

**Российская академия наук
Институт озероведения РАН**

**Биоиндикация в мониторинге
пресноводных экосистем II**

**Bioindication in monitoring
of freshwater ecosystems II**

**Издательство «Любавич»
Санкт-Петербург
2011**

УДК 504.064.36

Ответственные редакторы:

Член-корр. РАН В.А. Румянцев, д.б.н. И.С. Трифонова

Редакционная коллегия:

д.б.н. И.Н. Андроникова, к.б.н. В.П. Беляков, к.б.н. О.А. Павлова,
к.б.н. М.А. Рычкова

Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем II. Сборник материалов международной конференции. СПб.: Любавич, 2011. – 264 с.: ил.

Издание содержит избранные доклады, представленные на II Международной конференции «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем» (Санкт-Петербург, 10-14 октября 2011 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 II. Book of papers of the II International Conference. St. Petersburg. «Lubavich». 2011. – 264 pp.

The edition contains selected proceedings of the II International Conference «Bioindicators in monitoring of freshwater ecosystems» (St. Petersburg, 10-14 October 2011) 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, hydrobiologists, ichthyologists and also teachers, post-graduates and students of educational Institutions of ecological profile.

***Издание осуществлено при финансовой поддержке РФФИ
(грант № 11-04-06108-г)***

ISBN 978-5-86983-350-1

**© ИНОЗ РАН, 2011
© Издательство «Любавич», 2011**

**Посвящается 100-летию со дня рождения
известного гидробиолога и лимнолога,
доктора биологических наук, профессора
Ивана Ивановича НИКОЛАЕВА
(1911-1992)**



Предисловие

II Международная конференция «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем» была организованная Институтом озероведения РАН с 10 по 14 октября 2011 г. в г. Санкт-Петербурге. В работе конференции приняли участие около 140 ученых из 10 стран и 16 научных центров России от Калининграда до Владивостока и от Ростова до Архангельска, представлявших 40 различных организаций: институты Академии наук, университеты, рыбохозяйственные, природоохранные и другие учреждения. Было сделано 136 докладов, из них 103 устных и 33 стендовых.

Конференция была посвящена столетнему юбилею известного гидробиолога и лимнолога, доктора биологических наук, профессора Ивана Ивановича Николаева (1911-1992), который был создателем Лаборатории гидробиологии ИНОЗ РАН и основоположником большинства направлений биологических исследований в Институте. Перу И.И. Николаева принадлежит около 150 печатных работ, значительное число которых посвящено таким проблемам, как закономерности динамики численности популяций водных организмов, океанографическая специфика Балтийского моря, лимнология и антропогенное эвтрофирование больших озер умеренной зоны, факторы изменения водных экосистем, распространение новых вселенцев в морской и пресноводной фауне и флоре. И.И. Николаев одним из первых в начале 1970-х гг. в своих работах уделял большое внимание биоиндикации эвтрофирования больших озер. В связи с гетерогенностью экосистем крупных озер, где условия формирования качества воды в глубоководной и мелководной зонах резко различаются, он пришел к выводу, что для каждой зоны нужны различные биоиндикационные методы и индикаторные сообщества, и в целом, «биоиндикация на разных водоемах должна проводиться с учетом специфики структуры и функционирования их экосистем».

В докладах на конференции были представлены работы по индикации состояния водоемов широкого спектра регионов России: Ленинградской, Архангельской, Московской, Ярославской, Вологодской, Тюменской, Иркутской и Читинской областей, Красноярского и Хабаровского краев, республик Карелия, Коми, Башкортостан, Бурятия и Татарстан, районов Верхней и Нижней Волги и зарубежных стран. Обсуждались разнообразные аспекты биоиндикации состояния пресноводных водоемов (рек, озер, водохранилищ). Большинство участников подчеркивалась необходимость комплексного подхода к оценке состояния водных экосистем и качества их вод, при котором биологические оценки (биоиндикация и биотестирование) являются главными. Место и значение биоиндикации в контроле качества водной среды определяется тем, что она выявляет последствия уже состоявшегося загрязнения водоема, результаты которого не-

возможно предсказать на основе гидрохимических определений. Набор используемых показателей должен соответствовать изменениям водных экосистем, связанных с эвтрофированием, загрязнением, токсификацией, перестройкой сообществ за счет биотических отношений при инвазиях видов. 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, которое дают многолетние натурные наблюдения и, кроме того, они позволяют оценить изменения «нормы» на фоне межгодовых колебаний.

На конференции было отмечено, что развитию исследований по биоиндикации как и прежде препятствует недостаточная материально-техническая база для проведения необходимых полевых и лабораторных экспериментов, неудовлетворительное обеспечение исследований современным оборудованием и реактивами. Продолжает усугубляться тенденция недостатка узких специалистов по отдельным сообществам. Существует настоятельная потребность в проведении «школ» по методам изучения разных аспектов жизнедеятельности и функционирования отдельных сообществ, и в первую очередь, по систематике гидробионтов, т.к. без определения до видового уровня невозможно достоверное применение ни систем оценки степени сапробности, ни видового разнообразия. Необходимо осуществлять публикацию методических руководств, монографий и особенно, современных определителей водных организмов.

Заслушанные доклады и состоявшаяся научная дискуссия показали все возрастающую актуальность биоиндикации состояния водной среды. Участники конференции отметили необходимость регулярного проведения научных мероприятий, посвященных данной тематике.

Часть 1. Общие проблемы биоиндикации (General problems of bioindication).

БИОИНДИКАЦИЯ, ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ДИАГНОСТИКА И НОРМИРОВАНИЕ В МЕТОДАХ МОНИТОРИНГА ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

А.П. Левич, Н.Г. Булгаков, Д.В. Рисник, В.Н. Максимов

*Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Биологический факультет, г. Москва, Россия, apl@chronos.msu.ru*

ПРОБЛЕМЫ СУЩЕСТВУЮЩЕЙ СИСТЕМЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ

Современная система экологического нормирования в России основана, в первую очередь, на нормативах предельно допустимых концентраций (ПДК) загрязняющих веществ. Эти нормативы устанавливаются в лабораторных опытах по биотестированию путем анализа зависимостей "доза – эффект". Процедура установления норматива состоит в фиксации в качестве ПДК такой концентрации вещества, при которой величина биологического тест-параметра достигает условленного порогового значения, (на рисунке 1 этот порог обозначен как "красная черта").

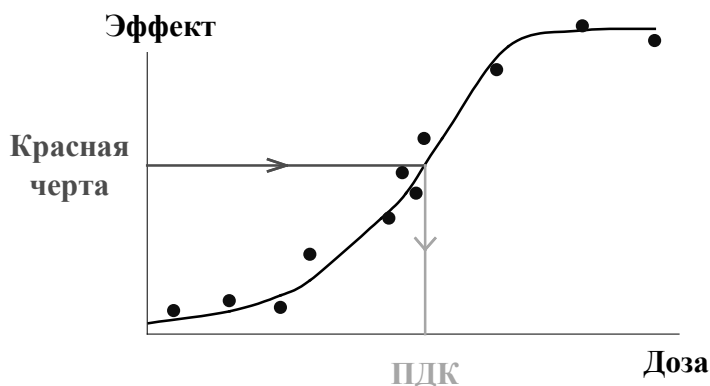


Рис. 1. Установление ПДК в опытах по биотестированию.

Установленный в лаборатории норматив ПДК применяют для нормирования качества среды природных экосистем. Следует отметить ряд главных причин, по которым перенос лабораторных результатов на

реальные природные объекты приводит к сугубой неэффективности всей системы экологического нормирования:

- Фактически, неблагополучие тестовой популяции в колбе отождествляют с неблагополучием реальной экосистемы.
- Если в лабораторных опытах уровень ПДК представляет собой следствие существования "красной черты" для состояния тестовой популяции, то при применении ПДК к природным объектам происходит подмена понятий, и границей между благополучными и неблагополучными состояниями экосистем полагают лабораторные величины ПДК.
- Если в лабораторных опытах на тестовую популяцию воздействует единственный испытываемый фактор и предполагается, что действие остальных не приводит к неблагополучию, то в природных экосистемах нет изолированного действия факторов, и все они одновременно влияют на каждую из биологических характеристик и могут одновременно приводить к неблагополучию.
- ПДК устанавливают как универсальные нормативы для огромных административных территорий. Они не учитывают специфику функционирования экосистем в различных природно-климатических зонах (широтная и вертикальная зональность, биогеохимические провинции с естественными геохимическими аномалиями и различным уровнем содержания природных соединений), а значит, и их токсикорезистентность.

Трудности, с которыми сталкивается методология применения ПДК, неоднократно обозначены во многих публикациях по нормированию качества окружающей среды (см., например, [1-2]).

БИОТИЧЕСКАЯ КОНЦЕПЦИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ

Экологическую неэффективность методологии ПДК призвана преодолеть биотическая концепция экологического контроля [1-4]:

- Оценку состояния природных экосистем следует проводить не по уровням факторов среды, а по характеристикам биологических компонент (биологическим индикаторам).
- Эту оценку следует проводить *in situ*, а не *in vitro*.
- Границы нормы факторов среды следует вводить как уровни, не нарушающие норму экологического состояния, установленную по биологическим индикаторам.

Идея, реализующая биотическую концепцию перехода от лабораторных ПДК к "натурным" нормативам, казалось бы, лежит на поверхности: нужно проанализировать зависимость "доза-эффект" для факторов среды и биоиндикаторов. Однако реализация этой идеи сталкивается с принципиальными и, как следствие, с методическими трудностями:

- 1) При установлении нормативов в лаборатории понятие экологической нормы возникает как конвенционально принятый порог тест-параметра подопытных организмов. Такой нормой может быть, например, объявленный экспертами уровень смертности в лабораторной популяции. Для природных экосистем желателен отказ от экспертного (субъективного) установления "красной черты". Другой пример – отклонением от экологической нормы признают статистически значимое превышение величин тест-параметра в контрольном эксперименте. И такой подход в приложении к природным объектам нереалистичен, поскольку у исследователей нет в распоряжении другого – контрольного – эксперимента, кроме пассивного эксперимента, который человек "проводит" над природой в местах своего проживания и хозяйственной деятельности.
Для природных экосистем границы классов качества вводят экспертным, другими словами, субъективным образом. Необходимо введение научно обоснованного определения (и метода установления) для понятия "экологическая норма природного объекта".
- 2) В контролируемых условиях лабораторных экспериментов "хорошо организованные" данные "доза-эффект" имеют вид однозначных функциональных зависимостей, поддающихся корреляционному, регрессионному и другим видам статистического анализа (рис. 1). В природных экосистемах на биологические характеристики одновременно действует множество факторов среды, среди которых только часть охвачена программами мониторинга. Диаграмма "доза-эффект" в этом случае имеет вид "плохо организованного" облака точек.
Поэтому необходим метод отыскания взаимосвязи между переменными, позволяющий выявлять корреляции, скрытые при рассмотрении парных зависимостей биоиндикатора от отдельных факторов.

МЕТОД УСТАНОВЛЕНИЯ ЛОКАЛЬНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НОРМ

Один из методов анализа "плохо организованных" данных – переход от количественных переменных к их качественным классам. Такими классами могут быть "низкие", "средние" и "высокие" значения; "благополучные" и "неблагополучные", "допустимые" и "недопустимые" значения и т.п. После выделения качественных классов возможен поиск корреляций и других видов связи уже между качественными классами различных переменных. Применение анализа качественных переменных сталкивается, по крайней мере, с двумя трудностями. Во-первых, возникает проблема выбора объективного критерия для выделения качественных классов. Вторая трудность особенно ярко проявляется при поиске связи между биотическими и абиотическими характеристиками экосистем. Она связана с упомянутым выше неустранимым *in situ* влиянием на индикаторы всех факто-

ров среды и состоит в том, что любые из них могут одновременно приводить к экологическому неблагополучию. К чему приводит это обстоятельство при анализе натуральных зависимостей "доза-эффект" следует разъяснить подробнее.

Качественные классы для биологического индикатора – это классы "благополучных" и "неблагополучных" значений, указывающих соответственно на экологическое благополучие или неблагополучие биоты. Для фактора – это классы "допустимых" и "недопустимых" значений. Если некоторая биологическая характеристика Y действительно является индикатором воздействия на биоту фактора X , то благополучные значения индикатора Y встречаются в наблюдениях за экосистемой только совместно с допустимыми значениями фактора X , а неблагополучные значения индикатора Y – только совместно с недопустимыми значениями фактора X . Этот идеальный случай отражен на рис. 2а, где граница между "благополучными" и "неблагополучными" значениями названа "границей нормы индикатора", а граница между "допустимыми" и "недопустимыми" значениями фактора названа "границей нормы фактора".

На рисунке 2б представлено типичное реальное распределение результатов наблюдения за индикаторной характеристикой Y и некоторым фактором X . От идеального случая на рисунке 2а это распределение отличается наличием точек-наблюдений в области "с". Наполненность области "с" связана с влиянием на индикатор всех существующих в среде факторов. Если для качественных классов на рисунке 2а корреляция между ними "стопроцентна", то для реальных распределений (Рис. 2б) корреляционный анализ может не дать убедительных результатов. Однако, если индикатор Y действительно представляет собой "правильный отклик" на воздействие X , то область "b" на рисунке 2б обязательно должна быть пуста. Другими словами, недопустимые значения фактора X никогда не должны приводить к благополучным значениям индикатора независимо от действия других факторов. Однако в силу возможности случайного попадания точек в область "b" требование к её пустоте приходится смягчать, требуя, чтобы область "b" была "как можно более" пустой.

Подход, который можно назвать методом установления локальных экологических норм (методом ЛЭН) или методом частичных корреляций между качественными переменными [5, 6], реализует идею поиска "как можно более пустой" области "b".

"IN SITU"-ТЕХНОЛОГИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО КОНТРОЛЯ

Представленный выше подход к поиску взаимосвязей между биотическими и абиотическими характеристиками экосистем может быть положен в основу комплекса методик для экологического контроля по совместным данным биологического и физико-химического мониторинга природных объектов. Этот комплекс можно назвать "in situ"-технологией [6], ко-

торая включает несколько методик: 1) методику расчета биологических характеристик экосистем, принятых за биоиндикаторы их состояния [7, 8, 9]; 2) методику экологической диагностики состояния экосистем, понимаемую как процедуру выявления среди факторов среды значимых и незначимых для экологического неблагополучия биоты;

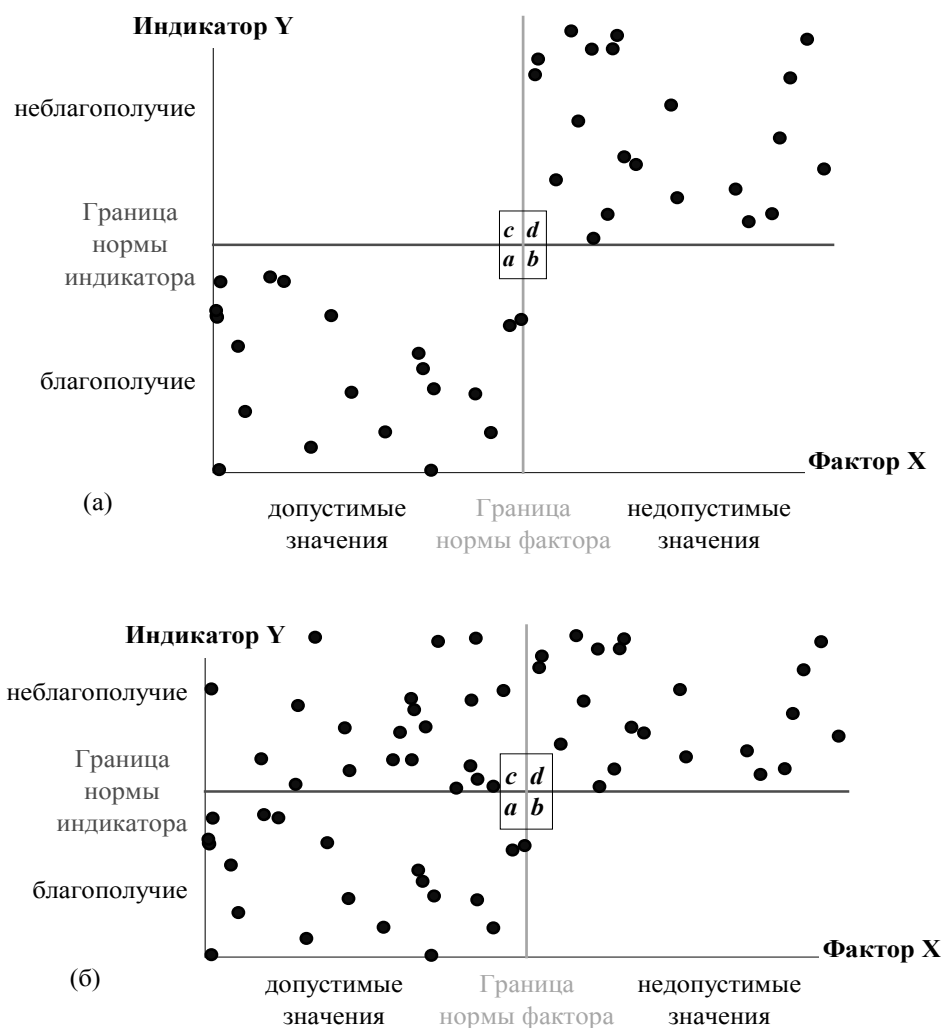


Рис. 2. Классы значений индикатора и фактора в идеальном случае, когда на индикатор влияет только один фактор (а), и в реальном наблюдении, когда на индикатор воздействует множество факторов (б).

3) методику экологического нормирования, включающую как установление нормы состояния экосистемы (границы между "благополучными" и "неблагополучными" значениями биоиндикатора состояния), так и установление норм факторов – границ между допустимыми и недопустимыми их значениями, выход за пределы которых приводит к неблагоприятию состояния экосистемы; 4) методику ранжирования значимых факторов (см. пункт 2) по их вкладу в экологическое неблагоприятие; 5) методику, которая позволяет выявить, в какой степени достаточна программа мониторинга факторов среды, вызывающих экологическое неблагоприятие; 6) методику оценки качества среды в отдельных пунктах наблюдения за биологическими и физико-химическими характеристиками экосистем в определенную дату наблюдения; 7) методику выявления причин экологического неблагоприятия на отдельных "датопунктах" и их совокупностях; 8) методику прогноза состояния экосистемы по сценариям проектируемых воздействий; 9) методику управления качеством среды.

Работа частично поддержана РФФИ (гранты № 09-04-00541а, 10-04-00013а, 11-04-00915а).

1. Абакумов В.А., Сущеня Л.М. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования : Тр. междунар. симп. – Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 41–51.
2. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. – М.: НИИ-Природа, 2004. 271 с.
3. Максимов В.Н. Проблемы комплексной оценки качества природных вод (экологические аспекты) // Гидробиол. журн. 1991. Т. 27, № 3. С. 8-13.
4. Левич А.П. Биотическая концепция контроля природной среды // Доклады РАН. М.: Наука, 1994. Т. 337, № 2. С. 280-282.
5. Левич А.П., Милько Е.С. Нормирование качества среды и биоиндикация экологического состояния природных объектов как детерминационный анализ зависимостей «доза-эффект» для функций многих переменных // Актуальные проблемы экологии и природопользования. – М.: РУДН, 2011. С. 16-25.
6. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Рисник Д.В. "In situ"-технология установления локальных экологических норм // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 32-57.
7. Булгаков Н.Г., Левич А.П., Гончаров И.А., Будилова Е.В. Применение метода установления локальных экологических норм для биоиндикации и диагностики состояния антропогенных экосистем по показателям демографии

и заболеваемости населения России // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем II. СПб. «Любавич» 2011.

8. Левич А.П. Что может дать метод установления локальных экологических норм для поиска взаимосвязи между биологическими и физико-химическими характеристиками среды // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы. – Борок: 2011. С. 138-142.

9. Рисник Д.В. Анализ влияния сезонных и географических факторов, особенностей отбора и обработки проб на биоиндикационный потенциал размерной структуры сообществ фитопланктона Волги // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем II. СПб. «Любавич» 2011.

SUMMARY

Levich A.P., Bulgakov N.G., Risnik D.V., Maximov V.N.

BIONDICATION, ECOLOGICAL DIAGNOSTICS AND STANDARTIZATION IN METHODS OF MONITORING OF FRESHWATER ECOSYSTEMS

The approach to monitoring of freshwater ecosystems and estimation of their quality, based on biotic concept of ecological control is offered. The offered approach can be taken into the base methods complex for ecological control by joint data of biological and physico-chemical monitoring of natural objects. This complex could be named "in situ"-technology.

РОЛЬ НИЗКИХ КОНЦЕНТРАЦИЙ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ ПРИ ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ

А.Г. Дмитриева

*Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Биологический факультет, г. Москва, Россия, aigdai@mail.ru*

В последние годы основное внимание в научной литературе уделяется феномену высокой чувствительности живого организма к самым разнообразным воздействиям внешней среды малой интенсивности. Существует мнение, что эти воздействия практически безопасны. Тем не менее, эффекты подобных воздействий оказываются во многих случаях выше, чем при применении факторов высокой интенсивности. Хорошо известно, что многие металлы при низких концентрациях оказывают стимулирующий эффект. Однако, длительное использование металлов в виде микродобавок вызывает привыкание к ним с одной стороны, а с другой, вследствие нако-

пления их клетками организма и очень низким выведением, может привести к отдаленным неблагоприятным воздействиям.

Любому живому организму свойственно избирательное и активное использование элементов внешней среды для поддержания гомеостаза вне зависимости от широко меняющихся условий окружающей среды. Возможность активного потребления и выведения различных элементов, в том числе и токсичных, имеет определенные границы и обуславливается как содержанием элементов в окружающей среде, так и метаболической активностью самого организма.

Гетерогенность природных популяций является необходимым условием их существования и успешного эволюционирования, особенно в условиях антропогенного пресса. Длительность существования популяции превышает продолжительность жизни отдельной особи и в стационарном состоянии имеет место динамическое равновесие прибыли и убыли организмов. Природная популяция описывается двумя динамическими переменными – численностью и разнообразием, причем разнообразие будет главным образом определяться ее разновозрастным составом. При этом организмы, составляющие популяцию, могут обладать различным уровнем физиологической активности в разные периоды ее развития. В связи с этим отклик популяции, как в природных условиях, так и при экспериментальном воспроизведении на токсическое воздействие будет весьма разнообразным. Организмы фитопланктона обладают коротким жизненным циклом и за ограниченный срок дают ряд поколений, что способствует поддержанию гетерогенности фитопланктона.

Реакции водорослей на любые внешние воздействия описываются тремя основными видами зависимости: моно-, би- и полимодальной [1]. Мономодальная зависимость, характеризующаяся одним максимумом, проявляется, как правило, при самых высоких и низких возмущающих воздействиях.

Чаще, особенно в диапазоне средних сублетальных концентраций, встречается бифазный отклик, при котором наблюдается два пика реакции. Могут иметь место трех- и четырехфазные ответные реакции с различными амплитудами подъемов и спадов. Полимодальные зависимости имеют более двух максимумов и чаще проявляются при низких и средних концентрациях. Однако механизм формирования би- и полимодальных зависимостей остается еще открытым. Один и тот же фактор в разных условиях может приводить к формированию различных зависимостей, механизмы которых весьма разнообразны.

Особый интерес представляет формирование бифазной зависимости «доза-эффект», рассматриваемой как «суперпозиция» двух монофазных зависимостей с развитием более сложного механизма в результате коопе-

ративного взаимодействия лиганда с рецептором и последующим проявлением стимуляционного или угнетающего клеточного ответа.

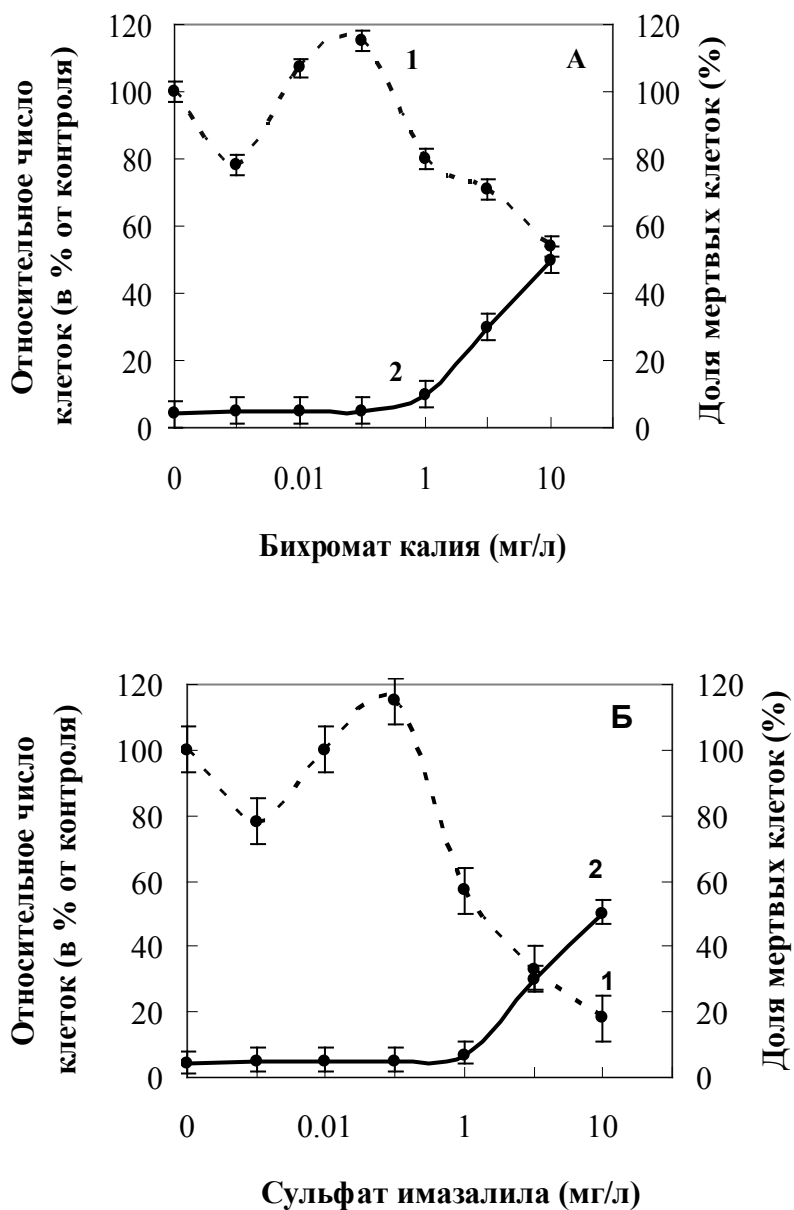


Рис. 1. Изменение относительной численности (кривая 1) и доли мертвых клеток (кривая 2) *Scenedesmus quadricauda* в присутствии бихромата калия (А) и сульфата имазалила (Б) на 4-8 сутки роста.

Для четырехфазных зависимостей «доза-эффект», состоящих из двух бифазных, характерно наличие так называемой «мертвой зоны» - диапазона концентраций между двумя максимумами, для которой не наблюдается никакого ответа. При построении зависимости «доза- эффект» на определенный срок исследований, как правило, реакция на токсическое воздействие при низких концентрациях вещества попадает в разряд недействующих. Как видно из рисунка 1, недействующими (безвредными) можно считать концентрации от 0,001 до 0,1 мг/л вещества [2]. «Мертвая зона», согласно данным Л.А. Сазанова и С.В. Зайцева [2], наблюдается в диапазоне низких концентраций 10^{-9} и менее.

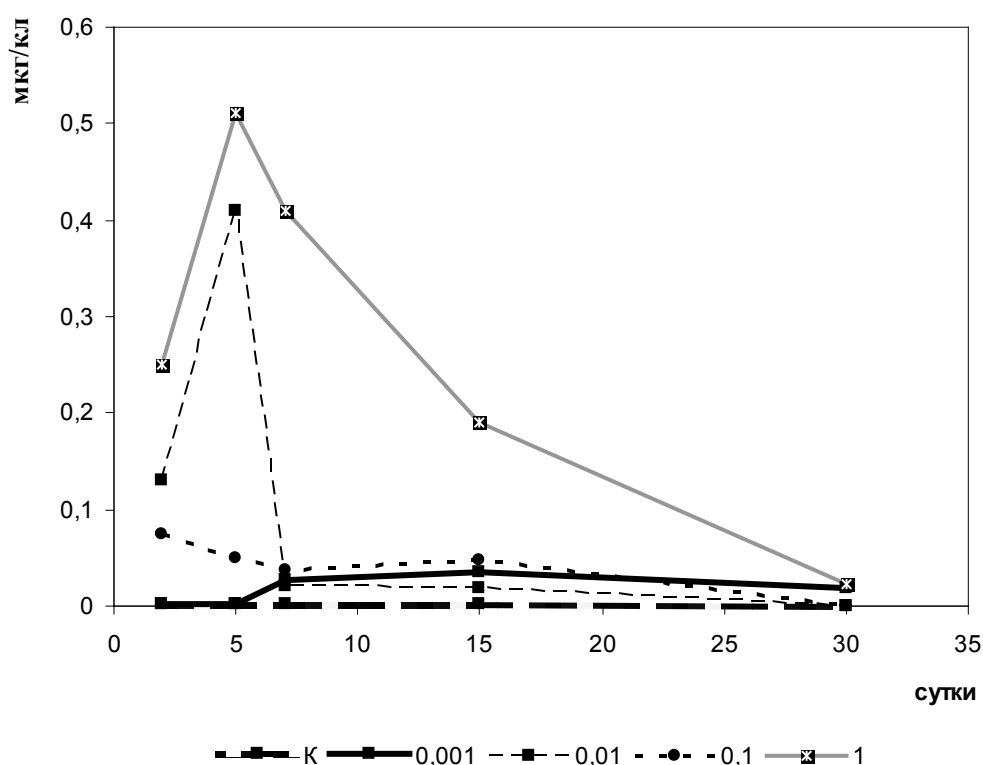


Рис. 2. Динамика накопления меди культурой *Scenedesmus quadricauda* в расчете на клетку, мкг/кл.

Однако при рассмотрении динамических зависимостей в длительных экспериментах «мертвая зона» не выявляется: при концентрациях 10^{-9} М и ниже может проявляться угнетающий (токсический) эффект. Как видно из

рисунка 2, в присутствии хлорида меди происходит постепенное ее накопление. Чем выше концентрация вещества, тем быстрее идет его накопление с последующим выведением. Максимум накопления происходит в диапазоне от 0.01 до 1 мг/л на ранние сроки (5-7 сутки), а при 0.001 мг/л хлорида меди на более поздние (15 суток). Особо следует отметить, что при концентрации 0,001 мг/л в клетках *Scenedesmus quadricauda* содержание меди к концу эксперимента было выше, чем при 0,01 и 0,1 мг/л. Это можно объяснить тем, что при наименьшей (0,001 мг/л или 10^{-9} М) концентрации процессы выведения меди минимальны [4].

Сходная динамика содержания хрома обнаружена в листьях *Elodea canadensis* (Рис. 3). Установлено, что к концу эксперимента содержание хрома при концентрации 0,001 мг/л бихромата калия к концу эксперимента было выше, чем при более высоких концентрациях [6]. Эти результаты указывают на опасность неверной интерпретации данных по действию низких концентраций возмущающих факторов, в том числе и токсических веществ, которые при рассмотрении зависимости «доза-эффект» попадают в разряд нетоксичных.

мкг/г сух.веса

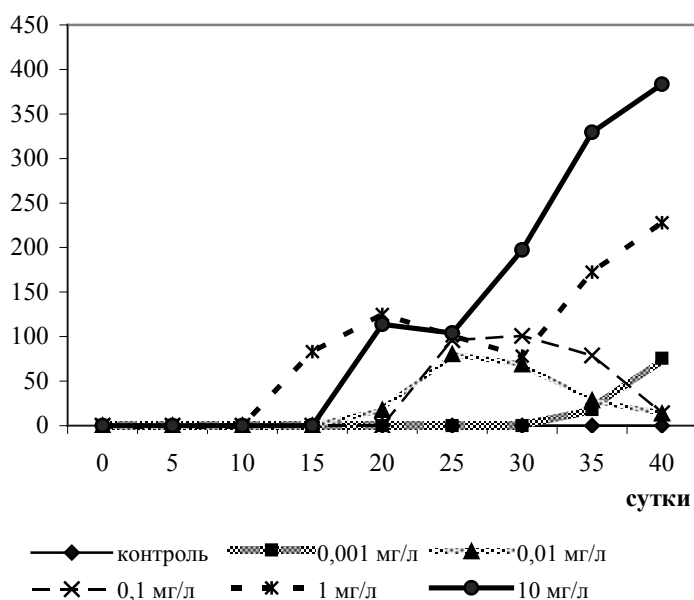


Рис. 3. Накопление хрома листьями *Elodea canadensis*.

Еще в 40-е годы двадцатого столетия исследователями Д.Н. Насоновым и В.Я. Александровым [6] была обнаружена неспецифическая, «парадоксальная» реакция, проявляющаяся при концентрации 0,001 мг/л (10^{-9} М). Нами такая неспецифическая реакция была выявлена для солей хрома (бихромат калия), меди (хлорид меди), диоксинов и других соединений. Причем токсичность перечисленных веществ при этой концентрации по изменению физиологических и биологических показателей сопоставима с токсичностью концентраций, больших на 2-3 порядка. А развитие реакции преимущественно осуществлялось по типу бифазной зависимости (Рис. 2, 3).

В водной токсикологии токсичность химических веществ для гидробионтов устанавливается, как правило, в длительном (хроническом) эксперименте. Поступающие в организм вещества включаются в метаболические процессы в ходе филогенеза. В результате происходит превращение и обезвреживание токсического агента с помощью приспособительных реакций организма, уравнивающих его взаимоотношение со средой. Степень развития этих взаимоотношений определяет физиологическую норму организма в новых ситуациях. В процессе филогенеза любой организм вырабатывает свои специфические и неспецифические механизмы приспособления, особенно в резко меняющихся условиях окружающей среды.

В водной токсикологии возмущающими факторами являются разнообразные токсиканты, обнаруживаемые в низких концентрациях. При установлении ПДК и ОБУВ низкие концентрации различных токсических веществ, содержащихся в воде, часто попадают в разряд разрешенных, то есть безопасных. Однако такие подходы имеют свои ограничения и связаны они со временем установления токсичности. Чем меньше сроки, тем выше риск неправильного выявления токсичной концентрации вещества, что обусловлено проявлением отдаленной токсичности, особенно при концентрации 0,001 мг/л (или 10^{-9} М). Это так называемый «парадоксальный» эффект, когда токсичность вещества в данной концентрации сопоставима с его токсичностью при концентрациях, больших на 2-3 порядка. Объясняется такое явление тем, что при низкой концентрации вещества оно накапливается и удерживается клеткой в большей степени, чем при высоких концентрациях. При «кажущейся нетоксичности» веществ в низких концентрациях они активно накапливаются клеткой и практически не выводятся из нее. Поэтому после периода длительного воздействия эти вещества могут переходить в разряд токсичных.

Токсический эффект низких концентраций обнаружен для многих веществ: металлов, антибиотиков, ионизирующей радиации, гербицидов, пестицидов и других. Механизмы взаимодействия токсических веществ с живым организмом в каждом отдельном случае зависят от соотношения

интенсивности повреждения, скорости включения вещества в клетку и скорости выведения, а также от эффективности формирования защитных и компенсаторных реакций.

1. Подколзин А.А. Гуревич К.Г. Действие биологически активных веществ в малых дозах. М.: Изд-во КМК, 2002. 170 с.
2. Прохоцкая В.Ю. Структурно-функциональные характеристики модельной популяции *Scenedesmus quadricauda* при интоксикации. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. М., 2000. 24 с.
3. Сазанов Л.А., Зайцев С.В. Действие сверхмалых доз (10^{-18} – 10^{-14}) биологически активных веществ: общие закономерности, особенности и возможные механизмы // Биохимия. 1992. Т. 57, Вып. 10. С. 1443-1460.
4. Дмитриева А.Г., Лысенко Н.Л., Даллакян Г.А. Анализ функциональных показателей популяции водорослей в условиях накопления меди // Альгология. Киев, 1992. Т. 2, № 2. С. 30-36.
5. Дмитриева А.Г., Ипатова В.И., Кожанова О.Н., Дронина Н.Л., Желтухин Г.О., Крупина М.В. Реакция *Elodea canadensis* на загрязнение хромом среды обитания // Вестник МГУ. Сер. Биология. М., 2006. Т. 2. С. 17-24.
6. Насонов Д.Н., Александров В.Я. Реакция живого вещества на внешние воздействия. М.-Л.: АН СССР, 1940.

SUMMARY

Dmitrieva A.G.

THE ROLE OF LOW CONCENTRATIONS OF POLLUTANTS IN THE ENVIRONMENTAL RISK ASSESSMENT

We considered the algae accumulation of copper and higher aquatic plant accumulation of chromium. At high concentrations of these metals accumulation maxima occur for 5-7 days, and at low concentrations - in 15-30 days. At a low concentration of 0.001 mg/l (10^{-9} M) plant organisms accumulate these elements more than the medium concentrations (0.1 and 0.01 mg/l) due to their weak removal from the organisms. Long-term toxic effects of low concentrations of toxicants (metals and some herbicides) is often comparable with the effect of high concentrations. This effect of low concentration is called "paradoxical effect" and is a nonspecific reaction observed at toxic action of different toxicants and radiation.

ВОЗМОЖНОСТЬ ОЦЕНКИ СТЕПЕНИ ЭВТРОФИРОВАНИЯ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА ПО ВЕЛИЧИЕ «ИНДЕКСА ТРОФИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ (ITS) »

Т.Н. Петрова, О.М. Сусарева

*Учреждение Российской академии наук Институт озераедения РАН,
г. Санкт-Петербург, Россия, tatianik@mail.ru*

Ладожское озеро, крупнейшее и самое глубокое озеро Европы, является наиболее важным водным объектом Северо-запада России и требует постоянного мониторинга его экологического состояния и в том числе определения трофического статуса. Многолетние исследования, проводившиеся в Институте озераедения РАН, позволили выделить комплекс показателей, которые могут служить критериями для определения уровня трофии экосистемы Ладожского озера и позволяют определить как допустимые пределы их вариабельности на определенном уровне, так и критический момент перехода озера на более высокий трофический уровень [1]. В их числе был использован ряд гидрохимических показателей, которые приведены в таблице 1.

Таблица 1.

Критерии трофического состояния Ладожского озера (по гидрохимическим данным).

Показатель	2005-2010 гг.	Верхняя граница олиготрофии (допустимое состояние)	Переход к эвтрофии (критическое состояние)
Средняя концентрация общего фосфора в воде, мкг/л	11-14	15	25
Среднелетняя прозрачность по диску Секки, м	2,4	4	2
Максимальные значения pH	9,0	8	9,5
Диапазон сезонных колебаний (в % от среднегодового) содержания ТОС в глубоководных зонах озера.	3-12	5	25
Доля лабильного углерода в % от ТОС	10-16 иногда 20-30	4	25
Концентрация кислорода в воде, мгО ₂ /л	5,6-13,2	10-12	7

Величины приведенных гидрохимических параметров позволяют характеризовать современное состояние Ладожского озера как мезотрофное.

В последнее время в связи с тем, что получение многолетних данных достаточно трудоемко, рядом исследователей [2] для определения трофического статуса водных экосистем был предложен и запатентован эмпирический показатель трофности - индекс ITS (Index of trophical state), который основан на измерении в водоеме двух стандартных показателей: величины рН воды и относительного содержания растворенного кислорода. Считается, что измерение этих показателей не трудоемко, достаточно точно, легко автоматизируется.

Индекс рассчитывается по формулам:

$$ITS = \frac{\sum_{i=1}^n pH_i}{n} + \alpha \times \left(100 - \frac{\sum_{i=1}^n [O_2]_i}{n}\right);$$

$$\alpha = \frac{\sum_{i=1}^n (pH_i \times [O_2]_i) - \frac{\sum_{i=1}^n (pH_i \times [O_2]_i)}{n}}{\sum_{i=1}^n [O_2]_i^2 - \frac{\sum_{i=1}^n [O_2]_i^2}{n}},$$

где рН_i – величина рН воды при разовом замере, [O₂]_i – синхронно измеренное относительное содержание растворенного кислорода в процентах насыщения (O₂%), n - число измерений рН и O₂%, α - эмпирический коэффициент, рассчитанный по формуле.

Предложенный индекс характеризует сбалансированность продукционно-деструкционных процессов в водоеме и позволяет оценить итог и направление продукционно-деструкционного баланса за измеряемый промежуток времени, по которому и определяется трофический статус экосистемы. Авторы индекса установили его численные значения для различных экологических состояний пресноводных водоемов: дистрофные воды - <5,7, ультраолиготрофные воды –5,7-6,7, олиготрофные воды – 6,8-7,3, мезотрофные воды – 7,4-8,3, эвтрофные воды - > 8,3. Для оценки экологического состояния конкретного водоема рассчитанный для него индекс предлагается сравнивать с этими значениями.

В нашей работе предложенный показатель трофности (индекса ITS) был рассчитан по величинам рН и относительному содержанию растворенного кислорода в воде Ладожского озера, полученным за период 2005-2010 гг. Исследования проводились по стандартной сетке станций, съемки озера охватывали сезоны гидрологической весны, лета и осени и каждая съемка включала всю или большую часть акватории.

Значения коэффициента α были рассчитаны для всех имеющихся пар значений рН и относительного содержания кислорода, измеренных по всей акватории на различных горизонтах. Характер изменения коэффициента в

зависимости от увеличения числа пар измеренных величин (Рис. 1) позволяет судить об асимптотичности этого изменения. Для расчета индексов ITS Ладоги было принято значение коэффициента α равное 0,078.



Рис. 1. Изменение коэффициента α в зависимости от числа пар значений рН и O_2 .

Используя полученный коэффициент, были рассчитаны индексы ITS как для каждой пары измеренных в ходе съемок величин рН и растворенного кислорода, так и для каждой проведенной съемки в целом. В таких крупных глубоких озерах, как Ладожское, сложная структура озерной котловины приводит к существенной пространственной неоднородности всех лимнических процессов. Причиной неоднородности в первую очередь является неравномерность прогрева водной массы и связанная с этим динамика вод. Ладога - димиктический водоем. Во время весеннего нагревания и осеннего охлаждения характерно деление акватории термическим баром на «теплоактивную» и «теплоинертную» области, а в период летней стратификации на эпилимнион и гиполимнион.

С позиции продукционно-деструкционных соотношений прибрежная мелководная «теплоактивная» область весной и летний эпилимнион представляют собой, преимущественно трофогенную, а озерный гиполимнион — трофолитическую области. Плотностные градиенты создают достаточно четкие различия между эпи- и гиполимнионом по содержанию химических компонентов и газовому режиму, поэтому все изменения гидрофизических и гидрохимических показателей, вызванные фотосинтетической деятельностью планктона, такие как высокие значения рН, снижение прозрачности, увеличение содержания растворенного кислорода в воде, проявляются именно в мелководной прибрежной зоне и в эпилимнионе основной водной массы. Неоднородность химических параметров по акватории увели-

чивается по мере увеличения показателей биологической продуктивности в отдельных частях озера [1, 3].

В соответствии с этим, значения индекса ITS, полученные для каждого конкретного измерения pH и растворенного кислорода в поверхностном слое воды (всего 339 пар значений) изменялись в достаточно широком диапазоне от 5,8 до 10,0, что еще раз иллюстрируя пространственную неоднородность процессов в большом озере. Распределение величин индекса по акватории значительно изменялось по сезонам. Характерным примером может служить его распределение в 2010 г. (Рис. 2).

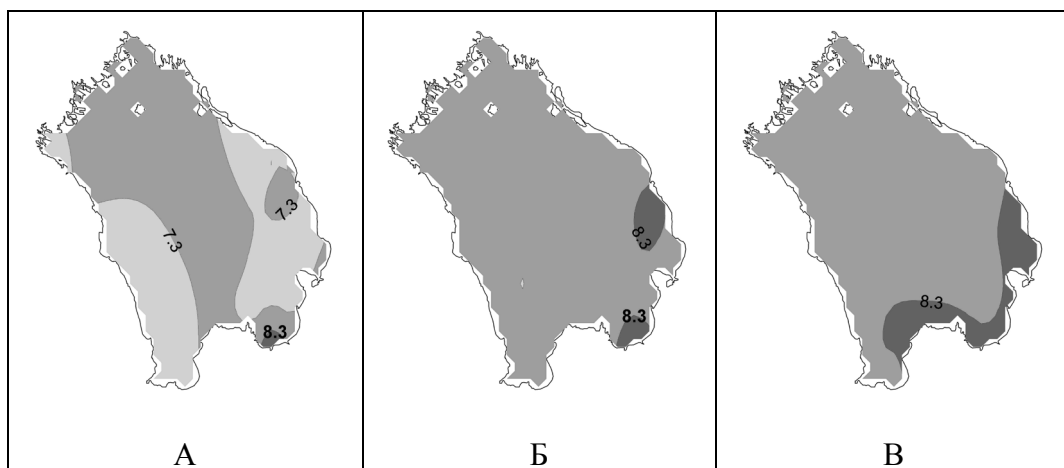


Рис. 2. Распределение значений индекса ITS в поверхностном слое воды Ладожского озера в 2010 г. А – весна (май), Б – лето (август), В – осень (октябрь).

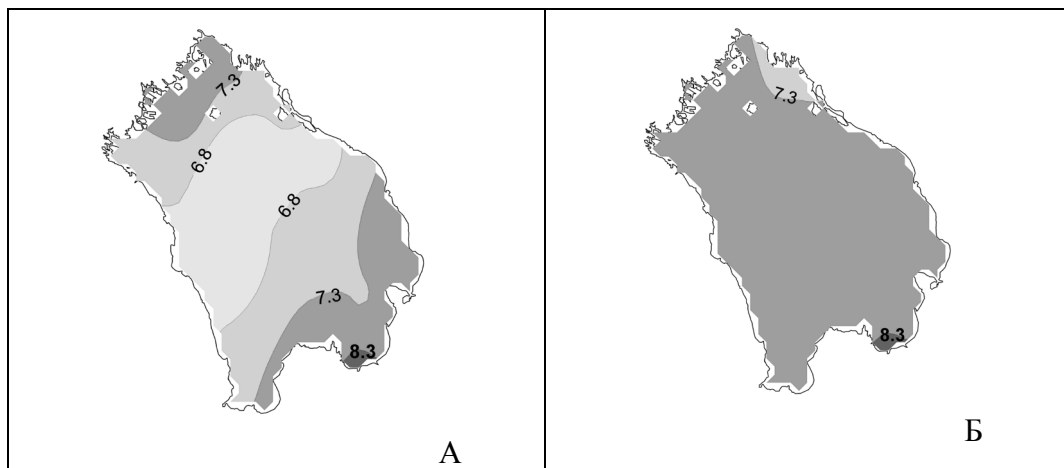


Рис. 3. Распределение значений индекса ITS в поверхностном слое воды Ладожского озера в 2009г. А – весна (июнь), Б – осень (ноябрь).

Весной значения индекса были более низкие, а его распределение более мозаичное. От весны к лету его пространственное распределение становится все более однородным, а значения растут. В остальные годы такой характер распределения в основном сохранялся, однако осенью 2005 и 2006 гг. район, где значения индекса соответствовали эвтрофным водам, распространялся на всю южную половину озера, а весной 2009 г. диапазон изменения величин индекса был наибольший – вода центральной части озера имела значения индекса соответствующие ультраолиготрофным водам (Рис. 3)

Картины распределения индекса для одного и того же месяца в разные годы также значительно различаются (Рис. 4).

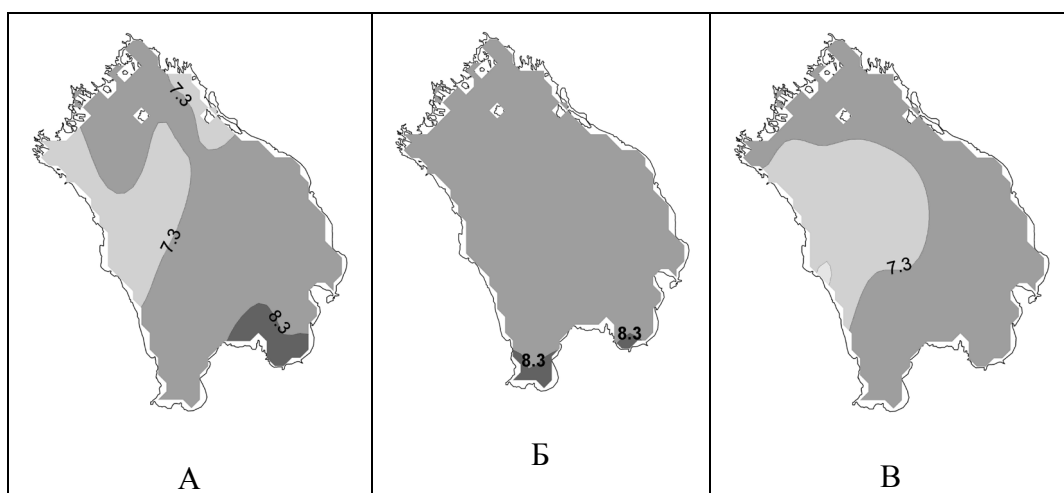


Рис. 4. Распределение значений индекса ITS в поверхностном слое воды Ладожского озера в июле 2005-2007 гг.

А – 2005 г., Б – 2006 г., В – 2007 г.

Таким образом, на основе полученных индексов трофности один и тот же участок озера в течение года или в один и тоже сезон в разные годы может быть отнесен к водам разного трофического статуса от ультраолиготрофного до эвтрофного, поэтому такие данные вряд ли могут характеризовать трофический статус всего водоема.

Значения индекса, полученные для каждой съемки озера, намного точнее отражают трофический статус водоема (Рис. 5). В большинстве случаев они соответствуют мезотрофным водам, при этом также виден отчетливый сезонный ход рассчитанного индекса. Весной, в мае – июне, когда продукционные процессы преобладают в пределах «теплоактивной» области в прибрежной зоне, занимающей незначительную часть озера, а в основной водной массе («теплоинертная» область) температура воды еще низкая, и величины индекса ITS приближаются к границе диапазона, отно-

сящегося к олиготрофным водам. Иногда, например, в июне 2009г., величина индекса даже соответствовала олиготрофным водам. В течение лета значения индекса возрастают и максимальных величин достигают осенью. В это время рассчитанный индекс иногда приближался к нижней границе диапазона характерного для эвтрофных вод, так в октябре 2005 г. он оказался в диапазоне эвтрофных вод.

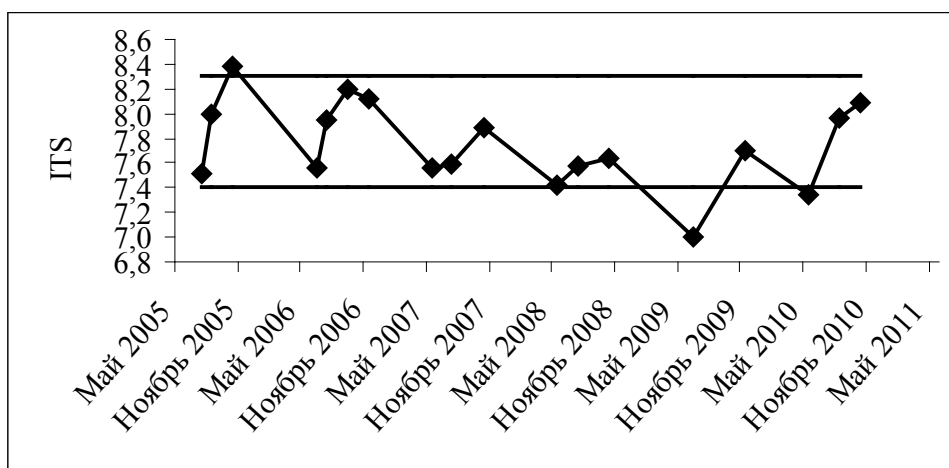


Рис. 5. Значения индекса ITS, рассчитанного для каждой отдельной съемки озера в поверхностном слое воды (между горизонтальными линиями значения, относящиеся к мезотрофным водам).

Рассчитанные среднегодовые значения ITS для поверхностного слоя воды изменялись незначительно, оставаясь в пределах 7,5-8,0. По приведенной выше классификации это характеризует озеро как мезотрофное, что соответствует действительному состоянию водоема.

При определении трофического состояния водоема, какими бы методами не производилось это определение, необходимо учитывать то, что трофический статус – это определенный этап эволюции данного водоема и может быть определен только для всего водоема в целом. Полученные индексы ITS свидетельствуют о том, что для озера со значительной пространственной неоднородностью лимнических процессов, которая приводит к существенным колебаниям величин индексов, применять этот показатель необходимо с большой осторожностью.

Для того чтобы достоверно определить его трофический статус необходимо использовать большую базу данных о величинах рН и содержании растворенного кислорода в воде. При этом наблюдения должны охватывать все гидрологические сезоны и проводиться по всей акватории.

1. Ладожское озеро – критерии состояния экосистемы / Под ред. Петровой Н.А., Тержевика А.Ю. СПб.: Наука, 1992. 325 с.
2. Цветкова Л.И., Пономарева В.Н., Копина Г.И., Неверова Е.В. Патент РФ № 2050128 от 20.12.1995 г.
3. Современное состояние экосистемы Ладожского озера / Под ред. Петровой Н.А., Расплетиной Г.Ф. Л.: Наука, 1987. 213 с.

SUMMARY

Petrova T.N., Susareva O.M.

THE POSSIBILITY FOR ESTIMATION OF LAKE LADOGA TROPHIC STATUS USING THE “INDEX OF TROPHICAL STATE” (ITS)

It has been attempted to apply the ITS (index of trophical state) for estimation Lake Ladoga trophic status. ITS is calculated from the values of pH and oxygen content (% of air saturation) that were measured simultaneously. It has been shown that in the lake with great spatial heterogeneity of limnic processes the ITS can strong vary according to seasons and to the region of the lake. For correct estimation of trophic status of the lake it is necessary to use extensive base of data which spans all seasons and all water area.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДОВ АНАЛИЗА МАССИВОВ МНОГОМЕРНЫХ ДАННЫХ ДЛЯ ИССЛЕДОВАНИЯ ЗАВИСИМОСТИ ПОКАЗАТЕЛЕЙ РОЖДАЕМОСТИ И СМЕРТНОСТИ НАСЕЛЕНИЯ РОССИИ ОТ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ И СОЦИАЛЬНЫХ ФАКТОРОВ

Н.Г. Булгаков, А.П. Левич, И.А. Гончаров, Е.В. Будилова

*Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Биологический факультет, г. Москва, Россия, bulgakov@chronos.msu.ru*

Применительно к человеку удобным показателем ухудшения состояния урбанизированных экосистем может служить рождаемость и смертность взрослых и детей, а также их подверженность определенным заболеваниям, которые индуцируются факторами окружающей среды.

Обширная группа заболеваний, а также повышение общей заболеваемости напрямую связывается с интенсивным загрязнением питьевых вод [1], воздуха и почвы в результате производственной деятельности человека. Каждая группа заболеваний характеризуется своими особенностями

(пространственное распределение, распространенность в популяции), но все они зависимы от экологических факторов [2].

Степень влияния антропогенного воздействия на заболеваемость и смертность людей зависит от социальных особенностей, складывающихся на территории как крупных регионов (например, республик Северного Кавказа), так и локальных районов или отдельных городов [2]. Важным фактором также является уровень благосостояния населения в регионе, выражаемый, например, средней величиной заработной платы.

В качестве исходных данных для анализа использованы два массива данных Росстата (<http://www.gks.ru/wps/wcm/connect/rosstat/rosstatsite/main/>) за 2008 г.: 1) по 168 городам России – демографические индикаторы (на 1000 населения): общая смертность и рождаемость; факторы загрязнения (на 100 тыс. населения; общее количество и количество уловленных и утилизированных выбросов в атмосферу, общее количество, количество загрязненных, количество неочищенных загрязненных сточных вод, количество твердых и жидких бытовых отходов), социальный фактор (среднедушевая зарплата населения); 2) по 82 субъектам Федерации – демографические индикаторы (на 1000 населения): рождаемость, смертность (общая и детей до 1 года), общая заболеваемость; факторы загрязнения (на 100 тыс. населения; общее количество и количество уловленных выбросов в атмосферу, количество сброшенных загрязненных вод), климатические факторы (средняя температура января, средняя температура июля, разность между среднеянварской и среднеиюльской температурами).

Для городов России анализ проводили по общему массиву данных (168 наблюдений), а также по двум выборкам: для крупных городов (свыше 200 тыс. жителей) – 91 наблюдение, малых городов (менее 200 тыс. жителей) – 77 наблюдений и городов центральной части и северо-запада России – 92 наблюдения. Для субъектов Федерации исследовали общий массив данных (82 наблюдения), массив данных по субъектам численностью более 1 млн. жителей – 52 наблюдения, массив данных по субъектам европейской части России – 55 наблюдений.

В статье использован метод установления локальных экологических норм (метод ЛЭН) [3-5] для проведения биоиндикации по показателям здоровья населения и экологического нормирования факторов загрязнения городской среды.

Алгоритм метода лучше все представить в виде диаграммы (Рис. 1). По оси X отложены значения воздействующего фактора, по оси Y – значения биологической характеристики. Граница между благополучными и неблагоприятными значениями названа границей нормы индикатора (ГНИ) состояния экосистемы, а граница между допустимыми и недопустимыми значениями названа границей нормы фактора (ГНФ). При этом объяснимо нали-

чие точек в области "с", поскольку ее наполненность связана с влиянием на индикатор не только количества сточных вод, но и всех существующих в среде факторов. Однако, область "b" на рисунке 1 обязательно должна быть пуста. Другими словами, недопустимые значения фактора никогда не должны приводить к благополучным значениям индикатора независимо от действия других факторов. В реальности в силу возможности случайного попадания точек в область "b" (ошибки в определении или расчете значений фактора и индикатора) требование к её пустоте приходится смягчать, требуя, чтобы область "b" была "как можно более" пустой.

Степень "пустоты" области "b" относительно областей "a" и "d" характеризует критерий точности $T = \sqrt{\frac{n_a}{n_a + n_b} \cdot \frac{n_d}{n_d + n_b}}$, где n_i – число на-

блюдений в области "i". Точность изменяется от 0 до 1, и чем больше точность, тем более "пуста" область "b". Алгоритм метода ЛЭН состоит в выборе таких границ, для которых критерий точности максимален. При этом найденный критерий точности должен быть не меньше заданного минимума – 0,75.

Количество наблюдений в областях "a" и "d" должно быть достаточно представительным, чтобы результат поиска был достоверным. Представительность можно описать критериями $ПР_{инд} = n_a / N$ и $ПР_{факт} = n_d / N$ соответственно для индикатора и фактора, здесь N – общее число совместных наблюдений за индикатором и фактором. Каждая из представительностей должна быть не меньше заданного минимума – 0,2 (при поиске двусторонних границ фактора – 0,13).

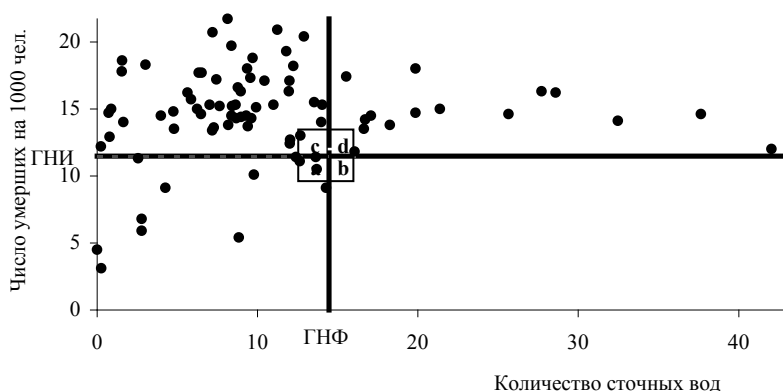


Рис. 1. Распределение значений индикатора в случае воздействия загрязненных сточных вод на общую смертность человеческой популяции

Неблагополучие для смертности и заболеваемости искали в области высоких значений индикаторов, для рождаемости и зарплат – в области низких значений. Недопустимость для выбросов, сбросов и отходов искали в области высоких значений, для уловленных выбросов – в области низких значений, для климатических факторов – и в области низких, и в области высоких значений.

Для определения вклада факторов в неблагополучие индикаторов использовали характеристику полноты $\Pi = \frac{n(d)}{n(c+d)}$, которая показывает долю

неблагополучных значений индикатора, совпавших с недопустимыми значениями фактора, среди всех неблагополучных значений.

В таблице 1 представлены ГНИ и ГНФ для всех значимых сопряженностей (отвечающих установленным критериям Т и ПР) между индикаторами и факторами для массива данных по всем городам России и трем субмассивам, ранжированные по показателю П.

Таблица 1.

Границы нормы индикаторов (ГНИ) и нормы факторов (ГНФ) для городов России.

Индикатор – фактор	ГНИ	ГНФ	Т	ПРи	ПРф	МиМ	П
Все города							
С – ЗСВ	12,71	34,08	0,83	0,29	0,25	0 - 98	0,27
С – СВ	12,03	37,05	0,85	0,22	0,29	0 - 119	0,19
Крупные города							
Р – МТБ	12,21	286,31	1	0,19	0,17	51 - 449	0,16
Малые города							
Р – ВЗ	12,33	8,51	0,81	0,25	0,25	0,1 - 104	0,35
Города центральной части и северо-запада России							
С – УВЗ	12,92	1,2	0,75	0,25	0,27	0 - 551	0,41
С – ЗСВ	12,94	27,82	0,78	0,28	0,31	0,2 - 81	0,31
С – МТБ	13,31	234,47	0,81	0,29	0,34	71 - 437	0,24

Т – точность, ПРи – представительность по индикатору, ПРф – представительность по фактору, МиМ – минимум и максимум значений фактора, П – полнота, С – смертность, Р – рождаемость, СВ - количество сточных вод, ЗСВ – количество загрязненных сточных вод, ВЗ – количество выброшенных в атмосферу загрязнений, УВЗ – количество уловленных загрязнений, МТБ – количество твердого бытового мусора

Обращает на себя внимание практически полное отсутствие среди значимых факторов уловленных и утилизированных загрязнений. Очевидно, мероприятия по нейтрализации попадаемых в атмосферу промышленных выбросов недостаточны для того, чтобы сказываться на изменении демографических показателей. Другой результат анализа заключается в том, что в малых городах наибольшую значимость для ухудшения здоровья популяций имеют показатели загрязнения водной среды, в то время как в остальных массивах более значимы сточные воды и твердый бытовой мусор. В целом можно констатировать довольно небольшое количество факторов загрязнения окружающей среды, влияющих на благополучие городской среды. Аналогичная картина свойственна и для субъектов Федерации (Табл. 2), где наибольшее количество значимых факторов встречается среди климатических факторов, в то время как среди факторов загрязнения лишь выбросы в атмосферу вносят вклад в общее экологическое неблагополучие, да и то далеко не на первом месте в ранжированном по полноте списке значимых для неблагополучия факторов. Среди климатических факторов значимыми являются температура января (верхняя граница для рождаемости (исключение – субъекты европейской части) и нижняя граница для смертности и заболеваемости), температура июля (двусторонние границы для детской смертности, нижняя граница для рождаемости и заболеваемости), разница температур (нижняя граница для рождаемости и заболеваемости, верхняя граница для детской смертности).

Таблица 2.

Границы нормы индикаторов (ГНИ) и границы нормы факторов (ГНФ) для субъектов Российской Федерации.

Индикатор – фактор	ГНИ	ГНФ	Т	ПРи	ПРф	МиМ	П
1 Р – РТ	12,72	н 27,02	1	0,34	0,28	17,2 - 49,5	0,43
Р – ТЯ	12,72	в -7,72	0,85	0,29	0,27	-33,8 - 1	0,41
СД – ТИ	7,71	н 17,01; в 20,82	0,79	0,28	0,15; 0,21	8,3 - 25,9	0,56
СД – ТЯ	7,71	н -14,96	0,93	0,34	0,29	-33,8 - 1	0,46
СД – ВЗ	7,61	10,77	0,79	0,28	0,28	0 - 85	0,43
СД – РТ	7,71	в 34,94	0,92	0,34	0,27	17,2 - 49,5	0,42
З – ТИ	738,34	н 18,21	0,89	0,36	0,26	8,3 - 25,9	0,44
З – ЗСВ	662,28	12,76	0,9	0,2	0,25	0 - 42	0,32
З – ВЗ	699,05	13,49	0,95	0,26	0,22	0 - 85	0,31
2 Р – ТЯ	12,22	в -9,35	0,9	0,33	0,4	-28,2 – -2,5	0,64
Р – РТ	12,22	н 27,7	1	0,37	0,29	19,9 – 46,9	0,45
Р – ТИ	12,22	н 18,84	1	0,25	0,33	12,1 – 25,9	0,44
СД – ТИ	7,52	н 17,74; в 20,86	0,8	0,27	0,13; 0,21	14,8 – 24	0,53

СД – ВЗ	7,53	10,33	0,84	0,29	0,31	0,7 – 85	0,47
СД – ТЯ	7,71	н -14,98	0,89	0,38	0,25	-28,2 – -2,5	0,43
СД – РТ	7,71	в 34,82	0,89	0,38	0,25	19,9 – 46,9	0,43
З – ВЗ	700,3	13,59	0,92	0,22	0,22	0,7 – 85	0,28
З Р – РТ	12,02	н 26,07	1	0,31	0,31	17,2 – 39,2	0,45
Р – ТЯ	11,82	в -7,2	0,79	0,27	0,29	-16 – 1	0,44
С – ТЯ	14,07	в -6,36	0,92	0,25	0,2	-16 – 1	0,28
СД – ТИ	7,02	н 17,7 – в 23,08	0,89	0,27	0,15; 0,15	12,1 – 25,9	0,42
З – ТИ	723,08	н 19,24	0,85	0,29	0,35	12,1 – 25,9	0,53
З – ТЯ	695,27	н -9,9	1	0,27	0,31	-16 – 1	0,42
З – РТ	725,6	н 26,07	0,84	0,31	0,25	17,2 – 39,2	0,4

Т – точность, При – представительность по индикатору, ПРФ - представительность по фактору, МиМ – минимум и максимум значения фактора, П – полнота, Р – рождаемость, С – смертность, СД – смертность детей, З – общая заболеваемость, ВЗ – количество выброшенных в атмосферу загрязнений, ЗСВ - количество загрязненных сточных вод, ТЯ – средняя температура января, ТИ – средняя температура июля, РТ – разница между среднеянварской и среднеиюльской температурами.

Работа выполнена при поддержке РФФИ (гранты № 09-07-00204-а, 09-04-00541-а).

1. Эльпинер Л.И. Качество природных вод и состояние здоровья на селения в бассейне Волги // Водные ресурсы. М.: Наука, 1999. Т. 26, № 1. С. 60-70.
2. Розенберг Г.С. Волжский бассейн: на пути к устойчивому развитию. Тольятти: Кассандра, 2009. 478 с.
3. Левич А.П., Терехин А.Т. Метод расчета экологически допустимых уровней воздействия на экосистемы (метод ЭДУ) // Водные ресурсы. М.: Наука, 1997. Т. 24, № 3. С. 328-335.
4. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М. : НИА-Природа, 2004. 271 с.
5. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Рисник Д.В. "In situ"-технология установления локальных экологических норм // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. М.: КМК, 2011. С. 32-57.

SUMMARY

Bulgakov N.G., Levich A.P., Goncharov I.A., Budilova E.V.

USE OF METHODS ANALYSING MULTIDIMENSIONAL DATA FOR THE STUDY OF DEPENDENCE OF INDICATORS BIRTH RATE AND DEATH RATE WITHIN POPULATION OF THE RUSSIAN FEDERATION ON ECOLOGICAL AND SOCIAL FACTORS

According to the data of medical statistics and data about quantity of dumps and drains in the largest Russian cities and in subjects of the Russian Federation by means of the method of determination of local ecological norms, ecologically admissible standards for medical indicators and dumps (drains) for separate regions of Russia classified by geographical position and number of population are calculated.

СОСТОЯНИЕ ГЕНЕТИЧЕСКОГО АППАРАТА РАКООБРАЗНЫХ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНОЙ СРЕДЫ ПРИ РАННЕЙ ДИАГНОСТИКЕ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Л.В. Барабанова, Е.В. Даев, А.В. Дукельская

*Санкт-Петербургский государственный университет,
г. Санкт-Петербург, Россия, lbarabanova@mail.ru*

Биоиндикация и экологический мониторинг являются основными подходами к общей характеристике состояния окружающей среды. Водная среда представляет неотъемлемую часть существования живых систем, и в этой связи любые ее изменения будут оказывать влияние на гомеостаз связанных с ней биосистем. Оценить стабильность генетического материала под действием антропогенной нагрузки позволяют методы генетической токсикологии, основная задача которой состоит в выявлении в окружающей среде генетически активных факторов. Их своевременное обнаружение способствует принятию мер по снижению их негативного действия на живые организмы [1, 2].

Методологической основой генетической токсикологии является создание быстрых и эффективных тест-систем, позволяющих оценивать различные нарушения генетического аппарата, возникающие под действием факторов окружающей среды. Современный методический арсенал генетической токсикологии насчитывает свыше 200 генетических тест-систем, степень популярности которых сильно различается [3]. Наиболее широко используется тест Эймса, предложенный еще в 1974 году для оценки частоты возникновения генных мутаций в клетках бактерии *Salmonella typhi*.

murium. Однако, особенности клеточной структуры, а также организация генетического материала и специфика биохимических процессов у бактерий не позволяют учитывать целый ряд генетических нарушений, имеющих место у высших организмов, в том числе у человека [4]. К такому типу повреждений можно отнести, например, хромосомные нарушения.

Для прогнозирования генетических последствий действия факторов окружающей среды у человека среди имеющихся в настоящее время тест-систем наиболее адекватными по критерию филогенетической близости считаются тест-системы, использующие грызунов (мышей, крыс) [5]. Основным генетическим показателем повреждающего действия факторов среды у грызунов традиционно является частота хромосомных перестроек, которые выявляются цитогенетическими методами. Основным условием применения данных методов для анализа нарушения структуры и численного состава хромосом любых других индикаторных видов является наличие активно делящихся клеток [6].

В настоящей работе был использован цитологический анализ делящихся клеток ряда беспозвоночных животных с целью выявления и объективной количественной оценки повреждений генетического материала на хромосомном уровне. Такого рода исследования широко используются в последнее время, например, в мониторинге генетических последствий Чернобыльской аварии. Цитогенетический анализ делящихся клеток видов-биоиндикаторов позволяет выявлять первые признаки нарушения целостности генетического аппарата организмов при негативном действии факторов среды. Любые природные объекты с развивающимися тканями, быстро делящимися клетками в достаточном их количестве являются потенциальными биоиндикаторами. Поиск широко распространенных видов, удовлетворяющих этим характеристикам и пригодных для биомониторинга состояния водной среды, является перспективным подходом для создания тест-систем оценки загрязнения окружающей среды.

Биологические особенности ракообразных позволяют количественно оценивать антропогенную нагрузку посредством расчета частоты хромосомных нарушений в делящихся клетках. Причем, доступность материала, простота методики и ограниченность необходимого материала и оборудования дает возможность проводить тестирование непосредственно в локальных местах действия исследуемого фактора. При этом, необходимое количество зафиксированного на месте материала в дальнейшем может быть проанализировано в лабораторных условиях. Многочисленность ракообразных, их широкое распространение, применяемый генетический критерий являются неопределимыми преимуществами для использования данной системы видов в биоиндикации и мониторинге окружающей среды.

Использование предлагаемых тест-объектов (морских, пресноводных и наземных ракообразных), представляющих единую систематическую

группу в разных средах обитания, дает интегральную оценку состояния окружающей среды и повышает точность прогноза об отдаленных последствиях мутагенных загрязнений.

Методики сбора и анализа материала были проверены в ряде предварительных исследований. Приоритетным результатом этих исследований явилось проведение сбора и последующего цитогенетического анализа ряда видов равноногих раков, обитающих в контрастных условиях морских водоемов Белого и Баренцева морей [7].

В последующем, чтобы проверить, насколько равноногие раки могут служить индикаторами генотоксичности загрязнения не только морских водоемов, но и пресноводных, а также почвенной среды, нами были взяты в анализ мокрицы - представители рода *Porcellio* и водяные ослики *Asellus aquaticus*. При этом рабочая гипотеза состояла в том, что если частота хромосомных aberrаций может служить показателем генотоксического действия среды у морских представителей отряда *Isopoda*, то следовало ожидать, что и наземные, и пресноводные близкородственные виды должны продемонстрировать разные частоты хромосомных aberrаций в случае контрастных условий среды обитания. Полученные данные убедительно продемонстрировали возможность использования равноногих раков в качестве биоиндикаторов генетических последствий антропогенного загрязнения (Табл. 1).

Таблица 1.

Частота хромосомных перестроек в митотически делящихся клетках представителей отряда *Isopoda*, обитающих в разных типах сред при контрастных условиях (%).

Вариант	<i>Jeara albifrons</i>	<i>Porcellio scaber</i>	<i>Asellus aquaticus</i>
Контроль	3,4 ± 0,56	2,4±0,36	2,2±0,45
При антропогенной нагрузке	20,0 ± 1,30	20,1±2,51	20,2±1,22

Представленные результаты позволили предположить, что и другие близкие виды ракообразных могут быть использованы в мониторинге и биоиндикации состояния окружающей среды. В частности, при обследовании территории строительства причальных сооружений в Стрельне в 2009 г. были собраны и проанализированы ранее не обследованные виды зоопланктона. Было показано, что у рачков-циклопов (сем. *Cyclopyidae*), обитающих в анализируемых местах сбора, частота хромосомных аномалий колеблется в тех же пределах, что и у водяных осликов (Табл. 2). Это по-

звolyет оценивать степень загрязнения в районе строительства как незначительную.

Таблица 2.

Частота хромосомных нарушений в клетках водяного ослика *Asellus aquaticus* и веслоногих рачков-циклопов семейства Cyclopidae в местах сбора на территории строительства в Стрельне в 2009 г. (%).

Место сбора материала	Частота хромосомных aberrаций в делящихся клетках	
	водяного ослика	рачков-циклопов
Точка 1	$3,5 \pm 0,69$	-
Точка 2	$5,4 \pm 0,56^*$	-
Точка 3	$4,4 \pm 0,64$	$2,6 \pm 1,2$
Точка 4	$2,9 \pm 0,52$	$3,3 \pm 1,6$

Примечание: «-» - объект не найден.

Анализ уровня хромосомных aberrаций у представителей ряда ракообразных в зоопланктоне Финского залива вблизи строительства также не выявил значимых колебаний этого показателя. В тех же пределах колеблется этот показатель и у рачков-циклопов (сем. Cyclopidae), обитающих в анализируемых местах сбора, хотя они были выявлены не везде.

Анализ уровня хромосомных aberrаций у представителей ряда ракообразных в зоопланктоне также не выявил значимых колебаний этого показателя (Табл. 3).

Проведенные исследования, с одной стороны, подтверждают возможность использования наземных и водных видов *Isopoda* в цитогенетическом мониторинге состояния окружающей среды. С другой стороны, показано, что некоторые другие виды ракообразных (амфипод, копепод) могут быть пригодны для характеристики степени загрязнения как пресноводных, так и морских водоемов цитогенетическими методами [8, 9]. Вопрос об их «цитогенетической» чувствительности к загрязнениям требует дальнейшего изучения.

Таблица 3.

Частота хромосомных aberrаций в митотических клетках ряда видов-биоиндикаторов планктонных форм, собранных в акватории Финского залива в районе строительства.

Вид-биоиндикатор	Частота ХА (%)
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	$2,3 \pm 1,28$
<i>Bosmina sp.</i>	$1,5 \pm 1,04$
<i>Leptodora kindti</i>	$2,3 \pm 1,31$

Полученные данные позволяют судить о пригодности использованного метода в проведении цитогенетического мониторинга и получении количественной оценки стабильности генетического материала при действии различных факторов в естественных условиях среды обитания автохтонных видов.

1. Инге-Вечтомов С.Г. Экологическая генетика. Что это такое? // Соросовский образовательный журнал. 1998. № 2. С. 59-65.
2. Mahadevan B., Snyder R.D., Waters M.D., Benz R.D., Kemper R.A., Tice R.R., Richard A. M. Genetic Toxicology in the 21st Century: Reflections and Future Directions // Environmental and Molecular Mutagenesis. 2011. Vol. 52. P. 339-354.
3. Eastmond D.A., Hartwig A., Anderson D., Anwar W.A., Cimino M.C., Dobrev I., Douglas G.R., Nohmi T., Phillips D.H., Vickers C. Mutagenicity testing for chemical risk assessment: update of the WHO/IPCS Harmonized Scheme // Mutagenesis. 2009. Vol. 24, N 4. P. 341-349.
4. Mateuca R., Lombaert N., Aka P.V., Decordier I., Kirsch-Volders M. Chromosomal changes: indication, detection methods and applicability in human biomonitoring // Biochimie. 2006. Vol. 88. P. 1515-1531.
5. Тарасов В.А. Принципы тестирования загрязнителей среды на генотоксическую активность // Мутагены и канцерогены окружающей среды и наследственность человека: Мат. Междунар. симп. М., 1994. Ч. 1. С. 3-66.
6. Барабанова Л.В., Даев Е.В., Дукельская А.В. Использование цитогенетических методов в биоиндикации состояния водоемов Северо-Запада // Биоиндикация в экологическом мониторинге пресноводных экосистем : Сб. мат. междунар. конф. СПб., 2007. С. 67-72.
7. Барабанова Л.В., Даев Е.В., Бондаренко Л.В., Симоненко В.Д. Ракообразные отряда Isopoda как тест-объект для оценки экологического состояния водной среды // Вестник СПбГУ. Серия 3 – Биология. СПб., 2002. Вып.4 (27). С. 60-64.
8. Monserrat J.M., Martínez P.E., Geracitano L.A., Amado L.L., Martins C.M.G., Leães Pinho G.L., Chaves I.S., Ferreira-Cravo M., Ventura-Lima J., Bianchini A. Pollution biomarkers in estuarine animals: Critical review and new perspectives // Comparative Biochemistry and Physiology. 2007. Part C 146. P. 221-234.
9. Dixon D.R., Pruski A.M., J.Dixon L.R., Jha A.N. Marine invertebrate ecogenotoxicology: a methodological overview // Mutagenesis. 2002. Vol. 17, No. 6, P. 495-507.

SUMMARY

Barabanova L.V., Daev E.V., Dukelskaya A.V.

THE STATE OF GENETIC APPARATUS OF CRUSTACEAN AS INDICATOR OF WATER POLLUTION IN EARLY DIAGNOSIS OF ANTHROPOGENIC LOADING

We use cytogenetic analysis of chromosome aberrations in several Crustacean species in early detection of water genotoxic pollution. It is shown that in addition to *Isopoda sp.* other species of Crustacea could be suitable for same purposes after checking their "cytogenetic" sensitivity to different pollutants.

РОЛЬ SH-СОЕДИНЕНИЙ В ДЕТОКСИКАЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ И ИХ ЗНАЧЕНИЕ ДЛЯ БИОИНДИКАЦИИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Н.В. Чукина, М.Г. Малева, Г.Г. Борисова

ФГАОУ ВПО «Уральский федеральный университет им. Б.Н. Ельцина»,
г. Екатеринбург, Россия, nady_dicusar@mail.ru

Тяжелые металлы (ТМ)– наиболее распространенные и опасные загрязнители водных экосистем. В трансформации загрязняющих веществ важную роль играют высшие водные растения, т.к. они способны поглощать и аккумулировать различные химические элементы. В настоящее время все большую актуальность приобретают исследования физиологических и молекулярно-генетических основ устойчивости растений к токсическому действию ТМ [1-7]. Все механизмы защиты от ТМ действуют соответственно двум стратегиям: или предотвратить поступление ионов в клетку, или обезвредить их внутри. Внутриклеточные механизмы металлоторерантности запускаются в ситуации, когда механизмы первой стратегии не срабатывают, и избежать попадания в клетку ТМ невозможно. Данные механизмы включают как собственно детоксикацию ТМ, так и механизмы репарации нарушений метаболизма, направленные на восстановление повреждений в клетке [3, 7].

Основным механизмом детоксикации металлов является образование прочных комплексов со многими органическими соединениями благодаря связыванию с важными функциональными группами (карбоксильными, сульфгидрильными и др.). Особое внимание уделяется способности растений синтезировать металлсвязывающие низкомолекулярные белки, обогащенные тиоловыми (-SH) группами, в ответ на действие ТМ [8-11]. Известно, что в норме их количество в клетке незначительно, но при дейст-

вии металлов синтез металлотионеинов существенно возрастает. Повышенные концентрации ТМ в среде стимулируют не только их синтез, но и связывание этими белками большей части поступивших в клетку ионов металлов, что позволяет говорить о специфичности данного механизма детоксикации. Известно, что не все металлы вызывают синтез металлотионеинов и фитохелатинов. Наибольшим сродством эти соединения обладают к кадмию, что определяет их важную роль в его детоксикации [9, 10].

Цель исследований – изучить содержание SH-соединений в листьях гидрофитов при повышенных концентрациях металлов в водной среде и оценить возможность использования этого показателя для биоиндикации загрязнения поверхностных вод.

Исследования проводили в водных экосистемах (Свердловской области), различающихся уровнем техногенной нагрузки, и в модельных условиях (с постановкой лабораторного эксперимента). Водоемы, из которых отбирали растительный материал, характеризуются повышенным фоновым содержанием ТМ, а также подвергаются действию предприятий горнодобывающей промышленности, в результате чего концентрации металлов значительно превышают значения предельно-допустимых концентраций [12]. Объектами исследований были погруженные и плавающие высшие водные растения: элодея канадская (*Elodea canadensis* Michx.), рдест пронзеннолистный (*Potamogeton perfoliatus* L.), рдест блестящий (*Potamogeton lucens* L.), рдест плавающий (*Potamogeton natans* L.), шелковник (*Batrachium trichophyllum* Bosch.), ряска трехраздельная (*Lemna trisulca* L.), водокрас обыкновенный (*Hydrocharis morsus-ranae* L.), ряска горбатая (*Lemna gibba* L.).

В модельных исследованиях растения инкубировали в течение 5 дней на 5% среде Хогланда-Арнона при естественном освещении. В среду добавляли сульфаты Cu, Cd, Ni в концентрациях 0,025 и 0,25 мг/л (в расчете на металл). В качестве контроля использовали растения, инкубированные на среде без добавления металлов. После окончания инкубации растения отмывали дважды раствором 0,01% Na-ЭДТА, затем дистиллированной водой для удаления металлов, сорбированных на поверхности листьев.

Содержание SH-групп в листьях растений определяли с помощью 5,5-дитиобис(2-нитробензойной) кислоты по методике Элмана [13], количество растворимого белка – по Шактерле [15]. Содержание ТМ в листьях и белках определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии после мокрого озоления 70% HNO₃ (осч.) [16]. Значения показателей для каждого вида растения определяли в трех биологических повторностях. Оценку достоверности проводили с использованием критерия Манна-Уитни при $p < 0,05$. На рисунках представлены средние арифметические значения и их стандартные ошибки.

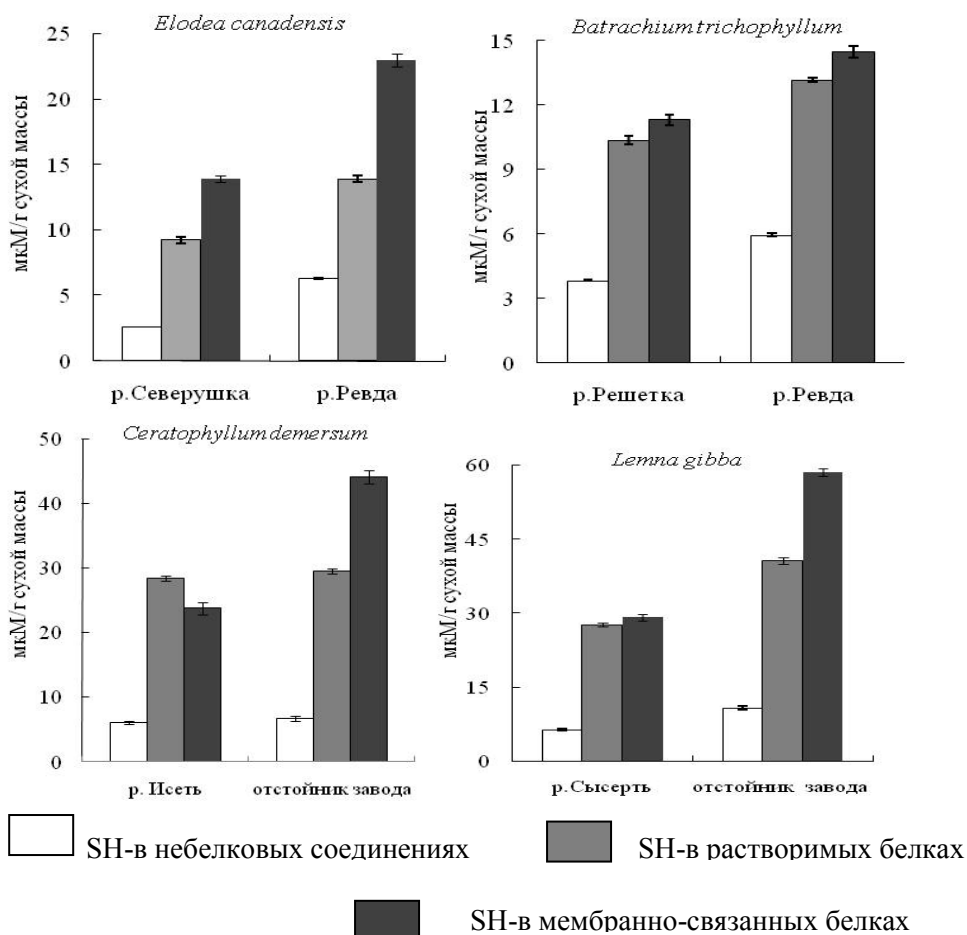


Рис. 1. Содержание SH-групп в листьях гидрофитов из водных объектов с различной степенью антропогенного воздействия.

Как показали результаты наших ранних исследований [17], с увеличением концентрации ТМ в водной среде значительно возрастало их содержание в листьях водных растений. При этом с увеличением степени накопления металлов в листьях гидрофитов достоверно повышалось и количество SH-групп в небелковой фракции (в среднем на 25%), а также в растворимых и мембранно-связанных белках (в 1,5-2,0 раза) (Рис. 1).

Анализ количества SH-групп в белковых и небелковых фракциях в листьях гидрофитов показал, что более значительная (в среднем 80%) их доля находилась в составе белков. Причем, это соотношение было характерно для большинства изученных видов и сохранялось независимо от уровня загрязненности водной среды.

Для выявления количественных зависимостей между содержанием SH-групп в листьях растений и накоплением в них металлов были прове-

дены модельные исследования с инкубированием растений в среде с возрастающими концентрациями меди, кадмия и никеля. Результаты исследований показали способность к повышению общего количества растворимых тиолов в листьях растений в ответ на действие ТМ (Рис. 2).

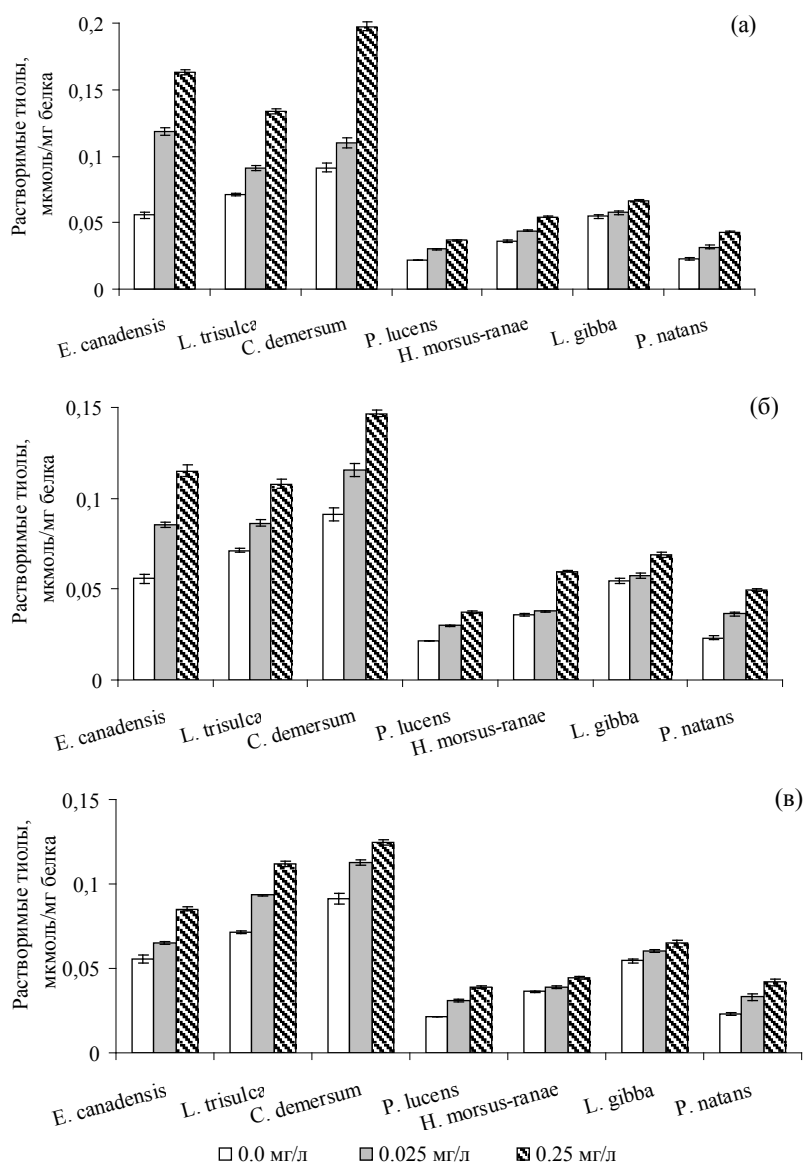


Рис. 2. Общее содержание растворимых тиолов в листьях гидрофитов, инкубированных в течение 5 дней на среде с добавлением разных концентраций Cu (а), Cd (б) и Ni (в).

При инкубировании растений в среде с низкой концентрацией металлов (0,025 мг/л) наблюдалось увеличение общего количества растворимых тиолов у погруженных и плавающих водных растений (на 30% от контроля), повышенная концентрация металлов (0,25 мг/л) вызывала еще большее увеличение SH-соединений (в среднем на 70%). В большей степени синтезу растворимых тиолов в листьях гидрофитов способствовали ионы меди.

Анализ коэффициентов ранговой корреляции Спирмена указывает на достоверную (при $p < 0,05$), высокую степень зависимости между накоплением металлов в белках и количеством в них SH-групп у гидрофитов, инкубированных в среде при разных концентрациях Cu, Cd и Ni. Значение этого показателя варьировало от 0,88 до 0,99, в среднем оно составило 0,9. Основываясь на результатах проведенных исследований, можно сделать следующие выводы:

1. С увеличением антропогенной нагрузки на водный объект содержание металлов в листьях гидрофитов существенно повышалось, что сопровождалось увеличением в них количества SH-соединений.

2. Обнаружено, что большая часть SH-соединений (в среднем 80%) представлена белковыми тиолами, что может указывать на значительную роль металлсвязывающих белков в детоксикации ТМ. Показано, что в связывании меди у гидрофитов участвовали как белковые, так и небелковые тиолы. Связывание никеля происходило в основном за счет белковых соединений, кадмия – за счет небелковой фракции.

4. У большинства исследованных гидрофитов обнаружена высокая достоверная корреляция между накоплением металлов в белках и содержанием в них SH-групп.

Таким образом, оценка содержания тиолов в растениях может быть использована для биоиндикации загрязнения водной среды ТМ. Исследования в данном направлении дают ключ к пониманию механизмов толерантности гидрофитов к повышенным концентрациям ТМ и совершенствованию методов биоиндикации пресноводных экосистем.

1. Барсукова В.С. Физиолого-генетические аспекты устойчивости растений к тяжелым металлам. Новосибирск: СО РАН, 1997. 63 с.
2. Ипатова В.И. Адаптация водных растений к стрессовым абиотическим факторам среды. М.: Изд-во ООО «Графикон-принт», 2005. 224 с.
3. Чиркова Т.В. Физиологические основы устойчивости растений. СПб.: Изд-во СПбГУ, 2002. 244 с.
4. Феник С.И., Трофимyak Т.Б., Блюм Я.Б. Механизмы формирования устойчивости растений к тяжелым металлам // Успехи совр. биол. М., 1995. Т. 115, № 3. С. 261-275.

5. Baker A.J.M. Metal tolerance // *New Phytol.* 1987. Vol. 106. P. 93-111.
6. Clemens S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis // *Planta.* 2001. Vol. 212. P. 475-486.
7. Hall J.L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance // *J. Exp. Bot.* 2002. Vol. 53. P. 1-11.
8. Серёгин И.В., Иванов В.Г. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения // *Физиол. растений.* 2001. Т. 48, № 4. С. 606-630.
9. Серёгин И.В. Фитохелатины и их роль в детоксикации кадмия у высших растений // *Успехи биологич. химии.* 2001. Т. 41. С. 282-300.
10. Grill E., Winnacker E-L., Zenk M.H. Phytochelatin, a class of heavy-metal-binding peptides from plants, are functionally analogous to metallothioneins // *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 1987. Vol. 84. P. 439-443.
11. Cobbett C.S., Goldsbrough P. Phytochelatin and metallothioneins: roles in heavy metal detoxification and homeostasis // *Annu. Rev. Plant Physiol.* 2002. Vol. 53. P. 159-182.
12. Государственный доклад о состоянии окружающей среды и влияния факторов среды обитания на здоровье населения Свердловской области в 2008 году. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2009. 354 с.
13. Ellman G.L. Tissue sulphydryl groups // *Arch. Biochem. Biophys.* 1959. V. 82. P. 21-25.
14. Shacterle T.R., Pollack R.L. A simplified method for the quantitative assay of small amounts of protein in biological material // *Anal. Biochem.* 1973. Vol. 51, № 2. P. 654-655.
15. Чукина Н.В., Борисова Г.Г. Структурно-функциональные показатели высших водных растений из местообитаний с разным уровнем антропогенного воздействия // *Биология внутренних вод.* М.: наука, 2010. № 1. С. 49-56.

SUMMARY

Chukina N.V., Maleva M.G., Borisova G.G.

THE ROLE OF THIOLS IN HEAVY METALS DETOXIFICATION AND ITS IMPORTANCE FOR BIOINDICATION OF WATER POLLUTION

The content of thiols in the leaves of hydrophytes incubated at increasing concentrations of heavy metals (in aquatic ecosystems with different levels of anthropogenic influence and model experiments) were studied. It was found that the higher accumulation of heavy metals in plants, the greater the content of thiols. It confirms the important role of thiols in detoxification of heavy metals.

Часть 2. Комплексная биоиндикация состояния пресноводных водоемов (Complex bioindication and methods of bioindication).

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ МАЛОЙ РЕКИ В УРБАНИЗИРОВАННОМ ЛАНДШАФТЕ НА ОСНОВЕ АНАЛИЗА ПОКАЗАТЕЛЕЙ ТРЕХ БИОЛОГИЧЕСКИХ СООБЩЕСТВ

В.П. Беляков, Е.В. Станиславская, Л.Л. Капустина

*Учреждение Российской академии наук Институт озераедения РАН,
г. Санкт-Петербург, Россия, victor_beliakov@mail.ru*

Для компетентной оценки качества вод необходимо проведение комплекса исследований, учитывающих биологические и химические параметры водного объекта, а также ландшафтно-географические особенности среды и тип антропогенного влияния. Среди методов контроля качества природных вод большое значение имеют методы биоиндикации загрязнений. Для этой цели использовались показатели трех биологических сообществ, что повышает точность оценки экологического состояния водоема.

Р. Дудергофка является продолжением водной системы Дудергофских озёр, начинаясь от оз. Безымянного и впадая через Дудергофский канал в Финский залив Балтийского моря. Длина реки – 21 км. Ширина русла меняется от 2,5 до 9 м, глубина - 0,2-1,0 м. Скорость течения до 1 м/с. Площадь водосбора оценивается в 50 км².

Р. Дудергофка пересекает микрорайоны с различным характером природопользования и хозяйственной деятельности: в верховье она подвержена значительному промышленному влиянию, в средней части испытывает сельскохозяйственное воздействие, в нижнем течении является элементом зоны отдыха.

Сбросы вод коммунального хозяйства и промышленности определяют поступление в реку хлоридов, сульфатов, фенолов, СПАВ, органических соединений, определяют основную нагрузку по БПК₅. Бытовые сточные воды являются источником поступления нитратов и фосфатов. Максимальные нагрузки по взвешенным веществам, нефтепродуктам, общему азоту и фосфору поступают с поверхностным стоком.

По целому ряду химических характеристик воды реки характеризуются как загрязненные или грязные (Табл. 1).

Таблица 1.

Гидрохимическая характеристика р. Дудергофка

Гидрохимические показатели	Весна	Лето
рН	5,8-8,3	7,1-8,0
Цветность, град.	39-100	20-28
O ₂ , мг/л	5,8-11,7	2,6-11,5
Насыщение кислородом, %	74-86	30-5
БПК ₅ , мгО/л	1,30-7,24	2,80-7,85
ХПК, мгО/л	-	23-125
P _{мин} , мкг/л	0,02-0,68	0,02-0,54
P _{общ} , мг/л	-	0,07-0,70
NH ₄ , мгN/л	1,37-2,99	0,08-3,52
NO ₂ , мгN/л	0,02-0,47	0,02-0,28
NO ₃ , мгN/л	-	0,91-2,46
нефтепродукты, мг/л	0,07-0,27	-
Cu, мг/л	0,03-0,05	-
Zn, мг/л	0,03-0,07	-

Весной и летом 2001 и 2011 г.г. проводились исследования состава, структуры и количественных характеристик зообентоса, фитоперифитона и бактериопланктона на 7 створах р. Дудергофка: (ст.1- оз.Безымянное, ст.2 – выход из сбросного канала Красногородского ЦБЗ, ст. 3 – створ ниже нефтебазы, ст. 4 – садоводства у пл. Скачки, ст.5 - пос. Горелово, ст. 6 – р-он с/х производства, ст. 7 – городские кварталы). Для отбора и обработки микробиологических и гидробиологических проб использовались стандартные методы [1- 4].

В составе перифитона отмечено 62 вида из 6 групп. Сложность структуры сообщества, оцениваемая по индексу Шеннона, изменялась от 0,1 до 2,27 (Рис. 1). Больше разнообразие отличало группу диатомовых. На грязных участках преобладали синезеленые, на относительно чистых – диатомовые (Рис. 2). На разных участках реки отмечается смена доминирующих видов. На одних и тех же створах на протяжении ряда лет также сменялись доминанты (Табл. 2). Биомасса перифитона изменялась в пределах от 0,5 до 36,6 мг/г субстрата. Индекс сапробности по перифитону – в пределах 1,6-3,3.

По показателям перифитона различные участки р. Дудергофка могут быть охарактеризованы как бета- и альфа-мезосапробные воды.

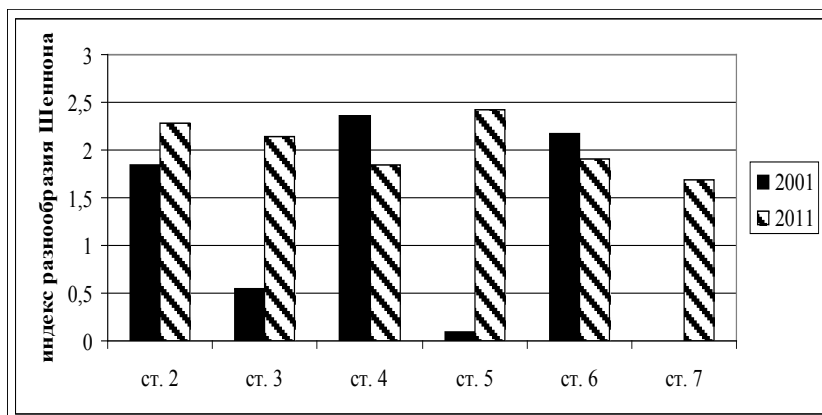


Рис. 1. Изменение видового разнообразия перифитона р.Дудергофки в 2001 и 2011 гг.

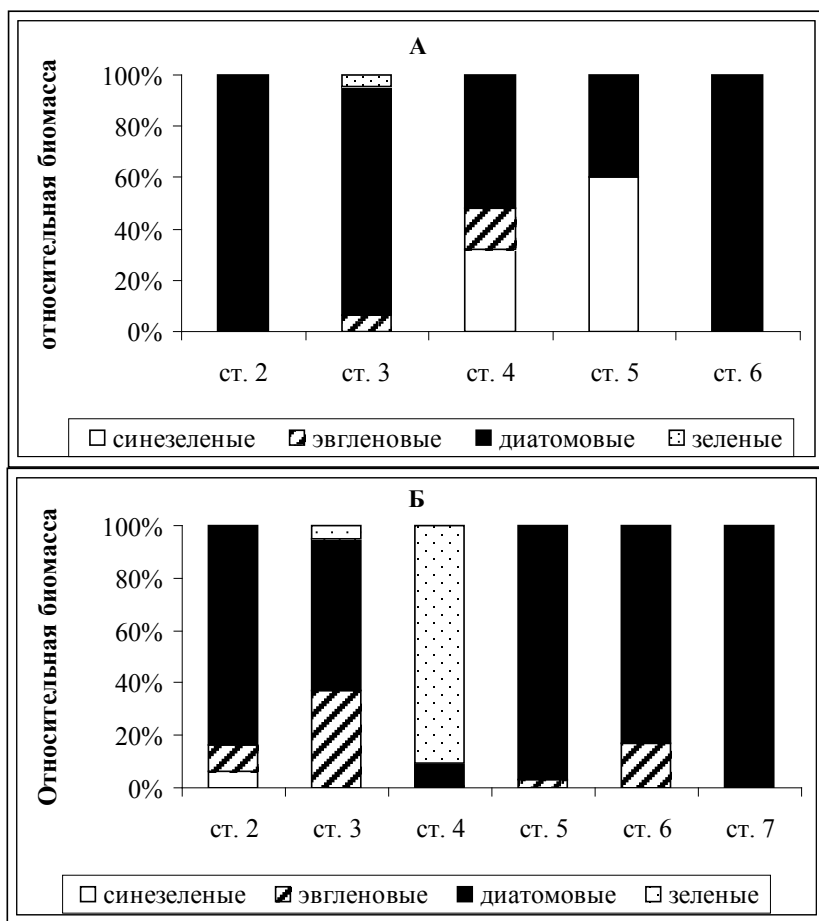


Рис. 2. Структура фитоперифитона р. Дудергофки в разные годы: А- 2001, Б – 2011.

Таблица 2.

Состав доминирующих группировок водорослей перифитона р. Дудергофка

Створы	2001 г.	2011 г.
Ст. 2	<i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Asterionella formosa</i> , <i>Oscillatoria tenuis</i>	<i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Fragilaria capucina</i> , <i>Tabularia</i> <i>tabulata</i> , <i>Oscillatoria princeps</i>
Ст.3	<i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Asterionella formosa</i> , <i>Oscillatoria tenuis</i>	<i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Tabularia tabulata</i> , <i>Euglena</i> <i>polymorpha</i> , <i>E. oxyuris</i>
Ст. 4	<i>Oscillatoria princeps</i> , <i>Schizothrix</i> <i>pulvinata</i> , <i>Stigeoclonium</i> <i>tenuis</i>	<i>Cladophora glomerata</i>
Ст. 5	<i>Oscillatoria princeps</i> , <i>O. tenuis</i> , <i>Cocconeis placentula</i> , <i>Nitzshia</i> <i>palea</i>	<i>Cocconeis placentula</i> , <i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Navicula rhynchocephala</i>
Ст. 6	<i>Cocconeis placentula</i> , <i>Navicula</i> <i>cryptocephala</i> , <i>Nitzshia palea</i>	<i>Cocconeis placentula</i> , <i>Euglena</i> <i>oxyuris</i> , <i>Navicula rhynchocephala</i>
Ст. 7		<i>Cocconeis placentula</i> , <i>Navicula</i> <i>rhynchocephala</i>

Судя по средней за весенний и летний периоды величине общей численности бактериопланктона ($5,5 \times 10^6$ кл. мл⁻¹), оз. Безымянное (ст.1) находится на грани мезо- и эвтрофии [5]. Вниз по течению р. Дудергофки, вытекающей из озера, как в апреле, так и в августе происходит постепенное снижение общей численности микроорганизмов (Табл. 3).

Санитарно-бактериологические показатели в различных створах реки демонстрировали степень загрязнения, изменяясь в пределах: ОМЧ от 320 до 684, а общие колиформные бактерии – от 6 до 22 тыс. кл./л. Причем, данные весенних проб характеризуют скорее не качество вод самой реки, а качество паводковых вод поступающих с прилежащих селитебных, сельскохозяйственных и промышленных территорий.

Согласно гигиенической классификации водных объектов по бактериологическим показателям [6] качество воды практически всех участков р. Дудергофки в весенний период соответствует первому индексу загрязнения (за исключением ст. 6 и 7), а в летний период – даже второму индексу загрязнения (за исключением оз. Безымянного). Соответственно эти водоемы по санитарным нормам не пригодны для рекреации.

Таблица 3.

Микробиологические показатели в р. Дудергофке в 2011 г.

Станция	Общая численность бактерий, $\times 10^6$ кл. мл ⁻¹	ОМЧ, КОЕ/см ³	ЛКП, КОЕ/дм ³
(ст. № 1)	4,3/6,6	684/309	11000/32727
Ст. № 2	3/4,6	370/720	22000/136360
Ст. № 3	4/5,1	382/611	15000/460000
Ст. № 4	2,6/4,3	320/366	11000/Сплошной рост
Ст. № 5	3,5/3	388/Сплошной рост	Сплошной рост/150000
Ст. № 6	3,6/2,7	476/848	6000/370000
Ст. № 7	2,4/3,2	516/744	7000/270000

Примечание: в числителе приведены весенние данные, в знаменателе – летние.

В составе зообентоса было отмечено 25 видов из 10 групп. Наиболее разнообразны хирономиды и моллюски. На грязных участках преобладали олигохеты, на относительно чистых – моллюски. Биомасса зообентоса изменялась в пределах от 0,48 до 3,2 г/м²; индекс Шеннона – от 0,5 до 2,65 (Рис. 3).

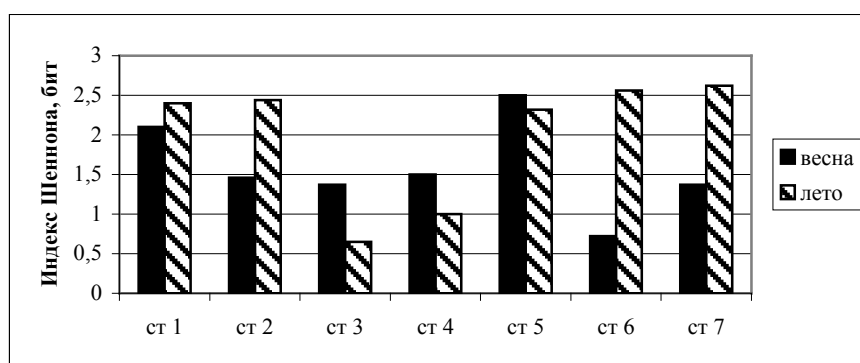


Рис. 3. Индекс видового разнообразия зообентоса р. Дудергофки.

Биотические индексы по зообентосу изменялись в пределах: Вудивисса [7] – от 1 до 5, Гуднайта [8] – от 0 до 80, Балущкиной [9] – от 1,86 до 7,75, сапротоксности Яковлева [10] – от 1,76 до 3,40, объединенный (средневзвешенный) [11] – от 30 до 72 (Табл. 4).

Таблица 4.

Пределы колебаний биотических индексов зообентоса р. Дудергофка

стан- ции	Биотиче- ский индекс р Трент (Вудивисса)	Хирономид- ный индекс Балушкиной	Индекс са- протоксоб- ности Яковлева	Индекс Гуднай- та	Объединен- ный индекс Балушкиной (средне- взвеш.)
ст. 1	2-4	7,75-7,93	2,5-2,8	20-40	35,8-57,2
ст. 2	2-6	7,75	2,7-2,8	20-33	34,7-55,1
ст. 3	4-5	7,75-7,93	2,6-2,7	10	41,0-53,3
ст. 4	3-4	нет	2,2-3,1	25	40,0-45,3
ст. 5	2-5	6,5-7,08	2,9-3,3	40	48,5-63,0
ст. 6	2-6	7,75	2,8-3,4	80	51,4-71,7
ст. 7	2-5	6,5	2,9- 3,1	60	49,7-62,5

На наиболее грязных станциях, особенно в зоне влияния нефтебазы (ст.3 и 4) наблюдалось минимальное видовое разнообразие, преобладание полисапробных видов зообентоса, минимальные значения индекса Вудивисса, максимальные значения индексов Гуднайта, Балушкиной, Яковлева. В 2001 г. на этих станциях отмечались личинки р. *Chironomus* с морфологическими патологиями, что свидетельствует о токсических загрязнениях. Материал проб зообентоса, собранный в весенний период, не дает возможности для четкой дифференциации участков реки по уровню загрязнения. Наилучшим образом это удастся сделать на основе анализа позднелетних и осенних сборов.

В результате проведенных исследований полученные данные о перифитоне характеризуют отдельные участки рек по уровню сапробности, по микробиологическим показателям можно судить о наличии бытового и коммунального загрязнений, а по показателям зообентоса - не только об органическом загрязнении, но и токсическом, связанным с коммунальными и промышленными сбросами. В 2011 г. по сравнению с 2001 г. биоиндикационные показатели более выровнены от истока до устья, что говорит о практически полном нарушении процессов самоочищения реки.

Биологические сообщества не всегда синхронно реагируют на ухудшение состояния окружающей среды. Это связано со специфическим воздействием на них отдельных факторов и разной скоростью отклика. Таким образом, комплексная оценка состояния водотока по трем биологическим сообществам с учетом гидрохимических данных, дает более полную картину нарушения структуры и функционирования экосистемы водотока в сложном урбанистическом и сельскохозяйственном ландшафте и позволяет выделить разные типы антропогенного воздействия.

1. Hobbie L.E., Daley R.I., Jasper S. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy // *Appl. and Environ. Microb.* 1977. V. 33 (5). P. 1225-1228.
2. Санитарно микробиологический анализ питьевой воды // Методические указания (МУК 4.2.1018-01). 2001. 23 с.
3. Станиславская Е.В. Водоросли перифитона озерно-речной системы Вуокса // Состояние биоценозов озерно-речной системы Вуоксы. СПб.: ВВМ, 2004. С. 64-72.
4. Боруцкий Е.В. К вопросу о технике количественного учета донной фауны // Тр. Лимнол. станции в Косине. 1934. Вып. 17. С. 119-136.
5. Копылов А.И., Косолапов Д.Б. Микробиологические индикаторы эвтрофирования пресных водоёмов // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб.: ЛЕМА, 2007. С. 176-181.
6. Опекунов А.Ю. Экологическое нормирование. СПб., 2001. 216 с.
7. Вудивисс Ф.С. Совместные англо-советские биологические исследования в Ноттингеме в 1977 г. // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л.: Гидрометеиздат, 1981. С. 117-190.
8. Goodnight C.J., Whitley L.S. Oligochaetes as indicators of pollution // *Proc. 15th Int. Waste Conf., Pardue Univ. Eht. Ser.*, 1961, Vol. 106. P. 139-142.
9. Балущкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. Л., 1987. 185 с.
10. Яковлев В.А. Методы оценки качества вод по зообентосу оз. Имандра // Мониторинг природной среды Кольского Севера. Апатиты, 1984. С. 39-50.
11. Балущкина Е.В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Тр. Зоологического института РАН. СПб., 1997. Т. 272. С. 266-292.

SUMMARY

Belyakov V.P., Stanislavskaya E.V., Kapustina L.L.

ASSESSMENT OF ECOLOGICAL STATUS OF THE SMALL RIVER IN URBAN LANDSCAPE BASED ON ANALYSIS OF BIOTIC INDICATORS OF THREE BIOLOGICAL COMMUNITIES

In 2001 and 2011, three biological communities of Dudergof River, located in the urban landscape were studied. The zones with different water quality, as well as areas with the highest industrial, municipal and agricultural capacity were allocated. To assess the state of the ecosystem saprobiotic indicator of periphyton algae, hygienic bacterial indicators and biotic indexes of zoobenthos, as well as Shannon index as an indicator of structural changes of communities were used. In 2011, compared with 2001, values of biotic indices more aligned from source to mouth, almost full violation of self-purification river ecosystem.

МОНИТОРИНГ СОСТОЯНИЯ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ПРИТОКОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА (НА ПРИМЕРЕ Р. ЛОСОСИНКИ)

Ю.Л. Сластина¹, Л.А. Беличева¹, С.Ф. Комулайнен²

1 - Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,
г. Петрозаводск, Россия, belicheva.lida@yandex.ru, jls@inbox.ru

2 - Институт биологии КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, Россия,
komsf@mail.ru

Возрастающее загрязнение водных экосистем усиливает необходимость проведения как химического, так и биологического мониторинга водоемов. При этом биологические показатели имеют очевидные преимущества перед химическими. В настоящее время широкое использование в качестве биомаркеров загрязнения гистопатологических изменений органов рыб [1,2] объясняется быстрой ответной реакцией организма рыб на изменение среды обитания в результате хозяйственной деятельности. Преимуществом альгологических исследований является возможность оценить сукцессионные изменения водной экосистемы даже при проведении ограниченных по времени наблюдений. Фитоперифитон важен для мониторинга тем, что сообщества обрастаний отражают усредненные условия в данном водоеме, позволяя установить факт более длительного воздействия. При исследовании водоемов для оценки качества воды часто определяется содержание хлорофилла *a*, что характеризует продукционно-деструкционные процессы в сообществе планктона.

В основу работы положены материалы, собранные в 2009 г. на р. Лососинке (Республика Карелия) - малом притоке Онежского озера. Состояние экосистемы данного водотока ухудшалось на протяжении многих лет. За последнее десятилетие в водах реки неоднократно фиксировалось превышение ПДК по содержанию тяжелых металлов, нефтепродуктов, величине ХПК и др. [3, 4]. Цель настоящего исследования заключается в оценке экологического состояния р. Лососинки на основе анализа ряда биологических индикаторов. Объектом гистологических исследований были два вида рыб: голец усатый (*Barbatula barbatula*) и подкаменщик обыкновенный (*Cottus gobio*). Для гистологического анализа отбирали жабры и печень. Образцы органов фиксировали жидкостью Буэна и обрабатывали по общепринятым гистологическим методикам [5]. Пробы фитопланктона отбирались с поверхностного горизонта с дальнейшим сгущением прямым фильтрованием, перифитона - с воздушно-водных и погруженных макрофитов, а также с камней. В качестве структурных показателей определен флористический состав, эколого-географические характеристики и распределение водорослевых сообществ, численность и биомасса водорослей фитопланктона и перифитона, виды-индикаторы загрязнений [6, 7]. В качестве функциональных показате-

лей определялось содержание хлорофилла *a* стандартным спектрофотометрическим методом [8].

Гистологический анализ внутренних органов рыб выявил наличие широкого спектра патологических изменений различных типов у обоих исследуемых видов. Самая многочисленная группа аномалий объединяла дегенеративные изменения: у обоих видов рыб в печени на развитие дегенеративных процессов указывали некроз отдельных клеток и небольших участков паренхимы, появление гепатоцитов с пикнотизированными ядрами, очаги клеточной вакуолизации, массы гемолизированных эритроцитов в кровеносных сосудах; в жабрах – некроз клеток эпителия и интраваскулярный гемолиз эритроцитов. В исследуемых органах также были зафиксированы признаки прогрессивных изменений, т.е. процессов, направленных на компенсацию функций поврежденного органа. К ним относились гиперплазия и гипертрофия клеток респираторного эпителия, выявленная в жабрах гольца и подкаменщика, а также очаги гепатоклеточной регенерации, отмеченные в печени усатого гольца. О нарушениях кровообращения свидетельствовали гиперемия кровеносных сосудов в жабрах и печени рыб, а также кровоизлияния и аневризмы в жабрах.

Среди диагностированных аномалий отмечались также признаки воспалительной реакции: в жабрах рыб обоих видов были зафиксированы отеки респираторного эпителия и меланизация макрофагальных центров; в печени появление очагов инфильтрации лимфоцитами было выявлено только у подкаменщика, а меланомacroфагальных центров – у гольца. К структурным изменениям также могут быть отнесены небольшое искривление и укорочение респираторных ламелл отмеченное в жабрах и признаки нарушения архитектоники органа в печени. Кроме того, у некоторых гольцов были выявлены неопластические изменения, фиброз желчных протоков и появление липоцитов в печени, а также неопластические изменения и фиброз в жабрах; в то время как печень подкаменщика характеризовалась появлением очагов осветленных клеток.

Литературные данные свидетельствуют о том, что патологии органов и тканей, подобные тем, которые нам удалось обнаружить у рыб из р. Лососинки, отмечались многими исследователями при изучении водоемов, испытывающих многофакторную антропогенную нагрузку [1, 9-11]. Таким образом, диагностированные нами патологии вероятнее всего связаны с неоднократно выявляемыми в ходе химического анализа превышениями ПДК по содержанию в водах реки тяжелых металлов и нефтепродуктов.

Помимо вышеуказанных отклонений от нормальной структуры в органах рыб отмечалась множественная паразитарная инвазия, что также свидетельствует о низком качестве среды обитания. В жабрах случаи заражения паразитами были обнаружены у 76% гольцов и 33% подкаменщиков; в печени – у 71% гольцов и 50% подкаменщиков.

В фитопланктоне р. Лососинки обнаружено 110 видов водорослей, представленных основными 6 отделами: Bacillariophyta (58 видов), Chlorophyta (21), Cyanophyta (17), Chrysophyta (7), Euglenophyta (5), Dinophyta (2). Основными доминантами летнего фитопланктона по биомассе являлись *Tabellaria fenestrata* (Lyng.) Kütz., *Fragilaria crotonensis* Kitton, *Aulacoseira italica* (Ehr.) Kütz., по численности – *Anabaena spiroide* Klebahn. Значения биомассы изменялись в пределах 0,8-2,3 г/м³, численность от 465 до 1870 тыс. кл./л. Концентрации хлорофилла *a* варьировали от 3,4 до 4,9 мг/м³. Для р. Лососинки характерно преобладание по отношению к кислотности водной среды видов–индифферентов при значительной доле ацидофильных форм, предпочитающих кислые с низкими значениями pH воды. Такими видами – показателями закисленности, оказались диатомеи из родов *Eunotia* и *Frustulia*.

Качество воды р. Лососинки оценивается по выявленным видам–индикаторам сапробности, большинство из которых относится к β-мезосапробным формам. Биоиндикация по фитопланктону выявила виды–индикаторы органического загрязнения (*Oscillatoria tenuis* Agardh., *Stephanodiscus hantzschii* Grunow). Также определены виды–возбудители цветения воды *Anabaena spiroides*, *A. lemmermanii*. Последние, как и *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *M. wesenbergii* Nag. относятся к числу токсичных организмов. Продуцируемые ими гепатотоксины могут вызывать обширный некроз печени у рыб и животных [12]. Однако, поскольку в период исследований обильной вегетации синезеленых не наблюдалось, выявленные нами патологии органов рыб вызваны, вероятнее всего, другими факторами. Рассчитанные индексы сапробности находились в пределах значений от 1,5 до 2,8.

В перифитоне р. Лососинки определен 141 таксон водорослей рангом ниже рода, относящихся к 66 родам и 7 отделам: Euglenophyta – 3, Cyanophyta – 18, Chrysophyta – 5, Dinophyta – 1, Bacillariophyta – 83, Chlorophyta – 27, Rhodophyta – 4. Основу списка (>90 %) составляют диатомовые, зеленые и синезеленые водоросли, что отражает специфику фитоперифитона речных систем субарктической зоны [13]. Основу альгофлоры обрастаний в р. Лососинке формирует небольшое количество видов. Доминируют по численности только диатомовые водоросли: *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kütz., *Eunotia pectinalis* (Kütz.) Rab., *Cocconeis placentula* Ehr., *Gomphonema parvulum* (Kütz.) Kütz., и *Achnanthes minutissima* Kütz. Биомасса сформирована в первую очередь видами с нитчатой структурой таллома: *Ulothrix zonata* (Weber and Mohr) Kütz., *Zygnema* sp. и *Mougeotia* sp.

На территории города отмечена замена комплекса *Tabellaria*–*Eunotia*, характерного для олиготрофных гумифицированных рек Европейского Севера и доминирующего в верхнем течении реки, на комплекс, в котором доминируют виды родов *Diatoma*, *Gomphonema* и *Nitzschia* (Рис. 1). Одновременно

наблюдалось снижение доли водорослевого компонента в перифитоне, что также характерно для альгоценозов в антропогенно измененных водоемах.

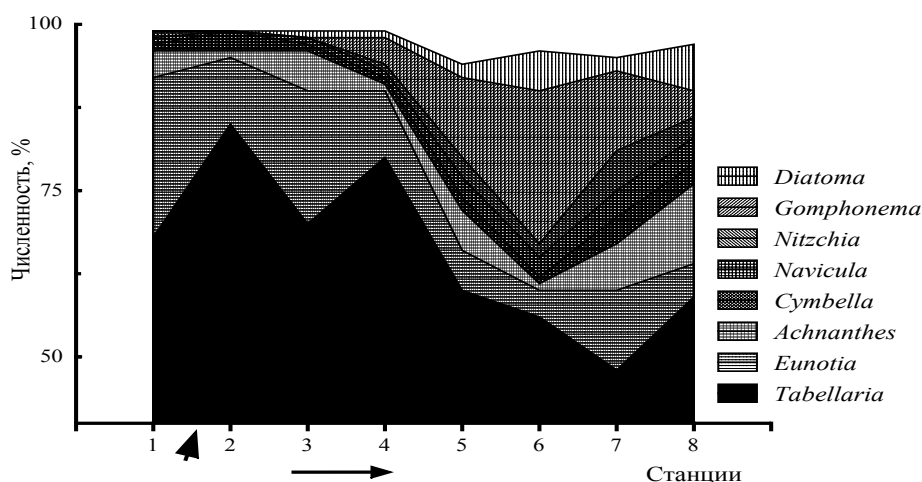


Рис. 1. Изменение структуры фитоперифитона в р. Лососинке.

Горизонтальная стрелка – направление течения, вертикальная стрелка – начало города.

На загрязненном участке реки максимальные значения биомассы водорослей были значительно выше по сравнению с чистым участком, хотя средние значения биомасс были достаточно близки. Значения численности перифитонного комплекса на отдельных станциях исследуемого водотока изменялись от $3,2$ до 5200×10^4 кл/см², биомассы – от $0,1$ до $21,8$ мг/см². Концентрация хлорофилла *a* составляла в перифитоне в среднем $10,7$ мкг/см², варьируя от $0,3$ до $92,6$ мкг/см².

Изменения в размерной структуре фитоперифитона являются показателями увеличения антропогенной нагрузки органического типа. Одновременно с увеличением численности крупных водорослей происходило уменьшение доли мелких форм (объем клеток менее 100 мкм^3).

Видовой состав и структура фитоперифитона в верхнем течении реки носят естественный характер и типичны для олиготрофных водотоков бореальной и субарктической зон. Значения индексов сапробности, разнообразия, биомасса и содержание хлорофилла *a* позволяют считать, что река Лососинка имеет значительный «очистной потенциал». Характерной чертой таксономического состава перифитона водоемов с антропогенной нагрузкой является уменьшение обилия и встречаемости оксифильных, χ -сапробных диатомей родов *Achnanthes*, *Eunotia*, *Cymbella* и снижение роли рода *Tabellaria*. В сравнении с условно чистыми водоемами здесь выше разнообразие широкова-

лентных и толерантных к загрязнению видов из родов *Diatoma*, *Gomphonema*, *Nitzschia*.

Изменения структурных и продукционных показателей альгоценозов, а также морфофункциональные изменения в жабрах и печени рыб являются надежными показателями состояния водотоков. Гистологическое исследование выявило заметные изменения органов рыб, связанные как с присутствием в воде загрязняющих веществ, так и с достаточно сильной паразитарной нагрузкой. Большая часть диагностированных патологических изменений указывает на то, что гидробионты в р. Лососинке подвергаются хроническому сублетальному воздействию. Ряд патологий свидетельствует об их острой реакции, вероятно, вызванной недавними залповыми выбросами загрязняющих веществ. Значения биомассы и содержание хлорофилла «а» в фитопланктоне и перифитоне позволяют охарактеризовать исследованный водоток как мезотрофный [14]. Оценка качества воды с использованием индикаторных организмов по Пантле-Букку в модификации Сладечека [15] причисляет р. Лососинку к разряду слабо загрязненных.

1. Bernet D., Schmidt H., Meier W., et al. Histopathology in fish: proposal for a protocol to assess aquatic pollution // J. Fish Dis. 1999. Vol. 22. P. 25-34.
2. Van der Oost R., Beyer J., Vermeulen N.P.E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review // Environ. Toxicol. Pharmacol. 2003. Vol. 13. P. 57-149.
3. Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Карелия в 2001 г. Петрозаводск: «Издательский дом «Карелия», 2002. 240 с.
4. Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия в 2006 г. Петрозаводск: Карелия, 2007. 344 с.
5. Волкова О. В., Елецкий Ю.К. Основы гистологии с гистологической техникой. М.: Медицина, 1982. 304 с.
6. Комулайнен С.Ф. Методические рекомендации по изучению фитоперифитона в малых реках. Петрозаводск. 2003. 43 с.
7. Sladeczek V. System of water quality from the biological point of view // Arch. Hydrobiol. 1973. Vol. 7. P. 1-128.
8. SCOR-UNESCO Working Group № 17. Determination of photosynthetic pigments in sea water // Monographs on Oceanographic Methodology. Paris: UNESCO, 1966. P. 9-18.
9. Shwaiger J., Wanke R., Adam S., et al. use of histopathological indicators to evaluate contaminant-related stress in fish // J. Aquat. Ecosys Stress Recov. 1997. Vol. 6. P. 75-86.
10. Camargo M.M.P., Martinez C.B.R. Histopathology of gills, kidney and liver of a Neotropical fish caged in an urban stream // Neotrop. Ichthyol. 2007. Vol. 5. P. 327-336.
11. Triebkorn R., Adam S., Casper H., et al. Biomarkers as diagnostic tools for evaluating effects of unknown past water quality conditions on stream organism // Ecotoxicol. 2002. Vol. 11. P. 451-465.

12. Водоросли, вызывающие «цветение» водоемов Северо-Запада России. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2006. 367 с.
13. Комулайнен С.Ф. Фитоперифитон рек Республики Карелия // Ботанический журн. СПб.: Наука, 2004. Т. 89, № 3. С. 18-35.
14. Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М., 1984. 208 с.
15. Макрушин А.В. Библиографический указатель по теме «Биологический анализ качества вод» с приложением списка организмов-индикаторов загрязнения. Л.: Зоол. ин-т АН СССР, 1974. 53 с.

SUMMARY

Belicheva L.A., Slastina Yu.L., Komylainen S.F.

MONITORING OF ONEGA LAKE URBANIZED TRIBUTARIES: LOSOSINKA RIVER CASE STUDY

Phytoplankton, periphyton and fish health status investigations were carried out on the Lososinka River in 2009. During the past years the river ecosystem was subjected to multiple environmental stress due to domestic and industrial urban runoff. The results confirm that changes of structure and production of algocenosis as well as gill and liver histopathological changes of fish are reliable indicators of environmental quality. Our findings demonstrate that fish of the Lososinka River were under long-term chronic pollution as much as accidental exposure. 110 species of algae belonging to 6 departments are observed in the river phytoplankton. The phytoplankton biomass values varied from 0,8 to 2,3 g/cm³, while chlorophyll a concentrations ranged from 3,4 to 4,9 g/m³. 130 species of algae are identified in the river periphyton. The periphyton biomass values and chlorophyll a concentrations varied from 0,1 to 21,8 mg/cm² and from 0,3 to 92,6 mkg/m³ correspondently. According to revealed values of biomass and chlorophyll a concentrations the river is characterized as β -mesotrophic. On the base of indicator organisms the river water quality assessed as polluted.

ИЗМЕНЕНИЯ СТРУКТУРЫ БИОЦЕНОЗОВ ОЗЕРА БАЛХАШ КАК ИНДИКАТОРЫ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Н.Б. Воробьева, А.Н. Анурьева, Н.Н. Садырбаева, Л.П. Пономарева
*Балхашский филиал ТОО «Казахский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства», г. Балхаш, Республика Казахстан,
fishbalchash@mail.ru*

Озеро Балхаш уникальный рыбопромысловый водоем Казахстана. Озеро расположено в аридной зоне, бессточное, питается водами четырех рек – Каратал, Лепсы, Аксу, Или. Последняя дает 80% притока пресной воды. Полуостровом Сарыесик озеро делится на две половины – Западный и Восточный Балхаш, соединяющихся проливом Узунарал и отличающихся

ся по минерализации. Западная часть озера проточная с минерализацией воды от 0,5 до 2,5 г/дм³, восточная – солоноватоводная. Минерализация воды повышается в восточном направлении, достигая в самой восточной оконечности 6,5 г/дм³.

За последний полувековой период ихтиофауна озера пополнилась девятью промысловыми и четырьмя непромысловыми видами рыб [1]. Донная фауна также сформирована человеком – акклиматизировано 12 видов кормовых беспозвоночных. В результате в озере изменилась структура биоценозов макрозообентоса и полностью перестроились ихтиоценозы Балхаша.

Все эти изменения происходили на фоне антропогенного пресса на водоем, таких как зарегулирование р. Или, приведшее к падению уровня воды Балхаша, а также на фоне загрязнения воды озера промышленными стоками.

В 1970 г. на р. Или была запущена Капшагайская ГЭС, плотиной перегорожена р. Или, в результате чего уровень озера к 1986 г. понизился почти на 2 м и среднегодовая отметка составила 340,65 м БС. Минерализация воды за этот же период в Западном Балхаше возросла на 0,47 г/дм³, а в Восточном – на 0,84 г/дм³, что привело к перестройке биоценозов гидробионтов, относящихся к разным таксономическим группам.

По данным КазНИИРХ в 90-х гг. прошлого столетия фитопланктон был представлен 82 видами, хотя до зарегулирования р. Или в 1970 г. насчитывалось 205 видов и разновидностей водорослей. За этот же период произошло и снижение биомассы фитопланктона от 1,82 г/м³ до 1,03 г/м³. В структуре альгоценоза преобладали мезо-олигосапробные виды [2].

За этот же временной период таксономический состав зоопланктона сократился втрое – до 21 вида против 73 в 1968 г., основу ценоза составляли грубые фильтраторы. Руководящим видом становится *Arctodiaptomus salinus*. В количественных показателях существенных изменений не наблюдалось, в Западном Балхаше биомасса колебалась в пределах 0,91-1,38 г/м³, а в восточном районе составляла 0,85-1,21 г/м³.

На таксономический состав макрозообентоса Балхаша, представленного аборигенными (олигохеты, брюхоногие моллюски и личинки насекомых) и интродуцированными (полихеты, двустворчатые моллюски, вышшие ракообразные) видами, зарегулирование р. Или практически не оказало отрицательного влияния, лишь в восточной более соленой части озера, наблюдалось сокращение ареалов полихет и корофид. Биомасса зообентоса за этот период в западном районе колебалась в пределах 3,91-3,49 , в восточном – 2,15-2,09 г/м² [3].

На таксономический состав и количественное развитие в большей мере оказывает загрязнение озера промышленными и сельскохозяйственными стоками. Основными поставщиками загрязняющих веществ являются

ся ПО «Балхашцветмет», городская ТЭЦ, ТОО «Балхашбалык», а также хвостохранилище ПО «Балхашцветмет», располагающееся по побережью озера.

Развитие металлургической промышленности и теплоэнергетики связано с высоким потреблением воды, которая забирается из бухты Бертыс. До 1995 г. отработанная вода после очистки сбрасывалась обратно в бухту и залив Торангалык. В результате этого концентрация меди в воде бухты Бертыс в 100 м от места сброса составляла 105 мкг/дм^3 , а в воде залива Торангалык – 66 мкг/дм^3 . Влияние стоков прослеживалось и на расстоянии 500 м от места сброса, где содержание меди составляло $50\text{--}66 \text{ мкг/дм}^3$, и даже на расстоянии более 15 км в открытой части концентрация меди достигала $44,8 \text{ мкг/дм}^3$.

Для северной части Западного Балхаша в этот период характерно высокое содержание никеля, в среднем $6,2 \text{ мкг/дм}^3$, который также поступал в бухту Бертыс со стоками ПО «Балхашцветмет» и ТЭЦ, где его концентрация достигала $28,0 \text{ мкг/дм}^3$. В результате этих сбросов в донных отложениях северной половины Западного Балхаша содержание меди составляло 500 и никеля 25 мкг/кг [4].

С сельскохозяйственными стоками в озеро попадали фосфорорганические пестициды: метафос в количестве $0,06\text{--}0,70 \text{ мкг/дм}^3$ и проминад в количестве $0,47\text{--}2,02 \text{ мкг/дм}^3$. Сумма метаболитов ДДТ и изомеров ГХЦГ в грунтах озера и устьях рек варьировала в пределах $0,25\text{--}1,0$ и $0,32\text{--}1,04 \text{ мкг/кг}$ соответственно. Высокое содержание пестицидов способствовало их накоплению в донных отложениях, низших гидробионтах и рыбах.

Коэффициент накопления ДДТ у зоопланктона составлял 1035, личинок хирономид – 988, олигохет – 284, мизид – 204 [5].

Таким образом, попадая в воду, загрязняющие вещества, аккумулируясь в донных отложениях и гидробионтах, привели к образованию «мертвых» зон, вызывая существенные изменения в экосистеме озера. Так, повышенное содержание меди и никеля в грунтах привело к тому, что в бухте Бертыс и заливе Торангалык макрозообентос отсутствовал, а численность фито- и зоопланктона сократилось в несколько раз, и только спустя 5 лет после прекращения в 1995 г. сбросов отработанных технических вод, началось восстановление донной фауны и улучшение таксономического состава фито- и зоопланктона.

Начиная с 1998 г. оз. Балхаш вступило в фазу повышения водности. В настоящее время (2010-2011 гг.) уровень озера составляет 242,3 м БС, минерализация воды в среднем в западной части $1,2 \text{ г/дм}^3$, в восточной – $3,64 \text{ г/дм}^3$. Содержание меди в воде за последние десять лет в Западном Балхаше снизилось с 41,5 до $13,1 \text{ мкг/дм}^3$, в восточном – с 47,3 до $10,5 \text{ мкг/дм}^3$. Содержание цинка, свинца и кадмия в 2009-2011 гг. не превышает ПДК. Исключение составляют только участки, подверженные воздушному

техногенному влиянию – в бухте Бертыс и Торангалык содержание меди 29-12 мкг/дм³ соответственно.

Улучшение гидрологических и гидрохимических условий не замедлило положительно сказаться на развитии гидробионтов. В настоящее время фитопланктон насчитывает 190 видов и разновидностей водорослей, относящихся к 6 отделам (зеленых – 63, синезеленых – 42, диатомовых – 71, эвгленовых – 6, пиропитовых – 5 и золотистых – 3 вида). Доминирующий комплекс составляют *Trachelomonas* sp., *Cymbella cymbiformis*, *Cyclotella meneghiniana*, *Merismopedia minima*, *Gomphosphaeria lacustris*, *Navicula hungarica*.

Биомасса фитопланктона Балхаша за последние три года в среднем составляла 0,68 г/м³, что соответствует водоему низкого класса трофности β-олиготрофного типа.

Зоопланктон 2009-2011 гг. представлен 112 таксонами, в том числе коловратки – 74, ветвистоусые – 21 и веслоногие ракообразные – 17. Основу зоопланктонного сообщества составили *Keratella quadrata*, *K. cochlearis*, *Lecane bula*, *Daphnia galeata*, *Arctodiaptomus salinus*, *Diaphanosoma lacustris*, *Mesocyclops leuckarti*. Биомасса зоопланктона в опресненном западном районе озера колебалась в пределах 2,2-3,1 г/м³, в восточном солоноватом – 2,5-1,8 г/м³. За трехлетний период резких колебаний биомассы не наблюдалось и средние показатели развития зоопланктона оз. Балхаш (2,36-3,14-2,49 г/м³) соответствуют мезотрофному типу водоема.

Макрозообентос представлен 93 видами и формами беспозвоночных 11 систематических групп и состоит из организмов аборигенной фауны – олигохет, брюхоногих моллюсков, личинок насекомых и интродуцированных – полихет, двустворчатых моллюсков и высших ракообразных.

Самая многочисленная группа в таксономическом отношении – гетеротопные аборигенные представители класса насекомых, однако, биомасса формируется за счет акклиматизантов – полихет-амфоретид *Hypania invalida* и *Hypaniolla kowalevskii*, двустворчатых моллюсков *Monodacna colorata*, высших ракообразных – мизид *Paramysis intermedia*, *P. lacustris*, *P. ullskii*, *P. baeri* и корофид *Corophium curvispinum*.

Донные организмы распространены по всей акватории озера, за исключением моллюска *M. colorata*, ареал которого ограничивается минерализацией воды 2,0 г/дм³. Чувствительные к техногенному загрязнению корофииды и моллюски, начиная с 2005 г., заселили заливы Торангалык и Бертыс с биомассой 0,50 г/м².

Биомасса макрозообентоса в среднем по западной части озера, где обитает моллюск монодакна, в 2011 г. составила 84,45 г/м², в восточной – 2,64 г/м², что позволяет Западный Балхаш отнести к разряду высококормных водоемов, а Восточный – к водоемам умеренной кормности.

Таким образом, на основании проведенного анализа, можно сказать, что современное состояние гидробионтов оз. Балхаш сформировалось под влиянием антропогенных факторов – зарегулирования стока р. Или, загрязнения промышленными и сельскохозяйственными стоками, а также в результате проведенных акклиматизационных работ.

1. Биологические основы повышения рыбопродуктивности и разработка схемы рационального ведения рыбного хозяйства на водоемах бассейна Балхаша в связи с гидростроительством. Раздел: оз. Балхаш: Отчет НИР / БФ КазНИИРХ. Балхаш, 1968. 277 с.
2. Воробьева Н.Б. Акклиматизация кормовых беспозвоночных в озере Балхаш и потребление их рыбами // Акклиматизация рыб и беспозвоночных в водоемах СССР. Фрунзе, 1972. С. 35.
3. Воробьева Н.Б., Серов Н.П., Садуакасова Р., Волошина Т.Е. Результаты акклиматизации рыб в озере Балхаш // Биологические процессы в морских и континентальных водоемах. Кишинев, 1970. С. 73.
4. Хузина Г.Г., Лопарева Т.Я. Процессы самоочищения водоема на примере бухты Бертыс озера Балхаш // Вестник сельскохозяйственной науки Казахстана. Алматы, 2007. № 2. С. 32-37.
5. Лопарева Т.Я., Амиргалиев Н.А. и др. Уровень накопления токсикантов в промысловых рыбах оз. Балхаш // Современные проблемы водной токсикологии. Борок, 2002. С. 17-18.

SUMMARY

Vorobyeva N.B., Anuryeva A.N., Sadyrbaeva N.N., Ponomareva L.P.

CHANGES OF THE BIOCENOSIS STRUCTURE IN THE LAKE BALKHASH AS INDICATORS OF ANTHROPOGENIC INFLUENCE

Improvement of hydrological and hydrochemical conditions during last years, as well as reduction of polluted discharge to lake water was positively reflected on development of hydrobionts - increased number of species and enlarged zone of their spreading.

КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ГОРОДСКИХ ВОДОЕМОВ ПРИ АНТРОПОГЕННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ

**Н.В. Игнатьева, В.П. Беляков, А.О. Загребин, Л.Л. Капустина, Н.В.
Надеждина, О.А. Павлова, Н.В. Родионова, О.М. Сусарева**

*Учреждение Российской академии наук Институт озероведения РАН,
г. Санкт-Петербург, Россия, natali_ignatieva@mail.ru*

Антропогенное воздействие на водоемы, расположенные на урбанизированных территориях, приводит к нарушению природных водных экосистем. При этом характер негативных последствий может определяться как исходным состоянием водоема, так и природой, характером, интенсивностью и длительностью воздействия. Целью работы является обоснование необходимости комплексного подхода к оценке экологического состояния городских водоемов на основе результатов гидрохимических, геохимических, микробиологических, санитарно-гигиенических, гидробиологических и токсикологических исследований.

Объектами исследования, выполненного в 2010-2011 гг., послужили две группы водоемов одного региона: 1) водоемы Санкт-Петербурга – пруд на ул. Березовой, оз. Нижнее Суздальское, Капитанский пруд, Охтинское водохранилище; 2) водоемы малых городов, расположенных в ближайших пригородах мегаполиса и на территории Ленинградской области – Ижорский пруд (г. Колпино), озеро Белое (г. Гатчина), Ольгин пруд (г. Петродворец).

Все водоемы мелководны, максимальная глубина не превышает 8 м. Площадь водного зеркала составляет от 1,1 до 130 га. В каждой группе присутствуют водоемы, расположенные в сходных микроландшафтах – в парке (Капитанский пруд, озеро Белое, Ольгин пруд), внутри жилого квартала (пруд на ул. Березовой, Ижорский пруд), в зоне возможного техногенного воздействия (Охтинское водохранилище, Ижорский пруд), что предопределяет тип водопользования и характер антропогенного воздействия. Малые города отличаются по степени индустриализации и структуре промышленного производства. В г. Петродворец промышленные предприятия крайне малочисленны. Колпино и Гатчина – промышленные центры. Озеро Н. Суздальское подвержено всевозможным видам антропогенного воздействия, его условно можно разделить на 2 зоны – более глубоководную (ст. 1), и мелководную с активно развитой высшей водной растительностью (ст. 2).

Анализ гидрохимических данных показал, что в большинстве водоемов наблюдается нарушение кислородного режима (Рис. 1а), в ряде случаев катастрофическое, как в Охтинском водохранилище, где в августе

2010 г. кислород полностью отсутствовал во всей водной массе. В водах Ижорского пруда также наблюдался дефицит кислорода.

Распределение O_2 в прудах на ул. Березовой и Капитанском характерно для эвтрофируемых водоемов. Перенасыщение кислородом всей водной массы оз. Белое и Ольгина пруда связано с массовым развитием харовых водорослей. Судя по величинам ХПК и БПК₅, все исследованные водоемы Санкт-Петербурга характеризуются высокой загруженностью органическим веществом (ОВ), в водоемах малых городов этот показатель в 2-4 раза ниже (Рис. 1б). Отсутствие связи между ХПК и цветностью воды для водоемов мегаполиса свидетельствует об антропогенном происхождении значительной части как ОВ, так и окрашенных соединений. Наибольшие концентрации общего фосфора ($P_{\text{общ.}}$) были отмечены в придонных водах Охтинского водохранилища и пруда на ул. Березовой (Рис. 1в).

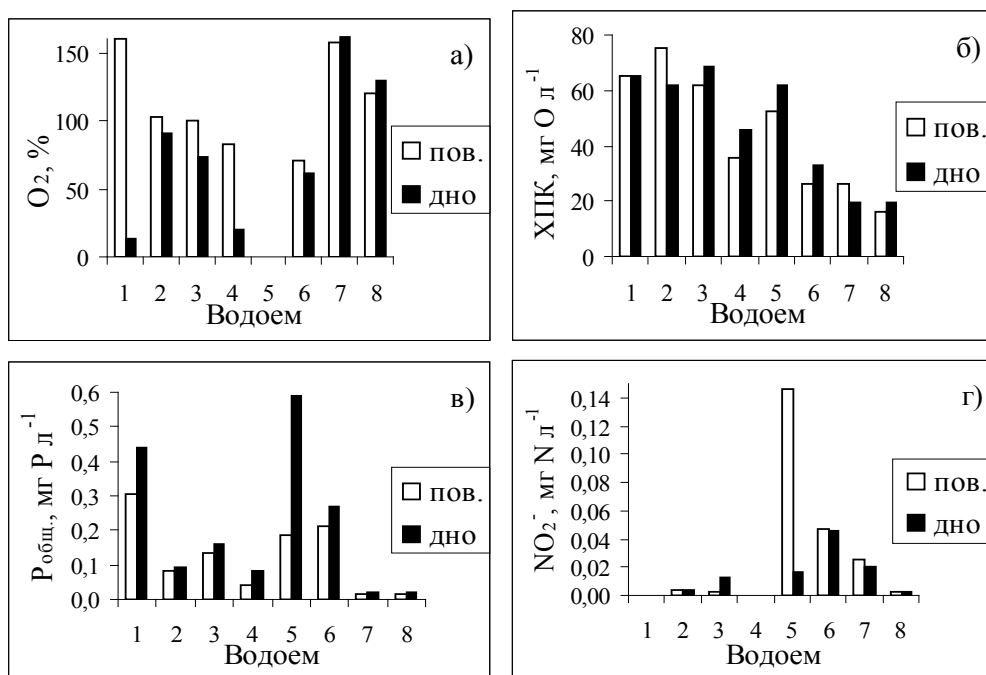


Рис. 1. Гидрохимические показатели водоемов летом (начало августа) 2010г.

1 – пруд на ул. Березовой; 2 – оз. Н. Суздальское (ст. 1); 3 – оз. Н. Суздальское (ст. 2); 4 – Капитанский пруд; 5 – Охтинское вд-ще; 6 – Ижорский пруд; 7 – оз. Белое; 8 – Ольгин пруд

Доля фосфатов в $P_{\text{общ.}}$ в поверхностном слое воды водоемов, испытывающих техногенное воздействие, составляла 44-68%, в остальных водоемах – 0-27 %. Высокие концентрации неутилизованных фосфатов летом могут свидетельствовать об ингибировании первичной продукции,

обусловленном загрязнением. Наличие загрязнения этих водоемов подтверждается и присутствием в воде нитритов (Рис. 1г).

Повышенные значения потерь при прокаливании (п.п.п.) в донных отложениях оз. Н. Суздальское и пруда на ул. Березовой свидетельствуют об их эвтрофировании (Табл. 1).

Таблица 1.

Содержание тяжелых металлов (мг кг⁻¹ абс. сухого вещества) и п.п.п. (%) верхнего 2-см слоя донных отложений водоемов.

Водоем	п.п.п.	Fe	Mn	Pb	Zn	Cr	Ni	V	Cu	Co
Пруд на ул. Березовой	24.37	9100	3800	76	140	58	38	41	100	11
Оз. Н. Суздальское	22.64	7200	3100	77	120	68	49	50	100	23
Капитанский пруд	12.57	4400	750	70	70	100	52	87	96	11
Охтинское вдхр.	19.17	8100	1500	65	100	110	47	81	150	13
Ижорский пруд	16.50	4000	630	43	84	120	51	75	91	10
Оз. Белое	12.18	560	400	11	н.о.*	н.о.	н.о.	35	16	н.о.
Ольгин пруд	12.82	700	370	10	н.о.	н.о.	н.о.	28	28	н.о.

* – содержание элемента не определено (ниже чувствительности метода)

Уровень загрязнения донных отложений оценивался по коэффициентам концентрации элементов K_c (отношению содержания химического элемента в осадке к его фоновому содержанию) и по суммарному показателю загрязнения (Z_c) [1, 2]. Для расчета использованы значения регионального фона ГПП «Севзапгеология» [3] (Табл. 2).

Таблица 2.

Значения коэффициентов концентрации элементов (K_c) и суммарных показателей химического загрязнения (Z_c) донных отложений водоемов.

Водоем	K_{Pb}	K_{Zn}	K_{Cr}	K_{Ni}	K_V	K_{Cu}	K_{Co}	Z_c
Пруд на ул. Березовой	4,2	2,0	1,8	1,7	0,8	4,0	2,3	10,8
Оз. Н. Суздальское	4,3	1,8	2,1	2,2	1,0	4,0	4,8	14,2
Капитанский пруд	3,9	1,0	3,1	2,4	1,7	3,8	2,3	12,2
Охтинское вдхр.	3,6	1,5	3,4	2,1	1,6	6,0	2,7	14,9
Ижорский пруд	2,4	1,2	3,8	2,3	1,4	3,6	2,1	10,8

Высокое содержание Fe и Mn в ряде водоемов северных районов Санкт-Петербурга является природной особенностью данной геохимической провинции, поэтому учитывать эти элементы при расчете Z_c было бы некорректным. Из общей группы водоемов выделяются оз. Белое и Ольгин пруд (Табл. 1), верхний (~5-см) слой донных отложений которых представлен отмершими харовыми водорослями, развивающихся в водоемах с повышенным содержанием карбонатов, что также является природной особенностью района расположения и выполнять расчеты для данных водоемов относительно регионального фона также было бы некорректным. Степень загрязнения донных отложений всех водоемов оценена как «допустимая», наиболее загрязнены осадки в Охтинском водохранилище и оз. Н.Суздальское. Основные техногенные элементы, загрязняющие осадки – Cu, Pb и Cr.

Общее количество бактерий в водах исследованных водоемов летом 2010 г. составляло от 3×10^6 до $13,4 \times 10^6$ мл⁻¹, что соответствует уровню трофии от мезотрофного до гиперэвтрофного [4, 5].

Для оценки санитарного состояния водоемов были определены общее микробное число (ОМЧ), высокие величины которого свидетельствуют о загрязнении водоемов органическим веществом различного происхождения [6], и количество лактозоположительных кишечных палочек (ЛКП) – интегральный показатель степени фекального загрязнения, обладающий индикаторной надежностью в отношении возбудителей бактериальных кишечных инфекций (Табл. 3).

Устойчиво высокими значениями ЛКП выделяется Ижорский пруд, где основным источником фекального загрязнения, очевидно, является неорганизованная рекреация. Для оз. Н. Суздальское и Охтинского водохранилища отмечено периодическое повышение значений бактериологических показателей. Вода остальных водоемов, где наличие загрязнения не было выявлено (ИЗ равен 0), в соответствии с гигиенической классификацией, пригодна для всех видов водопользования [7].

Исследованные водоемы существенно отличались по таксономическому составу, структуре и уровню количественного развития фитопланктона (Рис. 2). Наиболее разнообразные по составу сообщества фитопланктона были отмечены в оз. Н. Суздальское и оз. Белое (64-68 таксонов), в остальных водоемах 23 – 34 таксона. Наибольшие величины биомассы были зарегистрированы в пруду на ул. Березовой и в Охтинском водохранилище. В первом водоеме доминировали вольвоксовые, во втором – мелко-клеточные диатомеи и криптомонады. Все эти водоросли являются показателями органического загрязнения. В оз. Н. Суздальское и Капитанском пруду отмечено массовое развитие синезеленых (Рис. 2).

Таблица 3.

**Санитарно-микробиологические показатели ОМЧ (КОЕ^{*)} см⁻³)
и ЛКП (КОЕ дм⁻³) и индекс загрязнения (ИЗ) водоемов [7].**

Водоем	Лето 2010 г.		Весна 2011 г.		Лето 2011 г.		ИЗ
	ОМЧ	ЛКП	ОМЧ	ЛКП	ОМЧ	ЛКП	
Пруд на ул. Березовой	304	1717	-	-	1070	1818	0
Оз. Н. Суздальское, ст. 1	428	3000	Заросло дрожжами	4000	101	Нет роста	0
Оз. Н. Суздальское, ст. 2	856	30000	1072	150000	358	6364	1 – 2
Капитанский пруд	396	2000	-	-	-	-	0
Охтинское вдхр., пов.	258	Нет роста	65	4000	473	39000	0 – 1
Охтинское вдхр., дно	882	Нет роста	101	11000	-	-	
Ижорский пруд	360	Сплошной рост**)	638	Сплошной рост	405	Сплошной рост	Высокий***)
Оз. Белое	26	Нет роста	-	-	-	-	0
Ольгин пруд	218	4000	-	-	194	5455	0

*) КОЕ – колониеобразующая единица; **) – интенсивный рост микроорганизмов, когда невозможно подсчитать отдельные колонии; ***) – невозможно точно определить.

В водоемах малых городов уровень биомассы фитопланктона был заметно ниже. По содержанию растительных пигментов резко выделялось Охтинское водохранилище. В целом распределение содержания хлорофилла «а» не соответствовало распределению биомассы фитопланктона (Рис. 2). Для большинства водоемов выявлена зависимость биомассы фитопланктона от биогенных элементов (фосфора). Низкий уровень развития водорослей на фоне высокого содержания фосфора в Ижорском пруду может быть признаком загрязнения. Оценки трофического статуса водоемов, выполненные по биомассе фитопланктона и содержанию хлорофилла «а», не совпали (Табл. 5). Как правило, степень трофии по растительным пигментам выше, чем по количеству водорослей.

Для оценки качества воды по зоопланктону был использован анализ видового состава, численность (N) и биомасса (B) зоопланктона, отношение численностей Cladocera и Copepoda ($N_{clad}/N_{cop.}$), отношение биомассы Cyclopoidea и Calanoida ($B_{cycl}/B_{cal.}$), метод Пантле и Бука в модификации Сладечека [8, 9]. Наибольшие величины численности и биомассы бы-

ли в оз. Н. Суздальском и в Охтинском водохранилище. В Охтинском водохранилище и Ижорском пруду отмечены признаки загрязнения – отсутствие калянид, опухоли у науплиев циклопов (соответственно, 56 и 28% от общей численности), кроме того, для Охтинского водохранилища характерно незначительное развитие ветвистоусых рачков и массовое развитие коловратки *Brachionus calyciflorus*. В Ижорском пруду значения показателей N_{clad}/N_{cop} и V_{cycl}/V_{cal} были противоречивы – первый характеризует водоем как олиготрофный, а второй указывает на его высокий трофический статус. В пруду на ул. Березовой отмечены неблагоприятные условия для обитания зоопланктона, а в оз. Н. Суздальское – структурные изменения в сообществе, связанные как с эвтрофированием, так и с повышенным загрязнением водоема.

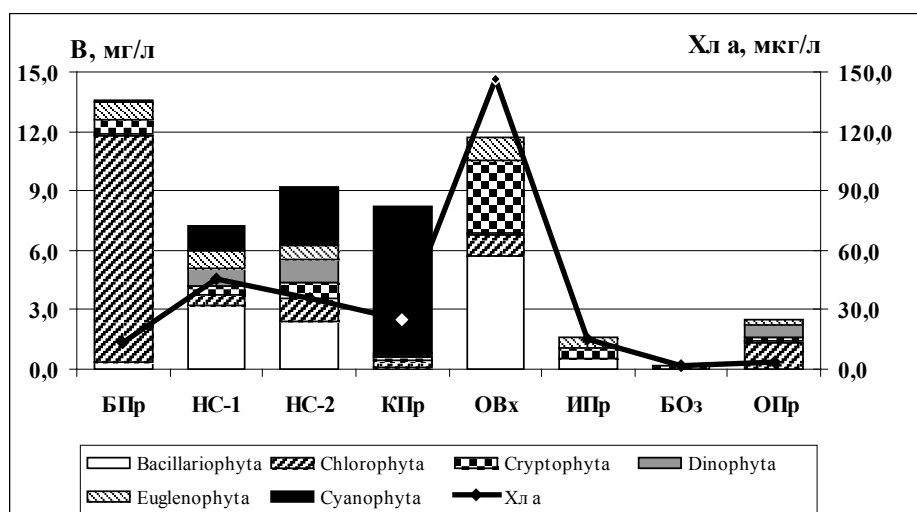


Рис. 2. Биомасса фитопланктона (В) и содержание хлорофилла «а» (Хл а) в исследованных водоемах в августе 2010 г.

Обозначения: БПр – пруд на Березовой ул. (Коломяги), НС-1 – Нижнее Суздальское озеро, ст. 1, НС-2 – там же, ст. 2, КПр – Капитанский пруд, ОВх – Охтинское водохранилище, ИПр – Ижорский пруд (Колпино), БОз – Белое озеро (Гатчина), ОПр – Ольгин пруд (Петродворец).

По индексу Вудивисса [9] (бентосный показатель) все исследованные водоемы характеризуются как грязные. Сильное загрязнение сопровождается снижением количественных показателей и видового разнообразия зообентоса (Табл. 4). На момент исследований в Капитанском пруду бентос практически отсутствовал. Природные особенности оз. Белого и Ольгина пруда также определяют слабое разнообразие сообщества зообентоса. Загрязнение водоемов приводит к морфологическим уродствам у личинок *Chironomus plumosus* в оз. Н. Суздальское (25%), *Procladius* в пруду на ул.

Березовой (50%), *Chaoborus* в Ижорском пруду (25%), олигохет из Охтинского водохранилища (25%) и Ижорского пруда (50%). Все эти водоемы расположены в зоне промышленного (химического) загрязнения. В большинстве водоемов отмечено преобладание личинок хирономид – довольно лабильной группы, приспособляющейся к различным условиям среды.

Таблица 4.

Показатели зообентоса исследованных водоемов в августе 2010 г.

Водоем	Численность, экз. м ⁻²	Биомасса, г м ⁻²	Индекс Шеннона, бит	Индекс Вудивисса
Пруд на ул. Березовой	80	0,34	0,72	1
Оз. Н. Суздальское, ст. 1	160	6,45	0,75	1
Оз. Н. Суздальское, ст. 2	1600	18,65	1,38	2
Капитанский пруд	40	0,02	0	1
Охтинское вдхр	280	0,72	0,54	1
Ижорский пруд	160	0,68	1,75	2
Оз. Белое	480	2,58	2,45	3
Ольгин пруд	6200	10,48	0,96	3

В соответствии с хирономидным индексом Балускиной [10], все водоемы характеризуются как загрязненные, поскольку в них отсутствуют представители подсемейств, встречаемых в чистых водах. В Охтинском водохранилище, где хирономиды отсутствуют полностью, развиваются олигохеты подсемейства Tubificidae, и, согласно индексу Гуднайта и Уитлея [11], эти водоемы тоже грязные.

Определение токсичности воды проводили методом биотестирования. В качестве тест-объекта использована *Daphnia magna*. Критерием острой токсичности была гибель 50% и более дафний по сравнению с контролем. Острая токсичность обнаружена в поверхностном слое Ижорского пруда (80%), оз. Белого (70 и 60% в поверхностном и придонном слое, соответственно) и Ольгина пруда (60%). Введение унитиола привело к снижению смертности дафний с 80 до 20% в пробах воды из Ижорского пруда, что указывает на наличие в воде солей тяжелых металлов, обуславливающих её острую токсичность. Тот факт, что токсичен только поверхностный слой воды может свидетельствовать о том, что источниками токсиантов в водоеме в период открытой воды являются атмосферные выпадения и склоновый сток. В пробах, отобранных подо льдом в апреле 2011 г., токсичность не обнаружена. Гибель дафний при тестировании воды оз. Бе-

лого и Ольгина пруда связана, очевидно, с природными особенностями состава их вод.

Оценка трофического статуса и степени загрязнения исследованных водоемов по использованным группам показателей в ряде случаев неоднозначна и противоречива (табл. 5), особенно это касается водоемов, подверженных сильному антропогенному воздействию, таких как Охтинское вдхр, пруд на ул. Березовой и Ижорский пруд. В результате исследования установлено, что, в целом, трофический статус водоемов мегаполиса выше, чем водоемов малых городов.

Таблица 5.

Оценка трофического статуса и степени загрязнения водоемов с помощью гидрохимических (Хим.), токсикологических (Токс.), геохимических (Геох.), микробиологических (Микро.), санитарно-микробиологических (Сан.) показателей, фитопланктона (Фито.), зоопланктона (Зоо.) и зообентоса (Бентос).

Водоем	Хим.	Токс.	Геох.	Фито.*)	Зоо.	Микро.	Сан.	Бент.
Пруд на ул. Березовой	Г		–	ВЭ/Э	М УЗ	Э		+
Оз. Н. Суздальское, ст. 1	Э		+	Э/ВЭ	Э УЗ	Э		+
Оз. Н. Суздальское, ст. 2	Г			Э/ВЭ	Э УЗ	Г	+	+
Капитанский пруд	Э – Г		–	Э/ВЭ	О Ч	Э		
Охтинское вдхр.	Г +		+	ВЭ/Г	Э УЗ	Э		+
Ижорский пруд	Г +	+	–	М/Э	О – М УЗ	М-Э	+	+
Оз. Белое	М	+		О/О	М Ч	М		
Ольгин пруд	М	+		М/О	О Ч	М		

Обозначения: О – олиготрофный, М – мезотрофный, М-Э – мезо-эвтрофный, Э – эвтрофный, ВЭ – высокоэвтрофный, Г – гиперэвтрофный, Ч – чистый, УЗ – умеренно загрязненный, «+» – наличие загрязнения, «–» – отсутствие загрязнения. *) по биомассе/по хлорофиллу «а».

Таким образом, для правильной интерпретации данных необходимо учитывать природные особенности водоемов. Наиболее адекватная оценка экологической ситуации на водоеме может быть получена только при его периодическом обследовании в течение ряда лет. Несоответствия в оценках, как трофического статуса, так и степени загрязнения водоема, возникающие при использовании одной или небольшого числа групп показателей, свидетельствуют о необходимости комплексного подхода.

Работа выполнена при финансовой поддержке программы № 12 Отделения наук о Земле РАН.

1. МР № 2001/83, утв. Минздравом РФ от 25.05.2001 г. Методика проведения социально-гигиенического мониторинга.

2. СанПиН 2.1.7.1287-03 – Санитарно-эпидемиологические требования к качеству почвы. Почвы и земельные ресурсы // Экологическая обстановка в Санкт-Петербурге и Ленинградской области в 1995 г. СПб., 1996. Т. 1. С. 67-76.
3. Сорокин Ю.И. Бактериальная продукция в водоемах // Итоги науки и техники. Общая экология, биоценология, гидробиология. 1973. Т. 1. С. 47-101.
4. Копылов А.И., Косолапов Д.Б. Микробиологические индикаторы эвтрофирования пресных водоёмов // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб.: ЛЕМА, 2007. С. 176-181.
5. Медицинская микробиология / Под ред. В.И. Покровского и О.К. Поздеева. М. «Медицина», 1999. 1200 с.
6. Опекунов А.Ю. Экологическое нормирование. СПб., 2001. 216 с.
7. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем. СПб.: Наука, 1996. 189 с.
8. Sladecsek V. Ergebnisse Limnol //Arch. Hydrobiol. Beiheft. 1973. N 7. S. 1-218.
9. Woodiwiss F.S. The biological system of stream classification used by the Trent Board // Chem. Ind. 1964. N. 11. P. 443-447.
10. Балущкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. Л., 1987. 185 с.
11. Goodnight C.J., Whitley L.S. Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15th Ind. Waste Conv. 1961. Vol. 106. P. 139-142

SUMMARY

**Ignatyeva N.V., Belyakov V.P., Zagrebin A.O., Kapustina L.L.,
Nadezhdina N.V., Pavlova O.A., Rodionova N.V., Susareva O.M.**

INTEGRATED ASSESSMENT OF ECOLOGICAL STATE OF URBAN WATERBODIES UNDER ANTHROPOGENIC IMPACT

Ecological state of urban waterbodies has been assessed based on the results of hydrochemical, hydrobiological, geochemical, microbiological and sanitary-hygienic, and toxicological studies. Seven waterbodies under study located in St. Petersburg and small cities in Leningrad region are subjected to anthropogenic impact of different nature and intensity. It was found that assessment of trophic state of some of the waterbodies given by using different indices is not the same, though, in general, trophic state of waterbodies of megalopolis is higher than of small cities. Anthropogenic influence results in disturbance of causal-effect relationships which are characteristic of natural ecosystems. Variances in assessment of both trophic state and pollution degree of the waterbody when one or some groups of indices have been applied are evidence in favour of necessity of integrated approach to study waterbodies located in urban area. Natural features of the waterbody and temporal (seasonal and interannual) variability should be taken into account in order to give more adequate and correct assessment of its ecological state.

Часть 3. Водоросли и макрофиты - индикаторы состояния пресноводных экосистем (Algae and macrophytes as indicators of freshwater ecosystems state).

ПРОБЛЕМЫ СОВРЕМЕННОЙ БИОИНДИКАЦИИ СОСТОЯНИЯ СУБАРКТИЧЕСКИХ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА ОСНОВЕ ВОДОРΟΣЛЕВЫХ СООБЩЕСТВ

Д.Б. Денисов

*Учреждение Российской академии наук Институт проблем
промышленной экологии
Севера КНЦ РАН, г. Анатиты, Россия, denisow@inep.ksc.ru*

В последние десятилетия сложная динамика глобальных и региональных климатических факторов в субарктике наряду с мощным антропогенным воздействием на экосистемы в целом ряде регионов привели к кардинальным изменениям в ходе различных гидрохимических и гидробиологических процессов. Многолетние исследования водорослей Кольского полуострова различных ландшафтов (2001 по 2011 гг.) свидетельствуют, что альгоценозы чутко реагируют на все происходящие изменения: формируются новые адаптационные механизмы, меняются продукционные характеристики сообществ и экологические предпочтения отдельных видов [3-5,7]. Поэтому при оценке качества вод на основе гидробиологических показателей требуется учитывать синергетику нового комплекса факторов, действие которых неоднозначно и не всегда может быть оценено с помощью существующих общепринятых комплексных показателей. Очевидно, ряд критериев оценки качества среды на основе водорослевых сообществ, требует корректировки и пересмотра для получения объективных результатов биоиндикации состояния водных экосистем.

Спектр основных традиционных взаимосвязанных проблем оценки качества вод на основе биоиндикации водорослями, включает следующие разделы:

Разовый отбор проб. В силу различных причин, в ходе экспедиционных работ может быть проведен однократный отбор первичного материала в течение сезона. Так как «гидробиологические лето» в северных регионах является очень коротким периодом, то в результате таких разовых отборов можно получить достаточно сложные для анализа данные. Особенно это актуально для малых горных и горно-тундровых водоемов и водотоков. Например, горные реки Хибинского горного массива (Кольский полуостров) характеризуются двумя максимумами развития фитоперифитона.

Первый начинается еще в апреле, на свободных от снега и льда участках, когда в массе развивается *Hydrurus foetidus* (Villars) Trevisan [4], второй – массовое развитие *Zygnetta sp.* в августе – сентябре. Второй максимум характеризуется большим обилием водорослей, которые зачастую формируют плотные маты, в которых развивается зообентос.

Труднодоступность некоторых районов. В связи с удаленностью исследуемых водоемов от транспортной инфраструктуры, сложностью ландшафтно-географических особенностей территории и пр., на таких объектах крайне затруднены систематические мониторинговые наблюдения, оценка сезонной динамики. Этим продиктована необходимость поиска наиболее информативных биологических критериев оценки качества вод, которые могут быть получены в ходе однократного сбора материала. Для субарктических озер хорошие результаты для подобных случаев демонстрирует использование показателей диатомовых комплексов верхнего слоя (1 см) донных отложений, как интегрирующего суммарного оценочного критерия состояние экосистемы [2, 6].

Сложность учета количественных характеристик. Особенно эта проблема актуальна при количественном анализе сообществ обрастателей. Традиционно считается, что для водотоков наилучшие результаты дает анализ водорослевых сообществ, формирующихся на порогах и перекатах [8]. В то же время, в отдельных случаях фитоперифитон может быть крайне неравномерно распределен по субстрату. На одном и том же порожищем участке могут быть существенные отличия как по структуре и мощности оброста, так и по видовому составу. Это в значительной степени затрудняет как оценку покрытия (%), так и учет количества (или биомассы) водорослей на единицу площади. Практически невозможно сделать выводы о количестве фитоперифитона, развивающегося в реках, где отсутствуют порожистые участки. В этом случае основным типом субстрата являются погруженные части прибрежной растительности, где, как правило, формируются неплотные обрастания, количество которых напрямую зависит от динамики скорости течения и уровня воды. Особенно это актуально для малых северо-таежных рек Кольского полуострова, текущих по заболоченной территории. Еще более сложные ситуации возникают при количественной оценке литорального фитоперифитона озер. Водоросли литорали могут различаться в различных ее участках в зависимости от степени развития береговой линии, особенностей субстрата, впадающих водотоков и пр.

Сложность анализа системы регулирующих факторов. Водорослевые сообщества, как одни из самых чувствительных биоиндикаторов, способны реагировать даже на незначительные изменения в системе регулирующих состояние экосистемы факторов [1], при этом выделение основных лимитирующих условий представляется непростой задачей. В на-

стоящее время для водоемов Кольского полуострова зафиксированы явления, причины которых не очевидны. Так, впервые были зарегистрированы эффекты массового развития нитчатых зеленых водорослей с последующей вспышкой численности зоопланктона в субарктических горных ультраолиготрофных озерах (Хибинский горный массив). Массовые виды водорослей перифитона, обитающие в реках Хибин (*Zygnema sp.*, *Oedogonium sp.*, *Spirogyra sp.*, *Draparnaldia mutabilis* (Roth) Bory de Saint-Vincent) активно развивались в толще воды, не прикрепляясь к субстрату. Это явление было отмечено не только в озерах, в питающих реках которых развиваются нитчатые водоросли указанных видов, но и в непроточных озерах, расположенных в ледниковых карах на высоте около 400 м над у.м. Переход обитателей в планктон зачастую является свидетельством эвтрофирования водоема. В то же время, отмеченные таксоны были типичными представителями субарктической альгофлоры, предпочитающие холодноводные олиготрофные и ультраолиготрофные условия, низкие значения минерализации, высокое содержание кислорода. Массовое развитие водорослей привело к увеличению численности и биомассы зоопланктона, что является важным фактором формирования кормовой базы рыб, особенно перед периодом ледостава и нерестом некоторых видов рыб (арктический голец). Анализ гидрохимических параметров разнотипных водоемов Хибин, не подверженных непосредственному антропогенному загрязнению, показал, что содержание нитратов в горных озерах может резко различаться в разное время. В норме содержание NO_3^- в этих озерах составляет 8–40 мкг N/л, но в отдельные кратковременные периоды может достигать 220–290 мкгN/л, что очевидно обусловлено азротехногенным загрязнением региона. Подобные явления, очевидно, требуют определенного пересмотра существующих представлений о функционировании и продукционных особенностях субарктических водоемов, а также методических подходов к их исследованиям. В то же время, подобные явления, наряду с массовым «цветением» синезеленых водорослей при антропогенном эвтрофировании северных водоемов, свидетельствуют о глобальных масштабах происходящих изменений.

Отсутствие комплексности в исследованиях. Корректная оценка состояния водных экосистем на основе биоиндикации водорослевыми сообществами возможна только при сравнительном анализе полученных данных с результатами других исследований. В идеальном случае, это должны быть результаты биоиндикации другими группами организмов (зоопланктон, бентос, ихтиофауна и др.), гидрохимического анализа, метеорологических данных. Хорошие результаты дает сопоставление результатов биоиндикации водорослевыми сообществами с данными палеоэкологических реконструкций на основе диатомового анализа.

Критерии оценки качества среды. Наиболее сложная проблема – выбор и использование для анализа информативных и показательных критериев. Не всегда использование существующих стандартов и нормативов дает корректные результаты. Например, в рамках реализации программ мониторинга состояния окружающей среды, при проведении инженерно-экологических изысканий, процедуры ОВОС и др., для оценки качества вод по гидробиологическим показателям используются нормативы, закрепленные ГОСТ 17.1.3.07-82. Для определения качества вод и степени их загрязнения рекомендован индекс сапробности (S). По опыту исследования водоемов, развивающихся под воздействием сложного комплекса факторов, сочетающих эвтрофирование и токсическую нагрузку, можно утверждать, что индексы сапробности, рассчитанные по водорослевым сообществам, могут принимать сравнительно низкие значения (0,8-1,2) даже в непосредственной близости от источников доступных биогенных элементов, например, городских очистных сооружений. На современном этапе, очевидно, требуется не только отбирать и использовать для оценки состояния водных экосистем определенный набор показателей, применимых для исследуемого водного объекта, но и разрабатывать новые и адаптировать существующие критерии оценки.

Современные этапы сукцессии субарктических водорослевых сообществ происходят в условиях воздействия сложной системы факторов, основные группы которых представлены на рисунке 1.

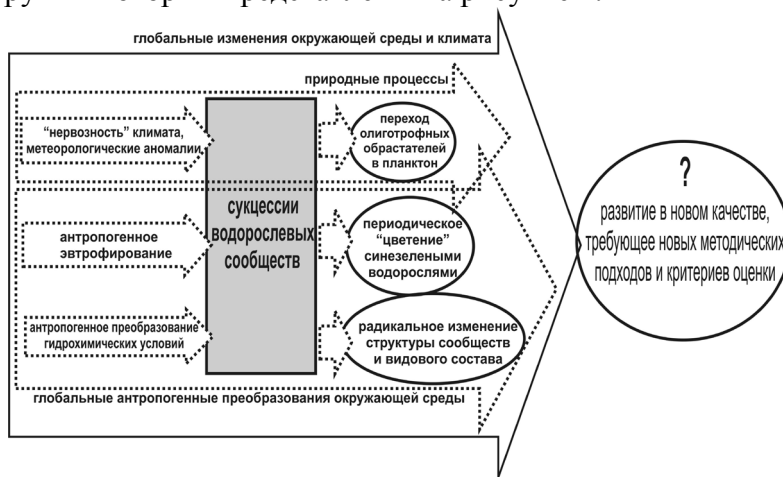


Рис. 1. Схема трансформации водорослевых сообществ и определяющие этот процесс факторы.

Анализ имеющихся данных позволяет сделать выводы об основных тенденциях изменений происходящих в сообществах водорослей за последние десятилетия. Происходят радикальные перестройки структурно-функциональных характеристик альгоценозов, изменение направления и

скорости сукцессий, как результат взаимозависимого действия целого комплекса регулирующих факторов, из которых наиболее значимыми являются антропогенные, в настоящее время усиленные аномальной динамикой региональной климатической системы. Это ставит перед исследователями целый ряд дополнительных проблем, связанных с адекватной оценкой состояния экосистем в новых условиях. В последние годы регистрируются вспышки массового развития водорослей. В загрязняемых водоемах в отдельных участках наблюдается типичное цианопрокариотическое цветение, сопровождающееся заморами молоди сиговых рыб. В горных олиго- и ультраолиготрофных озерах отмечены периоды массового развития холодноводных форм в конце биологического лета (сентябрь) с последующим массовым развитием зоопланктона. При использовании фитоперифитона в оценке состояния экосистем допустимо рассматривать соотношение доминирующих таксономических единиц без учета количественных характеристик (если их учет затруднен). Высокие концентрации тяжелых металлов приводят к «занижению» значений S , что искажает класс качества вод согласно ГОСТ 17.1.3.07-82. Для задач биоиндикации целесообразно использовать весь спектр имеющейся информации для разнотипных водных экосистем для выявления диапазонов показателей, выявления среднего, с учетом палеоэкологической информации.

1. Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель Авив: PiliesStudio, 2006. 498 с.
2. Денисов Д.Б. Изменения гидрохимического состава и диатомовой флоры донных отложений в зоне воздействия горнорудного производства (Кольский полуостров) // Водные ресурсы. 2007. Т. 34, № 6. С. 719-730.
3. Денисов Д.Б. Динамика водорослевых сообществ горных субарктических водоемов // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения : Ма. Всеросс. научн. конф. Апатиты: КНЦ РАН, 2008. Ч. I. С. 205-210.
4. Денисов Д.Б. Экологические особенности водорослевых сообществ разнотипных субарктических водоемов // Вестник Кольского научного центра РАН. 2010. № 1. С. 48-55.
5. Денисов Д.Б. Содержание хлорофиллов и биомасса фитопланктона в разнотипных водоемах Кольского полуострова // Современные проблемы гидробиологии : Тез. докл. 4-й Междунар. научн. конф. СПб., 2010. С. 58-59.
6. Денисов Д.Б. Изменения диатомовых комплексов донных отложений оз. Академическое (Хибины, Кольский полуостров) // Квартер во всем его многообразии. Фундаментальные проблемы, итоги изучения и основные направления дальнейших исследований : Мат. VII Всерос. сов. по изучению четвертичного периода. Апатиты – СПб, 2011. Т. 1. С. 163-166.

7. Денисов Д.Б. Водорослевые сообщества различных ландшафтов Кольского Севера в оценке состояния водных экосистем // Водоросли: таксономия, экология, использование в мониторинге. Екатеринбург: УрО РАН, 2011. С. 275-281.
8. Комулайнен С.Ф. Методические рекомендации по изучению фитоперифитона в малых реках. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2003. 43 с.

SUMMARY

Denisov D.B.

THE MODERN PROBLEMS OF ALGAE-BASED BIOINDICATION OF THE SUBARCTIC FRESH WATERS

The complex dynamics of global and regional climatic factors in the Subarctic, along with the powerful anthropogenic impacts on freshwater ecosystems has led to radical changes in the various of the hydrochemical and hydrobiological processes in last decades. The complex ecological investigations of the algae communities in freshwaters of different landscapes on the Kola North in the period from 2001 to 2011 years shows the dramatic changes in primary production characteristics, taxonomic structure, biodiversity, environmental preferences of the species-indicators. Anthropogenic eutrophication processes are amplifies by the global climatic warming. The most significant modern problems of algae bioindication are the one-time sampling, difficulties with the algae quantitative characteristics estimation, absence of the complex investigations results, including hydrochemical, meteorological and paleoecological approaches, problems with the analysis of a complex system of interdependent regulative factors and the adequate ecosystem state estimation criteria selection.

БИОИНДИКАЦИЯ ВЛИЯНИЯ КЛИМАТА НА СООБЩЕСТВА ПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МАТЕМАТИЧЕСКИХ МЕТОДОВ

С.С. Баринава

*Institute of Evolution, University of Haifa, Mount Carmel, Haifa, Israel, e-mail:
barinova@research.haifa.ac.il*

Водоросли пресных вод широко распространены, образуют многовидовые сообщества, а число клеток каждого вида при идентификации доходит до нескольких миллионов на один квадратный сантиметр (Табл. 1). Это дает нам основание для применения методов на основе теории множеств в анализе распределения видов или их численности.

Таблица 1.

Балльная оценка численности клеток микроводорослей [1].

Score	Visual Estimate	Cell numbers per litre	Cell numbers per slide
1	Occasional	$1-10^3$ cells/litre	1-5
2	Rare	10^3-10^4 cells/litre	10-15
3	Common	10^4-10^5 cells/litre	25-30
4	Frequent	10^5-10^6 cells/litre	1 cell over a slide transect
5	Very frequent	10^6-10^7 cells/litre	Several cells over a slide transect
6	Abundant	More than 10^7 cells/litre	One or more cells in each field of view

Видовой состав сообществ водорослей формируется под действием различных факторов среды, в том числе тех, которые обусловлены климатом. Если биоиндикационные методы, широко применяемые в рамках Европейской Водной Директивы, могут дать ответ на вопрос об интегральном состоянии исследуемой экосистемы, то влияние климата на водорослевые сообщества континентальных вод исследованы только на эмпирическом региональном уровне.

Целью настоящей работы было найти методы, результаты применения которых говорят о влиянии климата на формирование водорослевых сообществ. Анализу подверглись данные, полученные нами для водных объектов Евразии. Исследованы водорослевые сообщества в различных регионах с климатическим градиентом, связанным с широтностью, долготностью и высотой водного объекта над уровнем моря.

Связь климатических параметров региона и видового богатства пресноводных водорослей изучалась в программе CANOCO [2] на примере сообществ р. Рудная на восточном побережье Евразии и р. Кишон – на западном. При сходных параметрах загрязнителей, поступающих в воды рек, сообщества восточного побережья являются более чувствительными к воздействию токсичных металлов, поскольку река протекает в силикатном регионе. Только с помощью ССА удалось выявить виды-сенсоры на бораты и фториды техногенного происхождения.

Влияние климатического градиента в зоне аридного климата на примере озерных сообществ на территории Казахстана и Израиля было оценено в CANOCO. Сообщества в обоих регионах разделились на три группы, соответствующие классам солености вод озер. Сделан вывод, что в аридной зоне минерализация и соленость вод определяют пространственное и историческое формирование водных сообществ, сгруппированных в программе GRAPHS [3] (Рис. 1).

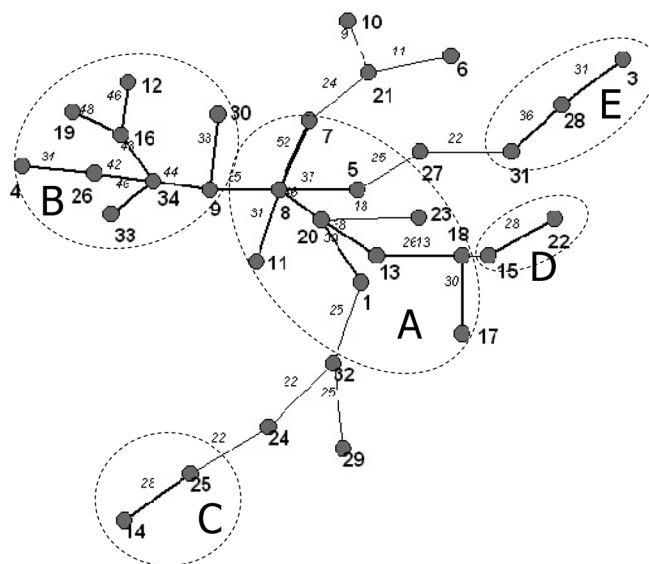


Рис. 1. Флористические ядра пресноводных озерных экосистем Казахстана.

Сравнение видового богатства водорослей в реках Израиля с севера на юг в направлении градиента температуры и влажности климата методами статистики показало, что в течение голоцена в условиях полузасушливого климата и пустыни антропогенное влияние маскируется влиянием климатических факторов и гидрологией, а разнообразие драматически убывает с севера на юг. Сравнение разнообразия водорослей характерных рек Орен в северной и Цин в южной частях Израиля с трендами изменения влажности климата за сто лет показал, что влияние опустынивания сходно с антропогенным воздействием, и может привести к деградации разнообразия водорослей.

Использование нового подхода оценки сложности таксономической структуры как индекса *средней таксономической отличительности* $AvTD (D^+)$ и *вариабельности таксономической отличительности* $VarTD (L^+)$ в программе PRIMER-v5 package [4] на примере рек Израиля показал роль гидрологии как основного фактора, воздействующего на флору водорослей (Рис. 2).

Распределение разнообразия водорослей по 42 экорегионам Израиля с помощью статистических методов разделилось на четыре группы, соответствующие горным, предгорным, прибрежным местообитаниям и расположенным в рифтовой долине.

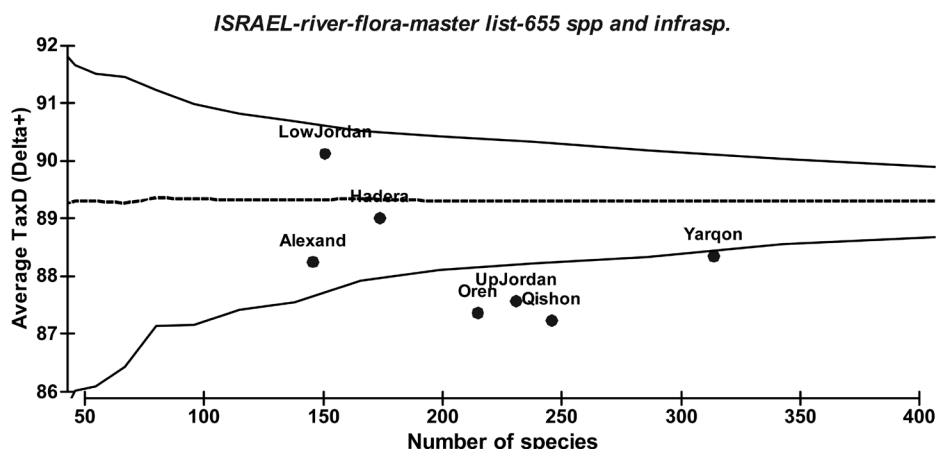


Рис. 2. Туннель 95% вероятности для величин AvTD (Δ^+) альгофлор рек Израиля. Точки отражают индексы Δ^+ для каждой реки. Средний предполагаемый региональный уровень сложности структур сообществ дан пунктирной линией.

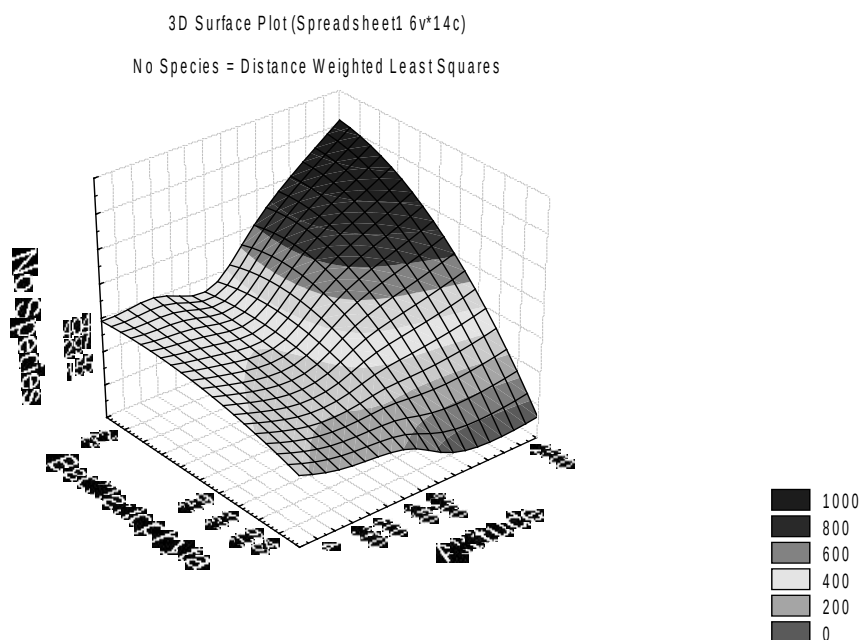


Рис. 3. Высотное распределение видового богатства водорослей в заповедниках Кавказа.

Влияние высотного градиента исследовано на примере 14 заповедников Кавказа. В то время как биоиндикационная картина показала слабона-

рушенные или ненарушенные сообщества в водах различных типов, статистические методы помогли выявить влияние высоты местообитания (от 0 до 2500 м над ур. м.) на распределение водорослей. Оказалось, что, чем выше водный объект, тем большее видовое богатство в сообществах. Только анализ в программе Statistica 6.1 [5] выявил, что с возрастанием высоты водоема увеличивается разнообразие в целом и роль недиаatomовых в частности (Рис. 3), число 200 видов является критическим в распределении, а наиболее воздействующим климатическим фактором – минимальная температура воздуха/

Рассчитанный нами индекс внутривидового богатства [6] для 10 флор водорослей в Голарктической провинции с севера на юг убывал с 1,48 для Польши до 1,09 в Израиле и Турции (Табл/ 2). Данные позволяют заключить, что закономерное убывание внутривидовой изменчивости является следствием климатического градиента Голарктики

Таблица 2.

Изменение значения индекса внутривидового богатства для 10 региональных флор диатомовых [6]. Расположение альгофлор в таблице с севера на юг.

Diatom flora	Index Ratio Infraspecies / Species	References
Poland	1,48	Sieminska 1964
Great Lakes USA	1,45	Stoermer <i>et al.</i> 1999
Belarus	1,42	Mikheeva 1999
Mongolia	1,36	Dorofeyuk & Zezegmaa 2002
Central USA	1,23	Eberle 2008
Central Europe	1,21	Krammer & Lange-Bertalot 1991a, b, c, d
British Isles	1,15	Barber & Carter 1996
Georgia	1,19	Barinova et al. 2011
Turkey	1,09	Aysel 2005
Israel	1,09	Nevo & Wasser 2000

В заключение можно отметить, что только с помощью методов и программ, использующих теорию множеств, удалось выявить влияние климата на распределение пресноводных водорослей. Полученные выводы, коррелирующие с биоиндикационным анализом, указывают на соленость вод как главный фактор в аридных зонах, а температуру в оценке высотности и широтности местообитания как результат температурного градиента. Та-

ким образом, для мониторинга влияния изменения климата на водорослевые сообщества в условиях грядущего потепления следует особо обратить внимание на соленость вод и минимальную температуру воздуха в регионе.

1. Barinova S.S., Medvedeva L.A., Anissimova O.V. Diversity of algal indicators in environmental assessment. Tel Aviv: Pilies Studio. 2006. (In Russian).
2. Ter Braak C.J.F., Šmilauer P. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca: Microcomputer Power Press. 2002.
3. Novakovsky A.B. Abilities and base principles of program module "GRAPHS" // Scientific reports of Komi Scientific Center of the Russian Academy of Sciences 27. 2004. P. 1–28.
4. Clarke K.R., Gorley R.N. PRIMER v5: User Manual/ Tutorial. PRIMER-E, Plymouth, 2001.
5. StatSoft Inc. STATISTICA (data analysis software system), version 6.0. StatSoft, Inc., Tulsa, OK. 2003 (<http://www.statsoftinc.com/>).
6. Barinova S.S. The effect of altitude on distribution of freshwater algae in continental Israel. Current Topic of Plant Biology. 2011. (In Press)

SUMMARY

Barinova S.S.

BIO-INDICATION OF CLIMATIC IMPACT OF FRESHWATER ALGAL COMMUNITIES WITH STATISTICAL METHODS IMPLEMENTATION

Analysis of algal diversity in different types of freshwater habitats in Eurasia was conducted by statistics on gradients of altitude, latitude, and in ecoregions. Climatic impact over the altitude gradient was studied in the Caucasian region and Israel. Species diversity increased with increasing altitude. Winter air temperature is the major factor. Regional environmental differences impact was studied in polluted rivers of Eurasia. Algal diversity is more sensitive to anthropogenic pollution in the silicate province being more tolerant to the same organic pollutants in the carbonate province. Comparison of algal diversity in arctic and arid zone lakes show that communities are sensitive to climate warming and associated changes of salinity. Hydrology and anthropogenic load are main impact factors for the river ecosystems in Israel when temperature conditions strongly modulate species richness from north to south.

МНОГОЛЕТНИЙ МОНИТОРИНГ ФИТОПЛАНКТОНА РЕКИ НЕВЫ (1955-2010) КАК ЭЛЕМЕНТ БИОИНДИКАЦИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ ИСТОЧНИКА ВОДОСНАБЖЕНИЯ г. САНКТ-ПЕТЕРБУРГА И ЛЕНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ

М.А. Белова¹, В.А. Большакова¹, И.И.Зайцева¹, Е.Д. Нефедова²

¹ - ЗАО "Центр исследования и контроля воды", г. Санкт-Петербург, Россия

² – ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга», г. Санкт-Петербург, Россия
marina.belova@aqua-analyt.com

Река Нева является основным источником водоснабжения г. Санкт-Петербурга и Ленинградской области с населением более 8 млн. человек и представляет собой короткий (74 км) холодноводный проток, соединяющий Ладожское озеро с Финским заливом. Время пребывания в ней ладожской воды составляет всего 17 часов, поэтому фитопланктон реки Невы является преимущественно ладожским. Мониторинг качества природной воды является необходимым звеном в системе водоподготовки для производства питьевой воды, соответствующей современным требованиям. Регулярные наблюдения за фитопланктоном р. Невы были начаты Е.Е. Раскиной в Центральной лаборатории Ленводоканала (ЦИКВ) в 1949 г. в связи с сильными помехами в работе очистных сооружений и продолжены И.Н. Шараниной, затем Н.А. Легович и в настоящее время В.А.Большаковой и И.И.Зайцевой в Центре исследования и контроля воды. За истекший период место отбора проб оставалось неизменным, частота отбора 1-4 раза в месяц в зависимости от сезона. Пробы концентрируются методом фильтрации на мембранные фильтры, количественный учёт проводится в камере Нажотта объёмом 0,01 мл, за единицу учёта принята клетка.

Сезонная динамика количественных показателей развития фитопланктона существенно не менялась на протяжении всего периода наблюдений. Характерные для Ладожского озера и реки Невы два пика численности и время их наступления, с учетом межгодовых колебаний, сохранились.

Флористический состав водорослей Ладожского озера и его изменения были подробно изучены Н.А. Петровой [1]. Автором отмечено увеличение уровня количественного развития и расширение круга массовых форм фитопланктона в ходе антропогенного эвтрофирования в период 70-80-х годов, что согласуется с данными мониторинга за уровнем развития водорослей в реке Неве, полученных в ЦИКВ. По нашим данным в настоящее время наибольший вклад в численность и биомассу водорослей вносят не более 10 видов, в основном это представители диатомовых и синезелёных водорослей. Диатомовые - *Aulacoseira islandica* (O.Mull.) Sim.,

Aulacoseira distans (Ehr.) Sim., *Asterionella formosa* Hassall., *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kutz., *Fragilaria crotonensis* Kitt.; синезелёные - *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Woronichinia naegeliana* (Ung.) Elenk., *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom. Жёлтозелёные, в особенности *Tribonema affine* G.S. West., также относятся к доминантам фитопланктона р. Невы. Из других отделов можно выделить золотистые водоросли рода *Dinobryon*, которые при интенсивном развитии (июнь-июль) могут оказывать негативное влияние на органолептические свойства питьевой воды, придавая ей неприятные запахи. В отдельные годы наблюдений к числу массовых можно отнести и хлорококковую водоросль *Pseudosphaerocystis lacustris* (Lemm.) Novasova. Ее максимальная численность в раннелетний период вегетации фитопланктона (май-июнь) может достигать 700-800 тыс. кл./л. Ослизненные колонии этих водорослей также способны вызывать серьезные проблемы на водопроводных станциях г. Санкт-Петербурга в процессе очистки невской воды. Начиная с 60-х до середины 90-х гг. прошлого столетия наблюдалась общая тенденция увеличения показателей среднегодовой численности фитопланктона р. Невы (Рис. 1).

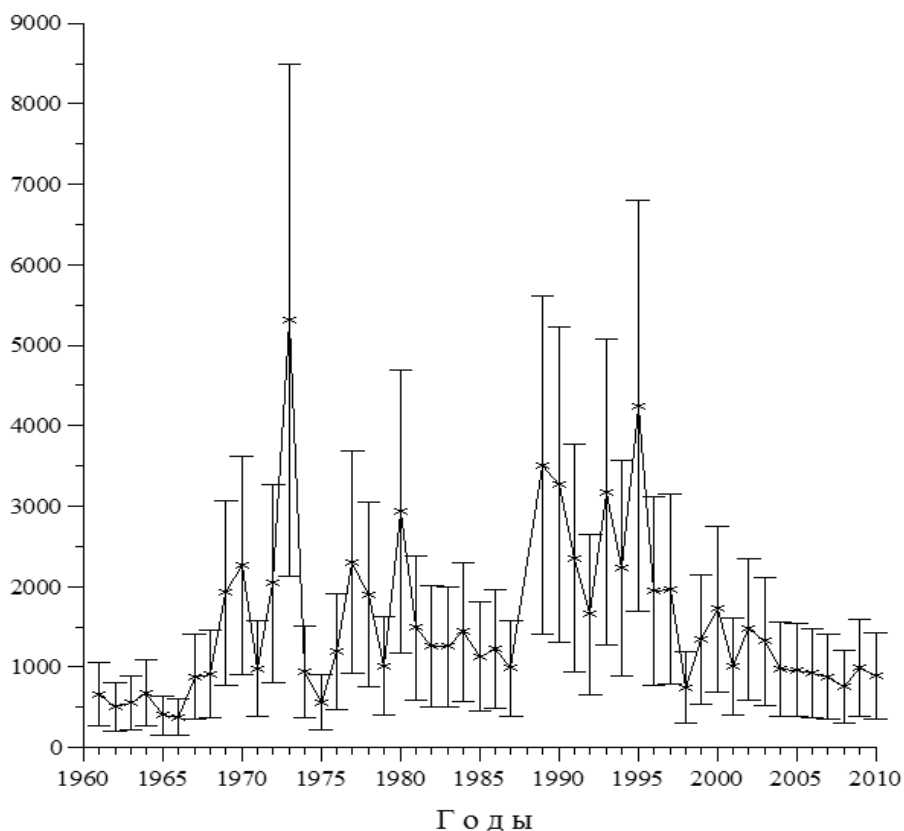


Рис. 1. Общая численность фитопланктона в р. Неве, тыс. кл./л.

В этот период времени амплитуда межгодовых колебаний общей численности водорослей начала резко повышаться в результате интенсивного антропогенного воздействия на Ладожское озеро. Одновременно происходило статистически достоверное увеличение среднегодовой численности диатомовых водорослей, вызывающих “цветение” воды в весенний период вегетации (Рис. 2). Увеличение весеннего среднемесячного (за апрель, май, июнь) максимума численности диатомей, в особенности вида *Aulacoseira islandica*, к 1995 г. достигло 10-ти кратного уровня по сравнению с 1960-ми годами и составило порядка 2- 4 млн. кл./л (рис. 3). Общая биомасса фитопланктона в период весеннего цветения диатомовыми также была высока и составляла 9-10 мг/л при среднегодовом значении порядка 2 мг/л.

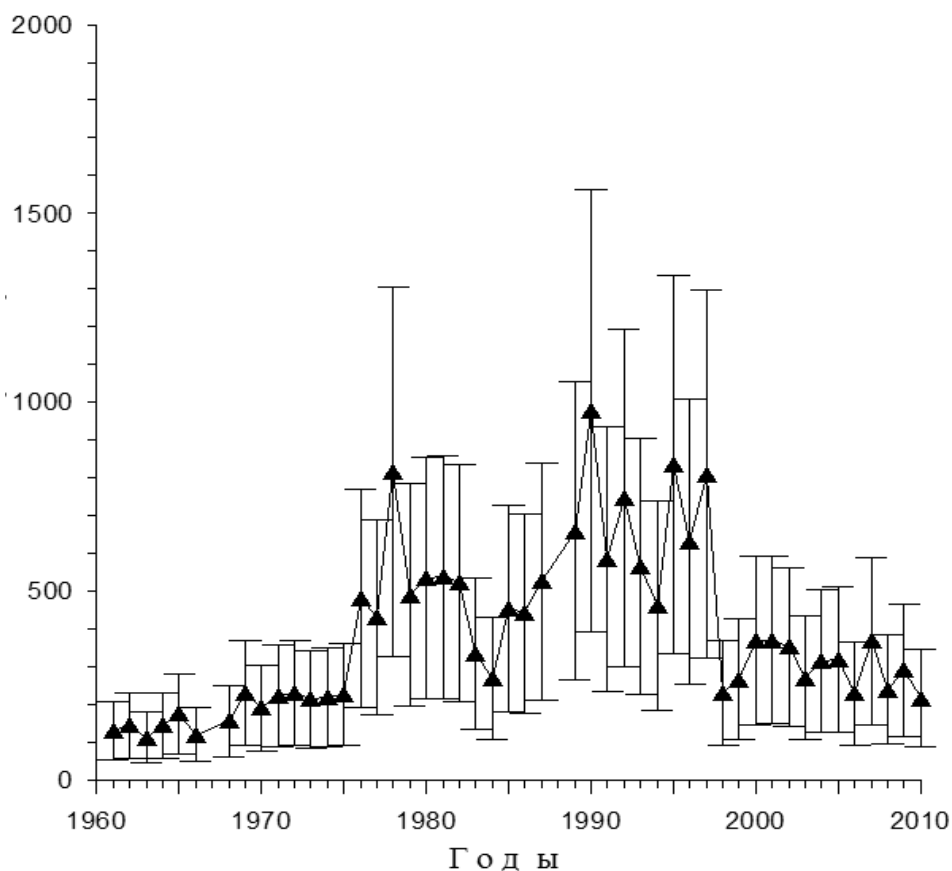


Рис. 2. Численность (тыс. кл./л) диатомовых водорослей в р. Неве.

Вместе с тем наши данные за последние 15 лет исследований свидетельствуют о наметившемся снижении среднегодовых значений общей численности фитопланктона р. Невы. Отмечено также уменьшение разма-

ха межгодовых колебаний показателей количественного развития водорослей (Рис. 1).

Начиная с 1998 г., отмечено снижение в 2-3 раза максимальных показателей численности и биомассы основного доминанта весеннего «цветения» воды – диатомовой водоросли *Aulacoseira islandica*, что соответственно отразилось и на среднегодовых значениях численности и биомассы как этого вида, так и отдела диатомовых в целом. Существенно уменьшилась и интенсивность весеннего развития этого вида, о чём свидетельствуют средние значения численности, рассчитанные за период с апреля по июнь (Рис. 3). В 2010 г. были отмечены самые низкие показатели развития этого вида за весь период наблюдений – среднегодовая численность составила около 100 тыс. кл./л.

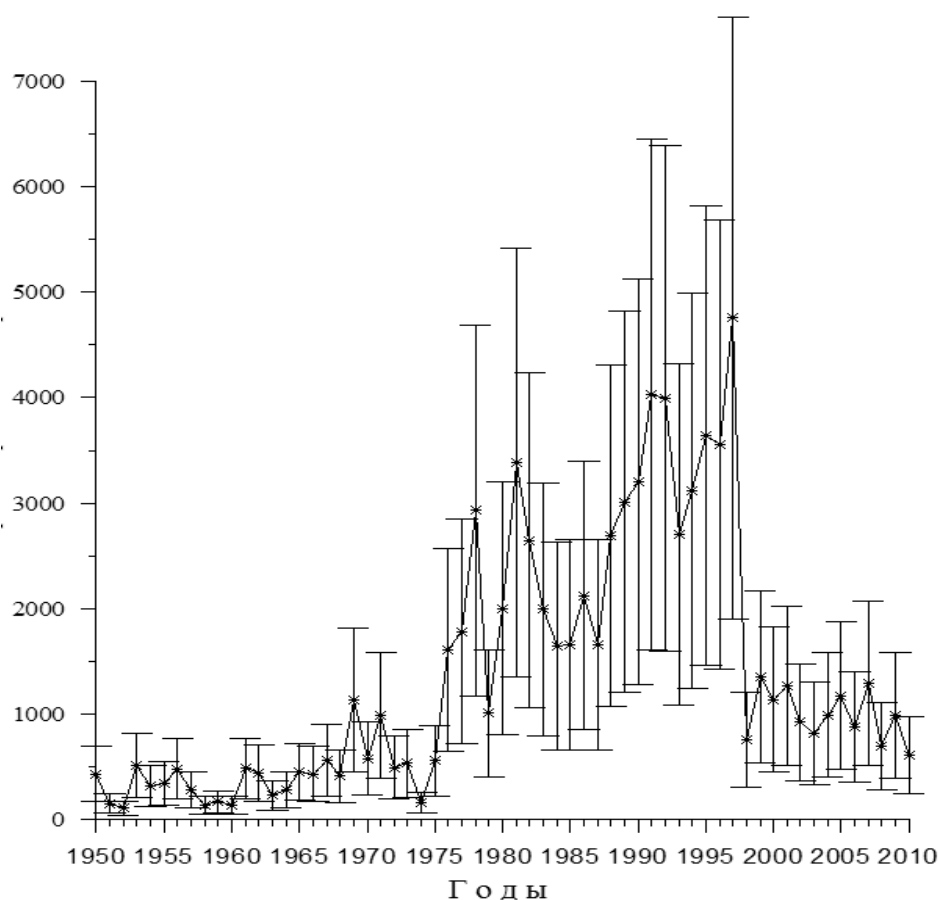


Рис. 3. Значения максимальной среднемесячной весенней (апрель-июнь) численности (тыс.кл./л) водорослей р. *Aulacoseira* в р. Неве.

По материалам многолетних исследований Института озероведения РАН [2, 3] большую роль особенно в осеннем планктоне Ладожского озера

(сентябрь-октябрь) играют синезелёные водоросли, характерные для олиготрофно-мезотрофного типа водоёмов, такие как *Woronichinia naegeliana*, *Aphanizomenon flos-aquae* и различные виды рода *Anabaena*.

Нами в течение всего периода наблюдений также отмечалось существенное развитие этих видов синезелёных водорослей в составе фитопланктона р. Невы, которые в основном и вызывают осенний пик численности водорослей. Данные последних лет наблюдений свидетельствуют о снижении количественных параметров развития также и этих видов водорослей (Рис. 4). Так, если в 1995 г. максимальное значение численности *Woronichinia naegeliana* в осенний период достигало 6,5 млн. кл./л, а *Aphanizomenon flos-aquae* в 1999 г. – более 5 млн. кл./л, то за последние десять лет эти значения не превышали 2 млн. кл./л.

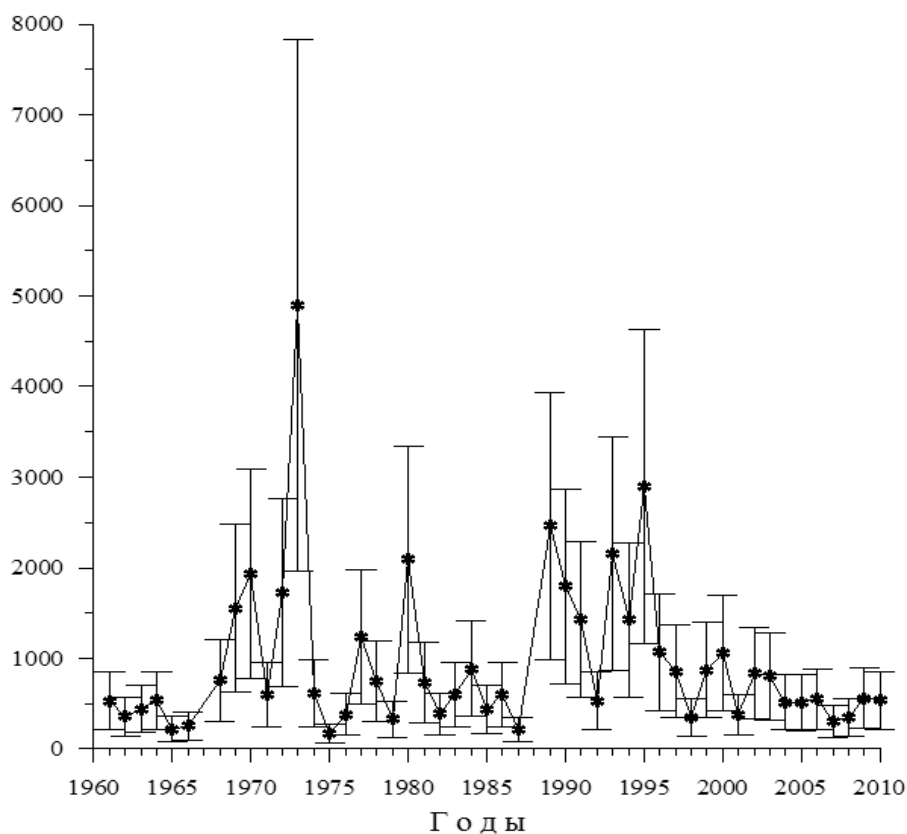


Рис. 4. Численность (тыс.кл./л) синезеленых водорослей в р. Неве.

Таким образом, за почти полувековой период наблюдений за фитопланктоном р. Невы выявлены значительные межгодовые колебания количественных показателей развития водорослей, отражающие не только изменения качества воды р. Невы, но и экологическое состояние Ладожского

озера. Так, в результате антропогенного эвтрофирования, начавшегося в конце 1960-х гг., происходило возрастание общей численности водорослей и интенсивности весеннего «цветения» воды диатомеями, достигшее своего максимума к 1990-1995 гг. В последующий период отмечено снижение количественных показателей развития планктонных водорослей.

В настоящее время сообщество фитопланктона р. Невы находится в состоянии относительной стабильности. При этом количественные показатели развития планктонных водорослей значительно снизились по сравнению с периодом интенсивного антропогенного воздействия в 1970-80-х гг.

1. Петрова Н.А. Фитопланктон и рост его продуктивности в процессе антропогенного эвтрофирования озера // Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера. Л.: Наука, 1982. С. 124-130.
2. Петрова Н.А. Фитопланктон в истоке реки Невы (данные ежедневных наблюдений) // Ботан. журн. СПб.: Наука, 1996. Т. 81, № 4. С. 36-42.
3. Ладожское озеро. Прошлое, настоящее, будущее. СПб.: Наука, 2002. 327 с.

SUMMARY

Belova M.A., Bolshakova V.A., Zaitseva I.I., Nefedova H.D.

LONG-TERM OBSERVATIONS ON NEVA RIVER PHYTOPLANKTON (1955–2010) FOR BIOINDICATION OF WATER QUALITY OF THE SOURCE OF DRINKING WATER FOR ST. PETERSBURG AND LENINGRADSKAYA REGION

Long-term observations on Neva River phytoplankton indicate processes taking place in lake Ladoga, the largest lake in Europe. Average for each year of the observation total number of algae, number of diatoms and blue-greens were estimated. At the period of the anthropogenic press (from 60-s to the middle of 90-s of the last century) there was a tendency of increasing both an average for year number of algae and its year to year variation. At that period an average number of diatoms and the level of their spring (April, May, June) development also increased.

After that period (from 1998) all the investigated parameters of phytoplankton development began to reduce. Our latest 15-year observations show a tendency of stabilization of the phytoplankton parameters in the Neva and Ladoga waters.

ИНДИКАТОРНОЕ ЗНАЧЕНИЕ ВОДОРΟΣЛЕЙ ПЛАНКТОНА В ЭСТУАРИИ РЕКИ НЕВЫ

В. Н. Никулина

Зоологический институт РАН, г. Санкт-Петербург, Россия, veranik@zin.ru

Многолетние наблюдения за фитопланктоном (с 1982 г. по настоящее время) совпали с крупномасштабным антропогенным воздействием на экосистему эстуария. Все техногенные преобразования, проводящиеся в последние годы (строительство сооружений защиты города от наводнений, новых портов, углубление судоходного канала, намыв новых территорий и многое другое), не могли не отразиться на состоянии и функционировании биосистемы. Поэтому эстуарий реки Невы оказался очень хорошим полигоном для оценки состояния экосистемы при антропогенном воздействии. При изучении водорослей планктона, определялись видовой состав, количественное развитие, рассчитывались индексы сапробности и разнообразия Шеннона.

Невская губа является продолжением реки Невы, и ее сток практически полностью формируется водами Ладожского озера, поэтому планктон губы представлен обедненной ладожской альгофлорой. В период наших исследований в южной части губы прозрачность воды из-за высокой мутности составляла всего 0,1-0,3 м, здесь же отмечалась и наименьшая биомасса фитопланктона. При этом по индексу сапробности и индексу разнообразия Шеннона эта зона никак не выделялась, вся акватория Невской губы характеризовалась как бета-мезосапробная зона. Индекс разнообразия был также довольно высоким (2,9-4). Но на фоне низкой общей биомассы, в видовом составе планктона, преобладали хлорококковые и эвгленовые водоросли, характерные для мелководий и прудов (*Scenedesmus*, *Trachelomonas*, *Strombomonas* и др.).

Кривая сезонной динамики развития водорослей также отличалась от той, которая наблюдалась в остальной части губы, характерна одновершинная кривая с максимальными, хоть и невысокими, величинами биомассы в летний период, тогда как для Финского залива, Ладоги, северной и центральной частей Невской губы всегда отмечался двухвершинный ход развития с максимумом весной. Эти значимые показатели могли свидетельствовать, что при снижении мутности, этот район губы будет наиболее продуктивным. Что вполне подтвердилось в дальнейшем.

Весной в Невской губе фитопланктон более чем на 90% состоит из диатомовых водорослей *Aulacoseira islandica* O. Müll. – доминанта весеннего планктона Ладожского озера. В период предшествующий строитель-

ву сооружений защиты города от наводнений, численность этих водорослей в Невской губе закономерно снижалась по мере продвижения водных масс с востока на запад. Их количественное распределение в весеннем планктоне было той «меткой», по которой стало возможным судить об изменении стокового течения реки Невы и создания малопроточных зон на акватории Невской губы в период строительства защитных сооружений [1].

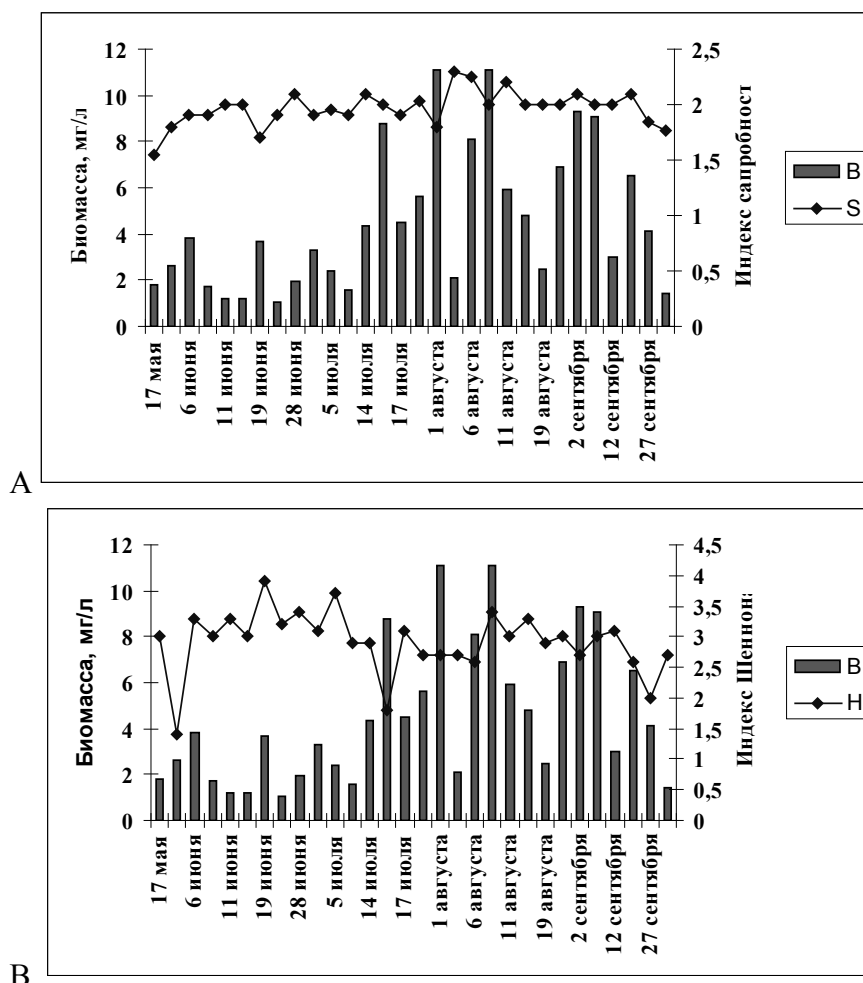


Рис. 1. Сезонные изменения биомассы фитопланктона, индекса сапробности (А) и индекса разнообразия Шеннона (В) в курортной зоне Финского залива

Сезонные наблюдения, проводившиеся в курортной зоне Финского залива, показали, что видовой состав водорослей планктона и величина биомассы значительно менялись, тогда как индекс сапробности, всегда

варьировал в пределах бета-мезосапробной зоны, как в течение сезона, так и от года к году (Рис. 1).

Индекс, рассчитанный по численности фитопланктона в Невской губе, в течение вегетационного сезона 2005 г. в основном, колебался в пределах бета-мезосапробной зоны [2]. Индекс разнообразия Шеннона также не сильно изменялся в течение сезона. Слабая обратная зависимость между биомассой фитопланктона и индексом разнообразия наблюдается в много-летней динамике в летний период (Рис. 2).

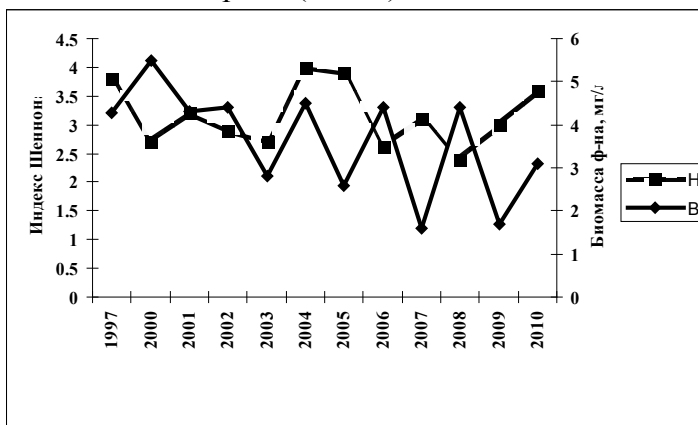


Рис.2. Соотношение биомассы фитопланктона и индекса разнообразия Шеннона летом в курортной зоне Финского залива.

Довольно четкая прямая зависимость обнаруживается между индексом разнообразия и числом видов в пробе. Нарушается эта связь только в периоды «цветения» воды, когда основную долю биомассы составляют 2-3 вида водорослей (Рис. 3).

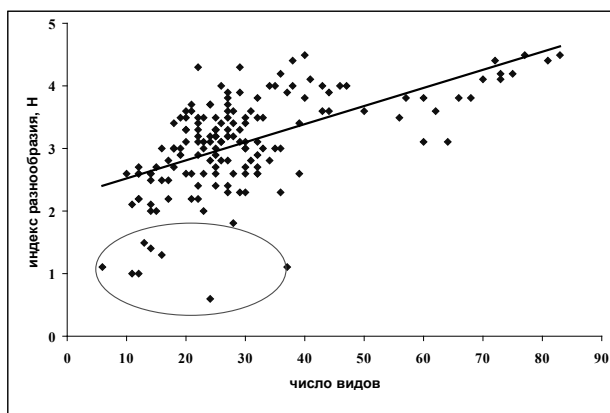


Рис. 3. Соотношение между индексом разнообразия и числом видов в пробе.

Таким образом, индексы, которые обобщают списки видов и количественное развитие водорослей и достаточно хорошо характеризовали сложившуюся ситуацию в ранее нами исследованных реках, в эстуарии реки Невы оказались малоэффективными. Тем не менее, в течение наблюдаемого периода четко регистрировались изменения структурных характеристик фитопланктона. Особенно хорошо это проявилось в составе летнего комплекса сине-зеленых и диатомовых водорослей.

В начале наших исследований возникающие в летне-осеннее время периоды «цветения» воды характеризовались комплексом видов, с преобладанием *M. aeruginosa*, *Aph. flos-aquae*. В 90-е годы стал резко преобладать вид *P. agardhii* практически, исчез из планктона *M. aeruginosa*, в два с лишним раза сократилась доля видов азотфиксаторов, возросла роль водорослей осцилляториевого комплекса. В последующие годы, несмотря на увеличение общей биомассы фитопланктона и биомассы *Cyanophyta*, отмечены изменения, и, в некоторой степени, возврат к видовому составу водорослей, наблюдавшемуся в 80-е годы, т.е. несколько возросла доля *Anabaena* и *Aphanizomenon*, сократилась доля *P. agardhii* (Табл. 1).

Таблица 1.

Доля основных представителей водорослей в биомассе *Cyanophyta* в разные периоды.

	1982-1988	1997-2000	2002-2009
Общая биомасса <i>Cyanophyta</i> , мг/л	0,76±0,04	2,8±0,35	3,8±0,37
Доля отдельных видов в биомассе <i>Cyanophyta</i> , %			
<i>Anabaena flos-aquae</i> (Lyngb.) Bréb.	4,9	2,0	19,8
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i> (L.) Ralfs	23,9	9,6	18,3
<i>Limnothrix planktonica</i> (Wolosz.) Meff.	0,1	5,8	4,3
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kütz.	45,9	0,1	0,3
<i>Planktolyngbia limnetica</i> (W. West) Anagn. a. Komarek	0,7	6,6	2,0
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anagn. a. Komarek	2,3	64,7	27,6
Прочие <i>Cyanophyta</i>	22,2	11,0	27,7

По литературным данным развитие *P. agardhii* увеличивается по мере усиления азотной нагрузки и при увеличении поступления в водоем органического вещества со сточными водами [3-5 и др.]. Общая биомасса фитопланктона на акватории курортной зоны Финского залива возросла по сравнению с 1980-ми гг., что свидетельствует об эвтрофировании системы.

В то же время происходящая структурная перестройка сообщества синезеленых водорослей свидетельствует о снижении поступающих в эстуарий растворенных органических веществ. Что, скорее всего, связано со строительством очистных сооружений, в результате чего сточные воды к 2010 г. стали очищаться на 85% по сравнению с 30% в 1980-е [7].

Диатомовые водоросли в эстуарии реки Невы наибольшее значение имеют в весенний период. Основным доминантом летнего комплекса диатомовых был вид *Skeletonema subsalsum* (Cl.) Bethge. Многолетние наблюдения, проводимые в курортной зоне в режиме мониторинга, позволили выявить значительные изменения количественного развития этих водорослей в исследованный период. В 1980-е гг. в июле-августе доля *S. subsalsum* в общей биомассе фитопланктона доходила до 50%. В 1990-х гг., в течение вегетационного сезона доля диатомовых водорослей в общем фитопланктонном комплексе курортной зоны значительно сократилась, в основном за счет резкого снижения численности в летний период *S. subsalsum*. С 1991 до 2000 гг. они либо вообще не регистрировались, либо встречались единично, хотя средняя за сезон общая биомасса фитопланктона увеличилась с 2-х до 3,5-4 мг/л.

Начиная с 2000 г., значение *S. subsalsum* в курортной зоне Финского залива снова стало возрастать, и к настоящему времени в летний период иногда достигает 48% общей биомассы фитопланктона (Рис. 4). Столь значительное сокращение диатомовых *S. subsalsum* в 1990-е годы совпало с массовым развитием показателя органического загрязнения синезеленых водорослей – *P. agardhii*. Несмотря на то, что по литературным данным обилие *S. subsalsum*, характерно для мезо-эвтрофных водоемов, согласно нашим многолетним наблюдениям, развитие этого вида диатомовых водорослей подавляется при высокой нагрузке органического вещества.

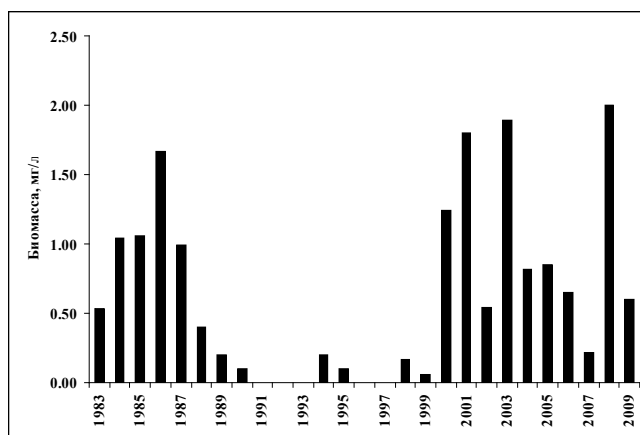


Рис. 4. Летняя межгодовая динамика биомассы *S. subsalsum*.

Таким образом, увеличение биомассы фитопланктона в эстуарии реки Невы, возрастание доли *Cyanophyta* в общей биомассе свидетельствуют о продолжающихся процессах эвтрофирования. В то же время, увеличение в летний период диатомовых *S. subsalsum* и сине-зеленых водорослей, способных фиксировать молекулярный азот может быть связано с уменьшением поступления аллохтонных органических веществ в результате ввода в действие очистных сооружений.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 11-04-00591-а.

1. Никулина В.Н. Водоросли планктона как показатель экологического состояния водоемов // Экологическое состояние водоемов и водотоков бассейна реки Невы. СПб.: Научный центр РАН, 1996. С. 13-35.
2. Павлова О.А., Трифонова И.С. Сапробиологическая характеристика фитопланктона Невской губы // Современные проблемы альгологии : Мат. междунар. конф. Ростов-на-Дону, 2008. С. 269-271.
3. Edmondson W.T., Lehman J.T. The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington // Limnol. Oceanogr. 1981. Vol. 26. P. 1-29.
4. Varis O. Cyanobacteria dynamics in a restored Finnish lake: a long term simulation study // Hydrobiologia. 1993. Vol. 268, № 3. P. 129-145.
5. Blomqvist P., Petersson A., Hyenstrand P. Ammonium-nitrogen: A key regulatory factor causing dominance of non-nitrogenfixing cyanobacteria in aquatic system // Arch. Hydrobiol. 1994. Vol. 132, №. 2. P. 141-164.
6. Голубков С.М., Максимов А.А., Голубков М.С., Литвинчук Л.Ф. Функциональный сдвиг в экосистеме Восточной части Финского залива под влиянием естественных и антропогенных факторов // ДАН. М.: Наука, 2010. Т. 432, № 3. С. 423-425.

SUMMARY

V. N. Nikulina

INDICATOR VALUE OF PLANKTONIC ALGAE IN THE NEVA RIVER ESTUARY

During long-term observations in the Neva River estuary the indices saprobity Pantle and Buck and Shannon diversity were calculated on phytoplankton. It was shown that for the characterization of environmental and anthropogenic impacts on the estuary, the indices are ineffective. The abundanced dominant species and total biomass of phytoplankton were more indicative.

ОПЫТ ПРИМЕНЕНИЯ СИСТЕМЫ САПРОБНОСТИ К ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ РЕКИ ВОЛГИ

А.Г. Охупкин

*Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского,
г. Нижний Новгород, Россия, okhapkin@bio.unn.ru*

Анализ литературных данных и результатов собственных исследований продемонстрировал прогрессирующее возрастание индексов сапробности по Пантле и Букку в модификации Сладечека вод р. Волги на протяжении XX века.

В первые два десятилетия века при незначительном антропогенном воздействии река была олигосапробной и β -мезо-олигосапробной, перед началом строительства водохранилищ (1930-е гг.) она оценивалась как β -мезо-олигосапробная, в 1970-х – начале 1990-х гг. – как β -мезосапробная (весной – β - α -мезосапробная) с локальными α -мезосапробными участками (Табл. 1). До 1930-х гг. сезонные изменения сапробности вод были невелики. Например, в районе создания Иваньковского водохранилища она была минимальна зимой и немного возрастала в весенне-летний период. Организация на Волге каскада водохранилищ, интенсивное хозяйственное освоение площади водосбора усугубили процесс роста сапробности в связи с поступлением органического вещества из затопленных почв ложа, разложением органических остатков, попавших в зону заполнения, изменением структуры и состава поверхностного стока. В конце 1960-х – начале 1970-х гг. максимальный уровень сапробности вод стал отмечаться в половодье, что свидетельствует о заметной роли загрязнений, поступающих с площади водосбора [1]. Например, в мае 1972 г. средние индексы сапробности, подсчитанные по численности видов, достигали 2,50 (Саратовское водохранилище) – 2,53 (Иванькоское). В конце весны – начале лета сапробность вод резко снижалась как результат самоочищения (стадия «чистой воды»). Осенью замедление темпов самоочищения приводило к незначительному росту показателей органического загрязнения.

В 1980 – 1990-х гг. напряженность процессов самоочищения летом и осенью усилилась за счет вторичного загрязнения автохтонным органическим веществом («автосапробность»), продукция которого непрерывно возрастала. Стадия «чистой воды», отмечавшаяся в конце 1960-х – середине 1970-х гг. во второй половине июня становилась в 1980 – 1990-х гг. короче. Режимные наблюдения на Рыбинском водохранилище показали, что тенденция к росту сапробности вод (весной) стала достоверной, начиная с 1967 г., с 1971 г. она проявлялась и для всего вегетационного периода в целом [2].

Таблица 1
Средние за сезон индексы сапробности различных районов р. Волги в период прошлых исследований
(по глазомерной оценке развития и численности видов-индикаторов).

Период, сезон	Верхняя Волга		Средняя Волга						Нижняя Волга			
	1914-1915гг	1969-1975гг	1917г	1926г	1931-1932гг	1937г	1956-1957гг	1969-1975гг	1902-1912гг	1909г	1956-1957гг	1969-1975гг
Зимний	1,40	-	-	1,73	1,71	1,66	-	-	1,44	1,48	-	-
Весенний	1,68	2,04	1,03	1,62	1,65	1,60	1,74	1,98	1,59	1,67	1,75	1,94
Летний	1,70	1,85	1,49	1,66	1,66	1,67	1,82	1,89	1,71	1,73	1,76	1,88
Осенний	1,56	1,85	-	1,67	1,68	-	1,75	1,89	-	1,63	1,69	1,78
Вегетационный	1,66±0,04	1,92±0,04	1,31±0,03	1,66±0,02	1,66±0,01	1,63±0,03	1,77±0,02	1,91±0,03	1,65±0,06	1,68±0,03	1,73±0,02	1,87±0,04
Среднее за год	1,60±0,07	-	-	1,69±0,02	1,68±0,01	1,64±0,02	-	-	1,54±0,07	1,63±0,05	-	-

Позже реакция фитопланктона на рост эвтрофирования и загрязнения была продемонстрирована по возрастанию биомассы фитопланктона и содержания хлорофилла.

В 1980-х – 1990-х гг. рост уровня сапробности в водохранилищах волжского каскада, судя по Горьковскому и Чебоксарскому, продолжался (Табл. 2). Разница индексов сапробности для 1969-1975 гг. и 1988-1992 гг. в Горьковском водохранилище статистически достоверна ($t_{st}=7,12$; $n=86$). Аналогичная картина характерна и для участка р. Волги от г. Городца до г. Чебоксары. При этом картина большего органического загрязнения последнего в сравнении с участком р. Волги от плотины Рыбинской ГЭС до г. Городца сохранялась (разница индексов сапробности Горьковского и Чебоксарского водохранилищ статистически достоверна: $t_{st} = 5,08$ при $n = 772$). Тенденция к росту сапробности, установленная нами в водохранилищах Нижней Волги в 1969-1975 гг. [3], проявилась и в 1984-1990 гг. [4].

Таблица 2.

Динамика средних за вегетационный период индексы сапробности различных районов Средней Волги в 1969-1975 и 1981-1992 гг.

Районы р. Волги	Годы	Индекс сапробности	
		по численности	по биомассе
Горьковское водохранилище	1969-1975	1,83±0,02	1,85±0,01
То же	1988-1992	1,98±0,01	1,99±0,02
р. Волга, г. Городец-г. Чебоксары	1969-1975	1,98±0,02	1,98±0,02
То же	1978-1979	2,06±0,02	2,19±0,03
Чебоксарское водохранилище	1981-1990	2,06±0,01	2,16±0,01

В ходе сукцессии планктонных фитоценозов, вызванной зарегулированием стока при формировании нового водохранилища (Чебоксарского), тенденции изменения сапробности разных его участков отразили отличия условий новообразования и разрушения органического вещества, характера и объема поступающих загрязнений. В первые годы после зарегулирования стока р. Волги (1981-1985 гг.) сапробность в озеровидном расширении водохранилища снижалась в сравнении с состоянием 1978-79 гг. с последующим возвращением к исходному состоянию в 1986-1990 гг. (Табл. 3). Этот эффект по-видимому, можно объяснить влиянием процессов седиментации взвешенного органического вещества из пелагиали в придонные слои водоема при замедлении скорости течения, о чем говорит рост

прозрачности воды этого района р. Волги в первые годы после зарегулирования стока. При этом общая картина возрастания степени органического загрязнения р. Волги в ходе зарегулирования ее стока не нарушилась.

Таблица 3.

Динамика сапробности вод р. Волги до зарегулирования у г. Чебоксары и в первые десять лет существования Чебоксарского водохранилища.

Районы р. Волги (Чебоксарского водохранилища)	Годы				
	1969-1975	1978-1979	1981-1985	1986-1990	1981-1990
г.Городец– устье р. Оки (верхний речной)	$\frac{1,91 \pm 0,04}{1,88 \pm 0,03}$	$\frac{1,71 \pm 0,02}{1,73 \pm 0,03}$	$\frac{1,89 \pm 0,05}{1,88 \pm 0,05}$	$\frac{2,04 \pm 0,03}{2,04 \pm 0,02}$	$\frac{1,98 \pm 0,03}{1,97 \pm 0,03}$
устье р. Оки – устье р.Суры (речной)	$\frac{1,98 \pm 0,03}{2,01 \pm 0,03}$	$\frac{2,10 \pm 0,04}{2,26 \pm 0,04}$	$\frac{2,04 \pm 0,02}{2,24 \pm 0,03}$	$\frac{2,11 \pm 0,02}{2,21 \pm 0,02}$	$\frac{2,08 \pm 0,01}{2,23 \pm 0,02}$
устье р. Суры – Чебоксары (озерный)	$\frac{2,01 \pm 0,03}{2,01 \pm 0,03}$	$\frac{2,12 \pm 0,03}{2,27 \pm 0,04}$	$\frac{1,96 \pm 0,02}{2,08 \pm 0,02}$	$\frac{2,12 \pm 0,01}{2,16 \pm 0,02}$	$\frac{2,03 \pm 0,01}{2,12 \pm 0,01}$

Уровень сапробности речного района водохранилища и устьевых участков крупных правобережных притоков водоема (Окский и Сурский плесы) почти не изменился, в устье р. Ветлуги этот показатель имел тенденцию к некоторому снижению. В водохранилище сохранилась неоднородность показателей органического загрязнения вдоль берегов, обусловленная воздействием окских водных масс, составляющих около 40% годового притока воды в водоем и расположением основных источников загрязнения: крупных населенных пунктов и промышленных центров. Причем явное повышение сапробности в правобережном потоке с преобладанием вод окского генезиса характерно для речного района водохранилища. Состояние р. Волги до устья р. Оки и озерного района вдоль берегов более однородно/ Результаты сапробиологического анализа вод Чебоксарского водохранилища, проведенные летом 2011 г. (Табл. 4) показывают, что в Куйбышевское водохранилище поступает вода с более низкими показателями качества, чем вода, поступающая в Чебоксарское водохранилище из Горьковского.

Такие результаты, полученные для периода «чистой» воды, когда в водохранилищах Волги, как правило, отмечаются самые высокие или близкие к таковым показатели качества воды и самоочищающей способности водоемов, свидетельствуют о том, что возможности к самоочищению

этого района Волги медленно, но неуклонно снижаются. Подтверждением сказанному является рост индексов сапробности, рассчитанных для разных районов Средней Волги до заполнения водохранилища (1969-1979 гг.), в первые десять лет существования водохранилища в промежуточном режиме наполнения (1981-1990 гг.) и последние данные, полученные в июле 2011 г. в период, когда сапробность волжских вод должна быть самой низкой в сезонном цикле ее изменений (или близкой к таковой) (Табл. 4). Такая ситуация по нашему мнению не может считаться экологически благополучной, дальнейший рост сапробности к значениям индексов, равным 2,5 и выше на наш взгляд необходимо считать экологическим стрессом с трудно прогнозируемыми или вовсе непредсказуемыми биологическими последствиями.

Таблица 4.

**Динамика сапробности вод Чебоксарского водохранилища
в летний сезон разных периодов наблюдения.**

Районы Чебоксарского водохранилища	Годы	
	1989-1990	2011
Верхний речной	1,91±0,04/1,79±0,05	2,04±0,04/2,04±0,04
Речной	2,07±0,04/2,21±0,06	2,12±0,03/2,29±0,04
Озерный	1,94±0,04/2,03±0,05	2,19±0,04/2,20±0,05
Окский плес	1,98±0,07/2,16±0,06	2,20±0,03/2,31±0,05
Сурский плес	2,01±0,02/2,22±0,02	2,11±0,03/2,21±0,05
Ветлужский плес	1,93±0,05/1,86±0,11	1,98±0,09/2,06±0,16

Примечание: перед чертой – по численности, за чертой – по биомассе индикаторных видов.

Процесс роста сапробности вод крупных равнинных рек в XX столетии протекал не только в Волге и ее притоках, но и в других водотоках Европы. В 1970-х – 1990-х гг. это продемонстрировано для водохранилищ Днепра, нижнего течения р. Дунай. В реках Англии, Рейне и других водотоках Европы сообщества с доминированием олигосапробных и олиго-β-мезосапробных видов водорослей в ходе олиготрофно-эвтрофной сукцессии фитопланктона сменились сообществами -мезосапробных и β-мезосапробных форм [5, 6]. Таким образом, уровень трофии и степень сапробности водоемов хорошо соответствуют друг другу, отражая связь продукционных и деструкционных процессов. Структура фитопланктона

четко продемонстрировала динамику эвтрофирования и загрязнения, а система сапробности позволила достоверно оценить снижение качества вод Волги в ходе хозяйственного освоения волжского региона на протяжении XX столетия.

1. Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. 352 с.
2. Кузьмин Г.В., Охупкин А.Г., Ильинский А.Л. Фитопланктон как показатель сапробности Главного плеса Рыбинского водохранилища // Труды ИБВВ АН СССР. 1978. № 40/43. С. 36-52.
3. Охупкин А.Г., Кузьмин Г.В. Сравнительная характеристика сапробности каскада волжских водохранилищ // Круговорот вещества и биологическое самоочищение водоемов. Киев: Наукова думка, 1980. С. 91-100.
4. Лабунская Е.Н. Фитопланктон Нижней Волги и северного Каспия, его значение в оценке качества вод: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. М., 1995. 24 с.
5. Охупкин А.Г. Структура и сукцессия фитопланктона при зарегулировании речного стока (на примере р. Волги и ее притоков) : Автореф. дис. ... докт. биол. наук. СПб., 1997. 48 с.
6. Охупкин А.Г. Сукцессии фитопланктона при эвтрофировании и зарегулировании стока речных экосистем // Ботанический журн. СПб.: Наука, 2002. Т.87, № 4. С. 84-92.

SUMMARY **Okhapkin A.G.**

SAPROBIC LEVEL AS A KEY FACTOR IN RIVER VOLGA WATER QUALITY MONITORING.

Using Kolkwitz-Marsson system the increasing of saprobic level of river's Volga water during 20th century was demonstrated. This process was definitely caused by human influence and wide spread eutrophication and pollution in the Volga basin.

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ОЗЕР КАРЕЛЬСКОГО ПЕРЕШЕЙКА ПО СТРУКТУРЕ И БИОМАССЕ ЛЕТНЕГО ФИТОПЛАНКТОНА

И.С. Трифонова, А.Л. Афанасьева

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

Индикаторная роль фитопланктона наиболее важна для определения трофического статуса водоема. Показатели продуктивности фитопланктона положены в основу многочисленных шкал трофности, а их тесная корреляция с содержанием биогенных элементов используется в эмпирических моделях для оценки и прогноза изменения трофического статуса водоемов [1-3]. Для оценки качества воды помимо продукционных параметров сообщества используются структурные показатели и индексы сапробности. Рамочной директивой ЕС фитопланктон принят в качестве одного из 4-х наиболее важных компонентов мониторинга экологического состояния воды. При этом для оценки экологического статуса по фитопланктону рекомендованы такие показатели как видовой состав, численность видов, биомасса, содержание хлорофилла, а так же частота и интенсивность «цветения» воды.

Оценку современного состояния 13-ти разнотипных озер центральной части Карельского перешейка проводили в июле 2009 и 2010 гг. Исследованные озера различаются по морфометрии, гидрологическим и гидрохимическим характеристикам и уровню трофии (Табл. 1). В мелководных озерах (М. Луговое, Жемчужное, Медведевское, Б. Морозовское, Журавлевское, Волочаевское и Вишневское) максимальные глубины варьируют от 1,5 м до 3,5 м, в более глубоких (Охотничье, Борисовское, Красное, Правдинское, Мичуринское, Светлое и Нахимовское) – от 8 м до 22 м. Прозрачность колеблется от 0.2 до 4 м, цветность воды в большинстве озер – от 8° до 50° Pt/Co шкалы. Более высокая цветность 80°-160° отмечается в мезогумозных мезотрофных и эвтрофных озерах, а максимальная – 460° в полигумозном оз. М. Луговое. рН изменяется от 5,0 до 8,8, возрастая в гипертрофных озерах до 9,3. По содержанию $P_{\text{общ.}}$ (26–38 мкгР/л) большинство исследованных озер – мезотрофные. В эвтрофных озерах оно составляло 40-60, а в гипертрофном оз. Вишневском – до 140 мг Р/ л. Фитопланктон озер Охотничье, Борисовское, Красное, Правдинское, Мичуринское, Вишневское, Нахимовское, М. Луговое изучался нами в 70-х гг. [4, 5]. За прошедшие годы во всех озерах произошли существенные изменения гидрохимического состава воды и фитопланктона.

Таблица 1.

Лимнологическая характеристика озер.

Озера	S, км ²	Н макс м	SD, м	pH	Цветность, град	БПК ₅ , мг О ₂ /л	P _{общ.} , мкг /л
Светлое	0,23	14,0	1,5-4,5	7,3-7,8	8-14	1,7-2,5	19-21
Охотничье	0,07	13,0	1,0-1,3	5,3-6,8	50-92	2,8-3,7	21-27
М. Луговое	0,19	5,0	0,2	5,7-5,9	440-680	3,6-6,8	55-61
Медведевское	-	1,0	0,6-1,0	5,1-5,3	80-160	1,6-2,0	40-44
Правдинское	6,9	15,5	1,0-2,2	7,4-7,5	54-72	2,4-7,5	34-36
Жемчужное	0,69	3,0	0,6-1,0	7,3-8,8	15-28	1,1-2,4	31-34
Мичуринское	5,8	16,5	2,5-2,8	7,7-8,6	13-24	1,4-2,5	38-41
Нахимовское	14,2	22,0	2,5-3,5	8,0	25-28	1,43	28
Красное	9,2	14,6	1,5-2,3	6,7-7,7	24-42	1,5-2,0	29-34
Борисовское	1,25	8,0	0,9-1,0	8,5-8,7	12-42	2,8-4,1	33-42
Морозовское	1,1	3,1	0,4-1,0	7,6-8,4	80-84	2,5-5,0	54-64
Журавлевское	3,3	3,5	0,3-0,6	7,4-8,5	72-84	3,2-4,7	48-51
Волочаевское	3,5	1,2	0,4-1,5	6,5	105	6,04	61
Вишневское	10,5	3,5	0,2-0,3	9,1-9,3	35-72	7,8-8,2	138-165

S – площадь, Н – глубина, SD – прозрачность

В июльском планктоне исследованных озер обнаружено 265 таксонов водорослей рангом ниже рода, принадлежащих к 8 отделам: Bacillariophyta – 175, Chrysophyta – 9, Cyanophyta – 22, Cryptophyta – 5, Dinophyta – 5, Euglenophyta – 7, Chlorophyta – 41, Raphidophyta – 2. Наименьшее число таксонов отмечалось в оз. Медведевском – 12, наибольшее – в эвтрофных озерах Б.Морозовском (67) и Борисовском (61). Наиболее разнообразен отдел зеленых водорослей, среди которых по числу видов преобладали хлорококковые. Представитель рафидофитовых *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing найден в озерах Охотничьем, Медведевском и Волочаевском, а в оз. М. Луговом обнаружен мелкий *Gonyostomum ovatum* Fott. Все эти озера характеризуются низкой pH воды (5,1-6,5). Ранее рафидофитовые в этих озерах не встречались.

Биомасса фитопланктона колебалась от 1,6 г/м³ в оз. Светлом до 48,5 г/м³ в оз. Вишневском (Рис. 1), содержание хлорофилла "а" соответственно – от 4,1 мкг/л до 146 мкг/л (Рис. 2).

Озера Охотничье и Медведевское в 1970-х гг. были кислыми олиготрофными, но подвергались известкованию и удобрялись; в настоящий момент используются для рыборазведения. В результате, в них значительно повысились цветность и содержание фосфора. В планктоне обоих озер доминирует *Gonyostomum semen* с численностью соответственно 25 и 150

тыс. кл./л. В оз. Охотничьем на его долю приходилось 67% суммарной биомассы, в оз. Медведовском – 93%.

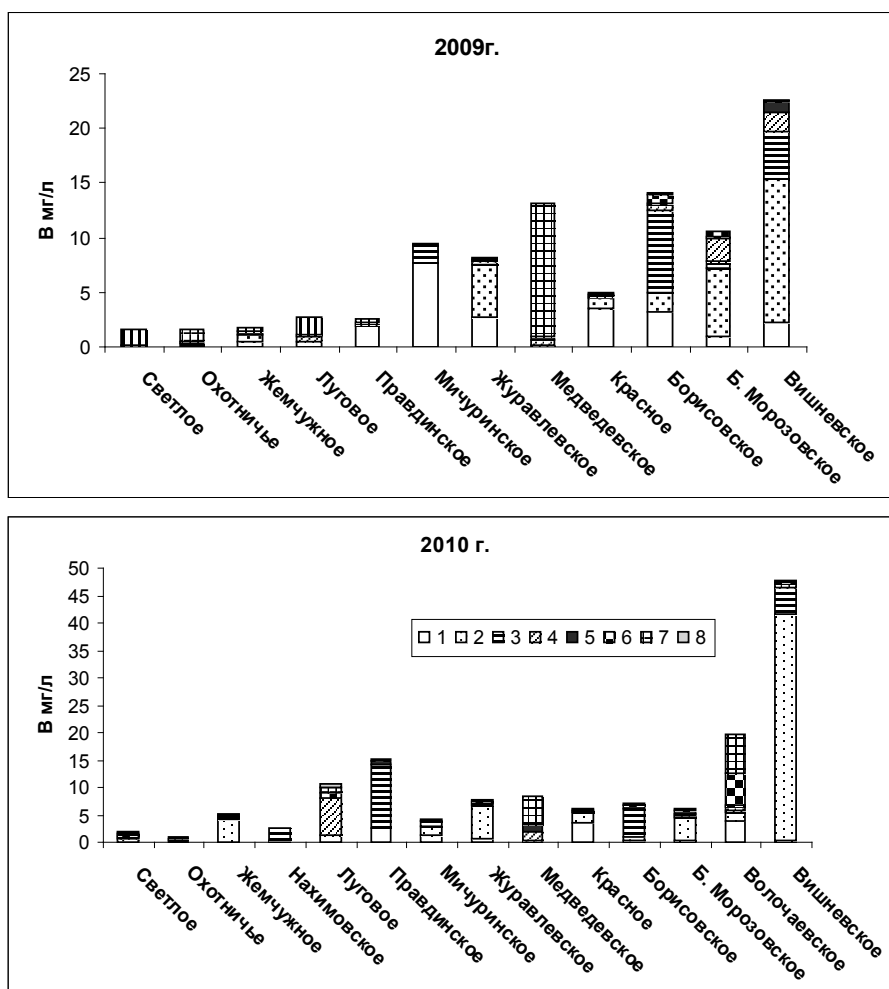


Рис. 1. Биомасса летнего фитопланктона разнотипных озер Карельского перешейка.

1 – Bacillariophyta, 2 – Cyanophyta, 3 – Dinophyta, 4 – Cryptophyta, 5 – Chlorophyta, 6 – Euglenophyta, 7 – Raphidophyta, 8 – Chrysophyta.

В оз. М. Луговом более 58% биомассы фитопланктона создавали золотистые за счет массового развития крупноклеточного вида *Mallomonas caudata* Iwan., 19% – диатомовые, 16,5% – зеленые. Среди последних доминировала *Closterium aciculare* T. West. В 2010 г. биомасса фитопланктона была выше более чем в 3 раза – 10,6 мг/л, доминировали криптомонады (*Cryptomonas marsonii* Skuja), виды рода *Trachelomonas* и *Gonyostomum ovatum*.

В оз. Жемчужном в равном количестве доминировали диатомовые и синезеленые водоросли. Синезеленые составляли 38% общей биомассы (преимущественно *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Rafls), диатомовые – 30% (преобладали *Asterionella formosa* Hass. и *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz.).

В слабomezотрофном оз. Светлом преобладали хризифитовые водоросли, виды рода *Dinobryon*; абсолютным доминантом была *Dinobryon bavarium* Imh., создававшая до 91% общей биомассы. В глубоководном оз. Нахимовском биомасса фитопланктона составляла 2,7 г/м³ и на 86% определялась *Ceratium hirundinella* (O.F.M.) Bergh. Субдоминантами в обоих озерах были диатомовые *Asterionella formosa*, *Fragilaria crotonensis* Kitt., а также виды родов *Stephanodiscus*, *Cyclotella* и *Cyclostephanos*.

В мезотрофных озерах Правдинском, Мичуринском, Красном и Борисовском основу биомассы составляли диатомовые водоросли (от 74 до 80%). В оз. Мичуринском доминировали виды родов *Stephanodiscus*, *Cyclotella* и *Cyclostephanos*, субдоминантом была динофитовая *Ceratium hirundinella* (16,8% биомассы). В озерах Правдинском и Красном в состав доминантов входили *Aulacosira subarctica* (O.F.M.) Haworth, *A. granulata* (Ehr.) Sim. В озерах Борисовском и Правдинском более 50% биомассы фитопланктона создавала *Ceratium hirundinella* с численностью до 184 тыс. кл./л, диатомовые составляли 22%. Среди них в массе развивались *A. granulata* и *Stephanodiscus minutulus* (Kütz) Cl.et Moll. Синезеленые в мезотрофных озерах представлены *Anabaena lemmermannii* P. Richt., *A. circinalis* Rabenh., *A. spiroides* Kleb., *A. viguerii* Denis et Fremy.

В эвтрофных озерах Б. Морозовском, Журавлевском, Вишневском и Волочаевском синезеленые водоросли составляли 60-80% биомассы фитопланктона, в основном за счет массового развития *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz, *M. wesenbergii* (Kom.) Kom., *M. warmingiana* Lagerh. и *M. viridis* (A. Br.) Lemm. В этих же озерах в массе развивались эвгленовые, виды рода *Trachelomonas* и *Euglena acus* Ehr. и динофитовые, преимущественно, *Ceratium*.

В эвтрофном зарастающем оз. Волочаевском доминировали рафидофитовая *Gonyostomum semen* (36% биомассы), и эвгленовые (30 %). Диатомовые водоросли определяли 19% суммарной биомассы, из них преобладали *Aulacosira granulata*, *A. ambigua* (Grun.) O. Mull и *A. islandica* (O.Mull) Sim. Синезеленые давали менее 10%.

Уровень биомассы фитопланктона тесно связан с содержанием фосфора в воде (Рис. 2). Четко прослеживается прямая зависимость, установленная нами ранее для озер Карельского перешейка [2]. По мере увеличения трофности увеличивается не только общая биомасса, но и доля в ней синезеленых и эвгленовых водорослей.

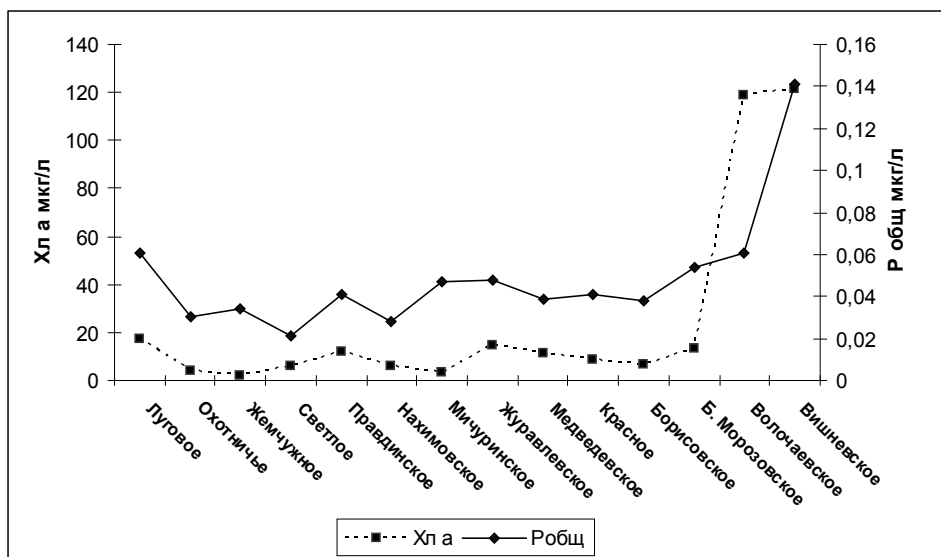


Рис. 2. Содержание общего фосфора и хлорофилла «а» в озерах (средние за 2 года величины)

В жаркое лето 2010 г. биомасса фитопланктона в эвтрофных озерах была выше, чем в 2009 г. за счет более интенсивного развития синезеленых, достигавшего степени цветения. Так, в оз. Вишневском биомасса фитопланктона была в 2 раза выше за счет синезеленых, которые создавали 86% суммарной биомассы (в 2009г. – 58%). Численность основных доминантов *Microcystis aeruginosa* и *Aphanizomenon flos-aquae* была выше соответственно в 8 и 3,5 раза. В ряде озер численность *Anabaena spiroides* увеличилась в 10 раз, *A. vigerii* – в 2 раза. В глубоководном оз. Правдинском, произошло увеличение биомассы в 6 раз благодаря развитию динофитовой *Ceratium hirundinella* с максимальной численностью 1,2 млн. кл./л, динофитовые были абсолютными доминантами в планктоне.

В целом, структура и уровень биомассы летнего фитопланктона хорошо отражают трофический статус озер. По структуре и уровню биомассы фитопланктона, а также концентрации хлорофилла "а" за два года исследований озера Б.Морозовское, Журавлевское и Борисовское относятся к эвтрофным водоемам, озера Вишневское и Волочаевское - к гипертрофным, а остальные 8 озер - к водоемам мезотрофного типа [3].

В то же время анализ видового состава на сапробность по существующим спискам индикаторных организмов [5-8] показал, что большинство встреченных водорослей (64%) относятся к олиго-β-, β-олиго-мезосапробам и β-мезо-олигосапробам, характерным для условий слабого загрязнения. В эвтрофных озерах Б. Морозовском, Журавлевском, Вишневском и Волочаевском массовые виды синезеленых, определявшие цветение воды – *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena lemmermannii*, *A.*

spiroides, *A. circinalis*, *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *M. warmingiana* и *M. viridis* (A. Br.) Lemm. Также β -мезосапробы. К β -мезосапробам относятся и эвгленовые – виды рода *Trachelomonas* и *Euglena acus*. Индексы сапробности по Пантле-Буку колебались в пределах 1,51-2,38 (Рис. 3). Только озера Светлое и Нахимовское по степени сапробности близки к олигосапробной зоне. В остальных озерах значения индекса характерны для β -мезосапробной зоны, т.е. по степени сапробности даже гипертрофные озера можно считать умеренно-загрязненными [6].

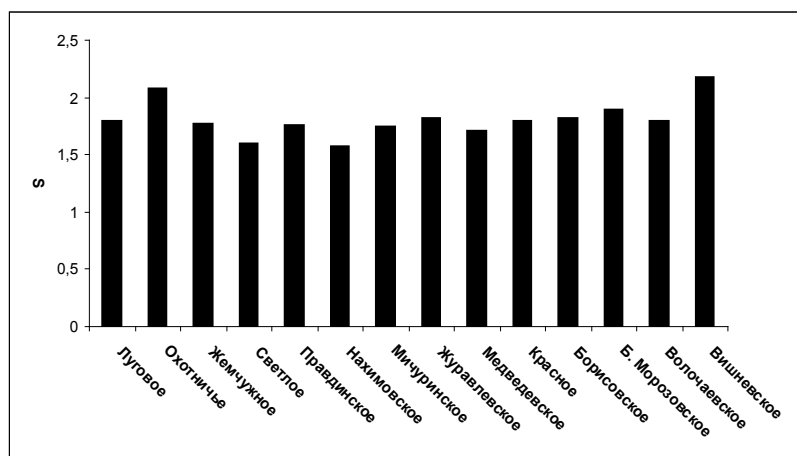


Рис. 3. Индексы сапробности (S) озер Карельского перешейка по численности летнего фитопланктона.

Результаты сапробиологического анализа по существующим спискам показывают, что большинство индикаторных валентностей массовых видов фитопланктона требуют уточнения, так как при широком диапазоне трофического статуса озер их индексы сапробности по фитопланктону были достаточно близки.

1. OECD. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control / Vol-lenweider R.A. (ed.). Paris: OECD, 1982. 154 p.
2. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. 184 с.
3. Трифонова И.С. Оценка трофического статуса водоемов по содержанию хлорофилла «а» в планктоне // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних вод. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 158-165.
4. Трифонова И.С. Состав и продуктивность фитопланктона разнотипных озер Карельского перешейка. Л.: Наука, 1979. 168 с.

5. Водоросли. Справочник. / Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. Киев: Наук. думка, 1989. 608 с
6. Sladeczek V. System of water quality from the biological point of view // Archiv Hydrobiol. Ergebnisse der Limnologie. 1973. Ht. 7. P. 1-218.
7. Van Damm 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.
8. Баринава С.С, Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив, 2006. 356 с.

SUMMARY

Trifonova I.S., Aphanasieva A.L.

ASSESSMENT OF THE ECOLOGICAL STATE OF THE KARELIAN ISTHMUS LAKES BY STRUCTURE AND BIOMASS OF SUMMER PHYTOPLANKTON

Assessment of ecological state of 13 Karelian Isthmus lakes was conducted in July of 2009-2010. Phytoplankton species composition, level of biomass and its structure have been used to assess trophic state and level of saprobity of the lakes. Biomass of phytoplankton ranged from 1.6 g/m³ in Lake Svetloe up to 48.5 g/m³ in Lake Vishnevskoe, chlorophyll "a" respectively-from 4.1 µg/l to 146 µg/l. Level of phytoplankton biomass closely correlate with phosphorus concentration in the water. With increase of lake trophy total biomass increases and also share of bluegreens and euglenophytes. In more hot summer 2010, the biomass of phytoplankton in eutrophic lakes was higher than in 2009, through a more intensive development of bluegreens, that reached the degree of water-bloom.

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ЛИТОРАЛЬНОЙ ЗОНЫ ЮЖНОГО РАЙОНА ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА ПО ФИТОПЛАНКТОНУ

Е. В. Протопопова

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

Ладожское озеро - крупнейший пресноводный водоем на северо-западе России. Озеро является объектом промышленного, сельскохозяйственного и транспортного использования. Одновременно оно служит источником питьевого водоснабжения, рекреации и рыболовства. Качество воды озера влияет на здоровье населения, живущего на прилегающих тер-

риториях обширного водосборного бассейна, а сток его вод через реку Неву распространяет это влияние и на Санкт-Петербург. Качество воды в небольшой степени зависит от таксономической структуры и уровня функционирования фитопланктона. Массовая вегетация тех или иных видов ухудшает ее качество, например, диатомовые при цветении препятствуют работе водозаборных станций, а определенные виды синезеленых водорослей вызывают токсическое загрязнение воды [1].

Как известно, литоральная зона является важной пограничной системой между наземным и водным природными комплексами, это место активного смешения вод различного происхождения (речной и склоновый стоки, собственно озерные воды) и интенсивного протекания продукционно-деструкционных процессов.

Целью данной работы является оценка качества воды южного района Ладожского озера по структуре фитопланктона, с учетом индексов сапробности, а также проследить изменение этих показателей с 2000 г.

Исследование литорального фитопланктона южной части Ладожского озера, (сюда входят: бухта Петрокрепость, Волховская и Свирская губы) проводилось с 26 по 31 июля 2010 г. Температура воды на исследуемых станциях изменялась от 15 до 28°C. Пробы объемом 0,5 л отбирались батометром в мелководных биотопах (глубина на станциях колебалась от 0,3 до 1,6 м) в основном в различных ассоциациях макрофитов. Пробы фиксировались раствором Люголя с последующим добавлением формалина. После седиментации численность фитопланктона просчитывалась в камере Нажотта объемом 0,05 мл под световым микроскопом. Биомасса определялась общепринятым расчетным способом с применением индивидуальных объемов вычисленных для Ладожского озера [2]. Для оценки степени органического загрязнения воды использовался метод Пантле и Букка [3] в модификации Сладечека [4].

Всего в количественных пробах было обнаружено 138 представителей фитопланктона рангом ниже рода, относящихся к 9 отделам водорослей: Chlorophyta (48), Bacillariophyta (30), Cyanophyta (21), Chrysophyta (12), Cryptophyta (9), Dinophyta (7), Euglenophyta (9), Xanthophyta (1) и Raphidophyta (1). Наибольшим разнообразием, как и ранее (лето 2000 и 2006 гг.), отличались зеленые, диатомовые и синезеленые водоросли (соответственно 35, 22 и 15% от общего числа таксонов), остальные группы водорослей составляли менее 10% от общего числа таксонов. В составе фитопланктона найдено 93 вида индикатора сапробности. Из них 66 видов или 72 % относятся к олигобета- и бета-мезосапробным формам, бета-альфамезосапробы составляли 3 %, альфамезосапробы – 3%, полисапробы – 1%, олигосапробы – 18 % и ксеносапробы – 3 %.

Структура фитопланктона в различных районах южной части Ладожского озера имела свои особенности (Рис. 1).

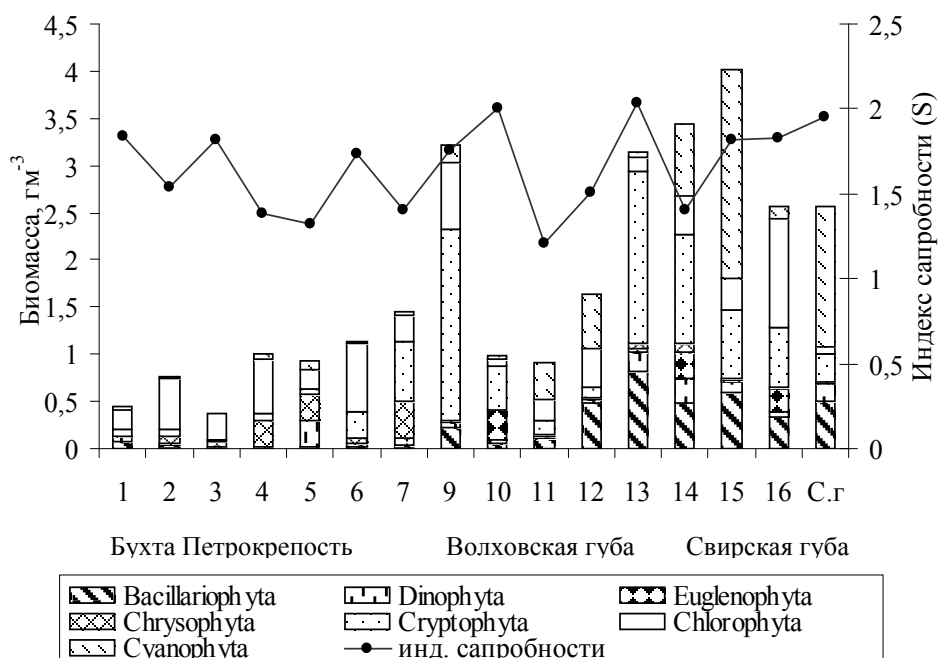


Рис. 1. Распределение фитопланктона и индексов сапробности на литоральных станциях южной части Ладожского озера.

В районе бухты Петрокрепость (станции 1-7) преобладали преимущественно зеленые (19-72% от общей биомассы фитопланктона) и золотистые (14-30%) водоросли. Доминировали такие виды как *Botryococcus braunii* Kutz., *Mougeotia* sp., *Dinobryon divergens* Imh. и *Uroglena americana* Calk. На ст. 6 и 7 преобладали криптонады (26-44% от общей биомассы фитопланктона), доминировали виды рода *Cryptomonas* (*Cryptomonas erosa* Ehr., *Cryptomonas* sp.) и *Rhodomonas lacustris* Pasch. et Ruttn. На ст. 5 в доминантный комплекс фитопланктона входила крупная динофитовая водоросль *Peridinium cinctum* (O.F.M.) Ehr.

В Волховской губе (станции 9-14) преобладали главным образом криптофитовые водоросли (10-66% от общей биомассы фитопланктона), с доминантами *Cryptomonas erosa*, *Cr.sp.* и *Rhodomonas lacustris*. Кроме криптонад на ст. 11-14 массового развития достигали диатомеи (12-27%) с доминантом *Aulacoseira islandica* (O.Mull.) Simon. На этих же станциях в доминантный комплекс фитопланктона входила крупная хлорококковая водоросль *Botryococcus braunii*. На ст. 10 помимо криптонад, преобладали эвгленовые водоросли (32% от общей биомассы фитопланктона) с доминантом *Trachelomonas volvocinopsis* Swir. Синезеленые водоросли, в основном виды рода *Anabaena* (*A. circinalis* (Kutz.) Hansg., *A. flos-aquae*

(Lyngb.) Breb.) и рода *Microcystis* (*M. viridis* (A.Braun) Lemm., *M. reinboldii* (Richt.) Forti) были обильны на ст. 11 и 12 (34-42%).

В Свирской губе были исследованы три станции. Две станции были очень близки по структуре фитопланктона. В этих биотопах преобладали синезеленые (54-58%), криптофитовые (12-18%) и диатомовые (15-19%) водоросли. Доминировали *Woronochinia naegelianae* (Ung.) Elenk., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Anabaena spiroides* Kleb., *Cryptomonas erosa* и *Cr.sp.* На ст. 16 (устье р. Свирь) преобладали зеленые (43%), криптофитовые (24%) и диатомовые (13%) водоросли. Доминировали крупные нитчатки родов *Spirogira*, *Mougeotia*, а из криптононад род *Cryptomonas*. Кроме того, на этой станции было обнаружено наибольшее видовое богатство эвгленовых водорослей (9 видов), что довольно характерно для речного планктона.

На всех исследованных станциях биомасса фитопланктона изменялась от 0,38 г/м³ до 4,1 г/м³. Минимальная биомасса наблюдалась на одной из станций в бухте Петрокрепость, а максимальная – в Свирской губе. Среднее значение биомассы для южного района Ладоги составило 1,8±0.3 (n=16). Индекс сапробности изменялся от 1,21 до 2,04, и в среднем составлял 1,66±0.07 (n=16). И минимальный и максимальный индексы наблюдались в Волховской губе.

Рассматривая средние биомассы фитопланктона для различных районов южной части Ладожского озера в межгодовом аспекте (Табл.1), видно, что для бухты Петрокрепость эти величины очень близки, несмотря на различное количество исследованных станций.

Таблица 1.

Предельные и средние величины биомассы (г/м³) литорального фитопланктона в различных районах южной части Ладожского озера летом 2000, 2006 и 2010 гг.

Районы озера	n	2000 г.	n	2006 г.	n	2010 г.
Бухта Петрокрепость	2	<u>0,77</u> 0,59-0,95	3	<u>0,58</u> 0,23-0,86	7	<u>0,87</u> 0,38-1,45
Волховская губа	2	<u>0,89</u> 0,71-1,07	2	<u>1,22</u> 1,02-1,43	6	<u>2,27</u> 0,90-3,56
Свирская губа	1	0,52	1	5,45	3	<u>3,10</u> 2,56-4,10
Весь южный район озера	5	0,80	6	2,10	16	1,80

В Волховской губе среднее значение биомассы фитопланктона в 2010 г. было примерно в два раза больше чем в предыдущие годы. Это может быть связано как с большим количеством исследованных станций, так и с более высоким уровнем развития литорального фитопланктона в 2010 г. В Свирской губе, где было отобрано наименьшее количество проб, высокая биомасса 2006 г объясняется большим количеством случайно-планктонной нитчатки рода *Mougeotia*. Тем не менее, средние величины биомасс для всего южного района озера в 2006 и 2010 гг. оказались практически одинаковыми, несмотря на различия в количестве исследованных станций.

Индексы сапробности в бухте Петрокрепость, в Волховской губе и в целом по всему южному району Ладожского озера показывают небольшой тренд к уменьшению с 2000 г. по 2010 г (Табл. 2). По сапробиологическому анализу альгоценозов большинство исследованных станций литорали входили в бета-мезосапробную зону. По шкале трофности [5] южный район литоральной зоны Ладожского озера можно охарактеризовать как мезотрофный. Таким образом, по трофо-сапробиологическим показателям [6] южный район литоральной зоны Ладожского озера можно отнести к III классу воды (вода удовлетворительной чистоты).

Таблица 2.

Предельные и средние величины индекса сапробности (S) литорального фитопланктона в различных районах южной части Ладожского озера летом 2000, 2006 и 2010 гг.

Районы озера	n	2000 г.	n	2006 г.	n	2010 г.
Бухта Петрокрепость	2	1,93	3	<u>1,72</u> 1,58-1,86	7	<u>1,58</u> 1,32-1,84
Волховская губа	2	<u>1,77</u> 1,68-1,87	2	<u>1,78</u> 1,66-1,90	6	<u>1,65</u> 1,21-2,04
Свирская губа	1	1,87	1	1,48	3	<u>1,87</u> 1,82-1,95
Весь южный район озера	5	1,84	6	1,70	16	1,66

1. Gromov B.V., Voloshko L.N., Mamkaeva K.A. Toxic cyanobacterial blooms in Lake Ladoga and adjacent waters // University of Joensuu. Publication of Karelian Institute, 1997. № 117. P. 120-122.
2. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресных водоемах. Фитопланктон и его продукция. Л.: ЗИН, 1981. 32 с.
3. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserfach. 1955. Bd. 96, N 18. P. 604.

4. Сладечек В. Общая биологическая схема качества воды // Санитарная и техническая гидробиология. М.: Наука, 1967. С. 26-31.
5. Трифонова И.С. Изменение фитопланктонных сообществ при эвтрофировании озер. Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. СПб., 1994. 78 с.
6. 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, № 4. С. 62-76.

SUMMARY
Protopopova E.V.

**QUALITY OF WATER THE SOUTH LITTORAL ZONE OF
LAKE LADOGA USING PHYTOPLANKTON**

The littoral phytoplankton of the south zone of Lake Ladoga (Petrokrepost Bay, Volkhov Bay and Svir Bay) was studied. The composition of algae, the phytoplankton biomass and the saprobic index of Sladeček were analysed. Using these parameters the water quality of the south littoral zone of Lake Ladoga can be estimated as satisfactory.

**СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ПАРАМЕТРЫ
ФИТОПЛАНКТОНА ОЗЕР ВАЛААМСКОГО АРХИПЕЛАГА
РАЗЛИЧНОЙ СТЕПЕНИ ТРОФНОСТИ**

Е.Ю. Воякина

*Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической
безопасности РАН, г. Санкт-Петербург, Россия, kateri-
na.voyakina@gmail.com*

Структурные и продукционные показатели фитопланктона широко используются для индикации состояния водных экосистем. Скорость продуцирования органического вещества имеет свою специфику в водоемах гумидной зоны, к которым и относятся озера о. Валаам [1, 2]. Данные по первичной продукции широко используют для оценки трофического статуса водоема, степени эвтрофикации и качества природных вод [3, 4].

Валаамский архипелаг расположен в северной части Ладожского озера, наименее подверженной влиянию вод притоков. Площадь архипела-

га – 36 км², он включает более 50 островов. Работа проводилась на 11 озерах о. Валаам, сохраняющих естественный режим функционирования. Площади исследованных озер варьировали от 0,3 до 80,5 га, максимальные глубины от 1,7 до 19,0 м. Для озер о. Валам был выявлен широкий диапазон ряда лимнологических параметров, таких как прозрачность (0,3-4,6 м), электропроводность (23-84,0 $\mu\text{S}/\text{см}$), содержание общего органического вещества (7,0-58,2 мгО/л). Максимальные градиенты были отмечены для рН (4,0-8,6) и цветности (30-296° Сг-Со). Для большинства озер были отмечены высокие концентрации минерального фосфора (0,001-0,646 мг/л) и аммонийного азота (0,3-9,4 мг/л).

Целью работы было проанализировать сезонную и межгодовую динамику структурных и функциональных показателей фитопланктона и выявить факторы, определяющие степень их варьирования в разнотипных озерах Валаамского архипелага.

Отбор проб фитопланктона осуществляли один-два раза в месяц с мая по сентябрь 1997-2010 гг. Интегральные пробы отбирали батометром через 0,5-1,0 м в зависимости от глубины станции, фиксировали кислым раствором Люголя. Концентрация проб осуществлялась осадочным методом. Биомассу рассчитывали общепринятым способом, а объем водорослей - методом геометрического подобия. Первичную продукцию и деструкцию определяли скляночным методом в кислородной модификации [3].

В фитопланктоне озер Валаамского архипелага обнаружено 306 видов, разновидностей и форм водорослей, принадлежащих к девяти отделам. По числу видов на всех участках акватории Валаамского архипелага преобладали зеленые (31%), диатомовые (22%), эвгленовые (18%) и синезеленые (11%) водоросли.

Для всех изученных озер Валаамского архипелага за период исследований 1999 – 2010 гг. по средним за сезон значениям $A_{\text{опт}}$ были рассчитаны индексы трофического состояния (ИТС) по формуле Бульона В.В. [1]. Большинство озер относятся к мезотрофным водоемам с чертами эвтрофии (ИТС 60-68). К мезотрофным озерам (ИТС 55-59) относятся как значительное по площади проточное оз. Сисяярви, так и малые озера с заболоченным водосбором (Германовское, Антониевское и Симянховское).

Несмотря на то, что по значениям первичной продукции большинство озер имеет сходный трофический статус, структура фитопланктона существенно варьировала от озера к озеру. Численность фитопланктона колебалась от 0,1 до 676,6 млн. кл/л, биомасса – от 0,1 до 105,2 мг/л. В большинстве озер по численности доминировали синезеленые, а по биомассе рафидофитовые водоросли. Для хода сезонной динамики фитопланктона в озерах была отмечена значительная межгодовая вариабельность. Чаще всего наблюдалось два пика вегетации водорослей, обычно в июне (июле) или сентябре. Для кислых полигуменных озер был обычен один летний

пик вегетации водорослей, за счет доминирования зеленых водорослей (видов хлорококковых, вольвоксовых и улотриковых).

По структурным параметрам фитопланктона была проведена классификация малых озер. Классификация позволила выделить озера типичные для Валаамского архипелага, к ним относятся мезотрофные с чертами эвтрофии олигоацидно-нейтральные водоемы с уровнем гумозности от мезо- до полигумозных (1 класс). Два других класса включали озера с экстремальными условиями обитания для фитопланктона: зарастающий водоем на поздней стадии лимногенеза – оз. Витальевское (2 класс) и мезотрофные кислые полигумозные озера Симняховское и Германовское (3 класс) [5].

В первый класс вошло большинство озер о. Валаам, для них выявлена наиболее разнообразная структура фитопланктона. В течение большей части сезона по численности доминировали синезеленые и зеленые водоросли, по биомассе рафидофитовые, криптофитовые, золотистые и динофитовые водоросли. В целом для этих озер характерны относительно невысокие среднемноголетние значения показателей обилия (5,6 млн. кл./л, 10,6 мг/л).

В озерах Игуменское, Черное, Лещевое, Крестовое в планктоне постоянно присутствовали виды синезеленых водорослей, в сезонной динамике наблюдался один пик вегетации в июле или сентябре. За исключением оз. Крестовое, это все относительно «глубокие» водоемы с неблагоприятным кислородным режимом, частыми заморными явлениями в летний период. По численности чаще всего в этих водоемах доминировали *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ex Born. et Flah и *Limnothrix planctonica* (Wołosz.) Meffert.

Некоторые черты сходства прослеживаются и в сезонной динамике фитопланктона в и других озерах 1 класса - Антониевское, Никоновское и Оссиёво. Средние значения показателей обилия фитопланктона в этих озерах были несколько ниже по сравнению с другими водоемами этого класса. В разные годы здесь доминировали диатомовые, золотистые, хлорококковые, рафидофитовые и синезеленые водоросли. Чаще всего раннелетний пик был за счет вегетации золотистых и диатомовых водорослей, осенний пик – за счет «цветения» синезеленых и (или) рафидофитовых водорослей.

Более подробно хочется остановиться на озерах с экстремальными условиями обитания фитопланктона. Витальевское озеро - мелководный полигумозный водоем с площадью зарастания более 80%. Витальевское озеро отличалось от других в среднем невысокой численностью (1,5 млн. кл./л) и максимальной биомассой (23,5 мг/л). В сезонной динамике фитопланктона чаще всего наблюдался один осенний пик за счет вегетации эвгленовых и рафидофитовых водорослей. В разные периоды доминантами

были *Trachelomonas volvocina* Ehr., *Euglena variabilis* Klebs. и *Gonyostomum semen* Diesing.

Отличительная черта фитопланктона малых озер архипелага - высокие значения биомассы *G.semen* [5, 6]. В летний период в большинстве озер *G. semen* присутствовал практически постоянно. В озерах в период открытой воды в разные годы значения биомассы варьировали от 0,2 до 61,1 мг/л. Максимальная биомасса рафидофитовых водорослей была отмечена в оз. Витальевское. В кислотных озерах *G. semen* встречался единично и не входил в состав доминантного комплекса. В 2004 и 2005 гг. в этих озерах *G. semen* не был обнаружен.

Долгое время, считалось, что этот вид приспособлен к водам с высоким содержанием гуминовых соединений и низким значениям pH. На основании данных, полученных для фитопланктона малых озер о. Валаам, показано, что именно в поликислотных водоемах *G.semen* практически не встречался. В тоже время максимальная вегетация этого вида была отмечена в полигумозном нейтральном оз. Витальевское. По-видимому, для массовой вегетации *G.semen* оптимальны воды с высоким содержанием железа в воде (1,1-3,5 мг/л), нейтральными значениями pH (6,2-7,1) и низкими значениями электропроводности (36-63 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Германовское озеро – мезотрофный (ИТС 55) поликислотный водоем с минимальной площадью зарастания. Структура фитопланктона здесь значительно отличалась от других водоемов [5]. В течение летнего периода в планктоне доминировали хлорококковые и криптофитовые водоросли. Криptomonаты (виды родов *Cryptomonas* Ehr. и *Chroomonas* Hang) активно вегетировали в начале лета. В июле – сентябре доминировали *Elakatothrix genevensis* (Reverd.) Hind. и *Oocystis lacustris* Chod., создавая до 95% от общей биомассы и формируя максимальный пик в сезонной динамике планктона. Было показано, что в годы с экстремально низкими значениями pH (4,0-4,5) в озере с высокими показателями обилия встречались виды *Chroomonas acuta* Uterm., *Cryptomonas erosa* Ehr. и *Elakatothrix genevensis* [5]. Эти виды – типичные представители кислотных лесных озер Европейской части России [7]. В тоже время, в других озерах о. Валаам эти три вида встречались постоянно, но никогда не достигали высоких значений численности и биомассы. По-видимому, вспышка вегетации этих эврибионтных видов возможна при экстремально низких значениях pH.

Для всех озер о. Валаам был выявлен широкий диапазон, как скорости фотосинтеза, так и показателей деструкции. Максимальные значения $A_{\text{опт}}$ были характерны для озер Игуменское, Лещевое, Крестовое и Витальевское, минимальные - в озерах Симняховское, Антониевское и Никоновское (Рис. 1). Среднегодовое значения $A_{\text{опт}}$ ($1,14 \pm 0,08$ мгО₂/л · сут) и деструкции ($1,19 \pm 0,07$ мгО₂/л · сут) для всех озер были высокими.

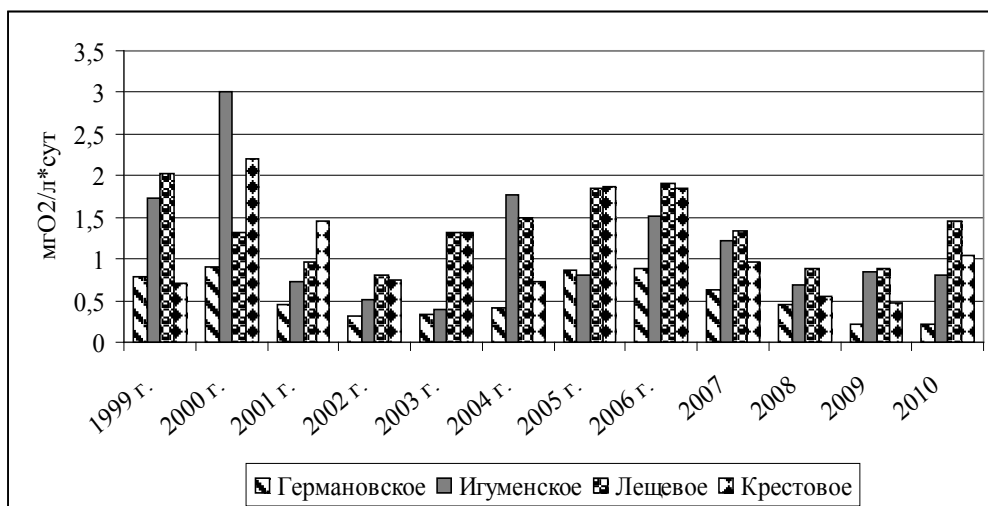


Рис. 1. Межгодовая динамика A_{opt} в разнотипных озерах о. Валаам (1999-2010 гг.).

В большинстве случаев (90%, при $n=234$) максимальные скорости фотосинтеза приходились на слой воды от поверхности до одной прозрачности, в тоже время высокие значения этого параметра встречались и в придонных горизонтах. Интенсивнее всего процессы деструкции происходили в слое от поверхности до двух прозрачностей (84%), что в большинстве исследованных озер соответствует слою воды до двух метров.

На примере четырех разнотипных озер за период с 1999 по 2010 гг., была рассмотрена межгодовая изменчивость скорости продуцирования органического вещества. За исследованный период отмечена значительная межгодовая вариабельность среднегодовых значений A_{opt} (Рис. 1).

Максимальные значения A_{opt} (среднее значение 1,90 мгО₂/л*сут) были отмечены во всех озерах в 2000 г., который отличался невысоким количеством осадков и максимальными средними значениями прозрачности за период с мая по сентябрь. Минимальные значения A_{opt} (0,59 мгО₂/л*сут) были в 2002 г. при пониженных значениях прозрачности и минимальном количестве осадков (Рис.1). При сопоставлении отклонений среднегодовых значений A_{opt} в каждом озере, видно, что наиболее стабильными продукционные процессы были в оз. Германовское, наименее - в оз. Игуменское. Для этого водоема отмечены значительные колебания значений A_{opt} за период исследования.

Для поиска взаимосвязи между A_{opt} и лимнологическими параметрами были использованы значения за весь период исследования по всем озерам. Было показано влияние термической стратификации на продукционные процессы, получены достоверные корреляции между скоростью фотосинтеза и объемом гипolimниона (0,7). Наиболее высокие значения A_{opt} ,

как в течение сезона, так и по годам, были характерны для озер с отсутствием термической стратификации и высокими летними температурами. Кроме того, были получены высокие положительные коэффициенты корреляции между значениями рН и $A_{\text{опт}}$ (0,7), т.е. чем ниже были значения рН, тем меньше значения $A_{\text{опт}}$.

Таким образом, скорость фотосинтеза лимитировалась как в кислотных озерах с постоянно низкими значениями рН (оз. Германовское, оз. Симняховское, оз. Антониевское), так и в нейтральных озерах в годы с пониженными значениями рН. Показано, что в продукционно-деструкционных процессах деструкция преобладает над продукцией, а в деструкционных процессах аллохтонная органика превалирует над автохтонной.

1. Бульон В.В. Внеклеточная продукция фитопланктона и ее потребление гетеротрофными организмами // Изучение первичной продукции планктона внутренних водоемов. СПб., 1993. С. 41-46.
2. Павельева Е.Б. Микробиологические процессы в малых озерах северного Приладожья // Гидробиол. журн. 1996. Т. 32, № 4. С. 33-42.
3. Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 150 с.
4. Бульон В.В. Закономерности первичной продукции планктона и их значение для контроля и прогнозирования трофического состояния водных экосистем // Биология внутренних вод. М., 1997. № 1. С. 13-22.
5. Воякина Е.Ю. Влияние факторов среды на структурные показатели фитопланктона малых лесных озер о. Валаам (Ладожское озеро) // Современные проблемы альгологии : Мат. междунар. научн. конф. и VII школы по морской биологии. Ростов-на-Дону: ЮНЦ РАН, 2008. С. 76-78.
6. Воякина Е.Ю., Степанова А.Б. Планктон разнотипных озер Валаамского архипелага // Водные экосистемы: трофические уровни и проблемы поддержания биоразнообразия : Мат. Всерос. конф. с междунар. участием. Вологда, 2008. С. 27-30.
7. Корнева Л.Г. Фитопланктон как показатель кислотных условий // Структура и функционирование экосистем кислотных озер. СПб., 1994. С. 65-98.

SUMMARY
Voyakina E.Yu.

**STRUCTURAL AND FUNCTIONAL CHARACTERISTICS OF
PHYTOPLANKTON IN LAKES WITH DIFFERENT TROFIC
STATE OF VALAAM ISLAND (LAKE LADOGA)**

The study was focused on the structure and functional of phytoplankton of Valaam lakes. The aim of the present research was to analyze spatial and temporal patterns of phytoplankton in the various lakes of Valaam islands, which are situated in the northern deep-water part of Ladoga Lake. Index trophic status (ITS) estimated for different lakes (55-68). Mostly lakes were characterized as mesotrophic at its higher edge. Structure of phytoplankton was differed in different lakes. Range of density and biomass were 0,1 – 105,2 mg/l. Raphidophyta, Cyanoprocaryota and Chlorophyta were dominated in these Valaam's lakes. Primary production was limited by lower pH.

**ОЦЕНКА ФАКТОРОВ СРЕДЫ, ОПРЕДЕЛЯЮЩИХ МАССОВОЕ
РАЗВИТИЕ MICROCYSTIS AERUGINOSA В ОЗ. СМОЛИНО
(г. Челябинск).**

А.О. Гаязова

*ФГБОУ ВПО «Челябинский государственный университет»,
г. Челябинск, Россия, why.ann@mail.ru*

«Цветение» характерно для водохранилищ и естественных пресноводных водоемов всего мира и во многих случаях является закономерным этапом в жизни водного объекта. Негативные эффекты массового развития водорослей настолько велики, что актуальной задачей современных исследований становится прогнозирование времени наступления вспышки, а также оценка её интенсивности и продолжительности. Рост водорослей контролируется множеством факторов абиотической и биотической природы, имеющих различные периоды изменений. При этом структура и качественный состав конкретных фитопланктонных сообществ может меняться в относительно короткие промежутки времени. Целью настоящей работы было исследование динамики численности массовых видов озерного фитопланктона и некоторых физико-химических и метеорологических параметров среды в преддверии вспышки численности потенциально токсичной синезелёной водоросли *Microcystis aeruginosa* Kütz.

Материалом для работы послужили планктонные пробы, собранные летом 2009 г. на оз. Смолино (г. Челябинск) на постоянной станции вблизи восточного побережья озера. Отбор проб осуществлялся из поверхностно-

го слоя в 50 см, через каждые два дня, примерно в 2 часа дня. Глубина озера в месте отбора проб составляла 1 м. Параллельно определялись температура воды, волнение и облачность в баллах (по шкале Бофорта). В лаборатории с помощью анализатора жидкости Анион-4100 определялись минерализация, pH и концентрация нитратов. В период с 6 июня по 20 октября 2009 г. было отобрано 39 проб.

Для консервации проб фитопланктона использовался раствор Люголя. Качественная и количественная обработка фитопланктона проводилась с использованием стандартных методик и определителей. Для подсчёта клеток водорослей использовалась методики, предложенные А.П. Садчиковым [1], Г.Г. Винбергом [2], В.А. Абакумовым [3].

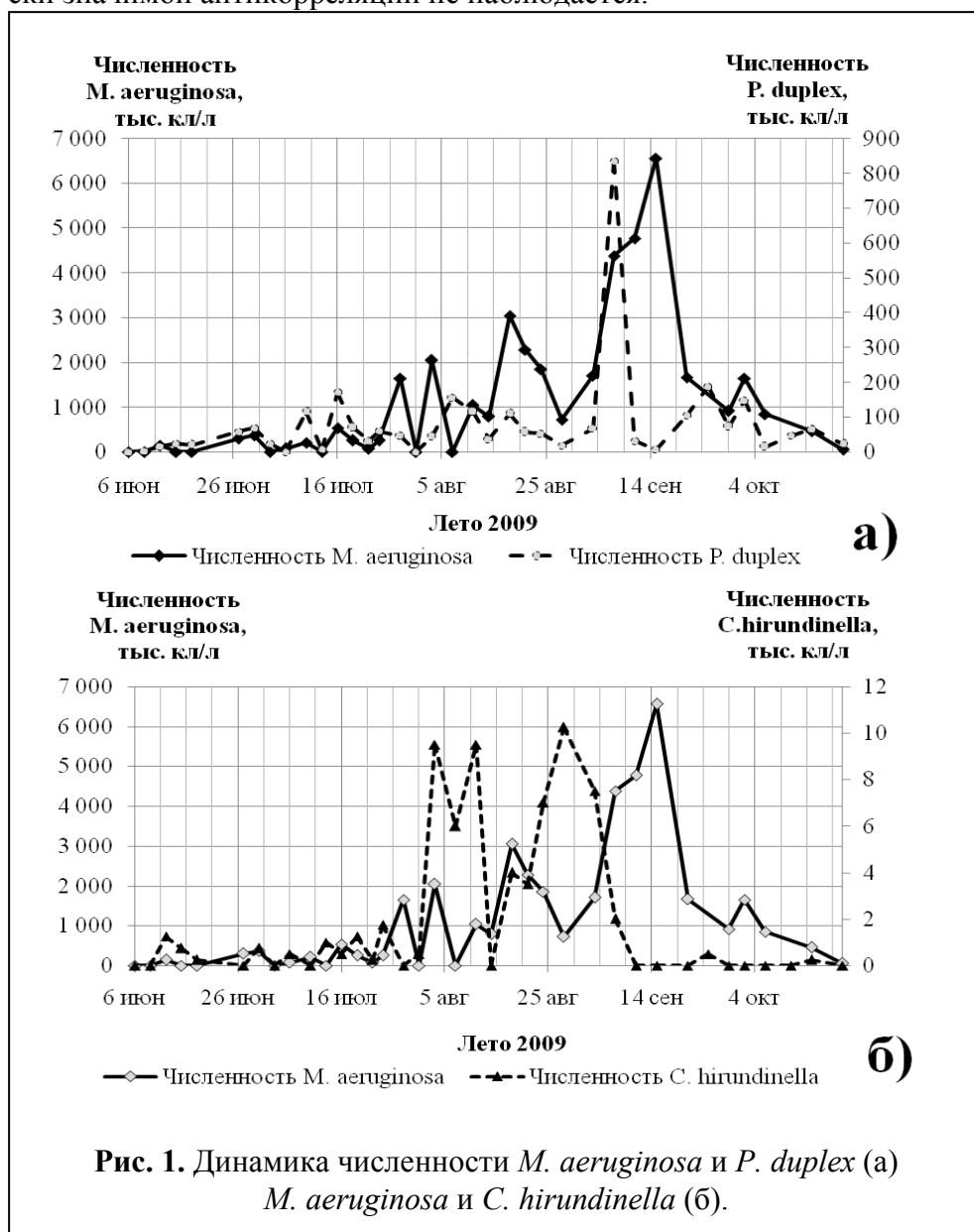
Для идентификации массовых видов отдела *Cyanophyta*, *Bacillariophyta* и *Chlorophyta* использовались современные системы [4]. Для определения отдела *Chlorophyta* использовали монографию П.М. Царенко [5], а для *Dynophyta* – И.А. Киселева [6]. Использовали также иллюстрированную сводку планктонных водорослей Южного Урала [7].

В качестве объектов исследования были выбраны широко распространенные водоросли: часто доминирующий при «цветении» водоемов Южного Урала потенциально-токсичный *Microcystis aeruginosa* Kütz., представитель зеленых водорослей *Pediastrum duplex* Meyen и крупная динофитовая водоросль *Ceratium hirundinella* (O. F. Müll.) Bergh.

Наблюдения показали, что колебания минерализации воды незначительны. Водородный показатель свидетельствует об умеренно-щелочных условиях среды и немного увеличивается от начала лета к осени. Концентрация нитрат-иона отличается значительно большими колебаниями по сравнению с другими гидрохимическими показателями. Наиболее заметным явилось увеличение концентрации с 2,5 мг/л до 7 мг/л, зафиксированное в первой половине августа. Тесная прогностическая связь численности водорослей и рассматриваемых гидрохимических параметров отсутствует, более значима, на первый взгляд, когерентность изменений численности исследуемых водорослей в течение сезона (Рис. 1).

Коэффициент корреляции между численностью *P. duplex* и *M. aeruginosa* не очень высок ~0,3. В то же время на рисунке 1 (а) хорошо видно, что максимальная за сезон численность *M. aeruginosa* следует за максимальной за сезон численностью *P. duplex* и при сдвиге фаз выборок на 8-10 дней можно получить коэффициент корреляции 0,7. Эта зависимость, вероятно, может быть следствием действия на структуру альгоценоза такого фактора как соотношение азота и фосфора. Лабораторные исследования [8] показывают, что высокие значения N:P (20-50) благоприятствуют развитию зелёных водорослей, к которым относится *P. duplex*, в то время как снижение этого соотношения до 5-10 приводит к доминированию в сообществе синезеленых водорослей, в данном случае *M. aeruginosa*.

Следует отметить и другое предположение: возможно, график на рисунке 1 (а) иллюстрирует аллелопатические связи, и *P. duplex* исчезает при быстром увеличении численности *M. aeruginosa*. Из рисунка 1 (б) видно, что максимальной численности *C. hirundinella*, как правило, соответствует минимальная численность *M. aeruginosa* и наоборот. Однако статистически значимой антикорреляции не наблюдается.



При анализе связи между волнением, облачностью и численностью *M. aeruginosa* и *C. hirundinella*, можно заметить, что численность *C. hirundinella* максимальна, как правило, при высоком балле облачности и высокой скорости ветра, а *M. aeruginosa* достигает отдельных пиков и максимума своего развития при слабой скорости ветра. Этим явлениям, вероятно, можно дать следующее объяснение. *M. aeruginosa* при штилевой погоде занимает поверхностные горизонты, формируя “пленки” цветения, а при ветреной погоде распределяются равномерно во всем столбе воды [9] в связи с чем, в пробах, отобранных в поверхностном слое в ветреные дни, количество водоросли значительно сокращается.

Популяции динофитовой водоросли *C. hirundinella*, при штилевой погоде концентрируются в более глубоких горизонтах, т. к. в силу трофических особенностей эта водоросль не нуждается в прямом солнечном свете. Под влиянием ветра *C. hirundinella* распределяется в водной толще равномерно. В связи с этим, в пробах, отобранных в ветреные дни, численность его возрастает. Надо заметить, что все пики численности *C. hirundinella* зафиксированы в августе, что хорошо иллюстрирует экологию данного вида — этот теплолюбивый сапротроф развивается в августе, при достаточно высокой температуре воды, когда в водной толще появляется масса отмерших водорослей.

Наблюдения показали, что вспышке численности *M. aeruginosa* предшествовал длительный период (примерно 1 неделя) устойчивой погоды со слабым ветровым волнением. Количество колоний *M. aeruginosa* в пробах выросло на порядок в течение двух недель, начиная с 28 августа, и 15 сентября 2009 г. визуально зафиксировано «цветение» водоёма, обусловленное массовым развитием синезеленой водоросли *M. aeruginosa*.

Характерным является отсутствие явной зависимости численности *M. aeruginosa* от температуры. Максимальная численность вида зарегистрирована при температуре воды 17°C, тогда как в предыдущий период температура была на несколько градусов выше. Это не противоречит данным, согласно которым *M. aeruginosa* является эвритермным видом, так как вегетирует в диапазоне температур от 7 до 25 °C и даже подо льдом [10].

Таким образом, в исследовании показана значимость частого отбора проб для прогноза краткосрочных изменений альгофлоры. При частоте отбора проб 2 раза в неделю удалось выявить связи между некоторыми параметрами среды и колебаниями численности массовых видов водорослей, в том числе синезеленой водоросли *M. aeruginosa*, водорослей *P. duplex* и *C. hirundinella*. Отмечено, что возможной предпосылкой массового развития *M. aeruginosa* является установление ясной безветренной погоды особенно в течение длительного периода, тогда как зависимость от других рассматриваемых факторов среды в явном виде не обнаружилась.

1. Садчиков А.П. Методы изучения пресноводного фитопланктона: методическое руководство. М.: Изд-во "Университет и школа", 2003. 157 с.
2. Винберг Г.Г. Методические указания по сбору и обработке материалов гидробиологических исследований на пресноводных водоемах // Фитопланктон и его продукция. Л.: ГосНИОРХ, 1984. 31 с.
3. Абакумов В.А. Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 319 с.
4. Белякова Р.Н., Л.Н. Волошко, О.В. Гаврилова и др. Водоросли, вызывающие "цветение" водоёмов Северо-Запада России. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2006. 367 с.
5. Царенко П.М. Краткий определитель хлорококковых водорослей Украинской ССР. Киев: Наук. думка, 1990. 208 с.
6. Киселев И.А. Определитель пресноводных водорослей СССР //Выпуск 6. Пирофитовые водоросли. М.: "Советская наука", 1954. 212 с.
7. Снитько Л.В., Сергеева Р.М. Водоросли разнотипных водоёмов восточной части Южного Урала // Под ред. Т.В. Догадиной. Миасс: ИГЗ УрО РАН и НИСО УрО РАН, 2003. 166 с.
8. Bulgakov N.G., Levich A.P. The nitrogen:phosphorus ratio as a factor regulating phytoplankton community structure // Arch. Hydrobiol. 1999. Vol. 146, № 1. P. 3-22.
9. Анищенко О.В., В.И. Колмаков, М.И. Гладышев. Изучение влияния метеорологических факторов на флуоресцентные показатели фитопланктона поверхностного слоя воды "цветущего" водоема // Доклады Академии наук. М.: Наука, 2004. Т. 397, № 1. С. 124-127.
10. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. 179 с.

SUMMARY

Gayazova A.O.

EVALUATION OF ENVIRONMENTAL FACTORS THAT DETERMINE THE MASS DEVELOPMENT OF MICROCYSTIS AERUGINOSA IN LAKE SMOLINO (Cheliabinsk).

Seasonal abundance of three dominant algae species in the littoral of Smolino lake are studied on the base of 39 algal samples taken from 6th of June to 21st of October, 2009. The possible connections between the changes in abundance of *Microcystis aeruginosa*, *Pediastrum duplex*, *Ceratium hirundinella* and time evolution of several physicochemical and meteorological parameters are discussed. The coherence between abundance fluctuations of *Microcystis aeruginosa* and *Pediastrum duplex*, *Microcystis aeruginosa* and *Ceratium hirundinella* seems to be more significant. The possible precondition of *Microcystis aeruginosa* blooms is a long-continued run of the settled serene weather, whereas there is no explicit correlation between seasonal fluctuations of *Microcystis aeruginosa* abundance and other observable parameters, such as temperature, pH, or concentration of nitrates.

АНАЛИЗ ВЛИЯНИЯ СЕЗОННЫХ И ГЕОГРАФИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ, ОСОБЕННОСТЕЙ ОТБОРА И ОБРАБОТКИ ПРОБ НА БИОИНДИКАЦИОННЫЙ ПОТЕНЦИАЛ РАЗМЕРНОЙ СТРУКТУРЫ СООБЩЕСТВ ФИТОПЛАНКТОНА ВОЛГИ

Д.В. Рисник

*Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова,
Биологический факультет, г. Москва, Россия, biant3@mail.ru*

Размерная структура фитопланктонных сообществ реагирует на изменение состояния окружающей среды (загрязнения, эвтрофирование водоема). При этом происходит не только замена одних видов на другие, но и замена групп, объединяющих виды с близкими по величине объемами клеток [1-3].

Определение размеров клеток может быть полностью автоматизировано в режиме реального времени [4]. Определение показателей размерной структуры (ПРС) представляется перспективным в качестве экспресс-метода экологического мониторинга. Однако для этого необходимо решить ряд методических задач: 1) преобразовать измеренные значения размеров и численностей (или биомасс) клеток в пробе в количественный показатель, характеризующий размерную структуру каждой отдельной пробы; 2) дифференцировать зависимость показателей от факторов, не влияющих на степень экологического благополучия (географическое расположение места отбора пробы, сезон наблюдений); 3) оценить влияние на ПРС погрешности в определении численностей организмов; 4) найти граничное значение показателя, разделяющее "благополучные" и "неблагополучные" состояния экосистемы. В настоящей работе предложено решение первых трех задач.

Исходные данные. Для анализа использованы численности и биомассы видов фитопланктона, встречавшихся в протоколах многолетнего (1979-2008 гг.) гидробиологического мониторинга Волги (<http://ecograde.belozersky.msu.ru>). В связи с тем, что гидробиологический мониторинг не всегда предусматривал определение размеров клеток, был проведен поиск размеров клеток каждого вида фитопланктона по определителям, базам данных в Интернет, частным сообщениям, см. http://ecograde.belozersky.msu.ru/db/size/volga_don.xls).

Показатели размерной структуры. В работе рассмотрены следующие показатели:

1) Средний размер клеток в пробе: $\bar{m} = b/n$, где b и n – соответственно суммарные биомасса и численность фитопланктона в данном наблюдении.

2) ПРС, характеризующие соотношения между собой размерных классов (крупных, средних, мелких видов) в пробе. Для определения этих показателей необходимо выделение нескольких размерных классов клеток. Разбиение на классы проводили на всем массиве данных Волги на основании четырех принципов: 1) равной суммарной (по всем пробам Волги) численности видов в классах; 2) экспертный, основанный на размерах клеток тех или иных таксонов; 3) разбиения на равные классы логарифмической шкалы размеров клеток; 4) разбиения каждой пробы на равные по численности размерные классы и усреднении полученных границ по всем пробам. За исключением второго все принципы могут быть основаны как на численностях, так и на биомассах клеток.

Расчеты производили для двух, трех и четырех размерных классов.

В данной работе использован подход, оценивающий соотношение между размерными классами по тангенсу угла наклона прямой, аппроксимирующей методом наименьших квадратов относительные численности (или биомассы) размерных классов в пробе, с последующим отображением тангенса угла в интервал значений показателя от 0 до 1. Этот подход позволяет корректно учесть классы с нулевой численностью клеток.

Для обозначения ПРС, характеризующего соотношения численностей размерных классов в пробе, использовали S_n . Для обозначения ПРС, характеризующего соотношения биомасс, – S_b . Формула расчета ПРС [5] в общем виде выглядит:

$$S_n = \frac{(N-1) \times n_k + (N-2) \times n_{kc} + \dots + (N-N) \times n_m}{(N-1)(n_k + n_{kc} + \dots + n_m)},$$

где N – общее число размерных классов, n_k и n_m – соответственно относительные численности классов крупных и мелких клеток, $n_{kc} + \dots$ – относительные численности промежуточных размерных классов между крупными и мелкими в порядке убывания. Аналогично для показателя S_b .

Анализ влияния сезонных и географических факторов. Для локализации зависимости ПРС от факторов, не оказывающих влияния на степень экологического благополучия (географическое положение и сезон года) по этим факторам было проведено выделение групп однородности. Под экспертными группами однородности понимают группы значений ПРС, относящиеся к одному качественному классу признака, не влияющего на экологическое состояние водного объекта, но сильно влияющего на значения ПРС. Если две экспертные группы однородности объективно существуют, они должны достоверно отличаться друг от друга. Стоит также выделить случай, когда не выявлено достоверного отличия первой и второй групп друг от друга, но первая группа достоверно отличается от некоторой третьей группы, в то время как вторая от третьей не отличается. Объеди-

нить все три группы в одну из-за достоверного отличия между первой и третьей группами неправомерно. В таком случае можно судить о второй группе как о некой промежуточной между первой и третьей и считать все три группы объективно существующими. По степени отличия групп однородности друг от друга можно судить о преимуществе тех или иных: 1) принципов разбиения на размерные классы, 2) ПРС. Чем сильнее отличие групп однородности, тем лучше локализовано влияние географических и сезонных вариаций.

Для анализа были выделены следующие группы однородности: по отношению к подбассейну (Верхняя (ВВ), Средняя (СВ), Нижняя Волга (НВ)) и по биологическим сезонам (в марте и апреле преобладали мелкие жгутиковые; в мае и июне – крупные диатомовые; в июле и августе – мелкие зеленые и синезеленые; в сентябре, октябре и ноябре – крупные диатомовые; в декабре, январе и феврале – фитопланктона было мало).

При помощи критерия проверки на симметричность и значение эксцесса в модификации Д'Агостино было выявлено, что все ПРС внутри групп однородности не распределены по нормальному закону. Следовательно, для анализа их различий не применимы параметрические методы (тест Стьюдента, дисперсионный анализ). Поэтому для сравнения групп однородности был использован непараметрический метод статистического анализа *U*-параметр Манна-Уитни, не требующий нормальности распределения.

Для анализа особенностей отбора и обработки проб были использованы доступные нам по публикациям данные по двум группам повторностей отбора проб с поверхности Белого моря в 1969 г. [6]. Первая группа включала 51 повторность, отобранную в июне, в период, когда плотность фитопланктона невелика, вторая – 50 повторностей, произведенных в августе, когда плотность фитопланктона значительно выше.

Поскольку в этих исследованиях проводили только подсчет численностей видов без определения биомассы и размеров клеток, размеры клеток были взяты из литературы. На основании тех же 4 принципов разбиения на классы были выделены границы для двух, трех и четырех размерных классов. В целях применения данных в дальнейшем анализе при поиске границы между "благополучным" и "неблагополучным" состоянием экосистемы было проведено выделение объективных групп однородности. Произведено сравнение результатов выделения размерных классов на основании численностей и биомасс клеток. Выбран наиболее адекватный целям исследования принцип разбиения проб на размерные классы. Произведено сравнение разбросов ПРС внутри групп однородности с разбросами за счет погрешностей в обработке проб.

Сравнение принципов разбиения проводили на основании следующих критериев:

1) число случаев нахождения, достоверно различных по U -параметру Манна-Уитни с уровнем значимости $\alpha = 0,05$ групп однородности;

2) степень превышения табличным значением U -параметра Манна-Уитни значения, определенного для групп однородности (свидетельствует о степени различия между группами);

3) число групп однородности, в которых коэффициент вариации значений исследуемого показателя размерной структуры превышал коэффициент вариации аналогичного показателя повторностей проб;

4) степень превышения коэффициента вариации значений исследуемого показателя над коэффициентом вариации аналогичного показателя повторностей проб.

Чем больше значения первых двух критериев, тем лучше локализовано влияние географического положения и сезонов года. Чем больше значения третьего и четвертого критериев, тем меньший вклад в значения ПРС вносят особенности отбора и обработки проб.

Подробное описание сравнения принципов разбиения приведено в работе [5].

Исключение влияния сезонных и географических факторов. Обнаружение достоверных различий между выделенными группами однородности по U -параметру с уровнем значимости $\alpha = 0,05$ позволяет выделить три группы однородности по географическому положению. Нижняя и Верхняя Волга – достоверно различны, Средняя Волга занимает промежуточное положение между ними. Внутри подбассейна Верхняя Волга по сезонам можно выделить две достоверно различных группы однородности: 1) май-июнь; 2) с июля по ноябрь. Внутри подбассейна Средняя Волга – три группы: 1) с июля по февраль; 2) май-июнь; 3) промежуточная между первыми двумя март, апрель. Внутри подбассейна Нижняя Волга – две группы: 1) май-июнь; 2) с июля по ноябрь. Очевидно, что выделенные группы однородности необходимо анализировать отдельно друг от друга.

Способ разбиения на размерные классы по биомассе или численности. На основании критериев, приведенных выше, был проведен выбор лучшего разбиения на размерные классы по численности и по биомассе. Сравнение критериев показало, что разбиение по численности предпочтительнее разбиения по биомассе по количеству случаев превышения критериев. В дальнейшем анализе разбиения по биомассе не рассматривали.

Принцип разбиения проб на размерные классы. При анализе количества случаев превышения критериев одного принципа над другим в равной степени учитывали случаи для S_n и S_b для разбиения на два, три и четыре размерных класса; для групп однородности по подбассейнам, сезонам и сезонам подбассейнов. Лучшим принципом разбиения можно признать принцип, основанный на разбиении каждой пробы на равные по численности клеток классы и усреднении полученных границ по всем пробам.

Исключение влияния особенностей отбора и обработки проб. Коэффициенты вариации групп однородности оказались ниже коэффициентов вариации повторностей только для показателей S_n и S_b майских-июньских проб Нижней Волги для двух и четырех размерных классов. Поскольку эти разбросы могут быть полностью объяснены погрешностями в отборе и обработке проб, пробы данной группы однородности не должны быть использованы для поиска границ, отличающих "благополучные" значения ПРС от "неблагополучных". Значения коэффициентов вариации показателей S_n и S_b при разбиении на три размерных класса, а также показателя $\bar{m}$ значительно выше соответствующих показателей для повторностей. Следовательно, все значения этих показателей могут быть использованы в целях биоиндикации качества вод без ограничений.

Для дальнейшей биоиндикации состояния вод бассейна Волги по ПРС необходимо установить границу, разделяющую "благополучные" и "неблагополучные" значения показателей. Для её определения применяют метод установления локальных экологических норм [7-9, <http://ecograde.belozersky.msu.ru/library/>]. Анализ значений границ нормы экологического благополучия для ПРС и границ нормы фактора, полученных этим методом, будет приведен в последующих публикациях.

Работа частично поддержана РФФИ (грант № 10-04-00013а)

1. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Замолотчиков Д.Г. Оптимизация структуры кормовых фитопланктонных сообществ / Под ред. проф. В.Н. Максимова. М.: Товарищество научных издателей КМК, 1996. 136 с.
2. Каменир Ю., Михайлюк Т.И., Попова А.Ф., Кемп Р., Дубинский Ц. Влияние антропогенного загрязнения на фитопланктон Каневского водохранилища (Украина). 2. Сравнение размерных спектров // Альгология. 2008. Т. 18, № 2. С. 145-159
3. Корнева Л.Г. Экологические классификации планктонных водорослей // Водоросли: проблемы таксономии, экологии и использование в мониторинге. Сыктывкар: Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, 2009. С. 93-96.
4. Лях А.М., Суворов А.М., Брянцева Ю.В. Обзор методов количественного учета фитопланктона // Системы контроля окружающей среды : Сб. науч. тр. НАН Украины. МГИ: Севастополь, 2002. С. 425-430.
5. Рисник Д.В. Подходы к выделению размерных классов и определению показателей размерной структуры фитопланктонных сообществ Волжского бассейна // Известия Самарского научного центра РАН. 2011. Т. 13 (39), №1 (4). С. 882-890.
6. Кольцова Т.И., Конопля Л.А., Максимов В.Н., Федоров В.Д. К вопросу о представительности выборок при анализе фитопланктонных проб // Гидробиологический журн. 1971. Т. 7, № 3. С. 109-116.

7. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М.: НИА-Природа, 2004. 271 с.
8. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Максимов В.Н., Рисник Д.В. "In situ"-технология установления локальных экологических норм // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 32-57.
9. Левич А.П., Булгаков Н.Г., Рисник Д.В., Максимов В.Н. Биоиндикация, экологическая диагностика и нормирование в методах мониторинга пресноводных экосистем // Данный сборник статей.

SUMMARY

Risnik D.V.

ANALYSIS OF THE INFLUENCE OF SEASONAL AND GEOGRAPHICAL FACTORS, METHODS OF SAMPLES SELECTION AND PROCESSING ON THE BIOINDICATIVE POTENTIAL OF THE VOLGA PHYTOPLANKTON SIZE STRUCTURE

The methods of transformation of numbers of phytoplankton cells of different sizes into the integral index are proposed. The index characterizes the size structure of experimental sample. The principles of partition of samples into size classes are proposed. One principle is selected, which makes it possible to optimally distinguish influence of factors, which are responsible for ecological trouble, on different indices of size structure.

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ФИТОПЛАНКТОНА РЕКИ МОСКВЫ ВЫШЕ И НИЖЕ ГОРОДА МОСКВЫ

Д.В. Ростанец, Д.В. Малашенков, А.Г. Недосекин, В.М. Хромов
*Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
Биологический факультет, г. Москва, Россия, tgu-gidro@yandex.ru*

Река Москва на своем протяжении претерпевает значительные изменения как гидролого-гидрохимических характеристик, так и уровня антропогенного воздействия на нее. В связи с этим изучение изменений фитопланктонного сообщества под воздействием комплекса естественных и антропогенных факторов на различных участках реки представляет значительный интерес.

Исследование пространственной динамики фитопланктона проводили по тракту реки от Можайского водохранилища до устья в вегетационные сезоны 2004-2010 гг. Число станций наблюдения для участка от Мо-

жайского водохранилища до г. Москвы («верхнее течение») составило 14, а для участка от г. Москвы до устья реки у г. Коломна («нижнее течение») - 13 (включая три станции в черте города). Исследование сезонной динамики фитопланктона проводили в районе городов Звенигород и Дзержинский, где пробы отбирали еженедельно. Отбор и обработку проб фитопланктона проводили по общепринятым методикам [1].

На участке реки выше г. Москвы было обнаружено 243 таксона видового и внутривидового ранга, относящихся к 7 отделам (Рис. 1а). Наиболее широко представлены отделы Ochrophyta (85 таксонов) и Chlorophyta (82 таксона). На территории г. Москвы и далее по тракту реки до устья было выявлено 232 видовых и внутривидовых таксона, представляющих 7 отделов (Рис. 1 б). Наибольшее их число, как и в фитопланктоне верховья, относится к отделам Ochrophyta (95 таксонов) и Chlorophyta (81 таксон). Соотношение отделов в структуре фитопланктона верхнего и нижнего течения реки Москвы в целом сходное (Рис. 1а, б). При этом отмечается некоторое увеличение доли Ochrophyta и уменьшение доли Chlorophyta и Charophyta в нижнем течении. Анализ сходства флористического состава фитопланктона реки Москвы показал существенные различия между верхним и нижним течением (коэффициент флористического сходства составил $I = 0,38$).

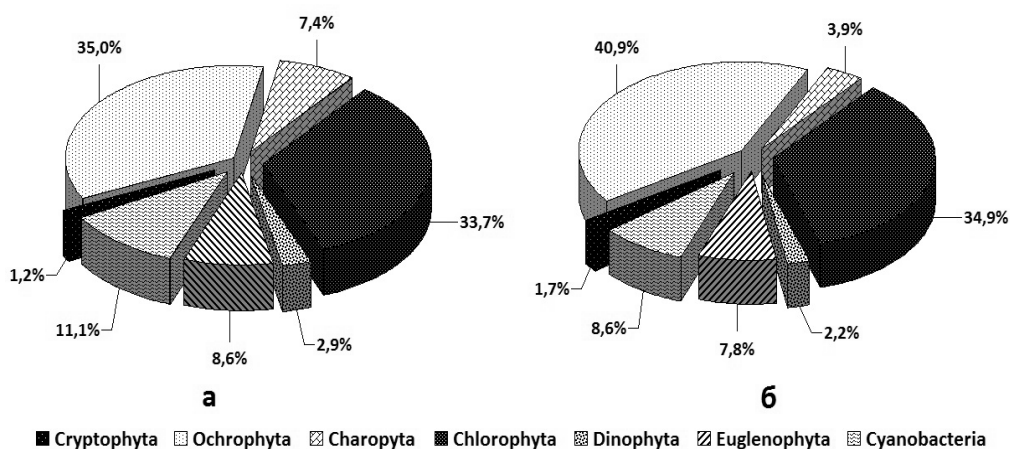


Рис. 1. Таксономический состав фитопланктона реки Москвы (а – верховье реки, б – нижнее течение).

В вегетационный период численность фитопланктона верхнего течения реки Москвы изменяется по тракту от 0,89 млн. кл./л (ниже г. Можайска) до 10,04 млн. кл./л (ниже впадения р. Истры). Высокие значения численности в верховье реки также отмечены на станциях п. Ильинское (6,86 млн. кл./л) и г. Тучково (6,6 млн. кл./л). При этом массовое развитие фитопланктона отмечено в мае – начале июня (с доминированием диатомей)

и в сентябре (с доминированием цианобактерий), а в период летней межени (середина июня – начало августа) наблюдается падение численности и биомассы.

Численность фитопланктона нижнего течения реки в июне изменяется в пределах от 0,72 млн. кл./л (Котельническая набережная) до 9,36 млн. кл./л (с. Софьино), а в сентябре – от 0,89 млн. кл./л (Котельническая набережная) до 14,06 млн. кл./л (с. Ачкасово) (Рис. 2).

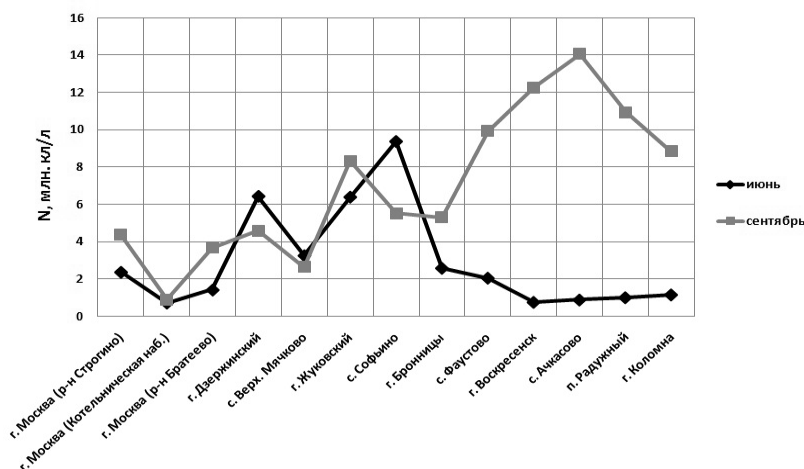


Рис. 2. Динамика численности фитопланктона по тракту реки Москвы в нижнем течении.

При этом в июне на участке «Софьино – Бронницы» происходит резкое снижение численности фитопланктона, и далее по тракту до устья реки ее колебания незначительны. В сентябре начиная от станции г. Бронницы происходит резкое возрастание численности фитопланктона. Динамика биомассы фитопланктона как на участке выше г. Москвы, так и в нижнем течении сходна с динамикой численности.

Основные виды-доминанты по численности в верховье реки представлены *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *Cocconeis placentula* Ehr., *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Bréb., *Coelastrum microporum* Näg. По биомассе доминируют *C. placentula* Ehr., *Melosira varians* Ag., *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère, *Navicula tripunctata* (O.F.Müll.) Bory [2].

В нижнем течении основными доминантами по численности являются *M. varians* Ag., *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim., *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Born. et Flah., *Geitlerinema tenue* (Anisim.) Anagn., *Pseudanabaena galeata* Böcher, *M. aeruginosa* (Kütz.) Kütz., а по биомассе – *M. varians* Ag., *A. granulata* (Ehr.) Sim., *Stephanodiscus hantzschii* Grun., *Microglena monadina* (Ehr.) Stein. При этом необходимо отметить, что массовое развитие *M. varians* Ag., наблюдалось в июне, а *A. granulata* (Ehr.)

Sim. и *M. aeruginosa* (Kütz.) Kütz. в сентябре. Многомерный анализ структурных характеристик фитопланктона верхнего течения реки позволил выделить два участка – от Можайского водохранилища до п. Старая Руза, и от п. Старая Руза до п. Ильинское (близ г. Москвы) (Рис. 3).

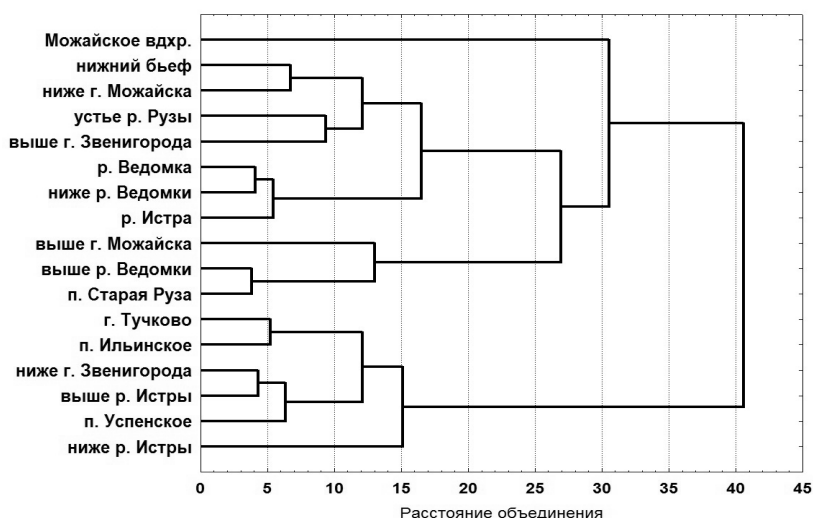


Рис. 3. Структура фитопланктона реки Москвы в верхнем течении.

Первый участок в целом характеризуется большим количеством мелководий, высокой скоростью течения ($0,3\text{--}0,5\text{ м}\cdot\text{сек}^{-1}$) и относительно низкой температурой воды ($16\text{--}18\text{ }^{\circ}\text{C}$). На данном участке доминирует комплекс диатомей и цианобактерий. Второй участок отличается от первого более широким и глубоким руслом, низкой скоростью течения ($0,05\text{--}0,1\text{ м}\cdot\text{сек}^{-1}$) и более высокой температурой воды. Здесь численность фитопланктона выше по сравнению с первым участком, а доминирующий комплекс видов представлен в основном зелеными водорослями.

Скорость течения является одним из важнейших структурообразующих факторов в верхнем течении реки Москвы, что подтверждается высокими отрицательными коэффициентами корреляции скорости течения и численности фитопланктона – $r = -0,7411$; $r^2 = 0,5492$, при $p = 0,0024$. Для нижнего течения достоверных корреляций скорости течения и структурных характеристик фитопланктона выявлено не было. Высокие скорости течения оказывают не только лимитирующий эффект на фитопланктонное сообщество, и, особенно, на истинно планктонные водоросли [3], но, в то же время, являются причиной появления в составе фитопланктона смытых водорослей эпифитона [4], которые вносят существенный вклад в формирование численности и биомассы. Так в верхнем течении реки на некоторых станциях бентосные и перифитонные диатомеи (*C. placentula* Ehr., *N. tripunctata* (O.F.Müll.) Bory.) выступают в роли абсолютных доминантов –

до 36,6% от общей биомассы фитопланктона. Меньшие значения численности и биомассы этих видов в фитопланктоне нижнего течения реки обусловлены низкими скоростями течения на данном участке ($0,05-0,3 \text{ м}\cdot\text{сек}^{-1}$), что приводит к меньшему сносу этих водорослей с субстрата.

В отличие от верхнего течения реки Москвы развитие фитопланктона в нижнем течении проходит в условиях антропогенного пресса мегаполиса, заключающегося в изменении температуры воды под воздействием стоков города [5]; разбавлении вод реки сточными водами станций аэрации. Все это приводит к уменьшению численности и биомассы фитопланктона; внесению в реку больших объемов очищенных вод, богатых биогенными элементами; а также воздействию загрязняющих веществ поступающих с ливневыми стоками. Столь сильное антропогенное воздействие не может не сказываться на пространственно-временной динамике сообщества.

На основании многомерного анализа структурных характеристик фитопланктона в нижнем течении реки Москвы также было выделено два участка – до района «Софьино – Бронницы» и от Бронниц до устья реки (Рис. 4).

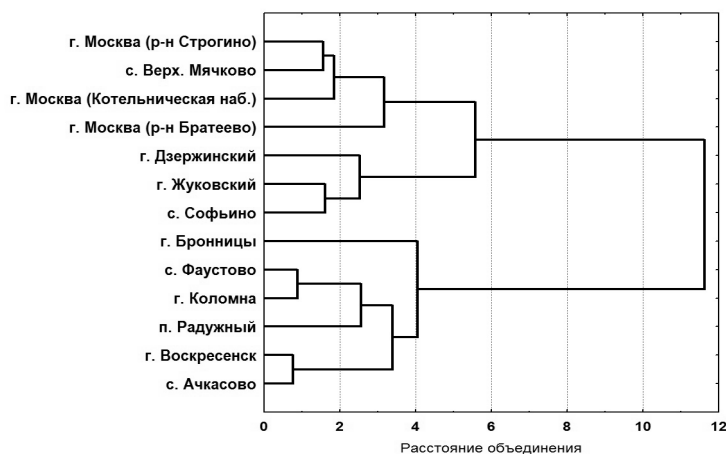


Рис. 4. Структура фитопланктона реки Москвы в нижнем течении.

На участке до г. Бронницы доминирует комплекс цианобактерий и диатомей. Рассматривая сезонную динамику фитопланктона на данном участке стоит отметить массовое развитие фитопланктона в период летней межени (середина июня – начало августа), что может быть объяснено большим количеством биогенов, поступающих со стоками г. Москвы. Кроме того, здесь на протяжении практически всего периода наблюдений сезонную динамику численности фитопланктона определяли цианобактерии. Доминирующий комплекс видов на втором участке

представлен диатомеями, зелеными водорослями и цианобактериями. Противоположная картина изменения численности фитопланктона на этом участке в июне и сентябре (Рис. 2) обусловлена естественной сезонной динамикой развития фитопланктона в реке Москве, наблюдаемой в верхнем течении реки.

Существенная перестройка в структуре фитопланктонного сообщества в районе «Софьино – Бронницы» (50-60 км от МКАД), сопровождающаяся резким изменением численности и биомассы, а также сменой состава доминирующего комплекса, может быть объяснена снижением влияния городских стоков в результате самоочищения реки по мере удаления от г. Москвы. В районе «Софьино – Бронницы» завершается процесс основного самоочищения водных масс реки от веществ, поступающих со стоками очистных сооружений КСА (выпуск до станции Братеево) и ЛСА (выпуски перед г. Жуковский). На первом участке (до «Софьино – Бронницы») сообщество фитопланктона формируется под влиянием сточных вод, а после этого начинается участок «нормальной» очищенной от стоков реки, где структура фитопланктона определяется естественными факторами.

1. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Под ред. Абакумова В.А. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 239 с.
2. Недосекин А.Г., Малашенков Д.В., Ростанец Д.В., Хромов В.М. Результаты исследования фитопланктона у берега и на стрежне реки Москвы // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел Биологический. М., 2009. Т. 114, Вып. 3. Прил. 1. Ч. 2. С. 110-115.
3. Хромов В.М. Влияние скорости течения на развитие фитопланктона в реке Москве // Водные экосистемы и организмы. М.: Макс-Пресс, 2003. № 4. С. 124.
4. Rusanov A.G., Khromov V.M. Periphyton biomass and community composition in the Moscow river: the relative effects of flow and nutrients // Aquatic ecosystems and organisms – 3. Ecological studies, hazards and solutions. М.: Max-Press, 2001. Vol. 5. P. 31-33.
5. Щеголькова Н.М. Динамика экологического состояния основного водотока мегаполиса (на примере реки Москвы) // Дисс. ... докт. биол. наук. М.: МГУ, 2007. 325 с.

SUMMARY

Rostanets D.V., Malashenkov D.V., Nedosekin A.G., Khromov V.M.

THE COMPARATIVE CHARACTERISTIC OF THE PHYTOPLANKTON OF THE MOSCOW RIVER UPSTREAM AND DOWNSTREAM OF THE CITY OF MOSCOW

The comparative analysis of qualitative and quantitative structure of phytoplankton of the Moscow River upstream and downstream has been carried out.

Features of seasonal dynamics of phytoplankton in the river downstream have been distinguished. Essential distinctions in structure of phytoplankton both between upstream and downstream and between their component parts are established, and also the place where process of self-purification of the river from city drains comes to the end is discovered.

СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПЕРИФИТОНА В ВОДОТОКАХ РАЗЛИЧНОЙ СТЕПЕНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Е.В. Станиславская

*Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, Россия, stan-
len@mail.ru*

Для индикации условий среды существуют два основных подхода: методы прямой индикации, основанные на выявлении индикаторного значения обнаруженных организмов, которые предусматривают установление величин индикаторной значимости отдельных групп организмов, по которым вычисляется степень загрязненности участка водотока или водоема в целом. Индикаторными видами могут считаться виды, для которых известны их требования к условиям обитания. При анализе оценивается присутствие или отсутствие индикаторных видов или групп и их относительное обилие. При этом используют заранее разработанные системы индикаторных организмов и относят водоем или его участок к определенному классу вод [1]. Второй подход включает методы, которые анализируют структурно-функциональные показатели сообществ. Такие методы основаны на оценке степени загрязнения по видовому разнообразию сообществ исследуемых водоёмов, а также анализируют показатели активности биологических процессов [2, 3].

Материалом исследования послужили сборы водорослей перифитона на малых реках Ленинградской области – Дудергофке, Охте, Сестре и Черной, степень загрязнения которых различалась по всему протяжению их русла. Основной целью работы было определение изменений структурно-функциональных характеристик сообщества перифитона в этих водотоках в зависимости от степени загрязнения. В качестве структурных показателей был исследован видовой состав, определены доминирующие виды водорослей перифитона, выявлены виды-индикаторы загрязнений, рассчитаны индексы сапробности по методу Пантле и Бука в модификации Сладечека и видового разнообразия Шеннона (по биомассе). В качестве функ-

циональных показателей было проведено определение содержания хлорофилла «а». Степень загрязнения определялась по некоторым гидрохимическим показателям, таким как растворенный кислород, ХПК, БПК₅, содержание общего фосфора и минеральных форм азота.

Исследованные реки относятся к бассейну Балтийского моря, являются малыми, поскольку их длина не превышает 100 км (Табл. 1). Они протекают среди населенных пунктов, сельхозобъектов, садоводств и некоторых промышленных предприятий, расположенных на окраинах Санкт-Петербурга, в таких же условиях находятся и их водосборные территории. Загрязнения водотоков носит смешанный характер, т.е. отмечаются коммунально-бытовые, промышленные, сельскохозяйственные источники. Все это определяет достаточно высокую антропогенную нагрузку на эти реки, особенно в нижних течениях, хотя истоки находятся в относительно чистых условиях. Это определяет широкий диапазон гидрохимических параметров в исследованных реках (Табл. 1). Для выявления различий в структуре на реках были выбраны несколько станций: на реке Дудергофке – 7 станций, на остальных реках – по 2 станции.

Таблица 1.

Гидрологические и гидрохимические характеристики исследованных рек.

название	Длина, км	S водосбора	O ₂ , мгО/л	БПК ₅ , мгО/л	ХПК, мгС/л	Цветность	NH ₄ , мкг/л	P _{общ} , мкг/л
Дудергофка (исток)	19	50	5,44	3,07-5,14	8,50	20-25	80-600	50-70
Дудергофка (загр. зона)			4,2	6,80-7,50	25,0	22-28	500-2750	710-810
Дудергофка (нижн. теч.)			7,7	2,80-5,40	15,7	24-28	380-3520	600-700
Охта (1) (верхн. теч.)	90	768	8,5	2,43-2,97	17,8	108-126	10-20	15-19
Охта (2) (нижн. теч.)			1,06	2,03-5,93	67,6	65-134	65-135	380-600
Сестра (1) (верхн. теч.)	74	399	-	2,00	19,8	131	6	36
Сестра (2) (нижн. теч.)			-	2,40	9,45	128	22	58
Черная (1) (верхн. теч.)	35	126	-	3,00	11,45	190	3	42
Черная (2) (нижн. теч.)			-	7,30	28,56	126	741	741

Состав водорослей перифитона исследованных рек не отличается от видового состава большинства рек и водотоков Северо-Запада [4-7]. Всего

в составе перифитона рек было обнаружено 130 видов, разновидностей и форм водорослей. Основной фон обрастаний составляли диатомовые, зеленые и синезеленые водоросли, которые и определяли комплексы обрастаний. Наиболее разнообразны из всех обнаруженных видов были диатомовые водоросли, большинство из которых являются типичными обрастателями и бентосными видами. Среди них заметного развития достигали виды родов *Navicula*, *Nitzschia*, *Gomphonema*, *Fragilaria*. Известно, что при усилении антропогенной нагрузки на речные экосистемы возрастает разнообразие именно этих родов, наиболее толерантных к загрязнениям различного рода [4]. Второй группой по количеству видов были синезеленые водоросли из родов *Oscillatoria*, *Phormidium*, *Lyngbya*, большинство из них являются видами-индикаторами загрязнений. Менее разнообразны в изученных реках зеленые водоросли, хотя в некоторых из них они были доминирующими и имели высокие количественные показатели. Чаще всего встречались виды из родов *Oedogonium*, *Stigeoclonium*, *Cladophora*, *Rhizoclonium*.

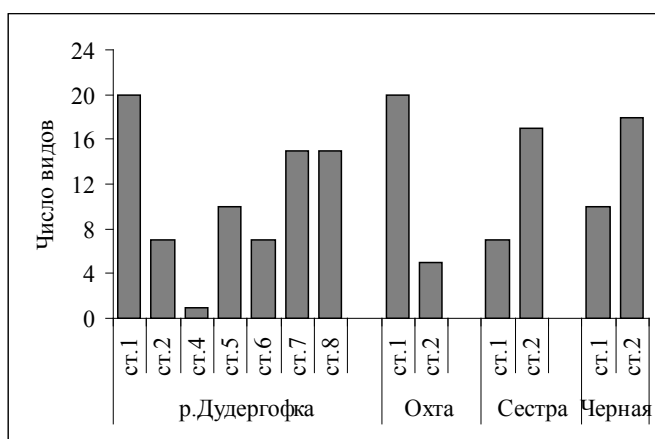


Рис. 1. Число видов водорослей на различных станциях исследованных рек.

Следует отметить, что количество видов водорослей на станциях в пределах каждой реки различалось. Так, в верховьях рек Дудергофка и Охта количество обнаруженных видов было почти в 2 раза больше, чем ниже по течению, т.е. на загрязненных станциях наблюдалось значительное снижение видового разнообразия (Рис. 1). Однако в нижнем течении реки Дудергофки количество видов вновь возрастало. В реках Сестре и Черной меньшее количество видов было зафиксировано на более чистых станциях в верховьях, а на более загрязненных станциях видовое разнообразие увеличивалось (Рис. 1). Доминирующие виды в реках и на станциях различались и в большинстве своем были видами – индикаторами сапробных условий (Табл. 2). Так на станциях верхнего течения реки Дудергоф-

ки преобладали в виды, определяющие эти станции как β -мезосапробную зону и индекс сапробности в среднем составлял 2,5. В загрязняемой зоне (ст. 4) доминирующим видом была *Lyngbya kossinskajae* Elenk., сапробный индекс, которой не вычислен, но массовое развитие этого вида отмечалось в других сильно загрязненных водоемах. В нижнем течении реки, где наблюдалось снижение уровня загрязнений, большинство доминирующих видов относились к β -мезосапробам, но встречались также α -сапробы (Табл. 2), а индекс сапробности в среднем составлял 1,8.

Таблица 2.

Доминирующие виды водорослей перифитона в исследованных реках.

Река	Доминирующие виды
Дудергофка (исток)	<i>Cocconeis pediculus</i> , <i>Ulnaria ulna</i> , <i>Roicosphaenia curvata</i> , <i>Fragilaria capucina</i> , <i>Mougeotia</i> sp.
Дудергофка (загр. зона)	<i>Lyngbya kossinskajae</i> , <i>Stigeoclonium tenue</i>
Дудергофка (нижн. теч.)	<i>Roicosphaenia curvata</i> , <i>Fragilaria capucina</i> , <i>Gomphonema parvulum</i> , <i>Oscillatoria amphibia</i> , <i>Schisothrix pulvinata</i>
Охта (1) (верхн. теч.)	<i>Tabellaria flocculosa</i> , <i>Eunotia lunaris</i> , <i>Diatoma hiemale</i>
Охта (2) (нижн. теч.)	<i>Oscillatoria tenuis</i> , <i>Oscillatoria princeps</i> , <i>Oscillatoria redekei</i> , <i>Navicula rhynchocephala</i>
Сестра (1) (верхн. теч.)	<i>Eunotia pectinalis</i> , <i>Cladophora fracta</i> , <i>Rhizoclonium hieroglyphicum</i>
Сестра (2) (нижн. теч.)	<i>Fragilaria capucina</i> , <i>Nitzschia acicularis</i> , <i>Gomphonema parvulum</i> , <i>Navicula rhynchocephala</i>
Черная (1) (верхн. теч.)	<i>Phormidium tenue</i> , <i>Fragilaria capucina</i> , <i>Eunotia pectinalis</i> , <i>Navicula vulpina</i> , <i>Navicula rhynchocephala</i> , <i>Gomphonema parvulum</i>
Черная (2) (нижн. теч.)	<i>Oscillatoria brevis</i> , <i>Nitzschia stagnorum</i> , <i>Nitzschia acicularis</i> , <i>Nitzschia spectabilis</i> , <i>Gomphonema parvulum</i> ,

В верхнем течении р. Охты доминирующими видами были олиго и χ -сапробы такие как, *Eunotia lunaris* (Ehr.) Grun. и *Diatoma hiemale* (Lyngb.) Heib., что определяло низкий индекс сапробности – 0,7, и свидетельствовало о чистоте вод на этой станции (Табл. 2). В нижнем течении реки наблюдалось резкое обеднение видового состава (Рис. 1). Все обнаруженные виды синезеленых и диатомовых водорослей являлись видами индикаторами зон высокого загрязнения, в связи с этим здесь отмечался наиболее высокий индекс сапробности – 3,62, и определяло полисапробные условия на этой станции. На всем протяжении реки Сестры преобладали о- β -мезосапробные виды, индексы сапробности были относительно низкими –

1,5 (ст. 1) и 1,6 (ст. 2), что позволяло отнести воды этой реки к слабозагрязненным. В р. Черной как в верхнем течении, так и в нижнем, в числе доминирующих видов отмечались β -мезосапробы и α -сапробы: *Fragilaria capucina* Desm., *Eunotia pectinalis* (Dillw.) Rabenh., *Nitzschia acicularis* W. Sm., *Nitzschia spectabilis* (Ehr.) Ralfs, *Gomphonema parvulum* (Kütz.), индексы сапробности на обеих станциях находились в верхнем пределе – мезосапробной зоны и составляли 2,2 (ст. 1) и 2,5 (ст. 2).

Структура перифитона изменялась на всех станциях исследованных рек и в целом определяла уровень их загрязнения. На наиболее загрязненных станциях в структуре преобладали синезеленые водоросли, на менее загрязненных развивались диатомовые и зеленые водоросли (Рис. 2).

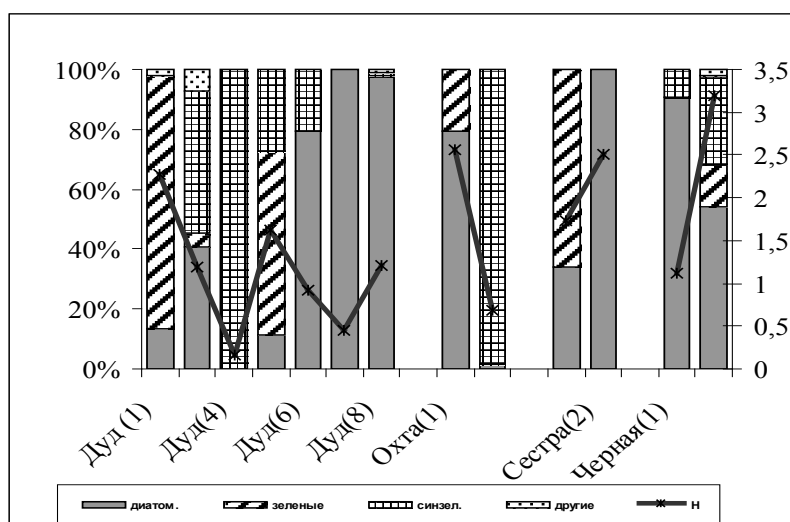


Рис. 2. Структура биомассы водорослей перифитона на станциях исследованных рек.

Индекс видового разнообразия Шеннона изменялся в широких пределах: от 0,16 бит до 3,2 бит. Наиболее низкие значения этого индекса и соответственно значительное упрощение структуры биомассы отмечались на наиболее загрязненных станциях, где доминировали от 1 до 5 видов водорослей, т.е. в реках Дудергофке и Охте. Однако на загрязненных станциях на р. Сестре и Черной индекс Шеннона, напротив, возрастал до максимальных значений и свидетельствовал о разнообразии и сложности сообщества (Рис. 2).

Биомасса и содержание хлорофилла «а» в перифитоне исследованных рек также изменялись в достаточно широких пределах (Табл. 3). Следует отметить, что четкой зависимости распределения биомассы и хлорофилла по станциям не выявлено. Так на реке Дудергофке на слабозагрязненной ст. 1 отмечались наиболее высокие величины, как биомассы, так и

содержания хлорофилла, а на наиболее загрязненной станции (ст. 4) эти показатели не выделялась относительно других станций (Табл. 3). Однако здесь было отмечена наиболее высокая величина относительного содержания хлорофилла в биомассе, что может свидетельствовать о достаточно хорошем физиологическом состоянии водорослей в сообществе (Табл. 3). Максимальная биомасса перифитона и минимальное содержание хлорофилла было зафиксировано на загрязненной ст. 2 на р. Охте. Здесь же отмечено и минимальное относительное содержание хлорофилла в биомассе, что может говорить о том, что водоросли находятся в неблагоприятных условиях и соответственно в угнетенном состоянии, хотя и создают высокую биомассу (Табл. 3).

Таблица 3.

Биомасса и содержание хлорофилла в перифитоне исследованных рек.

показатели	станции												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
В, мг/ г. субстр	13	3,0	2,2	4,2	1,3	10,2	5,5	16,5	178	0,9	4,2	4,8	1,2
Хл,мкг/ г. субстр	5,3	0,88	1,56	1,41	2,53	1,52	3,3	2,8	0,8	4,5	3,2	3,8	5,9
Хл /В (%)	0,04	0,03	0,7	0,03	0,2	0,01	0,06	0,02	0,001	0,5	0,08	0,07	0,5

Обозначения: р. Дудергофка: 1 – (ст.1), 2 – (ст.2), 3 – (ст.4), 4 – (ст.5), 5 – (ст.6), 6 – (ст.7), 7 – (ст.8); р. Охта: 8 – (ст.1), 9 – (ст.2); р. Сестра: 10 – (ст.1), 11 – (ст.2); р. Черная: 12 – (ст.1), 13 – (ст.2.)

Таким образом, сообщества перифитона исследованных рек отличаются между собой по количеству обнаруженных видов (видовое богатство), по структуре (преобладают те или иные группы водорослей), по составу доминирующих видов, по количественному развитию и функциональным характеристикам. Индексы сапробности изменяются в широких пределах от 0,7 до 3,6. Все это свидетельствует о том, что и структурные и функциональные показатели перифитонных сообществ хорошо отражают степень загрязнения водотоков. Наиболее чистой из всех исследованных рек можно считать верхнее течение р. Охты, на которой определяются даже ксено-олигосапробные условия. Наиболее загрязненной можно считать станцию 2 в нижнем течении реки Охты, где условия изменяются от α-сапробных до полисапробных. В целом, учитывая как структурные, так функциональные характеристики перифитонных сообществ исследованных рек, можно заключить, что увеличение разнообразия сообщества перифитона наблюдалось только до определенной степени загрязнения, в основном, в пределах β-мезосапробной зоны. При переходе к полисапроб-

ным условиям структура сообщества упрощалась, доминировали один или несколько видов водорослей. Анализ функциональных показателей позволяет, кроме того, проследить являются ли данные условия существования сообщества перифитона оптимальными, поскольку в целом количественные характеристики, на наш взгляд, не всегда отражают степень загрязнения водотока.

1. Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод. Л.: ЗИН АН СССР, 1974. 58 с.
2. Андрушайтис Т.П., Цимдинь П.А., Пареле Э.А., Дакш Л.В. Экологическая индикация качества вод малых рек // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л: Гидрометеиздат, 1981. С. 59-66.
3. Collins G.B., Weber C.I. Phycoperiphyton (algae) as indicators of water quality // Trans. Amer. Micros. Soc. 1978. Vol. 64. P. 305-324.
4. Никулина В.Н. Первичная продукция и альгологические исследования некоторых рек Ленинградской области разной степени сапробности // Гидробиологические исследования самоочищения водоемов. Л.: Наука, 1976. С. 18-43.
5. Комулайнен С.Ф. Экология фитоперифитона малых рек Восточной Финноскандии. Петрозаводск, 2004. 181 с.
6. Станиславская Е.В. Водоросли перифитона озерно-речной системы Вуокса // Состояние биоценозов озерно-речной системы Вуоксы. СПб.: ВВМ, 2004. С. 64-72
7. Станиславская Е.В., Горченко А.С., Разнообразие водорослей перифитона в притоках Ладожского озера // Новости сист. низш. раст. СПб., 2005. Т. 39. С. 79-98.

SUMMARY

Stanislavskaya E.V.

STRUCTURAL AND FUNCTIONAL CHARACTERISTICS OF PERIPHYTON IN POLLUED RIVERS

The aim of the study was evaluation of anthropogenous impact on an ecological condition of four small rivers (Okhta, Dudergofka, Tchernaya and Sestra) using parameters of periphyton communities. Composition, structure and quantitative characteristics of phytoperiphyton in rivers were investigated in 2001-2002y.y. The upper waters of rivers were rather pure, but downstream, the rivers become polluted. As a rule, in the polluted areas sharp decrease in species riches, simplification of community's structure (low values of Shannon index) and domination of tolerant species were observed. Saprobic index according the phytoperiphyton changed from 0,7 up to 3,6. Thus, structural - functional para-

meters of investigated community well reflect a degree of pollution of river waters.

ХАРАКТЕРИСТИКИ МАКРОФИТОВ В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ МАЛЫХ РЕК САНКТ-ПЕТЕРБУРГА

Н.В. Зуева, М.А. Мостовая, А.И. Лешукова

*Российский государственный гидрометеорологический университет,
г. Санкт-Петербург, Россия, nady.zuyeva@ya.ru*

Оценка качества воды малой реки может быть выполнена по структурным характеристикам макрофитов (видовое богатство, видовое разнообразие и т.д.). В дальнейшем такая оценка может быть использована при определении экологического состояния водотока. В работе проведены исследования по использованию характеристик макрофитов при оценке качества воды малых рек Санкт-Петербурга.

Настоящее исследование проводилось на реке Охте, и её притоках – реках Лубья и Оккервиль в черте города Санкт-Петербурга, с 2004 по 2010 гг. Материалы для работы получены в ходе производственных практик студентов-экологов, организуемых кафедрой Прикладной экологии Российского государственного гидрометеорологического университета.

Исследовался участок р. Охты от плотины Ржевского водохранилища до устья. Полевые работы на р. Лубья и р. Оккервиль осуществлялись от КАД до впадения в р. Охту. Всего на водотоках изучено 22 станции: 13 – на р. Охта, 5 – на р. Лубье и 4 – на р. Оккервиль (Рис. 1). Гидробиологические и гидрохимические работы ежегодно проводились в июле.

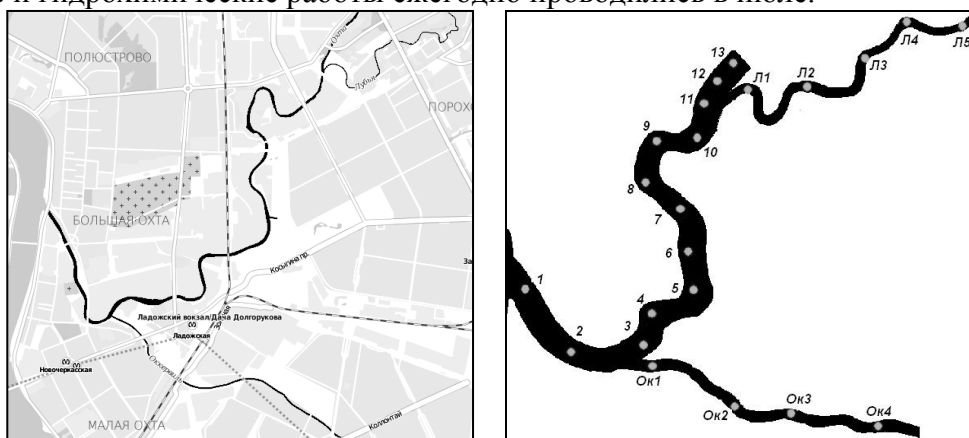


Рис. 1. Исследованные участки водотоков и станции полевых работ.

Для определения качества водной среды по структурным параметрам макрофитов использовался балльно-индексный метод [1]. В него включаются следующие параметры (Табл. 1): индекс видового разнообразия всей флоры, число видов истинно водных растений, суммарное обилие макрофитов (по шкале Друде).

Таблица 1

Классификация качества воды малых рек по структурным параметрам макрофитов

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

Обозначения: H_{1-5} – индекс видового разнообразия всей флоры; N_1 – число видов гидрофитов; ΣA – суммарное обилие макрофитов.

То есть, для конкретной станции на водотоке, располагая данными о H_{1-5} , N_1 и ΣA , последовательно определяется, какому баллу соответствует каждая характеристика. Затем, три полученных балла суммируются – получается индекс Sm . По величине индекса выделяется 4 класса качества вод: 1) «очень грязная» – от 3 до 4; 2) «грязная» – от 5 до 7; 3) «умеренно загрязненная» – от 8 до 10; 4) «чистая» – от 11 до 12 [1].

Для определения трофического уровня водотоков использовались следующие европейские методики: "Mean Trophic Rank" (*MTR*) – среднее значение трофии; "Indices Biologiques Macrophyte en Riviere" (*IBMR*) – биологический индекс макрофитов для рек [2, 3, 4].

По сути, принцип этих методов одинаков – в них устанавливаются индикаторные значения для различных видов, зная проективное покрытие данных видов растений, рассчитываются индексы. Эти и подобные индексы, базирующиеся на характеристиках макрофитов, широко используются в Англии, Ирландии, Франции, Австрии и других европейских странах, однако примеров их применения на территории нашей страны пока мало [1].

Флору макрофитов р. Охты в разные годы слагали от 16 до 23 видов растений. Максимальное их число зафиксировано в 2009 г. – это 23 вида, принадлежащие к 17 семействам. Все они относятся к высшим сосудистым растениям и представлены тремя отделами: Папоротниковидные

(Polypodiophyta), Хвощевидные (Equisetophyta) и Покрытосемянные (Magnoliophyta). Класс Однодольных (Liliopsida) насчитывает 12 видов, а класс Двудольных (Magnoliopsida) – 9 видов. Самые распространенные водные растения на реке, доминантные виды фитоценозов – это кубышка желтая (*Nuphar lutea* (L.) Smith), рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L.) и ежеголовник простой (*Sparganium emersum* Rehm).

Вниз по течению р. Охта происходит уменьшение видового богатства. Так, в 2009 г. наибольшее число – от 7 до 13 видов, насчитывалось на станциях с 7 по 13. Меньше их на ст. 5 и ст. 6, здесь встречается всего по 3 вида макрофитов. На ст. 4 и ниже растения отсутствуют, и лишь один вид обнаружен на ст. 1.

Общее проективное покрытие на изучаемом участке р. Охты максимально в верхней части, причем ниже плотины (ст. 13) оно наибольшее и достигает 40%. Ближе к устью, так как растения исчезают, то и проективное покрытие стремится к нулю.

Оценка видового разнообразия проводилась с помощью информационного индекса разнообразия Шеннона (H). Изменение значений H от станции к станции на водотоке схоже с ранее описанными характеристиками. По величине индекса на р. Охте можно выделить две области: станции с 7 по 13, для которых характерны относительно высокие значения индекса Шеннона (от 2,7 до 3,9), и участки с 1 по 6 – с угнетенной флорой, и следовательно, низким видовым разнообразием (от 0 до 1,6).

Таким образом, вниз по течению реки происходит уменьшение видового богатства, общего проективного покрытия и видового разнообразия. Причем существует тренд на уменьшение значений этих характеристик к устью: $r = 0,88, 0,82$ и $0,89$ соответственно. Это отражает увеличение антропогенного воздействия на водоток. Кроме того, при анализе видового состава выявлено, что на участках верхнего течения присутствуют растения – показатели органического загрязнения (*Ceratophyllum demersum* L., *Potamogeton pectinatus*).

На р. Лубье увеличение числа видов происходит вниз по течению к устьевым участкам. Так на ст. Л3–Л5, флору составляют 6–8 видов растений, а на ст. Л1–Л2 уже 11–12. Проективное покрытие на изученном участке реки максимально на ст. Л3 – тут оно достигает 30%, а минимально в точке Л1 – 5%. Видовое разнообразие макрофитов на разных участках р. Лубьи изменяется от 2,4 до 3,4, причем максимально оно на ст. Л1 и Л2.

Флора р. Оккервиль наиболее бедна. Здесь обнаружено от 1 (ст. Ок3) до 3 видов (остальные участки). Кроме того, в видовом списке полностью отсутствуют гидрофиты – истинно водные растения. Проективное покрытие на водотоке мало: 0–5%. Индекс видового разнообразия изменяется от 0 до 1,5.

В целом, по сравнению с водотоками Ленинградской области, флора всех исследованных рек Санкт-Петербурга очень скудна [1].

Учитывая характеристики макрофитов на изученных малых реках, были рассчитаны индексы Sm , и дана оценка качеству вод (Рис. 2). Для р. Охты его значения изменяются от 9 (ст. 13) до 3 (ст. 3, 4 и 6). Таким образом, воды характеризуются от «умеренно загрязненных» до «очень грязных».

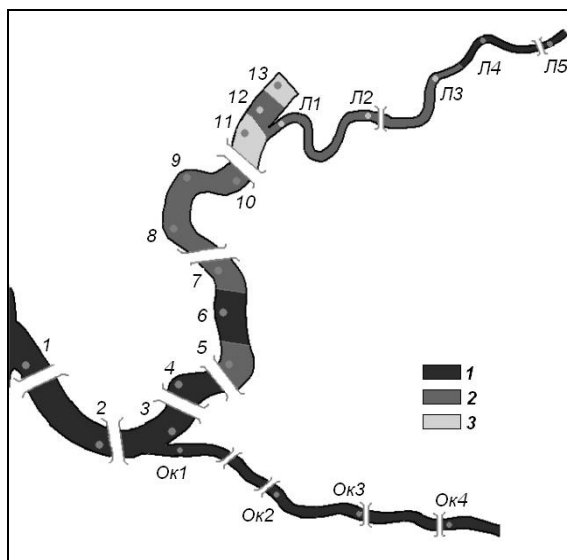


Рис. 2. Оценка качества вод рек Охта, Лубья и Оккервиль по индексу Sm в 2009 г.

Обозначения: 1 – очень грязная; 2 – грязная; 3 – умеренно загрязненная.

В целом исследуемый участок р. Охты можно разделить на 2 части: верхнее течение с «умеренно загрязненными» и «грязными» водами и нижнее – преимущественно с категорией вод «очень грязные». Для р. Лубьи значения Sm находятся в диапазоне от 4 до 7, т.е. это «грязные» и «очень грязные» воды. Их качество несколько повышается вниз по течению. Воды р. Оккервиль по всей длине одинаково «очень грязные».

Оценка качества вод по характеристикам макрофитов с помощью индекса Sm , была сопоставлена с оценкой по гидрохимическим данным – индексу загрязнения воды ($ИЗВ$).

Так, на основе расчета $ИЗВ$ по данным 2009 г., воды на 13 станциях р. Охты оцениваются в диапазоне от «грязных» до «чрезвычайно грязных». Значения $ИЗВ$ увеличиваются по течению реки. Схожая картина была получена при оценке качества вод реки на основе данных о макрофитах с помощью индекса Sm . На рисунке 3 показана зависимость между этими параметрами. По коэффициенту корреляции между значениями $ИЗВ$ и Sm

(-0,72) можно сказать, что индекс Sm достаточно точно описывает изменение качества вод р. Охты.

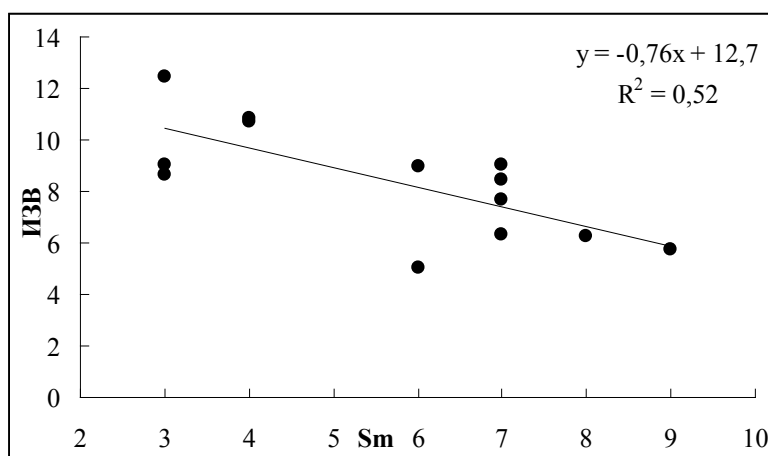


Рис. 3. Связь значений Sm и $ИЗВ$ для р.Охты в 2009 г.

Для оценки трофического статуса р. Охты и ее притоков, рек Лубья и Оккервиль, проведены расчеты индексов MTR , $IBMR$ по данным с 2008 по 2010 гг. На притоках полевые работы для определения уровня трофии проводились лишь на устьевых участках (Л1 и Ок1). Для 2009 г. из всех растений, встречающихся на р. Охте, в расчете индекса MTR использовались 7 видов-индикаторов, а $IBMR$ – 8. В р. Лубье для определения MTR применялись 6, а индекса $IBMR$ – 5 видов. В р. Оккервиль индикаторных видов обнаружено не было.

Трофический статус исследованных станций р. Охты оценивался от «эвтрофного» до «гипертрофного» по индексу MTR , а уровень трофии изменялся от «среднего» до «очень высокого» в соответствии со значениями $IBMR$ (Рис. 4). Для исследуемого участка р. Лубьи по MTR дана оценка «эвтрофный», а по индексу $IBMR$ уровень трофии – «средний». На 6 станциях трофический статус не был определен.

Индексы дают сходную оценку, между ними выявлена связь – коэффициент корреляции их значений составляет 0,93. Кроме того, показано, что наиболее тесная связь у индексов MTR и $IBMR$ с содержанием фосфатов. Абсолютное значение коэффициентов корреляции 0,78 и 0,68 соответственно. Такая закономерность хорошо согласуется с литературными данными о том, что индекс MTR был разработан в частности для оценки воздействия, связанного с обогащением фосфатами водотоков, а $IBMR$ наилучшим образом реагирует на содержание аммония и ортофосфатов [2]. К сожалению, применение индексов в условиях очень высокой антропогенной нагрузки не всегда возможно т. к. виды-индикаторы могут попросту отсутствовать.

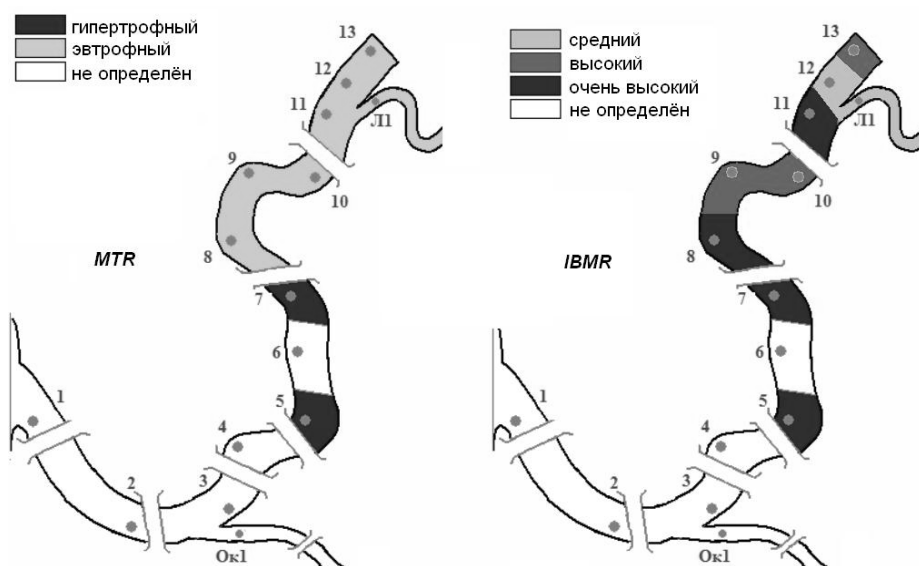


Рис. 4. Оценка трофического статуса рек в 2009 г.

1. Зуева Н. В. Оценка экологического состояния малых рек Северо-Запада России на основе структурных характеристик сообществ макрофитов (на примере Ленинградской области) : Автореф. дисс... канд. биол. наук. СПб., 2007. 24 с.
2. Toso E. *et al.* Metodologie analitiche della componente vegetazionale negli ambiti di acque correnti (Macrofite). Centro Tematico Acque Interne e Marino Costiere. 2004. 57 pp.
3. Newman J. R. *et al.* Mean Trophic Rank: A User's Manual. Environmental Agency, Bristol, UK. 1999. 129 pp.
4. AFNOR. Qualite de l'eau: Determination de l'indice biologique macrophytique en riviere (IBMR) - NF T 90-395. 2003.

SUMMARY

Zuyeva N.V., Mostovaja M.A., Leshukova A.I.

USING OF THE MACROPHYTES CHARACTERISTICS FOR ESTIMATION OF THE WATER QUALITY OF SMALL RIVERS IN ST.PETERSBURG

In article the opportunity of use of structural characteristics of macrophytic flora for an estimation of an ecological condition of the small rivers of St.Petersburg was shown. Used to assess point-index method (Index *Sm*). Also defined trophic level of the rivers in the indices *MTR* and *IBMR*. Comparison of results of water quality assessment using hydrochemical parameters and characteristics of the vegetation was carried out.

Часть 4. Структурно-функциональные изменения микробных сообществ и продукционно-деструкционные процессы как индикаторы состояния водной среды. (Structural and functional changes of microbial assemblages and production-destruction processes as indicators of water environment state).

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОЕ ПРОГНОЗИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Л.М. Кондратьева

*Институт водных и экологических проблем ДВО РАН,
г. Хабаровск, Россия, kondrlm@rambler.ru*

В настоящее время нормирование загрязнения водных экосистем основано на определении предельно допустимых концентраций (ПДК) отдельных элементов и соединений, а также по интегральным показателям целых групп органических соединений (летучие с паром фенолы, нефтепродукты) или по косвенным показателям их способности окисляться (БПК и ХПК). Об уровне эвтрофирования и характере загрязнения токсичными веществами часто судят по изменению биологического разнообразия или по выживаемости отдельных представителей планктонных и бентосных сообществ.

Микробиологическая индикация также используется для оценки экологического состояния водных экосистем и степени их загрязнения органическими веществами, поступающими от разных источников:

Традиционная оценка санитарно-бактериологической и вирусологической обстановки;

Определение уровня эвтрофирования по численности аммонифицирующих, нитрифицирующих бактерий и их соотношению;

Загрязнение углеводородами (фенолрезистентные, фенолоксиляющие, нефтеоксиляющие бактерии);

Лимитирование содержания кислорода (денитрифицирующие, сульфатредуцирующие, метанообразующие бактерии и др.).

Однако используемые подходы к оценке состояния водных объектов не всегда отражают реальную физико-химическую обстановку, сезонность поступления отдельных поллютантов на фоне многокомпонентного за-

грязнения лабильными и стойкими органическими веществами и наличие множества биотических и абиотических факторов, контролирующих процессы самоочищения водных экосистем в различных регионах. При таких обстоятельствах методологической основой может выступать концепция экологического риска, которая учитывает реалии, складывающиеся при критических экологических ситуациях (аварии и экстремальные природные явления). Острые токсикологические эффекты, служат основой для выявления актуального экологического риска в текущий момент времени. Но не менее важной является оценка потенциального экологического риска с его отдаленными во времени последствиями. Базовой предпосылкой для его обоснования могут выступать разнообразные процессы, связанные с круговоротом веществ и возможными нарушениями на разных его этапах. Судьба отдельных веществ во многом определяется активностью природных микробных комплексов, участвующих в трансформации и деструкции природных и антропогенных веществ. В тоже время загрязнение водных объектов происходит круглогодично и целым комплексом поллютантов, поэтому нагрузка на экосистемы и суммарный риск для их стабильного функционирования будет зависеть от суммы различных рисков учитывающих не только токсикологические эффекты, но и длительность разложения токсикантов, возможность их аккумуляции водными организмами (Табл.1).

Таблица 1.

Экологический риск при сезонном и многокомпонентном загрязнении водных экосистем.

ПДК (по сезонам не регулируется)	Rs – риск изменяется по сезонам Rd – риск зависит от скорости окисления и разложения веществ Ra – риск биоаккумуляции
Техногенная авария, наводнение – многофакторное воздействие и многокомпонентное поступление опасных веществ	Rm – многокомпонентность загрязнения Эффект «перевернутой пирамиды» усиливает давление на экосистему

Изучение устойчивости и самоочищающей способности водных экосистем при загрязнении органическими веществами различного происхождения предполагает исследование их поведения не только в водной среде. Важное значение играют микробиологические процессы, происходящие в контактных зонах: вода – атмосфера, вода – взвеси, вода – лед, вода – дно [1]. Качество воды в контактной зоне вода-дно определяется сложной динамикой противоположно направленных процессов - седиментации взвесей и миграции растворенных веществ. Важным фактором, контролирующим эти процессы, выступают бентосные биокомплексы, фильтрующие, аккумулирующие и разлагающие органические вещества. В биогеохимическом превращении различных веществ ведущую роль играют микроорганизмы-деструкторы. Донные осадки выступают в качестве факторов обогащения водных масс продуктами микробиологической трансформации и деструкции ОВ различного генезиса.

Среди стойких органических веществ особое место отводится полициклическим ароматическим углеводородам (ПАУ) различного строения. Соединения, относящиеся к этой группе, а также продукты их трансформации недостаточно изучены в токсикологическом плане, поэтому они могут выступать в качестве потенциальных факторов экологического риска особенно для развития бентосных сообществ. Присутствуя в водной среде в виде микропримесей, ПАУ могут вызывать мутагенный, канцерогенный и тератогенный эффекты.

Для оценки характера разложения нафталина (бициклический ПАУ) и фенантрена (трехциклический ПАУ) использовали такой показатель как изменение цветности культуральной жидкости (КЖ) за счет образования промежуточных цветных продуктов (интермедиатов). Было показано, что при благоприятном температурном режиме (18-23° С) утилизация цветных продуктов трансформации фенантрена может происходить в течение 100-130 суток, что свидетельствует о медленном самоочищении водных экосистем от этих поллютантов [2].

Следует подчеркнуть, что до сих пор неясны последствия загрязнения морской и пресной воды ПАУ, различия в потенциальной активности микробных комплексов, участвующих в их трансформации и деструкции при различном режиме солености.

На примере р. Амур было показано, что определяющую роль в деструкции ароматических соединений различной структуры играют микробные комплексы, формирующиеся в зоне влияния крупных притоков (реки Буря, Сунгари и Уссури). Как показали исследования, проведенные летом 2006 г., интенсивность разложения фенола постепенно возрастает от устья р. Буря по направлению к г. Хабаровску. Высокая активность МК по отношению к стойким ароматическим соединениям различной структуры была зарегистрирована в устьевой зоне р. Буря и на приплотинном участ-

ке Бурейского водохранилища. Источниками поступления ПАУ в эти водные объекты являются затопленная древесина и почвы в период формирования ложа водохранилища Бурейской ГЭС, строительство которой было завершено в 2003 г. [3].

Самые высокие показатели образования цветных продуктов при трансформации ароматических соединений были зарегистрированы в пробах воды, отобранных на трансграничном участке р. Амур, особенно возле правого берега, где распространяются воды р. Сунгари, качество которых определяется бурно развивающимися промышленными и сельскохозяйственными комплексами Китая.

Микробиологическая трансформация ПАУ была довольно высокой там, где отмечалось повышенное содержание взвешенных веществ. Активный рост на феноле в районе г. Хабаровска может выступать результирующим показателем последовательного разложения стойких ароматических углеводородов на различных участках р. Амур, как в толще воды, так и в составе донных отложений.

Было установлено, что скорость трансформации ПАУ в значительной степени зависят от структуры микробных комплексов и их адаптационного потенциала к загрязнению. Например, биотрансформация нафталина и фенантрена при участии пресноводных микробоценозов может продолжаться при температуре 20-23°C в течение 60-90 суток. Принимая во внимание такую продолжительность преобразования ПАУ, можно предположить, что поступающие из различных источников ароматические углеводороды, не успевая полностью разложиться в основном русле р. Амур, выносятся в Амурский лиман и прибрежные морские акватории.

Используя предположение, что токсичность может быть связана с цветными продуктами разложения нафталина и фенантрена было проведено выделение и идентификация цветных интермедиатов. Доминирующим по концентрации продуктом трансформации нафталина и фенантрена оказался 1,2-бензохинон [4]. Согласно литературным данным, в зависимости от концентрации фенантрена, условий окружающей среды, активности микроорганизмов-деструкторов он может разлагаться с образованием промежуточных продуктов различной степени токсичности (салициловая кислота, изомеры гидроксинафтойной кислоты, о-фталевая кислота, нафтол и др.). Бактерии адаптированные к загрязнению ПАУ и обладающие плазмидами деградации разрушали 1 мг фенантрена от 4 до 42 суток [5].

Более подробные исследования продуктов трансформации нафталина и фенантрена при различных экологических условиях были проведены нами в 2009-2011 гг. Идентификацию продуктов трансформации ПАУ проводили методами хроматомасс-спектрометрии на GCMS-QP 2010 «Shimadzu» и газовой хроматографии на «Кристалл-5000.1» с пламенно ионизационным детектором [6]. Изменение абиотических факторов среды

обитания (солености и температуры), коренным образом влияло на механизмы трансформации нафталина и фенантрена. Показано, что фенантрен, находящийся в евтрофированных природных водах очень медленно разлагается даже при оптимальном температурном режиме (23° С). Среди продуктов трансформации в зависимости от условий культивирования присутствовал нафталин. Изменение режима солености, присутствие косубстрата приводило к накоплению в КЖ ацетальдегида в достаточно высоких концентрациях (0,027-0,032 мг/дм³) и разнообразных метилированных производных бензола. При повышенной солености трансформация фенантрена сопровождалась образованием довольно сложных соединений, в том числе нафто[1,2-с]фуран-1,3-дион и 3 бензилгексагидропиrolло[1,2-а]пиразин-1,4-диона, токсичность которых для гидробионтов недостаточно изучена.

Один из многочисленных вариантов экспериментального моделирования трансформации нафталина представлен на рисунке 1.

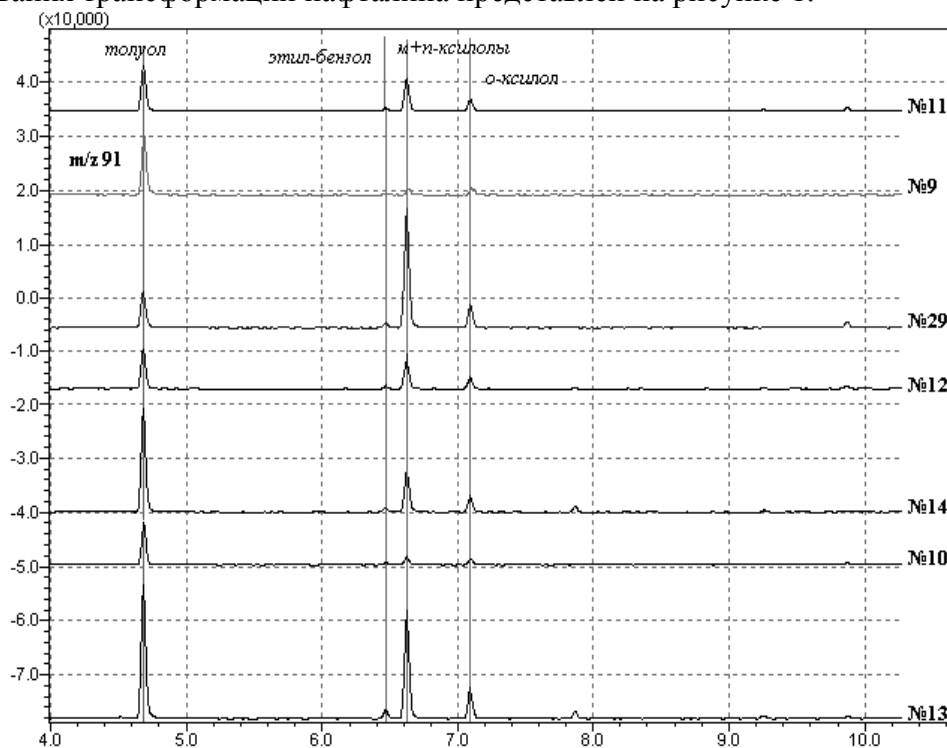


Рис. 1. Образование метилированных производных бензола при трансформации нафталина бентосными микробными комплексами с различных участков р. Амур в зависимости от условий культивирования (пояснение в тексте).

Исследования показали, что хроническое загрязнение среды обитания оказывает существенное влияние на активность и деструктивную способность микроорганизмов. Так при трансформации нафталина содержа-

ние толуола (метилбензола) увеличивалось особенно при участии бактериобентоса из донных отложений, отобранных ниже устья р. Сунгари.

Внесение дополнительных субстратов пептона (спектр 13), пептона и соли (спектр 14) влияло на соотношение образующихся метилбензола (толуол) и диметилбензолов (*m+n* ксилолы). При участии бактериобентоса с выше расположенного участка (выше устья р. Сунгари) при тех же условиях (спектры 11 и 12) суммарное содержание метилированных производных бензола было ниже. На активность и состав продуктов трансформации нафталина при участии бактериобентоса с Нижнего Амура (с. Савинское) существенное влияние оказывали температура и режим солености. Суммарное содержание диметилбензолов (*m*- и *n*-ксилолы) изменялось под влиянием температурного фактора: спектр 29 - имитации зимнего периода (2°C), спектр 9 – средняя летняя температура (23°C). При дополнительном внесении 3% соли и 23°C в культуральной жидкости был обнаружен только толуол (спектр 10).

Таким образом, в зависимости от выбранного температурного режима можно прогнозировать вероятность сезонного образования токсичных интермедиатов при участии микроорганизмов. Важным фактором экологического риска выступают стойкие органические вещества, которые аккумулируются в донных отложениях и подвергаются микробиологической трансформации. При хроническом загрязнении водных объектов ароматическими углеводородами формируются зоны риска с высокоактивными микробоценозами. Экспериментально показано, что ароматические углеводороды природного и антропогенного происхождения в зависимости от местообитания микробных комплексов могут трансформироваться до метилированных производных бензола (толуол, ксилолы), которые характерны для промышленных сточных вод. Исследование потенциальной активности микробных комплексов в модельных условиях при различном наборе абиотических факторов позволяет прогнозировать сезонное образование токсичных веществ, мигрирующих в водную среду и выступающих факторами экологического риска для гидробионтов.

Работа выполнена при финансовой поддержке РАН, проект № 09-I-ОНЗ-04.

1. Кондратьева Л.М. Экологический риск загрязнения водных экосистем. Владивосток: Дальнаука, 2005. 299 с.
2. Kondratyeva L.M., Stukova O.Yu. Bioindication of the Amur river Estuary Pollution by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons // Hydrobiological J. 2009. Vol. 45, N 1. P. 46-60.
3. Кондратьева Л.М., Фишер Н.К., Стукова О.Ю., Золотухина Г.Ф. Загрязнение реки Амур полициклическими ароматическими углеводородами // Вестник ДВО РАН, 2007. № 4. С. 17-26.

4. Кондратьева Л.М., Золотухина Г.Ф., Рапопорт В.Л. Подходы к оценке экологического риска загрязнения реки Амур полициклическими ароматическими углеводородами // Фундаментальные проблемы изучения и использования воды и водных ресурсов. Иркутск: изд-во Института географии СО РАН, 2005. С. 281-283.
5. Пунтус И.Ф., Филонов А.Е., Ахметов Л.И., Карпов А.В., Боронин А.М. Дегградация фенантрена бактериями рода *Pseudomonas* и *Burkholderia* в модельных почвенных системах // Микробиология. М.: Наука, 2008. Т. 77, № 1. С. 11-20.
6. Кондратьева Л. М., Морозова О. Ю., Жукова О. В., Рапопорт В.Л. Влияние солености на микробиологическую трансформацию нафталина и фенантрена // Микроорганизмы и вирусы в водных и экосистемах : Мат. 3-го Байкальского симп. с междунар. участием. Иркутск: Изд-во Института географии им. В. Б. Сочавы СО РАН, 2011. С. 59-61 .

SUMMARY

Kondratyeva L.M.

MICROBIOLOGICAL FORECASTING OF ECOLOGICAL RISK AT POLLUTION OF WATER ECOSYSTEMS

Qualitative and quantity indicators of change of structure microbiocenosis are used usually at an estimation pollution water ecosystem with various pollutants. Number bacterioplankton and bacteriobenthos allows to reveal correlation between eutrophication and intensity of processes of production and destruction. New possibilities will be open to use experimental modeling of microbiological transformation of aromatic hydrocarbons of a various structure and origin. It is experimentally shown, that aromatic hydrocarbons (naphthalene, phenanthrene) depending on a habitat bacterioplankton and bacteriobenthos to methylbenzene derivatives are transformed. They are usually characteristic of industrial sewage. It allows predicting formation of toxic substances during different seasons of year. These substances migrate in the water environment and act as factors of ecological risk for community in river and marine ecosystems.

БАКТЕРИОПЛАНКТОН РАЗНОТИПНЫХ ОЗЕР КАРЕЛЬСКОГО ПЕРЕШЕЙКА КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ИХ СОСТОЯНИЯ

Е.Н. Чеботарев

Институт озероведения РАН,

г. Санкт-Петербург, Россия, inozran-labhydrobiology@mail.ru

Основным фактором, определяющим качество воды в природных водоемах, является содержание органического вещества. Бактерии, представляющие собой один из основных компонентов биоценоза, непосредственно участвуют в разрушении органических веществ первичных продуцентов и формировании качества воды. Целью проведенных исследований было получение современных характеристик бактериального сообщества в нескольких разнотипных озерах Карельского перешейка с разным трофическим статусом, сравнение этих данных с данными по бактериопланктону этих же озер, полученными более 30 лет назад и на основании полученных материалов провести оценку современного состояния озер и степени их антропогенного эвтрофирования. Выбранные озера и их водосборные бассейны находятся в центральной части Карельского перешейка в районе активного строительства дач и баз отдыха. На эвтрофном оз. Борисовском, олиготрофном кислом оз. Охотничьем и мезотрофном полигумозном оз. Малом Луговом исследования проводились в июле и августе 1976 г., в течение вегетационного периода в 1977-1978 гг. и однократно в июле 2009 и 2010 гг. На мезотрофном оз. Красном наблюдения проводились каждый вегетационный сезон два раза в месяц, начиная с 1962 г.

В этих озерах определяли общую численность бактерий, морфологическую структуру бактериального сообщества и численность гетеротрофных бактерий, растущих на рыбо-пептонном агаре (РПА). Пробы воды из озер отбирали с помощью в стерильные склянки с глубины 0,2 м на одной-двух станциях. Общую численность бактерий в воде определяли прямым микроскопическим методом. Численность гетеротрофных бактерий, нуждающихся для роста в легкодоступных органических соединениях белковой природы, определяли методом глубинного посева воды в расплавленный РПА. Количество выросших колоний микроорганизмов подсчитывали через 2 и 4 недели инкубации посевов при комнатной температуре. В работе использовались стандартные методы, принятые в экологической микробиологии [1,2].

Довольно полные гидрологические, гидрохимические и гидробиологические характеристики исследованных озер были получены ранее в ходе трехлетней работы на этих водоемах экспедиционного отряда Института озероведения АН СССР в 1976-1978 гг. [3]. Характеристика бактериопланктона оз. Борисовского представлена на рисунке 1.

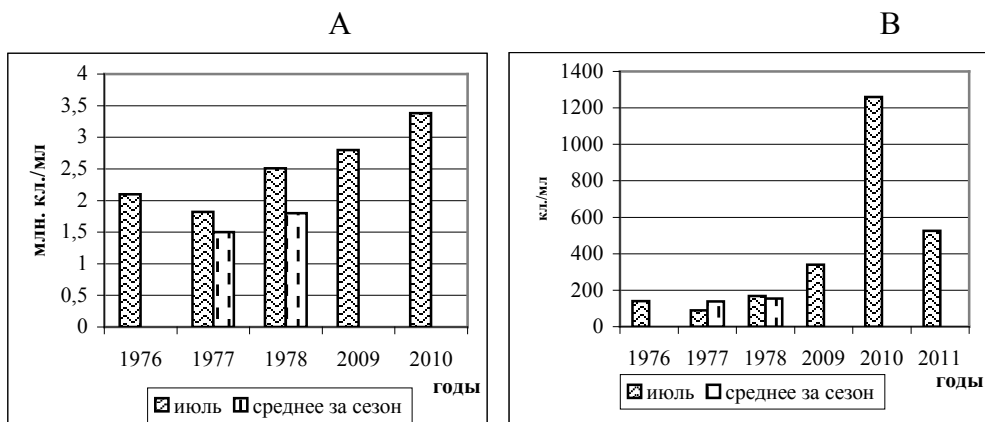


Рис. 1. Общая численность летнего бактериопланктона (млн. кл./мл) (А) и численность гетеротрофных бактерий (кл./мл) (В) в оз. Борисовском в разные годы.

Общая численность бактерий в водной толще этого озера в течение года изменялась от 0,72 до 3,55 млн. кл./мл. В среднем за 2 года плотность популяции бактериопланктона составляла 1,74-2,50 млн. кл./мл на центральной глубоководной станции и 1,96-2,45 млн. кл./мл в прибрежной зоне. В июле 2009-2010 гг. общая численность бактерий в воде озера составила соответственно 2,80 и 3,42 млн. кл./мл и была выше численности бактериопланктона в июле 1970-х гг., но не превышала пределы колебания численности бактериопланктона в течение вегетационного сезона. Среднее количество гетеротрофных бактерий, растущих на РПА, в воде оз. Борисовского в 1976-1978 гг. равнялось 146 кл./мл (10-535 кл./мл в течение года), что характерно для незагрязненных водоемов зоны умеренного климата. В июле 2009 г. количество этих бактерий в озере было того же порядка, что и ранее, но в 2010 и 2011 гг. оно оказалось значительно выше (до 3600 кл./мл).

Данные по бактериопланктону оз. М. Лугового за разные годы приведены на рисунке 2. В исследованиях 1970-х гг. было показано, что это небольшое полигуозное озеро мезотрофного типа по общей численности бактерий сходно с крупными мезотрофными озерами Карельского перешейка. В течение года количество бактерий в водной толще озера изменялось от 0,9 до 4,3 млн. кл./мл. В среднем за два года общая численность бактериопланктона составляла 2,0 млн. кл./мл. Судя по количеству гетеротрофных бактерий, растущих на РПА, вода в озере была чистой. Их среднесезонная численность составляла 40-185 кл./мл [3].

Обследование озера в 2009-2010 гг. показало, что общая численность бактериопланктона изменилась мало (3,28-4,66 млн. кл./мл). Данные по численности гетеротрофных бактерий в 2009 г. (440 кл./мл) также были

сходны с данными прежних лет (пределы численности в течение сезона 48-535 кл./мл). Повышенная численность этих бактерий в июле 2010 г. возможно связана с необычайно жарким летом этого года.

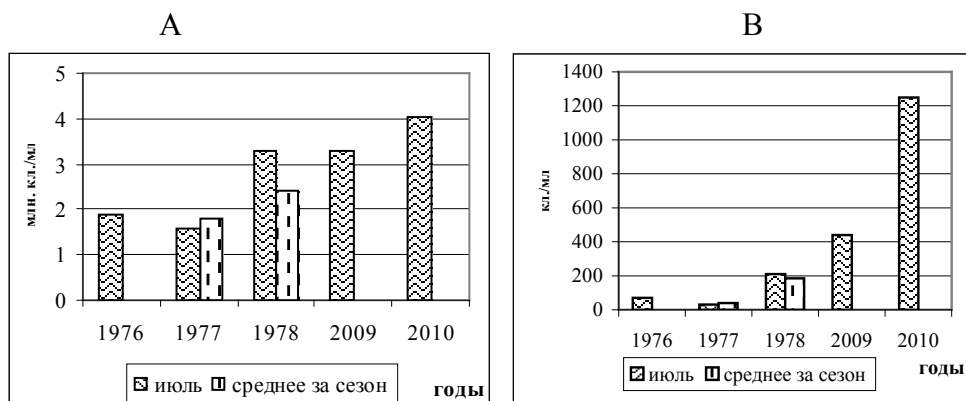


Рис. 2. Общая численность летнего бактериопланктона (млн. кл./мл) и численность гетеротрофных бактерий (кл./мл) в оз. М. Луговом в разные годы.

В период гидробиологических исследований в 1976-1978 гг. отличительной особенностью небольшого олиготрофного лесного оз. Охотничье-го были низкие величины рН в мета- и гипolimнионе (рН 4,0-5,0), неблагоприятные для жизнедеятельности бактерий. Большую часть года численность микрофлоры, учитываемой прямым микроскопическим счетом, находилась в пределах 0,75-1,44 млн. кл./мл (Рис. 3).

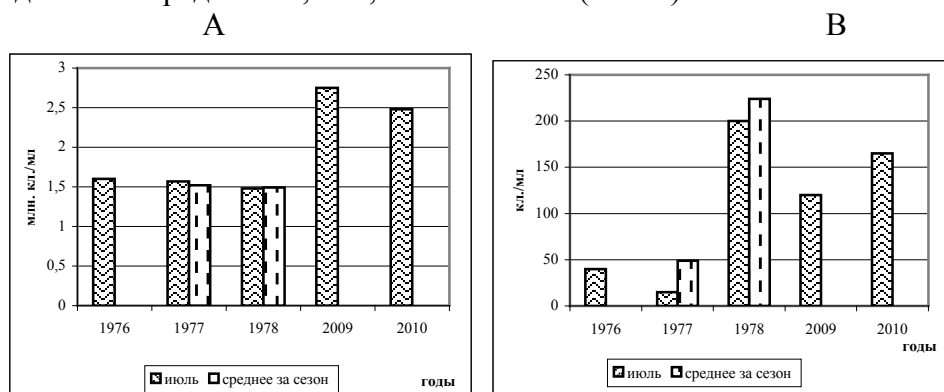


Рис. 3. Общая численность летнего бактериопланктона (А) (млн. кл./мл) и численность гетеротрофных бактерий (В) (кл./мл) в оз. Охотничьем в разные годы.

Хотя оз. Охотничье находится далеко от населенных пунктов, содержание гетеротрофных бактерий в его поверхностных водах было не ниже, чем в других озерах. Оно изменялось в течение года от 15 до 590

кл./мл и в среднем составляло 50-224 кл./мл (Рис. 3). Отношение количества гетеротрофных бактерий к общему числу бактерий, равное в среднем 0,015%, свидетельствовало о высокой чистоте воды в озере. В 2003 г. озеро было отдано в аренду с целью коммерческого рыбозаведения, в связи с чем для нейтрализации кислых вод произвели известкование водоема. Затем в озеро запустили рыбу и регулярно ее подкармливают. Проведенные мероприятия привели к существенным изменениям экосистемы: снизилась прозрачность воды, повысились величина рН и концентрация биогенов, изменился видовой состав макрофитов, фито- и зоопланктона. Микробиологические исследования в июле 2009 и 2010 гг. показали, что в воде озера значительно возросли, как общая численность бактерий, так и концентрация клеток гетеротрофных бактерий, рост которых зависит от присутствия легкодоступных органических соединений белковой природы (Рис. 3). Особенно высокой численность гетеротрофных бактерий оказалась в придонных слоях на глубинах 10-12 м (до 5000 кл./мл), где видимо, скапливаются остатки кормов и экскременты рыб. Таким образом, бывшее в 1970-90-х гг. чистым олиготрофное оз. Охотничье [3] в результате антропогенного воздействия за несколько лет превратилось в мезотрофный водоем с пониженным качеством воды.

Регулярные сезонные исследования на одном из типичных для Карельского перешейка водоемов – озере Красном ведутся с начала 1960-х гг. Сравнительный анализ количественных показателей бактериопланктона за период исследований в 1960-80 гг. обнаружил тенденцию к постепенному увеличению численности и продукции бактериального сообщества в озере, что определялось антропогенным эвтрофированием. [2,4]. За многолетний период среднесезонная величина общей численности бактерий изменялась в пределах от 0,30 до 2,67 млн. кл./мл (Рис. 4). Наиболее низкие величины средней за сезон общей численности бактерий наблюдались в 1960-х и начале 70-х гг. [4]. В дальнейшем количество клеток бактериопланктона постепенно возрастало до середины 90-х гг., после чего наметилась стабилизация плотности бактериального населения и даже некоторое уменьшение в отдельные сезоны его численности и биомассы. За последнее десятилетие величина среднесезонной численности бактериопланктона в оз. Красном оставалась довольно стабильной и колебалась в пределах 1,85-2,07 млн. кл./мл.

Изменения в структуре бактериопланктона за многолетний период происходили на фоне межгодовых колебаний водности и в 1970-80-х гг. приходились на многоводную фазу. В Рыбинском водохранилище в годы с повышенным уровнем воды отмечен рост количества бактерий и наоборот. В оз. Красном в многоводную фазу 1980-х гг. численность бактерий возрастала особенно быстро [4]. В конце 90-х гг. озеро вошло в маловодную фазу, что, наряду со снижением антропогенного пресса в эти же годы, при-

вело к замедлению динамики роста численности бактерий и в дальнейшем даже к некоторой стабилизации бактериального сообщества.

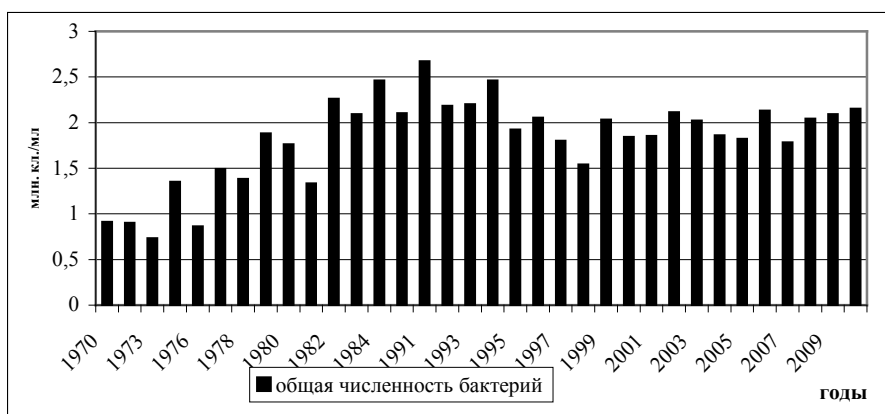


Рис. 4. Общая численность бактерий в оз. Красном (средние величины за V-X).

Антропогенное эвтрофирование озера и колебания водного режима в меньшей степени влияли на уровень развития в озере гетеротрофных бактерий. Численность популяции этих бактерий на протяжении многих лет изменялась в сравнительно узких пределах (Рис. 5), и, в отличие от бактериального сообщества в целом, не проявляла тенденцию к систематическому возрастанию, связанному с климатическими флуктуациями и эвтрофированием. Скорее наоборот, доля гетеротрофных бактерий в бактериопланктоне в 90-е годы была заметно ниже, чем в 1960-80-е гг. Повышенные величины численности гетеротрофных бактерий в озере в 2010-2011 гг., по-видимому, были связаны со значительным прогревом воды в необычно жаркие летние месяцы.

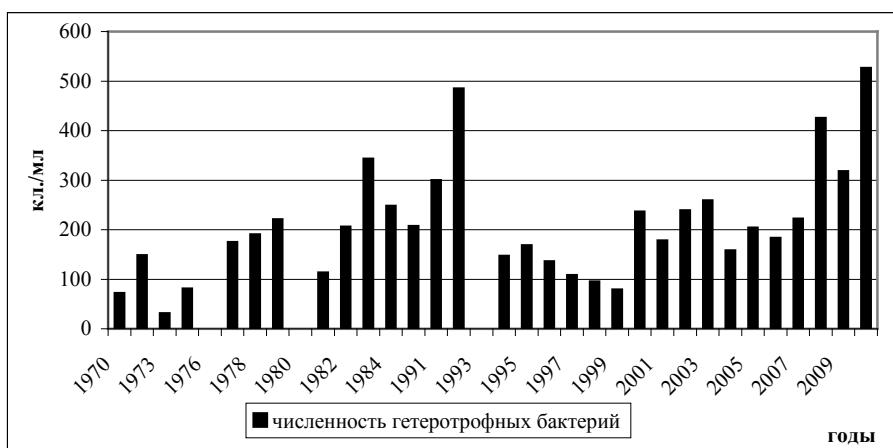


Рис. 5. Численность гетеротрофных бактерий в оз. Красном.

1. Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука, 1989. 285 с.
2. Чеботарев Е.Н. Многолетние изменения в планктонном бактериальном сообществе озера Красного // Влияние климатических изменений и эвтрофирования на динамику планктонных популяций мезотрофного озера. СПб.: Изд-во НИИ химии, 2003. С. 61-76.
3. Особенности формирования качества воды в разнотипных озерах Карельского перешейка. Л.: Наука, 1984. 298 с.
4. Чеботарев Е.Н. Многолетние изменения бактериопланктона. // Многолетние изменения биологических сообществ мезотрофного озера в условиях климатических флуктуаций и эвтрофирования. СПб.: Изд-во ЛЕМА, 2008. С. 106-127.

SUMMARY

E.N. Chebotarev

BACTERIOPLANKTON IN THE KARELIAN ISTHMUS LAKES OF DIFFERENT TROPHIC TYPE AS INDICATOR OF THEIR STATE

In summer 2009 and 2010 in four different lakes of the Karelian Isthmus was determined the quantity of bacterioplankton and heterotrophic bacteria. Obtained data was compared with the analogous characteristics of bacterial community of the same lakes investigated thirty years ago (in 1976-1978), when this group of lakes was studied more detailed. Three lakes, including the Krasnoye (mesotrophic type), Borisovskoye (eutrophic type) and Valoye Lugovoye (mesotrophic polyhumouse type) were comparatively weakly polluted and as indicated the bacterial characteristics of this lakes their trophic siaiue changed little at the present time The lake Okhotnichye changed from oligotrophic to mesotrophic type because strong antropogenic impact.

ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ МАЛЫХ ГОРОДСКИХ ВОДОЕМОВ С ПОМОЩЬЮ САНИТАРНО-МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ

Л.Л. КАПУСТИНА

Институт озерадения РАН, г. Санкт-Петербург, Россия, larisakapustina@mail.ru

Основными экологическими проблемами городских водоемов являются антропогенное эвтрофирование и загрязнение, особенно интенсивные в таких мегаполисах как Санкт-Петербург. Летом (июль) 2007-2008 и 2010 г.г. были выполнены микробиологические исследования (в рамках комплексных работ) современного экологического состояния прудов Московского парка Победы г. Санкт-Петербурга. Все исследованные водоемы имеют искусственное происхождение, относительно мелководны (максимальные глубины от 2,3 до 6 м) и являются бессточными. Адмиралтейский, Корабельный, Капитанский, Детский и Матросский пруды соединены между собой короткими протоками и представляют собой, по существу, единую гидравлически связанную водную систему. Несколько лет назад на Квадратных прудах были проведены восстановительные работы (дноочистка). На остальных прудах со времени их создания оздоровительные мероприятия не проводились.

Целью данной работы являлась оценка трофического статуса и качества воды прудов по санитарно-микробиологическим показателям. Определялись следующие показатели: 1.Общее количество бактерий в воде [1]; 2. Количество сапрофитных бактерий («общее микробное число», ОМЧ); 3. Количество бактерий группы кишечной палочки (так называемых, общих колиформных бактерий, ОКБ) [2].

При анализе данных по общей численности бактериопланктона в прудах видно, что величины этого параметра увеличиваются из года в год (Рис. 1) и достигают максимума в 2010 г., по-видимому, в связи с аномально жарким июлем (температура воды порядка 30 °С). В 2007 г. численности бактерий были довольно низкими и близки в различных прудах. В 2008 г. аналогичные величины были в 1,5-2 раза выше, чем в 2007. Относительно повышенные значения концентрации микроорганизмов отмечались в Детском, Квадратных и Командорском прудах. В 2010 неравномерность распределения бактериопланктона еще более возрастает. Максимальные величины отмечаются опять-таки в Детском и Квадратных, а также в Командорском и Пейзажном прудах. Несмотря на различные абсолютные величины общей численности бактерий, соотношение количественного уровня развития бактериопланктона в различных прудах в разные годы сохраняется.

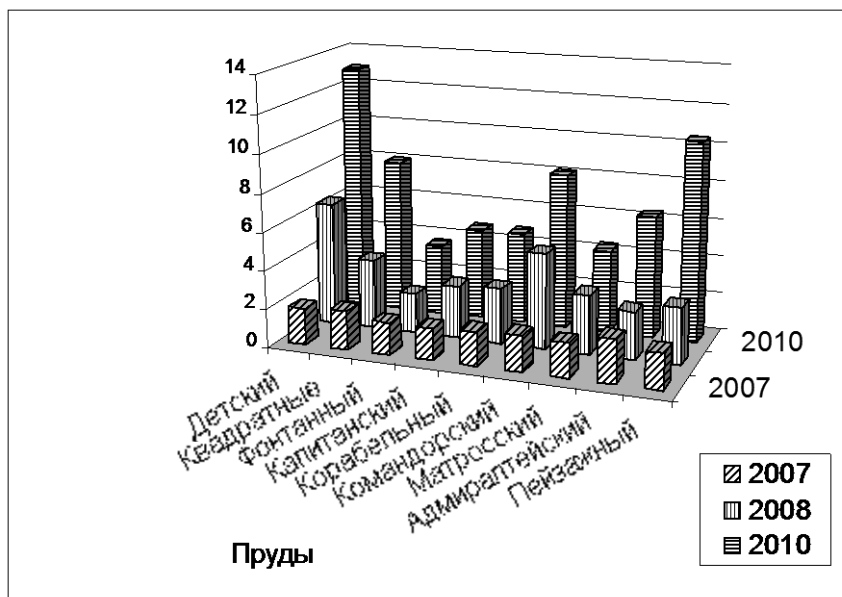


Рис. 1. Общая численность бактериопланктона (млн. кл. мл⁻¹) в прудах Московского парка Победы.

По литературным данным общая численность бактерий в неудобренных прудах равная 1,5 - 6,0 млн. кл. мл⁻¹ соответствует мезотрофному уровню, а 6,0 – 15 млн. кл. мл⁻¹ - эвтрофному [3, 4]. По этой классификации в 2007-2008 гг. общая численность микроорганизмов в различных прудах колебалась от минимальных до максимальных величин, свойственных мезотрофным водоемам (только трофический статус Детского пруда был на грани мезо- и эвтрофии), а в 2010 г. – от средних величин мезотрофного уровня до типично эвтрофного уровня. Трофический статус прудов, определенный по численности бактериопланктона оказался несколько ниже такового по показателям фитопланктона. Тем не менее, как по бактерио-, так и по фитопланктону, за период исследований наименее трофными оказались Матросский, Корабельный и Капитанский пруды, а наиболее трофными – Командорский, Квадратные и Детский.

Известно, что морфометрические особенности водоемов могут существенно влиять на протекающие в них биологические процессы. Мы постарались проследить связь трофического статуса отдельных прудов и их морфометрии и батиметрии. По убыванию объемов водной массы и глубины, пруды можно расположить следующим образом: система из 5 прудов; Фонтанный; Командорский; Пейзажный и Квадратные. По возрастанию трофического статуса пруды будут располагаться так: наименее эвтрофированные – система из 5 прудов (за исключением Детского); наиболее эвтрофированные – Квадратные (несмотря на дноочистку), Пейзажный, Детский и Командорский. Противоречие с Детским прудом только кажущееся.

Несмотря на то, что он входит в единую систему пяти прудов, сам водоем имеет наименьшие объем и глубину из всех прудов парка.

При сравнении данных 2008 и 2010 гг. (к сожалению, мы не располагаем данными за 2007 г.), видно, что величины ОМЧ в большинстве прудов в 2010 г. значительно меньше таковых в 2008 г. (Рис. 2), что вызывает некоторое удивление в связи с аномально высокими температурами воды в 2010 г. Возможно, снижение величин этого параметра в 2010 г. связано с относительно низким (по сравнению с другими годами) уровнем развития фитопланктона [5], как источника органического вещества для этой группы бактерий. Этому, по видимому, может быть, по меньшей мере, два объяснения: не захватили пика развития фитопланктона; очень высокие температуры воды могли отрицательно влиять на жизнедеятельность водорослей. В 2008 г. численность сапрофитных бактерий была также невелика, очень высокая величина общего микробного числа отмечалась только в Фонтанном пруду. В оба года величины этого параметра в большинстве прудов были близки друг к другу.

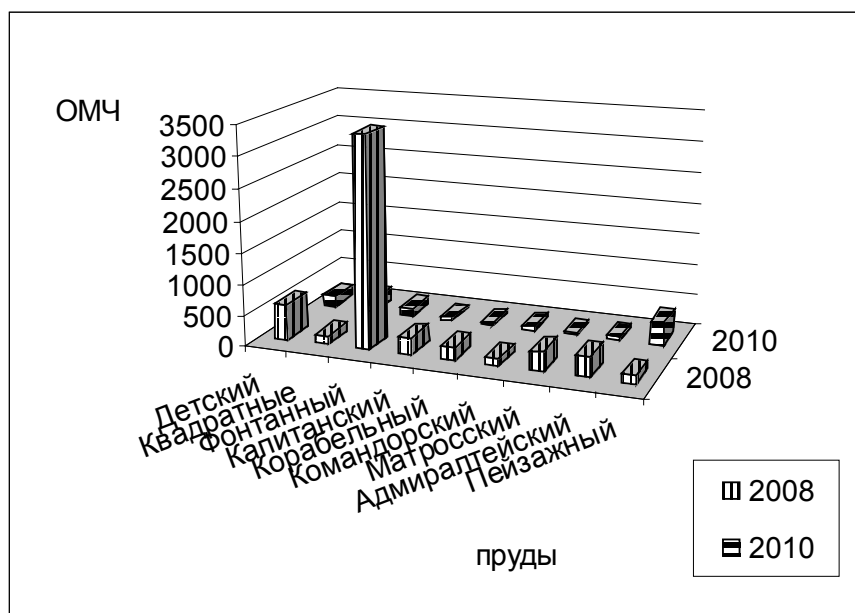


Рис. 2. Численность сапрофитных бактерий (ОМЧ, КОЕ мл⁻¹) в прудах Московского парка Победы.

Величины численности ОКБ в период исследований в большинстве прудов были относительно невысоки (Таб. 1). Только в 2010 г. в некоторых прудах отмечается относительно высокая численность колиформных бактерий вплоть до сплошного роста на фильтрах, т.е. невозможности количественного определения.

Таблица 1.

**Численность общих колиформных бактерий (КОЕ л⁻¹)
в прудах Московского парка Победы.**

Название пруда	2007 г.	2008 г.	2010 г.
	ОКБ	ОКБ	ОКБ
Детский	200	360	Сплошной рост
Квадратные	150	270	Нет роста
Фонтанный	350	270	Нет роста
Капитанский	280	200	Нет роста
Корабельный	80	Нет роста	Нет роста
Командорский	500	300	Сплошной рост
Матросский	200	Нет роста	Нет роста
Адмиралтейский	180	100	1000
Пейзажный	100	Нет роста	1000

Во все годы максимальные количества этих бактерий отмечались в Детском и Командорском прудах, что совпадает с максимальными величинами общей численности микроорганизмов. С другой стороны, в 2008 и, особенно, в 2010 гг. во многих прудах, вообще, не регистрируется рост бактерий группы кишечной палочки. Минимальные количественные показатели (вплоть до отсутствия роста) наблюдались в Матросском. и Корабельном прудах, что также соотносится с минимальными численностями бактериопланктона в этих водоемах. По-видимому, динамика величин численности колиформных бактерий, в основном, объясняется локальными изменениями на прилегающих территориях, которые невозможно учесть. Поскольку наличие ОКБ свидетельствует о фекальном загрязнении, более высокие величины этого показателя в отдельных прудах могут свидетельствовать об их более интенсивном использовании для рекреации, выгула собак и т.п. Тем не менее, все пруды пригодны для рекреации (количество ОКБ не более 500 КОЕ/100 мл).

Для определения качества воды прудов по санитарно-микробиологическим показателям мы использовали две различные классификации (так как некоторые классификации не всегда адекватно отражают ситуацию в водоемах различных регионов), что дало нам возмож-

ность сравнить результаты. В комплексной экологической классификации [6] показателем качества воды служит количественное соотношение сапрофитных бактерий и бактерий группы кишечной палочки, а в гигиенической классификации [7] – только количество бактерий группы кишечной палочки. Вода подавляющего большинства прудов по комплексной экологической классификации соответствует категории «чистая», а по гигиенической классификации этим водоемам можно присвоить нулевой индекс загрязнения. Таким образом, использование обеих классификаций дало сходный результат. Качество воды Детского и Командорского прудов оценить затруднительно, так как в 2010 г. здесь отмечался интенсивный, не поддающийся количественному учету рост бактерий группы кишечной палочки.

Таким образом, уровень трофии исследованных прудов по общей численности бактериопланктона варьирует от мезотрофного до эвтрофного. Соотношение количественного уровня развития бактериального сообщества в различных прудах в разные годы сохраняется.

Максимальные величины общей численности бактериопланктона отмечались в прудах с наименьшими объемами водных масс и глубинами, минимальные – в наиболее крупных и относительно глубоких прудах. То есть, мелководность прудов в сочетании с небольшими объемами воды негативно отражается на их экологическом состоянии.

Водные массы большинства исследованных прудов определяются как «чистые» по комплексной экологической классификации и соответствуют нулевому классу загрязнения по гигиенической классификации. Они пригодны для всех видов использования, в том числе и для рекреации. На прилегающих территориях не выявлено постоянных, точечных источников загрязнения отдельных прудов, основная роль в поступлении загрязняющих веществ, по-видимому, принадлежит рассеянным источникам.

1. Hobbie L. E., R. I. Daley & S. Jasper. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy // *Appl. and Environ. Microb.* 1977. Vol. 33 (5). P. 1225-1228.
2. Санитарно микробиологический анализ питьевой воды // Методические указания (МУК 4.2.1018-01). 2001.
3. Сорокин Ю. И. Бактериальная продукция в водоемах // *Итоги науки и техники. Общая экология, биоценология, гидробиология.* 1973. Т. 1. С. 47-101.
4. Копылов А.И., Косолапов Д.Б. Микробиологические индикаторы эвтрофирования пресных водоёмов // *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем.* СПб.: ЛЕМА, 2007. С. 176-181.

5. Павлова О.А. Результаты исследований фитопланктона // Экологическое обследование водных объектов Санкт-Петербурга до и после проведения очистных мероприятий : Закл. отчет. Фонды ИНОЗ РАН. 2010.
6. Окснюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидро-биол. журн. 1993. Т. 29, № 4. С. 62-76.
7. Опекунов А. Ю. Экологическое нормирование. СПб., 2001. 216 с.

SUMMARY **Kapustina L.L.**

ECOLOGICAL STATE OF SMALL WATER RESERVOIRS IN ST. PETERSBURG FROM MICROBIOLOGICAL CONSTRAINS

Microbiological studies of the present ecological state of 9 artificial ponds (Park Pobedy: the Moscow district of St. Petersburg) were carried out during 2007-2008 and 2010 summer seasons (July). The trophic state and water quality have been estimated using total bacterial density, saprophytic bacteria number and bacteria of E.Coli group number. The state varies from mesotrophic to eutrophic ($1.7-13.0 \text{ mln.cells ml}^{-1}$), dependent upon the water volume. Maximum values of total bacterial densities were observed in ponds with the lowest reservoir volumes ($4581-10907 \text{ m}^3$), while the minimum values – in the largest and deepest ponds ($86283-179629 \text{ m}^3$). In other words, small water amounts have negative influence on ecological state of the water reservoirs. Water of the most of the ponds studied are classified as “pure” according the complex ecological classification and correspond to the zero pollution level according to the hygienic classification and is suitable for all kinds of usage including the recreation.

ПРОДУКЦИОННО-ДЕСТРУКЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ В ОЦЕНКЕ СОСТОЯНИЯ ВЫГОЗЕРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (КАРЕЛИЯ)

Е.В. Теканова

*Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,
г. Петрозаводск, Россия, etekanova@mail.ru*

Продукционно-деструкционные характеристики – важнейшие интегральные показатели состояния водной экосистемы, которые отражают уровень и направленность ее функционирования, а также самоочиститель-

ную способность водоема, в том числе при воздействии тех или иных антропогенных факторов.

Целью настоящей работы было изучение особенностей протекания продукционно-деструкционных процессов в Выгозерском водохранилище, – важнейшем объекте хозяйственной деятельности Республики Карелия, подвергнутом разнотипному антропогенному воздействию.

В работу вошли собственные и литературные данные о содержании хлорофилла «а» в воде, первичной продукции и деструкции органического вещества (ОВ) в водоеме в летний период (июль) 1971–1972 гг. [1], 1981 г. [1, 2] и 2007–2011 гг. (хлорофилл «а» [3]). Первичная продукция и деструкция ОВ определялись скляночным кислородным методом, хлорофилл «а» – спектрофотометрически.

Наибольшему загрязнению подвержена северная часть водоема (Северное Выгозеро), принимающая сточные воды Сегежского ЦБК. Состав стоков на протяжении работы ЦБК зависел от качества их очистки. По характеру загрязнения в функционировании экосистемы северной части водохранилища можно выделить следующие этапы: 1) до 1979 г. – органическое загрязнение и токсификация (в водоем со стоками поступало большое количество ОВ, в том числе легкоминерализуемого, и ядовитых серосодержащих соединений); 2) 1979–1991 гг. – антропогенное эвтрофирование (после начала биологической очистки стоков в воде сократилось содержание лабильного ОВ, уменьшилась их токсичность, но возросло содержание фосфора); 3) 1990–2000 гг. – улучшение экологической ситуации в связи со спадом производства и минимальными объемами стоков ЦБК (Табл. 1).

Таблица 1.

**Характеристика загрязнения воды Северного Выгозера
в период открытой воды (данные П.А. Лозовика [4]).**

Показатель	1964– 1965	1969– 1975	1976– 1981	1982– 1991	1995– 2010
Σ_n , мг/л	27	27	32	22	24
БПК ₅ , мгО ₂ /л	1,0	1,6	1,5	1,2	0,7
O ₂ , %	56–86	20–83	30–86	48–82	79–95
P _{общ} , мкг/л	20	24	50	34	16
Фенолы, мкг/л	нет данных	15	10	5	5

Изменение скорости фотосинтеза ($A_{\max}$) и хлорофилла «а» (Chl) в планктоне на разных этапах функционирования экосистемы происходило в соответствии с изменением концентраций общего фосфора в воде (Табл.

2). В период органического загрязнения водоема эти показатели соответствовали величинам олиготрофных экосистем, во время эвтрофирования – мезо-эвтрофных. В современных условиях снижения биогенного загрязнения первичная продукция вернулась к уровню 1970-х гг., в то время как содержание в воде хлорофилла, хотя и закономерно снизилось, тем не менее, превышает величины 1970-х гг. в 3 раза и достигает пределов мезотрофных систем.

Таблица 2.

**Первично-продукционные и деструкционные характеристики
Северного Выгозера в разные периоды времени.**

Показатель	органическое загрязнение, токсификация (1970-е гг.)	антропогенное эвтрофирование (1980-е гг.)	улучшение условий сре- ды (2000-е гг.)
$A_{\max}$, мг С/м ³ ·сут.	117	366	113
R , мг С/м ³ ·сут.	74	60	37
Chl «а», мкг/л	1,1	11,4	3,7
$A_{\max}/Chl$,	86	32	36
R/Chl ,	75	5	13

Такое несоответствие, вероятно, связано со структурными изменениями в альгоценозах, произошедшими во время антропогенного эвтрофирования экосистемы (Рис. 1). Если в 1970-х гг. 95% сообщества составляли диатомовые водоросли, и лишь 2% – в совокупности зеленые и синезеленые, то уже в начале периода эвтрофирования доля последних увеличилась до 20% [5]. Примерно на таком уровне представительство зеленых и синезеленых в фитоценозах сохраняется до сих пор [6]. Считается, что в клетках этих групп водорослей содержится хлорофилла «а» больше [7-9 и др.].

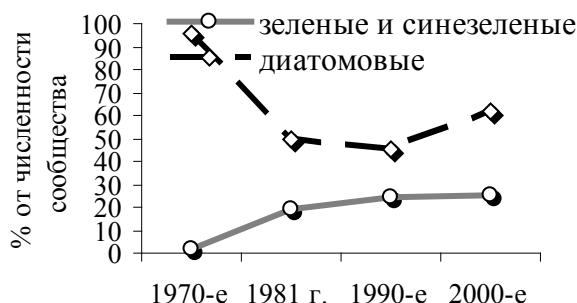


Рис. 1. Доля разных систематических групп в альгоценозах Северного Выгозера.

Показатели удельной активности фитопланктона, – ассимиляционные и репираторные числа, как правило, находятся в обратной взаимосвязи с уровнем трофии. Однако, в 1970-е гг. они оказались существенно выше, чем в настоящее время, при сходном трофическом состоянии экосистемы. С одной стороны, это связано с интенсивным развитием деструкционных процессов при поступлении в водоем ОВ со стоками ЦБК в 1970-е гг., с другой, – возможно, с реакцией фитопланктона на токсическое воздействие, которая проявилась в адаптивном увеличении удельных скоростей метаболизма (Табл. 2).

Отличная от первичной продукции и хлорофилла динамика была свойственна величинам деструкции ОВ в рассматриваемые периоды (Табл. 2). Максимальными скоростями разрушения ОВ характеризовался период органического загрязнения водоема, наибольшие скорости были свойственны участку вблизи выпуска стоков (в среднем 400 мкг С/л·сут.). По мере снижения в воде содержания лабильного ОВ, величины деструкции постепенно уменьшались, в настоящее время (2007-2011 гг.), в отсутствие значимого загрязнения водоема ОВ антропогенного происхождения, они в 2 раза ниже, чем в 1971–1972 гг., а вблизи выпуска сточных вод сокращение достигло 4 раз (в среднем 92 мкг С/л·сут.).

В период органического загрязнения в Северном Выгозере не было обнаружено взаимосвязи между первичной продукцией и деструкцией ОВ (Рис. 2), то есть первичное продуцирование никак не влияло на масштабы последней.

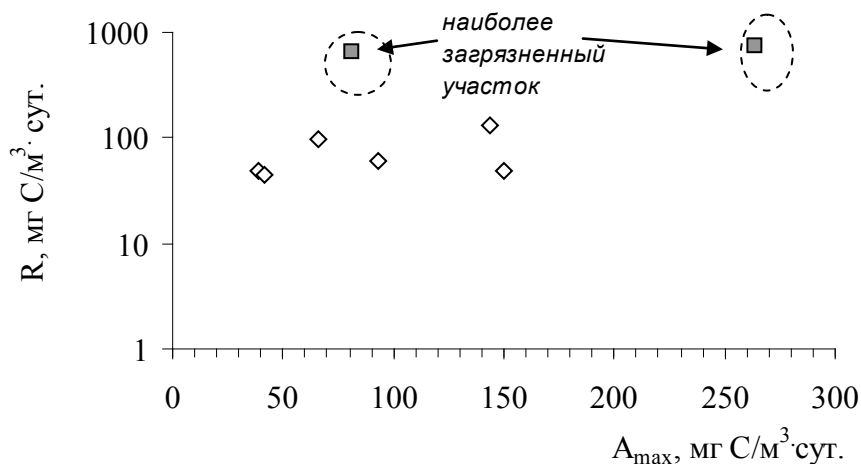


Рис. 2. Фотосинтез (A_{max}) и деструкция (R) в Северном Выгозере летом 1971- 72 гг.

В это время развитие деструкционных процессов большей частью базировалось на легкоминерализуемом ОВ антропогенного происхождения, в водоеме активно протекали бактериальные процессы самоочищения. В настоящее время, при отсутствии значительного поступления в водоем лабильного ОВ, между этими параметрами установлена достоверная положительная связь (коэффициент Спирмена 0,72). То есть, в развитии деструкционных процессов в экосистеме Северного Выгозера новообразованное ОВ начало играть значимую роль (Рис. 3).

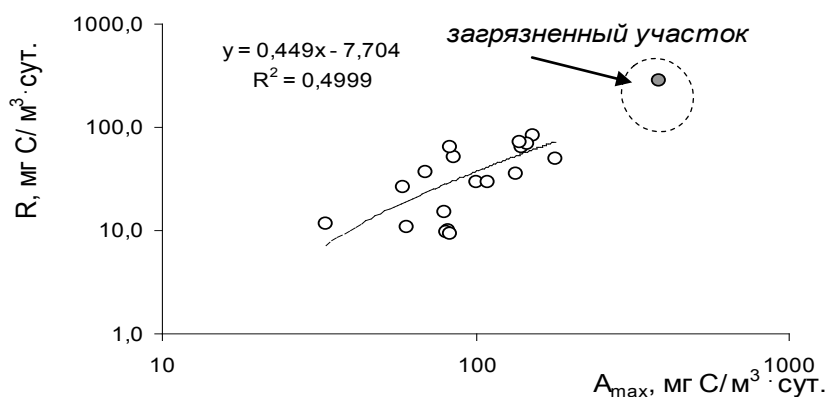


Рис. 3. Связь между фотосинтезом и деструкцией в Северном Выгозере.

Существенные изменения в первичной продукции и деструкции на разных этапах функционирования экосистемы Северного Выгозера отразились на балансе ОВ в экосистеме (рис. 4). В период органического загрязнения водоема при невысоком уровне трофии и активном протекании бактериальных процессов самоочищения первичная продукция не достигала и 20% от объема деструкции ОВ в столбе воды ($\Sigma A/\Sigma R - 0,15-0,18$). При эвтрофировании за счет роста первичной продукции и одновременно уменьшения интенсивности деструкционных процессов продукция в этом соотношении достигала уже более 80% (0,84). В настоящее время, по данным П.А. Лозовика [4], антропогенная нагрузка на водоем и по биогенным, и по ОВ меньше, чем природная. Поэтому определенный в 2007-2011 гг. баланс ОВ в северной части Выгозерского водохранилища, где доля первичной продукции составляет около 40% от деструкции ОВ (0,40-0,42), наиболее близок к природному.

Таким образом, изменения в содержании хлорофилла «а» и первичной продукции в Северном Выгозере закономерно происходили в соответствии с изменением трофического состояния водоема. Изменение скорости деструкции ОВ соответствовало динамике антропогенной нагрузки ОВ на экосистему.

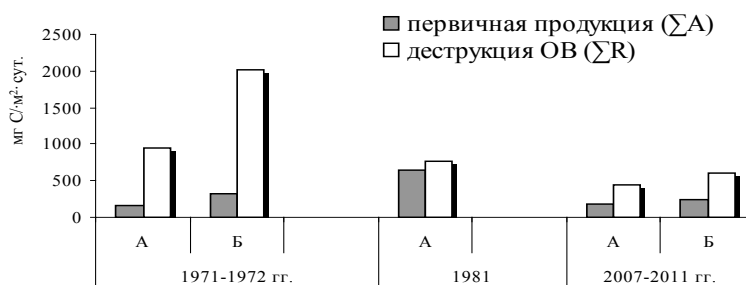


Рис. 4. Баланс органического вещества в Северном Выгозере.
Обозначения: А – среднее на акватории; Б – среднее в наиболее загрязненном участке.

Выявлены нарушения в сопряженности продукционно-деструкционных процессов при загрязнении водоема ОВ и развитии процессов самоочищения. Обнаружено увеличение удельной активности фитопланктона в период органического загрязнения и токсификации. Существенно менялся баланс ОВ – от резко отрицательного при органическом загрязнении до почти равновесного – при эвтрофировании. В настоящее время баланс ОВ в Северном Выгозере близок к природному.

1. Вислянская И.Г., Харкевич Н.С. Фитопланктон и первичная продукция Выгозерского водохранилища // Органическое вещество и биогенные элементы в водах Карелии.
2. Тимакова Т.М. Экология целлюлозоразрушающих бактерий // Органическое вещество и биогенные элементы в водах Карелии. Петрозаводск: КФ АН СССР, 1985. С. 128-143.
3. Теканова Е.В., Сластина Ю.Л. Первично-продукционные характеристики озера Выгозера в связи с изменением антропогенной нагрузки // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера : Мат. XXVIII междунар. конф. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 2009. С. 547-551.
4. Теканова Е.В., Лозовик П.А., Калинкина Н.М., Куликова Т.П., Полякова Т.Н., Рябинкин А.В., Сластина Ю.Л., Тимакова Т.М., Чекрыжева Т.А. Современное состояние и трансформация северной части Выгозерского водохранилища // Водные проблемы Севера и пути их решения. Труды Карельского НЦ РАН, 2011. № 4. С. 50-56.
5. Вислянская И.Г. Северное Выгозеро, река Нижний Выг и озеро Воицкое. Фитопланктон // Современное состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1992-1997 гг. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 1998. С. 112-115.

6. Чекрыжева Т.А. Фитопланктон северной части Выгозерского водохранилища (республика Карелия) // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера : Мат. XXVIII междунар. конф. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН, 2009. С. 591-596.

7. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л., 1990. 184 с.

8. Елизарова В.А. Хлорофилл как показатель биомассы фитопланктона // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С.126-130.

9. Минеева Н.М. Первичная продукция планктона в водохранилищах Волги / Отв. ред. А.И. Копылов. Ярославль: Принтхаус, 2009. 279 с.

SUMMARY

Tekanova E.V.

THE PRODUCTION-DESTRUCTION PROCESSES AS INDICATORS OF THE VYGOZERSKOE RESERVOIR STATE (KARELIA)

Long-term changes of primary production, chlorophyll "a" and organic matter destruction in connection with the different ecological conditions (pollution of organic and toxic substances, anthropogenic eutrophication, improvement of environment) in the northern part of Vygozerskoe reservoir (Karelia) are presented. The peculiarities of phytoplankton metabolism specific activity, interrelation of primary production and destruction processes, and organic matter balance in the conditions of different anthropogenic influence in this ecosystem are shown.

Часть 5. Беспозвоночные в мониторинге состояния водоемов (Invertebrates in monitoring of water-bodies state condition).

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЗООПЛАНКТОНА В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

И.Н. Андроникова

*Институт озераведения РАН, г. Санкт-Петербург, Россия,
vlandron@mail.ru*

Подробный анализ структуры и функционирования зоопланктона в разнотипных озерах и его ответные реакции на антропогенное воздействие позволили значительно дополнить набор показателей, которые могут использоваться в системе мониторинга. Обзорная статья на эту тему с оценкой информативности различных показателей приводится в публикации автора, где в двух сводных таблицах представлены те, которые рекомендуются для определения трофического статуса озерных экосистем и диагностики процесса антропогенного эвтрофирования [1].

В последние десятилетия большую актуальность по сравнению с эвтрофированием приобрела проблема техногенного загрязнения водоемов, что нашло отражение в появлении таких терминов как “экологические катастрофы, зоны экологического риска, мертвые зоны, деградация и гибель сообществ и даже экосистем, экологическая безопасность”. В этих ситуациях реакции зоопланктона носят совершенно иной характер. При эвтрофировании наблюдаются структурные изменения в сообществе, интенсификация его функционирования. в ранге нового трофического статуса водоема. При техногенном загрязнении идет процесс деградации сообщества. Биоиндикация проявляется здесь на двух уровнях – биоценотическом и организменном, который является не менее информативным, чем первый. Изменения зоопланктона на биоценотическом уровне прямо противоположны тому, что наблюдается при эвтрофировании – это сокращение видового состава, деформированная таксономическая структура, при стрессовых ситуациях - гибель сообщества, т.е. полная утрата всех функций в экосистеме. Показатели на организменном уровне – это ответные реакции особей не в эксперименте, где главным показателем является гибель организмов за определенный промежуток времени, а в природе, где перечень этих реакций значительно шире. Примеры их рассеяны в публикациях,

обобщающих работ пока не появилось. Приведем те, которые удалось найти в литературе и которые мы наблюдали в собственных исследованиях: у *Cladocera* – бледная окраска тела, раскрытые створки, выброс несформировавшейся молоди, резорбция яиц в выводковой камере, морфопатологии вторых антенн, новообразования; у коловраток *Conochilus* – распавшиеся колонии, у беспанцирных коловраток, в частности, у *Asplanchna* – лизис тканей, склеивание особей в бесформенные комки (т.е. гибель); у *Copepoda* – двойной карапакс, морфопатологии в строении антенн, фурук и пятой пары ног, новообразования, выпирающие между члениками головогруди и брюшка. Наконец, мертвые особи во всех таксономических группах. Подобные явления при эвтрофировании водоемов не наблюдаются.

Литоральная зона – прибрежная часть водоема, которая включает как дно, т.е. собственно литораль, и водную массу, расположенную над литоралью. Будучи переходной зоной между смежными экологическими системами (наземной и водной) она рассматривается как прибрежно-водный экотон, который первым испытывает воздействие антропогенных факторов и выполняет роль экологического барьера между водосбором и основной акваторией озера. Следует подчеркнуть и ее важную роль как источника информации об экологическом состоянии районов побережья, подвергающихся техногенному загрязнению. Особенно велика ее индикаторная роль в больших глубоководных озерах, где влияние промышленных стоков в удаленных от берегов участках пелагиали не прослеживается. Между тем, очевидно, что чем больше зон экологического риска в прибрежных районах, тем более “нездоровая” экосистема в целом.

Первой задачей исследования литоральной зоны было определение ее трофического статуса как фоновой характеристики при сравнении с загрязненными участками. Большая часть этой акватории относится к мезотрофному типу. В южных заливах, в зависимости от погодных условий, особенно близ ассоциаций макрофитов, трофический тип, оставаясь мезотрофным, может быть граничным с эвтрофным. В северных шхерах отмечается большее разнообразие трофических состояний – от олиготрофных до эвтрофных с преобладанием заливов мезотрофного тип. Более подробная информация о зоопланктоне фоновых участков литоральной зоны представлена в публикации [2].

Главная цель работы – выявление зон экологического риска. В литературе концепция экологического риска представлена как оценка вероятности возникновения обратимых или необратимых изменений в структуре и функции экосистем в ответ на антропогенные воздействия [3]. На начальных этапах она включает лишь идентификацию опасности, что является качественным предсказанием ожидаемых событий. Количественная оценка влияния таких зон в направлении открытого озера или в пределах литоральной зоны заключается в определении границ этого влияния. Все

проведенные на Ладожском озере работы за последние 15 лет рассматриваются как качественный этап этой оценки.

Основные загрязнители озера – это ЦБК, деревообрабатывающие предприятия, различные фермы и нефтяное загрязнение. Особое место занимает р. Волхов, откуда в Волховскую губу поступают стоки ряда промышленных предприятий (среди которых выделяется АО “Волховский алюминий”), железнодорожного узла, городов Великого Новгорода и Кириши. Существенную роль играют сточные воды Сясьского ЦБК.

В результате комплексных исследований в прибрежной зоне было выявлено 12 зон экологического риска, где показатели зоопланктона проявили себя как информативные биоиндикаторы. Приведем наиболее яркие примеры.

В Щучий залив в течение трех десятилетий спускались воды Приозерского ЦБК, что привело к полной деградации экосистемы, превратившейся в “мертвую зону”. Более того, загрязненные воды залива в середине 1980-х годов двигались вдоль западного берега озера к истоку р. Невы. В 1986 г. ЦБК был закрыт. Мониторинг, продолжавшийся 20 лет, позволил проследить этапы позитивных и негативных изменений, связанных с закрытием ЦБК, а затем перепрофилированием его в другие, не менее опасные предприятия – мебельный комбинат и завод по выпуску древесноволокнистых плит. Ответные реакции зоопланктона позволили выявить 4 периода в состоянии водоема, чередующиеся с восстановлением и полной или частичной деградацией сообщества (Табл. 1, Рис. 1).

Таблица 1.

Изменение количественных показателей зоопланктона в центральной части Щучьего залива (станция 2) в различные периоды многолетнего ряда наблюдений.

Периоды	N, тыс. экз./м ³	B, г/м ³	H, бит (по B)	Трофический тип
I. 1989-1991	797,1 (465,6-189,0)	7,54 (3,36-15,1)	1,59 (1,37-1,82)	Эвтрофный
II. 1992-1994	22,8 (2,3-32,5)	0,1 (0,01-0,2)	Деградация сообщества	-
III. 1995-2003	391,0 (64,6-871,7)	2,0 (0,35-6,22)	2,46 (1,66-2,77)	Мезотрофный
IV. 2004-2006	121,1 (90,5-177,6)	0,63 (0,36-1,0)	2,31 (2,17-2,40)	Слабомезотрофный

Подробные результаты этих исследований изложены в публикации [4]. Основной вывод наблюдений: даже после полной гибели сообщества, вызванной стрессовой экологической ситуацией, при прекращении действия негативных факторов зоопланктон может восстановиться как функционирующая биологическая система. В первом периоде этот процесс начался на 3-ий год после закрытия ЦБК и через 5 лет по показателям зоопланктона залив характеризовался как эвтрофный α - β сапробный водоем с доминирующими видами-индикаторами (*Daphnia pulex* (De Geer), нигде более в Ладоге не встреченный, *Bosmina longirostris* (O.F. Müll.) и высокими средними и максимальными показателями биомассы – 4.85 г/м^3 и 15.1 г/м^3 соответственно. Сообщество сильно отличалось от зоопланктона литоральной зоны основной акватории водоема. Выравнивание трофического статуса залива по показателям зоопланктона с примыкающей литоральной зоной озера, относящейся к мезотрофному типу, произошло через 15 лет.

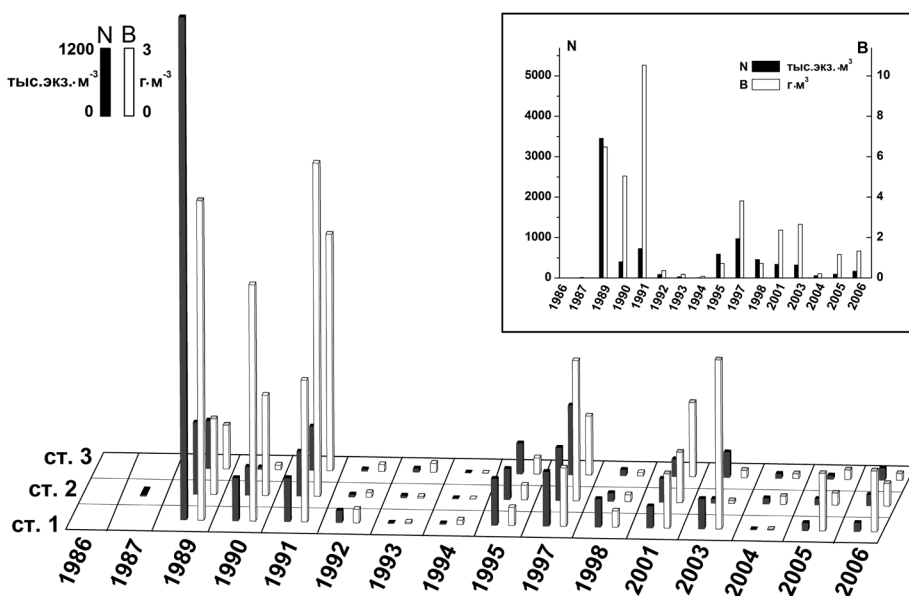


Рис. 1. Межгодовые изменения численности (N) и биомассы (B) зоопланктона Щучьего залива на трех станциях продольного профиля в летний сезон 1986–2006 гг.

Вставка - средние величины для трех станций.

Очень показательно состояние зоопланктона в глубоководной шхере (64 м) близ г. Питкяранта, где расположен ЦБК. В летний сезон было взято 8 станций от сточной трубы и далее на расстоянии 7 км по принципу тран-

сект. Структура зоопланктона была сильно деформирована, в поверхностных слоях доминировала *Asplanchna priodonta* Gosse, которая, по-видимому, была принесена нагонным ветром из открытого озера и составляла 95% от общей величины биомассы, равной $6,2 \text{ г/м}^3$. Было очевидно, что под действием стоков популяция погибала – наблюдался лизис тканей и склеивание особей в неоформленные комки. За вычетом аспланхны биомасса была ничтожна ($0,3\text{--}0,4 \text{ г/м}^3$), в зоопланктоне, в основном, присутствовал *Thermocyclops oithonoides* Sars и в незначительном количестве Cladocera. Мелкие коловратки отсутствовали. В глубинных горизонтах на расстоянии 5-7 км от трубы присутствовали крупные циклопы, но доминировал *Limnocalanus macrurus* Sars (76%), у которого наблюдались особи с ярко выраженными новообразованиями, составляющие на разных станциях 20-30% от численности этого вида.

Пример, не столь масштабный, как предыдущие, позволил выявить еще одну зону риска. Близ пос. Ляскеля в шхерном районе, где у самого причала расположено крупное деревообрабатывающее предприятие, в течение нескольких лет отбирались пробы на станциях с водой цвета крепкого чая и глубинами 3-4 м. В зоопланктоне присутствовал единственный обитатель – *Thermocyclops oithonoides*, малочисленные особи которого (не более 300 экз./м^3) не представляли собой биологическую систему, а являлись лишь примером высокой толерантности этого вида к загрязняющим веществам.

Данные В.А. Авинского являются примером состояния зоопланктона Волховской губы и Сортавальской шхеры, где сообщество проявило себя и как индикатор происхождения сточных вод [5]. По принципу трансект в этих районах был собран материал от источника загрязнения в направлении открытого озера по продольнику длиной 33 км. В Волховской губе градиент между минимальными показателями биомассы вблизи устья реки и максимальными в конце трассы у открытого озера составлял 4,5. В приустьевом участке была резко снижена доля Cladocera (3% против 60% в удаленных участках), у многих особей были бледные раскрытые створки, отмечались распавшиеся колонии *Conochilus*. *Asplanchna*, в отличие от станций, близких к открытому озеру, отсутствовала. Мертвые особи составляли 25% от общей численности. В Сортавальской шхере при сходном градиенте, равном 4, картина противоположная – максимальные показатели биомассы наблюдались вблизи источника загрязнения (г. Сортавала), минимальные – у открытого озера. Тренд градиентов отражает реакцию сообщества на характер загрязнений: в первом случае – промышленных сточных вод, приводящих к его деградации; во втором – бытовых стоков с высоким содержанием органического вещества, повышающих биологическую продуктивность сообщества.

Более полная информация имеется в публикации [6], где приведен и представленный здесь рис.2. Из 12-ти выявленных зон экологического риска наиболее неблагоприятная ситуация отмечается близ городов Приозерск и Питкяраны, пос. Ляскеля и в Волховской губе. Все зоны риска расположены локально и дискретно на больших расстояниях от центральных районов пелагиали, где их влияние не прослеживается, создавая впечатление полного экологического благополучия в водоеме.

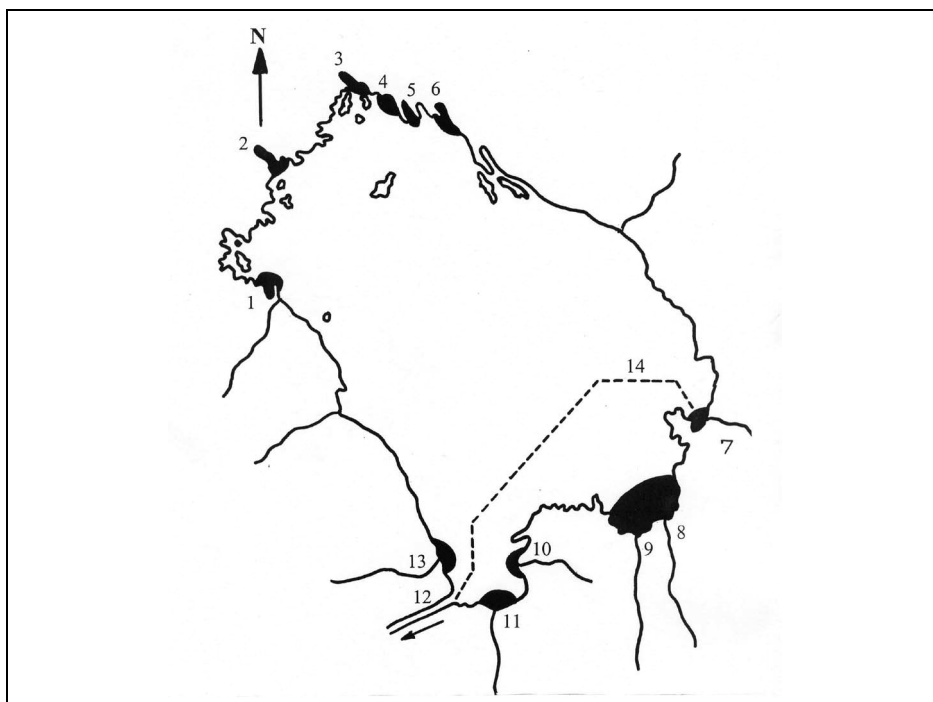


Рис. 2. Зоны экологического риска в прибрежных районах Ладожского озера. Акватории близ населенных пунктов: 1 – Приозерск, 2 – Лахденпохья, 3 – Сортавала, 4 – Ляскеля, 5 – Импилахти, 6 – Питкяранта. Акватории у устьев рек: 7 – Свирь, 8 – Сясь, 9 – Волхов, 10 – Кобона, 11 – Назия, 13 – Морья, 12 – р. Невы. 14 – фарватер

1. Андроникова И.Н. Оценка информативности показателей зоопланктона как биоиндикатора в мониторинге озерных экосистем // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем : Сб. матер. Междунар. конфер. СПб.: ЛЕМА, 2007. С. 212-216.

2. Андроникова И.Н. Биоразнообразие и количественная оценка зоопланктона литоральной зоны // Ладожское озеро – прошлое, настоящее, будущее. СПб.: Наука, 2002. С. 253-259.
3. Башкин В.Н. Управление экологическим риском. М.: Научный Мир, 2005. 368 с.
4. Андроникова И.Н. Двадцатилетний мониторинг зоопланктона Щучьего залива Ладожского озера после закрытия Приозерского ЦБК (1986-2006 гг.) // Литоральная зона Ладожского озера. СПб.: Нестор-История, 2011. С. 187-197.
5. Karjalainen J., Rahkola M., Holopainen A.-L., Huttula T., Jurvelius J., Viljanen M., Avinsky V., Letanskaja G., Telesh I. Trophic gradient and associated changes in the plankton community in two bays of Lake Ladoga // Boreal Env. Res. 1999. Vol. 4, № 3. P. 229-238.
6. Андроникова И.Н., Распопов И.М. Зоны экологического риска в прибрежных районах Ладожского озера // Биология внутренних вод. М.: Наука, 2007. № 2. С. 3-10.

SUMMARY
Andronikova I.N.

**USE OF ZOOPLANKTON INDICES IN THE EVALUATION OF
ECOLOGICAL STATE OF THE NEAR-SHORE ZONE IN LAKE
LADOGA**

In the near-shore area of Lake Ladoga 12 zones of ecological risk were revealed. They are located in the regions close to the sources of industrial waste waters. The first information about polluted areas we received from the littoral zone. Its high informative role has the most significance in the large deep-water lakes, where negative influence of wastes was not observed in the distant regions of pelagic zone. Zooplankton indices of two levels of organization (biocenotic and organism's ones) were used for the evaluation of ecological state in the regions under influence of pollution. The most dangerous ecological situations were noted in the north skerry region, especially near towns Priozersk, Pitkjaranta Ljaskelja, and in Volkhov Bay in the south of the lake. The aim of future investigations is to determine the boundaries of influence of polluted wastes towards the open lake and along the littoral zone, where ecological situation is evaluated for the present as normal.

СТРУКТУРА ДОМИНИРОВАНИЯ ВИДОВ В ЗООПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВАХ КАК ИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ

Е.Г. Крупа

Институт зоологии КН МОН, г. Алматы, Казахстан, elena_krupa@mail.ru

Одним из подходов к анализу структуры водных сообществ является построение графиков ранговых распределений видов, получивших название «структуры доминирования видов» [1]. Метод (abundance-biomass comparison, ABC-метод) был предложен R. Warwick [2], который на основе изучения морского бентоса сделал вывод, что в нормальных условиях обитания донных организмов кривые биомассы, построенные на основе ранговых распределений видов, проходят выше кривых численности. При умеренном стрессе кривые сближаются, при сильном стрессе кривые численности проходят выше кривых биомассы.

Исследования структуры доминирования видов в зоопланктоне 12 водохранилищ и 34 озер, расположенных в различных регионах Казахстана, проводили летом 2000-2010 гг. Средние глубины водоемов варьировали от 2-3 до 15-20 м. По уровню антропогенной нагрузки (УАН) были выделены: слабо загрязненные (отсутствуют организованные источники загрязнения, ненарушенный водосбор), умеренно загрязненные (отсутствуют организованные источники загрязнения, нарушенный водосбор), повышено загрязненные (нарушенный водосбор, периодические сбросы из организованных источников), сильно загрязненные (постоянные сбросы из организованных источников) водоемы.

Пробы зоопланктона отбирали тотальным обловом толщи воды малой сетью Джели и обрабатывали стандартными методами. При построении графиков ранговых распределений видов по оси абсцисс откладывали порядковые номера (ранги видов) в порядке убывания индексов доминирования (доли в суммарной численности и биомассе), по оси ординат – накопленные величины доминирования соответствующего числа видов. Всего построено более 100 графиков структуры доминирования видов.

В зоопланктонных сообществах исследованных водоемов было выделено шесть типов структуры доминирования видов (ТСД) (Рис. 1), каждому из которых дано буквенное обозначение: 1. кривая биомассы проходит выше кривой численности на значительном расстоянии друг от друга ($B > Ч$); 2. кривая биомассы проходит выше кривой численности, наблюдается их сближение ($B \geq Ч$); 3. кривая биомассы проходит параллельно кривой численности, но они не совпадают ($B \approx Ч$); 4. полное совпадение кривых биомассы и численности ($B = Ч$); 5. кривые численности и биомассы пере-

секаются (БхЧ); 6. кривая численности располагается выше кривой биомассы (Ч>Б). Чаще всего отмечался первый тип структуры доминирования видов. Далее по частоте встречаемости следовали переходные (2-4) типы. Реже всего встречались пятый и шестой типы доминирования видов.

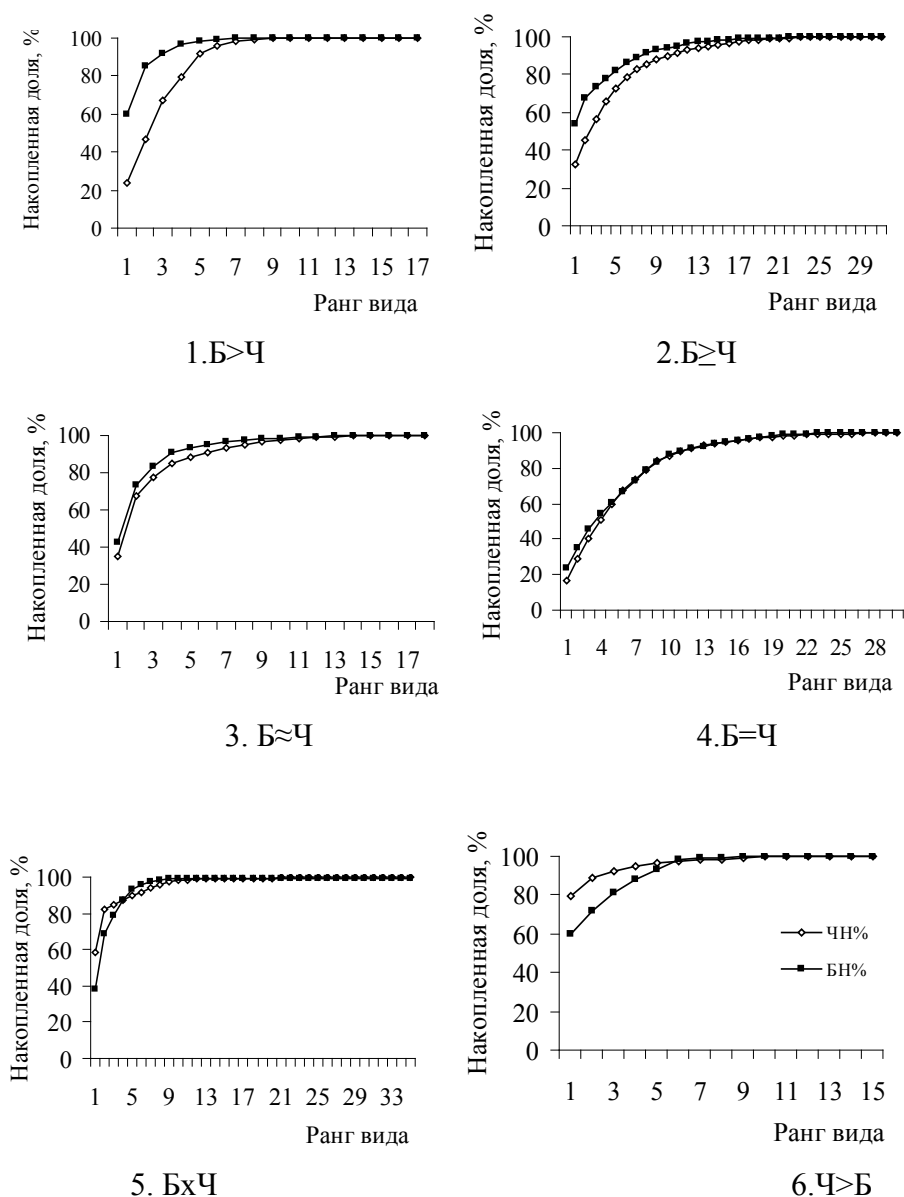


Рис. 1. Основные типы структуры доминирования видов в зоопланктонных сообществах водоемов Казахстана.

биомассе в 10 случаях из 11 (91%) занимали виды Copepoda. Данный тип структуры доминирования видов, наблюдаемый в динамичных условиях среды, мы считаем переходным между первым-четвертым, когда кривые биомассы располагаются выше кривой численности при различной степени их сближения, и шестым, когда кривые численности проходят выше кривой биомассы.

При усилении антропогенной нагрузки на озера и водохранилища различной глубины и степени зарастаемости происходила смена ТСД видов в зоопланктоне с первого-второго на четвертый-шестой (Табл. 1). При этом при уменьшении глубин водоемов и усилении антропогенной нагрузки в пределах каждой морфометрической категории, т.е. в двух направлениях, возрастали количественные показатели зоопланктона, снижаясь только в условиях сильного зарастания; снижалась величина средней индивидуальной массы особи; происходила смена состава доминирующих групп с ротаторно-клагоцерного на копеподно-клагоцерный, копеподный или ротаторный и состава доминантных комплексов.

Таблица 1.

Изменение некоторых структурных показателей зоопланктона при усилении антропогенной нагрузки на водоемы Казахстана.

Глубина	Тип водоема	УАН	Ч., тыс. экз/м ³ Б., г/м ³	Дом. группа	Сред. масса особи, мг	ТСД
>15 м	озера	слабый	<u>10-20</u> 0,2-0,8	<u>Rot</u> Clad	0,020- 0,050	Б>Ч, Б≥Ч
		умеренный	<u>25-100</u> 0,7-1,5	<u>Cop</u> Clad	0,013- 0,021	Б=Ч, БХЧ
		повышенный	<u>100-250</u> 1,5-4,5	<u>Rot</u> Clad	0,013- 0,017	БХЧ, Ч>Б
	водохранилища	умеренный	<u>25-45</u> 0,7-1,0	<u>Rot</u> Cld	0,02- 0,03	Б>Ч
		умеренный*	<u>20-70</u> 0,3-1,2	<u>Cop</u> Cld	0,01- 0,04	Б>Ч
		повышенный*	<u>10-140</u> 0,2-1,2	<u>Rot</u> Clad	0,009- 0,064	Б≥Ч, Б≈Ч, Б=Ч
6-10 м	озера	умеренный*	<u>40-70</u> 0,8-2,1	<u>Cop</u> Clad	0,015- 0,020	Б≈Ч
		повышенный	<u>120-150</u> 1,2-1,5	<u>Cop</u> Clad	0,011- 0,013	Б=Ч
	водохранилища	слабый	<u>25-40</u> 0,2-0,4	<u>Rot</u> Cld/Cop	0,004- 0,009	БХЧ
		повышенный*	<u>150-300</u> 1,5-4,0	<u>Cop</u> Cop	0,008- 0,030	Б=Ч, БХЧ

		сильный*	<u>150-650</u> 1,5-9,0	<u>Cop</u> Cop	0,011- 0,012	Б≥Ч, ЧХБ
< 5м, слабо зарастающие	озера	слабый	<u>90-100</u> 1,6-2,0	<u>Rot</u> Clad	0,020- 0,025	Б≥Ч
		повышенный	<u>150-200</u> 1,8-2,2	<u>Cop/Rot</u> Clad	0,010- 0,011	Б≥Ч
		умеренный	<u>250-500</u> 1,3-1,4	<u>Rot</u> Clad	0,003- 0,006	Б≥Ч
	водохранилища	повышенный	<u>500-1400</u> 4,8-9,6	<u>Rot</u> Rot	0,004- 0,007	Б≈Ч
		сильный*	<u>150-750</u> 3,5-15,0	<u>Cop/Rot</u> Cop/Cld	0,005- 0,020	Б≥Ч, Б≈Ч, Б=Ч, БХЧ, Ч>Б
		умеренный*	<u>15-20</u> 0,1-0,2	<u>Rot/Cop</u> Rot/Cop	0,004- 0,008	Б≈Ч, Б=Ч
< 5 м, зарастающие	озера	повышенный	<u>90-120</u> 1,0-1,5	<u>Cop</u> Clad	0,009- 0,013	БХЧ
		сильный	<u>150-200</u> 0,2-0,3	<u>Rot</u> Rot	0,001- 0,002	Б≈Ч
		водохранилища	умеренный	<u>70-120</u> 0,1-0,2	<u>Rot</u> Rot	0,001- 0,002
	повышенный		<u>60-70</u> 0,2-0,4	<u>Rot</u> Cld	0,003- 0,006	Б>Ч
	Примечание – * – смешанное (токсическое и органическое) загрязнение.					

Таким образом, изменения типов структуры доминирования видов являлись отражением комплексной перестройки зоопланктонных сообществ под влиянием внешних факторов. В первую очередь эти изменения за счет внутривидовых перестроек затрагивали размерно-массовые характеристики зооценозов, при большей инерционности видового состава. Так, при слабой и умеренной антропогенной нагрузке на экосистемы глубоководных озер доминантный комплекс включал *Daphnia galeata* Sars, *Eudiaptomus graciloides* (Lilljeborg), при умеренном и повышенном антропогенном воздействии в озерах средней глубины – *Diaphanosoma lacustris* Korinek, *Arctodiaptomus salinus* (Daday), *Mesocyclops leuckarti* (Claus), *Thermocyclops crassus* (Fischer), в мелководных – *D. lacustris*, *Bosmina longirostris* (O.F. Muller), *M. leuckarti*. При дальнейшем усилении нарушающих воздействий, особенно в водохранилищах средней глубины и мелководных, доминирование переходило преимущественно к циклопам, среди которых усиливалось значение *Acanthocyclops trajni* Mirabdullayev et Defaye.

Существенное влияние на структурные показатели зоопланктоценозов оказывало поступление в водоемы промышленных стоков. В условиях

смешанного загрязнения (преимущественно в водохранилищах) структура доминирования видов характеризовалась нестабильностью, на фоне меж-годовых изменений состава доминантных комплексов, количественных показателей зоопланктона и величины средней индивидуальной массы особи.

Изменения типов структуры доминирования видов являются отражением комплексной перестройки зоопланктонных сообществ под влиянием внешних факторов. Переход от первого к последующим типам распределения видов при усилении антропогенной нагрузки на водные экосистемы может быть объяснен тем, что в стабильных сообществах преобладают крупные виды, обладающие невысокой численностью (*K*-стратегии), а в нарушенных – мелкие, но более многочисленные (*r*-стратегии) [3, 4]. Эти перестройки затрагивают в первую очередь размерную структуру сообществ за счет внутривидовых изменений при более или менее длительном сохранении состава доминирующих групп и видов. Данный метод заслуживает внимания при мониторинговых наблюдениях, так как при своей простоте позволяет уловить изменения в зооценозах на стадиях, когда еще не произошла смена видового состава.

1. Баканов А.И. Количественная оценка доминирования в экологических сообществах // Количественные методы экологии и гидробиологии. Тольятти, 2005. С. 37-67.
2. Warwick R.M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities // Mar. Biol. 1986. Vol. 92, № 4. P. 557-562.
3. Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1981. 328 с.
4. Левич А.П. Описание, происхождение и применение ранговых распределений в экологии сообществ // Общая и прикладная ценология. М., 2007. № 5. С. 14-19.

SUMMARY **Krupa E.G.**

STRUCTURE OF SPECIES DOMINATING IN ZOOPLANKTON COMMUNITIES AS AN INDICATOR OF ECOLOGICAL STATE OF WATER-BODIES

Distributions by ranks of abundance or biomass for zooplankton species of Kazakhstan waterbodies were investigated. It is allocated six types of species distribution. It was shown that at strengthening of anthropogenous influence on water ecosystems there are changes ranks species distributions from the first-second on the subsequent types. These changes are connected by those that in stable communities the large species reaching low number dominates, and in disturbed communities – small, but more numerous species.

РОЛЬ РАЗЛИЧНЫХ РАЗМЕРНЫХ ФРАКЦИЙ ПРОТОЗОЙНОГО ПЛАНКТОНА В УСЛОВИЯХ ИНТЕНСИВНОГО ЭВТРОФИРОВАНИЯ И ЗАГРЯЗНЕНИЯ СУЗДАЛЬСКИХ ОЗЁР (г. САНКТ-ПЕТЕРБУРГ)

Д.С. Бардинский

Институт озераведения РАН, г. Санкт-Петербург, Россия, bar-dos777@mail.ru

Изучение структуры планктонных сообществ имеет большое значение для познания процессов функционирования водных экосистем. Важным звеном последних являются простейшие, многие виды которых могут быть биоиндикаторами органического загрязнения водной среды, что позволяет использовать их для оценки сапробного состояния водоёмов. В данной работе приводятся результаты исследования протозойного планктона Верхнего и Нижнего Суздальских озёр (исключая оз. Среднее Суздальское) в 2007 и 2008 гг. Суздальские озера расположены каскадом в направлении с юга на север, соединены между собой протоками, и относятся к разряду малых водоёмов с площадью зеркала менее 1 км². Площадь Верхнего Суздальского озера составляет 0,22 км² при средней глубине 5,5 м, Нижнего – 0,97 км² и 1,5 м соответственно. Подавляющее большинство городских водоёмов классифицируются как загрязнённые и их трофический статус оценивают как эвтрофный или гипертрофный. Суздальские озера расположены в городской черте Санкт-Петербурга и испытывают значительную антропогенную нагрузку. Верхнее Суздальское озеро активно используется горожанами для отдыха и купания. На берегу Нижнего Суздальского озера расположено кладбище, кроме того, идёт строительство новых городских кварталов, особенно активно в последние 3 года. По величине средней за сезон биомассы фитопланктона, типу сезонной динамики, составу доминирующих видов и средней концентрации хлорофилла “а” Верхнее Суздальское озеро характеризуется как мезотрофное, а Нижнее Суздальское как высокоэвтрофное [1].

Пробы для изучения сообщества планктонных инфузорий отбирались с мая по октябрь один раз в месяц в 2007 г. и 3 раза (июнь, июль и октябрь) в 2008 г. В Верхнем Суздальском озере (максимальная глубина 11 м), пробы отбирались с поверхности, 3,0 м, 6,0 м и из придонного горизонта. В Нижнем Суздальском озере (максимальная глубина 3м) сбор производился с горизонта 1 м батометром Руттнера объёмом 2 литра. Пробы обрабатывались в живом виде по общепринятой методике [2-4]. Инфузории разделялись на размерные группы: мелкие (до 40 мкм), средние (40-100 мкм), крупные (100-200 мкм) и размером свыше 200 мкм. Исследован-

ные простейшие относятся к 5 отрядам Gymnostomata, Oligotricha, Peritricha, Hymenostomata и Heterotricha. Доминирующие виды принадлежали, в основном, к отряду Oligotricha. Это виды рода *Strombidium* (*S. mirabile*, *S. viride* f. *Pelagica*); рода *Strobilidium* (*S. velox*) и *Tintinopsis* (*T. cratera*). Была отмечена высокая численность представителей рода *Paramecium*.

Как известно, многие виды простейших могут служить индикаторами трофического статуса водоёма, который можно определить по видам-индикаторам сапробности [5]. В таблице 1 приводятся данные по распределению некоторых видов планктонных инфузорий в двух исследованных озёрах.

Таблица 1.

**Структурообразующие виды сообщества планктонных инфузорий
в Суздальских озерах и их сапробная валентность.**

Виды	Верхнее Суздальское	Нижнее Суздальское	Сапроб- ность
<i>Coleps hirtus</i> Nitzsch	+	+	α -мезо
<i>Didinium nasutum</i> O.F.Muller	+		β -мезо
<i>Epistylis rotans</i> Svec	+		Олиго
<i>Halteria grandinella</i> O.F.Muller	+	+	α - β мезо
<i>Paramecium bursaria</i> Ehrenberg	+	+	α - β мезо
<i>Paramecium aurelia</i> Ehrenberg		+	β -мезо
<i>Paramecium putrium</i> Claparede et Lachmann		+	Поли
<i>Strobilidium gyrans</i> Stokes	+		Олиго- β - мезо
<i>Strobilidium velox</i> Faure-Fremiet	+	+	β -мезо
<i>Strombidium mirabile</i> Penard	+	+	β -мезо
<i>Strombidium viride</i> Stein	+		Олиго
<i>Strombidium viride</i> f. <i>Pelagica</i> Kahl	+	+	β -мезо
<i>Tintinnidium fluviatile</i> f. <i>cylindrical</i> Gajewskaja	+		β -мезо
<i>Tintinnopsis cratera</i> Hada	+	+	β -мезо
<i>Vorticella anabena</i> Stiller	+		Олиго
<i>Vorticella microstoma</i> Ehrenberg		+	Поли
<i>Vorticella natans</i> Faure-Fremiet	+	+	α - β мезо
<i>Urotricha farcta</i> Claparede et Lachmann	+	+	α - β мезо

Можно отметить, что видовой состав простейших, обнаруженных в планктоне Верхнего Суздальского озера, богаче, чем в планктоне Нижнего Суздальского.

Отмеченные в Верхнем Суздальском озере виды *Strombidium viride*, *S. viride* f. *pelagica*, *S. velox*, *Tintinopsis cratera*, *Halteria grandinella*, *Strobilidium velox* являются типичными для мезотрофных озёр, хотя *Strombidium viride* f. *Pelagica*, *Tintinnopsis cratera*, *Strobilidium velox* обнаружены и в планктоне Нижнего Суздальского озера. Два полисапробных вида простейших *Paramecium putrium* и *Vorticella microstoma* обнаружены только в загрязнённом Нижнем Суздальском озере, где численность *P. putrium* достигала 450 тыс./м³. Только в Нижнем Суздальском озере развивается и *Paramecium aurelia*, которая является β-мезосапробом и часто встречается в загрязнённых водоёмах с большим количеством органических веществ [5]. В Верхнем озере этот вид отсутствует.

Среднеразмерная фракция является основной в сообществе планктонных инфузорий и в исследованных озерах в нее входят основные массовые виды: *Strombidium mirabile*, *S. viride*, *S. viride* f. *pelagica*, *Strobilidium velox*, *Tintinopsis cratera*, *Halteria grandinella*, *Tintinnidium fluviatile* f. *cylindrica*, *Vorticella anabena*, *Vorticella natans*. Два вида – *Epistylis rotans* и *Vorticella anabena* присутствовали в планктоне только в июне. К мелкоразмерной фракции можно отнести массовый вид *Urotricha farcta*. В крупноразмерной фракции доминируют виды рода *Paramecium*, в небольшом количестве встречался *Didinium nasutum*. Из фракции с размерами более 200 мкм. В Верхнем Суздальском озере развивалась *Stokesia vernalis* и весной был отмечен холодолюбивый вид – *Amphileptus tracheliodes*. Вклад планктонных инфузорий разных размерных фракций в общие значения численности и биомассы сообщества неоднороден. Так, основная роль мелкоразмерной фракции прослеживается в величинах численности сообщества, а среднеразмерная фракция составляет основную долю биомассы. При этом необходимо отметить, что виды, входящие в среднеразмерную фракцию имеют разный индивидуальный вес. Наличие крупных инфузорий, таких как *Strombidium mirabile*, *S. viride* при сопоставимой численности с остальными представителями фракции, может повлиять на значение общей биомассы группы. Крупноразмерная фракция, несмотря на высокий удельный вес входящих в неё инфузорий, не оказывает заметного влияния на биомассу сообщества из-за малой численности группы и нерегулярном присутствии в планктоне озёр. Чтобы оценить долю размерных фракций в сообществе, использовались данные за 2007 г., когда наблюдения охватывали полный вегетационный сезон (Табл. 2).

Таблица 2.

**Доля мелкой фракции в Верхнем и Нижнем Суздальских озерах в
июнь 2007 г.**

	Максимальные значения,	Минимальные значения
мезотрофное Верхнее Суздальское		
Общая численность, N тыс/м ³	2987	860
Численность мелкой фракции, N _{м.фр.} тыс/м ³	425	250
% мелкой фракции в общей N	11	30
эвтрофное Нижнее Суздальское		
Общая численность, N тыс/м ³	7000	900
Численность мелкой фракции, N _{м.фр.} тыс/м ³	2800	500
% мелкой фракции в общей N	40	55

Таким образом, доля мелкоразмерной фракции Protozoa по сравнению с фракциями более крупных размеров выше в эвтрофном озере по сравнению с мезотрофным. Особенно велика разница между этими фракциями в период максимального развития простейших – 11% и 40% соответственно. В 2008 г. разница была менее значительна, хотя тенденция осталась. В Верхнем Суздальском озере доля мелкой фракции в период максимального развития составила 40%, а в Нижнем Суздальском озере – 55% соответственно.

В Верхнем и Нижнем Суздальских озёрах также была изучена динамика развития сообщества планктонных инфузорий в течение вегетационного периода. После вскрытия водоёмов происходит их интенсивное развитие. Результаты показали, что в сезонной динамике в Верхнем Суздальском озере максимальные значения численности и биомассы наблюдаются в мае и июне и незначительные пики биомассы в сентябре (Рис. 1).

Такая сезонная динамика характерна для мезотрофных озёр. Нижнее Суздальское озеро имеет низкие значения численности и биомассы в мае, максимальные в июне, а затем отмечается непрерывное снижение до конца вегетационного сезона (Рис. 2). Подобная динамика характерна для эвтрофных водоёмов.

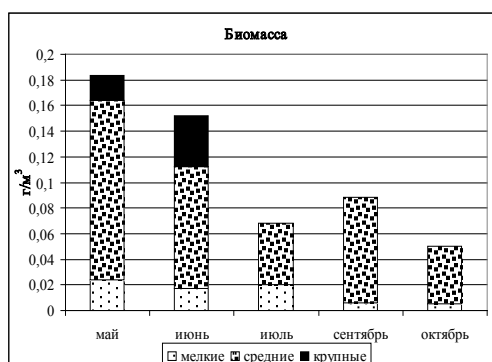
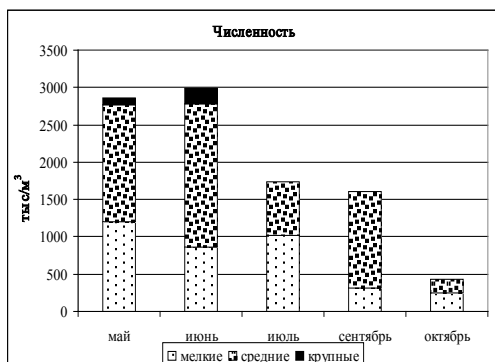


Рис 1. Сезонная динамика сообщества простейших оз. Верхнего Суздальского в 2007 г.

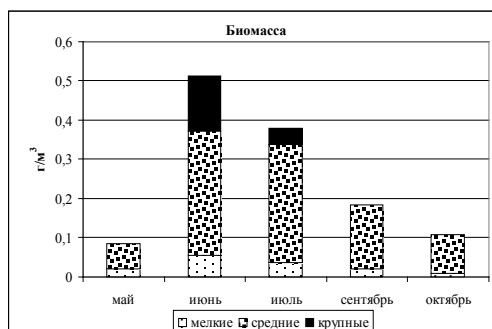
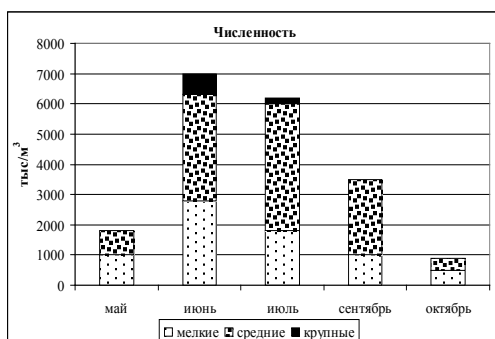


Рис 2. Сезонная динамика сообщества простейших оз. Нижнего Суздальского в 2007 г.

Значения численности и биомассы за 2008 г. Нижнем Суздальском были значительно ниже показателей за тот же период в 2007 г. (Рис. 3, 4). При этом в октябре 2008 г. показатели биомассы почти не снизились.

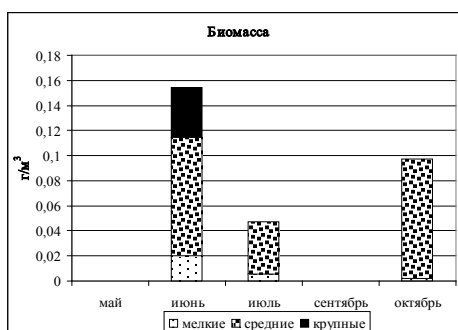
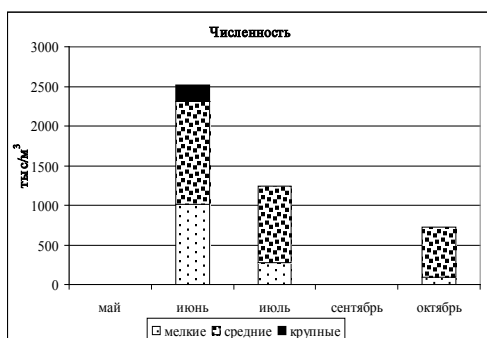


Рис 3. Сезонная динамика сообщества простейших оз. Верхнего Суздальского в 2008 г.

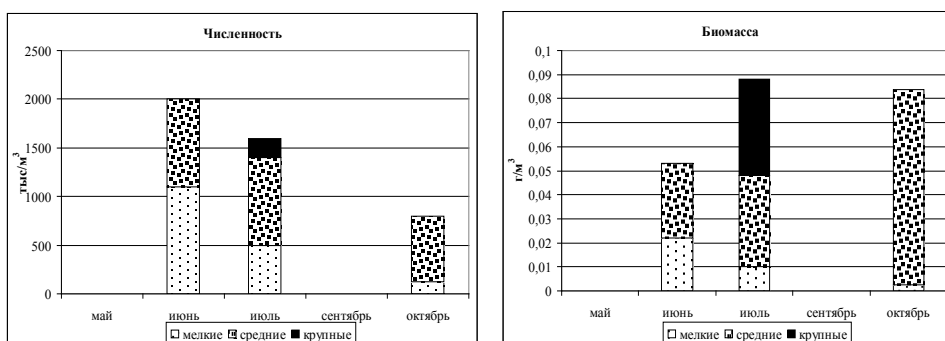


Рис 4. Сезонная динамика сообщества простейших оз. Нижнего Суздальского в 2008 г.

Результаты исследований, проведённых на Верхнем и Нижнем Суздальских озерах, выявили заметные различия в развитии планктонных инфузорий как по численности и биомассе и видовому составу. В Верхнем Суздальском озере присутствуют виды, характерные для озёр мезотрофного типа. Наличие полисапробных инфузорий, а также видов, обитающих в загрязнённых водоёмах, развивающихся и в Нижнем Суздальском озере, характеризуют его как эвтрофный загрязнённый. Доля мелкоразмерной фракции простейших в эвтрофном озере была выше, чем в мезотрофном, особенно в период их максимального развития. Таким образом, процент мелкой фракции в общей численности и биомассе сообщества может быть дополнительным индикатором трофического статуса озёр.

1. Павлова О.А. Структура фитопланктона малых озёр в условиях урбанизированного ландшафта // Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. СПб., 2004. 24 с.
2. Хлебович Т. В. Структурно-функциональная роль планктонных инфузорий в разнотипных озёрах южной Карелии // Реакция озёрных экосистем на изменение биотических и абиотических условий. 1997. С. 62-71.
3. Локоть Л.И. Экология ресничных простейших в озёрах Центрального Забайкалья. Новосибирск: Наука, Сибирское отделение, 1987. 152 с.
4. Лаврентьев П.Я. Сообщество планктонных инфузорий субарктических тундровых озёр, структура, роль в экосистеме, реакция на антропогенное воздействие // Сб. науч. тр. ГОСНИОРХ. Л., 1989. Вып. 292. С. 110-121.
5. Определитель пресноводных беспозвоночных европейской части СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 510 с.

SUMMARY
Bardinskiy D.S.

**ROLE OF VARIOUS SIZE FRACTIONS OF THE PROTOZOAN
PLANKTON IN CONDITIONS OF INTENSIVE EUTROPHICATION
AND POLLUTION OF THE SUZDAL LAKES (ST-PETERBURG)**

Protozoan plankton in the Upper and Lower Suzdal Lakes is investigated. The share of small-sized fraction of Protozoa compared with larger size fractions is higher in the eutrophic lake as compared to mesotrophic. Especially great is the difference between the two factions in the period of their maximum development. In 2008, the difference is less significant, although the trend remained. In the Upper Lake proportion of fines in the period of maximum development of 40%, and in the Lower Lake - 55%, respectively. Seasonal dynamics of the Upper Lake typical mesotrophic lake. In terms of composition and especially by the presence of polisaprobic species and seasonal dynamics of high summer biomass values the Lower lake can be classified as eutrophic.

**ЗООПЛАНКТОН ОЗЁР КАРЕЛЬСКОГО ПЕРЕШЕЙКА КАК
ПОКАЗАТЕЛЬ АНТРОПОГЕННОГО ИЗМЕНЕНИЯ ИХ
ЭКОСИСТЕМ, В ТОМ ЧИСЛЕ В РЕЗУЛЬТАТЕ
РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ.**

Е.С. Маканцева

*Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, Россия,
inozran-labhydrobiology@mail.ru*

В июле 2009-2010 гг. исследовался зоопланктон 11 разнотипных озёр Карельского перешейка с целью оценки их современного состояния, а также сравнения с данными 1960-70-х гг., известных из работ И.Н. Андрониковой [1,2] и Н.В. Родионовой [3,4]. По химико-биологическим показателям исследованные озёра относятся к следующим типам: 1. мезотрофные – Нахимовское, Красное, Правдинское, Мичуринское. 2. эвтрофные – Борисовское, Вишнево-е. 3. ацидотрофное – Охотничье. 4. Полигу-мозное – Малое Луговое. В особую группу выделены озёра – Большое Морозовское, Светлое и Жемчужное, экосистемы которых с начала 1960-х гг. претерпели существенные изменения в связи рыбохозяйственными мероприятиями, проводимыми с целью повышения рыбопродуктивности.

Зоопланктон озёр 1-ой группы представлен летним копеподно-кладоцерным комплексом, типичным для озёр Северо-Запада и Ладожско-

го озёра. Летняя биомасса зоопланктона в них не превышает 2,0 г/м³ (Табл. 1).

Таблица 1.

Изменение биомассы зоопланктона и трофического типа озёр.

Озера	Биомасса, г/м ³ (июль)		Трофический тип	
	2009- 2010 гг.	1970-е гг.	2009-2010 гг.	1970-е гг. [6]
Нахимовское	2,0	1,9	Мезотрофный	Мезотрофный
Красное	1,4	3,0	Мезотрофный	Мезотрофный
Правдинское	0,95	-	Мезотрофный	Мезотрофный
Мичуринское	1,92	-	Мезотрофный	Мезотрофный
Борисовское	5,0	5,3	Эвтрофный	Слабоэвтрофный
Вишневское	0,7	0,36*	Гипертрофный	Эвтрофный
Охотничье	0,45	1,5	Мезотрофный	олиготрофный
Малое Луговое	0,32	6,7	Дистрофный	Мезотрофный

* - по данным 1994 г.

Доминируют *Eudiaptomus gracilis*, *Mesocyclops leuckarti*, *Daphnia cristata*, *Bosmina longispina*, *Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*. В течение сезона наблюдается один весенний максимум, обусловленный выходом из пелогена копеподитов циклопов или два с менее выраженным вторым осенним комплексом (Рис. 1). Роль коловраток в летнем планктоне этих озёр незначительна. Многолетние изменения экосистемы наиболее изучены для оз. Красного, где имеется пятидесятилетний ряд наблюдений [5, 6]. Наиболее существенные изменения зоопланктона, его структуры и количественных показателей отмечены в конце 1970-х – начале 80-х гг., когда среднесезонная биомасса увеличилась по сравнению с 1960-ми гг. почти в 2 раза, за счет увеличения численности крупных дафний. Эти изменения явились следствием эвтрофирования озера, увеличения в воде содержания фосфора, а также мелкоразмерной фракции водорослей и бактериопланктона [7].

Начиная с середины 1990-х гг. в связи с ослаблением хозяйственной деятельности на водосборе оз.Красного, наблюдалась его деэвтрофирование и возвращение продуктивности зоопланктона к уровню 70-х гг. Можно предположить, что по такому сценарию происходили изменения зоопланктона и в других озёрах сходного типа.

Многолетние исследования показали, что мезотрофные озёра наиболее устойчивы, видовой состав их зоопланктона к настоящему времени практически не изменился. Этой устойчивости способствовали значительная глубина (до 20 м), проточность и наличие температурной стратификации. В отличие от мезотрофных, мелководные озёра эвтрофного типа с те-

чением времени превращались в гипертрофные, примером чего является оз. Вишневское. Состав зоопланктона озёр Борисовского и Вишневского сходен и представлен видами – показателями высокой трофии – *Daphnia cucullata*, *Bosmina longirostris*, а также многочисленными коловратками *Brachionus calyciflorus*, *K. cochlearis* v. *tecta*, *Trichocerca cylindrica*, *T. capucina* и др. Низкие летние биомассы зоопланктона оз. Вишневского 0,36-0,7 г/м³ объясняются особенностями его сезонной динамики (Рис. 1).

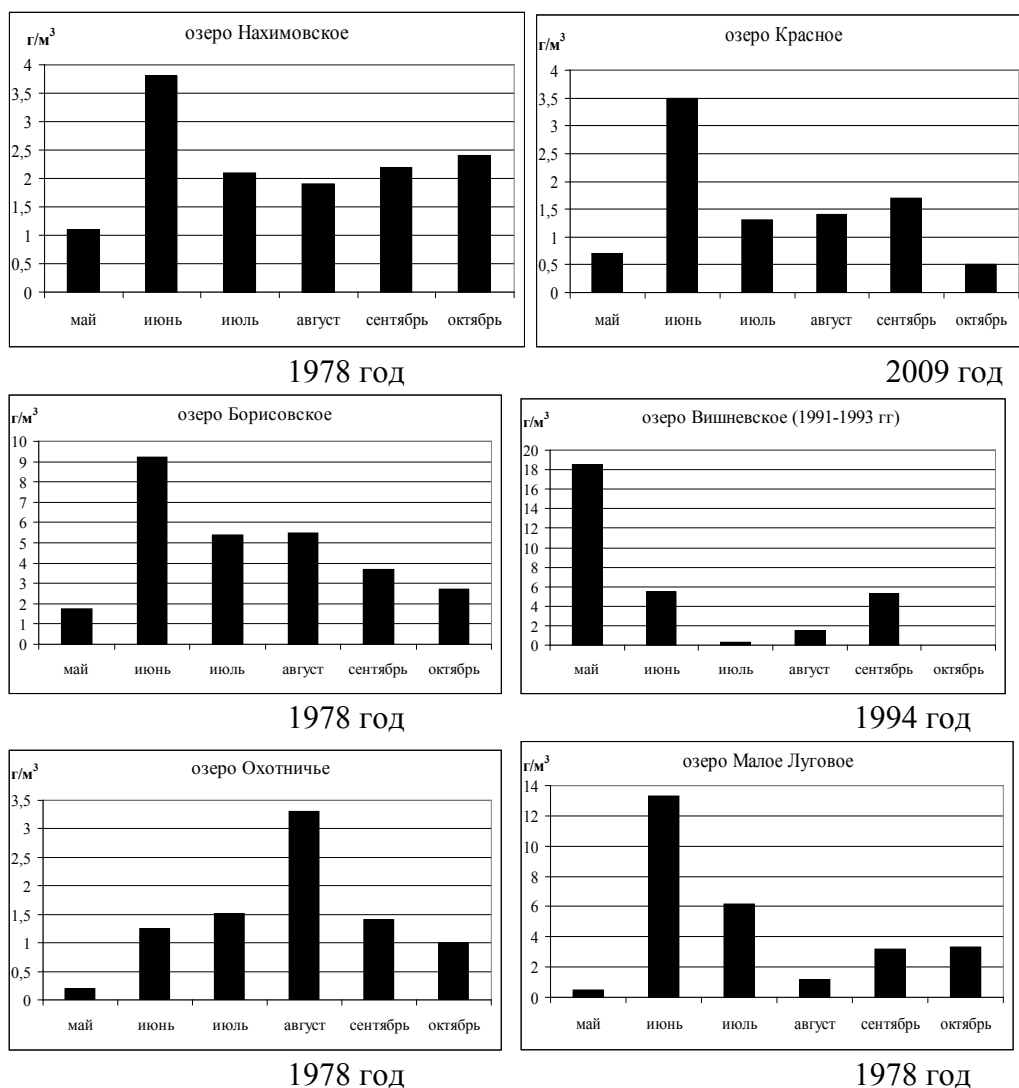


Рис. 1. Сезонная динамика зоопланктона разнотипных озёр.

Несмотря на то, что средние за сезон биомассы зоопланктона двух озёр сходны и составляют 6,0 г/м³, в оз. Вишневском разница между весенними и летними показателями достигает 40-50 раз. После увеличения

биомассы в начале лета резкое уменьшение её вызвано обильной вегетацией синезелёных водорослей, угнетающих развитие популяций ракообразных. В менее продуктивном оз. Борисовском разница между весенними и летними показателями не превышала 4-х раз.

Оз. Охотничье с высокой прозрачностью, низкой цветностью и низкими рН воды <5 , по содержанию органического вещества, уровню развития фито и зоопланктона в 70-е годы характеризовалось как ацидотрофное олиготрофное озеро [8]. В составе его зоопланктона присутствовал комплекс видов, являющихся индикаторами кислой среды – *Holopedium gibberum*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Keratella irregularis*. В настоящее время, несмотря на увеличение цветности воды в оз. Охотничье и превращение его из олиго в мезогумозный водоём, состав и уровень развития зоопланктона в нём не изменился. Этому способствовала резкая температурная стратификация толщи воды озера., где в холодном ($8,0 - 10,0$ °C) гипolimнионе сохранился стенотермно-холодноводный комплекс ракообразных (*Daphnia longiremis*, *Bosmina longispina*, *Cyclops strenuus*), характерный для олиготрофных озёр.

Оз. Малое Луговое в 70-е гг. было полигумозным мезотрофным [8]. В настоящее время цветность воды в нем более 400° Pt-Co шкале, что привело к полной деградации его планктона, измельчанию видов, низкой продуктивности ($0,32$ г/м³). Из-за высокой гумификации полностью исчез *Holopedium gibberum*, создавший в 1970-х гг. основную биомассу ($6,7$ г/м³). Изменения в сообществе зоопланктона озера позволяют определить его тип в настоящее время как дистрофный.

Озёра Морозовской группы Карельского перешейка в целях повышения рыбопродуктивности ГОСНИОРХом в 1960-1965 гг. были обработаны полихлорпиненом и после удобрения превратились из малокормных в высококормные. Рыбохозяйственные мероприятия привели к неоднократно изменению их экосистем в результате изменения их гидрохимического режима [9-11].

Так, оз. Большое Морозовское до реконструкции характеризовалось как мезо-трофный водоём с низким уровнем развития копепод. Внесение удобрений привело к доминированию крупных ветвистоусых ракообразных, что в 3 раза увеличило биомассу зоопланктона. К 1965 г. этот высокоэвтрофный водоём с биомассой $9,5$ г/м³, характеризуется как высококормный (Табл. 2). После прекращения мероприятий за 30 лет озера по составу зоопланктона, уровню его количественных показателей близки к своему состоянию в начале 60-х гг. прошлого столетия и характеризуется как водоём средней кормности с биомассой $0,96-2,10$ г/м³. В настоящее время видовая структура летнего зоопланктона оз. Большое Морозовское типична для озёр эвтрофного типа – обилие коловраток, ветвистоусых ра-

кообразных, особенно *Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata* и др., высоки и биомассы сообщества: 1,23 г/м³ (2009 г.) и 4,0 г/м³ (2010 г.).

Таблица 2.

Многолетние изменения продуктивности зоопланктона озёр Морозовской системы Карельского перешейка после проведения рыбохозяйственных мероприятий.

Год	В, г/м ³	Трофический тип озера
озеро Большое Морозовское		
1961 г.	2,0	Мезотрофный
1962 г.	6,0	Эвтрофный
1965 г.	9,5	Гипертрофный
1995 г.	1,0-2,1	Мезотрофный
2009 г.	1,23	Мезотрофный
2010 г.	4,0	Эвтрофный
озеро Светлое		
1961 г.	0,6	Олиготрофный
1964 г.	13,5	Высокоэвтрофный
1965 г.	6,2	Эвтрофный
1995 г.	2,4	Мезотрофный
2009 г.	0,96	Олигомезотрофный
2010 г.	1,54	Мезотрофный
озеро Жемчужное		
1960 г.	0,9	Олиготрофный
1961 г.	51,7	Эвтрофный
1962 г.	18,9	Эвтрофный
1963 г.	6,2	Эвтрофный
1994 г.	1,0	Олиготрофный
2009 г.	0,4	Дистрофный

Наиболее значительные изменения зоопланктона отмечены в кислых олигогумозных озёрах – Светлое и Жемчужное. Так, в 1961 г. зоопланктон оз. Светлого был типичен для водоёмов с низким рН, небольшим набором видов, присутствием индикаторов кислых условий, невысокими биомассами (0,6 г/м³). Удобрение и известкование озера привело к исчезновению олигокислых индикаторов. Увеличению биомассы фитопланктона до 13 г/м³ способствовало обилие крупной *Daphnia hyalina*, (Табл. 2). Через 30 лет в 1995 г по составу и продуктивности зоопланктона оз. Светлое характеризуется как водоём мезотрофного типа. В его летнем планктоне доминировали *Daphnia cristata*, *D. cucullata*, *Diaphanosoma brachyurum* – типичные представители мезо- и эвтрофных водоёмов. Уровень количе-

ственных показателей зоопланктона в оз. Светлом в 90-е годы значительно ниже по сравнению с периодом после удобрения, но выше, чем в шестидесятые годы, до начала рыбо-хозяйственных мероприятий. В 2009-2010 гг. по составу и биомассе зоопланктона оз. Светлое характеризуется как олигогумозный водоём мезотрофного типа с преобладанием в летнем планктоне кладоцерного комплекса. Присутствие в планктоне *Holopedium gibberum*, выпавшего в период удобрения озера, свидетельствует об кислотности озера.

После удобрения оз. Жемчужного и увеличения в нем минерализации из низкокормного оно превратилось в высококормное с биомассой, превышающей исходную в 50 раз. Высокие показатели были обусловлены как увеличением кормовых ресурсов, так и отсутствием рыб. Как и в оз. Светлом, в связи с повышением рН воды до 8,0 полностью выпали оксифильные пелагические виды. В настоящее время зоопланктон оз. Жемчужного сильно деградирован, что объясняется присутствием в его воде большого количества взвесей растительного происхождения. Доминирующая в 1960-е гг. и исчезнувшая после реконструкции популяция *Holopedium gibberum* в настоящее время отсутствует. В воде много пустых раковин ракообразных, характерно низкое видовое разнообразие и измельчение доминирующих видов. Всё это привело к низким показателям общей биомассы – 0,3 г/м³ в 2009 г. и 0,40 г/м³ в 2010 г. По показателям зоопланктона оз. Жемчужное в настоящее время может характеризоваться как олигогумозный водоём дистрофного типа.

Таким образом, рыбохозяйственные мероприятия, сыгравшие роль природного эксперимента, показали, что сообщество зоопланктона является надёжным индикатором изменений, происходящих в неоднократно изменяющихся экосистемах озёр. Многолетние исследования зоопланктона естественных озёр также свидетельствуют о его изменениях в различные периоды их эволюции. Реакция на эти изменения зависит от особенностей морфометрии озёр и интенсивности преобразования их водосботов. Благодаря своей пластичности сообщество зоопланктона довольно быстро возвращается в состояние, соответствующее первоначальному функционированию экосистемы.

1. Андроникова И.Н. Изменения в сообществе зоопланктона в связи с процессом эвтрофирования. // Эвтрофирование мезотрофного озера. Л.: Наука, 1980. С. 78-99.
2. Андроникова И.Н. Участие зоопланктона в процессах трансформации органического вещества. // Особенности формирования качества воды в разнотипных озёрах Карельского перешейка. Л.: Наука, 1984. С. 238-256.

3. Родионова Н.В. Биоиндикация качества воды по сообществу зоопланктона. // Особенности формирования качества воды в разнотипных озёрах Карельского перешейка. Л.: Наука, 1984. С. 151-159.
4. Родионова Н.В. Зоопланктон // Методические аспекты лимнологического мониторинга. Л.: Наука, 1988. С. 151-159.
5. Макарецва Е.С. Многолетние изменения зоопланктона и динамика популяций его массовых видов // Многолетние изменения биологических сообществ мезотрофного озера в условиях климатических флуктуаций и эвтрофирования. СПб.: ЛЕМА, 2008. С. 135-160.
6. Макарецва Е.С. Многолетние изменения зоопланктона озера Красного и динамика его массовых видов // Влияние климатических изменений и эвтрофирования на динамику планктонных популяций мезотрофного озера. СПб., 2003, С. 77-102.
7. Методические аспекты лимнологического мониторинга. Л.: Наука, 1988. 178 с.
8. Особенности формирования качества воды в разнотипных озёрах Карельского перешейка. Л.: Наука, 1984. 298 с.
9. Владимирова Т.В. Характеристика зоопланктона озера Жемчужное после обработки полихлорпином и внесения удобрений // Мат. XI конф. по изучению водоёмов Прибалтики. Петрозаводск, 1964. С. 21-22.
10. Владимирова Т.В., Петрова В.В. Влияние минеральных удобрений на кормовую базу некоторых озёр Морозовской системы // Мат. XII конф. по изучению водоёмов Прибалтики. Вильнюс, 1965. С. 77-78.
11. Петрова В.В. Роль некоторых факторов в развитии зоопланктона и зообентоса малых озёр Северо-Запада РСФСР // Известия ГОСНИОРХ. Л., 1972. Т. 79. С. 77-90.

SUMMARY

Makarceva E.S.

ZOOPLANKTON OF THE KARELIAN ISTHMUS LAKES AS INDICATOR OF ANTHROPOGENIC CHANGES OF THEIR ECOSYSTEMS INCLUDING AS A RESULT OF FISHERY MANAGEMENT

The zooplankton of 11 different typy lakes of the Karelian Isthmus is investigated. Complexes of dominant species, a level of number and biomass, features of seasonal dynamics of community, are used for assessment of lakes trophic type. Many-years changes of the zooplankton precisely reflect changes of chemical and biological regime. Anthropogenic transformation of lake ecosystems as a result of fishery management have shown that thezooplankton is the reliable indicator of such changes and it is capable to restoration quickly after the finish of anthropogenic influence.

ВЛИЯНИЕ СЕЗОННОЙ ЦИКЛИЧНОСТИ НА ИНФОРМАТИВНОСТЬ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ПЛАНКТОНА В СИСТЕМЕ МОНИТОРИНГА ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

М.Т. Сярки

*Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, Россия,
MSyarki@yandex.ru*

Для оценки состояния экосистемы Онежского озера в системе биомониторинга используются количественные и структурные показатели планктона, при этом наиболее информативными являются показатели летнего периода [1-3]. Большие размеры озера и его географические особенности определяют слабый прогрев, короткие сроки вегетационного периода и «биологического» лета, в которые происходят все основные события в пелагическом планктоне [4]. Высокая сезонная изменчивость количественных и структурных показателей планктона затрудняет определение степени влияния на них климатических и антропогенных факторов.

Для решения этой проблемы был предложен подход, рассматривающий планктон как многокомпонентную динамическую систему, ежегодно совершающую закономерные сезонные изменения. При этом сезонная динамика показателей имеет общие закономерности, которые могут быть описаны как среднемноголетние циклические колебания. Для описания этой цикличности показателей была создана серия регрессионных моделей, описывающих сезонную динамику величин пелагического планктона Онежского озера на каждые сутки вегетационного периода (численности и биомассы фито- и зоопланктона, их основных групп и некоторых массовых видов, суточной первичной продукции, температуры). При существующей нерегулярности временных рядов и недостатке данных о сезонной изменчивости моделирование является единственным способом исследования особенностей сезонной динамики планктона Онежского озера.

Онежское озеро является уникальным объектом как одно из великих озер Европы [5]. Площадь его поверхности – 9890 км², средняя глубина – 30 м, максимальная глубина – 120 м, период водообмена – 12 лет. Озеро характеризуется высокой инертностью, центральный и глубоководные его районы сохранили свой естественный олиготрофный статус [4]. Основой для работы послужили ряды данных комплексных гидробиологических съемок на Онежском озере за последние 20 лет (с 1988 по настоящее время). Четыре года (1988, 1989, 1991, 1993) съемки осуществлялись ежемесячно 5 раз за вегетационный период, в остальные годы проводились разовые съемки в различные сезоны. Отбор и обработка планктонных проб

производились по стандартным методикам. Данные по фитопланктону представлены И.Г. Вислянкой [6].

Для выявления формы траектории сезонной динамики параметров ряда ранжировались по суткам с начала года, и затем сглаживались методом скользящих средних (с шагом 7). Для построения регрессионной модели ранжированные ряды данных были аппроксимированы параметрическими функциями, где предикторной величиной являлось время в сутках с начала года [7]. Параметры моделей определялись с помощью нелинейного регрессионного анализа по методу ортогональных расстояний (Orthogonal Distance Regression, ODR). Программная реализация метода свободно доступна в Интернете в библиотеке SkyPy для языка Питон (модуль ODR). Метод ODR учитывает дисперсию не только моделируемой, но и предикторной величины (в нашем случае времени) [8], что позволило оценить сдвиги конкретных состояний планктона относительно среднегого-летних модельных дат [7, 9].

За начало вегетационного периода было принято разрушение ледового покрова в середине мая. К ноябрю вегетация водорослей практически прекращается, а большинство планктонных животных переходят в стадию покоя или диапаузы. Период с температурами воды, превышающими 4°C, длится около 150 суток, а период «биологического лета» с температурами выше 10°C – 80 суток или два с половиной месяца [4]. Среднегого-летние даты термических температурных явлений рассчитывались по модели температуры поверхностного слоя воды, которые соответствовали опубликованным ранее данным [10].

Была создана серия моделей, описывающих основные закономерности сезонной динамики параметров планктона (траектории сезонного изменения количественных параметров, особые точки, среднегого-летние даты и величины максимумов и т. д.), что позволило описать посуточное состояние планктонной системы в различные фазы сезонного цикла. (Рис. 1, Табл. 1).

Величины численности и биомассы фитопланктона оказались гораздо более вариабельными по сравнению с показателями зоопланктона. Ряды данных подвергались сглаживанию методом скользящих средних (с шагом 7), что позволило провести предварительный анализ количественных изменений в фитопланктоне.

Естественно, необходимо учитывать реальную межгодовую изменчивость факторов среды, которая сильно влияет на жизнь планктона. Так по нашим расчетам [7, 9] в сезонной динамике параметров планктона погрешность в среднегого-летних датах составляет ± 2 -5 суток, а максимальный разброс дат может составлять ± 22 суток, что вполне сопоставимо с временной изменчивостью основных дат лимнологических явлений, достигающих 1,5 месяцев [4, 11].

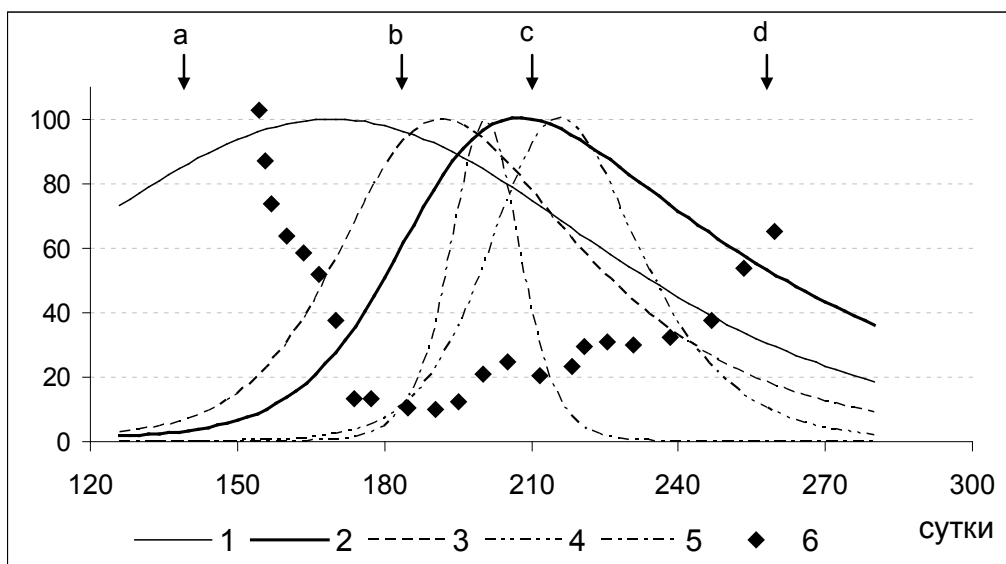


Рис. 1. Синхронность сезонных процессов в пелагическом планктоне. Нормированные данные. Стрелками показаны даты термических явлений. 1 – длина светового дня, 2 – температура воды в слое 0,5 м, 3 – суточная первичная продукция, 4 – биомасса коловраток, 5 – биомасса ветвистоусых, 6 – биомасса диатомовых (скользящие средние с шагом 7), а – исчезновение льда, b – переход через 10°C, с – температурный максимум в поверхностном слое, d – переход через 10°C

Таблица 1.

Среднемноголетние даты некоторых явлений в планктоне центральной части и глубоководного района Онежского озера.

Параметр	Модельный максимум	
	сутки	дата
Температура воды в слое 0,5 м	212	2 августа
Первичная продукция	192	12 июля
Диатомовые водоросли	135-150	Вторая половина мая
Зеленые водоросли	235-240	Конец августа
Рачковый планктон	208	28 июля
Коловратки	200	20 июля
Ветвистоусые	216	6 августа

Сезонная динамика пелагического планктона Онежского озера носит ярко выраженный характер и является самым заметным явлением в годовом цикле экосистемы. Развитие тех или иных групп и видов планктона приурочено к различным условиям среды и их максимумы разнесены во

времени. Например, главные продуценты онежского комплекса диатомовые водоросли имеют основной весенний максимум в мае-июне, а зеленые водоросли достигают максимума в конце августа [6]. В то же время максимальные показатели суточной первичной продукции приурочены к оптимальным световым и температурным условиям в середине июля [9].

К периоду «биологического лета» приурочены максимальные показатели развития зоопланктона и его основных групп. Среднегодовые даты максимумов для коловраток и ветвистоусых рачков разнесены более чем на две недели (Табл. 1), что объясняется биологией составляющих их видов и конкурентными трофическими отношениями между группами [12]. Поскольку соотношение рачкового и ротаторного планктона является одним из важных показателей состояния озерной экосистемы [2, 3], необходимо учитывать некоторую асинхронность их сезонной динамики. Период максимальных показателей для коловраток не превышает двух недель, поэтому просто не отражается в материалах гидробиологических съемок, что приводит к недоучету и снижению средних показателей для этой группы.

Как показывают наши исследования, большая часть характерных явлений в пелагическом планктоне Онежского озера происходит в июле – начале августа. Именно в этот период максимального развития достигает зоопланктон и происходят основные продукционные процессы [13, 14]. Этот период несколько короче «биологического лета», но именно он является наиболее показательным для определения состояния экосистемы в биомониторинге.

В условиях кратковременности вегетационного периода и быстрых изменений в пелагическом планктоне отсутствие учета сезонной динамики параметров значительно снижает их информативность для оценки состояния экосистемы.

Использование регрессионных моделей сезонной цикличности хорошо зарекомендовало себя при изучении сезонных явлений в планктоне, в том числе, и определении их среднесезонных дат [6, 8]. Сопоставление данных конкретных лет со среднесезонными показателями системы позволяет повысить точность оценки ее состояния для безледного периода.

Работа частично поддержана РФФИ, грант № 06-05-64403-а.

1. Состояние водных объектов республики Карелия. По результатам мониторинга 1998-2006 гг. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 210 с.
2. Avinsky V., Andronikova I., Holopainen A-L., Kapustina L., Kulikova T., Letanskaya G., Protopopova E., Rahkola-Sorsa M., Syarki M., Timakova T. Proposals for the phytoplankton, zooplankton and bacterioplankton monitoring program of Lake Ladoga // Environmental monitoring of Lake Ladoga. Proposal for a monitoring program. Joensuu yliopisto. Karjalan tutkimuslaitoksen monis-

teita University of Joensuu. Karelian Institute. Working Papers. N: 1, 2000. P. 37–48.

3. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем. СПб.: Наука, 1996. 190 с.

4. Онежское озеро. Атлас / Отв. ред. Филатов Н.Н. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2010. 151 с.

5. Ladoga and Onego Great European Lakes. Observations and Modelling // Eds. L. Rukhovets and N. Filatov. Springer-Praxis, 2010. 302 p.

6. Вислянская И.Г. Структура и динамика биомассы фитопланктона // Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1999. С. 146-158.

7. Сярки М.Т. Исследование сезонной цикличности пелагического зоопланктона Онежского озера // Биологические ресурсы белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера : Мат. XXVIII конф. Петрозаводск, 2009. С. 542-546.

8. Boggs P.T., Rogers J.E. Orthogonal distance regression // Contemporary Mathematics. 1990. Vol. 112. P. 183-194.

9. Сярки М.Т., Теканова Е.В. Сезонный цикл первичной продукции в Онежском озере // Известия РАН. Сер. Биологическая. М.: Наука, 2008. № 5. С. 621-625.

10. Пальшин Н.И., Ефремова Т.В. Стохастическая модель годового хода температуры поверхности воды в озёрах // Метеорология и гидрология. М., 2005. № 3. С. 85-94.

11. Климат Карелии: Изменчивость и влияние на водные объекты и водосборы. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2004. 224 с.

12. Куликова Т.П., Кустовлянкина Н.Б., Сярки М.Т. Зоопланктон как компонент экосистемы Онежского озера. Петрозаводск, 1997. 111 с.

13. Сярки М.Т. Зоопланктон // Биоресурсы Онежского озера. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2008. С. 54-67.

14. Теканова Е.В. Первичная продукция – основа формирования кормовой базы // Биоресурсы Онежского озера. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2008. С. 36-43.

SUMMARY

Syarki M.T.

EFFECT OF SEASONAL CYCLING TO INFORMATIVNESS OF PLANKTON PARAMETERS IN MONITORING OF ONEGO LAKE

Plankton is one important indicator in monitoring to access the state of ecosystem Onego Lake, one of the Great Lakes of Europe. The approach, considering the plankton as a dynamical and stochastic system, have been proposed. Nonlinear models of plankton seasonal cycle were created. These models are

based on approximation method of orthogonal distance regression (ODR). The models describe average long-term plankton characteristics for every day of vegetative period. It is possible to identify the main seasonal phenomena dates and evaluate annual and long-term plankton variability. The main features of seasonal plankton cycling are described (the trajectory of parameters changes and their singular points, the long-term average date of maximum). sing of these models allow to clarify assessment of ecosystem state in ice-free seasons.

БИОИНДИКАЦИЯ ЭВТРОФИРОВАНИЯ И ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОЕМОВ И ВОДОТОКОВ СЕВЕРО-ЗАПАДА РОССИИ.

Е.В. Балущкина

*Зоологический институт РАН, г. Санкт-Петербург, Россия,
balushkina@zin.ru*

Современная оценка качества воды и состояния пресноводных водоемов включает совокупность критериев, оценивающих специфику структурно-функциональной организации сообществ гидробионтов и динамику развития водных биоценозов, т.е. критериев которые связываются с «обеспечением устойчивого функционирования естественных экологических систем и предотвращением их деградации» (Федеральный закон, 2002, статьи 25-26). Состояние экосистемы в каждый момент времени определяется разнообразными, часто противоположно направленными процессами, составляющими биотический круговорот вещества и энергии. При эвтрофировании водоема происходят постепенные изменения всех компонент экосистемы. Для ранней диагностики процессов антропогенного эвтрофирования экосистем несомненны преимущества таких показателей как первичная продукция и концентрация хлорофилла. Изменения структурных характеристик сообществ донных животных, закономерно происходящие под влиянием антропогенного воздействия, положены в основу различных индексов, позволяющих оценить состояние экосистем за более длительный период. Проблема оценки качества вод и состояния водоемов и водотоков непосредственно связана с проблемой экологического нормирования антропогенной нагрузки на экосистемы в целях поддержания их природного разнообразия, сохранения структуры и функционирования, качества воды и биологических ресурсов, т.е. обеспечения устойчивого развития экосистем.

В 70-е гг. прошлого столетия при создании Гидрометеослужбы сотрудники лаборатории пресноводной и экспериментальной гидробиологии принимали участие в разработке методов биологического анализа качества воды, которые до середины 1970-х гг. в нашей стране практически от-

существовали. Многие параметры и индексы были созданы на основе обследования водоемов Европы. Они были тестированы на реках Ленинградской, Московской и Калининградской областей и лишь частично могли быть рекомендованы к использованию в связи с различиями в индикаторной значимости животных. Возникла необходимость в разработке новых адекватных методов оценки качества вод.

В 1975 г. для оценки качества вод мной был разработан индекс Kch, основанный на соотношении численности отдельных подсемейств хирономид, доминирование которых закономерно изменяется с увеличением степени загрязнения водоемов [1, 2]. В качестве эталона границы «чистых» и «умеренно загрязненных» вод ($Kch=1,08$) было выбрано олиготрофное оз. Кривое, расположенное в северной Карелии на 30 км южнее полярного круга. В сообществах донных животных оз. Кривое в 1968-1969 гг. доминировали чистоводные хирономиды подсемейства Orthocladiinae [3], и индекс Kch составлял, в среднем для озера 1,08. Исследования, проводившиеся на оз. Кривое в 2002-2003 гг., показали, что изменения в видовом составе донных животных были очень невелики. Значения индекса Kch за прошедшие 35 лет практически не изменились и составили в среднем 1,01, что, как и в 1968-1969 гг. характеризует воды оз. Кривое как «чистые». Этот индекс был лицензирован и более 35 лет применяется Гидрометеослужбой для оценки качества вод.

В 90-е годы прошлого столетия для более адекватной оценки качества вод и состояния экосистем возникла необходимость разработки интегрального показателя, не ограниченного одним таксоном зообентоса и учитывающего как специфику донной фауны, так и загрязнения. В промышленно развитых регионах водные экосистемы, как правило, одновременно подвергаются загрязнению токсическими и органическими веществами, поэтому следовало включить в интегральный показатель индекс, учитывающий специфику загрязнения. Кроме того, было необходимо включить в оценку качества воды индексы, описывающие изменения структуры всех таксонов донных животных, происходящие под влиянием антропогенного воздействия.

Интегральные показатели IP и IP' были разработаны на водной системе Ладожское озеро - р. Нева - Невская губа - Восточная часть Финского залива [4, 5]. Главное достоинство интегральных показателей такого рода – возможность использовать реакцию разных групп животных на концентрации различных химических веществ и, тем самым, повысить зависимость интегрального показателя от гидрохимических характеристик водных экосистем, что делает оценку качества вод более адекватной.

В 1994-2010 гг. интегральные показатели IP и IP' мы применяли для оценки состояния Невской губы и восточной части Финского залива, реки Невы и ее притоков Ижора, Славянка, Мга и Тосно, юго-западной части

Ладожского озера, озера Кривое, расположенного на Кольском полуострове вблизи Беломорской биологической станции Зоологического института РАН. Кроме того, IP и IP' рассчитывали по материалам наших исследований, проводившихся ранее на водоемах и водотоках Северо-Запада России. Эти исследования показали, что «очень чистые» и «чистые» воды характерны для экосистем, расположенных в малонаселенных северных частях этого региона. В качестве эталона «очень чистых» вод можно привести северное ультраолиготрофное оз. Зеленецкое, расположенное на Кольском полуострове, на побережье Баренцева моря (69° с. ш.). В профундали озера по численности доминировали ортокладыины [6]. Биомасса бентоса была очень низка – $1,32 \text{ г/м}^2$ [7]. Рассчитанный нами по данным 1971 г. интегральный показатель IP' характеризовал воды озера Зеленецкое как «очень чистые» ($IP' = 5,7\%$). В водотоках и водоемах более южных регионов Северо-Запада России «очень чистые» воды не отмечены даже в малонаселенных районах.

«Относительно удовлетворительное» состояние экосистемы и «чистые» воды более 35 лет наблюдали в олиготрофном озере Кривое. В 1968-1969 и в 2002-2004 гг. IP' оставался в пределах 2-го класса вод (10,6 и 9,05%, соответственно), что, несомненно, характеризует состояние озера Кривое как устойчивое.

В более южных районах Северо-Запада России наблюдали отчетливо выраженные признаки эвтрофирования и загрязнения озер. Проведенные исследования показали, что в период их проведения оз. Лекшмозеро, расположенное вблизи г. Каргополь, подвергалось сильному антропогенному воздействию, которое привело к значительным изменениям трофического статуса озера. За прошедшие 14 лет между двумя обследованиями оз. Лекшмозеро из олиготрофного состояния перешло в мезотрофное. По величинам первичной продукции (1475 ккал/м^2 за год) оз. Лекшмозеро стало типичным мезотрофным водоемом [8]. Как и трофический статус, качество вод оз. Лекшмозеро за 14 лет также изменилось и снизилось от «чистых» до «умеренно загрязненных». С повышением трофического статуса озера в сообществах донных животных снизилась доля поденок и ручейников, возросла доля хирономид и олигохет. Биомасса бентоса за прошедший период снизилась с $7,43$ до $4,56 \text{ г/м}^2$ и как следствие в озере наблюдается депрессия рыб-бентофагов, прежде всего, снижение численности наиболее ценных видов сиговых рыб.

В 1994-1995 гг. мы оценивали воды юго-западной части Ладожского озера по IP как «чистые» и «умеренно загрязненные» (IP' от 27,4 до 40,2%), а состояние экосистемы как «относительно удовлетворительное» и «напряженное» [9]. Более детальные исследования юго-западной части Ладожского озера, проведенные М.А. Барбашовой [10] в 1994-2005 гг., подтвердили эту оценку. Было показано, что состояние юго-западной части озера за период наблюдений практически не изменилось.

Одним из важнейших факторов, определяющих количественное развитие фильтраторов зоопланктона и нехищного зообентоса в озерах несо-

менно является уровень развития первичных продуцентов. Для оценки влияния трофии пресноводных озер северо-запада России на количественное развитие макрозообентоса использовали собственные и литературные данные по концентрации хлорофилла «а» и биомассе донных животных в озерах Северо-Запада России: Онежское, Ладожское, Лекшмозеро, Большой и Малый Окуненок. В результате, с ростом трофического статуса озер от олиготрофного до эвтрофного, с увеличением концентрации хлорофилла «а» от 0,66 до 90 мкг/л (на глубинах не более 10м) наблюдалось увеличение биомассы макрозообентоса от 0,71 до 45 г/м². В глубоких озерах, на глубинах более 10-15 м роста биомассы с увеличением трофии озер не наблюдали.

Реки Северо-Запада России на протяжении нескольких десятилетий подвергались единовременному воздействию токсического и органического загрязнения. Состояние исследованных рек за редким исключением оценивали как «критическое» и «кризисное», а воды как «загрязненные» и «грязные». Наиболее «чистые» воды были отмечены нами в 2000 г. в истоках р. Ижора ($IP' = 16,5\%$) и в истоках р. Москва в 1975 г. ($IP' = 18,5\%$) [11]. По величинам БПК₅ в соответствии с ГОСТ воды рек характеризовались как воды 4 и 5 классов. По концентрациям аммонийного азота (NH_4^+) и хлора (Cl^-), нитратов (NO_3^-) и фосфатов (PO_4^{3-}), БПК₅ оценка качества вод по классификации качества вод по гидрохимическим показателям была ниже, чем по интегральному индексу IP' , основанному на структурных характеристиках сообществ донных животных и индикаторной значимости, входящих в них видов. Следует отметить, что видовое разнообразие с высокой степенью достоверности с увеличением степени загрязнения вод (IP') снижалось.

Исследования эстуария р. Невы позволили наблюдать процесс восстановления качества вод и увеличения видового разнообразия в Невской губе, происходившие на фоне спада сельского хозяйства и промышленности в г. Санкт-Петербурге и Ленинградской области в 1994-2003 гг. В последующие годы (2004 – 2010 гг.) возрождение промышленности приостановило этот процесс.

Интегральная, средняя оценка качества вод всей акватории Невской губы на протяжении 17 лет (1994-2010 гг.) оставалась достаточно постоянной – воды оценивали как «загрязненные» (4 класс), а состояние экосистемы как «критическое» (IP' от 58,6 до 66%). В 2006 г. состояние Невской губы резко ухудшилось в связи с проведением работ по благоустройству морского фасада г. Санкт-Петербурга. Качество вод снизилось с 4-го до 4-5 класса и характеризовалось как «загрязненные-грязные» ($IP' = 68,2 \pm 4,4$), состояние экосистемы оценивалось как «кризис».

Статистический анализ показал, что загрязнение эстуария токсическими веществами, в частности тяжелыми металлами и нефтепродуктами

приводило к снижению видового богатства и видового разнообразия в сообществах донных животных. Кроме того, анализ влияния биотических и абиотических факторов на биологическое разнообразие зообентоса в Невской губе показал очень высокую и равную значимость по степени влияния концентраций хлорофилла «а» и величин первичной продукции, с увеличением которых видовое разнообразие снижалось [12].

В курортной зоне восточной части Финского залива средние значения интегрального показателя IP' изменялись в период исследований от 67,4 до 71,5%, характеризую состояние курортной зоны восточной части Финского залива как «кризисное», а воды как «загрязненные-грязные» (4-5 класс вод), на один класс ниже, чем воды Невской губы. Вследствие загрязнения и повышения солености видовое разнообразие донных животных в зоне вершины восточной части Финского залива значительно ниже, чем в Невской губе.

1. Балущкина Е.В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды // Методы биологического анализа пресных вод. Л.: ЗИН АН СССР, 1976. С. 106-118.
2. Балущкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. Л.: Наука, 1987. 185 с.
3. Панкратова В.Я. Chironomidae // Биологическая продуктивность северных озер. Л.: Наука, 1975а. Т. 1. С. 134-150.
4. Балущкина Е.В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Реакция озерных экосистем на изменение внешних условий : Тр. ЗИН АН СССР. СПб., 1997. Т. 272. С. 266-292.
5. Балущкина Е.В. Оценка состояния эстуария р.Невы в 1994-2005 гг. по структурным характеристикам сообществ донных животных // Биология внутренних вод. М.: Наука, 2009. № 4. С. 64-72.
6. Панкратова В.Я. Chironomidae // Биологическая продуктивность северных озер. Л.: Наука, 1975б. Т. 2. С. 127-145.
7. Алимов А.Ф., Финогонова Н.П. Продуктивность бентоса // Биологическая продуктивность северных озер. Л.: Наука, 1975. Т. 2. С. 150-167.
8. Балущкина Е.В., Голубков С.М., Иванова М.Б., Никулина В.Н., Умнов А.А., Умнова Л.П. Опыт прогнозирования последствий эвтрофирования оз. Лекшмозеро на основе закономерностей функционирования экосистем // Реакция озерных экосистем на изменение внешних условий : Тр. ЗИН АН СССР. СПб., 1997. Т. 272. С. 228-265.
9. Балущкина Е.В., Финогонова Н.П., Слепухина Т.Д. Изменение характеристик зообентоса в системе Ладога-р.Нева-Невская губа-восточная часть Финского залива // Экологическое состояние бассейна р. Невы. СПб.: Научный центр РАН, 1996. С. 91-130.

10. Барбашова М.Ф. Использование структурных характеристик макробентоса для оценки качества вод юго-западного района Ладожского озера // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб., 2007. С. 267-272.
11. Балушкина Е.В. Изменения структуры сообществ донных животных при антропогенном воздействии на водные экосистемы (на примере малых рек Ленинградской области) // Евроазиатский энтомологический журнал. 2004. № 4. С. 276-282.
12. Балушкина Е.В., Голубков С.М., Голубков С.М., Максимов А.А. Роль антропогенных факторов в динамике сообществ зообентоса // Экосистема эстуария реки Невы: биологическое разнообразие и экологические проблемы. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 356-371.

SUMMARY
Balushkina E.V.

BIOINCATION OF EUTROFICATION AND POLLUTION OF WATER BODIES AND WATERCOURSES OF THE NORTH-EAST OF RUSSIA

With eutrophication of a water-body all components of the ecosystem undergo, gradual changes. Zoobenthos unlike phytoplankton and zooplankton communities is more stable and may characterize average state of a water-body for a certain period of time. Assessment of water quality and trophic state of the ecosystems belong to necessary elements of hydrobiological studies in tackling the problems of optimum water use. Rearrangements of structure and metabolism of biocenoses or communities occurring under the influence of eutrophication and pollution are regarded as the most significant criteria of ecological standards. As has been shown, eutrophication of ecosystems leads to a successive change of biological diversity and quantitative development of all components of ecosystems. Rising of trophic status of ecosystems is undoubtedly related to and proceeds synchronously with deterioration of water quality.

**ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ВОЛХОВСКОЙ ГУБЫ
ПО МЕЙОБЕНТОСНОМУ СООБЩЕСТВУ**

Д.С. Дудакова

*Институт озераведения РАН, г. Санкт-Петербург, Россия, Judina-
D@yandex.ru*

Для целей биоиндикации состояния водного объекта широко используются сообщества донных беспозвоночных. Связано это со способностью

последних накапливать информацию об условиях в водоеме за длительный период времени. В нашей работе мы использовали мейобентос, который, наряду с макробентосом, является хорошим индикатором экологических условий. Объектом наших исследований была Волховская губа Ладожского озера. Как известно, Ладожское озеро имеет ряд «проблемных» участков, где влияние антропогенного фактора особенно велико. Одним из таких мест является Волховская губа. В предыдущие десятилетия здесь отмечались процессы эвтрофирования и микробного загрязнения. В нашей работе мы оценивали современное ее состояние с помощью мейобентосного сообщества литоральных зарослевых биотопов. Анализ состояния исследуемого участка водоема проводился с помощью нескольких подходов: анализа количественных показателей развития мейобентоса, оценки структуры сообщества, оценки видового богатства и индикаторной роли отдельных видов мейобентоса, использования индексов состояния среды для мейобентоса.

В 2006 и 2010 гг. в конце июля-начале августа была проведена съемка на 2 и на 4 литоральных станциях Волховской губы, соответственно. Отбор проб и обработка велись согласно общепринятой методике с использованием пробоотборника МБ-ТЕ с площадью сечения 12.6 см² [1]. В таблице 1 приведено описание исследуемых станций.

Таблица 1.

Описание станций Волховской губы обследованных в 2006 и 2010 г.

Станция	Дата	Местоположение	Координаты	Глубина, м	Тип грунта	Тип зарослей	Т, °С	рН
ст.4	04.08.06	Волх. губа налево за поворот выхода из Волхова	60°07,680; 32°19,417	0,25	песок	редкие заросли элохариса с мелким тростником и кладофорой	24,0	9,2
ст.5	04.08.06	200 м налево от выхода в Ладогу из канала от д. Вороново	60°16,353; 32°37,525	0,3	песок	тростник	18,9	7,0
ст.9	29.07.10	Волх. губа 2 км влево	60°07,590; 32°15,924	0,7	дерн. песок	тростник	14,8	7,2
ст.10	29.07.10	Волх. губа 4 км влево	60°07,31; 32°15,924	0,7	дерн. растит. остат.	тростник	19,4	6,9

ст.11	29.07.10	Волх. губа	60°07,786; 32°19,291	0,7	мелк. песок, растит. остат.	тростник	28,1	7,2
ст.12	29.07.10	Волх. губа	60°07,086; 32°19,561	1,0	мелк. песок	стрелолист, ситняг, рдест	28,3	7,3

На рис. 1 приведена схема станций, которые были обследованы в 2010 г. и распределение групп мейобентоса на каждой из них.

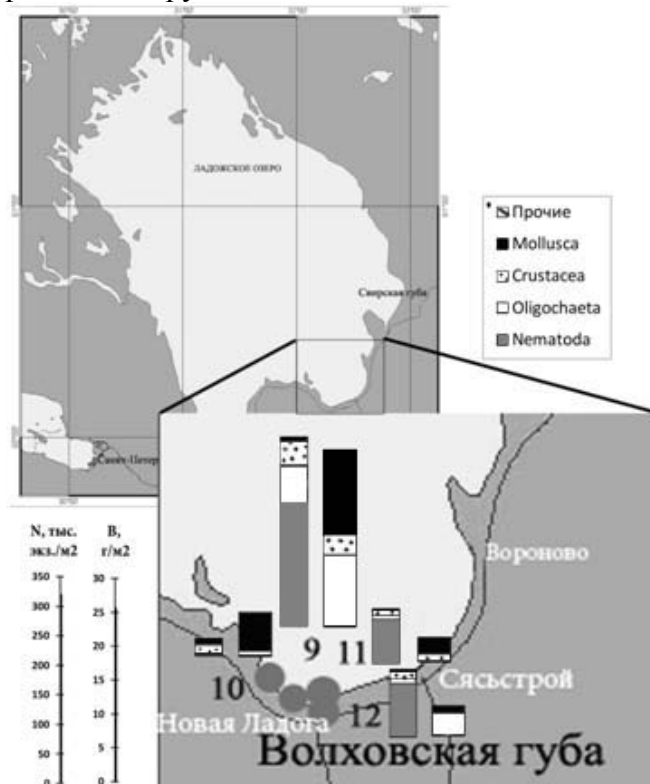


Рис. 1. Мейобентос Волховской губы в 2010 г.

Как показали данные 2006 г., средняя численность мейобентоса литорали Волховской губы варьировала от 51,2 до 712,8 тыс. экз./м² (в среднем – 382,0±249,73), биомасса – от 5,2 до 11,5 г/м² (в среднем – 8,3±3,26). Те же показатели для Волховской губы в 2010 г составили соответственно от 29.2 до 319.2 тыс. экз. м² (в среднем – 138,7±45.82), биомасса – от 3.6 до 25,6 г/м² (в среднем – 9,9±4.05) (Табл. 2).

Таблица 2.

**Продукционные показатели мейобентосного сообщества станций
Волховской губы в 2006 (ст. 4-5) и 2010 (ст. 9-12) гг.**

Станция	Средняя численность, тыс. экз./м ²	Средняя биомасса, г/м ²	Дыхание, кДж/м ²	Продукция кДж/м ²
Ст. 4	712,8 ± 393,60	5,2 ± 2,92	2,5 ± 1,23	0,8 ± 0,39
Ст. 5	51,2 ± 20,00	11,5 ± 5,91	2,6 ± 1,27	0,8 ± 0,39
Ст. Л9	319,2 ± 103,20	25,6 ± 10,74	7,6 ± 3,51	1,8 ± 0,63
Ст. Л10	29,2 ± 10,80	6,2 ± 1,07	2,9 ± 0,67	1,0 ± 0,24
Ст. Л11	92,0 ± 15,20	3,6 ± 3,19	2,0 ± 1,74	0,7 ± 0,59
Ст. Л12	114,4 ± 20,80	4,3 ± 0,57	0,3 ± 0,05	0,1 ± 0,01

Сравнение мейобентоса в 2010 г. с данными 2006 г. в среднем по исследованным станциям показало снижение численности (в 3 раза) и незначительное увеличение биомассы мейобентоса. Сам район Волховской губы по данным 2006 г. отличался увеличенной численностью мейобентоса по сравнению с Южной Ладогой и с литоралью всего озера. Это объясняется большой ролью нематод в структуре сообщества. Структура мейобентосного сообщества достаточно разнообразна. Мейобентос включает в себя 11 таксономических групп. С 2006 к 2010 гг. было отмечено изменение структуры сообщества: большую роль стали играть остракоды и моллюски, тогда как доля нематод снизилась (Рис. 2).

Видовое богатство станций высоко – от 12 до 21 вида. Олигохетное сообщество мейобентоса губы богато найдидами, индикаторная роль которых изучена недостаточно. Лишь для одного вида, который в 2006 г. входил в состав доминантного комплекса - *Nais elinguis*, Müller, 1774 – известно, что он является показателем альфа-мезосапробных условий. На исследованных станциях губы были также встречены, молодь тубифицид с волосными щетинками, энхитреиды и *Chaetogaster langi*, Bretscher, 1896, которые, в комплексе с рядом других видов олигохет, могут указывать на присутствие загрязнения.

Остракодное сообщество относительно богато в видовом отношении и в нем, среди прочих, представлен *Cytherissa lacustris* (G. O. Sars, 1863) - вид, характерный для чистых местообитаний.

В целом анализ структурных показателей мейобентоса позволяет говорить о благоприятной ситуации на изученных станциях Волховской губы. К такому же выводу позволило прийти использование основных индексов, используемых для диагностики состояния среды по мейобентосу: индекса характерных ракообразных (ICC), таксономического индекса (TI), обобщенного экологического индекса (GEI), нематодно-копеподного соот-

ношения (NCRi) [2]. Способы расчета этих индексов приведены в таблице 3.

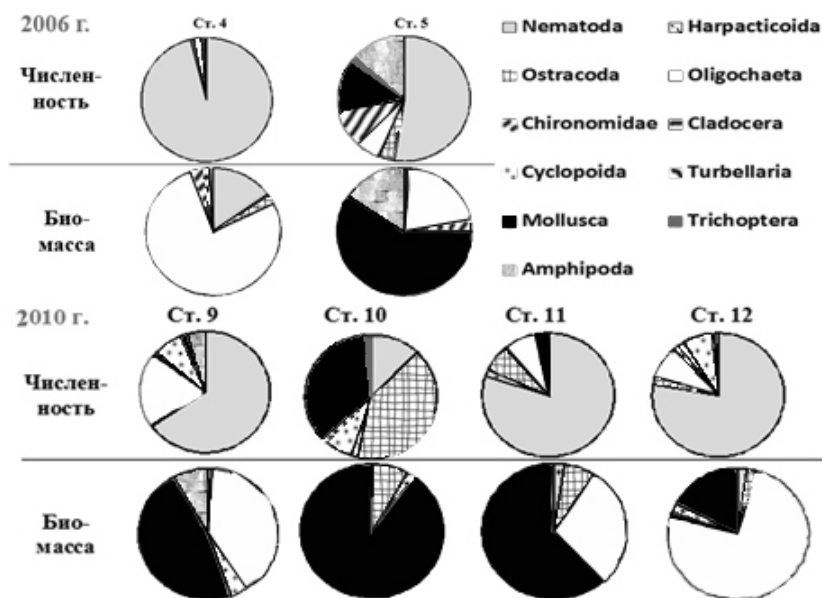


Рис. 2. Структура мейобентосного сообщества Волховской губы в 2006 и 2010 гг.

Таблица 3.
Способы расчета индексов диагностики состояния окружающей среды по мейбентосу.

Индекс	Способ расчета
Индекс характерных ракообразных ICC	$ICC = (1 + Pdc + 0,5Pcop) / (1 + Pcop + Po)$
Таксономический индекс TI	$TI = 1 / (Lg(K + 1) + 1,5LgN)$
Обобщенный экологический индекс GEI	$GEI = ICC + TI$
Нематодно-копеподное соотношение NCRi	$NCRi = (t_{nem}^n + t_{nem}^b + 1) / (t_{cop}^n + t_{cop}^b + 1)$

Примечание: Pdc - доля диапаузирующих копеподитов циклопов от общей численности копепод, Pcop – доля остальных копепод (циклопы + гарпактициды), Pco – доля *Cypria ophtalmica* от общей численности остракод, Po – доля остальных остракод, N - число надвидовых таксонов, K - число видов, $t_{nem}^n + t_{nem}^b$ - нормализованные значения численности и биомассы нематод, $t_{cop}^n + t_{cop}^b$ - нормализованные значения численности и биомассы копепод.

В таблице 4 приведены результаты индексной оценки исследованных станций.

Таблица 4.

Индексная оценка станций Волховской губы в 2006 и 2010 гг.

Индекс	2006 г.			2010 г.		
	Ст. 4	Ст. 5	Ст. 9	Ст. 10	Ст. 11	Ст. 12
ICC	0,37	0,33	0,34	0,67	0,92	0,33
TI	0,38	0,42	0,38	0,44	0,42	0,38
GEI	0,14	0,14	0,13	0,30	0,39	0,13
NCRi	1,78	1,54	4,24	0,50	4,61	3,00

По данным 2010 года их средние значения для Волховской губы составили соответственно: 0,57, 0,41, 0,23 и 3,09. А в 2006 г. они равнялись 0,35, 0,40, 0,14 и 1,66. То есть можно обратить внимание на некоторое увеличение значений индексов по абсолютным показателям. Но, тем не менее, по градации нарушений экологических условий все значения индексов относятся группе «отсутствие нарушений». Следует указать на возрастание нематодно-копеподного соотношения на станции у выхода из р. Волхов (ст. 11) в 2010 г. по сравнению с 2006 г. (ст. 4).

Таким образом, проведенная нами работа по оценке современного состояния Волховской губы Ладожского озера с использованием мейобентоса литоральной зоны по материалам 2006 и 2010 гг. позволила сделать ряд выводов:

- Численность литорального мейобентоса Волховской губы в среднем выше, чем в целом по литорали озера, что в первую очередь определяется интенсивным развитием нематодного сообщества.

- Структура мейобентосного сообщества Волховской губы достаточно разнообразна и представлена практически всеми имеющимися таксономическими группами, что характерно для естественного «нормального» состояния Ладожского озера

- Видовое богатство мейобентоса Волховской губы достаточно высоко. Среди видов, имеющих индикаторное значение, встречены остракоды *Cytheridae lacustris*, характерные для чистых биотопов. Но вместе с тем в олигохетном сообществе присутствуют малощетинковые вида *Nais elinguis*, который является показателем альфа-мезосапробных условий, а также энхитреиды и *Chaetogaster langi*, которые в комплексе с рядом других видов олигохет могут указывать на присутствие загрязнения.

- Использование индексов оценки экологического состояния водоема по мейобентосу выявило отсутствие нарушений в Волховской губе Ладожского озера.

1. Курашов Е.А. Методы и подходы для количественного изучения пресноводного мейобентоса // Актуальные вопросы изучения микро-, мейозобентоса и фауны зарослей пресноводных водоемов : Темат. лекции и мат. I Междунар. школы-конф. Нижний Новгород: Вектор ТиС, 2007. С. 5-35.
2. Курашов Е.А. Мейобентос как компонент озерной экосистемы. СПб., 1994. 224 с.

SUMMARY
Dudakova D.S.

**ASSESSMENT OF THE VOLKHOV BAY CONDITION BY
MEIOBENTHIC COMMUNITY**

The current state of Volkhov Bay (Lake Ladoga) has been evaluated by studying meiobenthic community of littoral biotopes in 2006 and 2010 (late July-early August). The meiobenthic community structure in Volkhov Bay was quite diverse and represented by virtually all existing taxonomic groups, which is quite characteristic of the natural "normal" state of Lake Ladoga. On the whole, the analysis of structural parameters and species composition of meiobenthos allows for a conclusion that the situation at the studied stations of Volkhov Bay is quite favourable. The same conclusion was reached by using the main indexes used to assess the state of the environment by meiobenthos: index of characteristic crustaceans (ICC), the taxonomic index (TI), generalized environmental index (GEI), nematode / copepod ratio (NCRi). Measured on the scale of environmental conditions violations, all index values are in the group of "no violation".

**ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ЩУЧЬЕГО ЗАЛИВА
ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА ПО СТРУКТУРЕ СООБЩЕСТВ
МАКРОБЕНТОСА**

М.А. Барбашова

*Институт озераведения РАН, г. Санкт-Петербург, Россия,
mbarba@mail.ru*

Залив Щучий (61°05' с. ш., 30°05' в. д.) расположен в северо-западной части Ладожского озера. Площадь залива 0,4 км², средняя глубина – 2,0 м,

максимальная – 3,6 м. Влияние неочищенных сточных вод Приозерского целлюлозного комбината (ПЦК) на протяжении двух десятилетий привело к уничтожению экосистемы залива, в том числе донных беспозвоночных [1]. В конце 1986 г. ПЦК был закрыт и перепрофилирован. Экологическое состояние залива стало быстро улучшаться, благодаря его мелководности, повышенной волновой активности и усиленному водообмену с открытым озером. Восстановление биоценозов зообентоса началось в 1987 г., год от года расширялся видовой состав, увеличивались количественные показатели [2, 3]. В конце 1990-х гг. в заливе сформировалась новая экосистема [4].

В данной статье рассматриваются результаты исследований зообентоса в 2001-2009 гг. на 3 станциях стандартного разреза (у дамбы, в центре и на выходе из залива), расположенных на различных биотопах на разном расстоянии по мере удаления от насыпной каменной дамбы в сторону открытого озера. Дамба отделяет южную часть залива, куда ранее поступали сточные воды, от основной акватории. В настоящее время донные отложения у дамбы и в центре представлены заиленными песками с растительными остатками, а на выходе – мелким песком. Пробы отбирались один раз в год: в конце июля 2001 г., во второй половине августа в 2003-2009 гг., а в октябре 2007 г. повторно были взяты пробы в центре. Для сбора бентоса применялся дночерпатель Экмана-Берджа с площадью захвата $1/40 \text{ м}^2$, по 2 выемки в каждой точке. Пробы грунта промывались через капроновое сито № 38 и разбирались в полевых условиях. Макробеспозвоночные фиксировались 70%-ным спиртом. Оценка качества вод проводилась с использованием интегрального показателя (IP) [5], в который включены индекс сапротоксности Яковлева (St), биотический индекс Вудивисса (BI) в модификации Яковлева [6], олигохетный индекс Гуднайта и Уитлея (N_o/N_c) [7] и хирономидный индекс Балускиной (Kch) [8]. Индексы были преобразованы и выражены в процентах от их максимальных значений, а затем суммированы.

Донные сообщества Щучьего залива сформировались под влиянием сильного антропогенного воздействия [9]. Наибольшую нагрузку испытывали биоценозы у дамбы и в центре, где до сих пор наблюдаются признаки загрязнения грунтов и высокие значения концентрации общего фосфора в воде. Для разных участков залива характерны отличия в количественном развитии, структуре сообществ и видовом составе макробентоса.

С 2001 г. по 2009 г. в составе зообентоса выявлено 90 таксонов беспозвоночных, относящихся к 12 систематическим группам. Наиболее разнообразны по видовому составу хирономиды (36 видов), олигохеты (22 вида) и моллюски (12 видов двустворчатых, 3 – брюхоногих). Также отмечено 6 видов ручейников, по 2 вида амфипод и пиявок. Остальные группы бентоса (Isopoda, Odonata, Hemiptera, Heleidae, Chaoboridae) представлены

1 видом каждая. До вида не определялись группы Mermithidae и Enchytraeidae [10]. У дамбы и в центре залива многочисленны хирономиды р. *Chironomus* и олигохеты сем. Tubificidae, индикаторы эвтрофных и загрязненных местообитаний.

Сообщества донных животных у дамбы (за исключением 2004 г.) и в центре залива отличается большее число видов и более высокие значения индексов видового разнообразия, чем в устье. У дамбы без учета данных 2004 г., количество видов варьировало от 18 до 25 видов, а индекс Шеннона – от 3,27 до 4,07 бит экз.⁻¹. В центре встречено от 13 до 29 видов, индекс Шеннона изменялся в пределах 2,9 – 3,96 бит экз.⁻¹. На выходе из залива регистрировалось от 10 до 15 видов, индекс видового разнообразия изменялся от 2,74 до 3,60 бит экз.⁻¹.

Особенностью многолетней динамики зообентоса является высокая изменчивость его количественных показателей в зависимости от влияния природных факторов (колебание уровня воды в озере, степень зарастания залива макрофитами) и типа антропогенного стресса. У дамбы численность макробентоса колебалась от 1360 до 14660 экз. м⁻², а биомасса от 2,5 до 52,02 г м⁻². Высокая биомасса зообентоса в 2003 г. в значительной степени (88 %) определялась биомассой двустворчатых и брюхоногих моллюсков (Рис. 1).

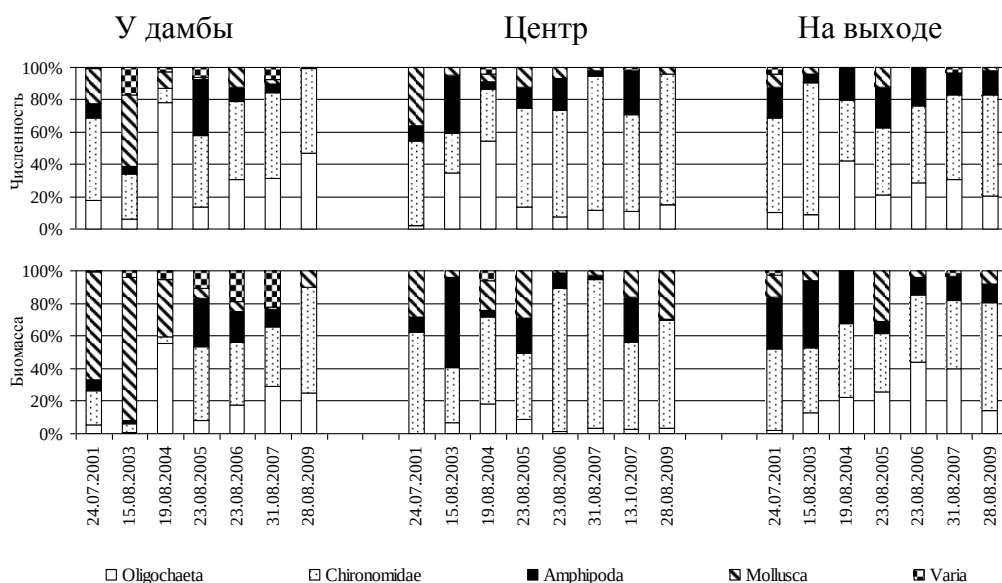


Рис. 1. Соотношение основных групп макробентоса на станциях Щучьего залива Ладожского озера в период с 2001 г. по 2009 г.

В центре залива величины численности и биомассы также изменялись в широких пределах: соответственно от 1060 до 15780 экз. м⁻² и от 9,48 до

50,28 г м⁻². На выходе из залива показатели количественного развития бентоса ниже, чем в других местообитаниях. Численность колебалась от 960 до 7620 экз. м⁻², а биомасса от 1,33 до 6,04 г м⁻². На всех станциях в среднем преобладали хирономиды как по численности (46-57%), так и по биомассе (27-62%). По показателям биомассы, на основе современных классификационных шкал, а также сведений о видовом составе и таксономической структуре сообщества макробентоса центральный участок залива характеризуется как эвтрофный, а устье как мезотрофный.

Результаты оценки качества вод представлены в таблице 1. У дамбы качество вод по IP оценивалось как «умеренно - загрязненные». Только в 2003 г. воды в этой части залива характеризовались как «чистые» (IP – 101,55), хотя были близки к границе класса «умеренно-загрязненных» вод. Сообщества бентоса отличались низкой долей олигохет (No/Nc – 6,25 %). В 2004 г. состояние Щучьего залива было наихудшим за период наблюдения (IP – 178,62). Поверхностные донные отложения у дамбы были представлены черным песчаным илом с резким неприятным запахом. По сравнению с данными предыдущих лет уменьшились количественные показатели (1360 экз. м⁻², 2,5 г м⁻²), изменилось соотношение таксономических групп. Снизилось видовое разнообразие (H – 2,14 бит экз.⁻¹), количество видов сократилось до 10. Основную часть бентоса составили олигохеты (78 % численности и 55 % биомассы), причем доминировали виды р. *Limnodrilus*, легко переносящие органическое и токсическое загрязнение. На долю хирономид приходилось только 9 % численности и 4 % биомассы. Преобладали личинки хирономид р. *Chironomus*, которые являются показателями α-р – сапротоксальной зоны или «грязных» вод. Ухудшение природной обстановки в заливе, вероятно было вызвано введением в строй нового производства мебельных плит [11].

В центре залива качество вод также оценивалось как «умеренно - загрязненные», а в 2004 г. оно было близко к границам класса «загрязненных» вод (IP – 209,19). Донные сообщества отличались большой долей олигохет (No/Nc – 54,09 %), высокими значениями индексов сапротоксальности (St – 70,3 %) и хирономидного индекса (Kch – 72,3%).

Интегральный показатель IP на выходе из залива изменялся от 68,53 до 161,53%, а оценка качества воды соответственно – от «чистых» до «умеренно загрязненных». Величины олигохетного индекса (No/Nc) оказывались невысокими (8,66-42,14%), классифицируя воды данного участка по индексу Гуднайта и Уитлея как «чистые». Кроме того, в 2001 г. и 2009 г., когда воды по IP оценивались как «чистые», отмечались также низкие значения индексов Kch (4,72% и 3,17% соответственно), связанные со значительной долей ортокладиин среди хирономид.

Таблица 1.
Показатели численности (N, экз. м⁻²) и биомассы (B, г м⁻²) макробентоса, количество видов (n), индекс видового разнообразия Шеннона (H, бит экз.⁻¹), значения индексов N₀/N_c, St, Kch, BI, IP и оценка качества вод на станциях Щучьего залива Ладожского озера в период с 2001 г. по 2009 г.

Дата	Бен-тос		n	H	% от максимальных значений				IP*	Класс вод
	N	B			No/Nc*	St*	Kch*	1/BI*		
У дамбы										
24.07.2001	3420	8,05	23	4,07	17,54	59,48	46,86	12,5	136,39	III
15.08.2003	4160	52,02	25	3,77	6,25	49,34	31,68	14,29	101,55	II
19.08.2004	1360	2,5	10	2,14	77,94	69,31	11,37	20	178,62	III
23.08.2005	3700	7,9	23	3,27	13,51	56,76	57,58	12,5	140,36	III
23.08.2006	5900	9,8	18	3,62	30,51	50,86	56,52	12,5	150,39	III
31.08.2007	6000	11,64	20	3,59	31,33	53,08	56,52	12,5	153,43	III
28.08.2009	14660	23,28	22	3,18	46,79	53,54	56,75	14,29	117,83	III
Центр										
24.07.2001	1060	9,64	13	3,22	1,89	55,83	61,18	20,00	138,90	III
15.08.2003	15780	32,62	17	2,9	34,98	46,18	56,52	16,67	154,35	III
19.08.2004	8320	10,28	17	3,25	54,09	70,30	72,30	12,5	209,19	III
23.08.2005	3640	9,48	29	3,96	13,74	69,43	49,22	14,29	146,68	III
23.08.2006	9460	29,42	14	2,97	7,40	54,21	58,88	16,67	137,16	III

31.08.2007	7420	22,53	21	3,38	11,59	44,92	56,66	14,29	127,46	III
13.10.2007	9200	50,28	19	3,52	10,87	51,91	59,04	14,29	136,11	III
28.08.2009	15580	33,9	23	3,55	15,15	44,53	48,89	14,29	122,86	III

На выходе из залива

24.07.2001	960	1,33	15	3,6	10,42	39,11	4,72	14,29	68,53	II
15.08.2003	7620	5,02	11	2,74	8,66	38,43	56,52	16,67	120,28	III
19.08.2004	6360	3,96	15	3,46	42,14	42,87	56,52	20,00	161,53	III
23.08.2005	1920	1,56	10	2,95	20,83	41,63	56,52	20,00	138,99	III
23.08.2006	5760	6,04	13	2,99	28,47	51,72	52,41	16,67	149,26	III
31.08.2007	2360	1,62	10	3,17	30,51	41,12	56,52	16,67	144,82	III
28.08.2009	3960	1,54	13	2,88	20,71	52,80	3,17	16,67	93,34	II

Примечание: * – обозначения в тексте; ** - II – чистые, III – умеренно загрязненные.

Таким образом, средняя оценка качества вод Щучьего залива на разных участках с 2001 по 2009 гг. за редким исключением оставалась достаточно постоянной. Воды оценивались как «умеренно – загрязненные» (третий класс), а состояние экосистемы как «напряженное».

1. Слепухина Т.Д., Белякова И.В., Воронцов Ф.Ф. Восстановление макробентоса после закрытия целлюлозно-бумажного производства (на примере двух заливов Ладожского озера) // Экологическое состояние рыбохозяйственных водоемов Балтийского моря (в пределах Финского залива). СПб., 1993. С. 73-74.
2. 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 biocenoses of northern Ladoga and their changes under human impact // *Hydrobiologia*. 1996. Vol. 322. P. 23-28.
3. Barbashova M. The recovery of bottom biocenoses in destroyed area of Shchuchiy Bay, Lake Ladoga // *Proc. 9th International Conference on the Conservation and Management of Lakes. Session 4*. Otsu. Shiga. Japan, 2001. P. 272-274.
4. Распопов И.М., Андроникова И.Н., Барбашова М.А., Протопопова Е.В., Рычкова М.А. Многолетний мониторинг формирования биоты на месте экосистемы, разрушенной стоками целлюлозно-бумажного производства (залив Щучий, Ладожское озеро) // *Охрана и рациональное использование водных ресурсов Ладожского озера и других больших озер*. СПб: АССПИН, 2003. С. 338-342.
5. Балущкина Е.В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // *Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий* : Тр. ЗИН РАН, СПб, 1997. Т. 272. С. 266-292.
6. Яковлев В.А. Оценка качества поверхностных вод Кольского Севера по гидробиологическим показателям и данным биотестирования. Апатиты, 1988. 25 с.
7. Goodnight C.J., Whitley L.S. Oligochaetes as indicators of pollution // *Proc. 15th Ind. Waste Conv. Vol. 106*. 1961. P. 139-142.
8. Балущкина Е.В. Функциональное значение личинок хирономид в континентальных водоемах. Л., 1987. 179 с.
9. Распопов И.М., Андроникова И.Н., Слепухина Т.Д., Расплетина Г.Ф., Рычкова М.А., Барбашова М.А., Доценко О.Н., Протопопова Е.В. Прибрежно-водные экотоны больших озер. СПб., 1998. 54 с.

10. Барбашова М.А., Курашов Е.А. Макрофауна литоральной зоны Ладожского озера // Литоральная зона Ладожского озера. СПб.: Нестор-История, 2011. С. 219-251.
11. Андроникова И. Н., Распопов И. М. Зоны экологического риска в прибрежных районах Ладожского озера // Биология внутренних вод. М.: Наука, 2007. № 2. С. 3-10.

SUMMARY

Barbashova M.A.

ASSESMENT OF THE SHUCHIY BAY (LAKE LADOGA) ECOLOGICAL STATE ON THE BASIS OF MACROBENTHOS STRUCTURE.

Shuchiy Bay was notable for the absence of bottom invertebrates for many years due to severe pollution. After closing of pulp and paper mill, the situation improved, the recovery of macrozoobenthos was observed. This study was carried out in 2001 – 2009. The state of the ecosystem and the water quality were assessed using the Integrated Index (IP). During the time of investigations the values of the IP at the stations of the bay varied from 68.53 to 209.19 %, water quality – from class 2 to class 3, the state of some areas of the ecosystem was evaluated from “relatively satisfactory” to “tense”. The integrated mean assessment of water quality according to IP index during 2001-2009 remained relatively stable, waters were assessed as “moderately polluted” (the third class), and the state of the ecosystem as “tense”.

Часть 6. Рыбы как индикаторы экологического состояния водоемов (Fish as indicators of ecological conditions in water- bodies).

РЫБЫ ПРЕСНЫХ ВОД СУБАРКТИКИ КАК БИОИНДИКАТОРЫ

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

*Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН,
г. Анапиты, Россия, nikolay@inep.ksc.ru*

Скорость деградации водоемов Севера в последнее время усиливается и проблемы адекватной оценки происходящих в них процессов под воздействием природных и антропогенных факторов, прогноза их дальнейшего развития по-прежнему остаются весьма актуальными. Если во второй половине прошлого века основные проблемы водоемов Кольского Севера были связаны с относительно локальным их загрязнением сточными водами промышленных предприятий и крупных городов, то в последние годы мы сталкиваемся с усилением влияния процессов аэротехногенного загрязнения атмосферы и изменения климата, затрагивающие все водоемы региона. Вследствие особенностей распространения воздушных масс Северного полушария Земли, значительная часть загрязняющих веществ выбрасываемых в атмосферу в индустриально-развитых регионах, переносится в Арктику, где они осаждаются и накапливаются. Немаловажна роль и местных источников загрязнения. Безусловно, проблема загрязнения атмосферы не нова и была наиболее остра во второй половине XX века, но особенности циркуляции атмосферы в Северном полушарии и миграции загрязняющих веществ в наземных экосистемах на территории водосбора, а также относительно небольшая скорость накопления их в экосистеме водоема, обусловили определенную задержку выраженного проявления последствий глобального загрязнения атмосферы. Существенную роль в изменении условий обитания в Арктических регионах играют изменения климата, имеющие глобальный характер. И хотя общая направленность таких изменений не однозначна, а в отдельных районах может иметь разнонаправленный характер, не вызывает сомнения разбалансировка климатической системы, снижение стабильности, увеличение ее, по образному выражению академика Ю.Израэля, «нервозности». Необходимо также добавить ряд специфических региональных

особенностей, осложняющих интерпретацию получаемых результатов исследований водоемов Евро-Арктического региона и установление причинно-следственных связей:

Природная вариабельность параметров природных сред и биологических систем. Для региона характерно чрезвычайно высокое разнообразие типов ландшафтов, что затрудняет проведение сравнительных исследований, т.к. даже на небольшом участке могут оказаться водоемы с радикально отличающимися природными условиями. Отсутствие четких представлений о внутриводоемных процессах, включая определение токсичности и биодоступности загрязняющих веществ для гидробионтов. Особенности арктических пресноводных экосистем (короткий вегетационный период, короткие пищевые цепи, высокая эффективность утилизации доступной энергии, уязвимость структуры сообществ и зависимость ее от отдельных видов).

Особенности распространения, выпадения, миграций, трансформации загрязняющих веществ. Специфика процессов глобального и локального загрязнения окружающей среды, на фоне низкой минерализации и буферной емкости поверхностных вод. Отсутствие четких границ начала регионально-фоновой зоны, что, нередко, приводит к методической ошибке выбора контрольных объектов, связанных с оценкой интенсивности и степени воздействия на объект, расположенный в локальной зоне источника загрязнения. Отсутствие объективных показателей нагрузки на водоем за продолжительный период времени, до сих пор не создано надежных методов количественной оценки поступления загрязняющих веществ в различные компоненты природной среды за долговременную ретроспективу. Причем, определение дозы важно не только для зоны локального загрязнения, но, также, и регионально-фоновой зоны.

Аккумуляция долгоживущих загрязняющих веществ в экосистемах, постоянное увеличение их общего количества, циркулирующего в экосистеме. Существуют трудности аналитического определения долгосрочных изменений их низких уровней в природных средах. Отсутствие достоверной информации о состоянии экосистем в «до индустриальный период». Отсутствие достоверных долговременных рядов наблюдений. Неопределенность и не специфичность ответных реакций биологических систем на продолжительное воздействие малых сублетальных доз.

Нереально осуществлять контроль за всеми абиотическими и биотическими параметрами даже самых простых пресноводных экосистем. Среди живых организмов, обитающих в загрязняемых водоемах, рыбы в силу биологических особенностей являются наиболее подходящими объектами исследования, позволяющими оценить среднесрочные процессы трансформации водоемов. Рыбы чувствительны к широкому множеству прямых воздействий и интегрируют неблагоприятные эффекты всего комплекса различных воздействий, включая и воздействие на другие компоненты водной экоси-

стемы (среда обитания, макробеспозвоночные, первичная продукция и т.д.); на основании их зависимости от этих компонентов в процессах воспроизводства, выживания, и роста, они относительно долгоживущие организмы, поэтому изменения популяционных и организменных показателей позволяют регистрировать обусловленные или кратковременными, или долговременными хроническими воздействиями неблагоприятных условий окружающей среды; рыбы более непосредственно, чем другие таксоны, могут быть использованы для оценки социального ущерба деградации окружающей среды, поскольку их экономические и эстетические ценности широко признаны. Кроме того, рыбы доступны для отбора проб статистически достаточного объема; имеют достаточно большие размеры, позволяющие отбирать необходимое количество тканей для различного рода исследований (биохимические, гистологические и т.д.) и удобны для оценки физиологического состояния; обладают определенной резистентностью к сублетальному воздействию загрязняющих веществ и могут обитать в районах с различной степенью загрязнения; могут быть использованы для прогноза последствий данного типа загрязнений для человека, так как многие фундаментальные биохимические процессы схожи.

В большинстве случаев в природных водоемах мы имеем дело с сублетальными продолжительными воздействиями поллютантов. Отрицательные эффекты могут проявляться на различных уровнях биологической организации: от субклеточного до популяционного и сообществ. Для понимания последствий воздействия токсикантов на состояние популяции и прогноза ее существования необходимо изучать эффекты веществ-загрязнителей на различных уровнях биологической организации. Особое место среди показателей состояния организма занимает содержание веществ-загрязнителей в его органах и тканях. Содержание веществ-загрязнителей в организме гидробионтов, отражая общую нагрузку, определяется сложными процессами поглощения, перераспределения внутри организма, детоксикации и выведения из организма. В настоящее время, помимо локальных источников, увеличение нагрузки загрязняющих веществ на водоемы может происходить за счет процессов глобального загрязнения атмосферы и трансграничного переноса. Примерами такого рода процессов являются распространение свинца и ртути. Так, нами было показано, что содержание ртути в донных отложениях озер и тканях рыб Мурманской области и приграничного района Финляндии и Норвегии за последнее десятилетие характеризуется постоянным ростом и этот процесс не связан с деятельностью металлургических комбинатов региона. Несмотря на это, по-прежнему приоритетным элементом-загрязнителем региона остается никель. Его концентрация, в отличие от других элементов, в почках и жабрах рыб хорошо коррелирует с антропогенной нагрузкой на водоемы. Никель способен влиять на содержание в тканях многих других элементов. Можно полагать, что именно никель явля-

ется основным патогенным фактором в исследованных водоемах. Уровень 5-7 мкг/г_{сух.в-ва} в почке, вероятно, является критическим для сигов изученных водоемов, и его превышение вызывает ряд серьезных патологических процессов в организмах рыб. Региональный характер аэротехногенного загрязнения вод тяжелыми металлами подчеркивает и тот факт, что уровни их накопления в организмах рыб в регионально-фоновой зоне зачастую имеют сопоставимые, а иногда и более высокие показатели, чем у рыб вблизи промышленных центров (Куэтсьярви).

Стрессоры окружающей среды, в т.ч. и антропогенные, вызывают изменения в клеточной функции, что ведет к изменениям физиологии систем органов в индивидуальном организме, проявляющиеся в их патологических изменениях. Частота встречаемости патологий у рыб и их интенсивность имеет выраженную зависимость от величины техногенной нагрузки на водоем. Многолетние наблюдения за состоянием организмов рыб в районах непосредственного влияния предприятий цветной металлургии свидетельствуют о том, что частота встречаемости патологий органов и тканей не снижается. Так, для водоемов бассейна река Пасвик – водохранилищ Ваггетем и Скрюккебукта, расположенных на удалении около 40 и 16 км соответственно от предприятия «Печенганикель», в настоящее время сохраняется весьма высокий процент патологий внутренних органов сига. Необходимо отметить, что на протяжении нескольких десятков лет наблюдений, отмечена тенденция к росту изменений репродуктивной системы рыб и печени, несмотря на проводимые в этот период мероприятия по снижению предприятием выбросов вредных веществ. И если раньше подобные изменения встречались лишь в водоемах расположенных в так называемых «импактных» зонах крупных горно-перерабатывающих предприятий, то в настоящее время в той или иной степени они наблюдаются практически по всей территории Мурманской области, северных приграничных районах Финляндии и Норвегии. Частота их встречаемости возрастает. Характер патологий рыб фоновых районов региона, имеет сходные черты с изменениями органов и тканей представителей ихтиофауны интенсивно загрязняемых водоемов.

Во взаимодействиях с окружающей средой сложность и разнообразие популяционной структуры определяют ее устойчивость и жизнеспособность. Для популяций рыб, обитающих в исследованных нами водоемах, характерно крайнее упрощение их структуры. Они представлены небольшим числом возрастных групп и минимальным числом нерестящихся генераций. Наблюдается сокращение продолжительности жизни, преобладание рыб младших возрастных групп, снижение темпов роста и уменьшение средних размеров, раннее половое созревание, наступление его при экстремально малых для вида размерах или/и блокировка процессов созревания при увеличенных темпах роста, растянутый период наступления половой

зрелости. В условиях хронического субтоксичного воздействия тяжелых металлов наблюдается изменение стратегии жизненного цикла сигов: переход к короткому моноциклу. Происходит нарушение соотношения соматического и генеративного обменов в пользу преобладания последнего. Как следствие этого - ускоренное созревание (в более раннем возрасте и при меньших размерах) и образование карликовых форм. "Переход" на короткий цикл развития в условиях достаточного обеспечения пищи позволял сигам поддерживать высокую численность популяций даже в самых загрязненных водоемах. Однако присутствие в популяциях минимального числа нерестящихся генераций (одной-двух) в условиях усиления техногенного стресса и/или появления новых стрессовых факторов делает проблематичным длительное существование этих популяций. В тоже время наблюдается не менее интересный феномен – «гигантизм» некоторых короткоциклового вида рыб. Для субарктических водоемов размерно-весовые показатели рыб одного вида, обычно, меньше, чем для крупных бассейнов внутренних вод умеренной зоны и южных частей ареала распространения. Поэтому экстремально высокие для вида размерно-весовые показатели короткоциклового рыб Мурманской области могут свидетельствовать о значительных трансформациях экосистем. В качестве примера можно провести ряпушку оз. Ковдор (бассейн оз. Имандра), оз. Кахозеро (бассейн р. Кола), а также ерша оз. Колозеро (бассейн р. Кола) и Пермусозеро (бассейн оз. Имандра) (Рис. 1.).

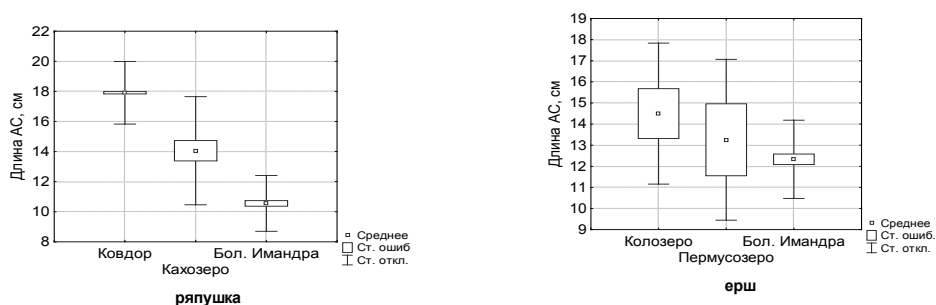


Рис. 1. Размерные характеристики ряпушки и ерша некоторых озер.

Несмотря на пиковые нагрузки загрязнений во второй половине прошлого века, длительное время структура рыбной части сообщества даже наиболее техногенно-трансформированных водоемов в целом оставалась малоизмененной. Как правило, отмечалось снижение доли лососевых видов и доминирование сиговых. Однако, в конце 90х годов прошлого и в начале нынешнего столетий, во многих водоемах региона наметились тенденции изменения в структуре сообщества рыбного населения. Изменение видового состава рыб и/или структуры рыбной части водного сообщества происходит

несколькими путями: а) вселение новых видов, б) резкая смена доминирующих аборигенных видов, г) совместное протекание первых двух процессов.

В стрессовых для аборигенных видов условиях, вселение новых видов рыб обладающих широкой экологической валентностью, приводит к радикальным изменениям структуры ихтиоценозов. Так, вселение ряпушки внесло значительные изменения в структуру рыбной части сообщества водоемов системы р. Пасвик (Рис. 2). Европейская ряпушка *Coregonus albula*, акклиматизированная в финском оз. Инари, распространена в настоящее время по всей системе реки. Ярко выраженный планктонофаг с более эффективным цедильным аппаратом, ряпушка безусловно выигрывает в конкуренции со среднетычинковыми сига́ми и активно занимает их экологическую нишу. Резкое увеличение ее численности создает напряженность в пищевой обеспеченности сига́в, что является дополнительным стрессовым фактором к уже существующим, обусловленным загрязнением тяжелыми металлами.

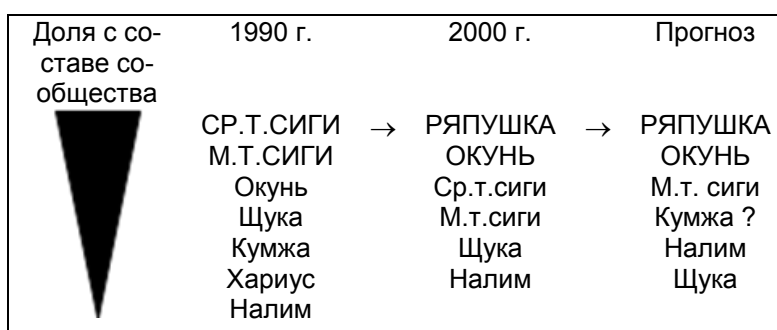


Рис. 2. Изменения в структуре рыбной части сообщества р. Пасвик и их прогноз

Не менее радикальные перестройки структуры ихтиоценозов происходят и в других озерах региона. Во многих водоемах доминирующими видами становятся малоценные с промысловой точки зрения виды. Так в структуре ранее считавшихся лососево-сиговыми водоемами бассейнов рек Нива (Имандра, Пермусозеро) и Кола (Колозеро, Кахозеро) доминирующими видами в настоящее время являются обыкновенный ерш *Gymnocephalus cernuus*, европейская корюшка *Osmerus eperlanus* и европейская ряпушка *Coregonus albula*. В последние десятилетия в оз. Имандра корюшка практически полностью вытеснила ряпушку и снижает эффективность воспроизводства остальных видов, массово уничтожая молодь, создает повышенную пищевую конкуренцию (Рис. 3).

Несмотря на то, что процесс загрязнения поверхностных вод Мурманской области длится уже не одно десятилетие, мы должны констатировать, что в настоящее время наблюдаются глубокие структурно-функциональные перестройки пресноводных экосистем. Если в прошлом веке интенсивное промышленное загрязнение водоемов отражалось большей частью на состоянии организмов и популяций рыб, то в настоящее время происходит быстрая смена структуры рыбной части сообщества.

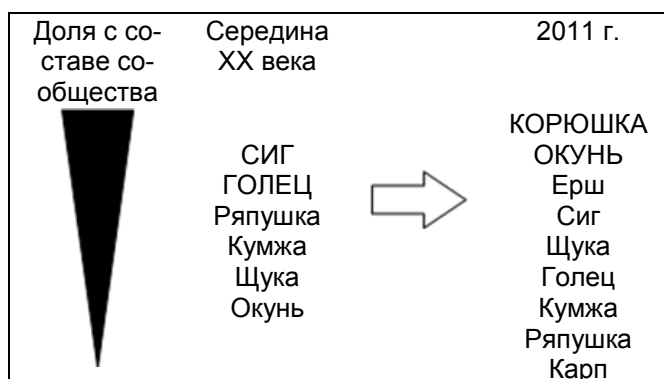


Рис. 3. Изменения структуры рыбной части сообщества Бабинской Имандры.

Значительное снижение качества вод субарктических водоемов, связанное с влиянием многофакторного промышленного загрязнения, интенсификация процессов эвтрофирования водоемов в условиях региональных климатических изменений приводит к резкому снижению ресурсного потенциала поверхностных вод региона.

SUMMARY

Kashulin N.A., Terentyev P. M, Kashulin A.N.

FISHES OF ARCTIC FRESH WATERS AS BIOINDICATORS

Different aspects of estimation of the Arctic fresh-water ecosystems according to indicators of organisms and populations of fishes are discussed. Ecosystem structure changes as result of environmental contamination impact and climate changes are registered.

ОСОБЕННОСТИ БИОЛОГИИ РЯПУШКИ В УСЛОВИЯХ ЭВТРОФИРОВАНИЯ

И.М. Королева

*Институт проблем промышленной экологии Севера, Кольский научный
центр РАН,
г. Анапты, Россия, koroleva@inep.ksc.ru*

Водоемы субарктической зоны имеют сравнительно небольшое видовое разнообразие рыб и освоение существующих экологических ниш происходит за счет образования множества внутривидовых группировок. Особенно это характерно для сем. Coregonidae, проявляющего большую изменчивость морфо-физиологических особенностей. Европейская ряпушка – широко распространенный вид ихтиофауны северо-запада России, многочисленна в озерах Карелии и Кольского Севера. В олиготрофных озерах обитает мелкая форма, размеры которой не превышают 20 см, средний вес – до 25 г.

В пределах Мурманской обл. широко распространены олиготрофные и дистрофные озера, отличающиеся низкой кормностью вследствие низкого содержания азота и фосфора. В условиях поступления сточных вод предприятий горно-перерабатывающих комплексов, хозяйственно-бытовых стоков городов и поселков водоемы претерпевают значительное изменение естественного гидрохимического режима, в т.ч. изменение трофического статуса. При этом в зависимости от степени нагрузки и типа загрязнения наблюдаются различные ответные реакции биотической составляющей экосистем.

Примерами биотопов с измененным трофическим статусом являются оз. Ковдор и губа Белая оз. Имандра. Оз. Ковдор, входит в озерно-речную систему Пиренгских озер, располагающихся на северо-западе водосборного бассейна оз. Имандра, площадь - 0,55 км², максимальная глубина 18 м. В период исследований минерализация воды доходила до 232 мг/л. (природное содержание - 20-30 мг/л). Вода соответствовала классу сульфатов – 86,2 мг/л., рН воды слабощелочная (7,58-8,01). Содержание фосфатов (PO₄²⁻) варьировало в течение гидробиологического лета от 140 до 370 мкгР/л (природное содержание - от 0 до 20 мкгР/л), концентрация нитратов (NO₃⁻) - от 812 до 1705 мкгN/л (природное от 0 до 26 мкгN/л). Озеро служит коллектором очищенных сточных вод Ковдорского горно-обогатительного комбината и хозяйственно-бытовых сточных вод одноименного города. Приоритетными поллютантами являются Mn, Sr и Cu, концентрации которых в 1,5-3 раза выше ПДК_{рбхз}. В целом качество воды можно охарактеризовать как субтоксичное [1].

Показатели общей численности и биомассы гидробионтов почти на порядок превышали таковые, характерные для олиготрофных субарктических водоемов (Табл. 1).

Таблица 1.

Количественные показатели основных групп гидробионтов оз. Ковдор (2001-2009 гг.)

Показатели	фитопланктон	зоопланктон	зообентос
Численность	40-872 млн.	115-1010 тыс.	2106-3078 экз./м ²
Биомасса	экз./л 0,7-43,5 г/м ³	экз./м ³ 0,2-3,9 г/м ³	24-50 г/м ²

Трофический статус водоема по гидробиологическим показателям в зависимости от сезона оценивался от мезотрофного до гиперэвтрофного. По индексу сапробности качество вод в озере по содержанию хлорофилла «а», уровню биомассы летнего фито- и зоопланктона, наличию мезосапробов среди фито- и зоопланктеров и макрозообентонных организмов характеризуется как «умеренно загрязненные», т.е. относится к III классу [2].

В водоеме отмечено 8 видов рыб, принадлежащих к четырем фаунистическим комплексам: арктическому пресноводному (сиг *Coregonus lavaretus* (L.) (мало- (16-30 жаберных тычинок, в среднем 23) и среднетычинковая (35-44, в среднем 42 ж.т.) формы), ряпушка *Coregonus albula* (L.), налим *Lota lota* (L.)); бореально – предгорному (кумжа *Salmo trutta* (L.), обыкновенный голец *Phoxinus phoxinus* (L.)), бореально – равнинному (окунь *Perca fluviatilis* (L.), ерш *Sympterus cernuus* (L.), щука *Esox lucius* (L.)); понто-каспийскому пресноводному (колюшка девятииглая *Pungitius pungitius* (L.)). По числу видов и по биомассе на первое место выходит арктический пресноводный комплекс, супердоминантом которого является ряпушка, доля которой составляет более 95% улова. За весь период наблюдений возрастной состав уловов насчитывал 4 группы, доминировали трехлетние рыбы. Пятилетние особи присутствовали единично (Рис. 1).

Средняя длина по Смитту составляла 17,7 см, масса - 60 г. Самцы имели более мелкие размеры. Коэффициент упитанности по Фультону в среднем составлял 1,25. В половой структуре незначительно доминировали самцы (1.2 : 1) (Табл. 2).

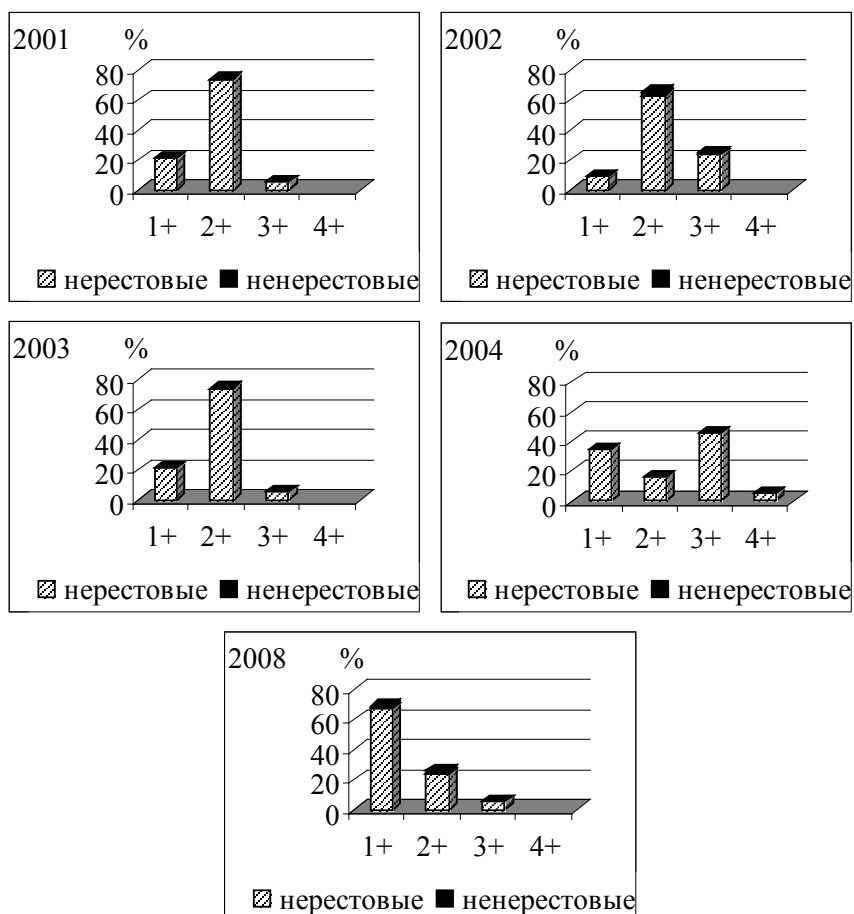


Рис. 1. Возрастное распределение ряпушки в оз. Ковдор.

Таблица 2.

Размерно-возрастные характеристики ряпушки оз. Ковдор.

возраст	1+	2+	3+	4+	среднее
масса, г	<u>8-77*</u> 30	<u>23-150</u> 63	<u>29-157</u> 84	<u>79-146</u> 110	60
длина АС, см	<u>9.9-19.2</u> 14.5	<u>14.0-22.5</u> 17.9	<u>16.0-23.0</u> 19.3	<u>19.3-23.0</u> 21.0	17.7
Упитанность по Фультону	<u>0.78-1.47</u> 1.11	<u>0.67-2.25</u> 1.26	<u>0.68-1.67</u> 1.29	<u>0.59-1.78</u> 1.31	1.25
♂ : ♀	1.5 : 1	1.5 : 1	1 : 1	1 : 9	1.2 : 1
кол-во, экз. (%)	124 (18)	380 (55)	173 (25)	10 (2)	Σ 687

- в числителе пределы варьирования, в знаменателе среднее значение.

Меристические признаки типичны для европейской ряпушки: число жаберных тычинок варьировало от 35 до 45 (среднее 42), число чешуй в

боковой линии – от 60 до 83 (73), количество позвонков от 53 до 57 (55). Формула спинного плавника - III – IV 8 - 9.

Наблюдения за ежегодной динамикой популяционных характеристик показали их тесную связь с температурой. В наиболее холодном 2008 г. средняя навеска снизилась в 1,7 раза, упитанность по Фультону - в 1,5 раза по сравнению с данными за теплые 2001-2003 гг. Линейные размеры различались незначительно (Рис. 2).

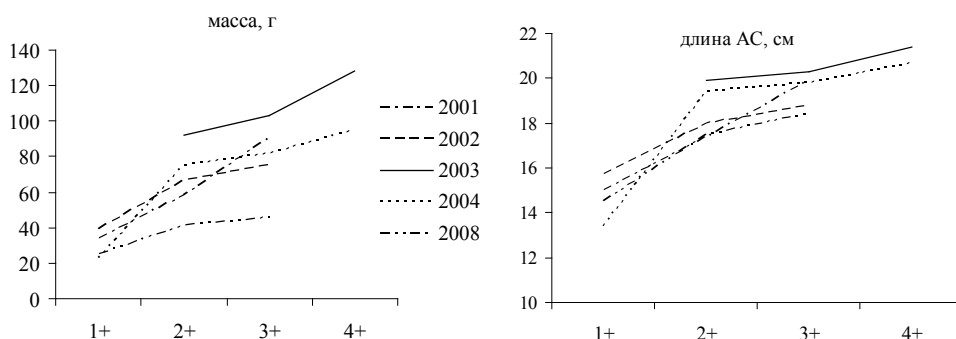


Рис. 2. Межгодовые различия размерно-весовых показателей ряпушки оз. Ковдор.

Половозрелыми рыбы становились на втором году жизни, минимальные размеры самцов и самок близки: масса 18 г и длина АС 13,5 см. Нерест происходил в конце сентября и начале октября при t воды от +2 до +5°C. Нерестующие особи составляли более 90% от всех рыб в улове. В незначительных количествах присутствовали трех и четырехлетние особи, пропускавшие нерест.

Абсолютная индивидуальная плодовитость колебалась от 2570 до 13645 икринок, в среднем – 6,5 тыс. икринок, что в 4-6 раз больше, чем в других водоемах. Относительная плодовитость варьировала от 37 до 147 икринок, в среднем – 80.

Анализ питания (98 экз.) показал, что пищевой рацион ряпушки состоял из 7 групп и представлен, главным образом, планктонными организмами: из ветвистоусых рачков - *Bosmina obtusirostris* (частота встречаемости 90 - 100%), *Daphnia longispina* (70%), из веслоногих рачков - *Cyclops sp.* (50 - 90%). Второстепенную роль в питании играл зообентос - двустворчатые моллюски *Pisidium sp.* (14%), личинки хирономид (сем. Chironomidae, 12 - 50%) и стрекоз (сем. Corduliidae, до 30%). Единично встречались пиявки (сем. Glossiphoniidae), водные клопы (сем. Hydrocoridae). Общий индекс наполнения варьировал от 5,1 до 14,9‰. Макрозообентосные организмы отмечались в желудках ряпушек длиной от 15 см и выше, у мелких особей тип питания - планктонный.

Озеро Имандра, крупнейший олиготрофный водоем Мурманской области, в значительной степени подвергшийся антропогенному влиянию, его подробная характеристика приведена в публикациях [3, 4]. В составе ихтиофауны оз. Имандра 14 видов. Основную ихтиомассу дают виды арктического – пресноводного комплекса (европейская ряпушка, обыкновенный сиг, корюшка). Доля остальных видов невелика.

В озере обитает мелкая форма ряпушки, длиной 9-14 см и массой 10-18 г. Созревает в двухлетнем возрасте, в зависимости от условий года от 14 до 50% остаются неполовозрелыми и вступает в нерестовое стадо на следующий год. Соотношение полов близко к 1:1. Абсолютная плодовитость 350-2000 икринок, в среднем 1040 икринок, относительная – 10,3. Массовый нерест происходит в октябре, при снижении t воды до 6°C и продолжается вплоть до декабря [3-5].

В губе Белая оз. Имандра с конца 1968 г. поступают стоки апатито-нефелиновой фабрики. В 1990-х гг. содержание $N_{\text{общ}}$ колебалось от 182-434 мкг/л, $P_{\text{общ}}$ от 49 до 54 мкг/л, это определило высокие показатели зоопланктонного сообщества: численность от 460 тыс. экз./м³ до 713 тыс. экз./м³, биомасса от 3,1 до 3,9 г/м³, в массовом количестве отмечались ценные в кормовом отношении кладоцеры и циклопы (до 1,65 г/м³) [6].

При повышении уровня трофности, обусловленного поступлением биогенов, в губе Белая в начале 90-х гг. сформировалось локальное стадо с более крупными размерами. Масса ряпушки в уловах достигала 80 г при длине АС 20 см, средняя навеска составляла 30 г, средняя длина - 14 см. Коэффициент упитанности по Фультону 1.02. В половом соотношении резко доминировали самки.

Анализ жиронакопления. Хорошая обеспеченность энергетическими ресурсами позволяет рыбам даже в условиях токсичности окружающей среды поддерживать высокие темпы роста и большую численность.

Визуальный осмотр рыб из оз. Ковдор выявил, что полное отсутствие или незначительное количество полостного жира имели 2-15% исследованных ряпушек, за исключением холодного 2004 г., когда у половины особей полостной жир отсутствовал (Рис. 3). Также присутствовал жир и у нерестящихся самок, что в водоемах Кольского п-ва обычно не наблюдается.

Наблюдения за ряпушкой в Имандре в 1967 г. выявили, что в районах, удаленных от места поступления токсичных стоков, преобладали рыбы со средним накоплением жира (3 балла), в местах сброса сточных вод основной процент ряпушек не имел жира (средний балл – 1,56) [7]. В 1970-х гг. у рыб из наиболее загрязненных участков оз. Имандра было отмечено повышенное отложение жира на внутренних органах в ущерб пластическому росту (средний балл от 3,1 до 3,6) в отличие от условно-

фонового плеса Имандры, где, несмотря на сравнительно крупные размеры ряпушки, накопление жира оставалось небольшим (1,9). При этом для всех стад коэффициент упитанности по Фультону достоверно не различался (1,20 и 1,14 соответственно). Низкий темп роста, повышенная жирность в сочетании с запаздыванием созревания и пропусками нереста для рыб из загрязняемых районов являлись следствием ухудшением качества воды [8].

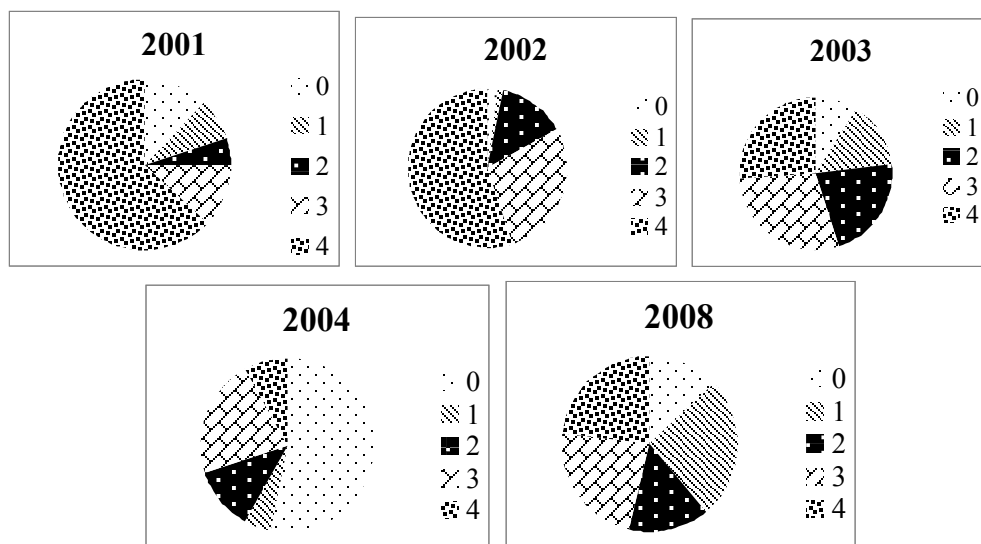


Рис. 3. Показатели жиронакопления у ряпушки оз. Ковдор.

В оз. Ковдор при интенсивном поступлении биогенов сформировались условия для развития процессов эвтрофикации. Увеличение биопродуктивности водоема проявилось в повышенных структурных и функциональных показателях фито- и зоопланктона, зообентоса, высокой численности и "гигантизма" ковдорской ряпушки. При благоприятных кормовых условиях создалась возможность реализации генетически обусловленных максимальных для данной формы размеров и высокой плодовитости, что в сочетании с низким прессом хищников привело к высоким значениям численности и, соответственно, ихтиопродукции. В условиях повышенной трофии появилась возможность создания энергетических запасов, достаточных, с одной стороны, для продолжения активного соматического и генеративного роста, ежегодного нереста и, с другой стороны, эффективной детоксикации поступающих в организм загрязняющих веществ. Также в качестве адаптации к существованию в условиях высокой плотности следует рассматривать переход крупноразмерной ряпушки на питание бентосными организмами, что может снижать напряженность внутривидовых конкурентных отношений.

Для сиговых рыб субарктических водоемов уже рассматривались стратегии, связанные либо с отсрочкой созревания и переходом на более позднее размножение, либо с ранним созреванием и переходом на короткий цикл воспроизводства, когда в условиях токсичного стресса происходит реорганизация популяций, обусловленная генетической селекцией, при которой выживают и оставляют потомство мелкие быстро созревающие особи, способные к перестройке обмена веществ в сторону интенсификации метаболизма и поддержанию “дополнительных энергетических трат” на детоксикацию [4, 9, 10]. На примере ковдозерской ряпушки можно говорить о существовании еще одной стратегии выживания в эвтрофных, субтоксичных условиях, не связанной с пропуском нереста и сокращением продолжительности жизни, но реализующейся в достижении максимальных для данной формы размеров, плодовитости и частичном переходе на бентосный тип питания.

1. Антропогенные изменения лотических экосистем Мурманской области. Ч 1: Ковдорский район. Апатиты: Изд. Кольского НЦ РАН, 2005. 234 с.
2. Денисов Д.Б. Экологические особенности водорослевых сообществ разнотипных субарктических водоемов // Вестник Кольского НЦ РАН. 2010. № 1. С. 48-55.
3. Рыбы Мурманской области. Мурманск: Мурманское книжное изд-во, 1966. 334 с.
4. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М.: Наука, 2002. 403 с.
5. Решетников Ю.С. Экология и систематика сиговых рыб. М.: Наука, 1980. 300 с.
6. Вандыш О.И. Особенности структурно-функциональных особенностей зоопланктона водоемов Кольского региона в условиях разнофакторного антропогенного загрязнения. Автореф. дис... канд. биол. наук. СПб., 1998. 27 с.
7. Беляева Г.В. и др. Отчет «Комплексное изучение и охрана оз. Большая Имандра». Апатиты, фонды КФАН СССР, 1972. 333 с.
8. Мойсеенко Т.И. Влияние на рыб загрязнения субарктического водоема. Дис.... канд. биол. наук. Л.: ГосНИОРХ, 1983. 228 с.
9. Кашулин Н. А. Рыбы малых озер Северной Фенноскандии в условиях аэротехногенного загрязнения. Апатиты: Изд. Кольского научного центра РАН, 2004. 130 с.
10. Решетников Ю.С. и др. Структурные перестройки в экосистеме реки Пасвик, 2011. Наст. сборник.

SUMMARY
Koroleva I.M.

BIOLOGY OF VENDACE IN CONDITIONS OF EUTROPHICATION

The peculiarities of morphological changes of physiological parameters and strategy of the life cycle of the vendace in the conditions of anthropogenic eutrophication and subtoxicity of the water was investigated.

**СТРУКТУРНЫЕ ПЕРЕСТРОЙКИ В ЭКОСИСТЕМЕ РЕКИ
ПАСВИК**

Ю.С. Решетников*, О.П. Попова*, П.-А. Амундсен**

** Учреждение Российской академии наук Институт проблем
экологии и эволюции им. А.Н.Северцова РАН,
Москва, e-mail: ysreshetnikov@gmail.com*

*** Norwegian College of Fishery Sciences. University of Tromsø,
NORWAY, Tromsø*

Проблема биологических инвазий чужеродных видов стала актуальной со второй половины XX века. Было отмечено, что именно хозяйственная деятельность человека по деформации природных экосистем, в том числе и водных, привела к гигантскому росту числа случаев расширения видами своих естественных ареалов. Известно, что саморасселение или интродукция экзотического вида в районы, где он ранее не встречался, часто приводит к резким перестройкам в экосистеме водоема и потере биологического разнообразия [1-3]. В ряде случаев эффект от интродукции нового вида подобен экологическому стрессу для экосистемы. По нашим экспертным оценкам, даже в случае хорошо продуманного биологического обоснования акклиматизации нового вида рыб, успешными были всего лишь 17% от всех попыток вселения вида в новые места обитания. Поэтому трудно предсказать, как поведет себя экосистема по отношению к новому пришельцу и его дальнейшую судьбу.

Подобная ситуация наблюдалась нами в Сямозере при вселении в него корюшки (*Osmerus eperlanus*), которая сначала дала резкую вспышку численности и существенно трансформировала схему потоков энергии по пищевым цепям, а потом численность ее пошла на спад под воздействием хищников, паразитов и конкуренции с ряпушкой [2].

Во время совместных российско-норвежских работ 1991-2010 гг. проводился мониторинг по включению ряпушки (нового вида) в систему пищевых отношений в водоемах бассейна реки Пасвик. Сбор материала проводился стандартным набором жаберных сетей (25 м в длину и 1,5 м в высоту с размером ячеек 8, 10, 12,5, 15, 18,5, 22, 26, 35 и 45 мм в литоральной, профундальной и пелагической зонах. Кроме того для лова ряпушки применяли пелагическую сеть высотой 6 м. Всего во всех зонах было собрано и исследовано более 15 000 рыб (сиг, окунь, щука, налим и ряпушка), в том числе, более 6000 экз. ряпушки. Пограничная с Норвегией р. Пасвик берет начало из финского оз. Инари и течет на север, впадая в Баренцево море недалеко от г. Киркинес. Река перегороджена несколькими плотинами, поэтому образует целый каскад водохранилищ с очень медленным течением. В настоящее время ихтиофауна реки представлена 15 видами рыб, из которых обычными являются 10, включая 2 вида сиговых (сиг *C. lavaretus* и ряпушка *C. albulus*) и 4 вида хищников (кумжа *Salmo trutta*, окунь *P. fluviatilis*, щука *E. lucius* и налим *L. lota*). Многие виды рыб имеют довольно широкий спектр питания (эврифаги) с преобладанием в составе пищи бентоса; и при этом среди рыбного населения совсем нет фитофагов и специализированных планктофагов, хотя зоопланктон входит в питание некоторых видов рыб (молоди сига и окунь, девятииглая колюшка). Сиг представлен двумя экологическими формами: малотычинковой (15-30 жаберных тычинок) с преобладанием бентоса в составе пищи и среднетычинковой (29-40 тычинок) со значительной долей зоопланктона в его рационе и обитанием в пелагиали. Для ряпушки известны также две формы: крупная (преимущественно в озерах Южной Карелии) достигает длины 20-28 см и массы 200 г и мелкая – 10-12 см длиной и массой 50-70 г.

Ряпушки в бассейне р. Пасвик ранее не было, но в 1960-х гг. ее завозили в оз. Инари из разных водоемов Южной и Средней Финляндии в целях увеличения ценной рыбной продукции озера. Скорее всего, это была обычная мелкая форма ряпушки, так как крупной формы в этих регионах не отмечено, хотя не исключено, что завозилась и крупная форма из других мест. Впервые этот вид отмечен в оз. Инари в 1973 г, но регулярно стал встречаться с 1978 г. Таким образом, скрытый период ее жизни в озере продолжался 8-12 лет. В 1980-е гг. численность ряпушки в озере резко возросла, в 1983 г. её улов составил 0,38 т, а максимум уловов в 300 т приходился на 1989 г. [3, 4, 6]. После резкой вспышки численности и биомассы последовало столь же резкое падение численности, и после 1994 г. её вылов не превышал 10 т. В период вспышки численности в озере она стала мигрировать из озера в реку Пасвик. Впервые была отмечена в верхней части реки в 1989 г., затем начала спускаться вниз по реке и в 1991 г. появилась уже в Ваггетеме и Рускебукта, в 1992 г. - в Лангватене и Сванвике, в 1993 г. - в Бьорнватене и Скруккебукта (самые нижние водоемы), и к се-

редине 1990-х ряпушка освоила все водоемы бассейна р. Пасвик. Затем, как и в оз. Инари, её численность резко снизилась: улов на усилие упал с 1998 г. до 2000 г. на 93%. В настоящее время она образовала два крупных стада в Рускебукта и в Скруккебукта [6, 7].

Проведенный морфометрический анализ показал, что это типичная мелкая форма европейской ряпушки (*C. albula*) с характерными для нее признаками. Ряпушка в основном ловилась в пелагиали водохранилищ, где она обитает вместе со среднетычинковым сигом. По эхолотным съемкам её меньше в профундали, и лишь изредка она встречается в литоральной зоне. В уловах встречались особи длиной 60-180 мм и массой 2-38 г. Половозрелыми становились особи при достижении длины 70-80 мм и при массе 2-5 г на втором году жизни. Как и все сиговые рыбы, ряпушка имеет осенний нерест. Максимальный возраст 6 лет, максимальная длина - 18 см. Интересно отметить, что вслед за падением биомассы и численности наблюдалось снижение темпа роста ряпушки, особенно в верхних водоемах реки.

Подробно исследовалось включение ряпушки в систему пищевых отношений в водоемах бассейна р. Пасвик. Ряпушка обитает в пелагиали озерных водохранилищ и питается преимущественно зоопланктоном, редко в её желудках встречается бентос и воздушные насекомые. Фактически она заняла пищевую нишу среднетычинкового сига-планктофага, потеснив его из пелагиали; он теперь занимает прибрежные биотопы и стал больше потреблять бентос, а его численность несколько снизилась. Влияние ряпушки сказалось и на видовом и размерном составе зоопланктона: снизился средний размер зоопланктеров, а вместо крупных форм (*Daphnia*) стали преобладать мелкие (*Bosmina*). Вероятно, чрезмерно высокая численность ряпушки и ограниченная кормовая база в виде зоопланктона привели к тому, что в 2010 г. отмечены случаи перехода ряпушки на хищное питание (потребление молоди рыб) [8]. В ряде озер Кольского полуострова среди популяций мелкой формы ряпушки встречено несколько крупных особей (до 20 см длиной и массой до 200 г.). Таким образом, популяция ряпушки бассейна р.Пасвик ищет выход из трудного положения, с одной стороны, по пути образования карликовых форм и раннего созревания, а, с другой стороны, - по пути гигантизма и перехода на иные кормовые объекты.

В свою очередь на питание ряпушкой активно переключились некоторые хищные рыбы [1, 3-7]. В бассейне р. Пасвик живут 4 хищных вида рыб (кумжа, щука, окунь и налим), которые занимают разные биотопы и имеют разные спектры питания. Кумжа обитает преимущественно в пелагиали, где и питается. Щука встречается на всех участках, но больше тяготеет к профундали. Окунь населяет все биотопы, но чаще предпочитает литораль и профундаль. Налим никогда не встречался в пелагиали, его любимые места обитания – профундаль и литораль. Нами подробно исследовалось питание всех хищных рыб по размерным группам и по годам.

В прошлом (1991-1992 гг.) окунь питался в основном беспозвоночными и 9-иглой колюшкой (*Pungitius pungitius*) и редко сига́ми (обычно молодью длиной 4-8 см в возрасте 0+ и 1+). Щука и налим свыше 30 см длиной питались в основном сигом (70-100%) и потребляли более крупных особей сига длиной 7-11 см и в возрасте 2+-5+. В 1991-1992 гг. ряпушка еще не встречалась в желудках хищников, но уже попадалась в сетных уловах, а с 1995 г. она заселила все водоемы р. Пасвик и впервые появилась в питании окуня и щуки. Кумжа сразу перешла на активное потребление ряпушки после её появления в водоеме.

В 1998-2000-х гг. окунь питался в основном беспозвоночными и колюшкой, как и раньше, но вместо сига окунь стал использовать ряпушку как второстепенную пищу (10%). Сиг оставался основной пищей щуки (80%), но и ряпушка длиной 5-10 см уже служила ей добавочной пищей (17%). Крупный налим предпочитал молодь сига, а ряпушка еще не отмечалась в его желудках.

В 2002-2004 гг. ряпушка по-прежнему была не доступна для налима, так как налим и ряпушка занимают разные биотопы. Роль сига снизилась в питании крупных хищников, а в пище окуня сиг совсем отсутствовал. Основную пищу щуки составляли сики длиной 7-15 см и ряпушка длиной 8-10 см, а дополнительную - молодь окуня и налима. Основной пищей налима стала колюшка длиной 2,7-3,5 см.

В сборах 2008 г. впервые ряпушка появилась в желудках налима, оставаясь по-прежнему ведущим видом корма у кумжи и одним из главных кормов в питании щуки. Степень воздействия хищных рыб на популяции сиговых в бассейне р. Пасвик различается по годам, а доля ряпушки постоянно возрастала в рационе кумжи и щуки.

Таким образом, ряпушка активно вошла в состав рыбной части сообщества водоемов бассейна р. Пасвик. В новых водоемах водохранилищного типа она заняла место планктофага и стала доминантным видом в зоне пелагиали, потеснив оттуда и снизив численность среднетычинкового сига. Ряпушка сразу появилась в питании кумжи, с 1995 г. – в питании окуня и щуки, а с 2008 г. – в питании налима. Роль сига постепенно снижается в питании хищников, но возрастает доля ряпушки. После попадания ряпушки в новые водоемы в структуре их рыбного населения стали происходить изменения, преимущественно в трофических цепях: сменился видовой и размерный состав зоопланктона, снизился средний размер организмов зоопланктона, спектр питания среднетычинкового сига стал больше включать организмы бентоса. Таким образом, основные изменения в структуре рыбного населения можно резюмировать следующим образом: А) Ряпушка стала ДОМИНАНТНЫМ ВИДОМ в зоне пелагиали, потеснив оттуда среднетычинкового сига и снизив его численность; Б) Среднетычинковый сиг-планктофаг сместился из пелагиали в профундальную

и литоральную зоны; В) Произошли изменения в трофических цепях (сменился видовой и размерный состав зоопланктона, среднетычинковый сиг стал меньше потреблять зоопланктонных организмов и перешел на питание организмами бентоса); Г) На питание ряпушкой активно переключились хищные рыбы, в спектре питания хищников происходит замена сига на ряпушку; Д) Инвазия ряпушки в новую экосистему прошла все стадии от латентной до начала стабилизации, но водная экосистема р.Пасвик все еще находится в стадии ПЕРЕСТРОЕК (процесс не завершен).

Отметим, что порой экосистема сама сразу отторгает пришельца из-за несоответствия условий обитания водоема его требованиям. Но чаще экосистема переживает несколько различных фаз в соответствии с колебаниями численности нового вида в ходе его инвазии в водоем. На примере структурных перестроек в экосистеме р. Пасвик и других анализируемых нами водоемов мы отмечали следующие фазы:

1) **«латентный»** или скрытый период (медленное нарастание численности пришельца), освоение им разных биотопов и разных пищевых объектов, способность избегать хищников и находить пригодные для нереста места);

2) **«фаза взрыва»** (период резкого увеличения численности и биомассы вселенца, так называемый «эффект акклиматизации»);

3) **«фаза резкого падения численности»** из-за воздействия хищников, паразитов и конкуренции с другими видами;

4) **«период колебаний численности»** пришельца разной амплитуды и длительности;

5) **«фаза стабилизации»**, когда экосистема «принимает» вселенца, включает его в систему пищевых взаимоотношений, а он одновременно меняется и «притирается» к новым условиям; происходит **натурализация** нового вида.

Экосистема р.Пасвик прошла лишь три первых периода в этом процессе инвазии ряпушки и в целом все еще находится в стадии перестроек.

Отметим, что исследования инвазии чужеродных видов предоставляют новую информацию о структуре и функции самой экосистемы, а также об адаптивных способностях видов-вселенцев изменять свою морфологию, жизненные циклы и генетическую структуру популяции в соответствии с новыми условиями обитания. В последнее время нередко подчеркивается опасность от внедрения в экосистему чужеродного вида. Его появление рассматривается как инвазия или агрессия, способная разрушить экосистему. Всем хорошо известны плачевные результаты от инвазии гребневика мнемипсиса *Mnemiopsis leidyi* в бассейн Каспийского и Черного морей, который вызвал резкие изменения во всей экосистеме, начиная с планктона и кончая рыбами. С другой стороны, акклиматизация

камчатского краба *Paralithodes camtschaticus* в Баренцевом море и саморасселение тюльки *Clupeonella cultriventris* по системе волжских водохранилищ имеет не только отрицательные, но и положительные стороны (краб – ценный пищевой продукт, а тюлька – отличный кормовой объект для судака и других хищников). Хотелось бы подчеркнуть, что порой экосистема сама справляется с пришельцем. Сегодня, гребневик уже не так и страшен, нашлись организмы, способные сдерживать рост его численности. Таким образом, после вселения нового вида экосистема проходит несколько фаз и завершается все «фазой стабилизации», когда экосистема «ставит пришельца на место» или он не приживается.

Работа выполнена при поддержке РФФИ, грант № 10-04-00529-а.

1. Попова О.А., Решетников Ю.С., Терещенко В.Г. Мониторинг и оценка рыбной части сообщества пресноводных экосистем // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. СПб., 2007. С. 303-309.
2. Решетников Ю.С., Попова О.А., Стерлигова О.П. и др. Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого озера. М.: Наука, 1982. 245 с.
3. Salonen Erno, P.-A. Amundsen and T. Born. Bum and bust development by invading vendace *Coregonus albula* in the subarctic Inari-Pasvik watershed (Finland, Norway and Russia) // *Advanc. Limnol.* 2005. N 60. P. 331-342.
4. Amundsen P.-A., Popova O.A., Reshetnikov Yu. S. et al. Ontogenetic niche shifts and resource partitioning in a subarctic piscivore fish guild // *Hydrobiologia*, 2003. V. 497. P. 109-119.
5. Amundsen P.-A., Reshetnikov Yu. S., Popova O.A. et al. Invasion of vendace *C. albula* in a subarctic watercourse // *Biological Conservation*. 1999. № 88. P. 405-413.
6. Sandlund O. T., Popova O.A. Invasion of vendace *Coregonus albula* in a subarctic watercourse // *Biological Conservation*. 1999. № 88. P. 405-413.
7. Bohn T., Amundsen P.-A., Popova O. A. et al. Predator avoidance by coregonids: Can habitat choice be explained by size-related prey vulnerability // *Arch. Hydrobiol.* 2002. Vol. 57. P. 183-197.
8. Liso S., Gjeland R.Ø., Reshetnikov Y.S. et al. A planktivorous specialist turns rapacious: piscivory in invading vendace *C. albula* // *J. Fish Biolog.* 2011. Vol. 78. P. 332-337.

SUMMARY

Reshetnikov Yu.S., Popova O.A., Amundsen P.-A.

CHANGES IN THE STRUCTURE OF PASVIK RIVER ECOSYSTEM

Introduction of exotic species into areas where they do not naturally occur, are important case of ecological disturbance and loss of biodiversity. The success of invaders and effects of invasion on the receiving communities are diffi-

cult to predict. After the invasion of vendace (*C. albula*) in the structure of fish community of Pasvik River are the following changes: 1) Vendace has become the DOMINANT species in the pelagic zone, decrease in the abundance of sparsely-rakered whitefish (*C. lavaretus*) (15-30 gill rakers); 2) Replacement of plankton-feeding densely-rakered (30-40 rakers) from the pelagic zones to the profundal and litoral zones; 3) Changes in the food nets (zooplankton, increasing the part of vendace in the feeding of predatory fish). Phase of introduction of new species in ecosystem may be recognized: 1) latent or hide period; 2) burst phase (rapid increasing in abundance and biomass; 3) fall phase (sharply decreasing) and 4) phase of stabilization. Vendace invasion has successfully passed the «burst» and «fall» phases, but introduction in ecosystems is still in progress.

МНОГОЛЕТНИЙ МОНИТОРИНГ СТРУКТУРНЫХ ПЕРЕСТРОЕК РЫБНОГО НАСЕЛЕНИЯ ОЗЕРА ИМАНДРА

В.Г. Терещенко*, Ю.С. Решетников**, А.А. Лукин ***

*Институт биологии внутренних вод им.И.Д. Папанина РАН, Борок ter-vlad@ibiw.yaroslavl.ru

**Институт проблем экологии и эволюции животных им. А.Н. Северцова РАН, Москва

***Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН, Апатиты

В связи с усиливающимся загрязнением водоемов одной из главных задач экологии становится оценка состояния экосистем в целом и их отдельных структурных звеньев для прогнозирования возможных критических ситуаций. Вместе с тем, в литературе мало сведений о длительных наблюдениях за рыбным населением, находящимся в условиях нарастающего химического загрязнения. Не меньший интерес представляет анализ возвращения экосистем в исходное состояние при снятии или при снижении антропогенной нагрузки. В этом отношении особый интерес представляет оз. Имандра, где наблюдения за состоянием популяций рыб и их промысловыми уловами проводятся уже более 70 лет. За этот период озеро испытывало серьезную техногенную нагрузку со стороны предприятий горнодобывающей и металлургической промышленности и подвергалось загрязнению тяжелыми металлами (Ni, Cu, Pb, Hg, и др.), сульфатами, фосфатами, испытывало процессы частичного эвтрофирования, а в годы «перестройки» ещё и значительного перелова [9 - 12]. В период экономи-

ческого кризиса, в середине 1990-х гг. на оз. Имандра проходил практически бесконтрольный, браконьерский вылов рыбы, последствия которого сопоставимы с влиянием промышленного загрязнения [7].

Цель работы – анализ динамики структуры рыбной части сообщества оз. Имандра в 1945-2008 гг. За это время водоем из сига-лососевого стал корюшково-окуневым, существенно возросла техногенная нагрузка на озеро, а промысел рыбы достигал состояния перелома.

Анализ изменений в рыбном населении основан на материалах рыбопромысловой статистики [1, 4-6] и наших собственных исследований 1966 - 2008 гг. [9, 10, 12]. Для анализа изменений в составе доминирующего комплекса исходили из того, что виды доминанты – это виды, составляющие более 20% улова, а субдоминанты – от 8 до 20%. Вид, вылов которого превышал половины уловов, рассматривали как супердоминант.

В качестве показателя, наиболее интегрально описывающего как изменение числа видов, так и перераспределение долей видов, использован индекс биологического разнообразия, основанный на функции Шеннона [14]:

$$H = - \sum_{i=1}^N p_i \times \log_2 p_i$$

где p_i – доля i -го вида по массе; N – число видов в улове.

Взят суммарный вылов за год, что нивелирует колебания видового состава уловов, полученных в разные сезоны, на различных биотопах и с применением различных орудий лова [13]. Проведенная нами работа показала, что относительная погрешность индекса разнообразия, связанная с потерей информации о малочисленных (и не учитываемых статистикой) видах, не превышает 15%. Это позволяет использовать данные рыбопромысловой статистики с середины 1940-х до 1990-х гг. для анализа динамики разнообразия рыбного населения озера.

Для выявления устойчивого состояния рыбного населения и анализа его поведения применен метод динамического фазового портрета, подробно описанный ранее [15].

Анализ величины уловов, состава доминирующего комплекса, индексов разнообразия, доминирования и динамического фазового портрета структуры рыбного населения выявил различные периоды его функционирования. Сразу же отметим, что при средних воздействиях ответная реакция рыбного населения проявляется через изменение смертности молоди, и на фазовом портрете нарушение хода кривой происходят со сдвигом по времени, равным времени вступления данного поколения доминирующих видов в промысел. Основываясь на данных возрастной структуры доминирующих видов рыб сдвиг реакции по времени для рыбного населения оз. Имандра составляет 4-5 лет.

1945-1956 гг. - рыбное население функционирует в равновесном состоянии, соответствующем разнообразию уловов 2.1 бит. В 1956-1965 гг. наблюдался переход рыбной части сообщества в состояние с большим уровнем разнообразия уловов (2,3 бит). До 1964 г. отмечалось увеличение амплитуды колебаний разнообразия уловов рыб (Рис. 1.а), а траектория системы на фазовом портрете была раскручивающейся спиралью (Рис. 1.б). Это свидетельствует о том, что на рыбное население водоема в данный период усиливалось внешнее воздействие, но оно еще находилось в равновесном состоянии, соответствующем разнообразию уловов 2.1-2.3 бит и доминированию 0.4. В этот период скорость структурной перестройки в рыбном населении не превышает 0.07 бит/год (Рис. 1.б). В эти годы в промысловых уловах доминировали ряпушка, сиг и налим, из которых, ряпушка была супердоминантом.

В 1964 г. на фазовом портрете структуры уловов рыб (Рис. 1.б) отмечена первая критическая точка в функционировании рыбного населения - переход раскручивающейся спирали в вогнутую дугу. Поскольку сдвиг реакции по времени равен 4-5 годам, то критическая точка в функционировании рыбного населения озера соответствует изменениям в экосистеме в конце 1950-х – начале 1960-х гг. Далее к концу 1960-х годов в рыбном населении более, чем в два раза возросла скорость структурной перестройки до 0,17 бит/год (по модулю) и отмечен его переход к середине 1970-х годов на новый уровень функционирования, соответствующий разнообразию уловов 1.4 бит и доминированию 0,5.

В 1970-е годы из промысла практически исчезли крупные кумжа и сиги, составлявшие до 1960-х годов основу улова [12]. Именно на 1970-е и 1980-е годы приходится максимальная техногенная нагрузка на озеро. Ранее показано, что динамический фазовый портрет сообщества, находящегося в равновесном состоянии, имеет вид циклических колебаний небольшой амплитуды, закручивающейся или раскручивающейся спирали. В период существенных изменений сообщество переходит на овый уровень функционирования с иными структурными и функциональными характеристиками, а траектория системы на динамическом фазовом портрете имеет вид выпуклой или вогнутой дуги [11, 15]. В 1970-е годы рыбное население проделало путь на фазовом портрете от состояния, соответствующему разнообразию уловов 1.8 бит в 1969 г. до состояния, соответствующему разнообразию уловов 1.3 бит в 1973-75 гг.

После 1978 г. начался небольшой возврат к состоянию с большим уровнем разнообразия уловов. Возможно, это результат влияния аномально жарких летних периодов 1972-1974 гг. [8]. Это сказалось на эффективности размножения, смертности и привело к снижению запасов рыб пресноводного арктического комплекса в больших водоемах в Северо-Европейской части СССР [3].

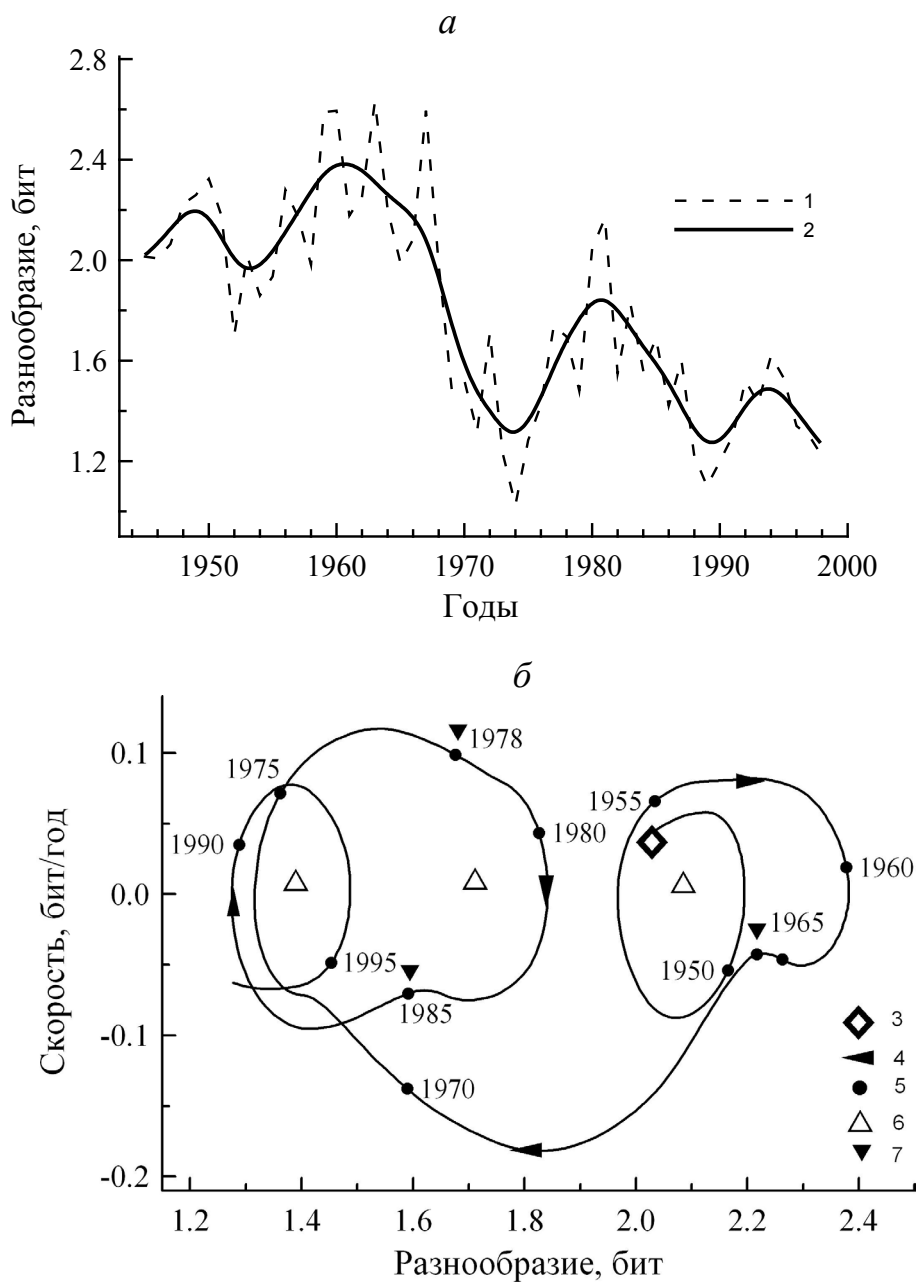


Рис. 1. Динамика разнообразия (*a*) и динамический фазовый портрет структуры уловов рыб (*б*) озера Имандра.
 (а) 1 - исходные данные; 2 – сглаженные данные;
 (б) 3 – начальное состояние, 4 – направление перемещения; 5 – состояние системы в год, обозначенный цифрой у кривой; 6 – устойчивое состояние; 7 – критические точки.

В 1980-е годы в промысловых уловах доминировали ряпушка, налим, сиг и окунь, из которых, ряпушка была супердоминантом. Озеро испытывает сильную промысловую нагрузку. Вторая критическая точка приходится на 1985 г, рыбное население движется в сторону меньшего разнообразия (от 1,7 бит до 1,4 бит).

К 1990-м годам отмечено упрощение структуры рыбной части сообщества, в котором преобладают рыбы *r*-стратеги [9, 10]. В 1986-1999 гг рыбное население оз. Имандра функционирует в состоянии, соответствующем разнообразию уловов 1,3 бит, состояние сравнительно устойчивое, но при малом разнообразии. Необходимо обратить внимание на то, что, несмотря на существенное уменьшение токсической нагрузки на водоем в 1990-х годах, рыбное население не изменило состояния своего равновесного функционирования. В 1990-е годы в уловах доминировали ряпушка, сиг и налим, а в 2000-е к ним добавилась еще корюшка.

Таким образом, траектории видовой структуры рыбного населения оз. Имандра на динамичном фазовом портрете позволили оценить степень антропогенного воздействия на рыбную часть сообщества, при котором оно выходит из устойчивого состояния. Исходя из анализа структурных перестроек, можно заключить, что наступление критической точки в функционировании рыбного населения озера соответствует 1964 г. Поскольку сдвиг реакции по времени равен 4-5 годам, то критическая точка в функционировании рыбного населения озера соответствует изменениям в экосистеме в конце 1950-х – начале 1960-х годов.

1. Беляева Г.В. Состояние рыбных запасов и перспективы развития промысла на озере Имандра // Изв. ГосНИОРХ. Л.: ГосНИОРХ, 1976. Т. 94. С. 85-90.
2. Кашулин Н.А., Лукин, А.А., Амундсен П.-А. Рыбы пресных вод Субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. Апатиты: КНЦ РАН, 1999. 142 с.
3. Кудерский Л.А., Федорова Г.В. Снижение запасов снетка в больших водоемах в Северо-Европейской части СССР в 1973-1975 гг. // Рыбохозяйственное изучение внутренних водоемов. Л.: ГосНИОРХ, 1977. № 20. С. 3-8.
4. Лузанская Д.И. Рыбохозяйственное использование внутренних водоемов СССР / Справочник. М.: Пищепромиздат, 1965. С. 163-173.
6. Лузанская Д.И. Промышленное рыболовство в озерах, реках и водохранилищах СССР // Вопросы экономики государственного и колхозного рыболовства. Л.: ГосНИОРХ, 1970. С. 3-137.
7. Лузанская Д.И., Савина Н.О. Рыбохозяйственный и водный фонд и уловы рыбы во внутренних водоемах СССР / Справочник. М.-Л.: Наука, 1956. 514 с.

8. Лукин А.А., Шарова Ю.Н., Прищепа Б.Ф.. Влияние промысла на состояние популяций сига *Coregonus lavaretus* L в озере Имандра // Вопр. ихтиологии. 2006. Т. 46, № 5. С. 383-391.
9. Матишов Г.Г. Океанический перигляциал и вопросы морской палеоэкологии в эпоху глобальных изменений // Проблемы морской палеоэкологии и биогеографии в эпоху глобальных изменений. М: ГЕОС, 2009. С. 5-9.
10. Моисеенко Т.И. Теоретическое основы нормирования антропогенных нагрузок на водоемы субарктики. Апатиты: КНЦ РАН, 1997. 261 с.
11. Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Лукин А.А. и др. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М.: Наука, 2002. 403 с.
12. Попова О.А., Решетников Ю.С., Терещенко В.Г. Новые подходы к мониторингу биоразнообразия водных экосистем // Мониторинг биоразнообразия : Сб. науч. тр. М.: ИПЭЭ РАН, 1997. С. 269-277.
13. Решетников Ю.С. Экология и систематика сиговых рыб. М.: Наука, 1980. 301 с.
14. Терещенко Л.И., Терещенко В.Г. О точности информационных характеристик видовой структуры ихтиоценоза // Вопр. ихтиологии. 1987. Т. 27, № 6. С. 919-923.
15. Терещенко В.Г., Терещенко Л.И., Сметанин М.М. Оценка различных индексов для выражения биологического разнообразия сообщества // Биоразнообразие: Степень таксономической изученности. М.: ИПЭЭ РАН, 1994. С. 86-98.
16. Терещенко В.Г., Вербицкий В.Б. Метод фазовых портретов для анализа динамики структуры сообществ гидробионтов // Биология внутренних вод. 1997. № 1. С. 23-31.

SUMMARY

Tereschenko V.G., Reshetnikov Yu.S., Lukin A.A.

LONG-TERM MONITORING OF STRUCTURAL TRANSFORMATION OF FISH COMMUNITY IN IMANDRA LAKE

The paper represents the results from seventy years of investigations of fish community state of Imandra Lake that is the largest freshwater water body of the Kola Peninsula. As a result changes in fish community structure due to anthropogenic load and poaching are revealed. According to our estimation, coregonids and salmonids fish species are replaced by perch, burbot and smelt.

ТРАНСФОРМАЦИИ РЫБНОЙ ЧАСТИ СООБЩЕСТВ ВОДОЕМОВ МУРМАНСКОЙ ОБЛАСТИ

П.М. Терентьев, Н.А. Кашулин

*Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН, Апатиты,
Россия, p_terentjev@inep.ksc.ru*

Высокий уровень индустриализации Европейского Севера России, а в особенности Мурманской области, начиная с 30-х годов прошлого столетия, привел к значительным нарушениям функционирования сообществ гидробионтов и, прежде всего, рыбного населения. Подобные изменения отмечались, главным образом, вблизи локальных источников загрязнения среды. У рыб, обитающих в водоемах, подверженных многофакторному промышленному загрязнению, отмечены признаки дегенерации на различных уровнях организации, ранее описанные в ряде работ [1-3]. К числу указанных трансформаций можно отнести такие явления как омоложение популяции за счет снижения продолжительности жизни, неравномерность ее возрастной структуры, ранее половое созревание особей, отсрочка созревания и блокировка полового развития у быстрорастущих особей, интенсивное развитие патологий внутренних органов.

Негативные проявления снижения качества вод на организменном уровне у рыб могут быть обусловлены как острой, так и сублетальной токсичностью среды обитания, что в целом отражается на их жизнеспособности. При этом степень нарушения функций жизненно важных органов (жабр, печени, почек, гонад) может носить доза-зависимый характер. Частота встречаемости патологий у рыб и их интенсивность тесно связаны с величиной техногенной нагрузки на водоем, что было показано нами на примере сига бассейна р. Пасвик. Особенно отчетливо это проявляется для печени и почек рыб (Рис. 1).

Несмотря на снижение уровней антропогенной нагрузки на водоемы в конце прошлого столетия, связанные с экономическим спадом, последующим пересмотром технологических циклов производств и развитием систем снижения экологических рисков крупнейшими промышленными предприятиями, состояние пресноводных систем и, в частности, рыб остается без значительных улучшений. К примеру, характер и интенсивность патологических трансформаций внутренних органов сига *Coregonus lavaretus* (L.) одного из озер приграничного района Севера России (оз. Кочегур) сохраняется на достаточно высоком уровне и в настоящее время (Рис. 2).

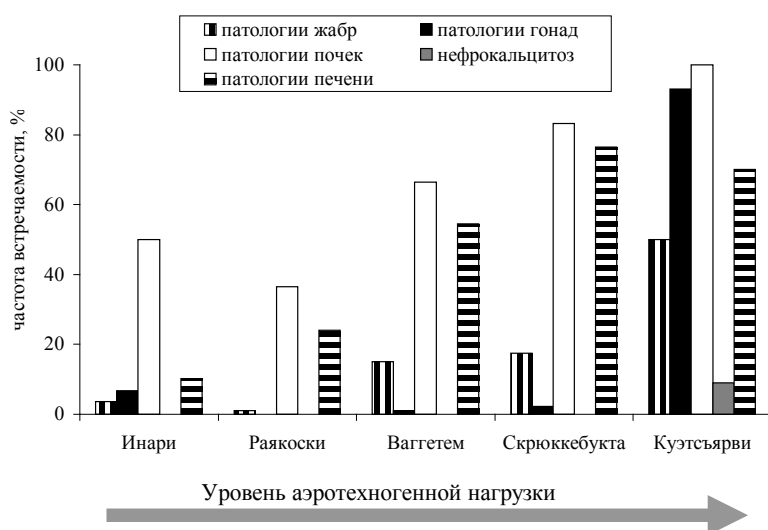


Рис. 1. Встречаемость патологий сига бассейна р. Пасвик в зависимости от увеличения уровня антропогенной нагрузки на водоем.

Аналогичный характер изменений внутренних органов рыб был зарегистрирован и в ряде других водоемов лесной зоны пограничного района Финляндии и России, находящихся на значительном удалении от источников аэротехногенного загрязнения [3].

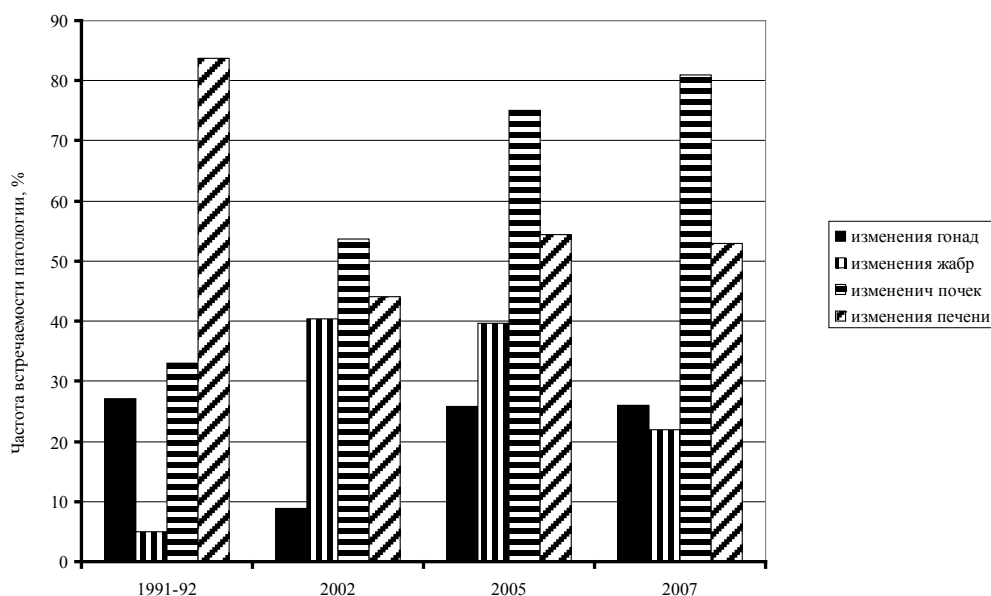


Рис. 2. Динамика встречаемости патологий сига оз. Кочеяур за различные периоды наблюдений.

На примере указанных водоемов также были выявлены особенности накопления тяжелых металлов в организмах рыб [3, 4]. Особую опасность при этом вызывает зарегистрированная тенденция к увеличению концентраций ртути в органах и тканях различных видов (Рис. 3).

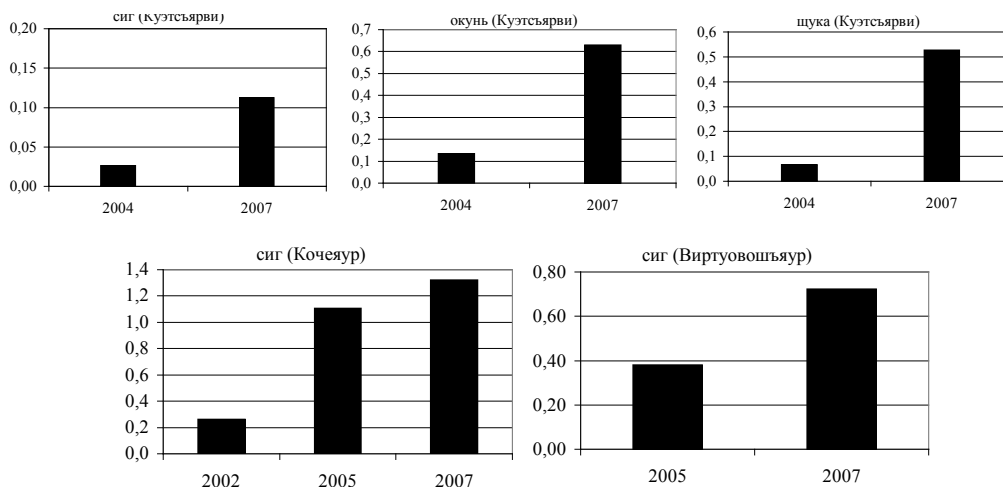


Рис. 3. Динамика уровней накопления ртути в мышечной ткани рыб оз. Куэтсъярви, Кочейур и Виртуовошъяур (в мкг/г сух. веса)

В последнее десятилетие подобные изменения регистрируются и в достаточно удаленных от промышленных источников загрязнения водоемах региона. Кроме того, в субарктических водоемах в последнее время в условиях региональных изменений климата наметились тенденции изменения в структуре сообщества рыбного населения, характерные для интенсивно эвтрофируемых водных объектов.

Известно, что смена доминирующих видов в рыбной части сообщества происходит, чаще всего в следующей последовательности: лососевые → сиговые → корюшковые → окуневые → карповые. В условиях интенсивного антропогенного пресса на водные экосистемы субарктических водоемов изменение их трофического статуса идет гораздо более стремительными темпами. В структуре зоопланктона и рыбного населения происходит замещение крупных и долгоживущих форм на мелкие и раносозревающие. Ценные промысловые рыбы с длинным жизненным циклом заменяются «сорными» рыбами с высоким уровнем воспроизводства и высоким приростом продукции [5].

Для относительно молодых пресноводных экосистем Северной Феноскандии развитие процессов эвтрофирования во многом обусловлено усилением антропогенного влияния приводящему к значительным поступлением биогенных веществ различного происхождения в водоемы. Проблема антропогенного эвтрофирования вод и трансформации сообществ

гидробионтов в настоящее время становится вполне реальной для субарктических водоемов, к числу которых можно отнести и водоемы Мурманской области. В условиях антропогенного эвтрофирования при интенсивном ведении сельского хозяйства, увеличении объемов бытовых и промышленных стоков, аэротехногенном поступлении биогенов, скорости изменения экосистем значительно возрастают. Недавние исследования фауны рыб некоторых крупных водоемов центральной части Мурманской области, относящихся к бассейнам Белого и Баренцева морей, выявили значительные перестройки в сообществах рыб, характер которых свидетельствует об изменениях в трофической структуре экосистем. В целом, регистрируемые изменения в сообществах рыб региона можно условно разделить на три блока (типа): трансформирование интенсивно загрязняемых водоемов; трансформирование водоемов, подверженных частичному влиянию загрязнения; трансформирование водных объектов, не испытывающих прямого воздействия.

К первому блоку можно отнести достаточно крупные водоемы Мурманской области (Имандра, Пермусозеро, Колозеро, Кахозеро), где в последние годы регистрируются достаточно стремительные перестройки, связанные со сменой доминирующих видов рыб в пользу представителей корюшковых и окуневых видов. Здесь, во многом благодаря целому комплексу факторов (разнотипное загрязнение, термофикация, флуктуации гидрологического режима, неконтролируемое изъятие и пр.), складываются условия, при которых представители менее ценных с экологической точки зрения видов получают преимущество. Так, влияние подогретых вод Кольской АЭС, наряду с бесконтрольным браконьерским ловом, в плесе Бабинская Имандра, обладавшим ранее крупнейшими нерестовыми угодьями арктического гольца *Salvelinus alpinus* (L.) и сига, привело к их критическому сокращению. В настоящее время арктический голец в оз. Имандра отмечается единично. Также значительно сократилась численность сига и ряпушки *Coregonus albula* (L.). В отсутствии благоприятных условий для воспроизводства хищников такие виды как европейская корюшка *Osmerus eperlanus* (L.) и обыкновенный ерш *Gymnocephalus cernuus* L. за счет относительно богатой кормовой базы и высоких темпов роста при этом достигают значительных размеров и сами способны переходить на хищный образ жизни.

Другим примером трансформирования рыбной части сообществ может служить уникальная система р. Большая Белая (водосбор оз. Имандра и р. Нива), включающая два озера – Большой и Малый Вудъявр. Оз. Б. Вудъявр испытывает интенсивное промышленное и бытовое загрязнение, в то время как оз. М. Вудъявр, расположенное выше по течению, можно рассматривать как фоновый водоем. Становление и бурное развитие индустрии минеральных удобрений на основе апатитовой руды в начале 30-х гг. и

последующих десятилетий привели к полному исчезновению рыбной фауны в бассейне реки и оз. Б. Вудъявр, а также росту трофического статуса водоема, несвойственного для горного озера. Тем не менее, в настоящее время представителями фауны данного водоема являются арктический гольц и девятииглая колюшка. Вероятно, в условиях высокой токсичности среды поддержание популяции гольца данного водоема реализуется за счет постоянного притока мигрантов из расположенного выше оз. М. Вудъявр, где популяция гольца сохраняется в естественных условиях [6].

В качестве примера трансформаций рыбной части сообществ третьего типа можно рассмотреть бассейн р. Поной (центральная часть Кольского полуострова), где отмечается широкое распространение представителей карповых видов. В условиях отсутствия прямого влияния на водоемы процессов промышленного производства, сельского хозяйства и пр., здесь в последние годы также отмечены тенденции изменения рыбной части сообществ, характеризующиеся значительным увеличением численности плотвы *Rutilus rutilus* (L.) и язя *Leuciscus idus* (L.). Интенсивному распространению данных видов, по-видимому, способствует изменения гидрологического и температурного режимов водоемов системы р. Поной, сопровождающиеся массовым развитием высшей водной растительности. Известно, что одним из путей сукцессий озер при их зарастании, на примере малых озер Северо-Запада, является вытеснение плотвой остальных видов и формирование одновидового сообщества [7]. По сообщениям местных жителей язь, ранее распространенный в верховьях бассейна р. Поной вплоть до оз. Вульяр [8], в настоящее время широко обитает как в верхнем, так и в нижнем течении реки.

Значительное снижение качества вод субарктических водоемов, связанное с влиянием многофакторного промышленного загрязнения, интенсификация процессов эвтрофирования водоемов в условиях региональных климатических изменений приводит к развитию несвойственных для Крайнего Севера явлений. Скорость сукцессионных изменений в сообществах рыб в условиях антропогенного эвтрофирования вод может значительно возрасти, что определяется низким качеством вод, их токсичностью (загрязнение кислотообразующими веществами и тяжелыми металлами), распространением в экосистемах чужеродных видов. Изменения видовой структуры экосистем могут служить показателем трансформирования типичных олиготрофных водоемов Субарктики, перехода их на новый трофический уровень. Выявленные изменения регистрируются практически повсеместно на территории Мурманской области.

1. Кашулин Н.А., Лукин А.А., Амундсен П.-А. Рыбы пресных вод субарктики как биоиндикаторы техногенного загрязнения. Апатиты: Изд. КНЦ РАН, 1999. 142 с.

2. Моисеенко Т.И. Изменение стратегии жизненного цикла рыб под воздействием хронического загрязнения вод // Экология. М.: Наука, 2002. № 1. С. 50-60.
3. State of the Environment in the Norwegian, Finnish and Russian Border Area / K. Stebel, G.N. Christensen, J. Derome and I. Grekelä (ed.). The Finnish Environment, 2007. Vol. 6. 88 p.
4. 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.
5. Решетников Ю.С., Попова О.А., Стерлигова О.П. Изменение структуры рыбного населения эвтрофируемого водоема. М.: Наука, 1982. 234 с.
6. Денисов Д.Б., Кашулин Н.А., Терентьев П.М., Валькова С.А. Современные тенденции изменения биоты пресноводных экосистем Мурманской области // Вестник МГТУ, 2009. Т. 12, № 3. С. 525-538.
7. Жаков Л.А. Формирование и структура рыбного населения озер Северо-Запада СССР. М., 1984. 144 с.
8. Сурков С.С. Общая характеристика особенностей видового состава ихтиофауны Мурманской области // Рыбы Мурманской области. Условия обитания, жизнь и промысел. Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1966. С. 147-151.

SUMMARY

Terentjev P.M., Kashulin N.A.

TRANSFORMATIONS OF THE FISH PART OF COMMUNITIES IN THE WATER-BODIES OF MURMANSK REGION.

It was established that biological responses of fishes in freshwater ecosystems demonstrate the negative effects of industrial pollution both nearby the manufactured and background areas. The changes in the fish part of freshwater communities of Murmansk region were registered. These processes indicate the serious reconstructions of ecosystems and their conversion to quite new level.

Научные публикации И.И. Николаева.

1950 г.

Николаев И.И. О продвижении тепловодных и солоноводных элементов фауны и флоры во внутреннюю (восточную) Балтику // Докл. АН СССР. М. Т. 68, № 2.

Николаев И.И. Суточные вертикальные миграции зоопланктона и их защитно-приспособительное значение // Зоол. журн. М. Т. 29, Вып. 6.

Николаев И.И. Основные эколого-географические комплексы фитопланктона Балтийского моря и их распространение // Ботан. журн. Л. Т. 35, Вып. 6.

Николаев И.И. Биологические показатели осолонения Балтики // Природа. № 5.

1951 г.

Николаев И.И. Арктический комплекс в фитопланктоне Балтийского моря // Труды Всесоюзн. гидробиол. общ-ва. М. Т. 3.

Николаев И.И. О новых вселенцах в фауне и флоре Северного моря и Балтики из отдаленных районов // Зоол. журн. М. Т. 30, Вып. 6.

1952 г.

Николаев И.И. Основные особенности гидрометеорологических условий в Латвии в 1951 г. и их влияние на годовой ход биологических процессов в водоемах // Изв. АН Латв. ССР. № 9 (62).

Николаев И.И. О новых и редких видах в фауне рыб восточной Балтики // Изв. АН Латв. ССР. № 2.

Николаев И.И. Об уловистости тралом салаки и трески Балтийского моря в связи с некоторыми особенностями их распространения // Рыбное хозяйство. № 9.

Николаев И.И. Суточные миграции водных организмов // Природа. № 3.

1953 г.

Николаев И.И. Фитопланктон Рижского залива (канд. диссертация) // Труды Латвийского отделения ВНИРО. Вып. 1.

Николаев И.И. Видовой состав рыб Латвийской ССР // Там же.

Николаев И.И. О весенних подходах салаки к берегам Рижского залива // Изв. АН Латв. ССР. № 10 (75).

1954 г.

Николаев И.И. О "цветении воды" в Балтийском море // Труды ВНИРО. Т. 26.

Николаев И.И. О глубине распространения салаки в Балтийской море // Зоол. журн. Т. 33, Вып. 3.

Николаев И.И. Метеорология и рыбное хозяйство // Вопросы ихтиологии. Вып. 2.

1955 г.

Николаев И.И. О дрейфовых перемещениях больших скоплений пелагических рыб // Вопросы ихтиологии. Вып. 3.

Николаев И.И. О распространении салаки в Рижском заливе // Труды Совещания по вопросам поведения и разведки рыб. М.: Изд-во АН СССР.

Николаев И.И. Русская литература по биологии, рыбам и рыбному промыслу Балтийского моря // Труды БалтНИРО. Вып. 3.

1956 г.

Николаев И.И., Лишев М.Н., Юданов К.И. Разведка салаки (промысловое пособие). М.: Пищепромиздат.

Николаев И.И. Условия питания и рост салаки // Труды БалтНИРО. Вып. 2.

Николаев И.И. О причинах колебаний солености Балтики // Там же.

1957 г.

Николаев И.И. О многолетних колебаниях продуктивности Балтийского моря // Труды Латв. отд. ВНИРО. Вып. 2.

Николаев И.И. Биологические сезоны Балтийского моря // Там же.

Николаев И.И., Криевс Х.К. Продуктивность и условия развития планктона Балтики и Рижского залива в 1955-1956 гг. // Там же.

Николаев И.И., Наумов В.М., Горшков Т.И., Спасский Н.Н. О совместных советско-финских океанографических исследованиях Балтики // Рыбн. хоз. № 3.

Nikolaev I.I. Russian Observations (Plankton) in the Central Baltic, between Klaipeda and the Estonian Islands // Annal.Biolog. Copenhagen. Vol. XII.

1958 г.

Николаев И.И. О многолетних колебаниях численности кильки в связи с колебаниями условий продуктивности планктона // Труды ВНИРО. Т. 34.

Николаев И.И. Некоторые факторы, определяющие колебания продуктивности салаки и атлантико-скандинавской сельди // Там же.

Николаев И.И., Виноградов Н.Н. О промысле кильки в центральной Балтике // Рыбное хозяйство. Вып. 2.

Nikolaev I.I. Zooplankton in the Central Baltic and in the Gulf of Riga in 1956 // Annal Biolog. Copenhagen.Vol. XIII.

Николаев И.И. Многолетние колебания численности некоторых пелагических рыб Балтийского бассейна в связи с динамикой условий продуктивности планктона // Мат. VI науч. конф. по изучению водоёмов Прибалтики.

1959 г.

Nikolaev I.I. Zooplankton Biomass in the Central Baltic and the Gulf of Riga in 1957 // Annal. Biolog. Copenhagen.Vol. XIV.

1960 г.

Николаев И.И. Суточные вертикальные миграции некоторых ракообразных планктона Балтийского моря // Труды ВНИРО. Т. 42.

Николаев И.И. Планктон и рыбная продуктивность Балтийского моря: Автореф. дисс.... докт. биол. наук. Рига.

Nikolaev I.I. Quantity and Biomass of Zooplankton (Crustacea) in the Baltic Sea and the Gulf of Riga in 1958 // Annal. Biolog. Copenhagen. Vol. XV.

1961 г.

Николаев И.И. Влияние планктона на распределение салаки и балтийской кильки // Труды НИИРХ Латв. ССР. Вып. 3.

Николаев И.И. Некоторые закономерности распределения преднерестовой сельди Северного моря в августе 1959 г. // Там же.

Николаев И.И., Криевс Х.К. Количественная характеристика планктона центральной Балтики и Рижского залива в 1957 г. // Там же.

Николаев И.И. Краткая количественная характеристика планктона Балтийского моря // Труды БалтНИРО. Вып. 7.

Nikolaev I.I., Krievs X.K. Quantitative estimation of Plankton in the Central Baltic and the Gulf of Riga, 1959 // Annal. Biolog. Copenhagen. Vol. XVI.

Николаев И.И. Планктон как фактор распределения и продуктивности планктоноядных рыб Балтийского моря // Труды Совещания по динамике численности рыб. М.: Изд-во АН СССР.

Николаев И.И. Некоторые общие закономерности биологии и распределения фауны и флоры Балтийского моря в связи с особенностями его гидрологии // Океанология. М. № 6.

Николаев И.И. Рыбохозяйственные исследования на Балтийском море. Рецензия на труды ВНИРО // Вопросы ихтиологии. Т. 42. Вып. 1.

1962 г.

Nikolaev I.I., Krievs X.K. Quantitative Evaluation of Zooplankton in the Central Baltic and the Gulf of Riga, 1960 // Annal. Biolog. Copenhagen. Vol. XVII.

Николаев И.И., Криевс Х.К. Количественная характеристика зоопланктона центральной Балтики и оценка кормовой обеспеченности салаки и кильки в 1960 г. // Труды БалтНИРО. Вып. 8.

Николаев И.И., Соколов И.П., Аршанская Э.Д., Нестеров Л.В. Предварительные данные по влиянию медного купороса на личинок анофелес и водорослевую пленку рисовых полей // Труды Всесоюзн. Гидробиол. об-ва. Т. 12.

1963 г.

Николаев И.И. О распространении новых вселенцев в фауне и флоре Северного моря и Балтики из отдаленных районов // Зоол. журн. Т. 42, № 1.

Николаев И.И. Вертикальные зоны планктона Балтийского моря // Гидробиология и ихтиология внутренних водоемов Прибалтики // Труды IX науч. конф. по изучению водоёмов Прибалтики.

Nikolaev I.I. Plankton of the Baltic Sea in 1961 // Annal. Biolog. Copenhagen. Vol. XVIII.

Nikolaev I.I., Krievs X.K., Freimane C.O. Quantitative Evaluation of Zooplankton in the Central Baltic and the Gulf of Riga in 1961 // Там же.

Николаев И.И. О сходстве колебаний численности весенне-нерестующих сельдей Северо-западной Европы, балтийской салаки, атлантико-скандинавской сельди и Беломорской сельди // Труды конф. по проблеме научных основ повышения продуктивности и эксплуатации водоемов Карелии.

1964 г.

Nikolaev I.I. Plankton of the Baltic Sea in 1962 г. // Annal. Biolog. Copenhagen. Vol. XIX.

Николаев И.И., Криевс Х.К. Количественная характеристика зоопланктона центральной Балтики в 1958 и 1959 гг. // Труды НИИРХ Латв. ССР. Т. 4.

Николаев И.И. Характерные изменения в биологии Балтийского моря в период 1952-1961 гг. в связи с динамикой гидрологического режима // Там же.

Николаев И.И. Значение гидрологических градиентов в образовании скоплений некоторых промысловых рыб Балтийского моря // Там же.

Николаев И.И. Влияние климатических условий на годовые колебания продуктивности карповых прудов Латвии // Биологические основы рыбного хозяйства на внутренних водоемах Прибалтики. Минск: Наука и техника.

Николаев И.И., Андроникова И.Н., Драбкова В.Г. и др. Характерные черты лимнологических сезонов оз. Красного (Карельский перешеек) // Материалы XI науч. конф. по изучению водоёмов Прибалтики. Вильнюс.

1965 г.

Николаев И.И. Основные экологические комплексы зоопланктона Онежского озера // Теоретические основы использования, воспроизводства и повышения ресурсов Белого моря и внутренних водоемов Карелии. Петрозаводск.

Николаев И.И. Организация и задачи комплексной Онежской экспедиции Лаборатории озераведения // Предварительные результаты работ комплексной экспедиции по исследованию Онежского Озера. Л.: Наука. Вып.1.

Николаев И.И., Смирнова Т.С. Количественная характеристика зоопланктона Онежского озера летом 1964 г. // Там же.

Николаев И.И. О сходстве фауны зоопланктона Белого и Балтийского морей // Мат. Симпозиума по истории озер Северо-Запада СССР. Л.: Изд-во Всесоюзн. географ. общ-ва.

1966 г.

Николаев И.И., Ляхнович В.П. Обзор симпозиума «Биологические основы озерного и прудового хозяйства» // Биологические ресурсы водоемов, пути их реконструкции и использования. Минск.

Николаев И.И. О некоторых методических недостатках в количественных исследованиях планктона // Малые водоемы Псковской и смежных областей и их использование : Мат. межвузовской конференции. Псков.

Николаев И.И. Основные результаты исследований Онежской комплексной экспедиции в 1964 г. // Мат. 6 сессии Ученого Совета по проблеме биологических ресурсов водоемов Карелии. Петрозаводск.

1967 г.

Николаев И.И., Смирнова Т.С. О сезонных фазах вертикального распределения зоопланктона Онежского озера // Предварительные результаты Работ комплексной экспедиции по исследованию Онежского Озера. Л. Наука. Вып. 2.

1968 г.

Николаев И.И. Гетеротопные циклы популяций и их значение в экологии сообществ фауны и флоры внутренних водоемов // Гидробиол. журн. Т. 3, № 5.

Николаев И.И. Некоторые черты климатической детерминации биологических процессов в водоемах Северо-Запада // Гидробиологические и ихтиологические исследования внутренних водоемов Прибалтики. Вильнюс. Минтас.

Николаев И.И. О работе Онежской комплексной экспедиции в 1966 г. // Предварительные результаты работ комплексной экспедиции по исследованию Онежского Озера. Л: Наука. Вып. 3.

Николаев И.И., Мажейкайте С.И. Краткая характеристика протозойного планктона Повенецкого залива Онежского озера // Там же.

Николаев И.И., Андроникова И.Н, Шушкина Э.А. К характеристике вертикального распределения зоопланктона в глубоководном районе Ладожского озера // Сырьевые ресурсы внутренних водоемов Северо-Запада. Петрозаводск.

Николаев И.И. Предварительные итоги работы Онежской комплексной экспедиции в 1964-1967 гг. // Лимнология. Рига. Зинатне. Часть 2.

1969 г.

Андроникова И.Н., Дракцова В.Г., Николаев И.И. и др. Годовой цикл лимнологических элементов оз. Красного // Гидробиология и рыбное хозяйство внутренних водоемов Прибалтики. Материалы XIII конфер. по изучению внутренних водоемов Прибалтики. Таллинн: Валгус.

Николаев И.И. Общая структура годового лимнологического цикла в водоемах умеренной зоны // Круговорот вещества и энергии в озерах. Новосибирск: Наука.

1970 г.

Николаев И.И. О состоянии природных ресурсов Онежского озера, их использовании и их изменениях в связи с возрастающим загрязнением этого водоема // Природа северо-восточной части Онежского озера. Петрозаводск.

1971 г.

Николаев И.И. Основные черты годового лимнологического цикла // Озера Карельского перешейка. Лимнологические циклы. Л.: Наука.

Николаев И.И. Очерк структуры годового лимнологического цикла водоемов умеренной зоны // Там же.

Николаев И.И. О популяционно-экологическом соотношении зоопланктона крупных и малых озер // Биологические процессы в морских и континентальных водах. Кишинев.

Николаев И.И. О нейстоне в Онежском и Ладожском озерах // Материалы XVI конференции по изучению внутренних водоемов Прибалтики. Петрозаводск.

1972 г.

Nikolaev I.I. Biological structure of the Onega Lake // Verh. Intern. Ver. Limnol. Vol. 18.

Николаев И.И., Смирнова Т.С., Мажейкайте С.И., Нгуен-Тьонг. Зоопланктон Онежского озера. Л.

Николаев И.И. История исследований зоопланктона Онежского озера // Зоопланктон Онежского озера. Л.: Наука.

Николаев И.И. Исторические и экологические условия формирования зоопланктона Онежского озера // Там же.

Николаев И.И. Общая характеристика вертикального распределения зоопланктона Онежского озера // Там же.

Николаев И.И. Нейстон Онежского озера // Там же.

Николаев И.И. Зоопланктон и температура воды как факторы продуктивности и распределения основных промысловых рыб Онежского озера // Там же.

Николаев И.И. Сравнительно-лимнологическая характеристика зоопланктона Онежского озера // Там же.

1973 г.

Николаев И.И. О некоторых категориях фазовой структуры популяционно-экологических циклов водоемов умеренной зоны // Вопросы современной лимнологии. Л.: Наука.

Николаев И.И. Лимнологическая специфика больших озер умеренной зоны // Круговорот вещества и энергии в озерах. Иркутск.

Пырина И.Л., Елизарова В.А., Николаев И.И. Содержание фотосинтетических пигментов в фитопланктоне Онежского озера и их значение для оценки продуктивности этого водоема // Микробиология и первичная продукция Онежского озера. Л.: Наука.

Николаев И.И. Сравнительно-лимнологические показатели продуктивности Онежского озера // Там же.

1974 г.

Николаев И.И. Масштабы и направления неуправляемого антропогенного расселения водной фауны и флоры // Известия Всесоюзн. географич. общ-ва. Т. 106. № 1.

Николаев И.И. Об уточнении методов количественного учета зоопланктона // Материалы Совета по изучению внутренних водоемов Карелии и Архангельской области. Петрозаводск.

Николаев И.И. Антропогенная эвтрофикация Балтийского моря // Антропогенное эвтрофирование водоемов: Мат. I Всесоюзн. Симпозиума по эвтрофикации. Черноголовка.

Николаев И.И. Основные тенденции в биологии современной Балтики // Океанология. М. № 6.

1975 г.

Николаев И.И. О колебаниях биологической продуктивности Балтийского моря // Труды Латв. Отд. ВНИРО. Вып. 2.

Николаев И.И. Сезонные изменения в сообществах беспозвоночных литоральной и лимнической зон Онежского озера в связи с горизонтальными миграциями массовых популяций // Литоральная зона Онежского озера. Л.: Наука.

Николаев И.И. К характеристике общей структуры годового лимнологического цикла водоемов умеренной зоны // Круговорот вещества и энергии в озерных водоемах. Новосибирск: Наука.

Николаев И.И., Распопов И.М. Возможные изменения в природе больших озер Северо-Запада при переброске части стока северных рек в бассейн Волги // Влияние межбассейнового перераспределения стока на природные условия Европейской части СССР. М.: Ин-т географии.

Николаев И.И. Озеро как экологическая система // Гидрология озер и водохранилищ. М.: Изд-во МГУ, Часть I. Озера.

Николаев И.И. Антропогенная эвтрофикация озер // Там же.

Николаев И.И. Элементы лимнологической специфики больших озер умеренной зоны // Гидробиол. журн. Т. 11, № 6.

1976 г.

Николаев И.И. Водный режим озер как фактор их биологической продуктивности (на примере больших озер Северо-Запада // Водные ресурсы. № 4.

1977 г.

- Николаев И.И. Планктонные водоросли // Жизнь растений. М. Т. 3.
- Николаев И.И. Таксоцэн как экологическая категория // Экология. № 5.
- Николаев И.И. Происходящие и ожидаемые изменения в экологии озер Северо-Запада // Водные ресурсы. № 6.
- Николаев И.И. О некоторых типах озерных экосистем по их трофической структуре (на примере больших озер Северо-Запада СССР // Водные ресурсы. № 3.
- Николаев И.И. Основные аспекты антропогенного преобразования озерных экосистем Северо-Запада европейской части СССР // Гидробиол. журн. Т. 13, № 2.
- Николаев И.И., Петрова Н.А., Слепухина Т.Д. Очаги активной эвтрофикации Ладожского озера // Антропогенное эвтрофирование внутренних водоемов: Тез. докл. II Всесоюзного Симпозиума по антропогенному эвтрофированию водоемов. Черноголовка.
- Распопов И.М., Малинина Т.И., Николаев И.И. Гусаков Б.Л. Прогноз изменения режима озера Кубенского при включении его в систему переброски вод в бассейн р. Волги // Озеро Кубенское. Л.: Наука. Часть 3. Зоология.
- Николаев И.И. Зоопланктон озера Кубенского // Там же.

1978 г.

- Николаев И.И., Распопов И.М. Ожидаемые изменения в природе больших озер Северо-Запада СССР и восточной части Финского залива при переброске части стока северных рек в р. Волгу // Элементы водных экосистем. М.: Наука.
- Николаев И.И. Состояние и основная направленность антропогенного лимногенеза больших озер Северо-Запада СССР // Водные ресурсы. № 5.

1979 г.

- Николаев И.И. Последствия непредвиденного антропогенного расселения водной фауны и флоры // Экологическое прогнозирование. М.: Наука.

1980 г.

- Николаев И.И. К теории экологического прогнозирования лимнических экосистем // Водные ресурсы. № 5.
- Николаев И.И. Современное состояние Петрозаводской губы Онежского озера как экологической системы // Гидробиология Петрозаводской губы Онежского озера. Петрозаводск.
- Трифонов И.С., Николаев И.И. Продуктивность фитопланктона Петрозаводской губы и прилегающих районов Онежского озера // Там же.
- Дружинин Г.В., Короткевич О.Е., Николаев И.И., Румянцев В.Б. О структуре вод Петрозаводской губы (по результатам экспресс-методов наблюдений) // Там же

1981 г.

Николаев И.И., Лившиц В.Х., Пирожкова Г.П., Васильева Е.П. Оценка современного состояния Петрозаводской губы Онежского озера по результатам комплексных исследований 1976-1978 гг. // Материалы Конференции «Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера». Петрозаводск.

Николаев И.И. Микрзоопланктон // Антропогенное влияние на крупные озера Северо-Запада СССР. Часть II. Гидробиология и донные отложения озера Белого. Л.: Наука.

1982 г.

Николаев И.И. Первая в отечественной литературе. Рецензия на книгу И.А. Киселева «Планктон морей и континентальных водоемов» // Гидробиол. журн. Т. 18, № 6.

1983 г.

Дружинин Г.В., Короткевич О.Е., Румянцев В.Б., Николаев И.И. Признаки деградации экосистемы Онежского озера и пути ее предотвращения // Антропогенное эвтрофирование природных вод : Тез. докл. III Всесоюзного Симпозиума по эвтрофикации. Черноголовка.

Николаев И.И. Экологическая гетерогенность зоопланктона Онежского озера и ее значение в динамике численности основных планктофагов этого водоема – ряпушки и корюшки // Труды ГосНИОРХ. Вып. 205.

1986 г.

Николаев И.И. Некоторые механизмы конкурентного сосуществования таксономически близких видов в планктонных сообществах // Гидробиол. журн. Т. 22, № 4.

Николаев И.И. Сравнительно-лимнологические аспекты изучения и прогнозирования лимнических экосистем // Водные ресурсы. № 3.

1990 г.

Николаев И.И. Ценный труд по экологическому мониторингу внутренних вод. Рецензия на книгу «Методические аспекты лимнологического мониторинга» // Гидробиол. журн. Т. 26, № 4.

СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие	4
Часть 1. Общие проблемы биоиндикации (General problems of bioindication).	6
Левич А.П., Булгаков Н.Г., Рисник Д.В., Максимов В.Н.. Биоиндикация, экологическая диагностика и нормирование в методах мониторинга пресноводных экосистем	6
Дмитриева А.Г. Роль низких концентраций загрязняющих веществ при оценке экологических рисков	12
Петрова Т.Н., Сусарева О.М. Возможность оценки степени эвтрофирования Ладожского озера по величине «индекса трофического состояния» (ITS)	19
Булгаков Н.Г., Левич А.П., Гончаров И.А., Будилова Е.В. Использование методов анализа массивов многомерных данных для исследования зависимости показателей рождаемости и смертности населения России от экологических и социальных факторов	25
Барabanова Л.В., Даев Е.В., Дукельская А.В. Состояние генетического аппарата ракообразных как показатель загрязнения водной среды при ранней диагностике антропогенной нагрузки	31
Чукина Н.В., Малева М.Г., Борисова Г.Г.. Роль SH-соединений в детоксикации тяжелых металлов и их значение для биоиндикации загрязнения водных экосистем	36
Часть 2. Комплексная биоиндикация состояния пресноводных водоемов (Complex bioindication).	42
Беляков В.П., Станиславская Е.В., Капустина Л.Л. Оценка экологического состояния малой реки в урбанизированном ландшафте на основе анализа показателей трех биологических сообществ	42
Сластина Ю.Л., Беличева Л.А., Комулайнен С.Ф. Мониторинг состояния урбанизированных притоков Онежского озера (на примере р. Лососинки)	49
Воробьева Н.Б., Анурьева А.Н., Садырбаева Н.Н., Пономарева Л.П. Изменения структуры биоценозов озера Балхаш как индикаторы антропогенного воздействия	54
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	59

Часть 3. Водоросли и макрофиты - индикаторы состояния пресноводных экосистем (Algae and macrophytes as indicators of freshwater ecosystems state)	68
Денисов Д.Б. Проблемы современной биоиндикации состояния субарктических водных экосистем на основе водорослевых сообществ	68
Баринова С.С. Биоиндикация влияния климата на сообщества пресноводных водорослей с использованием математических методов	73
Белова М.А., Большакова В.А., Зайцева И.И., Нефедова Е.Д. Многолетний мониторинг фитопланктона реки Невы (1955-2010) как элемент биоиндикации качества воды источника водоснабжения г. Санкт-Петербурга и Ленинградской области	79
Никулина В.Н. Индикаторное значение водорослей планктона в эстуарии реки Невы	85
Охупкин А.Г. Опыт применения системы сапробности к оценке качества воды реки Волги	91
Трифорова И.С., Афанасьева А.Л. Оценка экологического состояния озер Карельского перешейка по структуре и биомассе летнего фитопланктона	97
Протопопова Е. В. Оценка качества воды литоральной зоны южного района Ладожского озера по фитопланктону	103
Воякина Е.Ю. Структурно-функциональные параметры фитопланктона озер Валаамского архипелага различной степени трофности	108
Гаязова А.О. Оценка факторов среды, определяющих массовое развитие <i>Microcystis aeruginosa</i> в оз. Смолино (г. Челябинск)	114
Рисник Д.В. Анализ влияния сезонных и географических факторов, особенностей отбора и обработки проб на биоиндикационный потенциал размерной структуры сообществ фитопланктона Волги	119
Ростанец Д.В., Малашенков Д.В., Недосекин А.Г., Хромов В.М. Сравнительная характеристика фитопланктона реки Москвы выше и ниже города Москвы	124
Станиславская Е.В. Структурно-функциональные характеристики перифитона в водотоках различной степени загрязнения	130
Зуева Н.В., Мостовая М.А., Лешукова А.И. Характеристики макрофитов в оценке качества воды малых рек Санкт-Петербурга	137

Часть 4. Структурно-функциональные изменения микробных сообществ и продукционно-деструкционные процессы как индикаторы состояния водной среды. (Structural and functional changes of microbial assemblages and production-destruction processes as indicators of water environment state).	143
---	-----

Кондратьева Л.М. Микробиологическое прогнозирование экологического риска при загрязнении водных экосистем	143
Чеботарев Е.Н. Бактериопланктон разнотипных озер Карельского перешейка как показатель их состояния	150
Капустина Л.Л. Оценка качества воды малых городских водоемов с помощью санитарно-микробиологических параметров	156
Теканова Е.В. Продукционно-деструкционные характеристики в оценке состояния Выгозерского водохранилища (Карелия)	161

Часть 5. Беспозвоночные в мониторинге состояния водоемов (Invertebrates in monitoring of water-bodies state condition).	168
--	-----

Андроникова И.Н. Использование показателей зоопланктона в оценке экологического состояния прибрежной зоны Ладожского озера	168
Крупа Е.Г. Структура доминирования видов в зоопланктонных сообществах как индикатор экологического состояния водоемов	175
Бардинский Д.С. Роль различных размерных фракций протозойного планктона в условиях интенсивного эвтрофирования и загрязнения на примере Суздальских озер (г. Санкт-Петербург)	181
Макарцева Е.С. Зоопланктон озер Карельского перешейка как показатель антропогенного изменения их экосистем, в том числе в результате рыбохозяйственных мероприятий	187
Сярки М.Т. Влияние сезонной цикличности на информативность показателей планктона в системе мониторинга Онежского озера	194
Балушкина Е.В. Биоиндикация эвтрофирования и загрязнения водоемов и водотоков Северо-Запада России	199
Дудакова Д.С. Оценка состояния Волховской губы по мейобентосному сообществу	204

М.А. Барбашова. Оценка экологического состояния Щучьего залива Ладожского озера по структуре сообществ макробентоса	210
--	-----

Часть 6. Рыбы как индикаторы экологического состояния водоемов (Fish as indicators of ecological conditions in water-bodies).	218
--	-----

Кашулин Н.А., Терентьев П.М., Кашулин А.Н. Рыбы пресных вод Субарктики как биоиндикаторы	218
---	-----

Королева И.М. Особенности биологии ряпушки в условиях эвтрофирования	225
---	-----

Решетников Ю.С., Попова О.П., Амундсен П.-А. Структурные перестройки в экосистеме реки Пасвик	232
--	-----

Терещенко В.Г., Решетников Ю.С., Лукин А.А. Многолетний мониторинг структурных перестроек рыбного населения озера Имандра	238
--	-----

Терентьев П.М., Кашулин Н.А. Трансформации рыбной части сообществ водоемов Мурманской области	244
--	-----

Научные публикации И.И. Николаева	250
--	-----

БИОИНДИКАЦИЯ В МОНИТОРИНГЕ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Сборник материалов II Международной конференции

Ответственные редакторы
В.А. Румянцев, И.С. Трифонова

Подписано в печать 1.12.2011
Формат 182х257 Бумага офсетная. Печать цифровая.
Усл.печ. л. 35.11. Тираж 350 экз.
Заказ № 0033.

Отпечатано в типографии «Любавич»
Санкт-Петербург, Б.Самсониевский пр., 60, лит. «У».
Тел.: (812) 603-25-25
www.lubavich.spb.ru