донных отложениях всех водоемов в концентрациях от $1,3 \text{ мг/кг}$ (Жартас) до $4,7 \text{ мг/кг}$ (Аксу). У макробеспозвоночных из озера Биликоль этот металл не выявлен, но в выборках из остальных водоемов он был найден в концентрациях близких к таковым в донных отложениях. Наиболее высокие значения КБН, равные $0,8$, были у скомороха и у креветки.

Концентрация меди в воде всех водоемов, за исключением водохранилища Бадам, многократно превышала ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Наиболее загрязнены этим металлом водохранилище Шорго ($81,0 \text{ ПДК}_{вр}$) и озеро Биликоль ($48 \text{ ПДК}_{вр}$). Во всех выборках беспозвоночных концентрация меди была на один два порядка выше, нежели в воде. По отношению к воде, наиболее высокие КБН этого металла были у гладыша ($838,1$) и скомороха ($657,1$) из водохранилища Тасоткель. В то же время, в сравнении с донными отложениями, найденные концентрации меди у беспозвоночных существенно не отличались

(рис. 2). Максимальное превышение, близкое двукратному, было в двух из 11 выборок: у гладышей из озера Биликоль и креветок из водохранилища Шорго.

Цинк в воде выявлен только в двух водоемах: Жартас (1,14 ПДКвр) и Тасоткель (33,5 ПДКвр.). У исследованных видов из этих водохранилищ концентрация металла превышала таковую в воде на 2-3 порядка. Максимальные значения КБН по отношению к воде были у скомороха и гладыша. У представителей этих двух видов из водохранилищ Тасоткель КБН были равны 627,2 и 567,5, а из водохранилища Жартас 5052,6 и 6429,8, соответственно.

В донных отложениях цинк содержался в концентрации от 13,0 мг/кг (Шорго) до 55,0 мг/кг (Биликоль). Его концентрация во всех выборках беспозвоночных также превышала таковую в донных отложениях (рис. 2). Максимальные значения КБН установлены для креветок из озера Биликоль (14,4) и плавта из водохранилища Шорго (14,5).

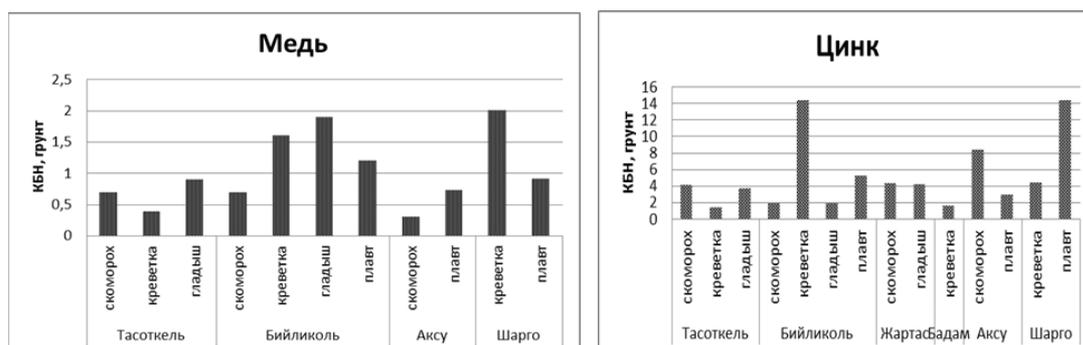


Рисунок 2. Коэффициенты биологического накопления (КБН) меди и цинка в организме водных беспозвоночных по отношению к содержанию этих металлов в донных отложениях

Таким образом, исследованные виды гидробионтов в каждом из водоемов имели существенные различия в содержании отдельных металлов и не менее существенные различия в уровне этих металлов у представителей одного и того же вида из разных водоемов. Найденные различия не обнаруживали прямой связи с концентрацией металлов в донных отложениях.

Все выборки макробеспозвоночных характеризовались относительно высоким уровнем хрома и меди, в сравнении с водой, но более низким (хром) или сравнимым (медь) с донными отложениями уровнем этих металлов.

Цинк у представителей исследованных видов содержался в существенно более высокой концентрации, в сравнении с водой и донными отложениями, что позволяет рассматривать их в качестве возможных макроконцентраторов этого металла.

Работа финансирована КН МОН РК в рамках выполнения проекта ГФ 4163 «Мониторинг экологического состояния наземных и водных экосистем Южного Казахстана с использованием индикаторных видов беспозвоночных».

WATER MACRO INVERTEBRATE AS BIOGEOINDICATORS ECOLOGICAL STATE OF RESERVOIRS IN THE SOUTH OF KAZAKHSTAN

G.G. Slivinsky¹, I.I. Temreshev², P.A. Esenbekova³, G.Zh. Isenova⁴, G.E. Kozhabaeva⁵
Almaty, Republic of Kazakhstan

¹Limited partnership "Kaz Research Institute of Plant Protection and Quarantine" of the Ministry of Agriculture of the Republic of Kazakhstan, gslivinsky@mail.ru. ²RGC "Institute of Zoology" KS MES RK, temreshev76@mail.ru. ³RGC "Institute of Zoology" KS MES RK, esenbekova_periz@mail.ru. ⁴Limited partnership "Kaz Research Institute of Plant Protection and Quarantine" of the Ministry of Agriculture of the Republic of Kazakhstan, isenova-gulmira@mail.ru. ⁵Limited partnership "Kaz Research Institute of Plant Protection and Quarantine" of the Ministry of Agriculture of the Republic of Kazakhstan, luch.78@mail.ru

The estimation of the modern pollution of Lake Bilikol, Jartas, Badam, Aksu, Shorgo and Tasotkel reservoirs with heavy metals and chlororganic pesticides is given. Based on the results of a comparative analysis of mass species of water insects, species with a relatively high level of accumulation of pollutants were identified.

Keywords: heavy metals, organochlorine pesticides, water, bottom sediments, water macro-invertebrates, bioindication.

УДК 504.4.054:574.52

БИОИНДИКАЦИЯ КОМПЛЕКСНОГО ИСТОРИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ИЗМЕНЕНИЕ СТРУКТУРЫ ВИДОВОГО СОСТАВА ДИАТОМОВЫХ ВОДОРОСЛЕЙ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ МАЛОГО ОЗЕРА УРБАНИЗИРОВАННОЙ СРЕДЫ (РЕСПУБЛИКА КАРЕЛИЯ)

З.И. Слуковский, Т.С. Шелехова, Е.В. Сыроежко

Институт геологии КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, slukovskii_z@igkrc.ru

Приводятся сведения о видовом составе диатомового комплекса донных отложений малого оз. Ламба, расположенного в черте г. Петрозаводска (Республика Карелия). Анализ колонки исследованных осадков выявил значительное историческое загрязнение экосистемы водоема вследствие негативного воздействия урбанизированной среды. Основными источниками загрязнения оз. Ламба являются выбросы промышленных предприятий и автотранспорта. Данное обстоятельство оказало существенное влияние на динамику изменений в структуре видового состава диатомей. Выявлены виды-индикаторы токсичного воздействия Pb, Cd, Tl, V, Ni, Cr, Cu и других металлов на диатомовую флору исследуемого озера.

Ключевые слова: диатомовые водоросли, тяжелые металлы, малое озеро, урбанизация, Карелия.

Палеолимнологические методы, использующие диатомовые водоросли (диатомеи) как индикаторы изменения условий окружающей среды, позволяют проводить реконструкции исторического антропогенного воздействия на экосистемы водных объектов, главным образом – озер [2, 5]. Территория Республики – регион России с одним из самых больших числом озер, общее количество которых составляет приблизительно 61 тыс. Рациональное использование и охрана водных ресурсов – важнейшая составляющая в жизни региона. Мониторинг изменений экологического статуса водных объектов Карелии, расположенных в районах городов, крайне важен, как для получения фундаментальных знаний, так и с практической точки зрения, учитывая их хозяйственное и рекреационное значение [1].

Цель данной работы – провести анализ взаимосвязи изменений в видовом составе диатомового комплекса донных отложений (ДО) малого озера Ламба, расположенного в черте г. Петрозаводска (Республика Карелия), с антропогенным загрязнением водоема, вызванным комплексным воздействием тяжелых металлов (ТМ) на экосистему.

Ламба – малое озеро (61°48.428' с.ш. и 34°14.967' в.д.), расположенное в северо-западной части г. Петрозаводска, в районе «Сулажгора» (рис. 1). Берега водоема низкие, заболоченные. Из северной части оз. Ламба вытекает ручей Студенец, впадающий в реку Томицу. Длина береговой линии составляет 0,58 км [1]. Средняя глубина водоема равна 3,4 м, максимальная – 5,2 м [5]. Отложения озера представлены сапропелевыми илами с высоким содержанием Fe. Мощность толщи сапропеля, подстилаемого глинами, составляет около 7 м. Верхний слой озерных осадков, отобранных дночерпателем Экмана-Бержи, загрязнен рядом ТМ, концентрации которых значительно превышают фоновый уровень [4].

Авторами была исследована колонка ДО оз. Ламба мощностью 55 см и разделенная на слои (образцы) по 5 см, в каждом из которых было определено содержание ТМ и других микроэлементов, а также осуществлялся подсчет и определение створок диатомей.

Характер распределения ТМ в толще исследуемых озерных осадков указывает на то, что они почти полностью сформировались в индустриальный период (рис. 1). Самым чистым слоем можно считать самый нижний слой колонки ДО – 51-55 см. Содержание большинства ТМ в толще осадков оз. Ламба превышает фоновый уровень накопления этих элементов в водных объектах Республики, а также их концентрации в почвенном покрове и речных ДО города Петрозаводска. Экстремально высокий уровень накопления V, Cr, Ni в верхних слоях

ДО оз. Ламба (0-20 см) указывает на значительное влияние Петрозаводской теплоцентрали (ТЭЦ). Аномально высокие концентрации Pb в слоях осадков на глубине от 0 до 50 см связаны с повсеместным загрязнением окружающей среды этим тяжелым металлом вследствие его поступления от выбросов автомобильного транспорта, а также трансграничного переноса через атмосферу планеты. Распределение концентраций Co, Cu, Zn, Sr, Mo, Sn отражает воздействие на экосистему озера Ламба выбросов предприятий машиностроительного комплекса, действующих ранее и ныне на территории города.

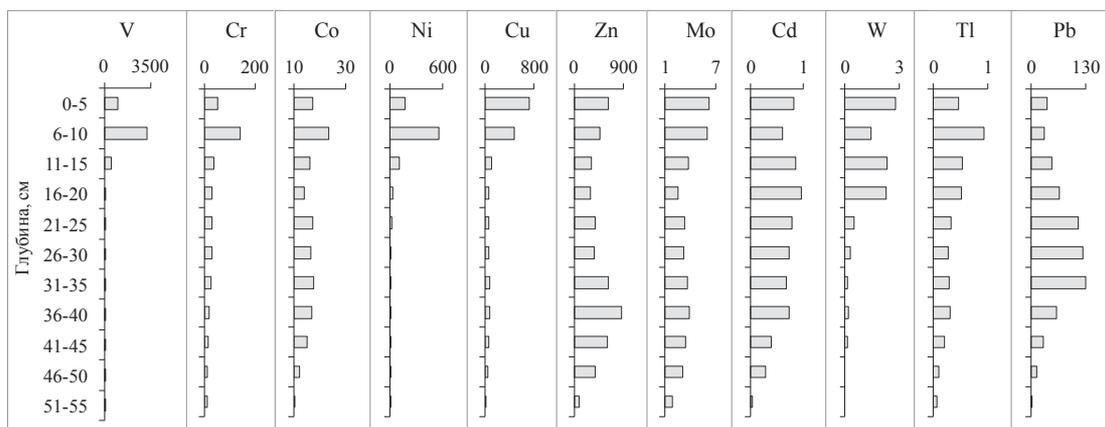


Рисунок 1. Вертикальное распределение концентраций (мг/кг) ТМ в колонке ДО оз. Ламба.

В осадках выявлена относительно богатая по разнообразию диатомовая флора, насчитывающая 124 вида и разновидности диатомовой флоры из 24 родов. Наиболее массовые виды представлены на рисунке 2, анализ которого позволяет разделить всю колонку отложений на три части или слоя, каждый из которых отличается по составу диатомей исследованных озерных осадков.

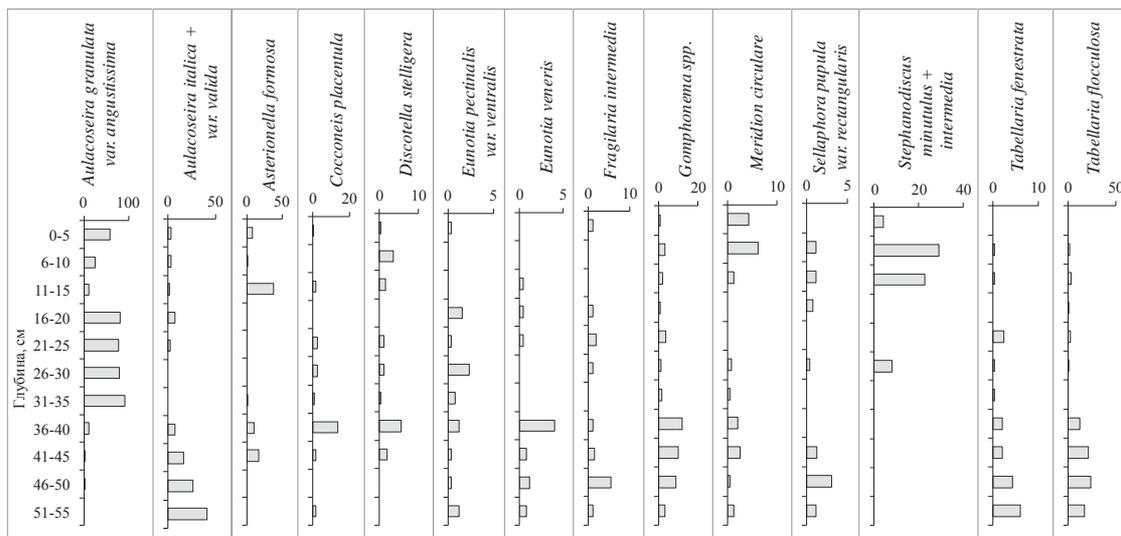


Рисунок 2. Диатомовые комплексы ДО оз. Ламба: относительная численность (%) наиболее массовых видов.

Нижняя часть разреза ДО (36-55 см) отличается значительным преобладанием видов *Aulacoseira italica*+var. *valida*, *Tabellaria fenestrata*, *T. flocculosa* – планктонно-литоральных

форм, характерных для небольших водоемов. Кроме них в данном интервале выделяются виды из обрастаний – *Eunotia pectinales* var. *ventralis*, *Eunotia veneris*, *Fragilaria intermedia*, *Gomphonema* ssp., донные *Sellaphora pupula* var. *rectangularis*. По местообитанию структура диатомового комплекса на данном отрезке нестабильна: содержание планктонных форм снижается в конце слоя, и наоборот растет количество форм обрастаний и донных. Нестабильно и содержание донных видов, все это явно указывает на серьезные изменения в экосистеме водоема. По биогеографии видов их структура на первом этапе существенно отличается от таковой на последующих этапах. Несмотря на доминирование индифферентных по отношению к солености форм, в составе комплекса наблюдается значительное присутствие видов-галофобов, характерных для северных олиготрофных водоемов, доля видов, предпочитающих повышенную минерализацию не превышает 10%. Эти факты могут свидетельствовать о естественных условиях развития водоема в субатлантическое время.

Центральная часть колонки ДО (16-35 см) отличается резкой сменой в группе планктонных доминантов: главное господствующее положение (до 80-90%) занимает планктонная форма, как правило, свидетельствующая об антропогенном влиянии на водоем *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*, а ранее доминирующие виды *Aulacoseira italica*+var. *valida* практически исчезают, также резко сокращается число видов *Cyclotella* (*Discotella*) *stelligera*. Доля остальных видов, как обрастателей, так и донных незначительна и не превышает в сумме 20%. Практически исчезли в данном интервале глубин донные *Sellaphora pupula* var. *rectangularis*, а также *Tabellaria fenestrata*, *T.flocculosa*, с гл. 26-30 см появились планктонные рода *Stephanodiscus*. На данном этапе доля галофобов, не переносящих повышение содержания солей в воде резко сокращается с 20 до 1-2 %, большинство составляют виды-индифференты, полностью вытесняя даже незначительное количество галофилов. Господствующее положение начинают занимать космополиты (более 80%), в то время как численность арктоальпийских видов и бореальных сокращается до минимума (менее 5-10 %). Объяснить такие изменения в составе диатомового комплекса можно влиянием антропогенного фактора на экосистему водоема, индикаторами которого служат концентрации ТМ, в частности повышенное содержание Pb, Cd, Zn и Co (рис. 2).

Самый верхний слой отложений выделен в связи со значительным увеличением в составе диатомового комплекса содержания видов *Meridion circulare* и *Asterionella formosa*, резким снижением планктонных *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* и возрастанием доли видов *Stephanodiscus minutulus* var. *minutulus*, *S. intermedia*. Полное господство в структуре видов по галобности принадлежит индифферентам, заметно увеличивается доля галофилов, по-видимому, отреагировавших на значительное поступление в водоем выбросов ТЭЦ, идентифицированных по накоплению в верхней части разреза V, Ni, Cr и Tl (рис. 2), а также выбросов литейного производства завода «Петрозводскмаш» (Cu, Zn, W, Mo).

Анализ корреляционных связей между концентрациями отдельных ТМ в ДО оз. Ламба и относительной численностью створок диатомей позволил выявить индикаторные виды (табл.), присутствие или исчезновение которых указывает на негативное антропогенное воздействие на экосистему озера в определенный период времени. Таким образом, проведенные комплексные исследования колонки озерных осадков урбанизированной среды г. Петрозаводска проиллюстрировали биоиндикационные возможности использования диатомей для оценки негативного экологического воздействия тяжелых металлов при реконструкции изменений в окружающей среде в современный (индустриальный) период развития водоема и всей его водосборной территории.

Таблица. Корреляция между содержаниями ТМ и отдельными видами диатомей в ДО оз. Ламба (указаны только значимые значения выше $R_{кр.}=0,60$ при $p<0,05$).

	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Mo	Cd	W	Tl	Pb
<i>Aulacoseira granulata</i> <i>var. angustissima</i>								0,64			0,84
<i>Aulacoseira</i> <i>italica+var. valida</i>			-0,76					-0,89			-0,70
<i>Cyclotella stelligera</i>						0,64					
<i>Meridion circulare</i>	0,87	0,81	0,65	0,86	0,81		0,84			0,65	
<i>Navicula pupula</i> <i>var. rectangularis</i>											-0,65
<i>Stephanodiscus</i> <i>minutulus+intermedia</i> <i>var. minutulus</i>	0,81	0,80	0,64	0,82						0,81	
<i>Tabellaria fenestrata</i>			-0,69					-0,87	-0,63	-0,68	
<i>Tetracyclus focculosa</i>								-0,80		-0,61	-0,65

1. Водные объекты города Петрозаводска : Учеб. пособие / Ред. А.В. Литвиненко, Т.И. Регеранд. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2013. – 109 с.

2. Денисов Д.Б. Реконструкция развития экосистемы малого горного субарктического водоема за последние 900 лет (на примере озера Академическое, Хибины, Кольский полуостров) // Труды Кольского НЦ РАН. – 2012. – № 10. – С. 127-148.

3. Потахин М.С. Морфологические особенности водоемов г. Петрозаводска // Водная среда и природно-территориальные комплексы: исследование, использование, охрана : Мат. IV школы-конф. мол. ученых с междунар. Участием, г. Петрозаводск, 26-28 августа 2011 г. – Петрозаводск, 2011. – С. 180-183.

4. Слуковский З.И., Медведев А.С. Содержание тяжелых металлов и мышьяка в донных отложениях озер Четырехверстного и Ламба (г. Петрозаводск, Республика Карелия) // Экологическая химия. – 2015. – № 1. – С. 56-62.

5. Hamilton P.B., Lavoie I., Alpay S., Ponader K. Using diatom assemblages and sulfur in sediments to uncover the effects of historical mining on Lake Arnoux (Quebec, Canada): a retrospective of economic benefits vs. environmental debt // *Frontiers in Ecology and Evolution*. – 2015. – Vol. 3. – P. 1-16.

BIOINDICATION OF INTEGRATED HISTORICAL IMPACT OF HEAVY METALS ON CHANGES IN THE STRUCTURE OF THE DIATOMS SPECIES COMPOSITION IN THE SEDIMENTS OF A SMALL LAKE OF THE URBANIZED ENVIRONMENT (REPUBLIC OF KARELIA)

Z.I. Slukovskii, T.S. Shelekhova, E.V. Siroezhko
Institute of Geology of Karelian RC RAS, slukovskii_z@igkrc.ru

Data on the species composition of the diatom complex of bottom sediments small lake Lamba, located in the city of Petrozavodsk (Republic of Karelia), are given. The analysis of the column of the sediments revealed a significant historical contamination of the ecosystem of the lake due to the negative impact of the urbanized environment. The main sources of pollution of the lake Lamba are emissions of industrial enterprises and automobile transport. This circumstance had a significant effect on the dynamics of changes in the structure of the species composition of diatoms. The species-indicators of the toxic effects of Pb, Cd, Tl, V, Ni, Cr, Cu and other metals on the diatom flora of the lake under investigation have been revealed.

Keywords: diatoms, heavy metals, small lake, urbanization, Karelia.

УДК 582.263 (470)

ЗОЛОТИСТЫЕ ВОДОРΟΣЛИ (CHRYSPHYCEAE, SYNURPHYCEAE) В ПОДЛЕДНОМ ПЛАНКТОНЕ ОЗЕР ВОСТОЧНЫХ ПРЕДГОРИЙ ЮЖНОГО УРАЛА

Л.В. Снитко¹, Л.Н. Волошко²

¹Ильменский государственный заповедник УрО РАН, г. Миасс, Челябинской обл., snitkol@ilmeny.ac.ru; ²Ботанический институт им. В.Л. Комарова РАН, г. Санкт-Петербург, voloshko@binran.ru

Впервые в регионе обнаружено обильное подледное развитие хризофитовых — *Chrysosphaerella brevispina*, *Mallomonas caudata*, *M. elongata*, *M. striata* var. *striata*, *Synura petersenii*. Исследование с применением электронной микроскопии позволило выявить 6 новых для флоры региона видов: *M. crassisquama*, *M. elongata*, *M. matvienkoeae*, *M. striata* var. *striata*, *Synura petersenii*, *S. glabra*. В подледном планктоне с февраля по начало мая зафиксировано формирование стоматоцист хризофитовых. Комплекс найденных таксонов представлен преимущественно космополитными и широко распространенными видами, индифферентными к водородному показателю и температуре воды. В составе золотистых выявлены виды-индикаторы сапробного загрязнения.

Ключевые слова: золотистые водоросли, озера Южного Урала, подледный планктон.

Золотистые водоросли исследуют с применением методов электронной микроскопии (ЭМ) в России с 1970-х гг., в водоемах Полярного Урала выявлена достаточно разнообразная флора золотистых водорослей – 46 видов из 7 родов [1, 6]. В более южных областях Урала специальные исследования хризофитовых начаты в недавнее время [3]. С 2014 г. по 2017 г. проведен круглогодичный отбор планктонных проб в ряде малых озер и прудов восточных предгорий Южного Урала лесной, лесостепной и степной зоны. Особое внимание уделено изучению комплексов водорослей подледного периода и времени таяния льда в апреле-мае. Живые пробы просматривались на световом микроскопе (СМ) Nikon Eclipse E 600 с использованием объективов Nikon 60×/0.80, 40×/0.65 Ph2, 10×/0.25 Ph1. Изучение кремниевых структур панцирей и фотосъемка велись на сканирующем электронном микроскопе (СЭМ) Tescan Vega 3SBU при увеличении 2–20 × 10³. Для этого аликвоту сгущенного планктона наносили на токопроводящий скотч и высушивали, напыление золотом производили с помощью ионно-плазменного напылителя Quorum Q150R ES. Кремниевый состав оболочки стоматоцист хризофитовых оценивали с помощью рентгено-спектрального микроанализатора Oxford Instruments X-act.

Обследованные водоемы принадлежат Обскому речному бассейну и бассейну реки Урал. Ледостав происходит в конце октября или начале ноября, сход льда отмечен в начале мая. В период исследования зимой и весной лед на озерах бывает слабо покрыт снегом, отмечались многочисленные открытые участки льда, что способствовало высокой освещенности толщи воды (до 2,4 м). В местах сбора проб измеряли температуру воды, водородный показатель (рН), электропроводность (УЭП), прозрачность (диск Секки), цветность, проводился химический анализ воды (общий фосфор и азот).

Прозрачность воды изменялась от 1,5 м до 2,4 м, с минимумом 0.8 м в летние месяцы (оз. Карматкуль и оз. Сириккуль). Цветность воды колебалась в различные сезоны от 32° до 87° по Pt-Co шкале, значения рН изменялись в диапазоне 6,9–8.5. Все обследованные водоемы характеризовались высокой УЭП 126–559 μS cm⁻¹.

В подледном планктоне и в период таяния льда золотистые водоросли обнаружены в следующих озерах и прудах в восточных предгорий Южного Урала: в лесной зоне – озера Барахтан, Большое и Малое Миассово, Большой Таткуль, Ильменское, Карматкуль, Киалим, Кошкуль, Медвежье, пруды реки Миасс, Сириккуль, Тургояк, также в 2 водоемах лесной зоны Среднего Урала – оз. Таватуй, старица р. Тагил; в лесостепной зоне – Уйский пруд; в степной зоне – старицы р. Янгелька, пруд с. Морозовка на притоке р. Синташты. Водоемы расположены вдоль 60° восточной долготы, в широтном диапазоне от 57°46' до 52°30' северной широты.

В подледном планктоне озер восточных предгорий идентифицированы 16 видов и разновидностей хризофитовых из 4 семейств и 4 родов *Chrysosphaerella*, *Dinobryon*,

Mallomonas и *Synura* (табл.).

Таблица. Золотистые водоросли, выявленные в подледном планктоне озер восточных предгорий Южного Урала и их сапробность (S).

№	Виды	S	Месяцы подледного (subglacial) периода					
			X	XII	II	III	IV	V
Сем. Dinobryaceae								
1	<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof var. <i>bavaricum</i>	o	–	–	+	+	–	+
2	<i>D. cylindricum</i> var. <i>palustre</i> Lemmermann	—	+	+	–	–	+	–
3	<i>D. divergens</i> Imhof var. <i>divergens</i>	o–a	+	–	–	–	–	+
4	<i>D. divergens</i> var. <i>angulatum</i> (Seligo) Brunthaler	—	+	–	–	–	–	+
5	<i>D. sertularia</i> Ehrenberg var. <i>sertularia</i>	o–a	+	–	–	–	–	+
6	<i>D. sociale</i> Ehrenberg var. <i>sociale</i>	o	+	–	–	–	–	+
7	<i>D. sociale</i> var. <i>americanum</i> (Brunthaler) Bachmann	—	+	–	–	+	+	+
8	<i>D. sociale</i> var. <i>stipitatum</i> (Stein) Lemmermann	o	–	–	–	–	–	+
Сем. Paraphysomonadaceae								
9	<i>Chrysophaerella brevispina</i> Korschikov	o–a	–	++	++	+	+	+
Сем. Mallomonadaceae								
10	<i>Mallomonas caudata</i> Ivanov emend. Krieger	o	+	++	++	++	++	++
11	<i>M. crassisquama</i> (Asmund) Fott var. <i>crassisquama</i>	—	+	–	–	–	+	++
12	<i>M. elongata</i> Reverdin	—	+	–	++	++	++	++
13	<i>M. matvienkoeae</i> (Matvienkoeae) Asmund et Kristiansen	—	–	–	–	–	–	++
14	<i>M. striata</i> Asmund var. <i>striata</i>	б	–	–	–	–	++	++
15	<i>Synura glabra</i> Korschikov emend. Kynchlova et Škaloud	б	++	–	–	–	–	+
16	<i>S. petersenii</i> Korschikov	o–a	++	++	++	++	++	++

Примечание: «–» — таксон не обнаружен; «+» — таксон присутствовал; «++» — таксон входил в доминирующий комплекс планктона; «o» — олигосапробионт; «б» — бетамезосапробионт; «o–a» — олиго–альфамезосапробионт;

Среди идентифицированных 16 видовых и внутривидовых таксонов четыре вида из рода *Mallomonas* (*M. crassisquama*, *M. elongata*, *M. striata*, *M. matvienkoeae*) и два вида из рода *Synura* (*S. glabra*, *S. petersenii*) – новые для флоры региона. Комплекс выявленных таксонов золотистых представлен преимущественно космополитными и широко распространенными видами, индифферентными к водородному показателю среды (pH) и температуре. Десять видов являются индикаторами сапробности, развивающимися при невысокой степени загрязнения. Среди них отмечены олигосапробионты (*Dinobryon bavaricum* var. *bavaricum*, *D. sociale* var. *sociale*, *D. sociale* var. *stipitatum*, *Mallomonas caudata*), бетамезосапробионты (*Mallomonas striata*, *Synura glabra*) и олиго–альфамезосапробионты (*Chrysophaerella brevispina*, *D. divergens* var. *divergens*, *D. sertularia* var. *sertularia*, *Synura petersenii*). Все эти виды развиваются обильно в разнотипных озерах Южного Урала. Экологическая характеристика (таблица 1) золотистых водорослей, развивающихся в водоемах восточных предгорий Урала, дана по Волошко Л.Н. [2].

Представители золотистых водорослей могут формировать значительные популяции в пресных озерах, прудах и водохранилищах, вызывая «цветение» воды [7, 8]. К числу возбудителей «цветения» относят *Mallomonas acaroides*, *M. crassisquama*, *M. caudata*, *Chrysooccus rufescens*, *Chrysophaerella longispina*, *Dinobryon divergens*, *D. cylindricum*, *Uroglena americana*, *Synura petersenii*, *Synura uvella*, [4, 5, 7, 8]. Из известных возбудителей «цветения» воды в водоемах Среднего и Южного Урала отмечены *Dinobryon divergens* var. *divergens*, *Mallomonas caudata*, *M. crassisquama* и *Synura petersenii*.

Впервые в водоемах региона при температуре воды 2,5–3,9 °С нами обнаружено подледное развитие хризифитовых с чешуйчатым панцирем. В этих условиях с высоким

обилием вегетировали *Chryso-sphaerella brevispina* (рис. 1), *Mallomonas caudata*, *M. elongata*, *M. striata* var. *striata*, *Synura petersenii*. Сразу после схода льда при 5–8,7 °С обильно развивались *M. crassisquama*, *M. striata* var. *striata* и *M. matvienkoae*. Наиболее широкое распространение в подледном планктоне пресных водоемов разных природно-географических зон Южного Урала имеет вид *Synura petersenii*: обнаружен как в озерах лесной зоны, так и в прудах степной зоны (рис. 2).

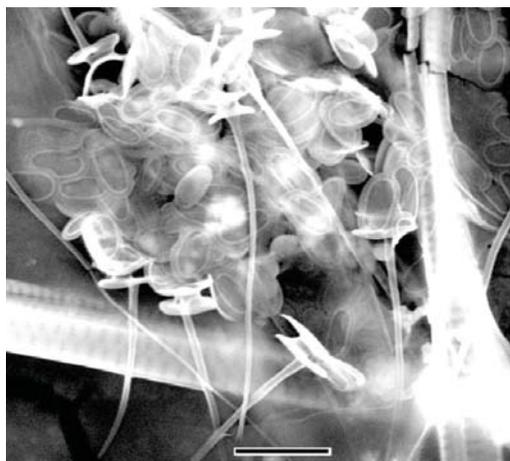


Рисунок 1. *Chryso-sphaerella brevispina* – обильно развивалась подо льдом в малых лесных озерах: оз. Ильменское зимой 2014-15 гг., оз. Кошкуль – 2015-16, 2016-17 гг. Масштаб: 5 мкм.

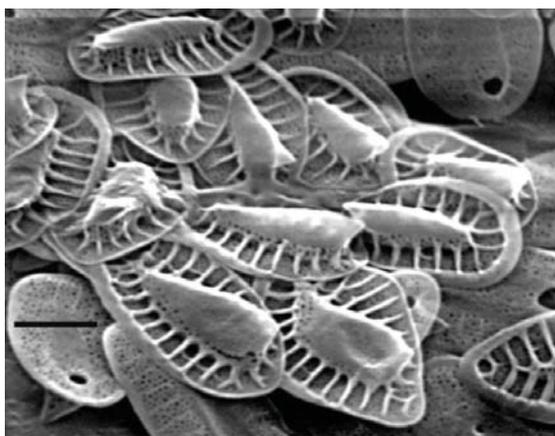


Рисунок 2. Чешуйки *Synura petersenii* sensu lato (СЭМ), нового для восточных предгорий Уральского региона вида и наиболее распространенного в пресных озерах и прудах различных природно-географических зон Южного Урала. Масштаб: 1 мкм.

Особенно массовым было подледное развитие *Synura petersenii* в небольшом водоеме на границе лесостепной и степной зоны – Уйском пруде при УЭП 490 мкС·см⁻¹ (до 250 тыс. кл./дм³), который является источником водоснабжения районного центра. По литературным данным известны случаи подледного «цветения» ряда водоемов Северной Америки, вызванные массовым развитием *Synura petersenii*, также небольших эвтрофных и олиготрофных прудов Центральной и Северной Европы [8, 9].

С февраля до начала мая в подледном планктоне озер региона был зафиксирован процесс формирования стоматоцист хризифитовых. Среди них с сохранившимися чешуйками на поверхностях отмечены ст. *Mallomonas caudata*, ст. *M. striata*, ст. *M. elongata*,

ст. *M. matvienkoeae*. В оз. Ильменское в феврале при температуре воды 3,9 °С, pH 7,2, УЭП 350 мкС·см⁻¹ найдены стоматоцисты *M. caudata*, в апреле при температуре воды 2,5 °С, pH 7,5, УЭП 278 мкС·см⁻¹ — *M. elongata*. Стоматоцисты *M. striata* и *M. matvienkoeae* отмечены в оз. Таватуй в мае при температуре воды 7,2 °С, pH 7,5, УЭП 215 мкС·см⁻¹, многочисленные стоматоцисты *M. striata* также обнаружены в подледный период и после схода льда в оз. Кошкуль в зимний сезон 2016-2017 гг. при 3,2–7,9 °С УЭП 190 мкС·см⁻¹.

1. Волошко Л.Н. Новые таксоны рода *Mallomonas* (Chrysophyta, Synurophyceae) из озер Полярного Урала // Ботанический журнал. – 2009. – Т. 94, № 7. – С. 1068-1076.
2. Волошко Л.Н. Хризифитовые (Chrysophyceae, Synurophyceae) водоемов Севера России : Дис. ... докт. биол. наук. – СПб., 2013. – 373 с.
3. Снитко Л.В., Снитко В.П., Блинов И.А., Волошко Л.Н. Золотистые водоросли (Chrysophyta) в водоемах восточных предгорий Южного и Среднего Урала // Ботанический журнал. – 2016. – Т. 101, № 12. – С. 1361-1378.
4. Kristiansen J. A *Mallomonas* bloom in a Bulgarian mountain lake // Nova Hedwigia. – 1971. – Vol. 21. – С. 877-882.
5. Kristiansen J. 2001. Biogeography of silica-scaled chrysophytes // Nova Hedwigia, Beih. – 2001. – Vol. 122. – С. 23-39.
6. Voloshko L.N. The chrysophycean algae from the lakes of Polar Ural (Russia) // Nova Hedwigia, Beih. – 2010. – Vol. 136. – С. 191-211.
7. Watson S.B., Satchwill T., McCauley E. Drinking water taste and odour: a chrysophyte perspective // Nova Hedwigia, Beih. – 2001. – Vol. 122. – С. 119-146.
8. Watson S. B., Satchwill T. Chrysophyte odour production: the impact of resources at the cell and population levels // Phycologia. – 2003. – Vol. 42. – С. 393-405.
9. Wee J.L., Harris S.A., Smith J.P., Dionigi C.P., Millie F. Production of the taste/odour-causing compound, trans-2, cis-6-nonadienal within the Synurophyceae // Journal of Applied Phycology. – 1994. – Vol. 6. – С. 365-369.

CHRYSOPHYCEAN ALGAE (CHRYSOPHYCEAE, SYNUROPHYCEAE) IN THE UNDER ICE IN LAKES OF THE EASTERN FOOTHILLS OF SOUTH URALS

L.V. Snitko¹, L.N. Voloshko²

¹Ilmen State Reserve RAS, Russia, Chelyabinsk Region, Miass, snitkol@ilmeny.ac.ru

²Komarov Botanical Institute RAS, Russia, St. Peterburg, voloshko@binran.ru

The under ice mass development of Chrysophytes – *Chryso-sphaerella brevispina*, *Mallomonas caudata*, *M. elongata*, *Synura petersenii* are firstly noted in region of the Eastern foothills of South Urals (Russia). The first investigations of Chrysophytes in the waterbodies in this region with using of light and electron microscopy methods, allowed to identify of 16 species from 4 genera: *Chryso-sphaerella*, *Dinobryon*, *Mallomonas* и *Synura*. Six taxa are new for the flora of this region: *M. crassisquama*, *M. elongata*, *M. matvienkoeae*, *M. striata* var. *striata*, *Synura petersenii* and *S. glabra*. Under-ice plankton from february to early may recorded the formation stomatocyst of Chrysophytes. The Chrysophytes flora mostly consists of cosmopolitan and widespread species indifferent to the pH and water temperature. Ten of identified species are the indicators of saprobic pollution of water.

Keywords: chrysophycean algae, lakes of the South Urals, the under ice mass development

УДК 574.586

БИОИНДИКАЦИОННЫЕ ВОЗМОЖНОСТИ ПЕРИФИТОНА В РАЗЛИЧНЫХ ВОДОЕМАХ И ВОДОТОКАХ

Е.В. Станиславская

Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, stanlen@mail.ru

В работе рассматриваются биоиндикационные возможности перифитонных сообществ, основанные на анализе их структурно-функциональных характеристик. Исследования проводились в 2009-2014 гг. на трех озерно-речных системах и 32 разнотипных озерах, расположенных в пределах г. Санкт-Петербурга и Ленинградской области и испытывающих различные антропогенные нагрузки. Показано, что такие структурно-функциональные показатели как видовое богатство и разнообразие, состав доминирующих видов и пигментный

индекс Маргалефа наиболее значимы при определении степени загрязнения водоемов и водотоков и свидетельствуют о высоких биоиндикационных возможностях прикрепленных водорослевых сообществ.

Ключевые слова: Озерно-речные системы, озера, перифитон, структура, видовое богатство, доминирующие виды, индекс сапробности, пигментный индекс Маргалефа.

Перифитонные сообщества как составная часть различных водных систем претерпевают изменения, обусловленные разными природными и антропогенными факторами, что выражается в изменении структурно-функциональных характеристик, среди которых наиболее значимыми являются:

- 1) Видовой состав водорослей перифитона, видовое богатство (количество видов). Сравнительный анализ этих структурных характеристик позволяет в определенной мере установить степень изменения сообщества в загрязненных и природно-чистых условиях.
- 2) Комплексы доминирующих видов, хорошо отражают меняющиеся условия при антропогенных воздействиях.
- 3) Биомасса водорослей перифитона, с одной стороны определяет структурную характеристику сообщества, а с другой стороны его количественное развитие.
- 4) Индекс сапробности. Величины этого индекса выявляют наличие или отсутствие повышенного содержания органических веществ, а также степени их трансформации.
- 5) Индекс видового разнообразия Шеннона (H), позволяет выявить сложность организации сообщества и определить степень его перестройки.
- 6) Содержание хлорофилла «а», каротиноидов, феопигментов и пигментные индексы. Наряду с количественным развитием эти показатели хорошо отражают физиологическое состояние водорослей, что в свою очередь показательно для определения степени деградации сообщества при антропогенном воздействии.

Основной целью исследования было выявление биоиндикационных возможностей водорослей перифитона на основе изучения его структурно-функциональных характеристик в различных водоемах и водотоках.

Изученные водоемы и водотоки расположены на территории Санкт-Петербурга и Ленинградской области (Карельский перешеек). Наблюдения за прикрепленными сообществами Суздальской, Охтинской и Дудергофской озерно-речных систем проводились в июле 2014 г. на 4-8 станциях. Для сравнения, станции были приурочены к местам как достаточно сильного, так и минимального антропогенного воздействия. Исследования на озерах осуществлялись в июле 2009-2013 гг. Сбор и обработка материала осуществлялась по стандартным методикам, разработанным в ИНОЗ РАН [4].

В составе перифитона озерно-речных систем было выявлено 120 таксонов водорослей и цианопрокариот. Несмотря на разнообразие условий, все три системы отличаются довольно однообразным и бедным видовым составом перифитона, что, скорее всего, является следствием имеющегося антропогенного влияния. В перифитоне озерно-речных систем наибольшее видовое богатство было отмечено в озерах (от 20 до 40 таксонов), на речных станциях она была заметно ниже (от 3 до 20 таксонов). Минимальное количество видов отмечалось на наиболее загрязненных речных станциях, где, как правило, отмечалось всего от 3 до 5 видов. Анализ состава доминирующих видов водорослей позволил установить, что во всех трех системах он был схож, преобладали виды родов *Navicula*, *Nitzschia*, *Cocconeis* из диатомовых, *Oscillatoria*, *Lyngbya* из синезеленых и *Oedogonium* из зеленых водорослей. Эти виды, имеют широкий экологический спектр, выносят высокие концентрации органических веществ. В составе обрастаний на большинстве станций во всех трех озерно-речных системах обнаружены виды-индикаторы сильных органических загрязнений, что отразилось на индексах сапробности, которые изменялись от 2,5 до 3,4. Наиболее высокие индексы, соответствующие α -сапробным условиям отмечались в устье Старожиловки (ст. 2) в нижнем течении рек Охты (ст. 4, 5) и Дудергофки (ст. 3). На других станциях индексы были ниже и определяли средние и верхние пределы β -мезосапробной зоны. Структура летней биомассы перифитона определялась развитием диатомовых, зеленых, синезеленых и эвгленовых водорослей и варьировала на исследуемых участках рек и озер без какой либо

строгой закономерности (рис. 1). Общая биомасса обрастаний изменялась от 0,1 до 50,0 мг/г субстр. и четкой зависимости этого показателя при антропогенном влиянии выявить не наблюдалось. В некоторых случаях было отмечено увеличение биомассы водорослей в наиболее загрязненных участках систем, так, например, в истоке Суздальской системы, где преобладала *Oscillatoria princeps*. В Дудергофской и Охтинской системах на загрязненных станциях, напротив, происходило значительное снижение биомассы прикрепленных сообществ.

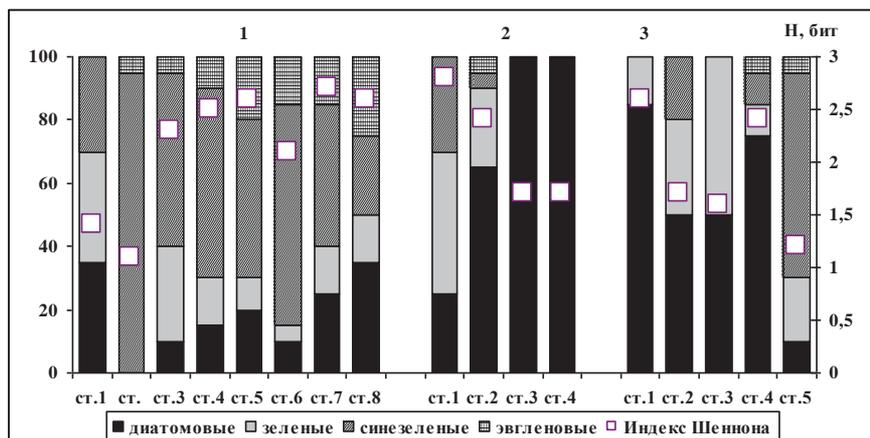


Рисунок 1. Соотношение основных отделов водорослей и индекс видового разнообразия Шеннона перифитона трех озерно-речных систем в июле 2014 г. (Обозначения: 1 – Суздальская система; 2 – Дудергофская система; 3 – Охтинская система).

Индекс разнообразия Шеннона, отражающий степень сложности и разнообразия сообществ изменялся от 1,1 до 2,8, но на большинстве станций не превышал 2,5. В перифитоне Суздальской системы было отмечено постепенное увеличение этого индекса в нижнем течении, при минимальных значениях в истоке, напротив, в Дудергофской и Охтинской системах наблюдалось снижение видового разнообразия вниз по течению реки, при максимальных величинах индекса Шеннона в верхнем течении (рис. 1). В целом, во всех системах минимальные величины индекса Шеннона, а, следовательно, и упрощение структуры прикрепленных сообществ отмечались на станциях, в большей мере подверженных антропогенному прессу.

В озерах перифитон был более разнообразен, определено около 400 таксонов водорослей и цианопрокариот, среди которых наиболее значимыми были диатомовые и зеленые водоросли, а синезеленые и эвгленовые водоросли были намного разнообразнее, чем в озерно-речных системах. Видовое богатство в перифитоне озер также различалась. Максимальное количество видов было отмечено для мезотрофных и слабоэвтрофных озер, где встречалось от 30 до 50 таксонов. Минимальное количество видов было выявлено в дистрофных, полигуменных, а также гипертрофных озерах, где отмечалось от 5 до 15 таксонов. Структура летней биомассы перифитона в озерах различного трофического статуса в целом различалась. По мере увеличения трофности озер в перифитоне увеличивалась доля либо диатомовых, либо зеленых водорослей (рис. 2). Состав доминирующих комплексов обрастаний в более продуктивных озерах совпал, в него входили широко распространенные в водоемах Северо-Запада виды диатомовых водорослей из родов *Fragilaria*, *Cymbella*, *Ulnaria*, *Gomphonema*, а также многочисленные виды рода *Oedogonium* из зеленых. В малопродуктивных озерах была велика доля зеленых и синезеленых водорослей. Комплексы перифитона формировали преимущественно зеленые зигнемовые и десмидиевые водоросли и представители рода *Bulbochaeta*. Также в перифитоне постоянно присутствовали чистоводные виды цианопрокариот из родов *Hapalosiphon*, *Stigonema*, *Nostoc*, *Microchaete*, *Calothrix*. Количественное развитие перифитона в озерах изменялась в очень широких

пределах: от 0,01 до 30,1 мг/г субстр. и, как правило, не зависело от трофического статуса озер. Однако в некоторых эвтрофных и гипертрофных озерах отмечалось снижение биомассы обрастаний, что связано с массовым развитием фитопланктона в этих водоемах.

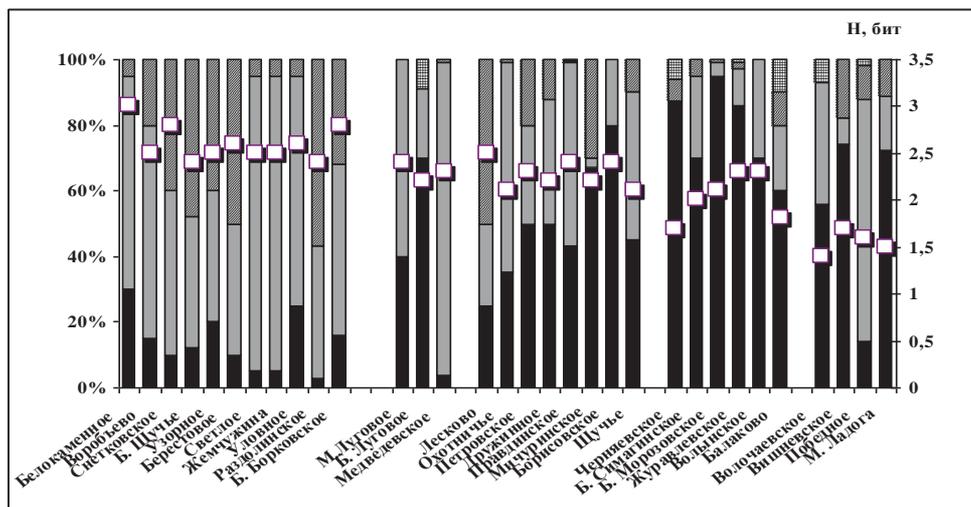


Рисунок 2. Соотношение основных отделов водорослей и индекс видового разнообразия Шеннона перифитона разнотипных озер в июле 2009-2013 гг. (обозначения как на рис. 1).

Величины индекса сапробности в исследованных озерах изменялись от 1,1 до 2,8. Наиболее низкие значения индекса (1,1-1,5) соответствующие олигосапробным условиям наблюдались в малопродуктивных и гумифицированных озерах. В мезотрофных водоемах значения индекса сапробности изменялись от 1,6 до 2,3, что определяло β-мезосапробные условия в них. В эвтрофных водоемах величины индекса находились на верхней границе β-мезосапробной зоны и изменялись от 2,4 до 2,6. Наиболее высокие значения индекса сапробности (2,6–2,8) были отмечены в гиперэвтрофных озерах, где они определяли α-мезосапробные условия. Индекс видового разнообразия Шеннона в озерах изменялся в довольно широких пределах: от 1,4 до 3,0 (рис. 2). Максимальные величины этого показателя наблюдались в малопродуктивных водоемах, а минимальные были характерны для гипертрофных озер.

В качестве функциональных показателей при оценке экологического состояния водоемов используются пигментный состав перифитона и некоторые пигментные индексы [1, 2, 3, 6]. Содержание хлорофилла *a*, каротиноидов и феопигментов во всех исследованных водоемах и водотоках варьировало в очень широких пределах и в целом не отражало изменения экологических условий при увеличении антропогенных нагрузок. Было установлено, что наиболее информативным показателем в этом случае является пигментный индекс Маргалефа (D_{430} / D_{664}), который отражает нарушения функциональной активности водорослей в загрязняемой среде [6]. В перифитоне исследованных систем этот индекс изменялся в пределах от 1,5 до 4,5, а в озерах от 1,9 до 3,0, что определяло достаточно активную вегетацию водорослей и их хорошее физиологическое состояние. Наиболее высокие величины этого индекса отмечались на загрязненных станциях озерно-речных систем.

Таким образом, проведенные исследования показали, что сообщества прикрепленных водорослей имеют высокие биоиндикационные возможности. Такие структурно-функциональные показатели как видовое богатство и разнообразие, состав доминирующих видов, индекс сапробности и пигментный индекс Маргалефа отражают изменения экологических условий при загрязнении и эвтрофировании водоемов. Наименее

информативными из структурных показателей, на наш взгляд, является структура биомассы и ее уровень, которые в исследованных водоемах и водотоках варьируют в широких пределах без каких-то четких закономерностей. В условиях антропогенного воздействия, как правило, в составе сообществ обрастаний формируется устойчивый, комплекс видов, в котором преобладают либо донные формы, либо «эвтрофные» виды с высокой сапробной валентностью, кроме того, происходит упрощение структуры, что выражается в снижении индексов разнообразия Шеннона и уменьшении видового богатства. Напротив, величины пигментного индекса Маргалефа (D_{430}/D_{664}) и индекса сапробности возрастают.

1. Беляя С.А., Христофорова Н.К. Фотосинтетические пигменты водорослей перифитона в водотоках Сихоте-Алинского биосферного заповедника : Чтения памяти В.Я. Леванидова. – Владивосток, 2011. – Вып.5. – С. 53-60.

2. Макаревич Т.А., Остапеня А.П., Деренговская Р.А., Ковалевская Р.З., Лукьянова Е.В., Никитина Л.В. Перифитон и его использование в системе фоновый мониторинга // Эколого-биологические исследования водоемов Березинского биосферного заповедника. – Минск: БГУ, 2013. – С. 128-158.

3. Сиротский С.Е. Фотосинтетические пигменты в перифитоне водотоков бассейнов рек Зeya и Буряя : Чтения памяти В.Я. Леванидова. – Владивосток, 2014. – Вып. 6. – С. 619-628.

4. Станиславская Е.В., Трифонова И.С. Продукционная характеристика растительного перифитона. Особенности формирования качества воды в разнотипных озерах Карельского перешейка – Л.: Наука, 1984. – С. 192-206.

5. Станиславская Е.В. Оценка экологического состояния озерно-речных систем по структурным параметрам фитоперифитона // География: Развитие науки и образования. Колл. моногр. по матер. Междунар. науч-практ. конференции «LXVIII Герценовские чтения», 22-25 апреля 2015 г. – СПб.: РГПУ им. Герцена, 2015. – С. 204-207.

6. Станиславская Е.В. Пигментные характеристики перифитона озерно-речных систем урбанизированных территорий // Известия Самарского научного центра РАН. – 2016. – Т. 18, № 2 (2). – С. 502-506.

7. Шербак В.И., Семенюк Н.Е. Использование фитомикроперифитона для оценки экологического состояния антропогенно измененных водных систем // Гидробиологический журнал. – 2011. – Т. 47, № 2. – С. 27-42.

POSSIBILITIES OF PERIPHYTON IN BIOINDICATION IN VARIOUS LAKES AND RIVERS

E.V. Stanislavskaya

Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, stanlen@mail.ru

The paper considers the bioindication capabilities of periphyton communities, based on the analysis of their structural and functional characteristics. The research was carried out in 2009-2014 on three lake-river systems and 32 lakes of different types. They are located within the city of St. Petersburg and the Leningrad region and experiencing various anthropogenic pressures. It is shown that such structural and functional characteristics as species richness and diversity, the composition of dominant species and the Margalef pigment index are most significant in determining the degree of pollution of water bodies and streams and indicate high bioindication opportunities of attached algal communities.

Keywords: lake-river systems, lakes, periphyton, species richness, dominant species, saprobity index, Margalef pigment index.

УДК 581.526.325.2 (028) (470.341)

ПЛАНКТОННЫЕ АЛЬГОЦЕНОЗЫ ВОДОЕМОВ И ВОДОТОКОВ КРУПНОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ЦЕНТРА (на примере г. Нижнего Новгорода)

Н.А. Старцева, А.Г. Охапкин, Е.Л. Воденеева

*Национальный исследовательский Нижегородский государственный университет
им. Н.И. Лобачевского, г. Нижний Новгород, Россия, startseva@bio.unn.ru*

По данным 1994-2011 гг. изучены планктонные альгоценозы 17 водных экосистем различного лимнологического типа г. Нижнего Новгорода: малые озера, реки и пруды, имеющие различное

происхождение, гидрохимический статус, трофность и уровень антропогенной нагрузки. Проведен ценотический анализ фитопланктона данных водных объектов. Определен уровень количественного развития водорослей. Изучены показатели биоценотической структуры сообществ (видовое разнообразие, выравненность видов в сообществах, размерная структура, доля жгутиковых и колониальных форм). Дана сапробиологическая характеристика исследованным объектам.

Ключевые слова: экология, фитопланктон, городские водоёмы и водотоки

Нижний Новгород, расположенный при слиянии двух крупных европейских рек Оки и Волги, крупный промышленный и административный центр с населением 1,3 млн человек. Территория города (площадь 411 км²) охватывает два зональных типа ландшафта: зону смешанных лесов, локализованную в низинном Левобережье Волги и Окско-Волжского междуречья, и зону широколиственных лесов (или дубрав), расположенную в Правобережье Приволжской возвышенности. Река Ока разделяет территорию города на две части, резко отличающиеся по характеру рельефа: возвышенную нагорную (правобережье р. Оки, Окско-Волжское междуречье), и низменную заречную (левобережье Оки). Перепад высот между правым и левым берегом Оки составляет местами более 100 м. Разнообразие ландшафтов способствует формированию уникальной гидрологической сети, характеризующейся мозаичной структурой, различным сочетанием естественно-гидрологических, геоморфологических, природных и антропогенных факторов [1]. На территории города насчитывается 39 озер, 12 водотоков, имеющих название, и полтора десятка небольших ручьёв, осуществляющих сток в периоды весеннего половодья и дождевых паводков. Густота речной сети г. Нижнего Новгорода составляет 0,2 км/км² [1]. В нагорной части города, в пределах волжско-окского междуречья, были исследованы реки Старка, Кова и Рахма, а также Щелоковские пруды наливного типа (Верхнее, Среднее и Нижнее). В пределах низинного левобережья р. Оки изучены планктонные альгоценозы рек Левинка, Гниличка, Черная, Ржавка и Борзовка, бессточных озёр Силикатное, Светлоярское, Парковое и Счастливое, пойменных озёр Лунское, Мещерское, а также наливного пруда проточного типа оз. Сормовское (р. Параша). Все рек загрязнены соединениями железа, цинка, меди, марганца, нефтепродуктами и комплексом органических соединений [2].

Флористическое разнообразие альгофлоры изученных водоемов Нижнего Новгорода представлено 850 таксонами рангом ниже рода, из которых в реках зарегистрировано 822, в водоемах замедленного водообмена – 776. Как в общем видовом списке, так и в списках альгофлор лотических и лентических систем распределение водорослей по отделам было практически одинаковым: ведущими по числу видов отделами являлись *Chlorophyta* (398), *Bacillariophyta* (243) и *Euglenophyta* (158), создававшими 77 % от общего списка водорослей. Природные факторы формирования состава, характеризующие зональные особенности территории (значительное увлажнение, заболоченность), отразились на более высокой степени участия в общей альгофлоре левобережных водных объектов золотистых, эвгленовых и криптофитовых водорослей. В целом спектр альгофлоры системы городских водоемов и водотоков имел сходный состав и ранговое распределение ведущих порядков. Ведущие позиции занимали порядки *Chlorococcales*, *Raphales*, *Euglenales*, *Desmidiiales*, формирующие около 65% видового богатства водных экосистем обоих типов. Отличием явилось присутствие в группе ведущих порядков альгофлоры озёрных экосистем порядка *Peridinales*, а речных экосистем – порядка *Chlorococcales*. В реках наиболее весомый вклад имели представители порядка *Euglenales* и *Oscillatoriales*.

Степень общности (по Серенсену) флористического состава фитопланктона лентических и лотических экосистем составила 70 %. В общие кластеры выделились самые короткие речки (Ржавка, Старка, Кова), водосбор которых подвергся сильной урбанизации, а части русел заключены в коллекторы, небольшие реки с заболоченным водосбором (Левинка, Борзовка), и реки наибольшей протяженности (Рахма, Черная, Гниличка). В одном кластере оказались небольшие озера искусственного происхождения, возникшие в результате заполнения грунтовыми водами песчаных карьеров (Светлоярское, Счастливое, Парковое), система прудов Щелковского хутора, река с образованным на ней путем запруды

и обваловки берегов озером (Параша и Сормовское) и достаточно большие озера пойменного происхождения (Мещерское и Лунское, за исключением оз. Силикатного). Т.о. кластеризация данных позволила достаточно четко разъединить исследуемые водные объекты в отдельные группы по типу водоемов (стоячие и текучие) независимо от их приуроченности к определенной ландшафтной зоне. Однако дискретность состава более наглядно проявилась на уровне доминантов, имеющих низкие показатели сходства.

Диапазон колебаний уровня средневегетационной биомассы водорослей в отдельных водотоках и водоемах изменялся от величин, характерных для слабопродуктивных экосистем, до значений, свойственных мезотрофным (для рек – от 0,31 до 2,13 г/м³), эвтрофным и гипертрофным экосистемам (для озер – от 0,30 до 24,0 г/м³). Наиболее низкий уровень биомассы отмечался в реках небольшой глубины и протяженности (Кова, Старка, Ржавка, Черная), вследствие чего они имели малое время добегания водных масс и повышенную мутность, обусловленную заметным течением и постоянной связью водных масс с дном, а также поступлением стоков с урбанизированной территории водосбора в период дождевых паводков. Среднеголетняя биомасса фитопланктона в таких водотоках изменялась от 0,31 до 0,95 г/м³. Формирование сообществ планктонных водорослей со средней продуктивностью отмечено в более протяженных водотоках, в которых возрастает время добегания (сохранения) водных масс, снижается скорость течения, особенно в устьевых участках рек. Так, в р. Борзовке средняя за период исследований биомасса фитопланктона находилась на уровне слабomezотрофных вод (2,0 г/м³). Значения биомассы фитопланктона по продольному сечению реки изменялись от 0,04 в верховье реки до 20,4 г/м³ в низовье (по данным 2003 г.). В притоке Волги – р. Рахме, самой протяженной среди рек нагорной части города, биомасса фитопланктона в нижнем течении достигала значений, свойственных эвтрофным водам (до 6,30 г/м³). Влияние подпора волжских вод проявлялось в смене состава структурообразующих видов и переходу главенствующей роли к представителям центральных диатомовых водорослей – видам родов *Stephanodiscus* и *Cyclotella*. Наряду с ними в состав доминирующего комплекса входили представители фитофлагеллят: зеленые вольвоксовые (*Chlamydomonas*, *Pandorina morum* (O.F. Mull.) Vory и эвгленовые (виды рода *Euglena*, *Trachelomonas intermedia* Dang.). Для водотоков с частично зарегулированным стоком (р. Левинка, Гниличка) прудовых участках заметное возрастание показателей обилия водорослей (в 5 и более раз) по сравнению с незарегулированными участками. В р. Параше, превращенной в рукотворное озеро Сормовское путем обваловки и запруды верховья, значения летней биомассы в отдельные годы достигали 10-20 г/м³. В целом, трансформация русла способствовала возрастанию продуктивности альгоценозов, формированию многовидовых сообществ и развитию ценотических прудовых комплексов.

Для речных экосистем каждой ландшафтной зоны были определены ценотические типы растительного планктона, основанные на доминирующих комплексах водорослей, выделенных по биомассе фитопланктона. Так, для водотоков возвышенного правобережья в верхнем и среднем течении характерны ценозы, сформированные в основном представителями пеннатных диатомовых водорослей бентосных и литоральных группировок (ценотический тип планктона «*Navicula-Nitzschia-Cymatopleura-Surirella-Euglena*»). В устьевых участках рек возрастала ценозообразующая роль центральных диатомовых и фитофлагеллят (зеленых вольвоксовых и эвгленовых – тип «*Stephanodiscus-Cymatopleura-Nitzschia-Chlamydomonas-Pandorina*»). Ценотические типы планктона рек низинного левобережья оказались разнообразнее. Это определялось большим количеством исследованных речных экосистем, их более заметной биотопической неоднородностью (наличие проточных и зарегулированных участков), а также более выраженной пятнистостью ландшафтно-гидрологических условий формирования стока. Так, в ценотической структуре рек, не подверженных зарегулированию, выделялись следующие типы планктона: «*Euglena-Oscillatoria-Synedra-Stauroneis*», «*Synedra-Fragilaria-Navicula*», «*Trachelomonas-Euglena-Synedra-Chlamydomonas-Raphidocelis*» (верхнее и среднее течение рек), «*Stephanodiscus-Aulacosira-Microcystis-Aphanizomenon*» (устьевые участки). Для речных

систем, сток которых четко зарегулирован плотинами, характерным оказался тип планктона, свойственный мезотрофно-эвтрофным водоемам замедленного водообмена: «*Ceratium-Peridinium-Aphanizomenon*».

В слабопродуктивных экосистемах лентического типа (озера Верхнее и Среднее Щелоковские, Светлоярское и Парковое со средневегетационной биомассой 1,0-1,3 г/м³) преобладали зеленые, диатомовые и динофитовые водоросли. В мезотрофно-эвтрофных озёрах (Мещерское, Нижнее, Счастливое и Силикатное со средневегетационной биомассой 3-5 г/м³) отмечено относительное участие диатомовых и динофитовых водорослей при снижении роли золотистых. Из диатомовых водорослей наиболее обычны были *Fragilaria crotonensis*, виды родов *Aulacosira* и *Stephanodiscus*, из динофитовых – виды родов *Peridinium*, *Peridiniopsis* и *Gymnodinium*. В эвтрофно-гипертрофном оз. Лунское с интенсивным «цветением» воды (максимальная биомасса 41,0 г/м³) в отдельные годы до 90% средневегетационной биомассы создавали цианопрокариоты (*Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Anabaena* spp.). Вариабельность биомассы фитопланктона (отношение величин максимальной биомассы к средневегетационной) была выше в водоёмах с меньшими площадью водного зеркала (ранговый коэффициент корреляции Спирмена $r_s = -0,66$), меньшим объемом водной массы ($r_s = -0,66$), меньшей длиной береговой линии ($r_s = -0,73$), и с более вариабельными условиями гидрохимического режима ($r_s = 0,73$). Межгодовые изменения средневегетационной биомассы оказались максимальны в эвтрофно-гипертрофных озёрах с высокой долей цианопрокариот в сообществах фитопланктона (оз. Лунское, в некоторые годы оз. Сормовское и Мещерское).

Уровень видового разнообразия фитопланктонных сообществ городских водоемов, оцененный с помощью индекса Шеннона-Уивера был достаточно высок. Средневегетационные значения этого показателя, рассчитанного по биомассе (H_B), колебались от 0,60 (оз. Лунское) до 3,03 (оз. Мещерское). Как минимальные, так и максимальные средневегетационные величины данного индекса установлены для эвтрофно-гипертрофного мезогумозного со средним удельным водосбором оз. Лунское. Более низкие величины индексов видового разнообразия и выравненности в разные годы наблюдались в оз. Мещерское, расположенном в крупном городском массиве и имеющем IV класс качества воды, а также в оз. Счастливое. В целом, структура альгоценозов была более разнообразной в водоемах, воды которых были обогащены аммонийной формой азота ($r_s = 0,68$), имели более высокие отношения минерального азота к минеральному фосфору ($r_s = 0,62$), кремния к общему фосфору ($r_s = 0,64$), а также кремния к общему железу ($r_s = 0,65$). Видовое разнообразие сообществ возрастало в водоемах с меньшей межгодовой изменчивостью средневегетационной биомассы фитопланктона ($r_s = -0,87$, $p < 0,05$).

В реках показатели биоценотической структуры альгоценозов также варьировали достаточно сильно: H_B изменялся от 0,15 до 4,65, P_B от 0,10 до 0,92 и D_B от 0,06 до 0,97. Диапазон изменений оказался более широким для речных экосистем низинного левобережья, где максимальные показатели индексов отличались от минимальных в 2-25 раз, тогда как в водотоках возвышенного правобережья – только в 2-6 раз. Средние за период исследований значения данных индексов для совокупностей водотоков право- и левобережья статистически различались. Наибольший размах изменений ($H_B=0,29-4,42$, $P_B=0,10-0,88$, $D_B=0,07-0,83$) был зарегистрирован в р. Черной, имеющей наибольшую протяженность (19 км). Ярко выраженное упрощение ценотической структуры альгоценозов наблюдалось лишь в р. Ржавке ($H_B = 0-2,36$), водоток которой почти полностью состоит из сточных вод. Фитопланктон здесь был представлен набором отдельных диаспор, преимущественно из представителей бентосных и литоральных группировок диатомовых (виды родов *Synedra*, *Navicula*, *Nitzschia*), эвгленовых (*Trachelomonas* spp., *Euglena* spp.), синезеленых (*Oscillatoria* sp.).

Среднеценотический объем клеток как показатель размерной структуры альгоценозов оказался наиболее подвержен межгодовой изменчивости и заметнее других показателей отличался в исследованных водоемах. Наименьшие значения данного показателя были отмечены для морфометрически небольших озёр искусственного происхождения, где

преобладали эвтрофный хлорококковый и синезеленый планктон, а также для самого большого водоема с преобладанием цианобактерий (оз. Лунское). Наибольшие величины показателя характерны для оз. Счастливого с доминированием эвтрофного динофитового планктона. Максимальные межгодовые изменения объема клеток (в 15-20 раз) свойственны рекам Ржавке, водоток которой почти полностью состоит из сточных вод и подвержен сильному дестабилизирующему влиянию со стороны водосбора, и р. Черной, где в планктоне заболоченных верховий преобладают эвгленовые и диатомовые водоросли, в устьевом естественно зарегулированном участке вследствие подтопления со стороны Волги – мелкоклеточные синезеленые водоросли. Среднеценотический объем клеток водорослей был достоверно выше в р. Борзовке, где преобладали крупноклеточные эвгленовые водоросли.

Наиболее информативными показателями структуры альгоценозов малых рек оказались доли жгутиковых и колониальных форм водорослей в сложении общей биомассы фитопланктона. Данные показатели достоверно выше в реках, Гниличка, Параша, Черная и Борзовка, где формировались комплексы с преобладанием фитофлагеллят, способных развиваться в условиях органического загрязнения. На естественно (р. Черная) и искусственно зарегулированных участках (р. Параша и Гниличка) преобладают озерные комплексы хлорококковых, центрических и пеннатных диатомовых водорослей.

Большинство ценозообразующих видов фитопланктона рек и озер города являлось β -мезосаробами. Средневегетационные индексы Пантле-Букка находились в пределах β -мезосаробной зоны, а качество вод водоемов и водотоков Нижнего Новгорода соответствовало III классу – «воды умеренно загрязненные» вне зависимости от обеспеченности биогенными веществами и степени загрязнения вод.

В целом формирование и поддержание высокого таксономического и ценотического разнообразия, а также уровня продуктивности альгоценозов изученных водных экосистем определялось типом водной экосистемы (лотическим или лентическим), а также пятнистостью ландшафтно-гидрологических условий формирования стока, способствующей возникновению сообществ фитопланктона различного состава и структуры.

1. Природный комплекс большого города: Ландшафтно-экологический анализ / Э.Г. Коломыц, Г.С. Розенберг, О.В. Глебова и др. – М.: Наука; МАИК «Наука/Интерпериодика», 2000. – 286 с.

2. Экологическое состояние водных объектов Нижнего Новгорода / Под ред. Д.Б. Гелашвили. – Н. Новгород: ННГУ, 2005. – 414 с.

PLANKTON ALGOCOENOSES OF SMALL RESERVOIRS AND STREAMS OF A LARGE INDUSTRIAL CENTER (Nizhny Novgorod)

N.A. Starseva, A.G. Okhapkin, E.L. Vodeneeva

National Research Lobachevsky State University of Nizhny Novgorod, starseva@bio.unn.ru

According to the data of 1994-2011 plankton algocoenoses of 17 aquatic ecosystems of various limnological type in the city of Nizhny Novgorod: small lakes, rivers and ponds having various origins, hydrochemical status, trophic and anthropogenic load were studied. A cenotic analysis of the phytoplankton of these water bodies was carried out. The level of quantitative development of algae is determined. Indicators of the biocenotic structure of communities (species diversity, species uniformity in communities, dimensional structure, fractions of flagellate and colonial forms) have been studied. The saprobiological characteristic of the investigated objects is given.

Keywords: ecology, phytoplankton, urban water bodies and streams.

УДК 574.58

ВОДОРΟΣЛИ КАК БИОИНДИКАТОРЫ СОСТОЯНИЯ РЕКИ ЩУГОР (ПРИПОЛЯРНЫЙ И СЕВЕРНЫЙ УРАЛ)

И.Н. Стерлягова, Е.Н. Патова

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, sterlyagova@ib.komisc.ru

Изучен видовой состав водорослей (исключая Bacillariophyta) р. Щугор. Выявлено 165 видов с разновидностями и формами из 56 родов 39 семейств 12 порядков и 7 отделов. В эколого-географической

структуре преобладают космополиты, предпочитающие планктонно-бентосные местообитания, индифференты по отношению к солености и кислотности среды. Среди сапробных групп наиболее представлены виды-индикаторы чистых вод. Выявлены редкие виды, занесенные в Красную книгу Республики Коми.

Ключевые слова: водоросли, река Щугор, Приполярный и Северный Урал, альгоиндикаторы

Река Щугор – правый приток р. Печоры, является одной из крупных рек Приполярного и Северного Урала. Протекает по территории национального парка «Югыд ва» — крупнейшей ООПТ Европы. Река Щугор имеет важное хозяйственное значение и является средой обитания ценных лососевых пород рыб. В настоящее время река испытывает антропогенные нагрузки в связи с развитием экологического туризма и строительством и эксплуатацией линейных сооружений по транспортировке углеводородов. Необходим контроль за ее состоянием с применением методов биоиндикации, основанных на разнообразии индикаторных групп организмов, в том числе водорослей.

Исследования водорослей в бассейне этой реки малочисленны, и представлены таксономическими списками, составленными специалистами изучающими питание лососевых рыб [5, 6]. Определение водорослей было выполнено альгологами из гидробиологических проб, собранных в период 1964-1983 гг.

Цель работы – выявить видовое богатство водорослей (за исключением диатомовых) в р. Щугор и оценить ее состояние на основе альгоиндикации и гидрохимических показателей.

Материал для данной работы собран на участках верхнего и среднего течения р. Щугор в июле 2015-2016 гг. Собрано 28 альгологических проб. Методика сбора и обработки материала была общепринятой [2].

По гидрохимическим показателям воды р. Щугор можно отнести к нейтральным (рН=7,22–7,31), гидрокарбонатно-кальциевого (HCO_3^- =26–33 мг/л, Ca^{2+} =6,5–9,0 мг/л) типа с невысокой минерализацией (33,8–50,2 мг/л). Показатели цветности (30–60 °Pt/Co) и перманганатной окисляемости (3,9–5,9 мг/л) указывают на низкое содержание легко окисляемых органических веществ. Концентрации основных биогенных элементов минимальны.

В результате исследований выявлено 165 видов из 56 родов 39 семейств 12 порядков и 7 отделов. Основу водорослевых сообществ формируют семейства *Desmidiaceae* (37), *Closteriaceae* (21), *Nostocaceae* (19), *Phormidiaceae* (18), *Pseudanabaenaceae* (12) из отделов Streptophyta и Цианопрокaryota, что характерно и для других альгофлор, исследованных водоемов на территории национального парка [4]. В число ведущих родов входят – *Cosmarium* (29), *Staurastrum* (21), *Closterium* (18) *Phormidium* (16), *Euastrum* (14).

В экологических группировках наиболее низкое разнообразие отмечено для водорослей планктона (25 видов), что является характерным для горных водоемов с низкой минерализацией, суровым температурным режимом. Невысокое видовое разнообразие фитопланктона связано также с ранними сроками сборов. Наиболее богаты по видовому составу водоросли перифитона, здесь отмечено 132 вида водорослей из 7 отделов. В бентосе зафиксировано 56 видов водорослей из 5 отделов.

Эколого-географический анализ показал преобладание в исследованных водоемах планктонно-бентосных (45 %) и планктонных (30 %) видов, имеющих широкое распространение (70 %), индифферентных по отношению к солености (46 %) и кислотности среды (54 %).

В обследованных водотоках отмечены редкие виды водорослей, занесенные Красную книгу Республики Коми: *Lemanea borealis* Atkinson, *Nostoc pruniforme* C.Agardh ex Bornet & Flahault [1]. В массе встречаются водоросли-индикаторы чистых вод: *Hydrurus foetidus* (Villars) Trevisan, *Tetraspora cylindrica* (Wahlenberg) C.Agardh, *Ulothrix zonata* (F.Weber & Mohr) Kützing.

Lemanea borealis – водоросль из отдела Rhodophyta. Слоевища 5 – 10 см дл., скудно разветвленное, простое, в основании отчетливо утончающееся или, часто, на хорошо отграниченной тонкой ножке. Водоросль окрашена в розовато-красный цвет. Отмечено всего четыре находки популяций этого вида территории Республики Коми: на Полярном Урале в

водотоках верхнего и среднего течения р. Кара [3], на Приполярном Урале в бас. р. Кожим [4] и Щугор [5, 6]. Водоросль обитает только в чистых, пресных, быстро текущих ручьях, реках, проточных озерах. Характерным местообитанием являются крупные валуны и галька, поросшие водными мхами, на порогах горных водотоков. Эпилит, прикрепляется к субстратам нижним концом таллома. Встречается на высоте до 880 м над ур. м., с рН 6,7 – 7,8, температурой 6,8 – 12,3 °С, на глубине 2 – 15 см, требователен к прозрачности воды. Численность и динамика популяций вида на территории исследования не изучены, местонахождения единичны. Плотность популяций низкая. Уязвимость вида обуславливается слабой конкурентоспособностью вида. Он вытесняется водными мхами и эпилитными водорослями. Лимитирующим фактором является узкая экологическая приуроченность вида к порожистым водотокам с чистой водой. Вид обладает высокой чувствительностью к уровню загрязнения воды и повышению мутности. В реке Щугор отмечено массовое развитие вида при низких температурах воды. Олиго-ксеносапробионт.

Nostoc pruniforme – колониальная водоросль из отдела Cyanoprokaryota. Колонии шаровидные или эллипсоидные, иногда слегка бугристые неправильно-эллипсоидные, сплошные или с центральной полостью, заполненной слизью, их диаметр достигает 1 – 4 см. Водоросль обитает в стоячих пресных водоемах, отмечена только в чистых, не испытывающих антропогенного влияния условиях, с нейтральной и слабощелочной реакцией водной среды, на грунтах с повышенным содержанием кальция. В массе разрастается в хорошо прогреваемой литоральной зоне. Обычно развивается в массе к концу вегетационного сезона (середина августа – начало сентября). Иногда вызывает «цветение» воды. Вид является активным фиксатором молекулярного азота. Массовое развитие вида отмечено в среднем течении реки Щугор в небольших хорошо прогреваемых заливах. Олиго-бетамезосапробионт.

Hydrurus foetidus – водоросль из отдела Chrysophyta, образует макроскопические колонии в виде длинных слизистых, сильно разветвленных кустиков с верхушечным ростом. Вид предпочитает для поселения чистые низкоминерализованные, холодные водотоки с быстрым течением. Наиболее массово встречается в горных ручьях в периоды, когда температура воды в них поднимается выше 10 – 14 °С. На Полярном и Приполярном Урале отмечено массовое развитие этой водоросли в бас. рек Кара, Уса, Кожим, Малый и Большой Паток и др. [3, 4]. Вид имеет узкую экологическую амплитуду и требователен к условиям обитания. Лимитирующими факторами являются нарушение местообитаний, изменение русла ручьев и замедление скорости течения, приводящее к изменению гидрологического режима, техногенное загрязнение водоемов в результате разведки полезных ископаемых, а также прокладка линейных сооружений для транспортировки углеводородов. Из-за широкого распространения и массового развития вида в горных водотоках региона исследования, пока не нуждается в охране, можно рекомендовать проводить наблюдения за состоянием и контроль популяций в местах его обитания. В реке Щугор встречается в массе на участках с высокой скоростью течения и на перекатах. Олиго-ксеносапробионт.

Tetraspora cylindrica – колониальная водоросль из отдела Chlorophyta. Колонии до 1 м дл., в форме длиннотрубчатой, на концах немного утолщенной слизистой трубки, прикрепленной к субстрату с помощью короткой плотной тонкой ножки. Обитает в холодных реках, ручьях и озерах. В р. Щугор и ручьях встречается часто, в массе на камнях на участках с быстрым течением. Олигосапробионт.

Ulothrix zonata – нитчатая зеленая водоросль, образует макроскопические разрастания в виде мягких нежных слизистых дерновин на различных подводных предметах, в т.ч. каменистом субстрате. Предпочитает пресные чистые, хорошо аэрируемые проточные воды. В р. Щугор и ручьях встречается в массе. Может иметь две формы сапробиности: олигосапробионт – форма чистых вод и альфа-мезосапробионт – форма загрязненных вод.

По составу водорослей-индикаторов и данным гидрохимического анализа воды обследованной реки соответствуют ксено-олигосапробной зоне самоочищения и относятся к

I-II-му классу качества. Находки редких видов и видов-индикаторов чистых вод в р. Щугор свидетельствует о благополучном состоянии экосистем на момент обследования.

Антропогенное воздействие на водные экосистемы национального парка может привести к потере разнообразия водорослей всех таксономических групп при нарушении уникальных местообитаний. В первую очередь из структуры сообществ будут исчезать виды, имеющие строгую экологическую приуроченность, обитающие в очень чистых и быстротекущих холодных водах северных регионов Урала.

Исследования выполнены в рамках госзадания АААА-А16-116021010241-9, проекта комплексной программы УрО РАН № 15-12-4-1 при частичной поддержке гранта РФФИ №16-34-00080 мол_а.

1. Красная книга республики Коми. – Сыктывкар, 2009. – 791 с.
2. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Гл. ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовской. – М.: Наука, 1975. – 239 с.
3. Патова Е.Н., Демина И.В. Водоросли // Биоразнообразие экосистем Полярного Урала. – Сыктывкар, 2007. – С. 69-90.
4. Дёгтева С.В., Бришкайте Р., Гончарова Н.Н. и др. Флоры, лишено- и микобиоты особо охраняемых ландшафтов бассейнов рек Косью и Большая Сыня (Приполярный Урал, национальный парк «Югыд ва») / Под ред. С.В. Дёгтевой. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2016. – 483 с.
5. Шубина В.Н. Гидробиология лососевой реки Северного Урала. – Л.: Наука, 1986. – С. 25-38.
6. Шубина В.Н. Бентос лососевых рек Урала и Тимана. – СПб., 2006. – 401 с.

ALGAE AS BIOINDICATORS OF THE SHCHUGOR RIVER CONDITIONS (SUBPOLAR AND NORTHERN URAL)

I.N. Sterlyagova, E.N. Patova

*Institute of Biology of Komi Scientific Center of the Ural Branch of the RAS, Syktyvkar,
sterlyagova@ib.komisc.ru*

The species diversity of algae was studied in Shchugor River Basin (Bacillariophyta group was excluded). We found 165 species (including varieties and forms) from 56 genera, 39 families, 12 orders, 7 divisions. In algae communities the cosmopolitan species which favour plankton and benthos habitats and indifferent to salinity and pH were prevailed. The leading positions in saprobes groups are occupied by indicator species of clean waters. The rare species from Red list of the Komi Republic were found.

Keywords: algae, Shchugor River, Subpolar, Northern Ural, algological indicators.

УДК 597

МОНИТОРИНГОВЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ДИНАМИКИ РЫБНОГО НАСЕЛЕНИЯ СЯМОЗЕРА ПРИ РАЗНОМ АНТРОПОГЕННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ

О.П. Стерлигова, Н.В. Ильмаст

Институт биологии КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, o.sterligova@yandex.ru

На основе многолетних комплексных исследований на Сямозере прослежены изменения в структуре рыбного населения. Длительные наблюдения (с 1932 г.) за состоянием озера позволили изучить динамику рыбного населения при различном уровне антропогенного воздействия (промысел, эвтрофирование и проникновение в водоем корюшки). Выявленные закономерности в озерной экосистеме могут быть использованы при разработке методов экологического прогнозирования на других водоемах.

Ключевые слова: мониторинг, водная экосистема, рыбное население, антропогенное воздействие, Сямозеро.

Модельным водоемом Карелии является Сямозеро, на котором ведутся многолетние комплексные исследования (с 1932 г., с незначительными перерывами). Ценность наблюдений находится в прямой зависимости от их продолжительности, так как для правильной количественной оценки происходящих процессов, необходимо наличие сравнительного материала за более или менее длительный период времени [7].

Начало ихтиологическим работам на озере было положено в 1927 г. И.Ф. Правдиным. Ихтиофауна Сямозера, на протяжении первых 40 лет (с 1932 до 1970 гг.) состояла из 21 вида рыб (8 семейств) [2, 13]. В 1970 – 1980 гг. в результате рыбоводных работ она пополнилась тремя видами (корюшкой, пелядью и угрем) и насчитывала 24 вида (12 семейств) [11, 15]. Два вида рыб являются озерно-речными (лосось, шуйский сиг), один — катадромный (угорь). Хариус отмечен только в р. Сяпсе, вытекающей из Сямозера. В настоящее время рыбное население озера представлено 19 видами. В водоеме не выявлены: угорь, пелядь, хариус, голавль, голянь. Постоянными обитателями озера являются сиг, ряпушка, корюшка, щука, плотва, лещ, елец, язь, уклейка, густера, синец, голец, щиповка, налим, судак, окунь, ерш, подкаменщик, редко лосось.

В уловах до 1960-х гг. в озере доминировали рыбы бореального равнинного комплекса, а последующие годы – рыбы арктического пресноводного комплекса. Если раньше до 40 % рыб этого комплекса составляли ряпушка и сиг, в 1980-1990 гг. более 98 % приходилось на вселенца-корюшку. В настоящее время снова доминирует ряпушка. Незначительно изменилась доля рыб понтического пресноводного (22-18 %) и бореального равнинного комплексов (30-25 %).

Необходимым элементом любой системы являются хищные рыбы, так как они выступают не только как биологические мелиораторы, но и как стабилизирующий фактор, который поддерживает сбалансированную структуру сообществ. В Сямозера они представлены: судаком, щукой, налимом и окунем. Вылов этих рыб в водоеме, находится в стабильном состоянии на протяжении многих лет. Как показал анализ наших исследований на изменения в структуре рыбного населения, в основном, повлияли промысел, эвтрофирование и спонтанное вселение корюшки.

Изменения в структуре рыбного населения под влиянием промысла. Форма организации рыбного хозяйства является важным фактором, с помощью которого может быть достигнуто направленное изменение условий жизни рыб, соотношение отдельных их видов в рыбной части сообщества и состояние запасов [1, 3, 8, 11, 14]. Из 19 видов рыб Сямозера промыслом использовались только десять: корюшка, ряпушка, сиг, судак, щука, налим, окунь, ерш, лещ, плотва (табл.). Уловы рыб подвержены значительным колебаниям по годам. В 1932–1937 гг. вылов составил 322 т, в 1946–1950 гг. – 117 т, в 1951–1965 гг. – 110 т, в 1966–1980 гг. – 220 т, в 1981–1995 гг. – 160 т и в 1996–2000 гг. – 120 т). Наиболее продуктивно водоем использовался в довоенные годы (1932–1937 гг.).

Таблица. Массовые и многочисленные виды рыб Сямозера за период исследований (в порядке убывания).

1932-1937 гг.	1950-е гг.	1960-е гг.	1970-1990 гг.	2000-2004 гг.	2010-2016 гг.
ряпушка	ряпушка	ряпушка	корюшка	окунь	ряпушка
судак	судак	окунь	окунь	корюшка	судак
ерш	окунь	ерш	судак	судак	лещ
окунь	ерш	судак	ерш	лещ	окунь
лещ	лещ	лещ	плотва	плотва	плотва

Одной из причин изменения качественного и количественного состава уловов, является нерациональная эксплуатация рыбных запасов. В годы войны промысел был запущен, и в первые послевоенные годы четко прослеживалось его отсутствие на структуру популяций рыб: увеличение среднего, максимального размера рыб и вылова на рыболовное усилие и т.п. Начиная с 1960 гг., в связи с применением капроновых сетей и ставных неводов усилилось воздействие промысла на ценные виды рыб (ряпушку, сига, судака и леща). Одновременно значительно уменьшился пресс на ерша, окуня, плотву и налима в связи с сокращением использования тягловых неводов, мутников, береговых мереж. Ценные виды рыб, как правило, вылавливаются в период нерестовых миграций и на местах нереста. Систематическое нарушение естественного воспроизводства привело к глубоким изменениям в структуре их популяций, они «омолодились», преобладающими стали

неполовозрелые особи, состоящие из 1-2 поколений. Такая возрастная структура способствует уменьшению общей популяционной плодовитости, снижению эффективности нереста и ухудшению качества потомства. В то же время возрастная структура популяций малоценных рыб свидетельствует об их нормальном воспроизводстве. В нересте принимают участие 5-6 поколений, с преобладанием особей среднего и старшего возраста. Эффективный нерест и слабое воздействие промысла способствовали увеличению их численности в последние годы. На основе анализа промысловых уловов было установлено, что до 1960-х гг. более 60 % вылова составляли сиг, ряпушка, судак и лещ, а в 1990 г. более 70 % стали давать корюшка и прочая «мелочь». Основная промысловая рыба Сямозера ряпушка, на долю которой в среднем многолетнем вылове приходилось 26 % (в отдельные годы до 40-50 %), составляла менее 1 %.

Таким образом, нерациональный промысел способствовал снижению численности ценных рыб и увеличению численности и биомассы малоценных и мелких видов рыб.

Влияние эвтрофирования. Другой причиной изменений в структуре рыбного населения является эвтрофирование – естественный процесс «старения» водоемов, озерного типа, определяемый избытком биогенных элементов и чрезмерной продукцией органического вещества [9]. Для Сямозера первые его признаки отмечались в начале 1960-х гг., а пик приходился на 1980-1990 гг. Увеличение притока биогенов в Сямозере вызвало снижение прозрачности, уменьшение концентрации кислорода и увеличение концентрации CO₂. Прежде всего, это отразилось на размножении, как на одном из важных звеньев жизненного цикла рыб, обеспечивающих их воспроизводство и сохранение вида. Наибольшее предпочтение получили весенненерестующие (щука, корюшка, окунь, плотва), и летненерестующие рыбы (лещ, уклейка, судак, ерш). Начиная с 1940-х гг. и по настоящее время в уловах рыбы с весенним нерестом составляют 40-80 %, относительно стабильной остается доля с летним нерестом – 15-25 %. Значительные колебания, начиная с 1970 г. отмечены в доли рыб (от 30 до 1 %) с осенним нерестом (сиг, ряпушка). Причинами неудовлетворительного их состояния является нарушение условий естественного воспроизводства в длинный инкубационный осенне-зимний период (более 6 месяцев). Это вызвано частичным заиливанием нерестилищ в результате процессов эвтрофирования и выедание икры сиговых беспозвоночными и корюшкой. Сиговые рыбы узко адаптированы к выживанию в экстремальных условиях и первыми реагируют даже на незначительные изменения в водоемах и служат индикаторами их состояния [5, 8, 10, 14].

Ухудшение условий воспроизводства приводит к перестройкам в составе рыбного населения. Предпочтение и наилучшие условия для выживания в Сямозере получают корюшка, щука, окунёвые и карповые с весенним и летним нерестом и с коротким сроком инкубации икры. Фактически в водоеме складывается новая экологическая ситуация, промысловые рыбы заменяются малоценными видами с высокой скоростью воспроизводства и высоким темпом прироста биомассы.

Вселение корюшки и его последствия. Известно, что появление новых видов рыб (особенно хищных) может привести к неоднозначным результатам и это зависит от особенностей водоема, видовой структуры сообществ [12]. Корюшка впервые была зарегистрирована в Сямозере в 1968 г., в промысловых уловах – с 1970-го г. В 1980 г. вылов корюшки составил 200 т, что было выше годового лова рыбы на озере ранее. Быстрому росту ее численности способствовали богатая кормовая база (биомасса зоопланктона более 2,0 г/м³) и благоприятные условия размножения (весенний нерест). Основным фактором развития инвазионного процесса, является наличие ресурсов, не утилизируемых аборигенными видами. Также в условиях пространственно – временной неоднородности среды обитания важную роль приобретает фактор времени, определяющий конкретный момент вселения нового вида в экосистему [6].

В это же время (с 1971 г.) вылов ряпушки снизился со 105 до 0,015 т, и в 1981 по 2009 гг. она встречалась в водоеме единичными экземплярами, так же как и сиг. Изучая подробно питание корюшки летом, мы определили, что практически корюшка вытеснила из водоема

ряпушку и сига через выедание их личинок. На Сямозере случайное проникновение нового вида – хищника, стало угрозой для аборигенных видов рыб (сиговые).

Начиная с 2003 г. и по 2009 гг. в водоеме произошло резкое сокращение численности корюшки, что привело к снижению уловов до 0,5 т в год. В 2013–2014 гг. корюшка, в водоеме отмечалась крайне редко, а в 2015–2016 гг. – не была выявлена. Одной из причин снижения ее численности явилось 100 % заражение паразитом рода *Glugea*. Анализ наблюдений показал, что этот паразит способен вызвать и паразитарную кастрацию и, по-видимому, он и стал основным регулятором численности корюшки в Сямозере [4].

В 2005 г. в озере стала единично встречаться ряпушка, не отмечавшаяся в уловах на протяжении почти 25 лет (1973–2003 гг.). Этому способствовало прекращение на водосборе мелиоративных и сельскохозяйственных работ, что привело к уменьшению поступления биогенов в озеро и улучшению состояния ее нерестилищ. Большую роль сыграло уменьшение, а в последние годы практически, исчезновение из водоема корюшки, которая являлась основным хищником, поедающим молодь сиговых видов рыб. Начиная с 2009 г. и по настоящее время наблюдается увеличение численности и вылова ряпушки (70 т в 2015 г.). Ряпушка, с более коротким жизненным циклом и ранним созреванием (на 1–2 году жизни), быстрее начала восстанавливать утраченную численность. Популяция сига с более длинным жизненным циклом и поздним созреванием (на 4–5 году жизни) все еще находится в угнетенном состоянии.

В Сямозере до 1970-х гг. было два равных потока энергии: зоопланктон – планктофаги – хищные рыбы и бентос – бентофаги – хищные рыбы. В настоящее время рассчитанный поток веществ и энергии по трофическим цепям, показал, что и основной поток идет через зоопланктон. Основную рыбопродукцию до 1970-х гг. составляла ряпушка, а в 1980–2009 гг. – корюшка. Начиная с 2010 и по 2016 гг., основной поток в водоеме продолжает идти по планктонному пути, но теперь с доминированием ряпушки.

Таким образом, только длительные наблюдения за экосистемой Сямозера позволили изучить динамику рыбного населения при разных факторах антропогенного воздействия. Мониторинговые исследования на Сямозере необходимо продолжить, так как это позволит и в дальнейшем исследовать состояние всей экосистемы озера, включая динамику рыбного населения.

Финансовое обеспечение исследований осуществлялось из средств федерального бюджета на выполнение государственного задания № 0221-2014-0038, Программа ОБН РАН «Биологическое разнообразие...» № 0021-2015-0005.

1. Балагурова М.В. Биологические основы организации рационального рыбного хозяйства на сямозерской группе озер Карельской АССР. – М.-Л.: Изд-во АН СССР. – 1963. – 88 с.

2. Вебер Д.Г., Кожина Е.С., Потапова О.И. и др. Материалы по биологии основных промысловых рыб Сямозера // Тр. Сямозерской комплексной экспедиции. – Петрозаводск. – 1962. – Т. 2. – С. 82–113.

3. Жаков Л.А. Формирование и структура рыбного населения озер Северо-Запада СССР. – М.: Наука, 1984. – 144 с.

4. Иешко Е.П., Малахова Р.П. Паразитологическая характеристика зараженности рыб как показатель экологических изменений в водоёме // Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого водоёма. М.: Наука. 1982. С. 161-175.

5. Кацулин Н.А., Лукин А.А. Принципы организации регионального ихтиологического мониторинга поверхностных вод // Эколого-географические проблемы Кольского Севера. – Апатиты: КНЦ РАН, 1992. – С. 74-84.

6. Криксунов Е.А., Бобырев А.Е., Бурменский В.А. Обеспеченность ресурсами и ее роль в развитии инвазионных процессов // Общая биология. – 2010. – Т. 71, № 5. – С. 436-451.

7. Науменко Ю.В. Некоторые вопросы лимнологии. – Новосибирск, 2002. – 88 с.

8. Никольский Г.В. Структура вида и закономерности изменчивости рыб. – М.: Пищевая промышленность, 1980. – 182 с.

9. Одум Ю. Основы экологии. – М.: Мир. – 1975. – 740 с.

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

11. Решетников Ю.С., Попова О.А., Стерлигова О.П. и др. Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого водоема. – М.: Наука, 1982. – 248 с.
12. Решетников Ю.С., Шатуновский М.И. Теоретические основы и практические аспекты мониторинга пресноводных экосистем // Мониторинг биоразнообразия. – М.: ИПЭЭ РАН. – 1997. – С. 26-33.
13. Смирнов А.Ф. Рыболовство на Сямозере // Тр. Карел. пед. ин-та. – 1939. – Т. 1. – С. 127-168.
14. Стерлигова О.П., Павлов В.Н., Ильмаст Н.В. и др. Экосистема Сямозера. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2002. – 120 с.
15. Титова В.Ф., Стерлигова О.П. Ихтиофауна // Сямозеро и перспективы его рыбохозяйственного использования. – Петрозаводск: Карел. фил. АН СССР, 1977. – С. 125-185.

MONITORING RESEARCHES OF FISH POPULATION DYNAMICS OF LAKE SYAMOZERO UNDER DIFFERENT ANTHROPOGENIC IMPACTS

O.P. Sterligova, N.V. Ilmast

Institute of Biology Karelian RC RAS, Petrozavodsk, o.sterligova@yandex.ru

Changes in the structure of the fish population on the basis of long-term comprehensive research at Lake Syamozero are observed. Long observations (since 1932) over the lake state made it possible to study the dynamics of the fish population at different levels of anthropogenic impact (fishing, eutrophication and smelt penetration into the water body). The revealed regularities in the lake ecosystem can be used in the development of methods of ecological prediction on other water bodies.

Keywords: monitoring, aquatic ecosystem, ichthyofauna, anthropogenic impact, Lake Syamozero.

УДК 591.524.12:591.543.4:574.52

СЕЗОННАЯ ЦИКЛИЧНОСТЬ СТРУКТУРЫ ЗООПЛАНКТОНА В УСЛОВИЯХ ГРАДИЕНТА ТРОФИИ

М.Т. Сярки

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, MSyarki@Yandex.ru

В Кондопожском заливе Онежского озера отмечена трансформация зоопланктона при многолетнем воздействии сброса сточных вод Кондопожского ЦБК. В условиях градиента интенсивности антропогенного фактора изучена сезонная динамика соотношения рачкового и ротаторного планктона. Было показано, что группы зоопланктона, в частности его ротаторная и рачковая компонента, имеют различную динамику и реакцию на трофические условия в зависимости от сезонной фазы развития. Количество коловраток изменяется пропорционально росту трофии и сезонные траектории динамики сходны по форме. Численность рачкового планктона изменяется скачкообразно в районе сброса сточных вод. При использовании в биомониторинге структуры зоопланктона необходимо учитывать сезонные особенности его компонентов на антропогенное эвтрофирование.

Ключевые слова: Онежское озеро, антропогенное эвтрофирование, трансформация зоопланктона, сезонная динамика.

Онежское озеро, как одно из Великих озер Европы, должно находится под пристальным вниманием, тем более что в последние десятилетия в его экосистеме наблюдаются изменения связанные с колебаниями антропогенной нагрузки и климатических условий [4].

Показатели планктона, как количественные, так и структурные являются важной частью биомониторинга озер. Летние показатели зоопланктона Кондопожского залива Онежского озера хорошо отражают изменение градиента трофии, который формируется при сбросе сточных вод ЦБК. В районе сброса уменьшается биоразнообразие, возрастают количественные и функциональные характеристики зоопланктона, сдвигаются соотношения мирных и хищников, рачков и коловраток [2]. Ярко выраженная сезонная динамика показателей вносит определенные искажения в структуру планктона. Целью нашей работы являлось изучение сезонной динамики показателей зоопланктона и его основных групп в условиях градиента трофии. Было показано, что различные группы зоопланктона, в частности его ротаторная и рачковая компонента, имеют различную динамику и реакцию на

трофические условия в зависимости от сезонной фазы развития. Учет естественной внутригодовой изменчивости структуры зоопланктона необходим для увеличения точности мониторинговых оценок и прогнозов.

Один из показателей – соотношение количества коловраток и рачков в планктоне рекомендован для определения трофического состояния системы, так как виды коловраток и рачков различаются по экологическим и трофическим свойствам. [1]. Ранее нами было показано, что летние показатели зоопланктона Кондопожского залива Онежского озера хорошо отражают изменение градиента трофии, который формируется при сбросе сточных вод ЦБК [2, 3]. Известно, что в течение вегетационного периода структура зоопланктона и соотношение его компонентов изменяется не синхронно. Например, в Онежском озере максимумы коловраток наблюдаются в июле, а рачковый планктон наиболее развит в начале августа. В данной работе представлены результаты исследования сезонной динамики соотношения рачкового и ротаторного компонентов зоопланктона в условиях градиента трофии.

Работа основана на данных комплексных гидробиологических съемок на Онежском озере с 1980-х по 2015 гг. Для сопоставимости с данными прошлых лет использовались сетные уловы. Отбор и обработка производились общепринятыми методами. Информация была организована в Базу Данных [6]. Градиент трофии изучался на станциях располагающихся по продольному разрезу Кондопожского залива, в вершинную часть которого сбрасываются сточные воды Кондопожского ЦБК. Сточные воды ЦБК, содержащие большое количество органического вещества и фосфора, изменяют кормовую базу зоопланктона [4]. По мере продвижения вдоль залива сточные воды разбавляются и трансформируются, степень их влияния на зоопланктон снижается.

Станция 1 находится в вершинной части залива с максимальным антропогенным воздействием. Станция 2 в центральной части залива отстоит от места сброса на 15 км. Станция 3 в открытой части залива, расположена в 30 км от места сброса. Контрольная станция 4 в глубоководном заливе Большое Онего отстоит от места сброса сточных вод на 45 км и находится в районе, сохранившем свой олиготрофный статус. Для уменьшения влияния вертикальной неравномерности распределения организмов и различных глубин анализировались показатели в столбе воды под квадратным метром. Для выявления основных особенностей среднемноголетней сезонной динамики зоопланктона его количественные данные с мая по октябрь, ранжировали по суткам с начала года и сглаживали модифицированным методом скользящих средних [5]. Полученные кривые использовались для анализа динамики и расчета отношения численностей коловраток и рачков.

На рисунке представлен сезонный ход (указан стрелкой) соотношения численности коловраток и рачков. На контрольной станции 4 весной в зоопланктоне преобладают веслоногие рачки. В заливе Большое Онего, из-за его удаленности от берегов и холодноводности, летний период короткий и длится 40 суток. Здесь только к середине июля соотношение групп достигает 1. Общее преобладание рачков над коловратками в течение всего лета отражает олиготрофный статус планктона в этом районе.

Иная ситуация складывается в Кондопожском заливе (на станциях 1, 2 и 3). Весной по мере прогревания вод залива и прохождения термобара скорость прироста численности коловраток увеличивается и начинает превышать скорость развития рачков. В июне – начале июля соотношение численностей коловраток и рачков приближается к 3,5-4,0. Достигнув максимума в первой декаде июля, количество коловраток уменьшается. К третьей декаде июля происходит выравнивание численности коловраток и рачков. Максимумы рачкового планктона наблюдаются в первой декаде августа и отстоят от максимумов коловраток в среднем на 25-30 суток. Соотношение компонентов зоопланктона при этом снижается до 0,5-0,3 и остается таковым до октября. Траектории весеннего роста численности коловраток по районам залива похожи. Необходимо отметить, что процедура сглаживания снижает максимумы траектории. Реальные величины численности коловраток возрастают от 200-250

тыс.экз.•м⁻² в олиготроном районе до 800 тыс.экз.•м⁻² в районе с максимальной антропогенной нагрузкой. Численности рачкового планктона на станциях 2, 3 и 4 колеблются от 250 до 500 тыс.экз.•м⁻², возрастая в районе сброса сточных вод до 800 тыс.экз.•м⁻². В период штилевой погоды численность рачков здесь может вырасти до экстремальных для Онежского озера величин в 1200 тыс.экз.•м⁻².

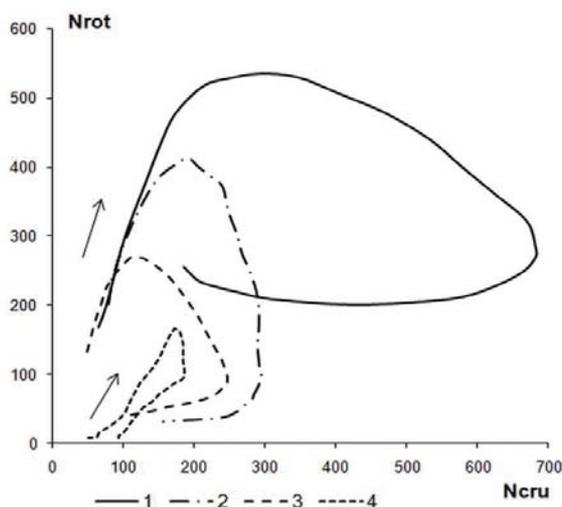


Рисунок. Динамика численности (тыс.экз.•м⁻²) коловраток (Nrot) и рачкового планктона (Ncru) по районам с различной степенью трофии. 1 – станция в районе сброса сточных вод 2 – центральная часть залива, 3 – открытая часть залива, 4 – контрольная станция. Направление стрелок показывает весеннее развитие.

Характер сезонной динамики зоопланктона является результатом сочетания температурного режима изучаемого района и его трофности. Градиент трофии отражается на максимумах численности коловраток, реакция рачкового планктона носит более сложный характер. При оценках состояния планктонной системы по показателям структуры зоопланктона необходимо учитывать несинхронность развития различных групп планктона и их различную реакцию на градиент трофии.

1. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем. – СПб., 1996. – 190 с.
2. Куликова Т.П., Сярки М.Т. Влияние антропогенного евтрофирования на распределение зоопланктона в Кондопожской губе Онежского озера // Водные ресурсы. – 2004. – Т. 31, № 1. – С. 91–97
3. Куликова Т.П., Кустовлянкина Н.Б., Сярки М.Т. Зоопланктон как компонент экосистемы Онежского озера. Петрозаводск, 1997. 112 с.
4. Онежское озеро. Атлас / Отв. ред. Н.Н. Филатов. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2010. – 151 с.
5. Сярки М.Т. Изучение траекторий сезонной динамики планктона с помощью метода двойного сглаживания // Принципы экологии. – 2013. – № 1. – С. 62–68. DOI:10.15393/j1.art.2013.2141
6. Сярки М.Т., Куликова Т.П. «Зоопланктон Онежского озера»: База данных. Авторское свидетельство, рег. номер № 2012621150 (09.11.2012). Правообладатель: ФГБУН ИВПС КарНЦ РАН (RU).

SEASONAL CYCLICITY OF ZOOPLANKTON STRUCTURE IN THE TROPHY GRADIENT

M. T. Syarki

Northern Water Problems Institute Karelian RC RAS, Petrozavodsk, MSyarki@Yandex.ru

The zooplankton transformation in the long-term impact of sewage from the Kondopoga Pulp and Paper Mill were described in the Onega Lake. The seasonal dynamics of Crustacean and Rotarian plankton ratios were studied in the gradient of the anthropogenic factors intensity. The Rotarian density varies in proportion to trophy growth, and the seasonal dynamics trajectories are similar. The Crustacean amount varies high in the wastewater discharge area. It is necessary to take into account seasonal dynamic ratio of the crustaceans and rotifers in biomonitoring.

Keywords: The Onego Lake, anthropogenic eutrophication, zooplankton transformation, seasonal dynamic.

УДК 574.5:556.557(282.247.211)

ЭКОЛОГО-САНИТАРНОЕ СОСТОЯНИЕ ПРИБОЙНОЙ ЛИТОРАЛИ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

Е.В. Теканова, Е.М. Макарова

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, etkanova@mail.ru

Выполнены двухлетние исследования фотосинтеза, деструкции органического вещества и бактериопланктона (общая численность, сапрофитные бактерии, бактерии группы кишечной палочки) в прибойной каменисто-песчаной литорали юго-западной части Онежского озера. Установлено, что изученный участок характеризуется олиготрофным состоянием, высоким качеством воды, эпидемиологическая обстановка благополучная. Показано, что изменение гидрологических условий, в частности, приточности и уровня озерной воды, сопровождались изменением биотического баланса и количества сапрофитных бактерий в литорали.

Ключевые слова: Онежское озеро, литораль, качество воды, фотосинтез, деструкция, бактериопланктон.

Экосистемы крупных глубоких озер реагируют на антропогенные воздействия и климатические изменения не так быстро, как небольшие водоемы. Основная водная масса таких озер определенное время может сохранять свое природное состояние. Индикатором ранних изменений экосистемы большого озера может служить состояние его литоральной зоны – наиболее мелководной и прогреваемой части водоема. В связи с этим, экологическая оценка качества воды прибрежной зоны Онежского озера представляется весьма актуальной. Систематических исследований литорального бактериопланктона в Онежском озере не проводилось с конца 1960-х годов [2], а продукционные-деструкционные процессы в этой зоне не изучались никогда.

В настоящей работе выполнена эколого-санитарная оценка состояния литорали по биотическому балансу (соотношению фотосинтеза (Phot) и деструкции органического вещества (R)) и микробиологическим показателям – общей численности бактериопланктона (TN), количеству сапрофитных бактерий (Sapr) и психрофильных бактерий группы кишечной палочки (Coli-ind).

Исследования проводились в типичной для Онежского озера каменисто-песчаной прибойной литорали на юго-западном побережье водоема (Пухтинская бухта). В бухту стекают две малые реки, антропогенной нагрузки нет. Измерения проводились каждые 14 дней в период с мая по октябрь 2013 и 2014 гг. в 180 м от берега (глубина 3 м).

TN подсчитывалась на фильтрах Nucleopore® ($D_{пор}$ 0,2 мкм) путем люминесцентного микрокопирования бактериальных клеток, окрашенных акридиновым оранжевым [9]. Sapr выращивались на производственном рыбо-пептонном агаре [1]. Coli-ind определялся методом мембранных фильтров (Sartorius Stedium®, $D_{пор}$ 0,45 мкм) на среде Эндо с применением промышленного цитохромоксидазного теста производства ЗАО «Научно-исследовательский центр фармакотерапии» в соответствии с [3]. Фотосинтез и деструкция органического вещества измерялись скляночным кислородным методом [1].

Метеорологические особенности изученных лет заключались в их разной водности. Количество осадков в летне-осенний период 2014 г. было ниже климатической нормы и ниже, чем 2013 г., что определило весьма низкий уровень озерной воды.

Суточные скорости фотосинтеза в 2013 г. изменялись от минимальных (на грани чувствительности метода определения) до 0,24 (медиана 0,07) мг O_2 /л, деструкции – также от минимальных до 0,71 (медиана 0,13) мг O_2 /л. В 2014 г. фотосинтез достигал более высоких значений – 0,12–0,47 (медиана 0,21) мг O_2 /л, а деструкция была сравнимой в 2013 г. –

0,04–0,76 (медиана 0.11) O_2/l , то есть, преобладали внутриводоемные процессы образования ОВ. В то же время в оба изученных года величины фотосинтеза в литорали не превышали уровня олиготрофных вод.

Биотический баланс или индекс самоочищения (самозагрязнения) 2013 г. был ниже единицы (за исключением октября), его медианное значение составило 0,5. в 2014 г. – 2,0 (рис. 1). В соответствии с [5, 6], это указывает на чрезвычайную экологическую ситуацию и эвтрофирование. Однако для литорали Онежского озера, принимающей речной и склоновый сток с большим содержанием гумусовых веществ, биотический баланс 2013 г. представляется нормальным. Например, в центральном районе озера с меньшим влиянием терригенного органического вещества биотический баланс в верхнем слое воды относительно сбалансирован, а в столбе воды он тоже отрицательный [8]. Более необычным кажется 2-кратное превышение фотосинтеза над деструкцией в маловодном 2014 г.

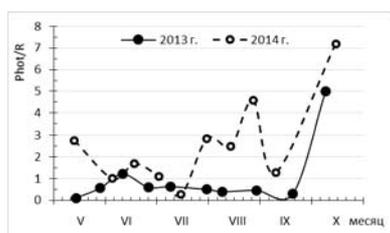


Рисунок 1. Биотический баланс на каменисто-песчаной литорали Онежского озера.

TN в 2013 г. не превышала 0,7–2,3 (медиана 1,1) млн. кл./мл, а количество Sapг – 49–2438 (медиана 213) КОЕ/мл. Соотношение TN/Sapг, указывающее на обилие в воде лабильного ОВ или трофность, почти всегда было намного выше 1000 (медиана 6800), за исключением времени сезонного максимума фотосинтеза (конец июня–начало июля) (рис. 2). В 2014 г. TN была чуть выше, чем в 2013 г., – 1,3–2,6, медиана 1.8 млн. кл./мл, а количество Sapг заметно ниже – 13–1963, медиана 85 КОЕ/мл. Снижение численности сапрофитов в маловодный 2014 г., возможно, связано с уменьшением поступления аллохтонной микрофлоры в водоем. Еще большим, чем в 2013 г., оказалось соотношение TN/Sapг с медианным значением 25600 (рис. 2).

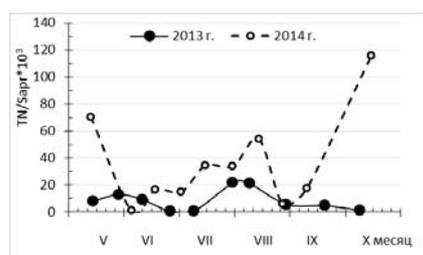


Рисунок 2. Соотношение общей численности (TN) и сапрофитных бактерий (Sapг) на каменисто-песчаной литорали Онежского озера.

В целом, TN, Sapг и TN/Sapг характеризовали экологическую обстановку в изученной литорали в оба года как удовлетворительную [5, 6], а класс качества воды соответствовал I (предельно чистая) и II (чистая) [4].

Coli-ind в 2013 г. составлял от менее 18 до 4418, в среднем за вегетационный период 1164, при этом наибольшее количество бактерий группы кишечной палочки было отмечено в августе и сентябре. Тем не менее, в течение всего периода исследований Coli-ind не превышал пределов, принятых для водоемов рекреационного использования [7] (рис. 3). В

2014 г. этот показатель оценивался лишь трижды – весной, летом и осенью, в среднем составил 578 и также не превышал установленных норм.

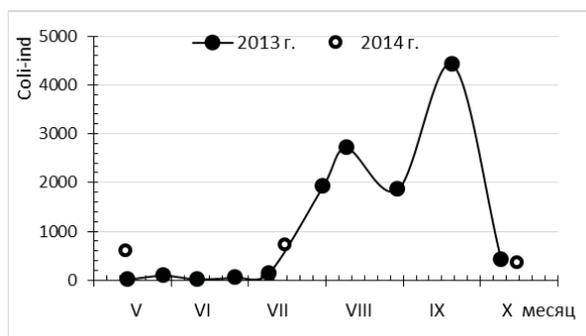


Рисунок 3. Бактерии группы кишечной палочки (Coli-ind) на каменисто-песчаной литорали Онежского озера.

Таким образом, в изученные годы литораль Пухтинской бухты Онежского озера в течение всего вегетационного периода характеризовалась высоким качеством воды. Санитарно-эпидемиологическая обстановка была благополучной. Снижение приточности в маловодном 2014 г. отразилось на изменении биотического баланса с отрицательного на положительный и на снижении численности сапрофитных бактерий.

1. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. – М.: Наука, 1989. – 288 с.
2. Литоральная зона Онежского озера / Отв. ред. И.М. Распопов. – Л.: Наука, 1975. – 244 с.
3. МУК 4.2.1884-04 Санитарно-микробиологический и санитарно-паразитологический анализ воды поверхностных водных объектов. Методические указания. – М., 2004.
4. Оксюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П., Линник П.Н., Кузиненко М.И., Кленюс Б.Г. Комплексная экологическая классификация поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. – 1993. – Т. 29, № 4. – С. 62–76.
5. Р 52.24.763–2012. Оценка состояния пресноводных экосистем по комплексу химико-биологических показателей. – Ростов-на-Дону, 2012.
6. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В.А. Абакумова. – СПб.: Гидрометеиздат, 1992. – 318 с.
7. СанПиН 2.1.5.980-00. Гигиенические требования к охране поверхностных вод: Санитарные правила и нормы. – М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 2000.
8. Теканова Е.В., Тимакова Т.М. Первичная продукция и деструкция органического вещества в Онежском озере // Состояние и проблемы продукционной гидробиологии / Под ред. А.Ф. Алимова, В.В. Бульона. – М: Товарищество научных изданий КМК, 2006. – С. 60–70.
9. Handbook of methods in aquatic microbial ecology / Ed. by Paul F. Kemp, Barry F. Sherr, Evelin B. Sherr, Jonatan J. Cole. – Washington: Levis Publishers, CRC Press LLC, 1993. – 800 p.

ECOLOGICAL AND SANITARY CONDITION OF THE SURF LITTORAL ONEGA LAKE

E.V. Tekanova, E.M. Makarova

Northern Water Problems Institute Karelian RC RAS, Petrozavodsk, etkanova@mail.ru

Two-year studies of photosynthesis, plankton respiration and bacterioplankton (total number, saprophytic bacteria and bacteria of *Escherichia coli* group) have been carried out in a surf stony-sandy littoral of the southwestern part of Onega Lake. It is established that the studied area is characterized by an oligotrophic state, high water quality, and a favorable epidemiological situation. It is shown that the change in hydrological conditions (inflow and lake water level) was accompanied by a change in the biotic balance and the amount of saprophytic bacteria in the littoral zone.

Keywords: Onega Lake, littoral, water quality, photosynthesis, destruction, bacterioplankton.

РЫБЫ КАК ИНДИКАТОРЫ РТУТНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОЕМОВ СЕВЕРА

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

*Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН,
p_terentjev@inep.ksc.ru*

В водных экосистемах рыбы являются индикаторами различных видов антропогенного воздействия, и, в частности, могут быть использованы для оценки интенсивности ртутного загрязнения. Исследования, проводимые на разнотипных водоемах Северо-запада России и сопредельных показывают, что, в течение последних десятилетий накопление ртути в организмах рыб характеризуются тенденцией к росту. Отмечено, что интенсивность накопления ртути в организмах рыб не всегда напрямую зависит от интенсивности нагрузки на водные объекты, а определяются комплексом природных и антропогенных факторов. В ходе работ была разработана система единых нормативных показателей содержания ртути в тканях рыб России и сопредельных стран.

Ключевые слова: рыбы, ртутное загрязнение, водоемы Арктики, нормативные показатели

Накопление ртути в природных средах и живых организмах арктических и субарктических широт обусловлено процессами глобального атмосферного переноса [4, 6-8, 13]. Интерес к проблеме загрязнения и токсического влияния ртути на биологические системы является актуальной научной задачей [3, 12]. Накопление ртути происходит во всех компонентах природной среды. Рыбы, как представители высших трофических уровней и объекты промыслового использования широко используются как индикаторы качества среды и степени токсичности вод, в том числе и ртутного загрязнения [1, 2, 5, 9, 11].

Отсутствие единых мировых норм содержания ртутьсодержащих веществ в гидробионтах, в частности в рыбах, обусловлено достаточно широким диапазоном природных условий водоемов, уровнем жизни населения, требовательностью отдельных государственных стандартов и пр. К примеру, нормативы ПДК в РФ по ртути в мышечной ткани рыб составляют 0,5 мкг/г сырого веса (2,3 мкг/г сухого веса). Величины, установленные ВОЗ для отдельных групп населения не должны были превышать 0,2 мкг/г сырого веса [14]. Для ряда стран северной Европы (Финляндия) с 2000 г. установлены величины концентраций ртути с учетом ряда природных показателей водоемов (фоновых величин) в диапазоне 0,20-0,25 мкг/г сырого веса (в среднем 1 мкг/г сухого веса).

Целью данного исследования является определение современных особенностей накопления ртути в организмах рыб в условиях многофакторного антропогенного воздействия и выявления «критических точек» ртутного загрязнения водоемов Северной Фенноскандии, а также разработка современных подходов к нормированию содержания ртути в тканях рыб стран Евро-Арктического региона.

Анализ полученных данных о содержании ртути в органах и тканях рыб Мурманской области и водоемов северной Финляндии и Норвегии показал, что повышенные концентрации металла чаще всего были отмечены у представителей ихтиофауны малых озер. Было установлено, что в малых озерах северо-западной части России отмечались достаточно высокие уровни накопления металла в организмах сига, щуки и окуня. Причем для окуня и щуки максимальные величины накопления были зарегистрированы именно в мышечной ткани. Анализ многолетних материалов показал, что в накоплении ртути в организмах рыб прослеживается тенденция к увеличению за последнее десятилетие (рис. 1). Аналогичные закономерности были отмечены и для рыб водоемов северной Финляндии и Норвегии [10]. В отсутствии единых нормативных показателей содержания ртути (ПДК) в рыбе между Россией и сопредельными соседними странами Европы при значительном сходстве рационов питания местного населения, в котором рыба пресных вод имеет весьма большое значение, нами была предложена система нормирования с выделением соответствующих категорий слабого ($<0,15$ мкг/г_{сыр. веса}), умеренного (в диапазоне 0,16-0,20 мкг/г_{сыр. веса}), повышенного (в диапазоне 0,21-0,5 мкг/г_{сыр. веса}) и высокого $>0,5$ мкг/г_{сыр. веса}) загрязнения.

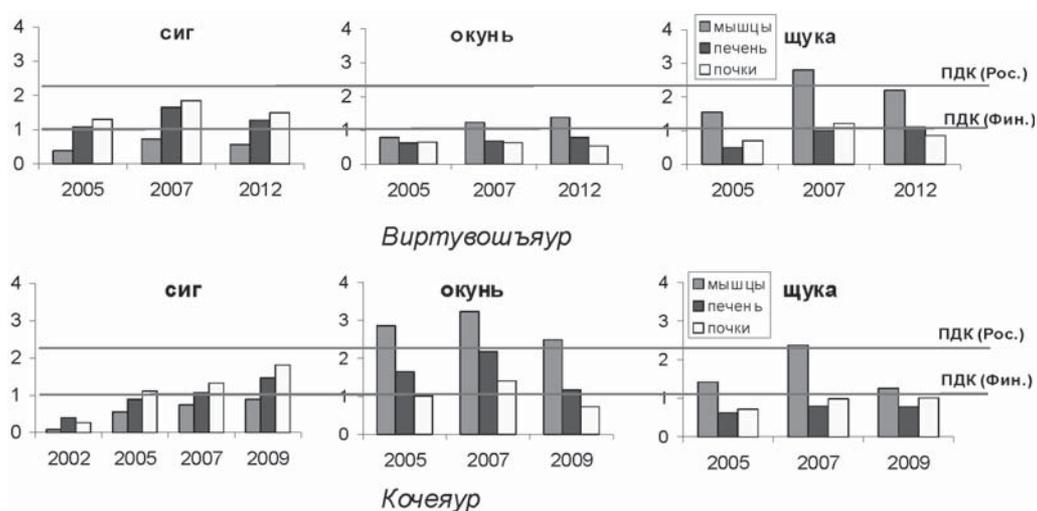


Рисунок 1. Долговременные изменения уровней накопления ртути в органах исследованных видов рыб озер России (Мурманская область) (в мкг/г сухого веса).

Установлено, что доля рыб с повышенным и высоким содержанием ртути, согласно предлагаемой схеме, среди отдельных видов варьирует в достаточно высоких пределах. Несмотря на то, что концентрации ртути в тканях рыб, соответствующие слабому и умеренному ее содержанию, как правило, выше 50% от общего объема проанализированной выборки, количество экземпляров с повышенным и высоким уровнем накопления металла достаточно высоко в водоемах Северной Финноскандии. Так, у сига и ряпушки численность рыб в выборке с содержанием ртути свыше 0,21 мкг/г сырого веса по всем исследованным водоемам достигает 24,1 % (сиг) и 22,5 % (ряпушка). Аналогичные показатели для окуня и щуки изменяются в пределах 12-18,1 % и 6,6-16,5 %. Наибольшая доля рыб с превышениями ПДК характерна для кумжи (до 48 %) и гольца (52 %). Следует отметить, что количество рыб с более высокими по отношению к отечественным и европейским нормам концентрациями ртути были выше в озерах Финляндии, причем эти превышения зарегистрированы в организмах, как у представителей хищных, так и у сиговых видов (табл.).

Таблица. Процентное соотношение количества рыб в выборке с различными уровнями накопления ртути в организме (от общего количества каждого вида в выборке).

Виды	Диапазоны содержания ртути в мкг/г сырого веса			
	<0,15 слабое	0,16-0,20 умеренное	0,21-0,50 повышенное	>0,51 высокое
Финляндия				
сиг	53,4	22,5	20	4,1
окунь	82,7	5,3	12	0
щука	61,2	12,2	19,4	7,1
кумжа	52	0	44	4
голец	44	4	48	4
Норвегия				
сиг	87,6	3,7	4,7	4
окунь	73,8	8,2	16,2	1,9
щука	89,3	4,0	6,4	0,2
кумжа	83,6	4,6	9,2	2,6
голец	68,2	11,5	20,3	0
ряпушка	98,7	1,3	0	0
Россия				

сиг	89,1	3,4	7,3	0,2
окунь	81,2	6,4	9,3	3,1
щука	82,4	6,1	10,4	1,1
кумжа	84,8	6	7,6	1,6
голец	93,3	3,1	3,6	0
ряпушка	71,5	5,9	21,3	1,2

Интенсивность и степень накопления ртути в организмах рыб исследованных водоемов определяется, вероятно, в первую очередь, процессами глобального загрязнения атмосферы, и в меньшей степени зависят от интенсивности нагрузки на озерные экосистемы локальных источников загрязнения. Установлено, что наиболее высокие уровни накопления ртути характерны для рыб малых озер, удаленных от крупных промышленных предприятий региона. Практически у всех рассматриваемых видов рыб в водоемах Севера Финляндии, Норвегии и России отмечены значительные величины накопления металла. У отдельных особей (кумжа, окунь, щука, сиг) содержание металла многократно превышали даже отечественные нормативные величины накопления (0,5 мкг/г сырого веса).

В то же время в зоне локальных источников промышленного загрязнения, где закономерно следовало ожидать более высоких содержаний ртути в тканях рыб, особенности ее накопления определяются влиянием токсичности среды. На примере водоемов расположенных вблизи предприятия медно-никелевого производства было показано, что закономерности накопления ртути в гидробионтах определяются влиянием приоритетных загрязняющих веществ (главным образом Ni). В условиях интенсивного загрязнения вод, особенности накопления ртути в донных отложениях и тканях рыб носят противоположный характер [10]. Очевидно, это связано с подавлением процессов микробиологического метилирования соединений ртути. Отмечено, что накопление ртути в седиментах и организмах рыб исследованных озер Северной Фенноскандии имеет тенденцию к росту на протяжении последних десятилетий, что может свидетельствовать о глобальном масштабе распространения ртути в арктических широтах, и требует постоянного контроля за состоянием пресноводных экосистем Северной Фенноскандии [5, 10]. Использование представителей ихтиофауны в качестве индикаторов ртутного загрязнения на основе гармонизации отечественных и европейских подходов к определению предельных показателей содержания ртути в биоте и разработка на их основе норм потребления рыб как пищевых объектов, является одним из важнейших аспектов безопасности человека на Севере, имеющих высокое прикладное значение.

1. *Комов В.Т., Степанова И.К., Гремячих В.А.* Содержание ртути в мышцах рыб из водоемов Северо-Запада России: Причины интенсивного накопления и оценка негативного эффекта на состояние здоровья людей // Актуальные проблемы водной токсикологии. – Борок: ИБВВ РАН. – 2004. – С. 99-123.

2. *Немова Н.Н.* Биохимические эффекты накопления ртути у рыбы. – М.: Наука, 2005. – 168 с.

3. *Akerblom S., Bignert A., Meili M., Sonesten L., Sundbom M.* Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish // *Ambio*. – 2014. – Vol. 43. – P. 91–103.

4. AMAP/UNEP. Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment. Arctic Monitoring and Assessment Programme / UNEP Chemicals Branch. – 2013. – 263 p.

5. *Amundsen P-A., Kashulin N.A., Terentjev P.M., Gjelland K., Koroleva I.M., Dauvalter V.A., Sandimirov S.S., Kashulin A.N. and Knudsen R.* Heavy metal contents in whitefish (*Coregonus lavaretus*) along a pollution gradient in a subarctic watercourse // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2011. – Vol. 182. – P. 301-316

6. Arctic Pollution (AMAP). – Oslo, 2002. – 212 p.

7. *Braaten H.F., deWit H.A., Fjeld E., Rognerud S., Lydersen E., Larssen T.* Environmental factors influencing mercury speciation in Subarctic and Boreal lakes // *Science of the Total Environment*. – 2014. – Vol. 476–477. – P. 336–345

8. *Dastoor A.P., Larocque Y.* Global circulation of atmospheric mercury: a modelling study // *Atmospheric Environment*. – 2004. – Vol. 38. – P. 147-161.

9. Dietz R., Sonne C., Basu N., Braune B., O'Hara T., Letcher R.J., Scheuhammer T., Andersen M., Andreasen C., Andriashek D., Asmund G., Aubail A., Baagøe H., Born E.W., Chan H.M., Derocher A.E., Grandjean P., Knott K., Kirkegaard M., Krey A., Lunn N., Messier F., M. Obbard, Olsen M.T., Ostertag S., Peacock E., Renzoni A., Rigét F.F., Skaare J. U., Stern G., Stirling I., Taylor M., Wiig Ø., Wilson S., Aars J. What are the toxicological effects of mercury in Arctic biota? // *Science of the Total Environment*. – 2013. – Vol. 443, N 15. – P. 775–790.
10. Kashulin N. A., Terentyev P. M., Amundsen P.-A., Dauvalter V. A., Sandimirov S. S., Kashulin A. N. Specific features of accumulation of Cu, Ni, Zn, Cd, and Hg in two whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) morphs inhabiting the Inari–Pasvik lacustrine–riverine system // *Inland water biology*. – 2011. – Vol. 4, № 3. – P. 383-392.
11. Lepom P., Irmer U., Wellmitz J. Mercury levels and trends (1993–2009) in bream (*Abramis brama* L.) and zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) from German surface waters // *Chemosphere*. – 2012. – Vol. 86. – P. 202–211.
12. Nguetseng R., Fliedner A., Knopf B., Lebreton B., Quack M., Rudel H. Retrospective monitoring of mercury in fish from selected European freshwater and estuary sites // *Chemosphere*. – 2015. – Vol. 134. – P. 427–434.
13. Pacyna, J.M., Pacyna E.G., Steenhuisen F., Wilson S. Mapping 1995 g lobal anthropogenic emissions of mercury // *Atmospheric Environment*. – 2003. - 37-S. – P. 109-117.
14. WHO. Environmental Health Criteria. – Methylmercury. – 1990. – Vol. 101. – Geneva, Switzerland.

FISHES AS MERCURY POLLUTION INDICATORS IN THE WATERBODIES OF THE NORTH

P.V. Terentjev, N.A. Kashulin

Institute of the Industrial Ecology Problems of the North of Kola science center of RAS,

p_terentjev@inep.ksc.ru

Fishes in aquatic ecosystems are indicators of various types of anthropogenic impact, and, in particular, can be used to estimate the intensity of mercury pollution. It was studied that over the past decades, the accumulation of mercury in fish organisms in the heterogeneous reservoirs of Northwest Russia and neighboring countries is characterized by a tendency to grow. It is noted that the intensity of accumulation of mercury in fish organisms does not always directly depend on the intensity of the load on water bodies, but is determined by a complex of natural and anthropogenic factors. One of the main goal of the study was also the developing the system of unified normative indices of mercury content in the fish tissues of Russia and neighboring countries.

Keywords: Fish, mercury pollution, Arctic water bodies, normative parameters

УДК 574.5

БИОИНДИКАЦИЯ В МОНИТОРИНГЕ СОСТОЯНИЯ БОЛЬШИХ И МАЛЫХ ОЗЕР (В СВЯЗИ С 70-ти ЛЕТИЕМ ИНСТИТУТА ОЗЕРОВЕДЕНИЯ РАН)

И.С. Трифонова

Институт озераведения РАН, г. Санкт-Петербург, itrifonova@mail.ru

Кратко изложена история создания Лаборатории озераведения АН СССР (позднее преобразованной в Институт озераведения) на основе концепции комплексной лимнологии Г.Ю.Верещагина, как важной отрасли географии. Прослежено развитие биоиндикации в лимнологии от первых описаний озер, изучения их фауны и флоры до комплексных гидробиологических исследований по оценке состояния больших и малых озер. Отечественная лимнология прошла большой путь от понимания единства и взаимодействия озера и водосбора до продукционных и балансовых исследований круговорота органического вещества и использования методов многофакторного анализа для выявления факторов формирования структуры и продуктивности биологических сообществ.

Ключевые слова: Институт озераведения; озера; мониторинг; биоиндикация; история исследований

III Международная конференция «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем» посвящена 70-летию создания Лаборатории озераведения АН СССР и 45-летию Института озераведения РАН. Развитие лимнологии в России началось практически в то же время, что и в Европе – с конца 19 века. Большое значение для развития лимнологии имели

труды русских учёных: Д.Н. Анучина, Л.С. Берга, Г.Ю. Верещагина, И.В. Молчанова, С.Д. Муравейского, С.И. Кузнецова, Л.Л. Россолимо, В.И. Жадина, Г.Г. Винберга и многих других. Русская, и советская лимнология занимала почетное место в мировой науке. Еще в дореволюционное время был выполнен ряд замечательных исследований крупнейших озер и озерных районов, основано несколько лимнологических станций, среди которых станции в Косино под Москвой и Бородинская в Карелии приобрели всемирную известность. После Октябрьской революции исследования озер значительно расширились: начались работы по кадастру озер СССР; ряд территорий был охвачен лимнологической съемкой; на оз. Байкал была организована Байкальская экспедиция под руководством выдающегося ученого-лимнолога Глеба Юрьевича Верещагина, который был сотрудником Зоологического музея и заведующим озерного отдела ГГИ. В 1929 г. Байкальская экспедиция была реорганизована в Байкальскую биологическую станцию и Г. Ю. Верещагин назначен её заведующим. К концу 30-х гг. у него сложилось свое направление в лимнологии, которое он кратко сформулировал как «изучение природы озёр, как целого, для установления количественных закономерностей процессов и явлений в них протекающих и их взаимной связи с окружающей средой в целях возможно более полного освоения озёрных фондов в различных отраслях народного хозяйства» и одновременно сформировалась своя озероведческая школа из многочисленных учеников. Все это позволило Г.Ю. представить в АН СССР проект создания специального научного лимнологического центра, который занимался бы проведением комплексных лимнологических исследований, разработкой теоретических проблем лимнологии и ее методических вопросов. Актуальность создания такого центра в системе Академии наук СССР не потеряла своего значения даже в годы Великой Отечественной войны. Исследования Байкальской лимнологической станции и другие работы в области озероведения подтвердили значимость лимнологических исследований для решения народно-хозяйственных задач, имеющих оборонное значение. Президиум Академии наук СССР поддержал инициативу Г.Ю. Верещагина о необходимости организации Лаборатории озероведения, которая расширила бы лимнологические исследования на разнотипных озерах, расположенных в различных географических зонах для решения фундаментальных и методических задач озероведения. В начале 1944 г. Президиум Академии принял решение об организации Лаборатории озероведения в составе Отделения геолого-географических наук: «Байкальскую лимнологическую станцию реорганизовать в Лабораторию озероведения с местонахождением в Ленинграде, и с озерной станцией на Байкале и назначить ее директором Г.Ю. Верещагина. Основной задачей работ Лаборатории считать: разработку теоретических вопросов озероведения происхождение и историю развития главнейших типов озер, изучение физико-химических процессов в этих водных бассейнах, изучение водного, химического и термического балансов озер, минеральной, энергетической, растительной базы, влияние озер на климат». После внезапной кончины Г.Ю. Верещагина директором Лаборатории был назначен Н.М.Страхов (будущий академик), а с 1945 г. ее возглавил выдающийся геолог, академик Дмитрий Васильевич Наливкин. Д.В. пригласил на должность ученого секретаря известного гидробиолога и гидрохимика Николая Ивановича Семеновича, который с 1940 г. был руководителем группы кадастра озер Северо-Запада в ГГИ, занимался изучением озер Лача, Воже, Кубенское, Ильмень, Балхаш, Аральского моря и к тому времени был уже признанным лимнологом. К 1949 г. Лаборатория озероведения АН СССР сформировалась как центральное научное учреждение с двумя лимнологическими станциями – Байкальской и станцией на оз. Красном (Карельский перешеек).

Уже в первые годы существования Лаборатории ее сотрудники, преимущественно ученики Г.Ю. Верещагина, смогли выполнить ряд серьезных лимнологических исследований, к числу которых относится сравнительное изучение железорудных озер различного типа на Карельском перешейке и в Западной Карелии. Уже при рекогносцировочном характере работ Н.И. Семеновичем был применен комплексный подход к изучению озер, в котором большая роль отводилась гидробиологическим исследованиям. При небольшом коллективе сотрудников в его состав входили гидрологи, гидрохимики и гидробиологи: зоопланктолог,

бентолог, ихтиолог, гидробиолог. Н.И. Семенович принимал участие во всех экспедиционных выездах на озера, выполняя гидрохимические исследования и исследования донных отложений и одновременно обучал молодых сотрудников гидробиологов.

В 1955 г. директором Лаборатории озераведения стал академик Станислав Викентьевич Калесник. По инициативе С.В. в 1960-е гг. Лабораторией озераведения были начаты фундаментальные комплексные исследования Ладожского и Онежского озер [9, 15, 23, 24]. С.В. Калесник был и инициатором разработки проблемы географической типизации озер на основе сравнительного изучения озер различных озерных ландшафтов Северо-Запада России. В Институте озераведения сложилось свое научное географическое направление комплексного изучения озер в единстве с окружающим географическим ландшафтом [11]. Результаты исследований публиковались в «Трудах Лаборатории озераведения АН СССР». Всего вышло в свет около 30 томов, составленных по материалам различных экспедиционных исследований. В 1971 г. Лаборатория озераведения усилиями С.В. Калесника была преобразована в Институт озераведения АН СССР в составе Отделения океанологии, физики атмосферы и географии АН СССР.

В 70-е гг. прошлого столетия основным направлением исследований Института озераведения стала проблема эвтрофирования больших и малых озер [2, 30]. Были определены биогенные нагрузки на Ладожское озеро и ряд малых озер, рассчитаны критические нагрузки, позволяющие прогнозировать состояние озер и планировать их восстановление и оптимизацию режима. Институт участвовал в работах по Международной Биологической Программе [3], в программе «Человек и биосфера», в решении проблемы деэвтрофирования оз. Севан, в исследованиях по прогнозированию последствий переброски стока северных рек в южные регионы [5]. В 1980-е и 1990-е гг. Институт занимался в основном, исследованиями по оценке и прогнозам состояния водной системы Ладожское озеро – Нева – Невская губа – Финский залив, участвовал в совместных российско-финских исследованиях. Во всех этих работах гидробиологические исследования наряду с гидрохимическими имели определяющее значение для индикации процесса эвтрофирования и определения трофического статуса водоемов. Были опубликованы монографии по отдельным сообществам, в которых показана роль этих сообществ как индикаторов эвтрофирования [1, 6, 7, 12, 29, 34].

С самого начала создания Лаборатории озераведения АН СССР основным направлением ее деятельности было изучение крупных озер Северо-Запада и других регионов СССР. Инициаторами и руководителями этих исследований были ученики Г.Ю. Верещагина, прошедшие школу на Байкале, имевшие опыт комплексных лимнологических исследований крупных озер, при которых, как правило, параллельно с фундаментальными исследованиями решались и практические задачи, в частности, оценка уровня продуктивности озер и их рыбохозяйственных возможностей, оценка качества воды. Результаты первого этапа исследований (1956-1962 гг.) Ладожского озера изложены в 9 томах «Трудов Лаборатории озераведения». Следующим этапом было изучение Онежского озера. Только после работ Института озераведения были получены количественные оценки, подтверждающие, что по средним величинам первичной продукции и биомассы сообществ продуктивность Онежского озера приблизительно в 2 раза ниже продуктивности Ладожского озера и характеризует его как олиготрофное.

Слабая изученность озерного фонда России, чрезвычайное разнообразие озер, требовали разработки принципов типизации озер, как основы, для качественной и количественной оценки озерных ресурсов. Ландшафтный подход к изучению озер открывал возможность принципы классификации ландшафтов применить к типизации озер. С 1962 по 1974 г. Лабораторией (Институтом) озераведения АН СССР проводилось изучение особенностей лимнических процессов озер в зависимости от окружающего ландшафта. Комплексная ландшафтно-лимнологическая экспедиция Института провела исследования на озерах, расположенных в различных географических зонах: в лесотундре и северной тайге Кольского полуострова, средней тайге Карельского перешейка, зоне подтайги Валдайской

возвышенности, южной тайге и лесостепи Южного Урала [4, 18, 19, 32]. Изучение озер в различных физико-географических зонах и в условиях отсутствия значительного антропогенного пресса позволило выявить зональные различия структуры озерных экосистем. Основным итогом исследований явилось установление характера связи между компонентами природной среды и эколого-продукционными особенностями озер. Результаты этих исследований в дальнейшем были использованы как основа для прогноза состояния озер при интенсивном антропогенном преобразовании их водосборов [8,25]. Работы по изучению трансформации озерных экосистем под влиянием антропогенных факторов проводились в 1980-е гг. на озерах Латгальской возвышенности в Прибалтике [10, 27] и озерах Большеземельской тундры [21]. Сравнительно-лимнологического исследования проводились и на Карельском перешейке. В конце 1970-х гг. были выполнены комплексные сезонные исследования по определению качества воды разнотипных озер Карельского перешейка [20]. Биоиндикационный анализ определил степень сапробности водоемов, которая, как правило, соотносится с показателями их трофического типа. Оценка экологического состояния озер Карельского перешейка по состоянию биологических сообществ проводится и в настоящее время [30].

Важным направлением работ явились многолетние исследования на ряде водоемов, которые можно считать мониторинговыми [33]. Обобщение материалов за 50 лет наблюдений на мезотрофном оз. Красном позволило осмыслить теоретические и методические проблемы лимнологического мониторинга озер [15,17]. Была установлена четкая детерминированность продукционных процессов в озере гидрометеорологическими факторами, в первую очередь, термическим. По многолетним наблюдениям максимальная продуктивность биологических сообществ отмечалась в наиболее теплые годы маловодных периодов. Анализ соотношения влияния природных и антропогенных факторов на процесс эвтрофирования озера показал, что на начальном этапе эвтрофирования антропогенные процессы во многом нивелируются климатическими факторами, а трофическое состояние мезотрофного озера зависит от погодных условий. В годы с преобладанием антициклонального типа погоды по уровню продуктивности озеро приближается к эвтрофному типу, а в условиях циклонального типа остается мезотрофным. Наиболее показательны на фоне медленного повышения продуктивности биологических сообществ, существенные изменения в их структуре, в первую очередь исчезновение реликтовых организмов [15].

Крупнейшее и самое глубокое озеро Европы – Ладожское, является наиболее важным водным объектом Севера-Запада России как безальтернативный источник чистой воды для мегаполиса Санкт-Петербурга и ряда других регионов, и требует постоянного мониторинга его экологического состояния. После снижения биогенной нагрузки с конца 80-х гг. прошлого века отмечается постепенное улучшение экологического состояния озера [13]. Наиболее проблемной зоной остается литораль Ладоги, где с помощью биоиндикации по состоянию отдельных биологических сообществ выявлены районы наибольшего загрязнения и экологического риска [14],

Оценка факторов, определяющих формирование структуры и продуктивности биологических сообществ с помощью многофакторного анализа - важный компонент мониторинговых исследований. Так при изучении рек озерно-речной системы Вуоксы основной задачей было оценить влияние ГЭС на состояние биологических сообществ [26]. Исследования 22 притоков Ладожского озера и оценка их состояния по гидрохимии, фитопланктону и перифитону [22, 35] проводилась в 2001-2005 гг. Обобщение полученных материалов позволило дать характеристику изменений гидрохимических показателей рек бассейна Ладоги, оценить их экологическое состояние и качество их вод, выявить основные факторы, определяющие формирование их трофического статуса. Статистические методы многофакторного анализа использованы и при сравнительно-лимнологических исследованиях многочисленных озер Карельского перешейка для оценки факторов, определяющих их трофическое состояние [30] и в ряде других исследований.

В связи с загрязнением озёр и водохранилищ и все усиливающимся их эвтрофированием главным направлением в озероведении остается решение проблем оценки, прогноза и охраны качества воды в водоёмах. Биоиндикационное направление как и в целом, роль лимнологии, приобретает все большее значение в современных условиях тотального дефицита чистой воды.

1. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем. – СПб.: Наука, 1996. – 160 с.
2. Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера / Отв. ред. Н.А. Петрова. – Л.: Наука, 1982. – 304 с.
3. Биологическая продуктивность оз. Красного и условия ее формирования / Отв. ред. И.Н. Андроникова, К.А. Мокиевский. – Л.: Наука, 1976. – 207 с.
4. Большие озера Кольского полуострова / Отв. ред. Л.Ф. Форш, В.Г. Драбкова. – Л.: Наука, 1975. – 350 с.
5. Гидробиология озер Воже и Лача / Отв. ред. И.М. Распопов. – Л.: Наука, 1979. – 275 с.
6. Давыдова Н.Н. Диатомовые водоросли – индикаторы природных условий водоемов в голоцене. – Л.: Наука, 1985. – 243 с.
7. Драбкова В.Г. Зональное изменение интенсивности микробиологических процессов в озерах. – Л.: Наука, 1981. – 212 с.
8. Драбкова В.Г., Сорokin И.Н. Озеро и его водосбор – единая природная система. – Л.: Наука, 1979. – 195 с.
9. Зоопланктон Онежского озера / Отв. ред. И.И. Николаев. – Л.: Наука, 1971. – 326 с.
10. Изменение структуры экосистем озер в условиях возрастающей биогенной нагрузки / Отв. ред. В.Г. Драбкова, М.Я. Прыткова. – Л.: Наука, 1988. – 312 с.
11. Калесник С.В. О географической лимнологии / История озер Северо-Запада СССР. – Л., 1967. – С. 5-7.
12. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР: Методы изучения. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
13. Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее / Отв. ред. В.А. Румянцев, В.Г. Драбкова. – СПб.: Наука, 2002. – 327 с.
14. Литоральная зона Ладожского озера / Под ред. Е.А. Курашова. – СПб.: Нестор-История, 2011. – 416 с.
15. Методические аспекты лимнологического мониторинга / Отв. ред. И.С. Трифонова. – Л.: Наука, 1988. – 178 с.
16. Микробиология и первичная продукция Онежского озера / Отв. ред. И.И. Николаев. – Л.: Наука, 1973. – 166 с.
17. Многолетние изменения биологических сообществ мезотрофного озера в условиях климатических флуктуаций и эвтрофирования / Отв. ред. И.С. Трифонова. – СПб.: Лемма, 2008. – 225 с.
18. Озера различных ландшафтов Северо-Запада СССР. Ч. 2. Лимнологическая характеристика озер (гидрохимия, донные отложения, биология) / Отв. ред. Н.И. Семенович. – Л.: Наука, 1969. – 301 с.
19. Озера различных ландшафтов Кольского полуострова. Ч. 2. Гидрохимия и гидробиология / Отв. ред. В.Г. Драбкова. – Л.: Наука, 1974. – 235 с.
20. Особенности формирования качества воды в разнотипных озёрах Карельского перешейка / Отв. ред. И.Н. Андроникова, К.А. Мокиевский. – Л.: Наука, 1984. – 298 с.
21. Особенности структуры экосистем озер Крайнего Севера / Отв. ред. В.Г. Драбкова, И.С. Трифонова. – СПб.: Наука, 1994. – 260 с.
22. Оценка экологического состояния рек бассейна Ладожского озера по гидрохимическим показателям и структуре гидробиоценозов / Отв. ред. И.С. Трифонова. – СПб.: Лемма, 2006. – 130 с.
23. Растительные ресурсы Ладожского озера / Отв. ред. С.В. Калесник; ред. изд. И.М. Распопов. – Труды Лаб. озероведения. – Т. XXI. – Л.: Изд-во ЛГУ, 1967. – 232 с.
24. Растительный мир Онежского озера / Отв. ред. С.В. Калесник; ред. изд. И.М. Распопов. – Л.: Наука, 1971. – 194 с.
25. Реакция экосистем озер на хозяйственное преобразование их водосборов / Отв. ред. В.Г. Драбкова. – Л.: Наука, 1983. – 240 с.

26. Состояние биоценозов озерно-речной системы Вуоксы / Отв. ред. И.С. Трифонова, В.П. Беляков. – СПб.: Изд-во НИИ химии СПбГУ, 2004. – 148 с.
27. Трансформация органического и биогенных веществ при антропогенном эвтрофировании озер / Отв. ред. В.Г. Дабкова, Е.А. Стравинская. – Л.: Наука, 1989. – 267 с.
28. Трифонова И.С. Состав и продуктивность фитопланктона разнотипных озер Карельского перешейка. – Л.: Наука, 1979. – 168 с.
29. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. – Л.: Наука, 1990. – 184 с.
30. Трифонова И.С., Афанасьева А.Л., Русанов А.Г. Трофическое состояние озер различных ландшафтов Карельского перешейка в современных условиях // Вода: химия и экология. – 2016. – № 7. – С. 3-8.
31. Эвтрофирование мезотрофного озера / Отв. ред. И.Н. Андроникова. – Л.: Наука, 1980. – 248 с.
32. Эколого-продукционные особенности озер различных ландшафтов Южного Урала / Отв. ред. В.Г. Дабкова. – Л.: Наука, 1978. – 212 с.
33. Drabkova V., Skvortsov V., Slepuchina T., Trifonova I. Long-term hydrobiological investigations on lakes in Northwest Russia // Managements of lakes and reservoirs during Global Climate Change. – Dordrecht, 1998. – P. 185-204.
34. Trifonova I. Oligotrophic-eutrophic succession of Lake phytoplankton / In F. Round (ed.): Algae and aquatic environment. – Bristol: Biopress, 1988. – P. 107-124.
35. Trifonova I., Pavlova O., Rusanov A. Phytoplankton as an indicator of water quality in the rivers of the Lake Ladoga basin and its relation to environmental factors // Arch. Hydrobiol. Suppl. – 2007. – Bd. 167, N. 3-4. – S. 527-549.

BIOINDICATION IN MONITORING OF ECOLOGICAL STATE OF LARGE AND SMALL LAKES (in connection to the 70th years of the Institute of Limnology RAS)

I.S. Trifonova

Institute of Limnology Russian Academy of Sciences. St. Petersburg, itrifonova@mail.ru

The history of creation of Laboratory for Lake Research, later transformed to the Institute of Lake Research of Academy of Sciences of the USSR and formation of G.Yu. Vereshchagin limnological school is shown. The development of bioindication in limnology from first descriptions of lakes, study of their fauna and flora to the complex researches including hydrological, hydrochemical and hydrobiological observations is traced. Russian limnology passed a long way from understanding of unity and interaction of the lake and its basin to the productional and balance researches of organic substance circulation. Article is prepared for the 70 Anniversary of Laboratory and the 45 Anniversary of the Institute of limnology of the Russian Academy of Sciences

Key words: Institute of limnology; lakes; monitoring; bioindication; history of investigations,

УДК 595.371.13

ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО УРОВНЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛИТОРАЛЬНОЙ ЗОНЫ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

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

Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, mstrifonova@outlook.com

Проведена оценка современного уровня биологического загрязнения донных сообществ макробеспозвоночных литоральной зоны Ладожского озера с использованием индексов концепции оценки рисков инвазий водных организмов. Большинство исследованных местообитаний можно охарактеризовать высокой степенью биологического загрязнения по всем использованным индексам, кроме таксономического индекса биологического загрязнения (ТСИ), что говорит о значительной роли инвазивных видов в сообществах. Наибольшему влиянию инвазивных видов подвержен южный район Ладожского озера.

Ключевые слова: Ладожское озеро, биологическое загрязнение, биологические инвазии, Gmelinoides fasciatus, Pontogammarus robustoides, Chelicorophium curvispinum, Micruropus possolskii.

Число неаборигенных беспозвоночных в различных частях мира увеличивается, приводя к структурным и функциональным изменениям экосистем-реципиентов. Анализ последствий этих изменений имеет чрезвычайно большое значение [2]. Для оценки экологических последствий вселения чужеродных видов была предложена система оценки

рисков инвазий водных организмов для внутренних водных путей Европы [6]. Данная система была протестирована для Ладожского озера [3].

В донных сообществах макробеспозвоночных литорали Ладожского озера обнаружено 4 инвазивных вида амфипод: 2 вида байкальского происхождения *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) [8] и *Micruropus possolskii* Sowinsky, 1915 [1], и 2 вида понто-каспийского происхождения *Pontogammarus robustoides* Sars, 1894 [7] и *Chelicorophium curvispinum* (G.O. Sars, 1895) [4]. Цель данной работы – оценить современный уровень биологического загрязнения литоральной зоны Ладожского озера с использованием индексов концепции оценки рисков инвазий водных организмов для внутренних водных путей Европы.

Для оценки уровня биологического загрязнения литоральной зоны Ладожского озера использовали материалы, полученные в ходе экспедиционных исследований, проведенных в 2014 г. по всему периметру Ладожского озера. Пробы отбирали в зарослях макрофитов на глубинах от 0,2 до 1 м при помощи пробоотборника Панова-Павлова [5] и дночерпателя Петерсена. Отобранные пробы промывали через капроновый газ с диаметром ячеек 0,125 мм и фиксировали 4 % формалином. В лаборатории пробы разбирали, выбранные организмы сортировали, подсчитывали, взвешивали на торсионных весах и фиксировали 70 % этиловым спиртом.

Использовались следующие индексы концепции оценки рисков инвазий водных организмов: 1) TCI (таксономический индекс биологического загрязнения «Taxonomic Contamination Index», соотношение числа таксонов нативных и чужеродных организмов); 2) ACI (индекс биологического загрязнения по численности «Abundance Contamination Index», соотношение численности чужеродных видов и суммарной численности сообщества); 3) BCI (индекс биологического загрязнения по биомассе «Biomass Contamination Index», соотношение биомассы чужеродных видов и суммарной биомассы сообщества); 4) IBC (интегральный индекс биологического загрязнения «Integrated Biological Contamination index», среднее арифметическое между TCI и ACI); 5) IBC2 (среднее арифметическое между TCI, ACI и BCI); 6) SBCI (индекс биологического загрязнения для данного местообитания «Site-specific Biocontamination Index», который определяется на основании комбинации индексов TCI и ACI); 7) SBCI2 (определяется на основании комбинации индексов TCI и BCI). Градации индексов SBCI и SBCI2 определяются в соответствии с табл. 1 [3].

Таблица 1. Градации индексов SBCI и SBCI2 в соответствии со значениями индексов TCI и ACI (BCI): 0 (биозагрязнение отсутствует), 1 (незначительное биозагрязнение), 2 (умеренное биозагрязнение), 3 (высокое биозагрязнение), 4 (тяжелое биозагрязнение).

TCI	ACI (BCI)				
	0	< 10 %	11–20 %	21–50 %	> 50 %
0	0	X	X	X	X
< 10 %	X	1	2	3	4
11–20 %	X	2	2	3	4
21–50 %	X	3	3	3	4
> 50 %	X	4	4	4	4

Большинство исследованных местообитаний можно охарактеризовать высокой степенью биологического загрязнения по всем использованным индексам, кроме таксономического индекса биологического загрязнения (TCI). В табл. 2 приведены статистические оценки числа нативных и инвазивных групп и индексов, характеризующих уровень биологического загрязнения в литоральных местообитаниях Ладожского озера в 2014 г. По индексу TCI большинство местообитаний характеризуются умеренным биологическим загрязнением. По сравнению с предыдущими исследованиями [3], среднее значение этого индекса увеличилось в связи с обнаружением нового для Ладожского озера инвазивного вида *M. possolskii* [1]. Однако среднее количество инвазивных групп не

изменилось, т.к. распространение нового вида ограничено небольшим количеством местообитаний.

Таблица 2. Статистические оценки числа нативных (NNG) и инвазивных (NAG) групп бентосных беспозвоночных и индексов, характеризующих уровень биологического загрязнения в литоральных местообитаниях Ладожского озера в 2014 г.

	NNG	NAG	TCI	ACI	BCI	IBC	IBC2	SBCI	SBCI2
Min-max	2-14	0-3	0-33	0-94	0-85	0-56	0-63	0-4	0-4
Среднее арифмет.	9	1	14	34	34	24	27	3	3
станд.откл	2,65	0,79	8,77	31,75	30,51	18,70	21,75	1,36	1,33
дисперсия	7,02	0,63	76,92	1007,93	930,84	349,79	472,91	1,84	1,77
медиана	9	1	11	30	34	23	28	3	3

Значения индексов биологического загрязнения по численности (ACI) и по биомассе (BCI) для большинства исследованных местообитаний в 2014 г. снизились по сравнению с предыдущими исследованиями. Такая же динамика прослеживается и для интегральных индексов биологического загрязнения (IBC и IBC2). Это связано со снижением доли инвазивных организмов в общей численности и биомассе бентоса исследованных местообитаний. В 2014 г. на долю чужеродных видов приходилось 34% численности и 34% биомассы всех макробеспозвоночных, когда в 2006 г. эти же значения составляли 43% и 50% соответственно. Однако это снижение не привело к изменению степени биологического загрязнения по данным индексам, что позволяет сделать вывод о том, что чужеродные амфиподы продолжают играть значительную роль в бентосных сообществах литоральных местообитаний Ладожского озера.

Индексы биологического загрязнения для данного местообитания (SBCI и SBCI2) характеризуют биологическое загрязнение литоральной зоны Ладожского озера как высокое. Однако данные по биологии и экологии чужеродных видов в Ладожском озере не позволяют сделать вывод о неблагоприятном экологическом статусе водоема [3].

Средние значения индекса биологического загрязнения для данного местообитания (SBCI) для различных районов Ладожского озера представлены в табл. 3. Наибольшему влиянию инвазивных видов подвержен южный район Ладожского озера. Его биологическое загрязнение по SBCI и SBCI2 оценивается как тяжелое. В этом районе встречаются 3 инвазивных вида: *G. fasciatus*, *P. robustoides* и *C. curvispinum*. Западный район характеризуется высоким биологическим загрязнением. Здесь обнаружено 2 вида-вселенца: *G. fasciatus* и *M. possolskii*. Шхерный, восточный районы и остров Валаам характеризуются умеренным биологическим загрязнением. В местообитаниях этих районов встречен только один инвазивный вид – *G. fasciatus*.

Таблица 3. Средние значения индекса биологического загрязнения для данного местообитания (SBCI) для различных районов Ладожского озера. 0 (биозагрязнение отсутствует), 1 (незначительное биозагрязнение), 2 (умеренное биозагрязнение), 3 (высокое биозагрязнение), 4 (тяжелое биозагрязнение).

	Южный	Западный	Шхерный	Валаам	Восточный
SBCI	4	3	2	2	2

1. Барбашова М.А., Малявин С.А., Курашов Е.А. Находка байкальской амфиподы *Micrurorus possolskii* Sowinsky, 1915 (Amphipoda, Crustacea) в Ладожском озере // Российский Журнал Биологических Инвазий. – 2013. – № 3. – С. 16-23.

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

3. Курашов Е.А., Барбашова М.А., Барков Д.В., Русанов А.Г., Лаврова М.С. Инвазивные амфиподы как фактор трансформации экосистемы Ладожского озера // Российский журнал биологических инвазий. – 2012. – № 2. – С. 87-104.

4. Курашов Е.А., Барбашова М.А., Панов В.Е. Первое обнаружение понто-каспийской инвазивной амфиподы *Chelicorophium curvispinum* (G. O. Sars, 1895) (Amphipoda, Crustacea) в Ладожском озере // Российский журнал биологических инвазий. – 2010. – № 3. – С. 62-72.

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

6. Arbačiauskas K., Semenchenko V., Grabowski M., Leuven R.S.E.W., Paunović M., Son M., Csányi B., Gumuliauskaitė S., Konopacka A., van der Velde G., Vezhnovetz V., Panov V. Assessment of biological contamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways // Aquatic Invasions. – 2008. – N 3. – P. 206–224.

7. Kurashov E.A., Barbashova M.A. First record of the invasive Ponto-Caspian amphipod *Pontogammarus robustoides* G.O. Sars, 1894 from Lake Ladoga, Russia // Aquatic Invasions. – 2008. – Vol. 3, N 2. – P. 253-256.

8. Panov V.E. Establishment of the Bai kalian endemic amphipod *Gmelinoides fasciatus* in Lake Ladoga // Hydrobiologia. – 1996. – Vol. 322. – P. 187-192.

ASSESSMENT OF THE CURRENT LEVEL OF BIOLOGICAL CONTAMINATION OF LAKE LADOGA LITTORAL ZONE

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

Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, mstrifonova@outlook.com

We assessed the current level of biological contamination of benthic macroinvertebrate communities of Lake Ladoga littoral zone with the indices of the concept of assessing the risks of invasions of aquatic organisms. Most of the studied habitats had a high degree of biological contamination by all used indices, excepting the taxonomic index of biological contamination (TCI). This indicates the significant role of invasive species in communities. The southern region of Lake Ladoga is the most influenced by invasive species.

Keywords: Lake Ladoga, biological contamination, biological invasions, Gmelinoides fasciatus, Pontogammarus robustoides, Chelicorophium curvispinum, Micrurus possolskii.

УДК 599.745.31

КОЛЬЧАТАЯ НЕРПА (*Pusa hispida ladogensis*) КАК ИНДИКАТОР СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

В.И. Уличев¹, И.С. Труханова²

¹ *Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, ulich@inbox.ru; ² СПбОО «Биологи за охрану природы», г. Санкт-Петербург, irina_trukhanova@yahoo.com*

При оценке состояния экосистемы Ладожского озера необходимо учитывать продуктивность сообществ водоёма: биомассу гидробионтов на каждом трофическом уровне; их взаимодействие с другими группами организмов на всех уровнях. Ладожская кольчатая нерпа (*Pusa hispida ladogensis*) – эндемичный подвид кольчатой нерпы, является консументом высшего порядка, и за свою долгую жизнь накапливает значительное количество поллютантов в своём организме. Поэтому нерпы могут служить биоиндикаторами локальных загрязнений и антропогенных изменений, происходящих в водоёме и оказывающих влияние на биологические сообщества, а также биоиндикаторами общего состояния экосистемы Ладоги в долгосрочной перспективе.

Ключевые слова: кольчатая нерпа, Ладожское озеро, экосистема, трофический уровень, биоиндикатор, поллютанты, факторы среды

Ладожская нерпа (*Pusa hispida ladogensis*) – эндемичный подвид кольчатой нерпы, занесенный в Красную Книгу Российской Федерации. Она занимает верхний трофический уровень в экосистеме озера и за свой продолжительный жизненный цикл накапливает значительное количество поллютантов в своём организме, что в свою очередь приводит к физиологическим и популяционным последствиям, которые относительно доступны для регистрации при проведении мониторинговых и учетных работ. Поэтому нерпы могут служить биоиндикаторами локальных загрязнений и антропогенных изменений,

происходящих в водоёме, а также биоиндикаторами общего состояния экосистемы Ладоги в долгосрочной перспективе. Мониторинг здоровья популяции кольчатой нерпы, а также внутривидовых процессов, включая миграции, смертность, репродуктивный успех, может позволить выявлять изменения в экосистеме озера на ранних этапах их становления.

Для оценки возможности использования кольчатой нерпы в качестве вида-индикатора в экосистеме Ладожского озера, проведён ретроспективный анализ накопленных данных по биологии и экологии ладожской нерпы. Описаны основные абиотические и антропогенные факторы, оказывающие влияние на распространение, питание и репродуктивный успех подвида. Приведен перечень прямых и косвенных признаков негативных тенденций в популяции ладожской нерпы, которые могут свидетельствовать о негативных процессах, происходящих в экосистеме озера в целом.

Кольчатая нерпа, как любой другой организм, существует в условиях комплексного влияния множества экологических факторов, как природных, так и антропогенных. Эти факторы изменяются с течением времени и в пространстве, определяя тем самым внутривидовые тенденции рождаемости и смертности, а также особенности питания, распределения плотности популяции и перемещений нерпы в Ладожском озере от сезона к сезону.

Ладожская кольчатая нерпа, являясь типичным представителем арктической фауны, обитает на самой южной границе ареала вида и, следовательно, крайне чувствительна к изменениям в температурном режиме, особенно в наиболее критический этап своего жизненного цикла – в период размножения. Для ластоногих, которые размножаются на льдах, длительность периода лактации и выкармливания потомства строго зависит от ледовых условий [9]. Ладожская нерпа, которая нуждается в подходящем ледовом субстрате для отдыха, щенки и линьки, может быть особо чувствительна к изменениям в площади ледового покрова [17]. К примеру, более раннее вскрытие водоема весной в совокупности с меньшей глубиной снежного покрова и недостаточной толщиной льда может приводить к более низкому уровню выживаемости щенков нерпы, как было подтверждено рядом исследователей в Арктике [8, 10]. Плохие ледовые условия, по данным Harwood et al. [11], имеют корреляцию с низкими индексами упитанности у кольчатой нерпы и могут приводить к снижению уровня овуляции у самок до 50 % в экстремальные годы. Позднее становление льда в совокупности с малой толщиной снегового покрова (менее 32 см по данным Ferguson et al. [8]) может негативно сказываться на успешности устройства щенных логовищ, обеспечивающих в дальнейшем защиту для новорожденных щенков от отрицательных температур и хищников в период лактации [15]. В случае затяжной осени и позднего становления льда у тюленей может происходить дополнительная задержка имплантации, то есть беременность наступает позже, также как и роды, что в условия умеренного климата и раннего вскрытия водоема может иметь пагубные последствия для приплода [16]. Ладожское озеро полностью покрывается льдом не каждую зиму: в период с 1947 по 2012 год только в 36 случаях из 66 ледовитость озера достигала 100 %. Показано, что в настоящее время доля мягких зим возрастает со скоростью 0,03 % в год [17]. Неблагоприятная ледовая обстановка, ограниченная площадь подходящих для размножения мест [18] и раннее вскрытие озера может приводить к снижению выживаемости щенков тюленей [5] и росту количества недокормленных щенков, оказывающихся на берегу.

Напротив, затяжная весна с поздним вскрытием озера и поздним таянием льда может приводить к кормовому стрессу у кольчатой нерпы. Позднее вскрытие озера сдвигает сроки цветения фитопланктона и, как следствие, сроки размножения планктофагов и мелких видов рыб. Это может вызвать задержку в росте и развитии щенков первого года, только приступивших к самостоятельному кормлению, а также отразиться на упитанности взрослых особей [17].

Недостаток объектов питания ведет к использованию жировых запасов, в результате чего происходит мобилизация накопленных в организме загрязняющих веществ, включая органохлориды, бромиды и полиароматические кислоты [14]. По данным ряда исследований

[2, 7, 12, 13] в подкожной жировой клетчатке, лимфотических узлах и ряде внутренних органов ладожской нерпы наблюдается высокое содержание высокотоксичных веществ, включая гексахлорциклогексан, ряд метаболитов ДДТ, альдрин, что сказывается на общем состоянии иммунной системы животных. Часть этих соединений была обнаружена в высоких концентрациях в приповерхностных водах озера [1]. В работах Н.В. Медведева и соавторов [3] сообщается о высоких содержаниях тяжелых металлов в волосяном покрове щенков и взрослых животных, что может свидетельствовать, в общем, о существенных поступлениях загрязнителей в акваторию озера.

Изменения уровня воды в Ладожском озере, связанные с количеством осадков и спецификой весеннего таяния льдов, определяют перераспределение мест весенней линьки животных, а также районов нагула. Так, весной 2017 г. уровень воды в шхерном районе был на 56 см выше, по сравнению с двумя предыдущими годами, каменистые отмели луды в районе острова Райпатсаари, которые нерпы обычно используют для линных залёжек, оказались затопленными (устное сообщение В.И. Уличева).

Результаты анализа температурного режима на Ладожском озере [17] показал наличие тенденции к уменьшению суммы отрицательных температур, что является одной из основных причин уменьшения ледовитости озера и средней толщины ледового покрова. Изменение температурного режима может спровоцировать развитие различных вирусных и бактериологических заболеваний, встречающихся в популяциях морских млекопитающих. По данным наблюдений за залежками нерпы на островах Валаамского архипелага [6], в период с 2001 по 2009 годы среди залегающих особей находилось от 10 до 20 % животных с поражениями кожных покровов – язвами и пятнами. В 2011-2012 годах, по сообщениям рыбаков из Карелии, похожие следы (розовые концентрические пятна) были обнаружены на шкуре свежих выброшенных на берег трупов. Патоген, вызывающий наблюдаемые поражения кожи нерпы, до настоящего времени достоверно не идентифицирован, однако, по мнению специалистов, может являться вирусом тюленьей оспы (устное сообщение Н.В. Медведева).

Таким образом, мониторинг упитанности животных (измерение толщины подкожного жирового слоя у животных, погибших в сетях, измерение размерно-весовых характеристик живых тюленей в природе) может свидетельствовать о состоянии кормовой базы и доступности основных объектов питания для тюленей. Как следствие можно судить об устойчивости использования рыбопромысловых запасов отдельных видов рыб на озере, а также качестве водной среды в целом.

Наблюдение тюленей на залежках с использованием фото- и видео-аппаратуры высокого разрешения [4] является действенным способом для обнаружения признаков кожных заболеваний у отдельных особей. Специфика, а также степень распространенности подобных симптомов позволит сделать вывод о токсикологическом благополучии экосистемы озера, а также распространенности патогенов. Отбор проб тканей у мертвых животных, а также сбор биологического материала (шерсть, фекалии) с мест залегания нерпы и последующий лабораторный анализ предоставит сведения о содержании загрязняющих веществ, в том числе тяжелых металлов и органохлоридов, в различных звеньях пищевой цепи озера.

Учет тюленей в период размножения, включая учет живого приплода, а также щенков погибших, в первые месяцы жизни, не только предоставляет данные об общей численности и репродуктивном потенциале популяции, но и определяет степень пригодности климатических условий и качества кормовой базы для воспроизводства кольчатой нерпы. Низкие показатели воспроизводства будут свидетельствовать о негативных процессах, протекающих на различных трофических уровнях, а также косвенно укажут на наличие источников негативного воздействия, как природного, так и антропогенного происхождения на экосистему Ладожского озера.

1. Дробкова В.Г. Экологические проблемы Ладожского озера // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее. – СПб.: Наука, 2002. – С. 8-15.

2. Ивантер Э.В., Медведев Н.В., Паничев Н.А. Содержание тяжелых металлов в организме ладожской кольчатой нерпы // Экология. – 1998. – № 2. – С. 116-120.
3. Медведев Н.В., Ситля Т., Морозов А.К. Возрастные особенности накопления тяжелых металлов в организме ладожской кольчатой нерпы (*Phoca hispida ladogensis*) // Морские млекопитающие Голарктики: сборник научных трудов. – Суздаль, 2012. – С. 63-67.
4. Уличев В.И., Дудакова Д.С., Дудаков М.О., Труханова И.С. Возможное применение технических средств дистанционного зондирования для изучения ладожской кольчатой нерпы (*Pusa hispida ladogensis*) // Морские млекопитающие Голарктики : Сб. тез. докл. IX Междунар. конф., Астрахань, 31 октября – 5 ноября 2016 г. – Астрахань: ООО «Совет по морским млекопитающим», 2016. – С. 90.
5. Jussi M. et al. Decreasing ice coverage will reduce the breeding success of Baltic Grey Seal (*Halichoerus grypus*) females // *Ambio*. – 2008. – Vol. 37 (2). – P. 80-85.
6. ECOS. Conservation of the Ladoga seal population, Russia: final report / Second Rufford Small Grant for Nature Conservation. – Petrozavodsk, Karelia, 2007. – 27 p.
7. Kostamo A. et al. EOX and organochlorine compounds in fish and ringed seal samples from Lake Ladoga, Russia // *Chemosphere*. – 2000. – Vol. 41 (11). – P. 1733-1740.
8. Ferguson S.H. et al. Climate change and ringed seal (*Phoca hispida*) recruitment in western Hudson Bay // *Marine Mammal Science*. – 2005. – V. 21(1). – P. 121-135.
9. Forcada J. Distribution / A. Fjalling // *Encyclopedia of Marine Mammals* / W.F. Perrin, B. Würsig, J.G.M. Thewissen (eds.). – Academic Press, 2002. – P. 327–333.
10. Giles K.A., Laxon S.W., Ridout A.L. Circumpolar thinning of Arctic sea ice following the 2007 record ice extent minimum // *Geophysical Research Letters*. – 2008. – V. 35. – P. L22502.
11. Harwood L.A., Smith T.G., Melling H. Variation in reproduction and body condition of the ringed seal (*Phoca hispida*) in western Prince Albert Sound, NT, Canada, as assessed through a harvestbased sampling program // *Arctic*. – 2000. – V. 53. – P. 422–431.
12. Medvedev N., Panichev N., Hyvärinen H. Environmental toxicants in the Ladoga ringed seal // First International Lake Ladoga Symposium. St. Petersburg. – 1993. – P. 39.
13. Medvedev N., Panichev N., Hyvärinen H. Levels of heavy metals in seals of Lake Ladoga and the White Sea // *The Science of the Total Environment*. – 1997. – V. 206 (2-3). – P. 95-105.
14. Moore S.E. Marine mammals as ecosystem sentinels // *Journal of Mammology*. – 2008. – V. 89. – P. 534–540.
15. Sipilä T. Conservation biology of Saimaa ringed seal (*Phoca hispida saimensis*) with reference to other European seal populations : PhD dissertation thesis. – Finland: University of Helsinki, 2003. – 40 p.
16. Trites A.W., Antonelis J.A. The influence of climatic seasonality on the life cycle of the Pribilof Northern Fur Seal // *Marine Mammal Science*. – 1994. – V. 10. – P.311-324.
17. Trukhanova I.S. The Ladoga ringed seal (*Pusa hispida ladogensis*) under changing climate conditions // *Russian Journal of Theriology*. – 2013. – Vol. 12(1). – Pg. 41-48.
18. Trukhanova I.S., Gurarie E., Sagitov R.A. Spring density and distribution of Ladoga ringed seals (*Pusa hispida ladogensis*) // *Arctic*. – 2013. – Vol. 66, N 4. – P. 417-428.

RINGED SEAL (*Pusa hispida ladogensis*) AS AN INDICATOR OF THE STATE OF THE LAKE LADOGA ECOSYSTEM

V.I. Ulichev¹, I.S. Trukhanova²

¹*Institute of Limnology RAS, St. Petersburg, ulich@inbox.ru; ²SPbCPO “Biologists for Nature Conservation”, irina_trukhanova@yahoo.com*

When assessing the state of the Lake Ladoga ecosystem, it is necessary to take into account the productivity of the lake communities: the biomass of hydrobionts at each trophic level; their interaction with other groups of organisms at all levels. The Ladoga ringed seal (*Pusa hispida ladogensis*) is an endemic subspecies of the ringed seal, an apex predator that during its long life span accumulates a significant amount of pollutants in its body. Therefore, seals can serve as bioindicators of local pollution and anthropogenic impact occurring in the lake and affecting biological communities, as well as bioindicators of the overall state of the Ladoga ecosystem in the long term.

Keywords: ringed seal, Lake Ladoga, ecosystem, trophic level, bioindicator, pollutants

УДК 574.587.632. (282)

**МАКРОЗООБЕНТОС ВЕРХНЕГО И СРЕДНЕГО ТЕЧЕНИЯ Р. УРАЛ
И ПРИТОКОВ НА УЧАСТКАХ, ПОДВЕРЖЕННЫХ ХРОНИЧЕСКОМУ
АНТРОПОГЕННУМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ**

Е.И. Филинова

Саратовское отделение ФГБНУ «ГосНИОРХ», г. Саратов, e.filinowa@yandex.ru

Исследования макрозообентоса в верхнем и среднем течении р. Урал и некоторых его притоках проведены в 2012 – 2016 гг. Установлено обеднение донной фауны, изменение общих показателей и структуры численности и биомассы макрозообентоса на участках поступления в водотоки недостаточно очищенных промышленных и бытовых сточных вод и диффузных стоков с сельскохозяйственных угодий.

Ключевые слова: макрозообентос, реки, численность, биомасса, структура, недостаточно очищенные стоки.

Исследовали макрозообентос р. Урал и притоков: первого порядка – р. Сакмара (на участке слияния с р. Урал), второго порядка – р. Сухая Губерля, третьего порядка – р. Дунайка, р. Блява, ручьи Ялангас и Шарля, принимающих недостаточно очищенные промышленные и бытовые стоки, и диффузные стоки с сельскохозяйственных угодий. Пробы макрозообентоса отбирали выше и ниже источников загрязнения.

Исследуемый участок гидрографической сети р. Урал относится к категориям «загрязненных» и «сильно загрязненных» [4].

Анализ воздействия на донную фауну недостаточно очищенных бытовых сточных вод г. Оренбурга, поступающих в р. Урал по правому берегу, выявил резкое снижение рассматриваемых количественных показателей развития макрозообентоса на створе выхода стоков по сравнению с контрольным участком (рис.).

В 100 м ниже источника загрязнения в р. Урал поступают воды правобережного притока – р. Сакмара. Количественные показатели развития макрозообентоса в устье р. Сакмара выше на порядок по сравнению с местом выпуска стоков, но значительно уступают показателям, характеризующим макрозообентос контрольного створа (рис.). На удалении 500 м от источника загрязнения отмечается тенденция к восстановлению численности, биомассы и видового богатства донной макрофауны, в том числе и под влиянием вод притока. Снижение этих показателей на аналогичном типе донных грунтов на расстоянии 1000 м заставляет предположить наличие «краевого эффекта» на створе 4 как следствие слияния двух крупных водотоков (в створе слияния среднегодовой сток р. Урал 107 м³/сек и р. Сакмара 146 м³/сек).

Поскольку особенностью двух крупных рек – Урала и Сакмары является неравномерность годового стока – около 80 % приходится на паводковый период [6] экологическая ситуация на рассматриваемом участке весной и в межень значительно отличается. В р. Урал весной, с увеличением стока разница количественных показателей развития донных сообществ на контрольном участке (1) и на участках до 500 м ниже источника загрязнения (2, 4) нивелируется вследствие заноса с дрейфом донных гидробионтов из расположенных выше по течению участков и снижения токсичности бытовых стоков разбавленных паводковыми водами. В устьевом участке р. Сакмара (створ 3) в паводок видовое богатство и количественные показатели развития макрозообентоса снижаются за счет всех групп донных макробеспозвоночных, так как с увеличением мощности потока воды усиливается подвижность донных грунтов, происходит размывание илистых отложений и глинистых берегов, повышается мутность воды выносимой в принимающий водоток.

В рассматриваемом случае определение границ зоны влияния сточных вод на макрозообентос осложнилось, во-первых, впадением в р. Урал в 100 м ниже источника загрязнения крупного притока, во-вторых, разнородностью донных грунтов на сравниваемых створах.

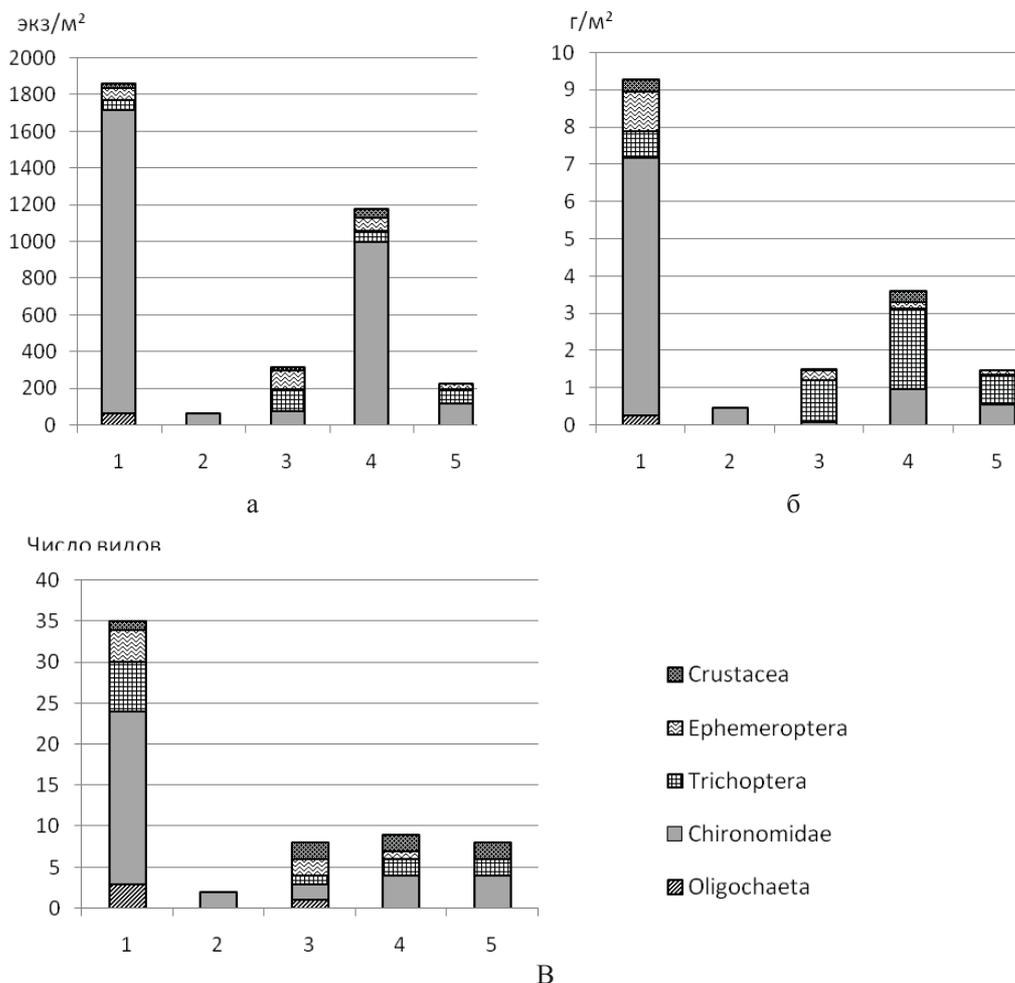


Рисунок. Структура численности (а) и биомассы (б), видовая представленность основных таксономических групп макрозообентоса (в) в р. Урал (1,2,4,5) и р. Сакмара (3) в среднем за сезон; расположение створов:

1 – контрольный, в 500 м выше выпуска недостаточно очищенных бытовых сточных вод г. Оренбурга;

2 – выпуск сточных вод,

3 – устье р. Сакмары, в месте слияния с р. Урал, в 100 м ниже выхода сточных вод,

4 – 500 м ниже выпуска сточных вод и в 400 м ниже слияния двух рек,

5 – 1000 м ниже выпуска сточных вод.

В исследованных нами малых водотоках – руч. Ялангас и руч. Шарля, на участках выхода коллекторов недостаточно очищенных промышленных стоков, а так же в р. Дунайка ниже поступления в нее неконтролируемых диффузных стоков с овощеводческих угодий донные беспозвоночные отсутствовали. Данные водотоки практически превратились в сточные канавы и утратили хозяйственное значение. Поступая в принимающие реки эти водотоки оказывают негативное влияние на гидробиоценозы. На участке р. Блява ниже впадения руч. Шарля, а так же в р. Сухая Губерля ниже впадения руч. Ялангас и р. Дунайки отмечались признаки деградации макрозообентоса по сравнению с расположенными выше

по течению контрольными участками – снижение видового богатства и общих показателей численности и биомассы.

Проведенные исследования макрозообентоса свидетельствуют о значительной антропогенной нагрузке на водотоки Оренбургской области.

На неблагоприятные экологические условия для обитания донной фауны в р. Урал и притоках ниже промышленных центров указано в источниках литературы [1, 2, 5]. Отмечалось значительное снижение видового разнообразия и показателей количественного развития макрозообентоса ниже по течению от поступающих в водотоки сточных вод. И.Ю. Ивановой [3] проведена оценка качества донных отложений водотоков и водоемов Оренбургской области с применением метода биотестирования. Исследования хронической токсичности донных отложений рек Урала и Сакмары выявили стойкую зону загрязнения в районе Оренбурга (наблюдалась 100 % гибель тест-организмов и снижение репродуктивных показателей).

Как показали проведенные нами исследования, при вариативности экотопических условий исследуемых участков в предполагаемой зоне влияния стоков, прямое сравнение показателей, характеризующих состояние донных сообществ с контрольными участками, расположенными непосредственно выше источника загрязнения не корректно. В таких случаях в качестве контрольных правомерно использовать типизированные фоновые участки характерные для водотоков исследуемого региона.

Таким образом, при выявлении зон антропогенно нарушенных донных сообществ необходимо учитывать как биотопическую неоднородность исследуемых водотоков, так и их региональную специфику.

1. *Гидробиология среднего течения реки Урала* / Под ред. В.С. Драбкина. – Челябинск: Юж.-Урал. кн. изд-во, 1971. – 103 с.

2. *Жгарева Н.Н., Иванова И.Ю., Соловых Г.Н., Кольчугина Г.Ф.*, Сравнительный анализ структуры донных беспозвоночных верховьев рек Блявы и Кураганки Оренбургской области // *Известия Оренбургского государственного аграрного университета*. – 2011. – Т. 3, Вып. № 31-1. – С. 318-321.

3. *Иванова И.Ю.* Экологическая оценка качества донных отложений водотоков и водоемов Оренбургской области : Автореф. ... канд. биол. наук. – 2009. – 28 с.

4. Обзор состояния и загрязнения окружающей среды Оренбургской области / Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации; Росгидромет «Приволжское управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. – Оренбург, 2015. – 48 с.

5. *Томилина И.И., Иванова И.Ю., Жгарева Н.Н., Шивелев С.Н., Рабкин К.И.*, Оценка качества донных отложений малых рек Оренбургской области с использованием элементов триадного подхода // *Известия Оренбургского государственного аграрного университета*. – 2008. – Т. 1, Вып. № 17-1. – С. 2012-2014.

6. *Чибилев А.А.* Бассейн Урала: история, география, экология. – Екатеринбург: УрО РАН, 2008. – 312 с.

MACROZOBENTOS OF THE MIDDLE FLOW OF URAL RIVER AND THE INFLUENCES IN THE SITES SUBJECTED TO THE CHRONIC INFLUENCE OF THE INSUFFICIENTLY PURIFIED RUNOFFS OF INDUSTRIAL CENTERS

E.I. Filinova

FSBSI «GosNIORH», Saratov Department, e.filinowa@yandex.ru

Studies of macrozoobenthos in the upper and lower flow of the Ural River and some of its tributaries were conducted in 2012-2016. Reduced the number of species of the bottom fauna, a change in the overall indicators and structure of abundance and biomass, in the areas affected by insufficiently purified industrial and domestic wastewater and the introduction of diffuse effluents from agricultural lands have been established.

Key words: macrozoobenthos, rivers, abundance, biomass, structure, insufficiently purified effluent.

УДК: [556.55:574](478)

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ И БИОИНДИКАЦИЯ КУЧУРГАНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА-ОХЛАДИТЕЛЯ МОЛДАВСКОЙ ГРЭС

С.И. Филипенко

ПГУ им. Т.Г. Шевченко, г. Тирасполь, Приднестровье, zoologia_pgu@mail.ru

Кучурганское водохранилище-охладитель Молдавской ГРЭС относится к водохранилищам с оборотной системой охлаждения, в связи с чем подвержено усиленному антропогенному воздействию. Помимо термофикации, для водоема характерна высокая степень минерализации, загрязнение металлами, зарастание макрофитами и высокий уровень эвтрофирования. Актуальным является поиск методов биоиндикации, применимых для водоемов-охладителей с оборотной системой охлаждения. Существующие методы биомониторинга необходимо применять с учетом особенностей гидрологии, географического положения и типа исследуемого водоема.

Ключевые слова: водоем-охладитель, экологические проблемы, биоиндикация.

Кучурганское водохранилище расположено на границе Приднестровья и Украины и с 1964 г. является водоемом-охладителем Молдавской ГРЭС с оборотной системой водоснабжения, с проектной мощностью 2,52 ГВт.

Зарегулирование водоема и постепенное наращивание мощности Молдавской ГРЭС существенно повлияли, в первую очередь, на его физико-гидрохимические особенности. Термофикация водохранилища-охладителя способствовала изменению количественных параметров ряда абиотических факторов – растворенных газов, биогенных элементов и органического вещества, ионного состава и минерализации воды, а так же к увеличению скорости оборачиваемости основных питательных элементов (азота, фосфора), накоплению и превращению органических веществ.

Изменение термического режима водоема в совокупности с отсутствием проточности (водообмен осуществляется принудительно), привели к увеличению испарения с водной поверхности и, как следствие, к интенсификации процессов минерализации и концентрации основных показателей солевого состава воды водохранилища [8]. В настоящее время наблюдается кумулятивный эффект минерализации водоема. Если в 80-е годы прошлого столетия, когда станция работала на полную мощность, в нижнем участке водоема уровень минерализации не превышал 800 мг/л, в 1990-е годы – 1200 мг/л, то в последние годы он находится в интервале 1600-1900 мг/л более чем в 85 % случаев [5] (табл.).

Таблица. Диапазон колебаний концентраций главных ионов и минерализации по участкам Кучурганского водохранилища-охладителя за 2011-2015 гг., мг/л

Участки	SO ₄ ⁻²	HCO ₃ ⁻ + CO ₃ ⁻²	Cl ⁻	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺ +K ⁺	Минерализация
Верхний	695-2020	191-265	347-399	104-114	125-139	315-1004	1817-3827
Средний	602-799	186-226	296-396	100-108	98-142	276-360	1799-2025
Нижний	480-775	196-225	248-360	100-110	88-135	212-347	1351-1954

Наиболее минерализованным является верхний участок водохранилища, к нижнему ее степень уменьшается, т.к. здесь расположены зоны кольцевого течения и принудительного водообмена (ежегодно в водохранилище закачивается до 20 млн. м³ днестровской воды из протоки Турунчук).

Начиная с 1990-х годов сокращения объемов вырабатываемой МГРЭС электроэнергии с одной стороны, привело к снижению среднегодовой температуры воды, с другой – к снижению интенсивности циркуляции водных потоков в водоеме. Нерегулярная и недостаточная по объему смена воды в водоеме-охладителе способствовала его дальнейшему органо-минеральному загрязнению и нарушению процессов самоочищения воды.

Нарушение гидрологического режима и эвтрофикация водохранилища привели к частому, в летнее время, развитию синезеленых водорослей и, как следствие, появлению в воде токсических соединений и большого количества органических веществ. Возникает дефицит растворенного кислорода, который расходуется на дыхание водорослей и разложение отмершей органической массы. Недостаток кислорода приводит к летним

заморам гидробионтов, а также тормозит процессы самоочищения и минерализации органического вещества.

Экологическая ситуация на водохранилище еще более осложнилась из-за прекращения нормативного вселения рыб биомелиораторов, снижения объемов работ по искусственному разведению аборигенных промысловых видов рыб, а также из-за нерегулируемого лова их производителей. Ихтиофауна Кучурганского водохранилища практически потеряла свое рыбохозяйственное значение [3].

Функционирование МГРЭС способствовало загрязнению воды водоема-охладителя ванадием, молибденом, никелем, кадмием, марганцем, а донных отложений также свинцом, цинком и медью. Увеличение концентраций металлов в воде и донных отложениях привело к росту их накопления в тканях растений, беспозвоночных и позвоночных животных водохранилища, включая рыб, в тканях которых в 15-75% случаев концентрация Al, Pb, Cd, Ni, Cu, Zn превышает установленные нормативы для рыбопродуктов [1].

Источником повышенной экологической опасности для акватории водохранилища и прилегающих территорий остаются золошлаковые отвалы МГРЭС, которые загрязняют воздушную и водную среду, оказывают негативное влияние на здоровье жителей близлежащих населенных пунктов, природные и агроэкосистемы [4]. Решение этой проблемы усугубляется расположением отвалов на территории Украины.

Термофикация Кучурганского водохранилища способствовала его интенсивному эвтрофированию, что привело к постоянному увеличению содержания соединений азота, фосфора и органических веществ, которые при наличии других благоприятных абиотических факторов (освещенность, прозрачность, температура и др.) способствуют массовому развитию в водохранилище первичных продуцентов, в том числе и макрофитов. В последние годы в составе водной флоры Кучурганского водохранилища отмечены 16 видов из 12 семейств: роголистник погруженный, водокрас лягушачий, валлиснерия спиральная, сусак зонтичный, ряски малая и тройчатая, наяда морская, тростник южный, рогоз широколистный, рдесты курчавый, гребенчатый и пронзеннолистный, уруть колосистая, сальвиния плавающая, телиптерис болотный, ирис болотный [6]. В настоящее время Кучурганское водохранилище подвержено интенсивному зарастанию высшей водной растительностью, среди которой из погруженной доминирует рдест курчавый (занимая около 80 % площади водного зеркала открытой акватории нижнего и верхнего участков водохранилища), а из надводной – тростник южный. Водохранилище характеризуется умеренной степенью зарастания тростником, общая площадь зарастания которым составляет 498 га, или 19 % всей площади водоема-охладителя Молдавской ГРЭС. Кучурганское водохранилище способно продуцировать от 14 940 до 17 430 т фитомассы тростника, в период активной его вегетации. Площадь зарастания водоема-охладителя погруженной водной растительностью в настоящее время составляет около 1280 га, в том числе: низовья – 950 га; средний участок – 200 га; верховья – 130 га. Продукция биомассы макрофитов составляет более 58 тысяч тонн [7].

Чрезмерное развитие водных растений в водохранилище стимулирует массовое размножение брюхоногих моллюсков – переносчиков возбудителей опасных паразитарных заболеваний домашних животных и человека. Среди водоемов бассейна Днестра Кучурганское водохранилище выделяется богатым видовым составом зоопаразитофауны, в частности рыб, которая включает около 370 видов. В регионе существует постоянный риск заражения людей и животных гельминтами от рыб, добываемых в водохранилище [3]. Сложившаяся экологическая ситуация негативно отражается и на состоянии ихтиоценоза водохранилища, в котором в настоящее время обитает 40 видов рыб, относящихся к 12 семействам [2]. Хотя ихтиофауна водоема и богата в видовом отношении, количественно доминируют непромысловые виды рыб – уклейка, атерина, верховка, красноперка, окунь, густера.

Актуальной экологической проблемой Кучурганского водохранилища стало вселение чужеродных видов. Особую тревогу вызывает массовое развитие в последние годы в

водохранилище солнечного окуня, который негативно влияет на туводную промысловую ихтиофауну. В проводимых нами контрольных ловах доля солнечного окуня в ихтиоценозе Кучурганского водохранилища возросла с 0,5 в 2008 г. до 13,8 % в 2015 г. В 2016 г. нами [9] в Кучурганском водохранилище впервые отмечен новый инвазивный вид – голландский краб *Rhithropanopeus harrisi tridentata*.

Для оценки экологического состояния Кучурганского водохранилища до настоящего времени в основном применялись методы биоиндикации, основанные на применении макрозообентоса, рефе зоопланктона, фитопланктона и макрофитов.

Биоиндикационная оценка экологического состояния Кучурганского водохранилища по зоопланктону рассчитывалась нами по индексу сапробности Пантле и Букка, который составляет 1,6-1,7 и характеризует водохранилище как *b*-мезосапробный водоем.

На основании исследований донной фауны водохранилища возможными и наиболее приемлемыми методами оценки его экологического состояния нами были использованы следующие: сопоставление макрозообентоса на различных участках, а также водохранилища в целом в различные периоды его функционирования; показатель Карра и Хилтонена; показатель Гуднайта и Уитлея; индекс *i* Кинга и Балла; показатель Ландбека и Сизера; метод Пантле и Букка; анализ биоразнообразия и количественного развития индикаторных (чувствительных к загрязнению) видов зообентоса. Хотя перечисленные методы биоиндикации по зообентосу и дали различные результаты, в целом они характеризуют Кучурганское водохранилище как *β*-мезосапробный водоем.

Для расчета сапробности Кучурганского водохранилища по макрофитам использовался индекс сапробности Пантле и Букка, основанный на учете относительного обилия видов-индикаторов. Для Кучурганского водохранилища было получено значение, равное 1,7, характерное для *β*-мезосапробной зоны [6], что соответствует оценке сапробности водохранилища, полученной по зоопланктону и зообентосу.

Необходимо отметить, что практика применения различных методов биоиндикации с использованием различных групп гидробионтов оправдана для оценки экологического состояния Кучурганского водохранилища-охладителя, при этом актуальным является поиск новых методов биоиндикации, применимых для водоемов-охладителей с оборотной системой охлаждения. Существующие методы биомониторинга необходимо применять с учетом особенностей гидрологии, географического положения и типа исследуемого водоема.

1. *Зубкова Е.И.* Металлы в поверхностных водах Республики Молдова // Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья : Мат. Междунар. научно-практ. конф., Тирасполь, 28-30 марта 2001 г. Тирасполь: РИО ПГУ – Экоднестр, 2001. – С. 109–110.

2. *Крепис О., Усатый М., Стругуля О., Усатый А., Шантефраць Н.* Изменение биоразнообразия ихтиофауны Кучурганского водохранилища в процессе его экологической сукцессии // Управление бассейном трансграничного Днестра в рамках нового бассейнового Договора : Мат. Междунар. конф., Кишинев, 20-21 сентября 2013 г. – Кишинев: Chişinău, 2013. – С. 178-182.

3. *Мелеховец С.Г., Погожий Л.М., Усатый М.А., Крепис О.И., Мошу А.Я., Стругуля О.В., Усатый А.М.* Биоэкологические проблемы Кучурганского водохранилища и пути их решения в современной экологической ситуации // Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья : Мат. Междунар. научно-практ. конф., 22–23 октября 2009 г. – Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2009. – С. 128-131.

4. *Сковитин А.И., Козельский А.В.* Золошлаковые отходы Молдавской ГРЭС. Их токсичность и возможности комплексной переработки // Экономика Приднестровья. – Тирасполь, 2005. – № 11-12. – С. 63-75.

5. *Тихоненкова Л.А.* Оценка воздействия теплоэлектростанции на экологическое состояние Кучурганского водохранилища : Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. – Кишинэу, 2016. – 33 с.

6. *Филипенко Е.Н.* Высшая водная растительность Кучурганского водохранилища, ее роль в биомониторинге и накоплении металлов // Академику Л.С. Бергу – 140 лет : Сборник научных статей. – Бендеры: Eco-TIRAS, 2016. – С. 547-552.

7. Филипенко Е.Н. Роль макрофитов в зарастании водоема-охладителя Молдавской ГРЭС // Чтения памяти кандидата биологических наук, доцента Л.Л. Попа. – Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2015. – С. 153-160.

8. Филипенко С.И. Экологические проблемы Кучурганского водохранилища // Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья : Мат. V Междунар. научно-практ. конф., 14 ноября 2014 г. – Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2014. – С. 283-286.

9. Филипенко С.И., Мустя М.В. О первой находке голландского краба *Rhithropanopeus harrisi tridentata* (Maitland, 1874) в Приднестровье // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды : Тез. докл. V Междунар. науч. конф., 12–17 сент. 2016 г., Минск – Нарочь. – Минск: Изд. центр БГУ, 2016. – С. 397-398.

ECOLOGICAL PROBLEMS AND BIOINDICATION OF KUCHURGAN RESERVOIR-COOLER MOLDOVAN HYDROELECTRIC POWER STATION

S.I. Philipenko

Pridnestrovian State University, Tiraspol, Transnistria, Moldova, zoologia_pgu@mail.ru

The Kuciurgan reservoir-cooler Moldovan hydroelectric power station refers to reservoirs with a circulating cooling system, and therefore is subject to increased anthropogenic impact. In addition to the thermal treatment, the reservoir is characterized by a high degree of mineralization, contamination with metals, overgrowing with macrophytes and a high level of eutrophication. Actual is the search for bioindication methods, applicable for cooling reservoirs with a circulating cooling system. Existing methods of biomonitoring should be applied taking into account the features of hydrology, geographic location and the type of water body under study.

Keywords: reservoir-cooler, ecological problems, bioindication.

УДК 546.48:577.115:594.1

ВОЗДЕЙСТВИЕ КАДМИЯ НА ЛИПИДНЫЙ СОСТАВ И КОМПОНЕНТЫ АНТИОКСИДАНТНОЙ СИСТЕМЫ МОЛЛЮСКОВ *ANODONTA* SPP. (СЕМ. UNIONIDAE)

Н.Н. Фокина¹, О.Б. Васильева¹, И.В. Суховская¹, А.А. Кочнева¹, З.И. Слукровский²

¹ *Институт биологии КарНЦ РАН, fokinann@gmail.com;*

² *Институт геологии КарНЦ РАН, г. Петрозаводск*

Для выявления возможности использования липидных показателей у водных беспозвоночных в качестве биохимических маркеров состояния организма при индикации токсического воздействия на них загрязняющих веществ, главным образом тяжелых металлов, был проведен аквариальный эксперимент по изучению влияния кадмия в различных концентрациях на пресноводных моллюсков *Anodonta* spp. (сем. *Unionidae*). При этом оценивали не только состав общих липидов и их отдельных фракций, но и уровень антиоксидантной защиты у исследуемых моллюсков, анализируя активность каталазы и глутатион-S-трансферазы, а также концентрацию глутатиона и продуктов перекисного окисления липидов.

Ключевые слова: моллюски, индикация, кадмий, липиды, малоновый диальдегид, каталаза, глутатион

Кадмий поступает в водную среду обитания не только в результате промышленной деятельности человека, но и в ходе таких природных процессов, как вулканическая активность, выщелачивание горных пород и прочее [18]. При этом он накапливается в донных отложениях, оказывая токсическое действие на водные организмы [15]. Кадмий является типичным политропным химическим элементом, способным взаимодействовать с различными структурами клетки и вызывать спектр негативных биохимических сдвигов: от ингибирования активности ферментов до повреждения мембранных структур клетки [6, 19]. Так, хорошо известно, что кадмий активизирует процессы перекисного окисления липидов, препятствуя работе системы антиоксидантной защиты, вызывая при этом окислительный стресс. Для оценки состояния пресноводных экосистем, в том числе при изучении последствий, вызванных загрязнением кадмием, в качестве организмов-биоиндикаторов используются двустворчатые моллюски [20]. В настоящей работе в качестве вида-биоиндикатора был выбран моллюск *Anodonta* spp. (Сем. *Unionidae*). На базе аквариального комплекса ИБ КарНЦ РАН (г. Петрозаводск) был проведен эксперимент по изучению

влияния кадмия в различных концентрациях на некоторые биохимические показатели моллюсков *Anodonta* spp. В ходе эксперимента моллюски содержались в аквариумах с различной концентрацией ионов кадмия: 10, 50 и 100 мкг/л. Значение концентрации 10 мкг/л является предельно допустимыми (ПДК) для водоемов рыбохозяйственного назначения. Контрольные моллюски находились в тех же лабораторных условиях, но не подвергались воздействию кадмия. По истечении времени эксперимента (24 и 72 часа) мягкие ткани (жабры и гепатопанкреас) моллюсков фиксировали для проведения дальнейшего биохимического анализа. Биохимические исследования проводили с использованием оборудования центра коллективного пользования ИБ КарНЦ РАН (г. Петрозаводск). Определение концентрации основных классов липидов и их отдельных фракций в мягких тканях *Anodonta* spp. проводили методами тонкослойной [3] и высокоэффективной жидкостной [7] хроматографии, а также спектрофотометрии [3, 11]. Определение концентрации продуктов перекисного окисления липидов, в частности малонового диальдегида, проводили по реакции с тиобарбитуровой кислотой (ТБК), расчет содержания ТБК-продуктов осуществляется согласно методике В.Б. Гаврилова и др. [1]. Концентрацию диеновых конъюгатов и диенкетонов определяли по методу И.Д. Стальной и Т.Г. Гаришвили [4]. Измерение активности ферментов антиоксидантной защиты (каталазы, глутатион-S-трансферазы) проводили на многофункциональном планшетном ридере CLARIOstar BasicUnit (производство BMG Labtech, Germany). Активность глутатион- S-трансферазы определяли по скорости связывания восстановленного глутатиона с субстратом 1-хлор-2,4-динитробензолом [13]. Для определения активности каталазы пользовались спектрофотометрическим методом согласно [9] с модификациями. Концентрацию восстановленной формы глутатиона определяли флюориметрическим методом с помощью о-фталальдегида, используя модифицированные методики [10, 14]. Концентрацию растворимого белка определяли в супернатанте спектрофотометрически по поглощению пептидной связи при длине волны 220 нм при 26 °С [5, 17]. Содержание микроэлементов в тканях моллюсков определяли масс-спектральным методом на приборе XSeries-2 ICP-MS (Thermo Scientific) [2]. Статистическая обработка данных проводилась с помощью непараметрического критерия Краскела-Уоллиса. Различия считались достоверными при $p < 0,05$.

Полученные данные о содержании микроэлементов в тканях *Anodonta* spp. свидетельствуют о накоплении ионов кадмия исследуемыми моллюсками в ходе эксперимента (табл.).

Таблица. Содержание кадмия (мкг/л) в мягких тканях моллюсков *Anodonta* spp. на протяжении эксперимента.

Содержание кадмия в аквариуме (мкг/л)	24 часа	72 часа
контроль	0,85	0,83
10	3,89	8,47
50	13,03	40,90
100	20,34	57,61

Жабры у двустворчатых моллюсков являются одними из первых органов, которые подвергаются воздействию неблагоприятных факторов окружающей среды [16]. Они наиболее уязвимы к действию тяжелых металлов, и представляют собой первичное место их накопления [6]. Имеющиеся в литературе данные о модификациях на уровне биохимических показателей жабр морских и пресноводных двустворчатых моллюсков свидетельствуют о том, что данный орган в первую очередь реагирует на негативное влияние факторов окружающей среды [8, 12, 20]. В настоящем исследовании было показано, что наиболее значимые изменения на уровне липидного состава в ответ на действие кадмия в различных концентрациях происходят в жабрах моллюсков *Anodonta* spp. На первые сутки эксперимента, преимущественно под действием 100 мкг/л кадмия, отмечалось повышение уровня холестерина и соотношения холестерин/фосфолипиды. Более длительное воздействие

(72 часа) данной концентрации кадмия привело к снижению содержания общих фосфолипидов и их отдельных фракций (фосфатидилинозитола, фосфатидилсерина, фосфатидилэтаноламина, фосфатидилхолина и его лизоформы), а также холестерина в жабрах исследуемых моллюсков. Необходимо отметить, что подобный эффект на уровне состава мембранных липидов наблюдался у морских мидий *Mytilus edulis* L. в ответ на действие всех исследуемых концентраций кадмия уже на первые сутки эксперимента [12]. Значительное снижение концентрации фосфолипидов и холестерина в составе жабр может свидетельствовать об активации процессов перекисного окисления липидов и, вероятно, о снижении активности антиоксидантной системы (АОС). Изменения концентрации продуктов перекисного окисления липидов (в частности, малонового диальдегида, диеновых конъюгатов и диенкетонов) в исследуемых тканях моллюсков указывает на активацию процессов образования свободных радикалов в условиях токсического действия кадмия. Компоненты АОС (в частности, глутатион-S-трансфераза, каталаза и восстановленный глутатион), в свою очередь, играют важную роль в уменьшении токсического эффекта свободных радикалов. Перечисленные участники АОС являются общепризнанными чувствительными биомаркерами состояния организмов, отражающими действие загрязняющих веществ на окружающую среду, и позволяют обнаружить изменения на уровне метаболизма гидробионтов еще до того, как ущерб, нанесенный экосистеме, станет необратимым. Изучение данных биохимических показателей в настоящей работе позволило дать оценку состояния АОС у моллюсков в ходе эксперимента. Таким образом, обнаруженные изменения биохимических показателей на уровне состава липидов и некоторых компонентов системы антиоксидантной защиты у *Anodonta* spp., подвергнутых воздействию ионов кадмия в условиях аквариального эксперимента, указывают на развитие адаптивных биохимических механизмов в тканях исследуемых моллюсков (преимущественно в жабрах). Полученные данные свидетельствуют о возможности использования показателей липидного состава, а также продуктов их окисления и компонентов АОС при индикации состояния двустворчатых моллюсков *Anodonta* spp. в условиях загрязнения окружающей среды.

Финансовое обеспечение исследования осуществлялось из средств федерального бюджета на выполнение государственного задания № 0221-2014-0033, а также проекта РФФИ №17-04-01431_а.

1. 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.
2. Светов С.А., Степанова А.В., Чаженгина С.Ю., Светова Е.Н., Михайлова А.И., Рыбникова З.П., Парамонов А.С., Утицина В.Л., Колодей В.С., Эхова М.В. Прецизионный (ICP-MS, LA-ICP-MS) анализ состава горных пород и минералов: методика и оценка точности результатов на примере раннедокембрийских мафитовых комплексов // Труды КарНЦ РАН. – 2015. – № 7. – С. 54-73.
3. Сидоров В.С., Лизенко Е.И., Болгова О.М., Нефедова З.А. Липиды рыб. 1. Методы анализа // Лососевые (Salmonidae) Карелии. Вып.1. Экология. Паразитофауна. Биохимия. – Петрозаводск: КФАН СССР, 1972. – С. 150–163.
4. Стальная И.Д., Гаришвили Т.Г. Методы определения продуктов перекисного окисления липидов // Современные методы в биохимии / Под ред. В.Н. Ореховича. – 1997. – С. 66–68.
5. Суховская И.В., Борвинская Е.В., Смирнов Л.П., Немова Н.Н. Сравнительный анализ методов определения концентрации белка – спектрофотометрии в диапазоне 200-220 нм Бредфорд // Труды КарНЦ РАН. Сер. Экспериментальная биология. – 2010. – № 2. – С. 68-71.
6. Челомин В.П., Бельчева Н.Н., Захарцев М.В. Биохимические механизмы адаптации мидии *Mytilus trossulus* к ионам кадмия и меди // Биология моря. – 1998. – Т. 24, № 5. – С. 319–325.
7. Arduini A., Peschechera A., Dottori S., Sciarroni A. F., Serafini F., Calvani M. High performance liquid chromatography of long-chain acylcarnitine and phospholipids in fatty acid turnover studies // Journal of Lipid Research. – 1996. – Vol. 37. – P. 684-689.
8. Avery E.L., Dunstan R.H., Nell J.A. The use of lipid metabolic profiling to assess the biological impact of marine sewage pollution // Arch. Environ. Contam. Toxicol. – 1998. – № 2. – С. 229-235.

9. Beers R.F.Jr., Sizer I.W. A spectrophotometric method for measuring the breakdown of hydrogen peroxide by catalase // *Biol Chem.* – 1952. – Vol. 195, N 1. – P. 133-140.
10. Cohn V.H., Lyle J. A fluorometric assay for glutathion // *Analytical biochemistry.* – 1966. – Vol. 14. – P. 434-440.
11. Engelbrecht F.M., Mari F., Anderson J.T. Cholesterol. Determination in Serum. A Rapid Direction Method // *S.A. Med. J.* – 1974. – Vol. 48 (7). – P. 250-256.
12. 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. – Vol. 154, № 2. – P. 217-225.
13. Habig W.H., Pabst M. J., Jakoby W.B. Glutathione-S-transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation // *J. Biol. Chem.* – 1974. – Vol. 249, N 22. – P. 7130-7139.
14. Hissin P.J., Hilf R. A fluorometric method for determination of oxidized and reduced glutathione in tissues // *Analytical Biochemistry.* – 1976. – Vol. 74 (1). – P. 214-226.
15. Macklin M.G., Hudson-Edwards K.A., Dawson E.J. The significance of pollution from historic metal mining in the Pennine orefields on river sediment contaminant fluxes to the North Sea // *Science of the total Environment.* – 1997. – Vol. 194. – P. 391-397.
16. Marigomez I., Soto M., Cajaraville M.P., Angulo E., Giamberini L. Cellular and subcellular distribution of metals in mollusks // *Microsc. Res. Techn.* – 2002. – Vol. 56 (5). – P. 358-392.
17. Noble J.E., Marc J.A. Bailey. Quantitation of Protein // *Methods in Enzymology.* – 2009. – Vol. 463. – P. 73-95.
18. Ravera O. Cadmium in freshwater ecosystems // *Cellular and Molecular Life Sciences.* – 1984. – Vol. 40, № 1. – P. 1-14.
19. Viarengo A. Heavy metals in marine invertebrates: mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level // *CRC Crit. Rev. Aquat. Sci.* – 1989. – Vol. 1. – P. 295-317.
20. Wadige C.P.M., Maher W.A., Taylor A.M., Krikowa F. Exposure-dose-response relationships of the freshwater bivalve *Hyridella australis* to cadmium spiked sediments // *Aquatic Toxicology.* – 2014. – Vol. 152. – P. 361-371.

CADMIUM IMPACT ON THE LIPID COMPOSITION AND ANTIOXIDANT SYSTEM OF MOLLUSCS ANODONTA SPP. (UNIONIDAE)

N.N. Fokina¹, O.B. Vasiljeva¹, I.V. Sukhovskaja¹, A.A. Kochneva¹, Z.I. Slukovskii²
¹*Institute of Biology Karelian RC RAS;* ²*Institute of Geology Karelian RC RAS, Petrozavodsk,*
fokinann@gmail.com

To identify the possibility of using lipid composition of aquatic invertebrates as biochemical markers of the organism's health under toxic effects of pollutants (mainly heavy metals), an aquarium experiment was conducted to study the effect of cadmium in various concentrations on freshwater molluscs *Anodonta* spp (*Unionidae*). In addition to studying the lipid composition, an antioxidant protection system in the studied mollusks was evaluated by analyzing the activity of catalase and glutathione-S-transferase, as well as the concentration of glutathione and products of lipid peroxidation.

Keywords: mollusks, indication, cadmium, lipids, malonic dialdehyde, catalase, glutathione

УДК 574.583:591.543.4(26.04)(282.247.211)

ГОДОВОЙ ЦИКЛ ЗООПЛАНКТОНА ПЕТРОЗАВОДСКОЙ ГУБЫ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

Ю.Ю. Фомина

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, rambler7780@rambler.ru

Описан годовой цикл зоопланктона Петрозаводской губы Онежского озера. Представлено изменение видового состава, соотношения основных таксономических групп, количественные показатели по сезонам.

Ключевые слова: зоопланктон, биологические сезоны, Онежское озеро

Онежское озеро – второй по величине пресноводный водоем Европы, объем водной массы достигает 295 км³. Это сравнительно холодноводный водоем, который характеризуется продолжительным ледовым периодом, в закрытых заливах до 5 месяцев, и коротким вегетационным периодом (в среднем 165 сут) [2, 9]. Летний период для

зоопланктона центральной части озера длится всего 40 суток, в Петрозаводском заливе из-за особенностей его термического режима – 66 суток [7, 14]. На большей части акватории экосистема озера сохранила олиготрофный статус планктонной системы. Однако, некоторые северо-западные заливы испытывают антропогенную нагрузку, в том числе и Петрозаводский залив. Согласно рекомендациям Росгидромета [4], для оценки экологического благополучия водного объекта в условиях антропогенного воздействия и изменений климата, необходимо учитывать нарушенность сезонных циклов развития основных звеньев водной экосистемы. Поэтому изучение сезонов в годовом цикле зоопланктона является актуальным.

Зоопланктонное сообщество является одним из основных компонентов экосистемы Онежского озера. Зоопланктон – это эктотермные организмы, их физиологические процессы очень чувствительны к температуре [12], поэтому его сезонные изменения зависят от термического и гидрологического режима водоема. Сезонные явления в планктоне Онежского озера, который относится к озерам умеренной зоны, хорошо выражены. Понятие о биологических сезонах, используемое, в том числе, при изучении пресноводного планктона, впервые сформулировал В.Г. Богоров [5]. В годовом цикле зоопланктонного сообщества происходит изменение видового состава, соотношения основных таксономических групп, численности и биомассы. Обычно сезонную динамику зоопланктона разделяют на 5 периодов (сезонов): весенний, раннелетний, позднелетний, осенний и зимний. С помощью методов многомерной статистики (по структуре зоопланктона) были определены естественные фенофазы, их сроки и продолжительность. Причем, они не совпадают с календарными [10, 11].

Для описания годового цикла зоопланктонного сообщества использовались данные комплексных съемок в Петрозаводской губе Онежского озера 2014-2016 гг. и архивных материалов с 1988 по 2010 г. [8]. Отбор и обработка проб проводилась стандартными методами [1]. Для получения среднемноголетних траекторий сезонной динамики величин данные сглаживались с помощью метода скользящих средних в модификации двойного сглаживания [6].

Зоопланктон пелагиали Петрозаводской губы Онежского озера представлен 81 видами и родами (Rotifera – 27, Copepoda – 20, Cladocera – 34). *Eudiaptomus gracilis* (Sars, 1863), *Limnocalanus macrurus* Sars, 1863, *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879), *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851), *Daphnia cristata* Sars, 1862 встречаются круглогодично и входят в состав доминантного комплекса.

В пелагическом зоопланктоне Петрозаводской губы Онежского озера в зимний период доминируют виды групп Calaniformes и Cyclopiformes, более 90 % по общей численности и биомассе. В составе планктона отмечались взрослые особи *Eudiaptomus gracilis* (самый многочисленный вид) и *Limnocalanus macrurus*, а также их науплиальные и копеподитные стадии, что свидетельствует о размножении рачков подо льдом. Количество ветвистоусых рачков и коловраток незначительно. Среди коловраток доля *Kellicottia longispina* составляет 5-8 %. В видовом составе в этот период появляются зимние виды *Cyclops kolensis* Lilljeborg, 1901 и *Megacyclops gigas* (Claus, 1857). Зимой, подо льдом отмечены наиболее низкие в годовом цикле значения численности (от 0,3 до 1 тыс. экз./м³) и биомассы (от 0,003 до 0,04 г/м³) (рис.).

После схода льда (полное исчезновение льда в озере в среднем наблюдается 18 мая [2]) происходит постепенное повышение температуры воды, наступает весенний период. После того как температура воды прогреется до 4 °С, проходит термобар, устанавливается прямая стратификация, начинают активно развиваться коловратки. Общая численность зоопланктеров в этот период колеблется от 0,7 до 12,9 тыс. экз./м³, а биомасса – от 0,02 до 0,42 г/м³. В конце мая – начале июня составляют в среднем 65 % по численности, по биомассе преобладают веслоногие рачки (50-70 %), ветвистоусые рачки, по-прежнему, играют незначительную роль. Весной начинают размножаться *Mesocyclops leuckarti* (Claus,

1857) и *Thermocyclops oithonoides* (Sars, 1863), которые зимой находились в диапаузе в придонном слое.

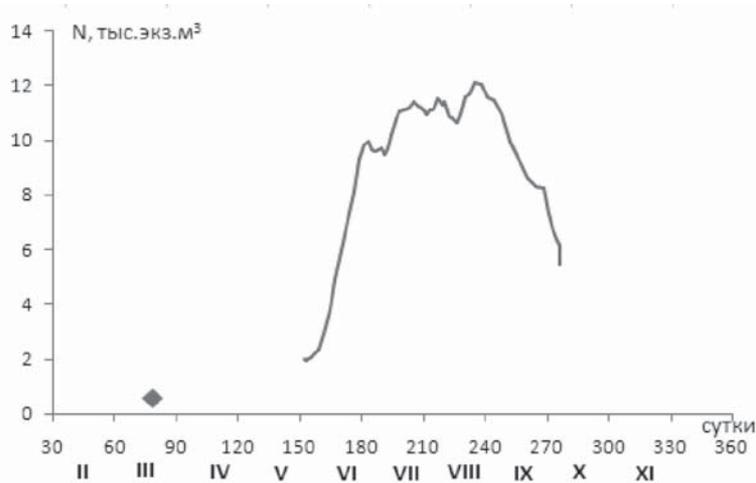


Рисунок. Среднесезонные изменения общей численности зоопланктона в Петрозаводской губе Онежского озера.

В первой декаде июня, в раннелетний период, доля коловраток увеличивается до 70-80 % (численность данной группы в среднем 7 тыс. экз./м³, биомасса – 0,3 г/м³). В составе доминантов появляются виды тепловодного комплекса зоопланктона умеренных широт – *Leptodora kindtii* (Focke, 1844), *Bosmina longirostris* (Müller, 1785), *Heteroscope appendiculata* Sars, 1863 (по классификации М.Л. Пидгайко [3]).

Позднелетний период в зоопланктоне наступает в конце июля – начале августа. В этот период наблюдаются наибольшие количественные показатели (численность до 30 тыс. экз./м³, биомасса до 1 г/м³), которые совпадают с максимумом температур поверхностных слоев. Доля коловраток снижается, а ветвистоусых возрастает. В доминирующем комплексе продолжает увеличиваться число тепловодных видов, появляются *Daphnia longispina* Müller, 1785, *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin, 1848), *Bosmina coregoni* Baird, 1857.

Начиная с сентября численность и биомасса снижаются в среднем до 4,6 тыс. экз./м³ и до 0,14 г/м³, соответственно. Из состава зоопланктоного сообщества постепенно выпадают теплолюбивые виды. Количество ветвистоусых рачков и коловраток уменьшается. В структуре сообщества снова преобладают веслоногие (50-60 % от общей численности и биомассы). После становления льда на акватории залива (в декабре), наступает зимний период.

В целом, сезонные явления в зоопланктонном сообществе Петрозаводской губы Онежского озера носят устойчивый и закономерный характер.

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

2. Онежское озеро. Атлас / Ред. Н.Н. Филатов. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2010. – С. 151.

3. Пидгайко М.Л. Зоопланктон водоемов европейской части СССР. – М.: Наука, 1984. – 208 с.

4. Рекомендации. Оценка состояния пресноводных экосистем по комплексу химико-биологических показателей. – Ростов-на-Дону: Росгидромет, ФГБУ ГХИ, 2012. – 22 с.

5. Смирнова Т.С. Планктонные коловратки и ракообразные // Зоопланктон Онежского озера / Под ред. С.В. Калесника. – Л.: Наука, 1972. – С. 126-241.

6. Сярки М.Т. Изучение траектории сезонной динамики планктона с помощью метода двойного сглаживания // Принципы экологии. – 2013. – № 1 (5). – С. 61-67.

7. Сярки М.Т. Как долго длится лето для зоопланктона Онежского озера? // Принципы экологии. – 2013. – № 4. – С. 70–75.

8. Сярки М.Т., Куликова Т.П. «Зоопланктон Онежского озера». База данных [Database "Zooplankton of the Lake Onego"]. Рег. номер 2012621150 (9/11/2012). Правообладатель ФГБУН Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН (ИВПС КарНЦ РАН) (RU).

9. Сярки М.Т., Теканова Е.В. Сезонный цикл первичной продукции в Онежском озере // Известия РАН. – Сер. Биол. – 2008. – № 5. – С. 621–625.

10. Сярки М.Т., Фомина Ю.Ю. Особенности сезонных явлений в зоопланктоне Петрозаводской губы Онежского озера // Принципы экологии. – 2014. – Т. 3, № 3. – С. 36–43.

11. Сярки М.Т., Фомина Ю.Ю. Сезонные изменения в зоопланктоне Петрозаводской губы Онежского озера // Труды КарНЦ РАН. Сер. Экологические исследования. – 2015. – № 1. – С. 63–68.

12. Rice E., Dam H.G., Gillian Stewart G. Impact of Climate Change on Estuarine Zooplankton: Surface Water Warming in Long Island Sound Is Associated with Changes in Copepod Size and Community Structure // Estuaries and Coasts. – 2015. – Vol. 38, Issue 1. – P. 13-23.

ANNUAL CYCLE OF ZOOPLANKTON IN PETROZAVODSK BAY OF LAKE ONEGO

Yu.Yu. Fomina

Northern Water Problems Institute, Karelian RC RAS, Petrozavodsk, rambler7780@rambler.ru

The annual cycle of zooplankton in Petrozavodsk bay of Lake Onego were described. Seasonal changes in species composition, ratio of the main taxonomic groups, abundance and biomass for seasons is presented.

Keywords: zooplankton, biological seasons, Lake Onego

УДК 574.5(282.247.415.61)(045)

БИОИНДИКАЦИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕКИ ИЖ ПО ОРГАНИЗМАМ МАКРОЗООБЕНТОСА

Н.В. Холмогорова

Удмуртский государственный университет, г. Ижевск, nadjaholm@mail.ru

Проведена биоиндикация загрязнения р. Иж, правого притока реки Камы, по организмам макрозообентоса. При камеральной обработке определяли видовой состав, численность и биомассу бентоса, биотический индекс Вудивисса, индекс сапробности по Пантле-Букку, олигохетный индекс Гуднайт-Уитлея, индекс видового разнообразия Шеннона-Уивера и выравненность сообщества по Пиелу. По результатам биоиндикации выделен участок реки ниже Ижевского водохранилища в границах г. Ижевска, наиболее сильно подверженный антропогенной трансформации, и участок в её истоке, где трансформации связаны с природными факторами, лимитирующими развитие макрозообентоса.

Ключевые слова: макрозообентос, биоиндикация, Удмуртская Республика, река Иж.

Река Иж – правый приток реки Камы, берущий начало из небольшого родника в Якшур-Бодьинском районе Удмуртской Республики. Длина 270 км, площадь бассейна 8510 км². Устье р. Иж с 1981 г. находится в подпоре Нижнекамского водохранилища на территории республики Татарстан. Лесистость водосбора составляет 40 %. Ширина русла в среднем течении изменяется от 15 до 30 м, в нижнем достигает 50–60 м. Глубина на перекатах изменяется от 0,5–1,0 м в верхнем течении, до 1,5–3,3 м в среднем и нижнем. Средний уклон 0,6 м/км [2]. На р. Иж расположен г. Ижевск – столица Удмуртской Республики.

Антропогенное воздействие на водосборный бассейн реки Иж имеет хронический и комплексный характер. Река принимает стоки сельских населенных пунктов, нефтяных месторождений, промышленные, бытовые и ливневые стоки города Ижевска, кроме того значительный объем поллютантов несут многочисленные притоки.

Сбор материала проводили с мая по сентябрь 2011 – 2013 годов по общепринятым методикам [1]. Всего на реке Иж было установлено 27 станции отбора проб.

При камеральной обработке собранных материалов определяли видовой состав макрозообентоса, рассчитывали численность и биомассу, биотический индекс Вудивисса, индекс сапробности по Пантле-Букку, олигохетный индекс Гуднайт-Уитлея, индекс видового разнообразия Шеннона-Уивера и выравненность сообщества по Пиелу [3].

По характеру антропогенной нагрузки на реке Иж было выделено 3 участка: I – участок выше подпора Ижевского ВДХР; II – река Иж, протяженностью 10 км ниже плотины ВДХР; III – 10-137 км ниже плотины Ижевского ВДХР до подпора Нижнекамского ВДХР.

В верховьях р. Большой Иж, на участке до 10 км от истока, доминируют глинистый и глинисто-галечный типы грунта. Ниже по течению отмечаются песчаные и каменисто-песчаные грунты с наилком вдоль берегов.

Число видов бентоса в пробах верхнего течения изменялось от 3 до 30, достигая наибольших значений на станции № 9 (участок с каменистым дном выше д. Забегалово). Численность и биомасса макрозообентоса менялись в пределах 260,0-162488,9 экз./м² и 1,47-18815,8 г/м².

В верхнем течении значительную роль в донных сообществах играли амфибиотические насекомые (136 видов): ручейники, поденки, веснянки, стрекозы, жуки, клопы, вислокрылки и чешуекрылые. В истоках отмечались очень низкие значения биотического индекса от 1 до 3, ниже по течению, в пределах первого участка, значения менялись от 4 до 9. Это соответствует классу качества вод от загрязненных до чистых. Индекс сапробности менялся от 1,54 до 3,7, в среднем – 2,3 (β-мезосапробность).

Ниже плотины Ижевского ВДХР река на протяжении около 10 км течёт по территории г. Ижевска, где принимает максимальное количество загрязненных стоков с городской территории, предприятий и очистных сооружений.

На данном участке отмечался песчаный грунт с наилком и наносами детрита вдоль берегов.

Изменение экологической обстановки на участке реки ниже плотины водохранилища привело к резкому снижению уровня развития макрозообентоса (табл.). Средняя численность, биомасса и видовое богатство макрозообентоса заметно снижаются. Значительно возрастает роль олигохет в сообществе. В некоторых пробах бентос представлен исключительно олигохетами вида *Limnodrilus hoffmeisteri*.

Таблица. Средние показатели развития макрозообентоса на участках реки Иж.

Участок реки	Численность, экз/м ²	Биомасса, г/м ²	Число видов в пробе	H', бит/экз	Сапробность	Биотический индекс Вудивисса	Доля олигохет %
I – участок выше подпора Ижевского ВДХР	4617,6	308,0	17,2	1,92	2,3	6,9	12,29
II – река Иж, протяженностью 10 км ниже плотины ВДХР	462,1	12,9	6,7	1,12	2,86	3,8	39,83
III – 10-137 км ниже плотины Ижевского ВДХР	695,44	76,6	9,3	1,53	2,63	4,3	25,51

В пределах города Ижевска в реке Иж отмечалось 29 видов амфибиотических насекомых. Из них 5 видов поденок, 4 – ручейников и по 3 вида жуков и стрекоз. Ручейники представлены только двумя семействами: *Limnephilidae* (*Halesus interpunctatus*, *Limnephilus*

rhombicus, *Chaetopteryx sahlbergi*) и Polycentropodidae (*Neureclipsis bimaculata*). Личинки поденок – семействами Baetidae и Caenidae.

Элиминация чувствительных личинок насекомых из сообщества наглядно отражается в показателях биотического индекса, средний показатель составляет 3,8 балла, что соответствует загрязненным водам. Индекс сапробности варьировал от 1,93 до 3,65 и по среднему показателю данный участок реки относился к α -мезосапробной зоне.

На третьем участке преобладают песчаные и глинистые грунты с наилком вдоль берегов. Здесь отмечался рост биоразнообразия организмов бентоса и восстановление типичных реофильных сообществ. Средняя плотность бентоса составляла 695,4 экз./м², средняя биомасса – 76,6 г/м². Основу численности составляли личинки комаров-звонцов 32,7 % и олигохеты 25,5 %. Увеличились средние показатели индекса Шеннона до 1,53 бит/экз., биотического индекса Вудивисса до 4,3. Показатели сапробности изменялись от 1,73 до 3,65, но преобладали станции, относящиеся к α -мезосапробной зоне.

Группа реофилов на третьем участке была представлена личинками ручейников *Hydropsyche pellucidula*, *H. angustipennis*, *H. contubernalis*, *Neureclipsis bimaculata*, поденок *Heptagenia (H.) flava*, *H. (D.) coeruleans*, жуками семейства Elmidae (*Oulimnius sp.*, *Elmis sp.*, *Macronychus quadrituberculatus*, *Potamophilus acuminatus*).

Начиная с 97 км ниже плотины, в обрастаниях регулярно встречалась *Dreissena polymorpha*. На удалении 137 км ниже плотины в пробах отмечены узкопалые раки *Astacus leptodactylus*.

Выявлена отрицательная связь между концентрацией никеля ($r_s=-0,63$; $n=48$; $p<0,001$), цинка ($r_s=-0,46$; $n=48$; $p<0,001$) в донных отложениях и биотическим индексом Вудивисса. По нашему мнению именно этот индекс из рассчитанных, наиболее адекватно отражает степень загрязнения реки.

На основании биоиндикации выделен участок реки Иж наиболее сильно подверженный антропогенной трансформации, это река ниже Ижевского водохранилища в границах г. Ижевска.

1. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция / Под ред. Барулина Ю.А. – Л.: ГосНИОРХ, 1984. – 51 с.

2. Удмуртская Республика: энциклопедия. Ижевск: Изд-во «Удмуртия», 2008. 800 с.

3. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. Кн. 1 / Ин-т экологии Волж. бассейна. – М.: Наука, 2005. – 281 с.

BIOINDICATION OF IZH RIVER POLLUTION USING ORGANISMS OF MACROSOBENTOS

N.V. Kholmogorova

Udmurt State University, Izhevsk, Russia, nadjaholm@mail.ru

Bioindication of the pollution of the Izh River, the right tributary of the Kama River, was carried out using the organisms of macrozoobenthos. During the laboratory treatment the species composition, abundance and biomass of benthos, the biotic index of Woodywiiss, the Pantle-Buck saprobity index, the Goodnight-Whitley oligochaeta index, the Shannon-Weaver species abundance index, and the community alignment by Pielou index were identified. According to the results of bioindication, there were outlined two river sites. One is located below the Izhevsk reservoir within the boundaries of the city of Izhevsk and is most heavily prone to anthropogenic transformation. Another site is located in source of river where the transformations are associated with natural factors that limit the development of macrozoobenthos.

Keywords: Udmurt Republic, Izh River, macrozoobenthos, bioindication.

УДК 502.084

**БИОИНДИКАЦИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРЭСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА ОСНОВЕ
ОЦЕНКИ ЗДОРОВЬЯ МЕСТНЫХ МАКРОБЕНТОСНЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ
МЕТОДОМ ФУНКЦИОНАЛЬНОЙ НАГРУЗКИ**

С.В. Холодкевич^{1,2}, А.Н. Шаров², Т.В. Кузнецова²

¹*Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, kholodkevich@mail.ru; ²Санкт-Петербургский научно-исследовательский Центр экологической безопасности РАН, Санкт-Петербург, sharov_an@mail.ru*

Работа посвящена апробации в лабораторных и полевых условиях нового метода биоиндикации состояния водных экосистем, на основе оценки функционального состояния двустворчатых моллюсков по изменению их кардиоактивности, регистрируемой неинвазивно с помощью биоэлектронной системы. Рассмотрены особенности показателей кардиоактивности двустворчатых моллюсков из различных акваторий восточной части Финского залива и Рыбинского водохранилища. Проведен анализ функционального состояния моллюсков с использованием оригинального гиперосмотического тест воздействия. Предложен подход ранжирования качества пресноводных экосистем по состоянию обитающих в них двустворчатых моллюсков.

Ключевые слова: биоиндикация качества вод, двустворчатые моллюски, кардиоактивность.

Диагностика состояния («здоровья») гидробионтов и водных экосистем, как интегральная оценка последствий загрязнения окружающей среды, в последние четверть века активно обсуждается в научной литературе [2]. Все более широкое применение в экотоксикологических исследованиях находят такие физиологические биомаркеры, как изменение кардиоактивности, дыхания, двигательной активности и др. [1-4, 7-9]. Для оценки признаков ухудшения функционального состояния макробентосных беспозвоночных может использоваться метод функциональной нагрузки [1, 4, 5]. Метод основан на том, что реакции показателей состояния здорового и больного организма значительно различаются при функциональной нагрузке в адаптивном по силе и продолжительности воздействия диапазоне. Такой подход позволяет использовать ответы функциональных систем гидробионтов, обитающих в местах с разной антропогенной нагрузкой, для диагностики ранних признаков ухудшения здоровья отдельных организмов и их популяций. Время восстановления ЧСС животных и вариабельность их кардиоритма, как показатели адаптивности сердечно-сосудистой системы к нагрузкам, были предложены в качестве новых физиологических биомаркеров [4, 5], позволяющих ранжировать различные по степени загрязнения акватории, в которых обитают эти гидробионты.

Цель работы – развитие и апробация в лабораторных и полевых условиях метода оценки состояния водных экосистем с различным уровнем антропогенного загрязнения, основанного на измерении частоты сердечных сокращений и анализе физиологического состояния двустворчатых моллюсков при функциональной нагрузке.

Для исследования использовали пресноводных двустворчатых моллюсков сем. Unionidae: перловица *Unio tumidus* (L., 1758) и беззубки *Anodonta anatina* (L., 1758), *Anodonta cygnea* (L., 1758). Моллюсков собирали в период с мая по ноябрь 2011-2015 гг. в прибрежных районах восточной части Финского залива (эстуарий р. Невы) и Рыбинского водохранилища, различающихся по степени антропогенной нагрузки. На створки над областью расположения сердца наклеивали миниатюрные держатели волоконно-оптического зонда и проводили непрерывную регистрацию ЧСС. Кардиоактивность моллюсков регистрировали оригинальным волоконно-оптическим методом [3-5]. Регистрацию ЧСС моллюсков производили непрерывно в течение всего эксперимента, одновременно регистрируя ЧСС у 7-16 особей. Оценку функционального состояния моллюсков проводили на основе анализа их реакций на функциональную нагрузку – кратковременное (60 мин) изменение солёности воды, применяемое нами и ранее на разных животных [1, 4, 5] как гиперосмотическое. Значения времени восстановления ($T_{\text{восст}}$) ЧСС вычисляли как период (в мин), необходимый для восстановления ЧСС до фонового (до начала эксперимента) значения [4, 5] после замены солёной воды на исходную пресную. Время восстановления ($T_{\text{восст}}$) рассчитывалось индивидуально для каждого моллюска в исследуемой группе с последующим вычислением

среднего и ошибки среднего ($M \pm m$). Нормальность и однородность выборок проверялись с использованием подхода Шапиро-Уилка ($p > 0.05$). Различия между средними оценивались при помощи однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA).

Время восстановления ЧСС достоверно отличалось у всех исследованных видов моллюсков из условно чистых и загрязненных мест обитания, но межвидовых различий по этому показателю выявлено не было. Сезонные исследования с мая по сентябрь 2014 г. не выявили значительных различий $T_{\text{восст}}$ ЧСС среди моллюсков из Курортного района восточной части Финского залива после гиперосмотической нагрузки.

Лабораторное тестирование моллюсков *A. anatina* из акватории Курортного района у г. Сестрорецка (парк «Дубки») выявило, что в июле 2011-2014 гг. среднее $T_{\text{восст}}$ после гиперосмотической функциональной нагрузки в основном находилось в диапазоне 35-68 мин. Исключением было единичное наблюдение 2012 г. когда отмечались повышенные значения – в среднем 110 мин.

Моллюски *A. anatina* из относительно загрязненной прибрежной зоны Петродворцового района (г. Петергоф) Санкт-Петербурга достоверно (ANOVA, $p < 0,05$) демонстрировали более продолжительный период восстановления ЧСС после гиперосмотического тест-воздействия, чем животные из относительно чистого Курортного района (пос. Репино, г. Сестрорецк).

Аналогичный характер ответной реакции *A. cygnea* на тест-воздействие наблюдался в июле-августе 2012-2013 гг. в Рыбинском водохранилище. Моллюски из условно чистого участка водохранилища в районе пос. Борок демонстрировали быстрое восстановление ЧСС, составляющее 38-64 мин, в то время как $T_{\text{восст}}$ моллюсков из промышленной зоны в черте г. Череповца (р. Ягорба) значительно (ANOVA, $p < 0,005$) превышало средние значения $T_{\text{восст}}$ моллюсков из условно чистой акватории.

Наши исследования показали, что пресноводные двустворчатые моллюски, отобранные из разных мест, отличающихся уровнем загрязнения, реагируют неодинаково на кратковременное (1-часовое) гиперосмотическое воздействие – повышение солености воды до 6 г/л. При данном воздействии все моллюски реагировали снижением ЧСС, но у особей из загрязненных мест обитания период восстановления после смены подсоленной воды на пресную природную был значительно продолжительнее (несколько часов), чем у моллюсков из относительно чистых мест (30–60 мин).

Показано, что животные из загрязненных мест обитания имеют сниженный адаптивный потенциал и на дополнительную функциональную нагрузку в виде изменения солености воды реагируют переходом на анаэробный обмен, закрытием створок и ЧСС, соответственно [4].

Соленость воды восточной части Финского залива ограничивает распространение униионид. Западная граница их распространения проходит по 29,4° в.д. и соответствует солености воды 1,5-2 ‰. Унииониды также могут встречаться в устьях рек. Дрейссена выдерживает более высокую соленость воды и распространена вплоть до Финляндии по северному берегу и до Эстонии по южному. Таким образом, основные абиотические факторы среды обитания, определяющие распространение и устойчивость существования популяций, необходимо учитывать при применении этих моллюсков в качестве тест-организмов для оценки экологического состояния акваторий их обитания.

Наши исследования в 2010–2015 гг. показали, что наиболее высока численность (0,2-0,5 экз./м²) двустворчатых моллюсков рода Unionidae – в Курортном районе в прибрежной зоне парка «Дубки» (г. Сестрорецк). Это совпадает с результатами предыдущих наблюдений [6]. По ряду гидробиологических и гидрохимических показателей [6] данный район можно охарактеризовать, как район с относительно слабой антропогенной нагрузкой (II класс качества вод, «чистые») для эстуария Невской губы. Предлагается рассматривать значения $T_{\text{восст}}$ моллюсков из этого местообитания в качестве эталонных (фоновых) значений для восточной части Финского залива.

В 2014 г. численность моллюсков в прибрежной зоне Финского залива у Курортного района увеличилась по сравнению с 2012-2013 гг., что, на наш взгляд, связано с улучшением качества воды в данной акватории. Это привело к улучшению их физиологического состояния, что подтверждается быстрым восстановлением ЧСС после гиперосмотической функциональной нагрузки.

Моллюски из Рыбинского водохранилища в районе рекреационного участка у пос. Борок показали время восстановления ЧСС ($T_{\text{восст}}=38-64$ мин) аналогичное фоновым значениям животных из прибрежной зоны Финского залива у Курортного района (г. Сестрорецк, парк Дубки). В то же время продолжительность восстановления ЧСС до фоновых значений, характерных для моллюсков из промышленной зоны у г. Череповца (р. Ягорба), сопоставимо с данными, полученными для моллюсков из относительно загрязненной зоны Невской губы Финского залива, вблизи г. Петергофа. В условно фоновом районе Рыбинского водохранилища (вблизи пос. Борок) в период исследований 2012-2013 гг. предложенные нами показатели оценки физиологического состояния соответствовали эталонным значениям. Таким образом, в акваториях, подверженных длительной (хронической) антропогенной нагрузке (р. Ягорба, г. Череповец и г. Петергоф, Невская губа Финского залива), функциональное состояние моллюсков значительно хуже, чем в условно фоновых местах, о чем свидетельствует медленное восстановление их ЧСС после нагрузки.

Экологическое состояние всех водных объектов может оцениваться как отклонение от эталонных условий, которое измеряется с помощью показателя экологического качества (Ecological Quality Ratio – EQR) [7]. Величина EQR определяется, как отношение наблюдаемого значения к эталонному (фоновому) для разных групп биомаркеров загрязнения. Значения EQR близкие к единице означают высокую степень сходства между наблюдаемыми и эталонными (фоновыми) условиями, и, как следствие – хорошее экологическое состояние.

Данный подход, на наш взгляд, может быть применен также при использовании предложенного нами показателя (биомаркера) $T_{\text{восст}}$ для оценки экологического состояния водных объектов по времени восстановления ЧСС обитающих в них пресноводных моллюсков рода Unionidae. Это позволит подходить к ранжированию акваторий по их экологическому состоянию на основании результатов измерения данного физиологического показателя, отражающего адаптивный потенциал обитающих в них животных через быстроту компенсации-восстановления функционирования их сердечно-сосудистой системы после стрессовых воздействий. На основании проведенных исследований, в качестве эталонного (фонового) значения $T_{\text{восст}}$ моллюсков мы предлагаем принять временной интервал в 40 мин. Исходя из нашего опыта по изучению представителей фауны пресноводных экосистем и в соответствии с числом рангов экологического статуса, рекомендованных ЕВРД, мы также предлагаем выделить пять классов диапазона $T_{\text{восст}}$, которые могут соответствовать высокому, хорошему, среднему, плохому и очень плохому экологическому состоянию водных объектов (табл.).

Таблица. Ранжирование экологического статуса водоемов по EQR и $T_{\text{восст}}$.

Экологический статус	EQR*	$T_{\text{восст}}$, мин
Высокий	>0,80	<50
Хороший	0,60–0,80	50–70
Посредственный	0,40–0,60	70–100
Плохой	0,20–0,40	100–200
Очень плохой	<0,20	>200

* EQR -Ecological Quality Ratio.

Таким образом, данный показатель функциональной активности моллюсков, рассматриваемый в качестве интегральной меры их здоровья, может быть предложен, на наш взгляд, для нового подхода к ранжированию акваторий по их экологическому состоянию.

Быстрое восстановление ЧСС моллюсков в течение 35-50 мин после тест-воздействия свидетельствует о хорошем функциональном состоянии животных и, соответственно, о хорошем экологическом статусе акватории их обитания. Увеличение этого времени восстановления может быть связано с ухудшением физиологического состояния моллюсков вследствие изменения качества среды их обитания.

Экологический статус исследованных в работе акваторий Финского залива и Рыбинского водохранилища по величине $T_{\text{восст}}$ моллюсков авторами предложено ранжировать, как: Сестрорецк (Парк «Дубки») и Борок – Высокий/Хороший; Репино – Хороший/Посредственный; Петергоф и р. Ягорба – Плохой/Очень плохой.

1. Кузнецова Т.В. Изменение солёности среды как функциональная нагрузка при оценке физиологического состояния рака *Astacus leptodactylus* Esch. // Журн. эвол. биохимии и физиологии. – 2013. – Т. 49, № 5. – С. 348–351.

2. Моисеенко Т.И., Гашев С.Н., Селюков А.Г., Жигилева О.Н., Алешина О.А. Биологические методы оценки качества вод: часть 1. Биоиндикация // Вестник Тюменского государственного университета. – 2010. – № 7. – С. 20–40.

3. Федотов В.П., Холодкевич С.В., Строчило А.Г. Изучение сократительной активности сердца раков с помощью нового неинвазивного метода // Журн. эвол. биохимии и физиологии. – 2000. – Т. 36, № 3. – С. 219–222.

4. Холодкевич С.В., Кузнецова Т.В., Трусевич В.В., Куракин А.С. Иванов А.В. Особенности движения створок и кардиоактивности двустворчатых моллюсков при действии различных стрессоров // Журн. эвол. биохимии и физиологии. – 2009. – Т. 45, № 4. – С. 432–434.

5. Холодкевич С.В., Шаров А.Н., Кузнецова Т.В. Перспективы и проблемы использования биоэлектронных систем в мониторинге состояния экологической безопасности акваторий Финского залива // Региональная экология. – 2015. – № 2 (37). – С. 16–26.

6. Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы / Под ред. А.Ф. Алимова, С.М. Голубкова. – М.: Товарищество научных изданий КМК. – 2008. – 477 с.

7. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. – 2000. – L. 327, 22. 12. – 72 p.

8. Handy R.D., Depledge M.H. Physiological Responses: Their Measurement and Use as Environmental Biomarkers in Ecotoxicology // Ecotoxicology. – 1999. – Vol. 8. – P. 329–349.

9. Wells P.G., Depledge M.H., Butler J.N., Manock J.J., Knap A.H. Rapid toxicity assessment and biomonitoring of marine contaminants – exploiting the potential of rapid biomarker assays and microscale toxicity tests // Mar. Pollut. Bull. – 2001. – Vol. 42, № 10. – P. 799–804.

BIOINDICATION OF FRESHWATER ECOSYSTEM POLLUTION BASED ON HEALTH ASSESSMENT OF LOCAL MACROBENTIC INVERTEBRATES BY THE METHOD OF FUNCTIONAL LOAD

S.V. Kholodkevich^{1,2}, A.N. Sharov², T.V. Kuznetsova²

¹*Saint-Petersburg State University, kholodkevich@mail.ru*

²*Saint-Petersburg Scientific Research Center for Ecological Safety RAS, sharov_an@mail.ru*

The paper deals with approbation in laboratory and field conditions of a new method of bioindication of aquatic ecosystem state on the basis of evaluation of functional state of freshwater bivalve mollusks by monitoring of their cardiac activity, measured noninvasively by bioelectronic system. Specific features of cardiac activity of bivalve mollusks from different water areas of the eastern part of the Gulf of Finland and the Rybinsk Reservoir are considered. The analysis of the functional state of mollusks using the original hyperosmotic test of the effect was carried out. The approach of ranking the quality of freshwater ecosystems according to the status of bivalve mollusks inhabiting them is proposed.

Keywords: bioindication of water quality, bivalve mollusks, cardiac activity.

УДК 574.635(628.35)

МАКРОФИТЫ – БИОМАРКЕРЫ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РЕЧНЫХ УСЛОВИЯХ

В.М. Хромов, С.С. Выбоч, М.В. Крупина, А.Г. Уваров

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Биологический факультет, г. Москва, mgu-gidro@yandex.ru

Определено содержание 9 элементов, относящихся к загрязнителям из группы тяжелых металлов в воде, высшей водной растительности и эпифитовзвеси. Установлены соотношения содержания, диапазоны концентраций, коэффициенты накопления. Показана видоспецифичность накопления тяжелых металлов для 8 массовых видов пресноводных макрофитов. Обсуждается возможности использования макрофитов и эпифитовзвеси для оценки уровня загрязнения вод тяжелыми металлами.

Ключевые слова: *загрязнение пресных вод, тяжелые металлы, высшие пресноводные растения, пресноводные макрофиты, эпифитовзвесь, оценка качества воды.*

В настоящее время очень актуален вопрос поиска и создания новых методов оценки загрязнения вод по содержанию ТМ в водных экосистемах, которые должны быть оперативными и давать достоверную информацию. Одним из показателей загрязнения воды является уровень накопления ТМ высшими водными растениями [3, 5, 6]. Способность водных макрофитов накапливать преимущественно растворенные в воде металлы и удерживать их в течение продолжительного времени в своих тканях позволяет исследователям рекомендовать их в качестве организмов-биоиндикаторов загрязнения водных экосистем. Помимо самих тканей макрофитов качестве дополнительного индикатора возможно использовать эпифитовзвесь, осаждённую на макрофитах [4]. Эпифитовзвесь также аккумулирует ТМ и способствует их доставке внутрь водного макрофита, на котором она осаждена. Однако зависимость между уровнем накопления ТМ в эпифитовзвеси и в макрофитах различается. Показано, что эпифитовзвесь способна увеличивать в макрофите концентрацию Co, Cu, Cd, Pb. Однако для Zn, Ni и Cr не выявлено увеличения концентрации в растении при наличии на нём эпифитовзвеси [2].

Проведены исследования по накоплению девяти ТМ (Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, Cr, Co, Fe, Mn) семью погруженными макрофитами: Рдест блестящий *Potamogeton lucens* L.P., гребенчатый *Stuckenia pectinata* (L.) Börner P. пронзённолистный *Potamogeton perfoliatus* L., Р.Фриза *Potamogeton friesii* Rupr., Уруть мутовчатая *Myriophyllum verticillatum* L., Элодея канадская *Elodea canadensis* Michx., Роголистник погружённый *Ceratophyllum demersum* L. и воздушно-водным макрофитом – Телорез алоэвидный *Stratiotes aloides* L. в реках Московской и Ярославской областях.

Таблица 1. Среднее содержание ТМ разных видов макрофитов и их эпифитовзвеси (мкг/г с.в.).

Металлы	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Co	Fe	Mn
Среднее по 9 макрофитам	1,56	12,65	0,52	0,09	1,35	0,42	1,77	526,3	1855,3
Станд. Отклон.	0,80	5,40	0,32	0,04	1,39	0,42	1,87	423,4	2450,3
Доверит. Инт.	0,35	2,37	0,14	0,02	0,61	0,19	0,82	185,5	1073,9
Среднее по эпифитовзвеси	4,12	41,80	4,95	0,39	3,66	2,61	3,32	5120,9	4281,2
Станд. Отклон.	3,05	49,18	3,38	0,72	3,01	2,37	2,62	3779,2	4246,4
Доверит. Инт.	1,45	23,38	1,61	0,34	1,43	1,13	1,25	1796,5	2018,6

Сравнительный анализ уровня накопления ТМ во всех собранных макрофитах показывает следующий ряд: $Mn > Fe > Zn > Cu > Pb > Co > Ni > Cr > Cd$. Сравнение коэффициентов накопления показывает, что наиболее интенсивно разные металлы могут накапливаться следующими макрофитами: Cu – рдест пронзённолистный; Zn – элодея канадская; Pb – рдест гребенчатый, элодея канадская; Cd – рдест пронзённолистный, роголистник погружённый; Ni, Cr, Co, Fe, Mn – роголистник погружённый;

По накопительной способности разных видов макрофитов можно выделить прежде всего роголистник погружённый, для которого отмечена максимальная концентрация шести ТМ: Cd, Ni, Cr, Co, Fe, Mn; для элодеи канадской отмечены максимальные коэффициенты накопления Zn и Pb. Максимальный коэффициент накопления Cu наблюдается у рдеста гребенчатого.

Накопительный ряд для эпифитовзвеси: $Fe > Mn > Zn > Pb > Cu > Ni > Co > Cr > Cd$.

Сравнение коэффициентов накопления показывает, что наиболее интенсивно металлы могут накапливаться эпифитовзвесью следующих растений: Cu – роголистник погружённый, элодея канадская; Zn, Pb – элодея канадская; Cd – роголистник погружённый; Ni – уруть мутовчатая, роголистник погружённый; Cr – роголистник погружённый, уруть мутовчатая; Co – роголистник погружённый, рдест гребенчатый; Fe – элодея канадская, роголистник погружённый; Mn – уруть мутовчатая, роголистник погружённый.

Наибольшей накопительной способностью ТМ обладает эпифитовзвесь на роголистнике погружённом, для неё отмечена максимальная концентрация ТМ: Cu, Cd, Ni, Cr, Co, Fe, Mn. Второе и третье места по этому показателю занимают эпифитовзвесь элодеи канадской: Cu, Zn, Pb, Fe; и урути мутовчатой: Ni, Cr, Mn. По уровню накопления ТМ макрофитами и эпифитовзвесью наблюдается высокая степень соответствия, однако различное положение в рядах занимают Pb и Co.

Между содержанием ТМ в макрофитах и их эпифитовзвеси отмечена положительная корреляция. При этом, максимальная корреляция наблюдается для Fe, Ni, Zn ($r = 0,7 - 0,8$), а минимальная – для Cd ($r = 0,15$).

Сравнение концентраций ТМ в макрофитах и в эпифитовзвеси, формирующейся на них, показывает, что концентрация ТМ в эпифитовзвеси может в 3-12 раз превышать концентрацию ТМ в макрофитах. Наблюдая более высокие концентрации ТМ в эпифитовзвеси, на первый взгляд можно сделать вывод о том, что именно эпифитовзвесь может служить более представительным показателем степени загрязнения водных объектов ТМ. Однако, в разных условиях обитания на одних и тех же макрофитах эпифитовзвесь формируется неодинаково. Например, в условиях заводи реки эпифитовзвесь будет интенсивнее оседать на поверхности макрофитов, чем на русловом участке реки. Поэтому концентрация ТМ в макрофите в данном случае будет более представительной для оценки содержания их в воде. Однако, это положение требует более детальных дополнительных исследований. Следует отметить, что при использовании макрофитов для биоиндикации ТМ необходимо учитывать их видовую специфичность в накоплении ТМ.

По накопительной способности (табл. 1) можно выделить прежде всего роголистник погружённый, для которого отмечена максимальная концентрация 6 ТМ: Cd, Ni, Cr, Co, Fe, Mn; для элодеи канадской отмечены максимальные коэффициенты накопления Zn и Pb. Максимальный коэффициент накопления Cu наблюдается у рдеста гребенчатого.

Наибольшей накопительной способностью для ТМ обладает эпифитовзвесь на роголистнике погружённом, для неё отмечена максимальная концентрация 7 ТМ: Cu, Cd, Ni, Cr, Co, Fe, Mn. Второе и третье места по этому показателю занимают эпифитовзвесь элодеи канадской: Cu, Zn, Pb, Fe; и урути мутовчатой: Ni, Cr, Mn.

Сравнение диапазонов коэффициентов накопления показывает, что проанализированные растения по-разному ведут себя по отношению к содержанию ТМ в воде.

Наибольшей накопительной способностью ТМ обладает эпифитовзвесь на роголистнике погружённом, для неё отмечена максимальная концентрация 7 ТМ: Cu, Cd, Ni,

Cr, Co, Fe, Mn. Второе и третье места по этому показателю занимают эпифитовзвесь элодеи канадской: Cu, Zn, Pb, Fe; и урути мутовчатой: Ni, Cr, Mn.

По содержанию ТМ в макрофитах и в эпифитовзвеси отмечена положительная корреляция. При этом, максимальная корреляция наблюдается для Fe, Ni, Zn ($r = 0,7 - 0,8$), а минимальная – для Cd ($r = 0,15$).

Таблица 2. Коэффициенты корреляции по содержанию ТМ в макрофитах и в эпифитовзвеси.

Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr	Co	Fe	Mn
0,62	0,71	0,57	0,15	0,68	0,37	0,50	0,81	0,41

Сравнение концентраций ТМ в макрофитах и эпифитовзвеси, формирующейся на них, показывает, что концентрация ТМ в эпифитовзвеси может в 3-12 раз превышать концентрацию ТМ в макрофитах. Наблюдая более высокие концентрации этих элементов в эпифитовзвеси, на первый взгляд можно сделать вывод о том, что именно эпифитовзвесь может служить более представительным показателем степени загрязнения водных объектов ТМ. Действительно использование эпифитовзвеси макрофитов как биоиндикатора ТМ в водных объектах получила достаточно широкое распространение [4]. Однако, в разных условиях обитания на одних и тех же макрофитах эпифитовзвесь формируется неодинаково. Например, в условиях заводи реки эпифитовзвесь будет интенсивнее оседать на поверхности макрофов, чем на русловом участке реки. В олиготрофных условиях, когда при минимальной концентрации органического вещества в реках могут наблюдаться высокие концентрации ТМ. Поэтому концентрация ТМ в макрофите в данном случае будет более представительной для оценки содержания ТМ в воде.

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

2. Уваров А.Г. Оценка степени загрязнения тяжелыми металлами реки Москвы и возможность использования макрофитов рода *Potamogeton* для биомониторинга тяжелых металлов в реке // Известия Самарского научного центра РАН. – 2015. Т. 17, № 6. – С. 150-158.

3. Хромов В.М. Макрофиты – биоиндикаторы тяжелых металлов в реках // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем : Тез. докл. междунар. конф. – СПб., 2006. – С. 156-157.

4. Янин Е.П. Тяжелые металлы в эпифитовзвеси – индикаторы техногенного загрязнения рек // Разведка и охрана недр. – 1995. – № 6. – С. 27-28.

5. Venkatesha Raju K., Somashekar R.K., Prakash K.L. Biomonitoring of metals in freshwater macrophytes and benthic organisms // Inter. J. Innovative Res. Science, Engineering and Technology. – 2013. – Vol. 2, N 9. – P. 4661-4670.

6. Yasar A., Khan M., Tabinda A.B., Hayyat M.U., Zaheer A. Percentage Uptake of heavy Metals of different macrophytes in stagnant and flowing textile effluent // J. Animal & Plant Science. – 2013. – Vol. 23 (6). – P. 1709-1713.

MACROPHYTES – BIOMARKERS OF HEAVY METALS IN RIVER CONDITION

V.M. Khromov, S.S. Vyboch, M.V. Krupina, A.G.Uvarov
 MSU of Lomonosov, Faculty of Biology, Moscow, mgu-gidro@yandex.ru

Determine the content of 9 elements belonging to the group of pollutants of heavy metals in water, aquatic vegetation and apertisos. Set the content ratio, the concentration ranges, coefficients of accumulation. Shown vidospetsifichnost accumulation of heavy metals for 8 popular types of freshwater macrophytes. Discussed the possibility of using macrophytes and apertisos to assess the level of water pollution with heavy metals.

Key words: *pollution of freshwater, heavy metals, higher freshwater plants, freshwater macrophytes, apertisos, quality assessment vadamaratchi biomarkers of heavy metals in river conditions.*

УДК 595.143: 574.64

ПИЯВКИ *HAEMOPIS SANGUISUGA* LINNAEUS, 1758 КАК БИОИНДИКАТОРЫ ПРИ МОНИТОРИНГЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ УРАЛА ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

Л.В. Черная¹, Л.А. Ковальчук¹, Н.В. Микшевич²

¹Институт экологии растений и животных УрО РАН; ² Уральский государственный педагогический университет, г. Екатеринбург, kovalchuk@ipae.uran.ru

В статье приводятся данные об уровне содержания Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Cd, Pb в тканях пресноводной пиявки *Haemopis sanguisuga* L., обитающей в естественных и антропогенно нарушенных водных экосистемах Урала, а также в донных отложениях изучаемых водных объектов. Рассчитаны коэффициенты биологического накопления тяжелых металлов в тканях пиявок для каждого водного объекта. Выявлены статистически значимые корреляционные связи между уровнем содержания тяжелых металлов в тканях пиявок и их концентрациями в донных отложениях. Показана принципиальная возможность использования *H. sanguisuga* в качестве биоиндикаторов при мониторинге загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами.

Ключевые слова: тяжелые металлы, большие ложноконские пиявки, водные экосистемы Урала, биоиндикация

Из химических веществ, загрязняющих водную среду, реальную угрозу для гидробионтов представляют тяжелые металлы (ТМ) и их соединения [5-7]. Опасность заключается не только в их токсичности, но и в способности к аккумуляции в многочисленных компонентах экосистем. В водных биогеоценозах наибольшей аккумулярующей способностью по отношению к ТМ обладают донные отложения (ДО), химический состав которых характеризует экологическое состояние биотопа за достаточно продолжительный период времени [14].

Экотоксикологический подход к исследованию сопряженной системы «донные отложения – бентос» объективно отражает состояние, как гидробионтов, так и среды их обитания [2, 6]. Донные беспозвоночные, как один из ключевых элементов водных экосистем, могут служить надежным и объективным биогеохимическим индикатором загрязнения придонных вод и ДО. В качестве индикаторов загрязнения водной среды ТМ служат различные представители макрозообентоса: моллюски, личинки насекомых, губки и мн.др. [3, 8, 13]. Многочисленная группа пресноводной бентофауны – пиявки, являясь консументами второго и третьего порядков, накапливают значительные концентрации экотоксикантов в тканях и, наряду с другими традиционными индикаторными организмами, могут быть использованы при мониторинге загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами [10, 11]. Наиболее перспективными объектами биоиндикации являются хищные пиявки *Haemopis sanguisuga* L. 1758, отвечающие основным параметрам индикаторных организмов – широкое распространение в пресноводных экосистемах всех типов, достаточно крупные размеры (до 10 см), многолетний биологический цикл (более 5 лет), высокая резистентность к токсикантам [4, 9, 12].

Цель данного исследования – оценить биоаккумуляционные возможности пресноводных пиявок *H. sanguisuga* к ТМ и выявить корреляционную связь между уровнем содержания эссенциальных (Cu, Zn, Mn, Fe) и токсичных (Ni, Cd, Pb) элементов в тканях большой ложноконской пиявки и их концентрациями в донных отложениях водных экосистем естественных ландшафтов и антропогенно нарушенных территорий Урала.

В исследованиях использованы взрослые особи *H. sanguisuga* из 11-ти водных объектов Уральского региона, расположенных, как на ненарушенных антропогенным фактором территориях (условно фоновые): Ильменский государственный заповедник (оз. Большой Таткуль и оз. Б. Миассово), Висимский биосферный заповедник (р. Сулем и вдхр. Сулемское), Нижне-Сергинский район Свердловской области (р. Бардым), так и в зоне действия металлургических, горнодобывающих, металлообрабатывающих, химических предприятий – в черте промышленных городов: Миасс (оз. Ильменское), Екатеринбург (оз. Шарташ и р. Исеть), Верхний Тагил (р. Тагил), Нижние Серьги (вдхр. Нижнесергинское), Красногурьевск (р. Турья). Пиявок отлавливали вручную в литоральной части водоемов, в

летний период. Пробы ДО отбирали цилиндрическим пробоотборником с лепестковым затвором из верхнего 10-см слоя дна на участках, где толщина водного слоя составляла 50-100 см. Доставленных в лабораторию пиявок освобождали от содержимого кишечника, промывали дистиллированной водой, высушивали при комнатной температуре. Пробы ДО высушивали в сушильном шкафу при температуре 105 °С до постоянного веса, после чего измельчали в фарфоровой ступке до порошкообразного состояния.

Содержание Cu, Zn, Fe, Mn, Ni, Cd, Pb в тканях пиявок и в ДО исследовали методом атомно-абсорбционной спектрометрии на спектрофотометре ААС-3 (основная погрешность по оптической плотности не превышает $\pm 5\%$ от диапазона измерения) в пламени пропан-бутан и на приборе Analyst 100 фирмы Perkin Elmer. Пробоподготовку проводили методом мокрой минерализации высушенных образцов в смеси азотной (HNO₃) и хлорной (HClO₄) кислот [1]. Концентрацию ТМ выражали в мкг/г сухой массы. Уровень биологической аккумуляции пиявок оценивали по коэффициентам биологического накопления (К_{БН}), рассчитанным как отношение концентраций ТМ в тканях к их концентрациям в ДО. Использовано 110 особей пиявок, подготовлено 220 проб и проведено 1540 элементоопределений.

Экспериментальные данные обрабатывали с использованием пакета лицензионных прикладных программ «Statistica 6.0.» (StatSoft, Ink., 1984-2001). При оценке статистически значимых различий средних данных между группами использовали U-тест Манна-Уитни (при парном сравнении) и Н-критерий Краскела-Уоллеса (при множественном сравнении). Взаимозависимость между рядами оценивали с помощью рангового анализа сопряженности по Спирмену (коэффициент корреляции r_s). Различия между сравниваемыми выборками считали статистически значимыми при $p < 0,05$.

Проведенные исследования показали, что ДО водных объектов, расположенных на антропогенно нарушенных территориях Уральского региона, содержат изучаемые ТМ, исключая Zn, в больших количествах, чем грунты условно фоновых водных экосистем ($p < 0,0001$) (таблица). Вместе с тем в некоторых водоемах, не подверженных антропогенной нагрузке, уровень содержания Zn, Ni и Cd в ДО превышает фоновые значения, указанные в литературе [7], что обусловлено, как геохимическими аномалиями изучаемого региона, так и атмосферными поступлениями тяжелых металлов в водную среду.

Обнаружено, что в тканях большой ложноконской пиявки, обитающей в условиях высокой антропогенной нагрузки, содержание всех изучаемых ТМ, за исключением Ni, значительно выше, чем у особей из условно фоновых водных объектов ($p < 0,0001$). Вместе с тем, установлено, что пиявки, населяющие водные экосистемы промышленных городов Урала, снижают биоаккумуляционную активность по отношению к Fe, Ni и Pb (значения КБН ниже, чем у особей из условно фоновых территорий), что может свидетельствовать о наличии у них эффективных механизмов детоксикации и элиминации избыточного количества данных металлов.

Показано, что во всех изучаемых водных объектах Уральского региона, независимо от уровня антропогенной нагрузки, пиявки *H. sanguisuga* являются макроконцентраторами Zn и деконцентраторами Mn и Fe (таблица).

Выявлено, что уровни содержания Cu, Cd и Pb в тканях пиявок *H. sanguisuga*, обитающих на ненарушенных антропогенным воздействием территориях, не зависят от концентраций этих ТМ в ДО ($p > 0,05$), что свидетельствует о преимущественно трофическом пути поступления этих элементов в организм пиявок и о наличии у *H. sanguisuga* механизмов их регуляции. Вместе с тем у этой группы пиявок выявлена статистически значимая положительная связь в корреляционных парах «ТМ_{ткань} - ТМ_{ДО}» для Zn ($r_s = 0,72$), Fe ($r_s = 0,48$) и Ni ($r_s = 0,93$) и отрицательная связь средней силы для Mn ($r_s = -0,54$) ($p < 0,01$) (табл.).

Обнаружено, что в условиях персистентного поступления поллютантов в водные экосистемы промышленных территорий Урала, у населяющих их пиявок *H. sanguisuga* уровень содержания в тканях всех изучаемых ТМ, за исключением Mn, зависит от их

концентраций в донных отложениях и степень связи в корреляционных парах «ТМ_{ткань} - ТМ_{ДО}», в сравнении с таковыми из условно фоновых водоемов, усиливается ($r_s = 0,59-0,92$).

Таблица. Показатели биоаккумуляционной активности к тяжелым металлам пиявок *H. sanguisuga*, обитающих в условно фоновых и антропогенно модифицированных водных объектах Урала.

ТМ	Водные объекты							
	Условно фоновые				Антропогенно нарушенные			
	С _{ДО} n=50	С _{ткань} n=50	К _{БН}	r _s	С _{ДО} n=60	С _{ткань} n=60	К _{БН}	r _s
Cu	9,29- 20,4	19,4- 27,3	1,34- 2,08	–	22,9- 152*	52,7- 218*	1,43- 3,45	0,59
Zn	45,3- 69,3	433- 970	8,12- 14,1	0,72	38,5- 345	985- 2024*	5,87- 28,4	0,80
Mn	215- 353	9,23- 64,3	0,04- 0,30	–0,54	395- 5958*	41,4- 117*	0,07- 0,29	–
Fe	3207- 6209	494- 1336	0,10- 0,30	0,48	6549- 31204*	990- 2354*	0,07- 0,23	0,77
Ni	12,4- 44,1	29,5- 55,9	1,88- 2,43	0,93	22,6- 48,6*	25,6- 61,3	1,03- 1,54	0,86
Cd	1,28- 1,64	1,97- 3,33	1,45- 2,45	–	1,75- 2,21*	3,65- 8,42*	2,09- 3,81	0,92
Pb	7,92- 8,41	15,5- 20,1	1,91- 2,39	–	9,21- 17,4*	21,3- 31,4*	1,70- 2,56	0,78

Примечание: Диапазоны средних значений концентраций (мкг/г сухой массы) микроэлементов (МЭ) в донных отложениях (С_{ДО}), в тканях *H. sanguisuga* (С_{ткань}) из условно фоновых и антропогенно нарушенных водных объектов, коэффициент биологического накопления (К_{БН}), коэффициент корреляции (r_s), характеризующий степень связи МЭ в парах «ткань пиявок - донные отложения», $p < 0,01$; * - различия между группами статистически значимы, $p < 0,0001$.

Таким образом, выявленные в ходе исследования статистически значимые корреляционные зависимости уровня содержания Cu, Zn, Fe, Ni, Cd и Pb в тканях пиявок *H. sanguisuga* от их концентраций в абиотической среде (ДО) и высокие значения коэффициентов биологического накопления токсичных элементов указывают на принципиальную возможность использования больших ложноконских пиявок в качестве биоиндикаторов при мониторинге водных экосистем Уральского региона.

1. Другов Ю.С., Родин А.А. Пробоподготовка в экологическом анализе: практическое руководство / 3-е изд. доп. и перераб. – М.: БИНОМ, 2009. – 855 с.

2. Клишко О.К. Токсикологический подход в биогеохимической оценке состояния водных экосистем // Экологические системы: фундаментальные и прикладные исследования : Тез. докл. конф. – Нижний Тагил, 2008. – С. 178-183.

3. Лукашев Д.В. Накопление тяжелых металлов моллюсками *Lymnaea stagnalis* как показатель загрязнения малых водоемов // Гидробиологический журнал. – 2015. – Т. 51, № 2. – С. 74-81.

4. Лукин Е.И. Пиявки пресных и солоноватых водоемов. – Л., 1976. – Т. 1. – 484 с.

5. Микшевич Н.В., Ковальчук Л.А. Водная среда и экологическая безопасность человека : Учеб. пособие по курсу «Экология и безопасность жизнедеятельности человека» / МОН РФ; Уральский государственный педагогический университет; ф-т безопасности жизнедеятельности. – Екатеринбург, 2014. – Ч. I. – 128 с.

6. Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: теоретические и прикладные аспекты / Ин-т водных проблем РАН. – М.: Наука, 2009. – 400 с.

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

8. Степанова Н.Ю., Яковлев В.А., Латыпова В.З. Зообентос как индикатор экотоксикологической обстановки в Куйбышевском водохранилище // Вестник РУДН. Сер. Экология и безопасность жизнедеятельности. – 2007. – № 2. – С. 50-57.

9. Флеров Б.А. Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. – Л.: Наука, 1989. – 144 с.

10. Черная Л.В., Ковальчук Л.А. Пиявки водных объектов Екатеринбурга и их биоаккумуляционные возможности // Экология урбанизированных территорий. – 2010. – № 3. – С. 17-21.

11. Черная Л.В., Ковальчук Л.А. Содержание тяжелых металлов в тканях пиявок, обитающих в озерах Южного Урала // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2010. – №12 (118). – С. 65-68.

12. Черная Л.В., Ковальчук Л.А. Влияние тяжелых металлов на состояние аминокислотного пула тканей пиявок *Haemopsis sanguisuga* (L., 1758) в модельном эксперименте // Вода: химия и экология. – 2014. – № 9. – С. 68-71

13. Padovan A.N., Munksgaard B., Alvarez K., McGuinness D., Parry K. Trace metal concentrations in the tropical sponge *Spherospongia vagabunda* at a sewage outfall: synchrotron X-ray imaging reveals the micron-scale distribution of accumulated metals // Hydrobiologia. – 2012. – Vol. 687. – P. 275-288.

14. Stumm W., Morgan J.J. Aquatic chemistry. – New York: Willey&Sons, 1996. – 1022 p.

LEECHES *HAEMOPIS SANGUISUGA* L., 1758 AS BIOINDICATORS IN MONITORING OF POLLUTION OF WATER ECOSYSTEMS OF URALS HEAVY METALS

L.V. Chernaya¹, L.A. Kovalchuk¹, N.V. Mikshevich²

¹ *Institute of Plant and Animal Ecology UB RAS;*

² *Ural State Pedagogical University, Yekaterinburg, kovalchuk@ipae.uran.ru*

The article presents data on the level of content of Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Cd, Pb in the tissues of the freshwater leech *Haemopsis sanguisuga* L. inhabiting the natural and anthropogenically disturbed water ecosystems of the Urals, as well as in the bottom sediments of the studied water bodies. The coefficients of biological accumulation of heavy metals in each water body are calculated. Statistically significant correlations between the level of heavy metals in the leech tissues and their concentrations in the bottom sediments have been revealed. The principal possibility of using *H.sanguisuga* as bioindicators in monitoring pollution of water ecosystems in the Urals region by heavy metals is shown.

Keywords: heavy metals, leeches, water ecosystems of the Urals, bioindication

УДК 574.5

ФЛУОРЕСЦЕНТНАЯ МИКРОСПЕКТРОСКОПИЯ ДЛЯ ИССЛЕДОВАНИЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО РАЗНООБРАЗИЯ ЦИАНОБАКТЕРИЙ В ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Л.В. Чистякова¹, Т.Р. Жангиров², А.А. Лисс², Н.Ю. Григорьева^{2,3}

¹ *Санкт-Петербургский государственный университет;* ² *Санкт-Петербургский государственный электротехнический университет «ЛЭТИ» им. В.И. Ульянова (Ленина);*

³ *Институт озерадения РАН, г. Санкт-Петербург,
ludmila.chistyakova@spbu.ru, renes3@mail.ru*

В данной работе продемонстрирована возможность использования новейших методов флуоресцентной микроспектроскопии для оперативного выявления и первичной дифференциации в натуральных пробах различных родов цианобактерий *in vivo*. Для десяти штаммов нитчатых цианобактерий проведено сравнение спектров собственной флуоресценции индивидуальных клеток. Выявлены критические параметры для проведения статистического анализа. Для трех штаммов проведен стандартный многомерный дискриминантный анализ случайной выборки по 27 параметрам. Получено 100 % разделение двух близких родов и двух штаммов внутри одного рода в выборке из 60 измерений.

Ключевые слова: цианобактерии, спектры флуоресценции, дискриминантный анализ, конфокальная микроскопия

Для определения уровня загрязнения водоемов биологическими методами используют преимущественно данные о видовом разнообразии организмов, формирующих сообщества, их количественном соотношении и присутствии видов-индикаторов. В связи с этим актуальной представляется разработка методик, позволяющих оперативно оценивать видовой состав организмов в сообществе.

Известно, что представители различных систематических групп микроводорослей отчетливо различаются по спектрам поглощения и флуоресценции, что обусловлено различиями в строении светособирающих комплексов фотосинтетической системы [4]. Так, оптические свойства цианобактерий определяют три основных вида фотопигментов – это хлорофилл *a*, каротиноиды и фикобилипротеины [3]. В формировании спектров поглощения участвуют все три вида фотопигментов, причем форма спектра достаточно сильно зависит от концентрации отдельных элементов.

Все предыдущие попытки проведения таксономического анализа различных видов микроводорослей по оптическим спектрам основывались на изучении интегральных спектров культуры в целом и преимущественно на изучении спектров поглощения [4]. Очевидно, что соотношение концентраций вспомогательных пигментов, таких, как каротиноиды и фикобилипротеины, могут достаточно быстро меняться с изменением внешних условий, в том числе, в ответ на стрессорные воздействия. Кроме того, в интегральные спектры поглощения дают вклад культуральная среда и продукты жизнедеятельности цианобактериальной культуры, поэтому спектры культур одного штамма, выращенных при различных условиях, могут достаточно сильно отличаться друг от друга. В связи с этим на основании интегральных спектров поглощения удавалось разделить только те крупные группы фитопланктона, которые различались собственно по набору основных фотопигментов.

С другой стороны, спектры собственной флуоресценции отдельных живых клеток, находящихся в хорошем физиологическом состоянии, непосредственно связаны с молекулярным строением антенного комплекса и эффективностью передачи энергии в реакционный центр, и, соответственно, отражают работу светособирающего комплекса. Мы предположили, что использование спектров собственной флуоресценции отдельных живых цианобактериальных клеток, выращенных в стабильных условиях при постоянном освещении белым светом (широкий спектр длин волн), позволит выявить различия между отдельными родами и даже штаммами цианобактерий.

В данной работе для десяти штаммов нитчатых цианобактерий родов *Leptolyngbya*, *Geitlerinema*, *Plectonema* и *Phormidium* проведено сравнение спектров собственной флуоресценции индивидуальных клеток, объем выборки для каждого штамма составлял 15-25 серий спектров.

При проведении экспериментов для снятия спектров собственной флуоресценции отдельных клеток использовалось восемь лазерных линий конфокального лазерного сканирующего микроскопа Leica TCS-SP5: 405 нм (диодный лазер), 458, 476, 488, 496, 514 нм (аргоновый лазер), 543, 633 нм (гелий-неоновый лазер). Спектры флуоресценции клеток цианобактерий снимались в стандартном режиме ламбда-сканирования, реализованном в большинстве типов современных конфокальных микроскопов. В качестве объектива использовался иммерсионный объектив с апертурой 1.3 (объектив HCX PL APO 63.0x1.30 GLYC 37 °C UV) с глицериновой иммерсией (глицерин 80 % H₂O). Серии спектров снимались в режиме минимального повреждения клеток. При обработке полученных данных отбирались спектры клеток, находящихся в хорошем физиологическом состоянии. Подробно методика определения физиологического состояния клеток цианобактерий по спектрам флуоресценции описана в работе [1]. Для автоматизации процесса разделения штаммов цианобактерий по спектрам собственной флуоресценции был применен дискриминантный анализ – многомерный статистический метод [2], показавший высокую эффективность на задачах подобного рода.

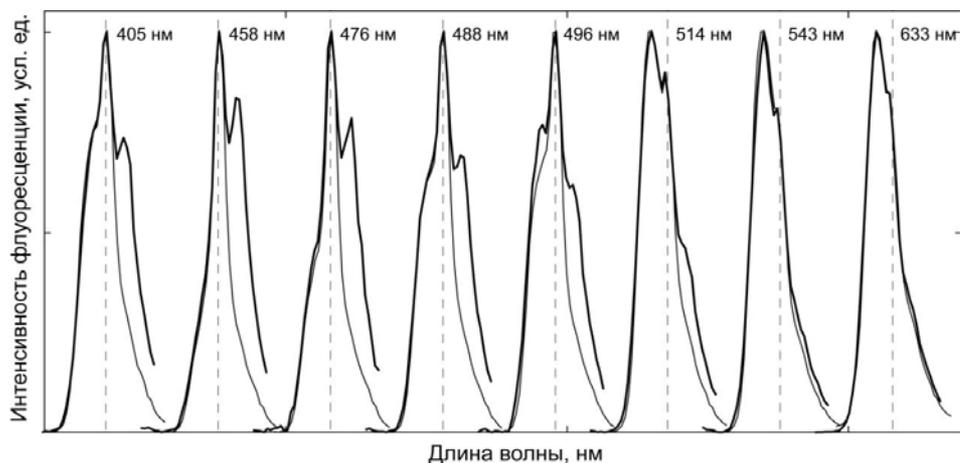


Рисунок 1. Нормированные спектры собственной флуоресценции клеток цианобактерий, полученные при возбуждении 8 лазерными линиями. Жирные линии – штамм *Leptolyngbya* sp. CALU 1715, тонкие линии – штамм *Geitlerinema* sp. CALU 1718. Для получения каждого спектра проводилось усреднение по 5 клеткам. Каждая пара спектров сдвинута по горизонтальной оси на 200 нм относительно соседней для удобства сравнения спектров. Цифры над кривыми указывают длину волны возбуждающего света. Пунктирные линии отмечают положение максимума флуоресценции хлорофилл-белковых комплексов (682 нм).

Показано, что спектры собственной флуоресценции отдельных клеток, полученные для представителей разных родов цианобактерий, отчетливо различаются между собой. Для примера на рис. 1 приведены два набора спектров собственной флуоресценции, полученные для двух нитчатых цианобактерий – р. *Leptolyngbya* и р. *Geitlerinema*. Очевидно, что спектры имеют значительные различия в области длин волн ~ 720 нм, а также небольшое различие в области флуоресценции основного пигмента фикоцианина (~ 656 нм). Более того, применение дискриминантного анализа делает возможным дифференцировать цианобактерии, относящиеся не только к разным родам, но и разным штаммам в пределах одного рода. На рис. 2 представлены результаты дискриминантного анализа для трех штаммов цианобактерий из коллекции CALU РЦ «Культивирование микроорганизмов» Научного парка СПбГУ, два из которых относятся к роду *Leptolyngbya* и один к роду *Geitlerinema*. В первом случае дискриминантный анализ проводился по 21 параметру – отношения интенсивностей флуоресценции основных пигментов фотосинтетического аппарата к флуоресценции хлорофилл-белковых комплексов (рис. 2, а). Очевидно, что родовые отличия оказались более значительными, чем различия между штаммами. Однако, данного набора параметров хватило, чтобы уверенно разделить и близкие штаммы цианобактерий внутри одного рода *Leptolyngbya*. Введение дополнительных 6 параметров, отклонения спектров серии от центрального спектра, полученного при возбуждении лазерной линией 488 нм, привело к еще лучшему разделению выборки (рис. 2, б).

Таким образом, показано, что флуоресцентная микроспектроскопия может быть использована для оценки биоразнообразия цианобактерий в исследуемых водоемах. Сделан вывод о возможности использования прижизненных спектров собственной флуоресценции, снятых на уровне отдельных клеток, в качестве дополнительного признака при таксономическом анализе цианобактерий. Имея базовые наборы спектров собственной флуоресценции клеток лабораторных видов цианобактериальных культур и используя стандартные методы статистики, такие как многомерный дискриминантный анализ, можно с достаточно высокой вероятностью определять родовую принадлежность клеток цианобактерий из натуральных проб.

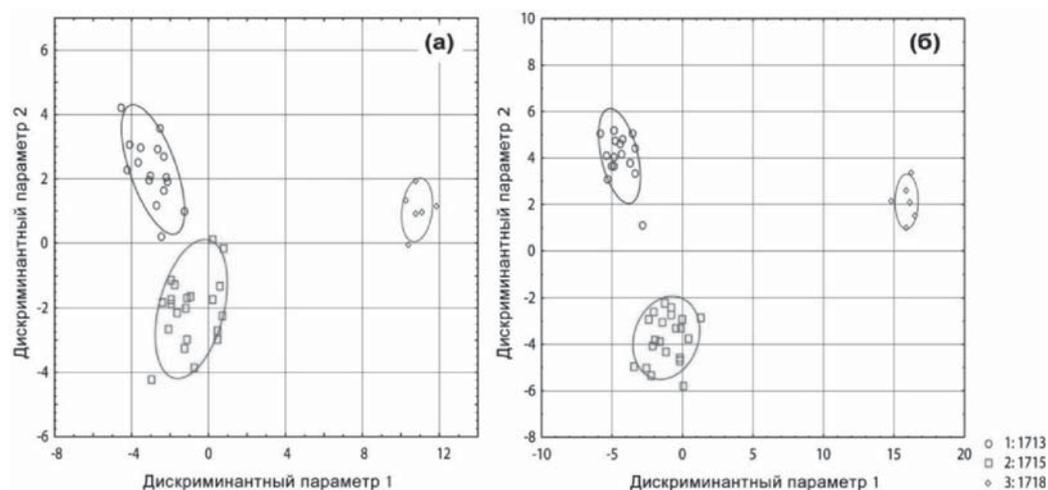


Рисунок 2. Результаты дискриминантного анализа, проведенного с нормированными спектрами собственной флуоресценции трех штаммов цианобактерий: (1) – *Leptolyngbya* sp. CALU 1713, (2) – *Leptolyngbya* sp. CALU 1715, (3) – *Geitlerinema* sp. CALU 1718. Классификация проводилась (а) – только по параметрам отношения интенсивностей, (б) – по параметрам отношения интенсивностей и по параметрам отклонения от центрального спектра одновременно. Одинаковые точки соответствуют разным спектрам в выборке для одного штамма. Линии отмечают области стандартного отклонения для каждой выборки.

С помощью конфокального микроскопа спектры флуоресценции могут быть получены даже с одной клетки в пробе и идентификация цианобактериального вида может быть проведена по одному набору спектров (конечно, в этом случае, с меньшей достоверной вероятностью). На основе применения многомерного дискриминантного анализа показана возможность автоматизации процесса определения родовой принадлежности цианобактерий, полученных из натуральных проб. Все исследования проведены с использованием оборудования РЦ «Развитие молекулярных и клеточных технологий» Научного парка СПбГУ. Образцы штаммов цианобактерий предоставлены РЦ «Культивирование микроорганизмов» Научного парка СПбГУ.

1. Григорьева Н.Ю., Румянцев В.А., Чистякова Л.В. Спектроскопические методы определения жизнеспособности синезеленых водорослей после слабых внешних воздействий // Океанология. – 2017. – Т. 6. (в печати).
2. Дубров, А.М., Мхитарян В.С., Трошин Л.И. Многомерные статистические методы : Учебник. – М.: Финансы и статистика, 2003. – 352 с.
3. Blankenship R.E. Molecular Mechanisms of Photosynthesis / 2nd Ed. – Chichester: Wiley Blackwell UK, 2014. – 314 p.
4. Johnsen G. et al. In-vivo absorption characteristics in 10 classes of bloom-forming phytoplankton-taxonomic characteristics and responses to photoadaptation by means of discriminant and HPLC analysis // Marine Ecology Progress Series. – 1994. – Vol. 105, №. 1-2. – P. 149-157.

FLUORESCENT SPECTROSCOPIC MICROSCOPY FOR INVESTIGATION OF BIOLOGICAL DIVERSITY OF CYANOBACTERIA IN FRESHWATER ECOSYSTEMS

L.V. Chistyakova¹, T.R. Zhangirov², A.A. Liss², N.Yu. Grigoryeva²

¹ Saint-Petersburg State University, St. Petersburg, ludmila.chistyakova@spbu.ru

² Saint-Petersburg State Electrotechnical University, St. Petersburg, Institute of Limnology RAS, renes3@mail.ru

In this work the ability of novel methods of fluorescence microscopic spectroscopy in efficient detection and primary separation *in vivo* of cyanobacterial species in environmental samples is demonstrated. For ten cyanobacterial

species from CALU collection the comparative analysis of intrinsic single-cell fluorescence spectra was done. A set of crucial parameters for further statistical analysis was revealed. For three selected species standard multivariate discriminant analysis over 27 parameters was performed with random sampling. The separation of close species and strains inside one species was achieved at level 100% for random sampling consists of 60 probe.

Keywords: cyanobacteria, fluorescence spectra, discriminant analysis, confocal microscopy.

УДК 597-169 (282.256.34)

ТРАНСФОРМАЦИЯ ВОДНЫХ СООБЩЕСТВ ПРИ ФОРМИРОВАНИИ ВОДОХРАНИЛИЩ: ПАРАЗИТОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ

Ю.К. Чугунова

ФГБНУ «Научно-исследовательский институт экологии рыбохозяйственных
водоемов», г. Красноярск, jhermann@mail.ru

Исследованы эколого-популяционные последствия трансформации водных сообществ при создании водохранилища на паразитарные сообщества рыб. Показаны изменения структуры и видового богатства паразитофауны массовых видов рыб: щуки, окуня и плотвы Богучанского водохранилища сразу после зарегулирования и спустя 3 года существования водоема.

Ключевые слова: Богучанское водохранилище, р. Ангара, паразитофауна, сообщество, мониторинг

Заполнение Богучанского водохранилища началось в марте 2012 г. путем зарегулирования р. Ангары плотиной Богучанской ГЭС и уже к июню 2015 г. достигло проектных величин. Площадь водного зеркала составила 2326 км² при средней глубине 25 м (максимальной до 75 м).

В настоящей работе предпринята попытка охарактеризовать тренды в динамике фауны и видовом разнообразии паразитов рыб в условиях зарегулированного стока и выраженных сукцессионных изменениях.

Сбор материала осуществлялся в начальный период заполнения водохранилища (июнь 2012 г.) и после его окончания (июнь 2015 г.). Рыба отлавливалась в заливе Проспихина (нижний участок Богучанского водохранилища). В качестве объектов исследования были выбраны три представителя ихтиофауны, различающиеся особенностями биологии и типом питания: щука *Esox lucius*, окунь *Perca fluviatilis* и плотва *Rutilus rutilus*.

Полное паразитологическое вскрытие рыбы проводилось на живом материале по общепринятой методике [1] и фиксированном 10% раствором формалина [2].

Паразитофауна щуки.

В 2012 г. вскрыто 15 экз. щук длиной (АВ) 475-920 (581±29,9) мм, массой 740-5420 (1462,1±329,3) г, в возрасте 3+ - 10+ лет. Из них 40 и 33,3 % представлены особями 4+ и 5+ лет соответственно. Основным компонентом питания щуки в этом году был пескарь.

Паразитофауна щуки представлена видами, ранее обитавшими в р. Ангаре и включает 13 видов, 9 классов. При этом распределение паразитов по систематическим группам практически одинаково, с некоторым преобладанием миксоспоридий - 3 вида, инфузорий и трематод – по 2, моногеней, цестод, нематод, скребней, пиявок и моллюсков – по 1 виду.

По величине зараженности доминировали специфичные для щуки моногеней *Tetraonchus monentheron* и цестоды *Triaenophorus nodulosus* с экстенсивностью инвазии 93,3 %. Основу паразитофауны составляли *Raphidascaris acus* (66,6 %), *T. epizootica* (66,6 %), *Piscicola geometra* (46,6 %), *Azygia sp.* (40 %) и *Anodonta sp.* (33,1 %). Остальные виды имели невысокую или единичную встречаемость.

Спустя 3 года (2015 г.) исследована сходная по размерно-весовым характеристикам выборка щуки. Длина рыб составляла 415-685 (539,13±19,3) мм, масса 475-2170 (1101±122,3 г), шести возрастных групп (2+ - 8+ лет), причем рыбы в возрасте 4+ и 5+ лет также наиболее многочисленны. Объектом питания щук преимущественно был окунь и единично плотва.

За прошедший период, в сравнении с речными условиями, паразитофауна щуки кардинально изменилась. Произошла смена видового состава паразитов в сторону преобладания паразитических инфузорий – 6 из 11 обнаруженных видов. Миксоспоридии,

пиявки и трематоды отсутствуют, но впервые отмечены цестоды *P. perca* и личинки глазных нематод *Desmidocercella numidica (larvae)*, зараженность которыми единичная. Общими паразитами щуки за период исследований остались *T. monentheron* (100 %), *T. nodulosus* (86,6%) и *R. acus*, однако экстенсивность инвазии нематодами снизилась более чем в 3 раза.

Паразитофауна окуня.

В 2012 г. исследовано 34 экз. рыб длиной 145-350 (197,6±7,4 мм), массой 32-616 (124,2±19,6 г) в возрасте 2+- 5+ лет. Преобладали особи 3+ лет, доля которых составляла 58,8% от общего числа. Основным компонентом питания окуня в этом году были дождевые черви, ставшие доступными в результате затопления почвы.

В составе паразитофауны зарегистрировано 17 видов, 8 систематических групп: микроспоридии – 2, перитрихи – 4, моногенеи – 2, цестоды – 1, трематоды – 5, нематоды, ракообразные и моллюски – по 1 виду. По величине зараженности доминировали метацеркарии трематод *Ichthyocotylurus variegatus* (100 %) и *D. volvens* (70,6 %). Ядро паразитофауны формировали *Apiosoma campanulatum* (38,2 %), *Diplostomum spathaceum* (20,6 %) и *Camallanus lacustris* (26,5 %). Большая часть обнаруженных паразитов имела невысокую встречаемость (2,9-11,7 %)

В 2015 г. исследовано 30 экз. окуня длиной 160-242 (190,8±4,7 мм), массой 45-196 (91,4±8,3 г), в возрасте 3+- 4+ лет. Причем более 86 % (26 экз.) составляют особи 3+лет, то есть которые появились уже непосредственно в водохранилище. В питании окуня в этом году преобладал зоопланктон и воздушные насекомые (мухи), единично встречались хирономиды.

За три года существования водохранилища сокращения числа видов паразитов у окуня не произошло, и при этом, как и у щуки, доминирующей группой по видовому разнообразию становятся паразитические инфузории – 10 из 18 обнаруженных видов. Наиболее массовые из них: *Trichodinella epizootica* (50,0 %), *Apiosoma campanulatum* (43,3 %) и *Trichodina acuta* (36,6 %). Абсолютным доминантом по численности, с экстенсивностью инвазии 60 %, становится цестода *Proteocephalus percae*, нерегистрируемая в 2012 г. Кроме того, в составе фауны появились следующие виды: *Dermocistidium percae*, *Henneguya lobosa*, *Proteocephalus torulosus*, *R. acus* (larva), зараженность которыми единична. Вместе с тем в 2015 г. отсутствуют моногенеи, кариофилидные цестоды и моллюски, а зараженность *D. volvens* по сравнению с 2012 г. сократилась в 7 раз.

Паразитофауна плотвы.

В 2012 г. исследовано 15 экз. плотвы длиной (АВ) 150-182 (161,2±2,8), массой 34-69 (46,0±3,1) трех возрастных групп: 4+ (13,3 %), 5+ (60 %) - 6+ (26,6 %). В питании преобладали двустворчатые моллюски, единично хирономиды.

После зарегулирования состав паразитов плотвы представлен типичной речной фауной. Было обнаружено 10 видов паразитов, включая микроспоридий (*Muxobolus muelleri* и *Muxobolus* sp.), инфузорий (*Paratrachodina incisa* и *Apiosoma* sp.), моногеней (*Dactylogyrus similis*, *Dactylogyrus crucifer* и *Paradiplozoon homoion*), цестод (*Triaenophorus nodulosus*), трематод (*Diplostomum spathaceum*) и ракообразных (*Ergasilus briani*). Наличие личинки триенофоруса в кишечнике плотвы очевидно случайное (попавшая с кормовым объектом).

Абсолютным доминантом были метацеркарии трематод *D. spathaceum* (100 %, ИО 60,2 экз.) У отдельных рыб в хрусталике локализовалось 141 экз. гельминтов. Среди прочих видов доминировали моногенеи *D. similis* (80 %) и *D. crucifer* (46,6 %). В этом году регистрировался реофильный рак *E. briani*, с экстенсивностью инвазии 20 %.

Выборку плотвы (15 экз.) в 2015 г, составляли особи длиной 162-270 (193±7,6) мм, массой 35-239 (77,5±14,3) г., из них более 70 % рыб в возрасте 3+ лет, т.е появившиеся уже в водохранилище.

В отличие от начального периода исследований состав паразитофауны плотвы увеличился до 16 видов, 9 из которых представлены моногенеями. Наиболее массовые: *Dactylogyrus nanus* (86,6 %), *D. crucifer* (86,6 %), *P. homoion* (40 %) и *Dactylogyrus suecicus*

(33,3 %). Наблюдается смена доминирующих видов: вместо метацеркарий трематод, паразитирующих в глазах, стали преобладать моногенеи.

В результате трансформации речной биоты после зарегулирования р. Ангары и создания водохранилища произошли значительные изменения структуры и видового разнообразия паразитофауны рыб. Доминирующее положение в составе фауны паразитов у щуки и окуня заняли простейшие, у плотвы – моногенеи. У окуня заметные изменения в паразитофауне происходят уже на первых этапах формирования биоты водохранилища. Наблюдается нарастание зараженности цестодами, что показывает увеличение роли зоопланктона в питании рыб. У плотвы, питающейся преимущественно растительной пищей, комплекс паразитов, развитие которых связано с планктоном, еще не сформировался.

Практически все трематоды, связанные с моллюсками, и нематоды, развивающиеся через бентос, выпали из состава паразитофауны исследуемых видов хозяев или резко сократились показатели встречаемости и интенсивности заражения.

1. *Быховская-Павловская И.Е.* Паразиты рыб. Руководство по изучению. – Л.: Наука, 1985. – 122 с.
2. *Доровских Г.Н., Степанов В.Г.* Методы сбора и обработки ихтиопаразитологических материалов : Учеб. пособие. – Сыктывкар: Изд-во СГУ, 2009. – 132 с.

A TRANSFORMATION OF AQUATIC COMMUNITIES IN THE COURSE OF RESERVOIR'S CREATION: THE PARASITOLOGICAL MONITORING

Ju.K. Chugunova

Federal State Budgetary Scientific Establishment Scientific Research Institute of Ecology of Fishery Reservoirs, Krasnoyarsk, jhermann@mail.ru

This article presents results of an investigation of influence Boguchansk reservoir's creation over fish's parasitic consocietum. Changes in structure and species wealth of dominant fishes (pike, perch and roach) just after river control and three years after are presented.

Keywords: Boguchansk reservoir, Angara River, parasitofauna, structure, monitoring.

УДК 504:658.562:556.557

РОЛЬ И МЕСТО МЕТОДОВ БИОДИАГНОСТИКИ В ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Г.М. Чуйко

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, п. Борок, gchuiiko@mail.ru

Рассмотрены место и современные подходы использования биодиагностики в системе комплексной оценки экологического состояния водных объектов и антропогенного влияния на них. Показаны особенности и условия применения биомаркирования, биотестирования и биоиндикации как компонентов биодиагностического подхода.

Ключевые слова: биодиагностика, биомаркирование, биотестирование, биоиндикация, гидробионты, водные экосистемы.

Антропогенное загрязнение окружающей водной среды продолжает оставаться одной из актуальных экологических проблем современного общества [2]. Для оценки степени и минимизации негативных последствий его воздействия на водные организмы и экосистемы, нормирования содержания загрязняющих веществ в водной среде, осуществления экологического мониторинга и прогнозирования экологических рисков необходима система комплексной оценки экологического состояния водных объектов, включающая анализ абиотических факторов окружающей среды и эффектов их действия на биоту.

В настоящее время такая система состоит из двух основных компонентов: инструментально-аналитического физико-химического анализа и биодиагностики (рис.1).



Рисунок 1. Компоненты комплексной системы оценки эколого-токсикологического состояния водных объектов

Аналитические физико-химические методы используются для качественной и количественной оценки антропогенных факторов окружающей среды методами физико-химического анализа, а биодиагностика – для оценки степени их воздействия на биоту по её реакциям на разных уровнях биологической организации (рис. 2). Биодиагностика, в свою очередь, включает биомаркирование, биотестирование и биоиндикацию.

Биомаркирование служит для оценки степени воздействия этих факторов на состояние здоровья гидробионтов с использованием биомаркеров – морфофункциональных показателей, регистрируемых на суборганизменном и организменном уровнях биологической организации, таких как молекулярно-генетический, биохимический, физиологический и гистологический [1, 5].

Биотестирование позволяет оценить токсичность воды и донных отложений по общим биологическим реакциям организма (выживаемость, размножение, рост, двигательная активность и т.п.) с использованием лабораторных культур тест-организмов разных экологических уровней (микроорганизмы, простейшие, одноклеточные водоросли, беспозвоночные, икра, мальки и взрослые рыбы).

Биоиндикация – это обнаружение и определение экологического значения антропогенных нагрузок на водный объект на основе определения качественных (видовой состав) и количественных (численность, биомасса, видовое разнообразие) характеристик различных биоценозов гидробионтов [3].

В основе системы комплексной оценки экологического состояния водных объектов лежит концепция связи дозы (концентрации) воздействующего фактора со степенью выраженности ответной биологической реакции биоты и причинно-следственных связей биологических ответов на разных уровнях биологической организации. При этом данные методы оценки не конкурируют, а взаимно дополняют друг друга. Каждый из них имеет свои преимущества и только их использование в комплексе может дать полную картину экотоксикологического состояния водного объекта.

Главное преимущество биодиагностики перед физико-химическими методами анализа – способность выявить биологические последствия действия отдельно взятого стресс-фактора или их совокупности. При этом биодиагностические методы позволяют фиксировать аддитивность, антогонизм и синергичность их совместного действия.

Биомаркирование от других биодиагностических методов (биотестирования и биоиндикации) отличает оперативность ответа от нескольких минут до нескольких дней, высокая чувствительность и достаточная специфичность, т.е. возможность зарегистрировать происходящие в биологической системе изменения на ранних этапах действия факторов при их низкой интенсивности и при этом идентифицировать природу стресс-фактора. В отношении ксенобиотиков (соединений, имеющих чужеродное для организма происхождение) – это выявление их действия на организм при хронических экспозициях в сублетальных дозах, когда еще другими методами это воздействие зарегистрировать не представляется возможным, и установление природы действующего вещества (тяжелые металлы, фосфорорганические пестициды, хлорорганические соединения, полициклические

ароматические углеводороды и т.д.). Однако экологическая значимость ответа биомаркеров не столь очевидна [4, 6].



Рисунок 2. Блок-схема эффектов, вызываемых стресс-факторами на разных уровнях биологической организации.

Биотестирование обладает меньшей оперативностью ответа, чем биомаркирование (от нескольких часов до нескольких недель), но экологическая значимость на уровне отдельной особи более очевидна: гибель организма, снижение репродуктивной способности вплоть до прекращения воспроизводства, нарушения роста, развития, различных типов поведения и т.д.

Биоиндикация характеризуется достаточно большим временем запаздывания ответных реакций надорганизменных биосистем (популяция, сообщество, экосистема) на действие стресс-фактора от нескольких недель до нескольких лет. В то же время она даёт возможность более адекватно и надёжно оценить изменения в экосистемах, произошедших за длительный промежуток времени действия негативного фактора, спрогнозировать варианты дальнейшего развития экосистем, т.е. биоиндикация имеет высокую экологическую значимость.

Схема соотношения чувствительности и оперативности биологического ответа с его экологической значимостью для разных компонентов биодиагностики представлена на рис.3.

На современном этапе развития системы биодиагностики и ее полноценного практического использования одной из важных задач является выявление причинно-следственных связей между ответами, полученными на разных уровнях биологической организации: суборганизменном для биомаркеров, целого организма при биотестировании (выживаемость, рост, размножение) и надорганизменном при биоиндикации,

характеризующем состоянии популяции, сообщества, экосистемы. Вторая важная задача – установить зависимости «доза (концентрация) – биологический эффект» на всех уровнях биологической организации.



Рисунок 3. Соотношение чувствительности и оперативности биологического ответа с его экологической значимостью для разных компонентов биодиагностики.

В связи с особенностями ответных реакций на разных уровнях биологической организации биомаркирование и биотестирование чаще используется в оперативном, а биоиндикация – в долгосрочном биомониторинге экологического состояния пресноводных объектов и антропогенного влияния на них. При этом применяются как активные, так и пассивные приемы биомониторинга.

В случае активного экологического биомониторинга тест-организмы из лабораторных культур или из природных популяций в лабораторных условиях подвергают дозированным воздействиям природного (природные и сточные воды, донные отложения) или экспериментального (растворы химических веществ, физические воздействия) фактора или заселяют (помещают) их в тестируемую внешнюю среду *in situ*. У этих тест-организмов регистрируют биологические ответы и их динамику. При активном биомониторинге применяют такие методы биодиагностики как биомаркирование и биотестирование.

В случае пассивного экологического биомониторинга используются только тест-организмы из природных популяций, отловленные в естественных условиях при их постоянном контакте с факторами внешней среды. При этом наиболее подходящими биодиагностическими методами являются биомаркирование и биоиндикация.

Используя биомаркеры, следует иметь в виду, что их ответы при пассивном и активном экологическом биомониторинге могут несколько отличаться, так как в первом случае тест-организмы адаптированы к конкретным природным условиям, в том числе и к наличию в среде их обитания загрязняющих веществ, в то время как во втором случае они адаптированы к лабораторным условиям, характеризующимся стабильностью и отсутствием негативных факторов в среде их обитания.

Таким образом, биодиагностический подход, включающий биомаркирование, биотестирование и биоиндикацию, играет важную роль в современной комплексной системе оценки экологического состояния водных объектов и антропогенного влияния на них.

1. Лукьянова О.Н. Молекулярные биомаркеры. – Владивосток: ДВГАЭУ, 2001. – 196 с.
2. Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты. М: Наука, 2009. 400 с.
3. Никаноров А.М., Иваник В.М. Словарь-справочник по гидрохимии и качеству вод суши. – Ростов-на-Дону: ООО «Центр Печатных Технологий АртАртель», 2014. – 548 с.
4. Чуйко Г.М. Биомаркеры в гидроэкологической токсикологии: принципы, методы и методология, практика использования. Гл XV // Экологический мониторинг. Часть VIII. Современные проблемы мониторинга пресноводных экосистем : Учеб. пособие / Под ред. проф. Д.Б. Гелашвили, проф. Г.В. Шургановой. – Нижний Новгород: Изд-во НГУ, 2014. – С. 310-326.
5. Adams S.M. Biological indicators of aquatic ecosystem stress. – Bethesda, Maryland: Am. Fish. Soc., 2002. – 644 pp.

6. Triebskorn R., Adam S., Behrens A., Beier S., Böhmer J., Braunbeck T., Casper H., Dietze U., Gernhöfer M., Honnen W., Köhler H.-R., Körner W., Konradt J., Lehmann R., Luckenbach T., Oberemm A., Schwaiger J., Segner H., Strmac M., Schüürmann G., Siligato S., Traunspurger W. Establishing Causality between Pollution and Effects at Different Levels of Biological Organization: The VALIMAR Project // Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal. – 2003. – Vol. 9, Issue 1. – P. 171-194.

MODERN APPROACHES OF THE USE OF BIODIAGNOSTIC METHODS FOR ECOTOXICOLOGICAL EVALUATION OF WATER ECOSYSTEMS

G.M. Chuiko

I.D. Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS, Borok, gchuiko@mail.ru

The place and modern approaches to the use of bio-diagnostics in the system of integrated assessment of the ecological state of water bodies and anthropogenic impact on them are considered. The features and conditions of application of biomarking, biotesting and bioindication as components of the bio-diagnostic approach are shown.

Key words: biodiagnostics; biomarking; biotesting; bioindication; freshwater ecosystem.

УДК 591.524.1

ИНДИКАТОРНАЯ ЗНАЧИМОСТЬ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ В РАЗНОТИПНЫХ ВОДОЕМАХ БАЛХАШ-АЛАКОЛЬСКОГО БАСЕЙНА РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН

Л.И. Шарапова, Т.Т. Трошина, Л.А. Ковалёва, Ж.О. Мажибаева

*ТОО «Казахский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства»,
г. Алматы, Республика Казахстан, kazniirh_gidro@mail.ru*

Резидентная фауна индикаторов органических веществ анализировалась по зонам их распределения в водоёмах за многолетний период. Сапробность видов устанавливалась по спискам для европейских водоёмов. В планктоне водоёмов региона число биоиндикаторов варьировало от 58 до 100 видов. В донной фауне их разнообразие не превышало 31. Ряд распространённых видов бассейна не имел известной индикаторной значимости. Оценка состояния водоёмов с применением индикаторов и по концентрации органических веществ была различной. Такой результат является следствием несоответствия принятых значений сапробности видов для данного региона или её отсутствия у доминирующих гидробионтов. Выделен состав видов из водоёмов бассейна для определения и корректировки индикаторной значимости.

Ключевые слова: зоопланктон, зообентос, биоиндикаторы, органическое вещество, индексы, сапробность.

Проведён анализ и классификация резидентной фауны биоиндикаторов органических веществ по зонам их распределения в типовых водоёмах Балхаш – Алакольского бассейна за многолетний период. При выделении зон использованы классы качества воды по известной классификации [3]. Выявлялись индикаторы водной толщи и дна – зоопланктона и зообентоса, по спискам биоиндикаторов, установленных, в основном, по европейским регионам [1, 2, 4-6].

Цель данной работы – оценка соответствия показателей известной сапробности биоиндикаторов зонам органики в казахстанских водоёмах пустынного региона.

В период 2009–2016 гг. в северной зоне водоёмов бассейна, в зоопланктоне трёх озёр Алакольской системы озёр (АСО) выявлен 181 вид беспозвоночных. Из них 88 таксонов являются индикаторами сапробности. Наибольшее число биоиндикаторов приходилось на зону слабого загрязнения: олигосапробную и β-мезосапробную. При этом 60 видов планктёров не имели индикаторной значимости. Среди них: коловратки – 30 видов и подвидов, ветвистоусые рачки – 8 и веслоногие – 2. Значительное число видов обитает во всех водоёмах в течение ряда лет. Это коловратки – *Asplanchna priodonta helvetica*, виды рода *Brachionus*, *Keratella quadrata reticulata*, *K. cochlearis tecta*, ветвистоусые рачки рода *Diaphanosoma*, ряд видов циклопов. Постоянными обитателями, доминирующими в водоёмах АСО, являются диаптомус *Arctioaptomus (Rh.) salinus* и *Daphnia (D.) galeata*.

В летнем планктоне 8 малых водоёмов севера Алматинской области (озёра Шошкалы, Жасылколь, Майканколь, Теренколь, водохранилища Абжанов, Жазылбеков, Сатыбай, Колесников) выявлено 90 видов и форм беспозвоночных в 2011 и 2014 гг. Половина этого состава – индикаторы органического загрязнения воды. В четырёх Караксуйских озерах

поймы р. Аксу (Баклан, Кокышколь, Райские озёра и Сарыколь), расположенных в 20 км от оз. Балхаш, биоиндикаторы составляли от 38 до 65 % фауны планктона.

Почти повсеместно по указанным водоёмам индикаторы были, в основном, олигосапробами и мезосапробами, указывая на чистые и слабо загрязнённые воды.

Сопоставление индексов сапробности (по методу Пантле и Букка в модификации Сладечека) и содержания органических веществ в водоёмах показало, что при повышении их концентрации индексы сапробности снижались. Такая неадекватная оценка, видимо, результат несоответствия принятых значений индикаторной значимости европейских биоиндикаторов для данного региона или её отсутствия для массовых видов планктоценозов.

В бентофауне АСО в период 2012–2016 гг. выявлено 57 видов организмов, 31 из них – индикатор сапробности по водоёмам ряда регионов Европы и Азии. Основу выделенного комплекса беспозвоночных, представленных, преимущественно, личинками хирономид составляли β -мезо- и полисапробы. Анализ распределения организмов выявил приуроченность биоиндикаторов к нетипичным для них зонам. Виды, известные для участков со «вполне чистой» или «сильно загрязненной» водой преобладали в сообществах всех выделенных сапробных зон.

В условиях обитания донных организмов АСО, необходимо провести корректировку индикаторной значимости 17 видов из олигохет, личинок стрекоз, поденок, ручейников и хирономид. Для расширения списка биоиндикаторов зообентоса озер необходимо также выявить индикаторную значимость ещё 26 видов, не имеющих установленных характеристик сапробности.

Разнообразии зоопланктона Капшагайского водохранилища на р. Иле в период с 2009 по 2016 гг. составляли 74 видовых таксона истинных планктёров. Из них 58 определены как биоиндикаторы органики. Преобладали в этом списке олигосапробы – 22 вида и β -мезосапробы – 20. В группах переходной значимости между ними, присутствовало ещё 11 разновидностей. В отдельные годы встречались 5 таксонов из группы β - и α -полисапробов, в небольшом количестве.

Рассчитанные индексы сапробности по европейским спискам индикаторов выделяли только один класс качества воды, β – мезосапробный. По органическому веществу определено четыре класса его концентрации по водоёму. Разница показателей по двум методикам обусловлена наличием в зоопланктоне видов доминантов с неопределённой индикаторной значимостью. Среди таких массовых ветвистоустых и веслоногих рачков выявлено 8 видов, которые создают от 40 до 99 % численности зоопланктона. Это *Daphnia (D.) galeata*, *Diaphanosoma lacustris*, *D. mongolianum*, *D. macrophthalma*, *D. chankensis*, *Neurodiaptomus (N.) incongruens*, *Thermocyclops taihokuensis*, *T. crassus* и ещё 13 видов с более редкой встречаемостью. В число распространённых входят также коловратки *Polyarthra luminosa*, *Synchaeta stylata*, *Asplanchna priodonta* с подвидами. Выявление индикаторной значимости указанных гидробионтов рачкового зоопланктона необходимо провести в первую очередь, затем идентифицировать показатели для других видов.

В 6 малых озёрах юга Алматинской области (Байсерке, Курколь, Сарыколь, Жиделиколь, Кундызды, Усек) обитало 136 таксонов организмов за 10 лет мониторинга (2006–2015 гг.). Из этого количества биоиндикационная значимость выявлена у 100 видов по известным сводкам, в основном, для европейских водоёмов. Как и в планктоне водохранилища этой географической зоны, преобладали среди индикаторов олигосапробы и β -мезосапробы – по 36 видов в каждой группе, при заметной доле α -сапробов – 20 видов. Остальные разновидности биоиндикаторов были представлены низким числом видов, от 1 до 6.

Зоны сапробности по малым озёрам юга бассейна выделены двумя методиками, при наличии различающихся результатов оценок. Присутствие, практически, во всех озёрах в качестве массовых видов термофильных циклопов и ветвистоусых рачков, не имеющих известной индикаторной значимости, нивелирует результат оценки сапробности водоёмов

биоиндикацией. Представляется необходимым идентифицировать индикаторные параметры и для озёрных массовых видов зоопланктона.

Анализ структурных характеристик зообентоса Капшагайского водохранилища за период 2006–2016 гг. выявил 54 таксона беспозвоночных. Только для 21 разновидности найдены известные значения сапробности. Часть индикаторных организмов классифицируется как β -олигосапробы и β -мезосапробы (8 видов). Видов ксено- и α -мезосапробного уровня заметно меньше. Но выявленные в водохранилище индикаторы не входят в состав ядра ценоза. Преобладание видов первой группы характеризует грунты как чистые и слабо загрязненные. Для массовых представителей донной фауны, червей – олигохет родов *Limnodrilus* и *Tubifex*, ракообразных нектобентоса *Paramysis intermedia*, *P. modestus*, моллюска *Monodacna colorata*, значения индивидуальной сапробности не известны.

Донные животные речной сети р. Иле в 2011–2015 гг. были представлены 46 таксонами. Для 27 видов были найдены индикаторные значения сапробности, известные по другим регионам. Преобладали беспозвоночные из групп β -мезосапробов и α -мезосапробов, всего 17 видов. Эти индикаторы оценивали грунты речной сети умеренным и сильным загрязнением в мае 2015 г. В то же время по концентрации органики на этих биотопах были выделены только 2 зоны – предельно чистая и чистая. Как и по другим водоёмам, получено расхождение в оценке качества среды гидробионтов по двум методикам анализа, указывая на необходимость уточнения индикаторной значимости обитающих здесь гидробионтов.

Необходима идентификация индикаторной значимости беспозвоночных животных с неизвестной сапробностью и её корректировка у выявленных биоиндикаторов для водоёмов данного региона.

Работа выполняется по гранту № 1906 / ГФ 4 Министерства образования и науки Республики Казахстан

1. *Безматерных Д. М.* Зообентос равнинных притоков Верхней Оби. – Барнаул: Изд. Алтай. гос. ун-та, 2008. – 186 с.

2. *Ермолаева Н.И., Двуреченская С.Я.* Индикаторное значение различных групп зоопланктона лимнических систем Западной Сибири // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. – СПб., 2007. – С. 217-220.

3. *Оксиюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П., Линник П.Н., Кузьменко М.И., Кленус В.Г.* Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, № 3. – С. 42-76.

4. *Трофимова Т.А.* Новые индикаторные виды пресноводного бентоса и расчёт их видовых сапробных характеристик // Экология водных беспозвоночных : Мат. междунар. конф., посвящ. 100-летию Ф.Д. Мордухай-Болтовского / ИБВВ РАН им. И.Д. Папанина, Борок, 2 ноября 2010 г. – Ярославль, 2010. – С. 310-314.

5. Унифицированные методы исследования качества вод. Методы биологического анализа вод. – М., 1975. – Ч. III. – 176 с.

6. *Цимдинь П.А.* Коловратки как биоиндикаторы сапробности // Гидробиол. журн. – 1979. – Т. 15, № 4. – С. 63-67.

INDICATOR VALUE OF INVERTEBRATES IN VARIES TYPES RESERVOIRS OF BALHASH-ALAROL BASIN REPUBLIC KAZACHSTAN

L.I. Sharapova, T.T. Troshina, L.A. Kovaljova, ZH.O. Mazhibaeva

Kazakh Scientific Research Institute of Fishery, Almaty, Kazakhstan, kazniirh_gidro@mail.ru

Resident fauna of invertebrates-indicators organic substances was analyzed at the zones distribution them in reservoirs for the many years. Saprobe of species established by lists for Europeans reservoirs. The number of bioindicators was changed from 58 before 100 species in plankton of region reservoirs. Variety them didn't exceed 31 species in benthic fauna. The row of widespread species of basin had no famous indicator value. The assessment ecological state of reservoirs with use of bioindicators and of concentration of organic substances was different. Such result is been consequence discrepancy with accepted saprobe values of species for the region reservoirs and absence

them at the dominant species. The composition of species from reservoirs basin was allotted for determination and update indicator value.

Keywords: zooplankton, zoobenthos, bioindicators, organic substance, indexes, saprobe.

УДК 574.52

ОТКЛИК ФИТОПЛАНКТОНА РАЗНОТИПНЫХ ВОДОЕМОВ СЕВЕРА НА ИЗМЕНЕНИЕ АНТРОПОГЕННЫХ И ПРИРОДНЫХ ФАКТОРОВ

А.Н. Шаров

*Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН,
г. Санкт-Петербург, sharov_an@mail.ru*

Выявлены общие и специфические закономерности структурной организации фитопланктона малых и крупных озер в условиях различных по характеру и интенсивности антропогенных нагрузок (эвтрофирования, токсичного загрязнения и закисления) и климатической изменчивости. Определено сходство и отличие структурно-функциональной организации фитопланктона малых (тайга, тундра и Восточная Антарктида) и крупных озер (Онежское, Имандра и Чудско-Псковское). Показана общность и специфика восстановительных сукцессий фитопланктона в экосистемах озер после снижения антропогенного загрязнения. Впервые выявлены особенности изменения озерных экосистем Восточной Антарктиды под действием климатических факторов.

Ключевые слова: фитопланктон, биомасса, видовой состав, загрязнение, климатическая изменчивость

Многие водоемы Севера Европейской территории России (ЕТР) подвержены многофакторной антропогенной нагрузке, обусловленной аэротехногенным загрязнением и поступлением сточных вод предприятий горнопромышленного, деревоперерабатывающего и энергетического комплекса, а также хозяйственно-бытовых стоков. Природные условия региона обуславливают олиготрофный тип водоемов с высокой прозрачностью и низкой минерализацией воды. Долговременное загрязнение привело к ухудшению качества воды и трансформации большинства водных экосистем региона. Среди основных экологических проблем Севера ЕТР выделяются: токсичное загрязнение, эвтрофирование, закисление [2, 3].

Цель работы – выявить общие и специфические закономерности структурной организации фитопланктона холодноводных озерных экосистем в условиях различных по характеру и интенсивности антропогенных нагрузок и климатической изменчивости.

Методологической основой данной работы является комплексный междисциплинарный подход, рассматривающий в единстве гидрохимические, гидрологические характеристики и структурно-функциональные показатели сообществ фитопланктона. Материалом для работы послужили результаты исследований сообщества фитопланктона в период с 1993 по 2016 гг. ряда крупных и малых водоемов, подвергающихся как непосредственному воздействию сточных вод, так и влиянию аэротехногенного загрязнения. В качестве объектов исследований были выбраны малые озера тайги (11), тундры (12), Восточной Антарктиды (23) и крупные озера (Онежское, Ладожское, Чудско-Псковское и Имандра). Оценка фоновых условий проведена на основе территориально-временного анализа показателей элементов экосистем. Пробы фитопланктона отбирали батометром Рутнера (2 л) с нескольких горизонтов. Фитопланктон, фиксированный раствором Люголя и формалином, концентрировали осадочным методом. Подсчет водорослей проводили на инвертированном световом микроскопе “Zeiss” при увеличении 360х, 720х, 1134х в 2-х мл камере и в камере Нажотта (0,02 мл) на микроскопе проходящего света «МБИ-6» при увеличении 250-800х.

Для видовой идентификации использовались общепринятые определители [1], последние сводки и интернет ресурсы баз данных по таксономии водорослей (<http://www.algaebase.org/>, <http://www.diatombase.org/>, [http:// worms.org/](http://worms.org/)).

В период наших исследований (1993-2016 гг.) в фитопланктоне различных типов озер на Севере ЕТР и Восточной Антарктиды выявлено более 800 видов, разновидностей и форм водорослей, из них: Bacillariophyta – 60 %, Chlorophyta – 23 %, Cyanobacteria – 7 %, Chrysophyta – 6 %, Dinophyta – 2 %, Cryptophyta – 1,5 %, Euglenophyta – 0,5 %. Видовое

богатство планктонных водорослей в основном определяется размерами и характером водосбора. Общее число таксонов фитопланктона рангом ниже рода в исследованных озерах составляло от 13 до 775.

Комплекс доминирующих видов, характеризующихся наибольшими частотами встречаемости и доминирования в течение 1993–2016 гг., составляли 15 таксонов из нескольких отделов диатомовых, золотистых, перидиниевых, криптофитовых водорослей и цианобактерии. Согласно кодам морфофункциональной классификации пресноводного фитопланктона [9, 10] и наибольшей средней относительной биомассы доминирующих видов, планктонные ассоциации фитопланктона исследованных озер можно отнести к 9 типам: А, В, С, Е, N, P, Lo, H1 и Y.

Биомасса фитопланктона в период исследований варьировала в широких пределах от нескольких микрограмм на литр в антарктических озерах [13] до 20 мг/л в районах поступления хозяйственно-бытовых сточных вод [7, 8]. Средняя за вегетационный сезон биомасса фитопланктона обычно не превышает 3 мг/л.

В сезонной динамике биомассы фитопланктона исследованных водоемов наблюдается один или несколько максимумов. Весеннее развитие начинается подо льдом. В больших озерах Онежском и Ладожском наблюдается один весенний пик биомассы, связанный с развитием диатомовой водоросли *Aulacoseira islandica*. В малых озерах севера Карелии и горной тундры весенний пик связан с развитием динофитовых водорослей.

Результаты проведенных исследований показывают, что в водоемах Севера в течение длительного действия техногенного загрязнения произошли качественные и количественные изменения во всех трофических звеньях экосистем. Трансформация сообществ определяется интенсивностью влияния различных антропогенных факторов: закисления, эвтрофирования и токсичного загрязнения, а также их комплексным воздействием. Высокое содержание биогенных элементов в воде снижает токсичность тяжелых металлов и других загрязнителей [8]. В субарктических водоемах и крупных озерах Севера ЕТР температура воды является лимитирующим фактором развития процессов эвтрофирования [4].

Антропогенная нагрузка определяет неоднородность распределения гидробионтов по акватории больших водоемов. Небольшие озера, как правило, испытывают опосредованное антропогенное воздействие через воздушное загрязнение и изменение характера деятельности на водосборной территории. При комбинированном воздействии антропогенных факторов наибольшее влияние на фитопланктон оказывают хозяйственно-бытовые сточные воды [4]. В результате их поступления увеличивается общая биомасса и снижается видовое разнообразие фитопланктона, сопровождаемое перестройкой структуры доминирующих комплексов: возрастанием роли криптофитовых, динофитовых и зеленых (вольвоксовых) водорослей.

При изучении совместного влияния токсичных металлов и низких рН на плотность и видовой состав фитопланктона ряда озер, несмотря на высокие концентрации меди и никеля, четкой корреляции между биомассой и содержанием металлов не выявлено [8]. Видовое разнообразие служит лучшим индикатором закисления, чем биомасса, достоверной связи которой с величиной рН не выявлено.

Тепловое загрязнение в субарктических условиях ведет к увеличению обилия и изменениям структуры фитопланктона, сходным с теми, которые происходят при эвтрофировании. Наряду с общим увеличением количества планктонных водорослей, отмечается образование теплолюбивых комплексов, в которых преобладает *Ceratium hirundinella* [8].

Наблюдаются климатические изменения, которые могут привести к трансформации структурных и количественных характеристик водных сообществ. В водоемах Севера России изменения климата сказываются в первую очередь на ледовом режиме [5]. Это может влиять на длину вегетационного периода и на сезонные циклы водных организмов [11, 12]. В то же время мы не обнаружили достоверных корреляционных связей между климатическими переменными и биомассой планктона из-за сильных сезонных колебаний и влияния других

факторов на экосистемы Онежского озера [12]. Антропогенное воздействие (эвтрофикация) увеличивает продуктивность и изменчивость планктонных сообществ. Глубоководные районы Онежского озера характеризуются высокой стабильностью. Наиболее значительные реакции гидробионтов на изменение климата могут ожидать в литоральной зоне.

Наблюдаемые тенденции изменения климата за последние 50 лет в отдельных районах Восточной Антарктиды неоднозначны. В оазисе Холмы Тала заметных изменений не выявлено, однако здесь отмечается рост изменчивости метеорологических параметров за многолетний период [6]. Так, сейчас наблюдается увеличение дней с сильным ветром, осадками и метелями в летний период по сравнению с 60-ми гг. XX в. В оазисе Ширмахера наблюдается потепление климата. Здесь произошло изменение конфигурации озер с 70-х гг. XX в. до настоящего времени (растаяли снежники по берегам), некоторые озера перешли из разряда постоянно покрытых льдом в категорию вскрывающихся.

Основная реакция озер антарктических оазисов на климатические изменения проявляется в изменении ледового режима. Особенностью является то, что освобождение ото льда не приводит к увеличению вегетационного периода, как это характерно для озер Восточной Фенноскандии [5], так как после схода льда происходит быстрое остывание водной массы от поверхности до дна в результате траты тепла на таяние, радиационного выхолаживания, испарения под воздействием ветро-волнового перемешивания. При этом устанавливается изотермия с температурой 0,5 °С, что как минимум на 3 °С ниже по сравнению с озерами покрытыми льдом. Учитывая, что все продукционные процессы связаны с температурными условиями, безледный период в озерах Восточной Антарктиды, вероятно, сопровождается снижением биологической активности организмов. В этом также проявляется отличие от озер Восточной Фенноскандии.

Оптические свойства воды и льда исследованных озер Антарктиды позволяют проходить достаточному количеству света до глубины свыше 30 м, что обеспечивает, совместно с постоянной температурой воды около 4 °С, хорошие условия для развития циано-бактериальных матов и мха на дне озер.

Основываясь на обобщении многолетних исследований крупных озер Севера ЕТР: Ладожское, Онежское и Имандра, сделан ретроспективный анализ состояния сообществ экосистем; выявлены основные закономерности модификаций водных экосистем больших озер в условиях антропогенных нагрузок и их снижения [3].

В период снижения антропогенной нагрузки на озера, начиная с 1990-х годов, обозначились тенденции к улучшению качества вод и оживлению экосистемы. Концентрации токсичных веществ в воде исследуемых заливов озер снизились, например: в оз. Имандра уменьшились концентрация никеля как основного маркера загрязнения со 150 до 10 мкг/л; в Кондопожской губе Онежского озера снизилась концентрация лигносульфатов и фенолов, как маркеров загрязнения стоками целлюлозно-бумажной промышленности; в Ладожском также снизились концентрации лигносульфатов и фенолов [3].

После снижения антропогенного воздействия экосистемы не возвращаются в исходное природное состояние. Происходит формирование новой стадии с характерными признаками [3]. Снижение поступления общего фосфора с водосборного бассейна не приводит к быстрому снижению концентрации хлорофилла «а» и обилия фитопланктона. Увеличивается относительное количество криптофитовых водорослей и цианобактерий [4].

Изучение закономерностей трансформации водных экосистем в результате воздействия природных и антропогенных факторов поможет грамотно разработать эколого-экономическую политику, основанную на приоритете «чистой воды», обеспечивающую сохранение здоровья населения и жизнедеятельность, устойчивое функционирование водных и наземных экосистем, воспроизводство водных ресурсов, рекреационного и эстетического потенциала водных объектов.

1. Комплексное гидрохимическое и биологическое исследование качества вод и состояния водных и околотовных экосистем: методическое руководство. Часть 2 / Под общ. ред. Т.И. Моисеенко. – Тюмень, 2012. – 301 с.
2. Моисеенко Т.И., Вандыш О.И., Яковлев В.А., Лукин А.А., Шаров А.Н. Изменения биоразнообразия поверхностных вод Севера в условиях закисления, евтрофирования и токсичного загрязнения // Водные ресурсы. – 1999. – № 4. – С. 492-501.
3. Моисеенко Т.И., Шаров А.Н. Модификации водных экосистем в период и после снижения антропогенного загрязнения // Доклады Академии наук. – 2011. – Т. 441, № 3. – С. 419-442.
4. Моисеенко Т.И., Шаров А.Н. Трансформация водных экосистем больших озер при изменении антропогенной нагрузки // Вестник Тюменского государственного университета. – 2010. – № 7. – С. 51-57.
5. Филатов Н. Н., Георгиев А.П., Ефремова Т.В., Назарова Л.Е., Пальшин Н.И., Руховец Л.А., Толстиков А.В., Шаров А.Н. Реакция озер Восточной Фенноскандии и Восточной Антарктиды на изменение климата // Доклады Академии наук. – 2012. – Т. 444, № 5. – С. 554-557.
6. Филатов Н.Н., Руховец Л.А., Назарова Л.Е., Бакагин В.А., Георгиев А.П., Ефремова Т.В., Пальшин Н.И., Толстиков А.В., Шаров А.Н. Влияние изменений климата на экосистемы озер // Вестник РФФИ. – 2013. – № 2 (78). – С. 43-50.
7. Шаров А.Н. Индикаторная роль фитопланктона в оценке долговременных изменений качества вод больших озер // Водные ресурсы. – 2008. – Т. 35, № 6. – С. 668-674.
8. Шаров А.Н. Влияние техногенного загрязнения на фитопланктонные сообщества водоемов Субарктики (на примере Кольского п-ова) // Биология внутренних вод. – 2005. – № 2. – С. 61-68.
9. Padisák J., L.O. Crossetti, L. Naselli-Flores. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates // Hydrobiologia. – 2009. – Vol. 621. – P. 1-19.
10. Reynolds C.S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores, S. Melo. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton // Journal of Plankton Research. – 2002. – Vol. 24, № 5. – P. 417-428.
11. Sharov A., Andreeva I. Phytoplankton responses to climate change in the large lakes of the Baltic Sea basin // Acta Biol. Univ. Daugavp. – 2015. – Vol. 15 (2). – P. 101-110.
12. Sharov A.N., Berezina N.A., Nazarova L.E., Poliakova T.N., Chekryzheva T.A. Links between biota and climate-related variables in the Baltic region using Lake Onega as an example // Oceanologia. – 2014. – Т. 56, № 2. – С. 291-306.
13. Sharov A.N., Berezina N.A., Tolstikov A.V. Life under ice in the perennial ice-covered Lake Glubokoe in Summer (East Antarctica) // Lakes and Reservoirs: Research and Management. – 2015. – Vol. 20. – P. 120-127.

RESPONSE OF PHYTOPLANKTON OF THE NORTHERN LAKES TO CHANGES IN ANTHROPOGENIC AND NATURAL FACTORS

A.N. Sharov

Saint-Petersburg Scientific Research Center for Ecological Safety RAS, sharov_an@mail.ru

The general and specific characteristics of phytoplankton in small and large lakes under different anthropogenic loads (eutrophication, toxic pollution and acidification) and climatic variability were revealed. The similarity and difference in the structure-functional organization of phytoplankton of small (taiga, tundra and East Antarctica) and large lakes (Onega, Imandra and Chudsko-Pskovskoye) was determined. Specificity of phytoplankton succession in ecosystems of lakes after reduction of anthropogenic pollution is shown. For the first time, specific features of changes in the lake ecosystems of East Antarctica under the influence of climatic factors have been revealed.

Keywords: phytoplankton, biomass, species composition, pollution, climate variability

УДК 574.633: 574.583

ИЗМЕНЕНИЯ ВИДОВОЙ СТРУКТУРЫ ЗООПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ РАЗНОТИПНЫХ ВОДОТОКОВ НИЖЕГОРОДСКОЙ ОБЛАСТИ КАК ПОКАЗАТЕЛИ КАЧЕСТВА ИХ ВОД И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ

Г.В. Шурганова¹, И.А. Кудрин¹, Д.Е. Гаврилко¹, М.Ю. Ильин²,
Т.В. Золотарева¹, В.С. Жихарев¹, Д.О. Голубева¹

¹Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского,
galina.nngu@mail.ru; ²Комитет по охране, использованию и воспроизводству объектов
животного мира Нижегородской области, maxim_ilin@list.ru

На основе анализа многолетнего фактического материала выявлены изменения видовой структуры зоопланктона разнотипных водотоков Нижегородской области, испытывающих разную антропогенную нагрузку. Минимальные значения видового богатства, разнообразия, численности и биомассы зоопланктона отмечены для городских рек, испытывающих сильный антропогенный пресс. Водотоки ООПТ характеризуются II классом качества («чистые» воды), урбанизированных территорий – III классом качества («умеренно загрязненные»).

Ключевые слова: видовая структура, сообщества зоопланктона, водотоки, качество вод, экологическое состояние

До настоящего времени остаётся не решенной проблема оценки экологического состояния водотоков по показателям видовой структуры гидробиоценозов. Изменения характеристик видовой структуры (видового состава, видового богатства, выравненности видов и видового разнообразия) лежат в основе оценки качества вод, пространственного размещения сообществ гидробионтов, определения и динамики их границ, направлений и скоростей сукцессионных перестроек [14], в целом – оценки экологического состояния водотоков и прогнозов его изменения.

Известно, что зоопланктон играет важную роль в экосистеме водотоков, являясь индикатором их гидрологического режима и качества вод, кормовой базой рыб и других гидробионтов, участвует в процессах самоочищения и т.д.

Исследуемые водотоки Нижегородской области расположены на территории бассейна Чебоксарского водохранилища, включающего ландшафты лесного Заволжья и лесостепного Правобережья, значительно различающиеся по геологическому строению, рельефу, климату, почвенному и растительному покрову, а также по гидрографии и степени хозяйственного использования. Различия и особенности водосбора лево- и правобережных притоков водохранилища в значительной степени определяют различия их гидрологического, гидрохимического режимов и т.д. [3, 13–14 и др.].

Водотоки, приуроченные к территории низинного Заволжья, отличаются значительной скоростью течения, повышенной гумификацией (93–410° Pt-Co шкалы), нейтральной и слабокислой реакцией среды (рН 5,5–7,6), низкими показателями минерализации, олиго-мезотрофией [2, 5]. Водотоки, расположенные на территории Нижегородского Предволжья, характеризуются более низкой цветностью (10,2–143,0° Pt -Co шкалы), более высокой минерализацией вод, нейтральной и слабощелочной реакцией среды (рН 6,1–8,9), большим содержанием биогенов и их большей доступностью и, соответственно, мезо-эвтрофией – эвтрофией [2, 5]. Водотоки Предволжья являются преимущественно медленнотекущими.

Кроме того, водные объекты, согласно экологическому зонированию Нижегородской области [1], находятся в районах с разной степенью антропогенной нагрузки. Большинство водных объектов расположены на территориях, характеризующихся слабой и умеренной антропогенной нагрузкой. Наибольшую антропогенную нагрузку испытывают водотоки, протекающие в пределах г. Нижний Новгород.

Материалом для работы послужили пробы зоопланктона, отобранные в период 2013–2016 гг. на рр. Ока, Линда, Кудьма, малых водотоках г. Нижний Новгород (рр. Черная, Левинка, Параша, Ржавка, Борзовка, Гниличка, Шуваловский канал, протекающих в низинной, заречной части г. Н. Новгорода, и рр. Рахма, Кова, Старка, расположенных в нагорной части

города), водотоках ООПТ Нижегородской области (р. Керженец и его малых рек-притоков в пределах государственного природного биосферного заповедника «Керженский»; р. Сережа в пределах государственного природного заказника «Пустынский» и прилегающих территорий, р. Чара в пределах памятника природы областного значения «Озеро Чарское и прилегающий лесной массив»).

Отбор проб на глубоководных участках обследованных водотоков осуществлялся путём тотальных обловов от дна до поверхности с помощью количественной сети Джели (диаметр входного отверстия 18 см, нейлоновое сито с диаметром ячеек 70 мкм). На мелководных участках малых водотоков пробы отбирались путем процеживания через сеть Апштейна 100–200 л воды. Отобранные пробы фиксировались 40 %-м раствором формалина и этикетировались. Обработка материала проводилась общепринятым в практике гидробиологических исследований методами [9]. Виды зоопланктона идентифицировались с использованием ряда определителей и руководств [6, 8, 10].

Анализ видовой структуры был проведен в пределах каждого из выделенных планктонных сообществ исследованных водотоков и включал следующие показатели: видовой состав, видовое богатство (число видов), общие численность, биомассу зоопланктона и его основных систематических групп, индекс видового разнообразия Шеннона, индекс выравненности Пиелу. Планктонные сообщества были выделены на основе сходства видовой структуры методом многомерного векторного анализа [14].

Для оценки качества вод по показателям зоопланктона использовался индекс сапробности Пантле и Букк в модификации Сладечека [12, 15], класс качества вод устанавливали по «Правилам контроля качества воды в водоемах и водотоках» [4]. Для оценки загрязнения по гидрохимическим показателям рассчитывали удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ) на основе данных по 18 загрязняющим веществам, предоставленных МКУ «Горкомэкологии Нижнего Новгорода» в 2013 г. [11].

На основании проведенных биоиндикационных исследований в водотоках ООПТ установлено, что большинство идентифицированных видов являлись индикаторными (более 90 % от общего числа видов). Выявлено, что воды большинства исследованных объектов находились на границе олиго-β-мезосапробной зоны, что соответствует II-III классу качества («чистые – умеренно загрязненные» воды). В состав индикаторных видов зоопланктона водных объектов заповедника «Керженский» входили преимущественно представители олиго- и β-мезосапробных вод *Disparalona rostrata* (Koch, 1841), *Kellicottia longispina* (Kellicott, 1879), *Alona affinis* (Leydig, 1860); реке Сережа – β-мезосапробные виды (*Keratella cochlearis* (Gosse, 1851), *Bosmina longirostris* (O.F. Müller, 1785), *Keratella quadrata* (O.F. Müller, 1786), *Asplanchna priodonta* (Gosse, 1850)). При этом, некоторые малые реки заповедника «Керженский» – Макариха, Ухмантей – имели β-мезосапробные (близкие к α-мезосапробным) условия, что определяло III класс качества («умеренно загрязненные – загрязненные» воды), а р. Чернушка – α-мезосапробные условия (IV класс качества – «загрязненные» воды). Это связано с зоогенной трансформацией в результате деятельности речного бобра – *Castor fiber* (Linnaeus, 1758). Известно, что он оказывает существенное влияние на зоопланктон рек, возводя плотины с образованием запруд, что снижает скорость течения, а также выделяя продукты жизнедеятельности, что приводит к возникновению специфических биотопов, характеризующихся высокой степенью трофности [7].

Водосборные площади р. Оки, р. Кудьмы, р. Линды и городских малых водотоков: рр. Черная, Левинка, Параша, Ржавка, Борзовка, Гниличка, Шуваловский канал, протекающих в низинной, заречной части г. Н. Новгорода, также как рек Рахма, Кова, Старка в верхней части, в значительной мере преобразованы и загрязнены. Качество вод водотоков г. Нижний Новгород, оцененное по гидрохимическим показателям, находилось в пределах 4-5 класса («грязные» и «экстремально грязные» воды).

Исследования показали, что в изученных водотоках доля индикаторных видов составляла 85–95 % от общего числа видов зоопланктона, за исключением рек Старка и Кова, где число видов зоопланктона было крайне низким, что не позволило рассчитать индекс

сапробности. На основе анализа количественного развития индикаторных видов зоопланктона выявлено, что воды водотоков антропогенно нарушенных территорий оценивались, в основном, III классом качества («умеренно загрязненные» воды). Отдельные акватории обследованных малых водотоков г. Н. Новгорода (рр. Черная, Параша, Гниличка, Левинка), где развита высшая водная растительность и идут активные процессы самоочищения, оценивались II классом качества вод («чистые» воды). Класс качества вод III («грязные воды») был зарегистрирован лишь на одной станции Шуваловского канала. Воды устьевого участка р. Оки характеризовались III–IV классом («умеренно загрязненные – загрязненные» воды).

Таким образом, водотоки, испытывающие минимальное антропогенное воздействие и имеющие естественный уровень фонового органического загрязнения, характеризуются II–III классами качества, что соответствует оценке качества вод по гидрохимическим показателям. В условиях комбинированного загрязнения (органического и токсического) оценка качества воды на основании сапробиологического анализа не соответствует оценке по гидрохимическим показателям.

Анализ видового состава, видового богатства, численности, биомассы, видового разнообразия и выравненности планктонных сообществ показал следующее. Видовой состав зоопланктона водотоков ООПТ низинного Заволжья существенно отличался от водотоков ООПТ, приуроченных к территориям возвышенного лесостепного правобережья, а также от зоопланктона городских территорий. Видовое богатство, численность, биомасса, видовое разнообразие и выравненность были минимальными как в заповедных реках, испытывающих влияние значительного органического загрязнения, так и в городских реках, подверженных значительному антропогенному (органическому и токсическому) загрязнению. Наибольшее видовое богатство, численность, биомасса, видовое разнообразие и выравненность были зарегистрированы в эвтрофированных водотоках с большим количеством высшей водной растительности.

Таким образом, видовая структура сообществ зоопланктона водотоков Нижегородской области, различающихся между собой комплексом природных и антропогенных факторов, является основой для оценки качества их вод и экологического состояния.

1. Брагазин А.А., Маркелов И.Н., Нижегородцев А.А., Басуров В.А. Экологическое зонирование Нижегородской области // Вестник Нижегородского университета им. Н.И. Лобачевского. – 2014. – № 1. – С. 157–161.

2. Воденеева, Е.Л., Охапкин А.Г., Старцева Н.А. Структурные особенности речного фитопланктона Средневолжского бореально-неморального экотона // XI съезд Гидробиологического общества при Российской академии наук : Тез. докл., Красноярск, 22–26 сент. 2014 г. – Красноярск: Сиб. федер. ун-т, 2014. – С. 33–34.

3. География Нижегородской области. – Нижний Новгород: Волго–Вятское кн. изд-во, 1991. – 207 с.

4. ГОСТ 17.1.3.07-82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды в водоемах и водотоках. – М.: Гос. ком. СССР по стандартам, 1982. – 10 с.

5. Ильин М.Ю. Состав и структура сообществ зоопланктона водных объектов особо охраняемых природных территорий (на примере Нижегородской области) : Автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.02.08. – Н. Новгород, 2016. – 27 с.

6. Коровчинский, Н.М. Ветвистоусые ракообразные отряда Stenopoda мировой фауны (морфология, систематика, экология, зоогеография). – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. – 410 с.

7. Крылов А.В. Зоопланктон равнинных малых рек. – М.: Наука, 2005. – 263 с.

8. Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР. – Л.: Наука, 1970. – 744 с.

9. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах // Зоопланктон и его продукция. – Л., 1984. – 33 с.

10. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон / Под ред. В.Р. Алексеева, С.Я. Цалолыхина. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2010. – 495 с.

11. РД 52.24.643-2002. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. – Ростов-на-Дону, 2002.
12. Унифицированные методы исследования, качества вод // Методы биологического анализа вод. – Т. 3. – М.: СЭВ, 1976. – 185 с.
13. Харитонычев А.Т. Природные зоны и ландшафты // Природа Горьковской области. – Горький: Волго-Вятское кн. изд-во, 1974. – С. 11–50.
14. Шурганова Г.В. Динамика видовой структуры зоопланктоценозов в процессе их формирования и развития (на примере водохранилищ средней Волги: Горьковского и Чебоксарского) : Автореф. дисс. ... докт. биол. наук: 03.00.18. – Н. Новгород, 2007. – 48 с.
15. Wegl R. Index für die Limnosaprobität // Wasser und Abwasser. – 1983. – Bd. 26. – 175 p.

CHANGES IN THE SPECIES STRUCTURE OF ZOOPLANKTON COMMUNITIES OF DIFFERENT WATERCOURSES OF THE NIZHNIY NOVGOROD REGION AS THE INDICATORS OF THE QUALITY OF THEIR WATER AND THE ECOLOGICAL STATE

G.V. Shurganova¹, I.A. Kudrin¹, D.E. Gavrilko¹, M.Yu. Il'in²,
T.V. Zolotareva¹, V.S. Zhikharev¹, D.O. Golubeva¹

¹Lobachevsky State University of Nizhni Novgorod, galina.nngu@mail.ru

²Committee for the Protection, Use and Reproduction of Fauna in the Nizhni Novgorod Region, maxim_ilin@list.ru

On the basis of the analysis of a long-term factual material, changes in the species structure of zooplankton of various types of watercourses in the Nizhny Novgorod region with a different anthropogenic load have been revealed. The minimum values of the species richness, diversity, abundance and biomass of zooplankton noted for urban rivers, which are strongly influenced by the anthropogenic press. The watercourses of protected areas are characterized by II class of quality ("clean" waters), urbanized territories – III class of quality ("moderately polluted").

Keywords: species structure, zooplankton communities, watercourses, water quality, ecological status

УДК 574.587

МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ КРУПНОЙ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ ПО МАКРОЗООБЕНТОСУ (НА ПРИМЕРЕ БАССЕЙНА Р. ОБЬ)

Л.В. Яныгина

*Институт водных и экологических проблем СО РАН,
Алтайский государственный университет, г. Барнаул, yan_lv@mail.ru*

Реки относятся к числу динамических систем. Значительная изменчивость гидрологического режима и гидроморфологических характеристик водотоков в пространстве и времени обуславливает изменчивость их гидробиологических показателей. Это создает особые трудности при оценке экологического состояния водотоков, т.к. ставит задачу разграничения естественных вариаций состояния биоценозов и их антропогенной трансформации. В данной работе представлены принципы выделения эталонных створов для различных участков крупной речной системы р.Обь на основе комплексной классификации водотоков.

Ключевые слова: биоиндикация, реки, макрозообентос, гидроморфологические условия, эталонные створы

В последние десятилетия загрязнение окружающей среды вошло в число глобальных проблем человечества. Увеличение техногенной нагрузки на водные объекты, активная эксплуатация минерально-сырьевых ресурсов, развитие энергетики, повышение уровня урбанизации, вселение новых видов, нерациональное использование водных ресурсов ведут к существенным перестройкам водных экосистем и являются фактором их деградации. Увеличение уровня антропогенной нагрузки на водотоки и ухудшение их экологического состояния делают необходимой разработку современных научно обоснованных подходов управления качеством вод. В основе принятия управленческих решений по снижению негативного антропогенного воздействия, охране и улучшению качества вод лежит система экологического мониторинга, особое место в которой занимают биологические показатели

экологического состояния среды, что связано, в первую очередь, с их способностью отражать комплексный характер воздействия.

Несмотря на признание важности биологической оценки, в системе государственного экологического мониторинга и управления водными ресурсами по-прежнему остаются приоритетными химические методы индикации. Это, прежде всего, связано со слабой разработанностью методологии биоиндикации, недостаточностью знаний о естественной динамике сообществ и особенностях их трансформации при антропогенных нагрузках, а также малочисленностью региональных модификаций биологических методов. Более того, оценка экологического состояния водных объектов как по химическим, так и по биологическим показателям базируется преимущественно на общем подходе, предполагающем нормирование классов качества воды на основе значений предельных концентраций загрязняющих веществ (ПДК, УКИЗВ) и биотических индексов. Этот подход уже длительное время подвергается обоснованной критике, в том числе и в связи с отсутствием в его основе механизмов учета региональных и локальных особенностей водных экосистем, специфики их функционирования и адаптационного потенциала, устанавливая единые нормы качества для разнотипных (лентических и лотических, малых и больших, олиго- и эвтрофных и т.д.) водных объектов из различных природно-климатических зон и биогеохимических провинций [1, 2, 4].

Существенный прогресс в разработке современных подходов к оценке качества воды наметился после принятия в 2000 г. Директивы ЕС по водной политике (WFD), устанавливающей необходимость разработки системы эталонных створов и эталонных показателей с учетом гидроморфологических, гидрохимических и гидробиологических характеристик водных объектов [3].

Особые сложности возникают при разработке системы эталонных створов и показателей для рек, что связано с динамичностью речных систем. Значительная изменчивость их гидробиологического режима и гидроморфологических характеристик в пространстве и времени обуславливает изменчивость и гидробиологических показателей водотоков. Это создает особые трудности при биоиндикации экологического состояния рек, так как ставит задачу разграничения естественных вариаций состояния биоценозов и их антропогенной трансформации.

В основе выделения эталонных створов в речной системе может лежать комплексная классификация водотоков по гидробиологическим, гидрологическим и гидроморфологическим характеристикам. Разработка такой типизации основывается на поиске гидрологических и гидроморфологических показателей, которые существенны для формирования биоценозов на различных участках речной сети. В представленных подходах к типизации водотоков бассейна р.Обь в качестве основных гидробиологических показателей использованы структурные характеристики сообществ донных макробеспозвоночных.

Одной из проблем выбора гидроморфологических показателей, изменения которых в речной системе обуславливает перестройку структуры донных сообществ, является их значительная временная изменчивость. В данной работе были выбраны постоянные гидроморфологические характеристики водотоков: уклон дна и размер реки. Влияние этих показателей на структуру донных сообществ связано с их определяющей ролью в формировании гранулометрического состава донных отложений реки. С уменьшением уклона и размера реки снижается функция транспорта наносов, что ведет к снижению размеров частиц руслообразующего аллювия и изменению структуры донных сообществ. Для проверки этой гипотезы в 1989–2011 гг. были проведены сборы зообентоса на различных участках речной системы Оби. Было обследовано 178 водотоков, проанализировано 1120 проб зообентоса. Для анализа были выбраны участки водотоков с минимальным уровнем антропогенного воздействия.

Для выявления ведущих факторов естественной динамики донных сообществ на начальном этапе работы были проанализированы особенности его структуры в реках разного размера. Отмечены общие тенденции изменений структурных характеристик зообентоса в

зависимости от размера рек: увеличение видового богатства и биомассы от истоков малых рек к средним рекам и их снижение в крупных реках. Эти тенденции были схожи и для горных, и для равнинных рек; однако, максимальные и средние значения биомассы в горной части бассейна были выше, чем в равнинной [5].

Одним из основных факторов пространственного распределения зообентоса является характер донных отложений, в первую очередь его гранулометрический состав и содержание органических веществ. В целом, в бассейне Оби максимальные значения численности, биомассы и числа видов характерны для каменистых грунтов, минимальные значения – для песчаных и глинистых субстратов. Присутствие детрита в донных отложениях способствует увеличению видового богатства, численности и биомассы зообентоса по сравнению с гранулометрически схожими типами грунтов без детрита [5].

В результате дисперсионного анализа выбранных характеристик (обилия, числа видов и индекса видового разнообразия Шеннона) бентоса водотоков бассейна Верхней Оби в зависимости от абиотических факторов среды было обнаружено, что максимальную долю вариации данных объясняли тип грунта (14–30%) и высота над у.м. (11–28%). При объединении факторов процент объясненной дисперсии увеличивался. Так, совместное влияние высоты над уровнем моря, уклона и размера реки объясняло 44% изменчивости численности макробеспозвоночных, 67 % – биомассы и 46 % изменчивости видового богатства макрозообентоса (табл. 1).

Особенности структуры зообентоса на отдельных участках бассейна проявляются не только в различиях значений численности, биомассы и видового богатства, но и в особенностях его таксономического состава. Распределение большинства семейств макробеспозвоночных, входящих в состав доминант, зависело от уклона русла, высоты над уровнем моря, а для отдельных групп – и размера водотока (табл. 2). В речной системе при продвижении от высокогорной части бассейна к нижним участкам наблюдается закономерная смена доминирующих видов. На уровне крупных таксонов эти тенденции характеризовались сменой среди подсемейств хирономид: Diamesinae – Orthocladinae – Chironominae, среди семейств ручейников: Glossosomatidae – Hydropsychidae – Polycentropodidae, среди поденок: Neptageniidae – Ephemerellidae – Ephemeridae.

Таблица 1. Коэффициенты множественной детерминации (R^2) структурных характеристик бентоса (численность (N), биомасса (B), число видов (s) и индекса видового разнообразия Шеннона (H)) и некоторых абиотических факторов среды в водотоках бассейна Верхней Оби

Показатель	Гр		Т		У		Р		Т+Р		Т+У		У+Т+Р	
	R^2	<i>p</i>												
N	0,20	0,015	0,28	<0,001	0,17	0,001	0,15	0,002	0,33	<0,001	0,36	<0,001	0,44	0,032
B	0,19	0,021	0,11	0,009	0,12	0,005	0,09	0,021	0,24	0,006	0,25	0,005	0,67	<0,001
s	0,30	<0,001	0,25	<0,001	0,15	0,002	0,08	0,044	0,31	<0,001	0,31	<0,001	0,46	0,022
H	0,14	0,109	0,14	0,002	0,10	0,017	0,03	0,312	0,26	0,003	0,21	0,020	0,36	0,228

Примечания: Гр – тип грунта; Т – высота над у.м.; У – уклон; Р – размер реки. Жирным шрифтом выделены статистически значимые коэффициенты детерминации ($p < 0,05$).

Выявленная зависимость структуры зообентоса от гидроморфологических характеристик водотоков делает возможной типизацию рек по совокупности этих показателей. Для выделения типов донных сообществ были использованы данные по численности отдельных видов макробеспозвоночных в период летне-осенней межени. В анализе использованы данные по распределению 430 видов зообентоса в 178 водотоках и их участках (для больших рек).

Таблица 2. Зависимость доли отдельных семейств/подсемейств в биомассе бентоса от гидроморфологических характеристик водотоков

Семейство	Коэффициенты корреляции Спирмена			
	Уклон	Высота над у. м.	Размер реки	Порядок реки
Tubificidae	-0,20	-0,20	0,02	-0,10
Eprobdeidae	-0,21	-0,12	-0,09	-0,14
Lymnaeidae	0,20	0,18	-0,05	0,09
Pisidiidae	-0,50	-0,34	-0,30	-0,39
Gammaridae	0,33	0,35	-0,19	-0,11
Ephemerellidae	0,68	0,57	-0,03	0,13
Heptageniidae	0,64	0,54	-0,02	0,13
Nemouridae	0,47	0,40	-0,21	-0,07
Perlodidae	0,54	0,45	-0,06	0,05
Arctopsychidae	0,35	0,32	0,05	0,12
Hydropsychidae	0,53	0,42	0,10	0,18
Stenopsychidae	0,35	0,29	-0,02	0,02
Brachycentridae	0,36	0,28	0,11	0,14
Glossosomatidae	0,55	0,54	-0,10	0,01
Rhyacophilidae	0,54	0,49	-0,11	0,01
Sialidae	-0,26	-0,14	-0,18	-0,29
Limoniidae	0,55	0,46	-0,16	-0,05
Ceratopogonidae	-0,14	-0,15	0,23	0,14
Tanypodinae	-0,40	-0,27	-0,29	-0,34
Diamesinae	0,65	0,58	-0,02	0,12
Orthocladinae	0,27	0,31	-0,06	-0,05
Chironominae	-0,44	-0,48	0,39	0,30

Примечание: Отмеченные жирным шрифтом корреляции значимы на уровне $p < 0,05$.

В результате дискриминантного анализа структуры зообентоса были выделены восемь типов водотоков, три из которых характеризовали равнинные реки, один – предгорные и четыре – горные. Разделение водотоков на типы в горной и предгорной части бассейна обусловлено трансформациями гидроморфологических условий, индикаторами которых являются изменения уклонов русел (преимущественно, снижением уклона от высокогорий к низкогорьям) и размера рек в разных его частях; в равнинной части бассейна – изменениями размера рек.

Для каждой из выделенных групп водотоков представлены типовые гидроморфологические характеристики, а также структурные характеристики донных сообществ (включающие состав комплекса доминирующих видов, средние значения численности, биомассы и числа вида в период летне-осенней межени). Характеристики донных сообществ, а также рассчитанные на их основе значения биотических индексов были использованы в качестве эталонных показателей при оценке экологического состояния рек схожего гидроморфологического типа, подверженных антропогенному влиянию [6].

1. Булгаков Н.Г. Индикация состояния природных экосистем и нормирование факторов окружающей среды: обзор существующих подходов // Успехи совр. биол. – 2002. – Т. 122, № 2. – С. 115–135.

2. Гелашвили Д.Б., Карандашова А.А. Принципы экологического нормирования антропогенной нагрузки на лотические экосистемы по показателям макрозообентоса // Изв. Самар. Науч. центра РАН. – 2002. – Т. 2, №4. – С. 252–254.

3. Директива Европейского парламента и Совета Европейского Союза № 2000/60/ЕС от 23 октября 2000 года, устанавливающая основы для деятельности Сообщества в области водной политики [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.caresd.net/iwrm/new/doc/direct.pdf>.

4. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
5. Яныгина Л.В. Зообентос бассейна Верхней и Средней Оби: воздействие природных и антропогенных факторов : Автореф. дис... докт. биол. наук. – Барнаул, 2014. – 40 с.
6. Яныгина Л.В. Макрозообентос как показатель экологического состояния горных водотоков // Экология. – 2017. – № 2. – С. 141–146.

**METHODOLOGICAL ASPECTS OF ENVIRONMENTAL ASSESSMENT
OF LARGE RIVER SYSTEM BY MACROZOOBENTHOS
(THE OB RIVER BASIN AS A CASE OF STUDY)**

L.V. Yanygina

*Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, Altai State University, Barnaul,
yan_lv@mail.ru*

The significant variability of the hydrological regime and hydromorphological characteristics of rivers in space and time determines the hydrobiological variability of the watercourses. Therefore, the environmental assessment of watercourses is rather difficult since it is necessary to define if the biocenoses variations are of natural origin or they result from anthropogenic transformation. In the paper, we present the principles for the determination of reference site and the choice of the background indicators for different sections of the large Ob River system using a complex classification of watercourses.

Keywords: bioindication, rivers, macrozoobenthos, hydromorphological conditions, reference site.

СОДЕРЖАНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ	
И.С. Трифонова	3
РЫБА КАК БИОИНДИКАТОР ЭКОСИСТЕМЫ ЧУДСКОГО ОЗЕРА	
К.В. Авво	4
ИНДЕКС КАРЛСОНА КАК ПОКАЗАТЕЛЬ МНОГОЛЕТНИХ ИЗМЕНЕНИЙ ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА НАРОЧАНСКИХ ОЗЕР	
Б.В. Адамович, Т.В. Жукова, Ю.К. Верес	7
ИСПОЛЬЗОВАНИЕ КОМПЛЕКСНОГО ЛИМНОЛОГИЧЕСКОГО ПОДХОДА ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ДВУХ ОЗЕР ТОКСОВСКОГО РАЙОНА ЛЕНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ	
Г.Л. Атаев, В.П. Беляков, О.Г. Роговая, Н.В. Родионова, Е.В. Станиславская, И.Ю. Тихомирова	9
ЛЕТНИЙ ФИТОПЛАНКТОН В ГРАДИЕНТЕ ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА ОЗЕР	
А.Л. Афанасьева, И.С. Трифонова	12
БИОИНДИКАЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ГОРОДСКИХ ВОДОЕМОВ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ МАКРОЗООБЕНТОСА	
А.И. Бажора	16
БИОИНДИКАЦИЯ В МОНИТОРИНГЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЭСТУАРИЯ Р. НЕВЫ, ЗАКОНОМЕРНОСТИ ИЗМЕНЕНИЯ СТРУКТУРЫ И РАЗНООБРАЗИЯ СООБЩЕСТВ ДОННЫХ ЖИВОТНЫХ	
Е.В. Балущкина, С.М. Голубков	20
ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ В РАННЕЙ ДИАГНОСТИКЕ АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ	
Л.В. Барабанова, Е.В. Даев	24
РЕЛИКТОВЫЕ АМФИПОДЫ КАК ИНДИКАТОРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА	
М.А. Барбашова	28
ПЛАНКТОННЫЕ ПРОСТЕЙШИЕ ЧЕТЫРЕХ РАЗНОТИПНЫХ ОЗЕР КАРЕЛЬСКОГО ПЕРЕШЕЙКА	
Д.С. Бардинский	32
ECOLOGICAL MAPPING OF BIOINDICATION RESULTS USING MATHEMATICAL METHODS	
S.S. Varinova	35
ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ МАЛЫХ РЕК В УСЛОВИЯХ ДОЛГОВРЕМЕННЫХ РУБОК	
М.А. Батурина, О.А. Лоскутова	39
СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ПРИМЕНЕНИЯ РАЗЛИЧНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЗООБЕНТОСА ДЛЯ ИНДИКАЦИИ СОСТОЯНИЯ ОЗЕР ДВУХ ГЕОГРАФИЧЕСКИХ РЕГИОНОВ	
В.П. Беляков	42
ВЛИЯНИЕ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ГИДРОБИОНТОВ ОЗЕРА ГУСИНОЕ (РЕСПУБЛИКА БУРЯТИЯ)	
Е.А. Бобкова	47

ОСОБЕННОСТИ БИОИНДИКАЦИИ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ КРУПНОЙ РЕКИ СУХОНЫ Н.Л.Болотова	51
GENETIC DIVERSITY OF <i>DAPHNIA CUCULLATA</i> SARS, 1862 POPULATION OF LAKES SVENTE, RĪĀ, DRIDZIS AND GERANIMOVAS- ILZAS (EASTERN LATVIA) BASED ON MICROSATELLITE – PCR ANALYSIS A. Brakovska, N. Škute	55
ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ МАЛЫХ ОЗЕР ПРИГРАНИЧНОЙ ТЕРРИТОРИИ РОССИИ, ФИНЛЯНДИИ И НОРВЕГИИ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ МАКРОЗООБЕНТОСА С.А. Валькова	59
ЭКОЛОГИЯ ИНДИКАТОРНЫХ ОРГАНИЗМОВ В ВОДНЫХ ОБЪЕКТАХ АЛТАЙСКОГО КРАЯ И РЕСПУБЛИКИ АЛТАЙ Л.В. Веснина	62
ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ФУНКЦИОНАЛЬНОЙ КЛАССИФИКАЦИИ ФИТОПЛАНКТОНА ДЛЯ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОДЫ НЕКОТОРЫХ ПРИТОКОВ Р.ВОЛГИ (БАСЕЙН ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА) Е.Л. Воденеева, А.Г. Охапкин, К.Е. Коломина, Е.М. Шарагина, П.В. Кулизин	65
ИЗМЕНЕНИЯ СТРУКТУРЫ И БИОРАЗНООБРАЗИЯ ФИТОПЛАНКТОНА КАК ИНДИКАТОРЫ АЦИДОФИКАЦИИ Е.Ю. Воякина	68
ОТВЕТ ВЫСОКОШИРОТНЫХ СООБЩЕСТВ ФИТОПЛАНКТОНА КРУПНЫХ СУБАРКТИЧЕСКИХ РЕК НА УСЛОВИЯ СРЕДЫ ОБИТАНИЯ (НА ПРИМЕРЕ ВОСТОЧНОЙ СИБИРИ) В.А. Габышев	72
СУКЦЕССИИ МАССОВЫХ ВИДОВ ВОДОРΟΣЛЕЙ ШЕРШНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В МНОГОЛЕТНЕЙ РЕТРОСПЕКТИВЕ А.О. Гаязова, С.М Абдуллаев	76
ИЗМЕНЕНИЯ ПОПУЛЯЦИОННЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ МАССОВЫХ ВИДОВ РЫБ ВОДОЕМОВ УМЕРЕННОЙ ЗОНЫ ПРИ ПОТЕПЛЕНИИ КЛИМАТА Ю.В. Герасимов	80
БИОИНДИКАЦИЯ МАЛЫХ РЕК СТЕПНОЙ ЗОНЫ В УСЛОВИЯХ АРИДИЗАЦИИ ВОДОСБОРОВ (БАСЕЙН НИЖНЕЙ ВОЛГИ) Л.В. Головатюк, Э.В. Абросимова	84
ВОДОРΟΣЛИ – ИНДИКАТОРЫ ИЗМЕНЕНИЙ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЕВРО-АРКТИЧЕСКОГО РЕГИОНА Д.Б. Денисов	88
ЗООПЛАНКТОН, КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ О.Ю. Деревенская	91
ФИТОПЛАНКТОН ЗАРЕГУЛИРОВАННОГО И ПРОТОЧНЫХ УЧАСТКОВ РЕКИ УРАЛ Е.А. Джаяни	95

ИНДИКАТОРНАЯ РОЛЬ ФИТО-, ЗООПЛАНКТОНА И ЗООБЕНТОСА В ВОДОЕМАХ РАЗЛИЧНОГО ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА НА ПРИМЕРЕ ЮГО–ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ О.А. Дмитриева, А.С. Семенова, А.А. Гусев, Л.В. Рудинская, К.А. Подгорный	99
ФИТОПЛАНКТОН КАК БИОИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ДЕЛЬТЫ РЕКИ ВЕЛИКОЙ Т.В. Дрозденко, С.Г. Михалап, А.А. Курка	102
ИНДИКАЦИЯ ВОДНОЙ СРЕДЫ ЮЖНОЙ ЧАСТИ ОЗЕРНОЙ СИСТЕМЫ ОЗ. САЙМА (ФИНЛЯНДИЯ) ПО ЗООПЛАНКТОНУ И БЕНТОСУ Д.С. Дудакова, Н.В. Родионова, Л. Арвола	106
ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ СТОРОК МОЛЛЮСКОВ КАК ИНДИКАТОР АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ Д.С. Дудакова, С.А. Светов	110
МОНИТОРИНГ СОСТОЯНИЯ р. ВЯЗОВКА (СРЕДНИЙ УРАЛ) В ПЕРИОД «АЛЬГОЛИЗАЦИИ» Т.В. Еремкина, А.В. Лугаськов, В.Н. Скворцов, М.Ф. Изиметова, Н.Б. Климова, Н.В. Чечулина	114
КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ОЦЕНКА УСТОЙЧИВОСТИ СООБЩЕСТВ МАКРОЗООБЕНТОСА К ВОЗДЕЙСТВИЮ ГИДРОТЕХНИЧЕСКИХ РАБОТ В РАМКАХ ИНЖЕНЕРНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИЗЫСКАНИЙ И ПРОИЗВОДСТВЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА В.А. Жигульский, В.Ф. Шуйский, Е.Ю. Максимова	118
СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА РОСТА ТРОСТНИКА В ОЗ. НАРОЧЬ В 2016 г. А.А. Жукова, Е.Р. Бондик	122
РЕЖИМ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ КАК ИНДИКАТОР В РАННЕЙ ДИАГНОСТИКЕ АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ В ОЗЕРНОЙ ЭКОСИСТЕМЕ Т.В. Жукова	125
ПЛАНКТОННЫЕ И ДОННЫЕ СООБЩЕСТВА КАК БИОИНДИКАТОРЫ СОЛЕННЫХ РЕК БАСЕЙНА ГИПЕРГАЛИННОГО ОЗ. ЭЛЬТОН Т.Д. Зинченко, О.Г. Горохова	130
МНОГОЛЕТНИЙ МОНИТОРИНГ ТРЕМАТОДНОЙ ИНВАЗИИ МОЛЛЮСКОВ <i>VITHYNIA TENTACULATA</i> Н.П. Исакова, Г.Л. Атаев	132
БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ДОННЫХ СООБЩЕСТВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА Н.М. Калинин, Н.А. Белкина, А.И. Сидорова	134
ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩА СЕСТРОРЕЦКИЙ РАЗЛИВ ПО САНИТАРНО-МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ Л.Л. Капустина, Г.Г. Митрукова	137
ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ РЕК БАСЕЙНА БЕЛОГО МОРЯ НА ОСНОВЕ АНАЛИЗА СТРУКТУРЫ ФИТОПЕРИФИТОНА С.Ф. Комулайнен	141

САПРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОРΟΣЛЕЙ РЕКИ ЭБЕЛЯХ И ЕЕ ПРИТОКОВ (БАССЕЙН РЕКИ АНАБАР, СЕВЕРО-ЗАПАДНАЯ ЯКУТИЯ) Л.И. Копырина	146
ФИТОПЛАНКТОН КАК ПОКАЗАТЕЛЬ УРОВНЯ ТРОФИИ И ЗАКИСЛЕНИЯ ПРЭСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ Л.Г. Корнева	149
ВЛИЯНИЕ ЭВТРОФИРОВАНИЯ НА БИОЛОГИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ СИГОВ В ОЗЕРЕ ИМАНДРА (КОЛЬСКИЙ ПОЛУОСТРОВ) И.М. Королева, П.М. Терентьев	153
МАКРОЗООБЕНТОС В МОНИТОРИНГЕ Р. ВЯТКИ НА ЭТАПЕ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ОБЪЕКТА УНИЧТОЖЕНИЯ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ (КИРОВСКАЯ ОБЛ.) Т.И. Кочурова	157
ВИЗУАЛИЗАЦИЯ ДАННЫХ В ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ Е.Г. Крупа, С.М. Баринаова	161
ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СТРУКТУРНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ГИДРОЦЕНОЗОВ В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ КАЗАХСТАНА Е.Г. Крупа, С.М. Баринаова	165
ИЗМЕНЕНИЯ ЗООПЛАНКТОНА ПРЭСНЫХ ВОДОЕМОВ В УСЛОВИЯХ ЗООГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ А.В. Крылов, Д.Б. Косолапов, Е.Г. Сахарова, Н.С. Шевченко, И.В. Чалова, А.В. Романенко, Ю.В. Герасимов	170
НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ КАРДИОАКТИВНОСТИ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ КАК ИНТЕГРАЛЬНОГО ИНДИКАТИВНОГО ПОКАЗАТЕЛЯ СОСТОЯНИЯ КЛЮЧЕВЫХ ВИДОВ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ Т.В. Кузнецова, С.В. Холодкевич	176
ДИАТОМОВЫЕ ВОДОРΟΣЛИ И МОНИТОРИНГ ПРЭСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ: СОВРЕМЕННЫЕ ПРОБЛЕМЫ И БУДУЩЕЕ М.С. Куликовский	179
ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ НИЗКОМОЛЕКУЛЯРНЫХ ОРГАНИЧЕСКИХ СОЕДИНЕНИЙ ВОДНЫХ МАКРОФИТОВ ДЛЯ ИНДИКАЦИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ Е.А. Курашов, Ю.В. Крылова, А.А. Егорова	182
СООБЩЕСТВА ЗООПЛАНКТОНА И ЗООБЕНТОСА ОЗЕРА КОСМОЗЕРО (ЮЖНАЯ КАРЕЛИЯ) В УСЛОВИЯХ ТОВАРНОГО ВЫРАЩИВАНИЯ ФОРЕЛИ Я.А. Кучко, Е.С. Савосин, Т.Ю. Кучко	186
PROBLEM OF REFERENCE SITE SELECTION AND DEVELOPMENT OF THE MULTIMETRIC INDEX (CASE STUDY OF THE NEMAN RIVER AND ITS TRIBUTARIES, BELARUS) Т.Р. Lipinskaya, V.P. Semenchenko	190

ИЗМЕНЕНИЯ СТРУКТУРЫ ЗООПЛАНКТОНА МАЛОЙ РЕКИ (НА ПРИМЕРЕ РЕКИ ИЖОРА, БАССЕЙН БАЛТИЙСКОГО МОРЯ) В УСЛОВИЯХ ДЛИТЕЛЬНОГО АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ Л.Ф. Литвинчук	193
МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА ЗООПЛАНКТОНА ОЗЕРА ВОЖЕ (ВОЛОГОДСКАЯ ОБЛАСТЬ) Е.В. Лобуничева, Н.В. Думнич	197
ВЛИЯНИЕ ДНОУГЛУБИТЕЛЬНЫХ РАБОТ НА СОСТОЯНИЕ ФИТОПЛАНКТОНА ЛИТОРАЛЬНОЙ ЗОНЫ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА О.Г. Лопичева	201
ВЛИЯНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ТЕМПЕРАТУРЫ СРЕДЫ НА БИОХИМИЧЕСКИЕ МЕХАНИЗМЫ РЕЗИСТЕНТНОСТИ У ПРЕДСТАВИТЕЛЕЙ РАЗЛИЧНЫХ ПОПУЛЯЦИЙ <i>GMELINOIDES FASCIATUS</i> (СТЕВВ., 1899) Лубяга Ю.А., Трифонова М.С., Емшанова В.А., Мадьярова Е.В., Аксенов-Грибанов Д.В., Шатилина Ж.М., Тимофеев М.А.	204
СУБФОССИЛЬНЫЕ ДИАТОМОВЫЕ КОМПЛЕКСЫ В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ВОДНОЙ СРЕДЫ (НА ПРИМЕРЕ ШХЕРНОГО РАЙОНА ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА) А.В. Лудикова	206
ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НЕВСКОЙ ГУБЫ ФИНСКОГО ЗАЛИВА МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ О.А. Ляшенко, С.Б. Екимова, Е.В. Колосовская	210
СВОБОДНЫХ ОТ ТОКСИКОЗА ПОПУЛЯЦИЙ ПЕЛАГИЧЕСКИХ CLADOCERA (CRUSTACEA) В РОССИИ, ВЕРОЯТНО, НЕТ А.В. Макрушин, С.М. Голубков, А.С. Семенова, О.П. Дубовская, А.С. Васильев, Н.В. Родионова, Е.Б. Фефилова, В.И. Лазарева, О.Н. Кононова	213
СОДЕРЖАНИЕ ФОТОСИНТЕТИЧЕСКИХ ПИГМЕНТОВ И ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО ТРОФИЧЕСКОГО СТАТУСА ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ Н.М. Минеева	216
САПРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ГРУНТОВ ЧОГРАЙСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО ДОННЫМ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫМ Е.В. Никитенко, Г.Х. Щербина	219
ФИТОПЛАНКТОН КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ, 2011-2015 гг. В.Н. Никулина	222
МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА ВИДОВ-ИНДИКАТОРОВ ТЕМПЕРАТУРЫ В ФИТОПЛАНКТОНЕ ВОДОЕМА-ОХЛАДИТЕЛЯ Т.Н. Новоселова, С.С. Барина	226
ИССЛЕДОВАНИЕ РЕАКЦИИ ФИТОПЛАНКТОНА НА СЛАБОЕ УЛЬТРАЗВУКОВОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ В НАТУРНЫХ УСЛОВИЯХ О.А. Павлова	230

ALIEN PANTOGAMMARUS ROBUSTOIDES MONITORING NECESSITY FOR ESTIMATION ITS FURTHER DISTRIBUTION AND IMPACT IN LATVIAN INLAND WATERS J. Paidere, A. Brakovska, V. Vezhnavets, A. Skute, R. Tretjakova	234
ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЛИТОРАЛИ ЭСТУАРИЯ РЕКИ НЕВЫ НА ОСНОВАНИИ СТРУКТУРНЫХ ХАРАКТЕРИСТИК СООБЩЕСТВ МАКРОЗООБЕНТОСА Е.С. Панкова	238
ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЗЕЛЕННОЙ ВОДОРОСЛИ <i>SCOTIELLOPSIS TERRESTRIS</i> (REISIGL) PUNCOCHÁROVÁ & KALINA В КАЧЕСТВЕ БИОТЕСТА ДЛЯ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНЫХ СРЕД СОЕДИНЕНИЯМИ СВИНЦА Е.Н. Патова, И.В. Новаковская, О.В. Зайцева, М.Д. Сивков	242
ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В БАССЕЙНЕ Р. ВЫЧЕГДЫ НА ОСНОВЕ АЛЬГОЛОГИЧЕСКОГО И ГИДРОХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА Е.Н. Патова, А.С. Стенина, И.Н. Стерлягова	245
ИЗМЕНЕНИЯ СТРУКТУРЫ И ОБИЛИЯ МАКРОЗООБЕНТОСА ВОЛЖСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В ПЕРИОД ПОТЕПЛЕНИЯ С.Н. Перова	248
МНОГОЛЕТНИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩА СЕСТРОРЕЦКИЙ РАЗЛИВ (ВОДНАЯ ЭКОСИСТЕМА В УСЛОВИЯХ УРБАНИЗИРОВАННОГО ЛАНДШАФТА) Ш.Р. Поздняков, И.С. Трифонова, Н.В. Игнатъева, Л.Л. Капустина, О.А. Павлова, А.Г. Русанов	251
АКТИВНОСТЬ МИКРОБИОТЫ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ, КАК ИНДИКАТОР АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ Ю.М. Поляк	255
К ВОПРОСУ О ПРИМЕНЕНИИ ПОНЯТИЯ «ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ПОТЕНЦИАЛ» В МОНИТОРИНГЕ ВОДНЫХ ТЕХНОЭКОСИСТЕМ А.А. Протасов	258
ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ПО ФИТОПЛАНКТОНУ ЗАЛИВА ЩУЧИЙ (ЛАДОЖСКОЕ ОЗЕРО) Е.В. Протопопова	262
ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПРОТОЧНОЙ ЦИТОФЛУОРИМЕТРИИ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЗАРАЖЁННОСТИ ЛЁГОЧНЫХ МОЛЛЮСКОВ ТРЕМАТОДАМИ Е.Е. Прохорова, М.К. Серебрякова, А.С. Токмакова, Г.Л. Атаев	266
ОБЗОР ВОЗМОЖНОСТЕЙ МЕТОДА ГРАФИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ТАКСОНОМИЧЕСКИХ ПРОПОРЦИЙ (БИОИНДИКАЦИЯ И БИОМОНИТОРИНГ) Л.В. Разумовский, В.Л. Разумовский	270
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ГИЛЬДИИ ДИАТОМОВЫХ ВОДОРОСЛЕЙ ПЕРИФИТОНА В БАССЕЙНЕ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА: ИХ ЗНАЧЕНИЕ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ А.Г. Русанов, Е.В. Станиславская	273

ФОРМИРОВАНИЕ КАЧЕСТВА ВОД ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ПРИРОДНЫХ И АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ Н.И. Русова	277
ДИАГНОСТИКА АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ ПО ПАЛЕОЛИМНОЛОГИЧЕСКИМ ДАННЫМ Т.В. Сапелко, Н.В. Игнатъева, Д.Д. Кузнецов, А.В. Лудикова, А.В. Терехов, Н.Ю. Корнеевкова, М.А. Гусева, К.В. Шеманаев	279
САНИТАРНО-БИОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ РЕКИ БЕЛОЙ (РЕСПУБЛИКА БАШКОРТОСТАН) ПО ПЛАНКТОННЫМ ОРГАНИЗМАМ Д.И. Сахабутдинова	283
КОНЦЕНТРАЦИЯ ХЛОРОФИЛЛА КАК ПРЕДИКТОР БИОМАССЫ ПОПУЛЯЦИЙ <i>CHIRONOMUS PLUMOSUS</i> (L.) И <i>CH. ANTHRACINUS</i> ЗЕТТ. ОЗ. КРАСНОГО В.В. Скворцов	286
ОСТРОЕ И ХРОНИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ МЕДИ НА КАРДИОАКТИВНОСТЬ РАКОВ <i>ASTACUS LEPTODACTYLUS</i> – БИОИНДИКАТОРОВ В БИОЭЛЕКТРОННЫХ СИСТЕМАХ МОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ВОДЫ С.В. Сладкова, В.А. Любимцев, С.В.Холодкевич	290
ВОДНЫЕ МАКРОБЕСПОЗВОНОЧНЫЕ КАК БИОГЕОИНДИКАТОРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ НА ЮГЕ КАЗАХСТАНА Г.Г. Сливинский, И.И. Темрешев, П.А. Есенбекова, Г.Ж. Исенова, Г.Е. Кожабаява	294
БИОИНДИКАЦИЯ КОМПЛЕКСНОГО ИСТОРИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ИЗМЕНЕНИЕ СТРУКТУРЫ ВИДОВОГО СОСТАВА ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ МАЛОГО ОЗЕРА УРБАНИЗИРОВАННОЙ СРЕДЫ (РЕСПУБЛИКА КАРЕЛИЯ) З.И. Слуковский, Т.С. Шелехова, Е.В. Сыроежко	297
ЗОЛОТИСТЫЕ ВОДОРΟΣЛИ (CHRYSORHUCEAE, SYNURORHUCEAE) В ПОДЛЕДНОМ ПЛАНКТОНЕ ОЗЕР ВОСТОЧНЫХ ПРЕДГОРИЙ ЮЖНОГО УРАЛА Л.В. Снитько, Л.Н. Волошко	301
БИОИНДИКАЦИОННЫЕ ВОЗМОЖНОСТИ ПЕРИФИТОНА В РАЗЛИЧНЫХ ВОДОЕМАХ И ВОДОТОКАХ Е.В. Станиславская	304
ПЛАНКТОННЫЕ АЛЬГОЦЕНОЗЫ ВОДОЕМОВ И ВОДОТОКОВ КРУПНОГО ПРОМЫШЛЕННОГО ЦЕНТРА (на примере г. Нижнего Новгорода) Н.А. Старцева, А.Г. Охалкин, Е.Л. Воденева	308
ВОДОРΟΣЛИ КАК БИОИНДИКАТОРЫ СОСТОЯНИЯ РЕКИ ЩУГОР (ПРИПОЛЯРНЫЙ И СЕВЕРНЫЙ УРАЛ) И.Н. Стерлягова, Е.Н. Патова	312

МОНИТОРИНГОВЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ДИНАМИКИ РЫБНОГО НАСЕЛЕНИЯ СЯМОЗЕРА ПРИ РАЗНОМ АНТРОПОГЕННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ О.П. Стерлигова, Н.В. Ильмаст	315
СЕЗОННАЯ ЦИКЛИЧНОСТЬ СТРУКТУРЫ ЗООПЛАНКТОНА В УСЛОВИЯХ ГРАДИЕНТА ТРОФИИ М.Т. Сярки	319
ЭКОЛОГО-САНИТАРНОЕ СОСТОЯНИЕ ПРИБОЙНОЙ ЛИТОРАЛИ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА Е.В. Теканова, Е.М. Макарова	322
РЫБЫ КАК ИНДИКАТОРЫ РТУТНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОЕМОВ СЕВЕРА П.М. Терентьев, Н.А. Кашулин, Е.М. Зубова, И.М. Королева	325
БИОИНДИКАЦИЯ В МОНИТОРИНГЕ СОСТОЯНИЯ БОЛЬШИХ И МАЛЫХ ОЗЕР (в связи с 70-тилетием Института озераведения РАН) И.С. Трифонова	328
ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО УРОВНЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛИТОРАЛЬНОЙ ЗОНЫ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА М.С. Трифонова, Е.А. Курашов, М.А. Барбашова	333
КОЛЬЧАТАЯ НЕРПА (<i>PUSA HISPIDA LADOGENSIS</i>) КАК ИНДИКАТОР СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА В.И. Уличев, И.С. Труханова	336
МАКРОЗООБЕНТОС ВЕРХНЕГО И СРЕДНЕГО ТЕЧЕНИЯ Р. УРАЛ И ПРИТОКОВ НА УЧАСТКАХ, ПОДВЕРЖЕННЫХ ХРОНИЧЕСКОМУ АНТРОПОГЕННОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ Е.И. Филинова	340
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ И БИОИНДИКАЦИЯ КУЧУРГАНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА-ОХЛАДИТЕЛЯ МОЛДАВСКОЙ ГРЭС С.И. Филипенко	343
ВОЗДЕЙСТВИЕ КАДМИЯ НА ЛИПИДНЫЙ СОСТАВ И КОМПОНЕНТЫ АНТИОКСИДАНТНОЙ СИСТЕМЫ МОЛЛЮСКОВ <i>ANODONTA</i> SPP. (СЕМ. UNIONIDAE) Н.Н. Фокина, О.Б. Васильева, И.В. Суховская, А.А. Кочнева, З.И. Слуковский.....	346
ГОДОВОЙ ЦИКЛ ЗООПЛАНКТОНА ПЕТРОЗАВОДСКОЙ ГУБЫ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА Ю.Ю. Фомина	349
БИОИНДИКАЦИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕКИ ИЖ ПО ОРГАНИЗМАМ МАКРОЗООБЕНТОСА Н.В. Холмогорова	352
БИОИНДИКАЦИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА ОСНОВЕ ОЦЕНКИ ЗДОРОВЬЯ МЕСТНЫХ МАКРОБЕНТОСНЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ МЕТОДОМ ФУНКЦИОНАЛЬНОЙ НАГРУЗКИ С.В. Холодkevич, А.Н. Шаров, Т.В. Кузнецова	355

МАКРОФИТЫ – БИОМАРКЕРЫ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РЕЧНЫХ УСЛОВИЯХ В.М. Хромов, С.С. Выбоч, М.В. Крупина, А.Г. Уваров	359
ПИЯВКИ <i>HAEMORIS SANGUISUGA</i> LINNAEUS, 1758 КАК БИОИНДИКАТОРЫ ПРИ МОНИТОРИНГЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ УРАЛА ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ Л.В. Черная, Л.А. Ковальчук, Н.В. Микшевич	362
ФЛУОРЕСЦЕНТНАЯ МИКРОСПЕКТРОСКОПИЯ ДЛЯ ИССЛЕДОВАНИЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО РАЗНООБРАЗИЯ ЦИАНОБАКТЕРИЙ В ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ Л.В. Чистякова, Т.Р. Жангиров, А.А. Лисс, Н.Ю. Григорьева	365
ТРАНСФОРМАЦИЯ ВОДНЫХ СООБЩЕСТВ ПРИ ФОРМИРОВАНИИ ВОДОХРАНИЛИЩ: ПАРАЗИТОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ Ю.К. Чугунова	369
РОЛЬ И МЕСТО МЕТОДОВ БИОДИАГНОСТИКИ В ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ Г.М. Чуйко	371
ИНДИКАТОРНАЯ ЗНАЧИМОСТЬ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ В РАЗНОТИПНЫХ ВОДОЕМАХ БАЛХАШ-АЛАКОЛЬСКОГО БАССЕЙНА РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН Л.И. Шарапова, Т.Т. Трошина, Л.А. Ковалёва, Ж.О. Мажобаева	375
ОТКЛИК ФИТОПЛАНКТОНА РАЗНОТИПНЫХ ВОДОЕМОВ СЕВЕРА НА ИЗМЕНЕНИЕ АНТРОПОГЕННЫХ И ПРИРОДНЫХ ФАКТОРОВ А.Н. Шаров	378
ИЗМЕНЕНИЯ ВИДОВОЙ СТРУКТУРЫ ЗООПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ РАЗНОТИПНЫХ ВОДОТОКОВ НИЖЕГОРОДСКОЙ ОБЛАСТИ КАК ПОКАЗАТЕЛИ КАЧЕСТВА ИХ ВОДИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ Г.В. Шурганова, И.А. Кудрин, Д.Е. Гаврилко, М.Ю. Ильин, Т.В. Золотарева, В.С. Жихарев, Д.О. Голубева	382
МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ КРУПНОЙ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ ПО МАКРОЗООБЕНТОСУ (НА ПРИМЕРЕ БАССЕЙНА Р. ОБЬ) Л.В. Яныгина	385
СОДЕРЖАНИЕ	390

**Биоиндикация в мониторинге
пресноводных экосистем III**
Материалы Международной конференции,
Санкт-Петербург, 23-27 октября 2017 г.

Ответственные редакторы:

Академик РАН В.А. Румянцев, д.б.н. И.С. Трифонова

Редакционная коллегия:

к.б.н. В.П. Беляков, к.б.н. О.А. Павлова, к.б.н. А.Г. Русанов,
к.б.н. Е.В. Станиславская, А.Л. Афанасьева

Отпечатано в типографии ООО «Победа»
Санкт-Петербург, Салтыковская дорога, дом 6А

Подписано в печать: 13.10.2017. Формат 84x108 1/16. Гарнитура Times. Бумага офсетная.
Печать офсетная. Печ.л. 25. Тираж 170 экз. Заказ №119/17-1.