

Водные экосистемы:

**трофические уровни и
проблемы поддержания
биоразнообразия**

Вологда 2008

**ГОУ ВПО «Вологодский государственный педагогический университет»
Вологодская лаборатория ФГНУ «ГосНИОРХ»
Вологодское отделение гидробиологического общества РАН
НП «Научный центр экологических исследований»**

**Водные и наземные экосистемы:
проблемы и перспективы исследований**

Материалы Всероссийской конференции с международным участием,
посвященной
70-летию кафедры зоологии и экологии ГОУ ВПО
«Вологодский государственный педагогический университет» и
35-летию Вологодской лаборатории – филиала ФГНУ «Государственный научно-
исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства»

**ВОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ:
ТРОФИЧЕСКИЕ УРОВНИ И ПРОБЛЕМЫ
ПОДДЕРЖАНИЯ БИОРАЗНООБРАЗИЯ**

**Proceedings of the Conference
«Aquatic and overland ecosystems:
problems and perspectives of researches»**

**AQUATIC ECOSYSTEMS:
TROPIC LEVELS AND THE PROBLEMS
OF BIODIVERSITY CONSERVATION**

*24–28 ноября 2008 г.
Вологда, Россия*

Вологда 2008

Водные экосистемы: трофические уровни и проблемы поддержания биоразнообразия. Материалы Всероссийской конференции с международным участием «Водные и наземные экосистемы: проблемы и перспективы исследований» (Вологда, Россия, 24–28 ноября 2008 г.). – Вологда, 2008. – 404 с.

В издание включены материалы докладов Всероссийской конференции с международным участием «Водные и наземные экосистемы: проблемы и перспективы исследований», которые обсуждались на трех секциях: «Водные экосистемы: микроорганизмы и автотрофы», «Водные экосистемы: планктонные и бентосные сообщества», «Водные экосистемы: рыбное население». Статьи сгруппированы по секциям и расположены в алфавитном порядке по фамилиям первых авторов.

Материалы публикуются в авторской редакции. Авторы статей несут полную ответственность за содержание материалов.

Издание рассчитано на экологов, биологов, сотрудников природоохранных служб, преподавателей, аспирантов и студентов вузов.

Подготовка текста и оригинал-макет: А. Ф. Коновалов, Н. Ю. Тропин

Фото на обложке: восход солнца над Белым озером (автор А. Ф. Коновалов)

© Вологодский государственный педагогический университет, 2008
© Вологодская лаборатория ФГНУ «ГосНИОРХ», 2008
© Вологодское отделение гидробиологического общества РАН, 2008
© НИ Научный центр экологических исследований, 2008

Предисловие

Международная конференция «Водные и наземные экосистемы: проблемы и перспективы исследований» посвящена юбилеям двух постоянно и тесно сотрудничающих организаций, много сделавших для изучения и сохранения природы Вологодской области. Это кафедра зоологии и экологии Вологодского государственного педагогического университета, деятельности которой исполнилось 70 лет, и Вологодская лаборатория ФГНУ «Государственный научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства», отмечающая свой 35-летний юбилей.

Совместная деятельность двух организаций, в настоящее время подкрепленная официальным договором о сотрудничестве, развивалась в рамках исследований водных объектов с начала создания лаборатории. Это касалось исследований зоопланктона, рыбного населения, паразитов рыб, роли околоводных птиц в их распространении, изучения экосистем малых озер. Успешно проведенная в 2005 году совместными усилиями IV (XXVII) международная конференция «Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера», посвященная памяти профессора Л. А. Жакова, подвела некоторые итоги эффективности сотрудничества.

За последние 15 лет спектр направлений сотрудничества заметно расширился. Это выполнение совместных тем НИР по изучению биоразнообразия и охраны окружающей среды, участие в проектах по оценке ущерба водным и наземным экосистемам, наносимого хозяйственной деятельностью. Данные направления нашли свое отражение в юбилейных сборниках материалов докладов конференции. Неотъемлемой и важной частью сотрудничества стало вузовское образование и экологическое просвещение. Сотрудники Вологодской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ» совмещают научную работу с преподаванием на кафедре зоологии и экологии ВГПУ, закончив аспирантуру по специальности «экология» при данной кафедре. Имеется многолетний опыт подготовки молодых научных кадров за счет сотрудничества обеих организаций. Это касается и студентов, получающих практику исследовательской работы в лаборатории при подготовке курсовых и дипломных работ, участвующих в совместных экспедициях, в работе тематической секции «Проблемы водных экосистем Вологодской области» с ежегодными докладами на кафедральной секции НСО. Сотрудники кафедры и лаборатории активно участвуют в организации исследовательской работы школьников по реализации концепции непрерывного экологического образования в Вологодской области.

Основной целью совместной конференции было не только обсуждение результатов исследований на уровне особи, популяций и сообществ с позиций экосистемного подхода, но и проанализировать общие тенденции исследований природных объектов. Особого внимания в современных условиях заслуживают вопросы антропогенного влияния на природные объекты, и связанные с этим проблемы сохранения биоразнообразия, что невозможно без экологического образования и просвещения.

Актуальность изучения водных экосистем, зависящих от состояния водосбора, связана с их высокой уязвимостью к антропогенному воздействию. Поэтому проблемы трансформации их сообществ и качества воды, сохранения биоресурсов и рационального использования наиболее широко освещены в материалах конференции.

Предлагаемое вниманию читателей издание «**Водные экосистемы: трофические уровни и проблемы поддержания биоразнообразия**» содержит 131 статью. Они объединяют результаты исследований гидробионтов разных трофических уровней.

Материалы распределены по следующим секциям:

- **Водные экосистемы: микроорганизмы и автотрофы**
- **Водные экосистемы: планктонные и бентосные сообщества**
- **Водные экосистемы: рыбное население**

Конференция нашла широкий отклик в России и за ее пределами. Оргкомитет получил более 370 заявок, что с учетом соавторов составило более 400 желающих принять в ней участие из 44 городов и 7 стран (Россия, Беларусь, Украина, Литва, Азербайджан, Казахстан, Финляндия). В материалах конференции опубликовано более 250 статей, которые представлены двумя книгами в соответствии с основной тематикой исследований.

Проведение конференции на базе педагогического университета позволяет привлечь внимание к неразрывной связи образования и науки, роли и места вузовской науки в современном процессе интеграции этих сфер деятельности, взаимозависимости подготовки научных кадров и качества образования, роли педвузов в формировании менталитета общества по отношению к актуальным экологическим проблемам.

Заведующая кафедрой зоологии и экологии ВГПУ,
Вед. науч. сотр. Вологодской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ»
профессор, доктор биологических наук

Н. Л. Болотова

Всероссийская конференция с международным участием
**«ВОДНЫЕ И НАЗЕМНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ: ПРОБЛЕМЫ И
ПЕРСПЕКТИВЫ ИССЛЕДОВАНИЙ»**,
посвященная 70-летию кафедры зоологии и экологии ГОУ ВПО
«Вологодский государственный педагогический университет» и
35-летию Вологодской лаборатории – филиала ФГНУ
«Государственный научно-исследовательский институт озерного и
речного рыбного хозяйства»

ОРГАНИЗАТОРЫ КОНФЕРЕНЦИИ:

**Правительство Вологодской области;
ГОУ ВПО «Вологодский государственный педагогический университет»;
Вологодская лаборатория ФГНУ «ГосНИОРХ»;
Вологодское отделение гидробиологического общества РАН;
НП «Научный центр экологических исследований»**

ОРГАНИЗАЦИОННЫЙ КОМИТЕТ:

Председатели оргкомитета:

Лешуков А. П., проф., д.п.н., ректор ГОУ ВПО ВГПУ (Вологда)
Иванов Д. И., к.б.н., директор ФГНУ «ГосНИОРХ» (Санкт-Петербург)

Руководители оргкомитета:

Болотова Н. Л., проф., д.б.н., заведующая кафедрой зоологии и экологии ВГПУ, ведущий научный сотрудник Вологодской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ»
Думнич Н. В., доц., к.б.н., директор Вологодской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ», доцент кафедры зоологии и экологии ВГПУ

Ответственный секретарь оргкомитета:

Коновалов А. Ф., доц., к.б.н., зам. директора Вологодской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ», доцент кафедры зоологии и экологии ВГПУ

Члены оргкомитета:

Борисов М. Я., к.б.н., научный сотрудник Вологодской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ», старший преподаватель кафедры зоологии и экологии ВГПУ
Филоненко И. В., к.б.н., старший научный сотрудник Вологодской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ», старший преподаватель кафедры зоологии и экологии ВГПУ
Шабунин А. А., к.б.н., доцент кафедры зоологии и экологии ВГПУ
Максутова Н. К., доц., к.г.н., доцент кафедры физической географии и геологии ВГПУ
Лобунчева Е. В., младший научный сотрудник Вологодской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ», ассистент кафедры зоологии и экологии ВГПУ
Белова Ю. Н., старший преподаватель кафедры зоологии и экологии ВГПУ
Колесова Н. С., ассистент кафедры зоологии и экологии ВГПУ
Тропин Н. Ю., младший научный сотрудник Вологодской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ», ассистент кафедры зоологии и экологии ВГПУ
Пятушина И. Ю., старший преподаватель кафедры зоологии и экологии ВГПУ
Сажин Е. В., младший научный сотрудник Вологодской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ», ассистент кафедры зоологии и экологии ВГПУ

К ЮБИЛЕЮ КАФЕДРЫ ЗООЛОГИИ И ЭКОЛОГИИ: ПРОШЛОЕ И НАСТОЯЩЕЕ

Н. Л. Болотова, А. А. Шабунов, Ю. Н. Белова

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

Становление кафедры. В 2008 году Вологодский государственный педагогический университет празднует свой 90-летний юбилей, в котором достойное место занимает 70-летняя история кафедры зоологии и экологии. Предыстория этих веж началась еще раньше – с создания в 1912 году Учительского института в Вологде. В 1918 году он был преобразован в педагогический институт, и началась непростая история его становления. Передовые позиции в 1920-х годах занимал биолого-географический факультет, на котором училось наибольшее количество студентов, и было 6 кафедр. Среди них была кафедра биологии, которую возглавлял известный краевед Н.В. Ильинский, а курс зоологии читал профессор Молочнохозяйственного института В.И. Лемус. В 1930-м году в институте одним из основных отделений стало химико-биологическое, которое в 1936 году было преобразовано в факультет естествознания. На факультете был кабинет биологии и методики естествознания и геологии под заведованием Е.А. Вознесенской. Зоологию преподавали работник краеведческого музея Н.Л. Соколов и преподаватель из Молочнохозяйственного института А.Л. Дулькин. Прошло еще 2 года, и на базе кафедры биологии были созданы кафедры ботаники и зоологии.

Итак, днем создания кафедры зоологии Вологодского государственного педагогического института (ВГПИ) стало 1 февраля 1938 года. Обязанности заведующего кафедрой до 1949 г. исполнял Михаил Игнатьевич Зехнов, который приехал из Ленинграда после окончания аспирантуры. Он был энергичным и требовательным человеком, отличался большой эрудицией и знанием своего дела. За короткое время были созданы кабинеты зоологии беспозвоночных и зоологии позвоночных с необходимым оборудованием и наглядными пособиями. Организаторские способности М.И. Зехнова особенно проявились в период Великой Отечественной войны, когда институт испытывал большие трудности. За 4 года кафедра трижды переезжала из одного здания в другое, сокращался штат лаборантов, но кафедра не снижала учебную работу: были все необходимые материалы и оборудование, проводилась и научная работа, функционировал студенческий зоологический кружок.

Михаил Игнатьевич защитил кандидатскую диссертацию «Паразитофауна галки» в 1943 г. в Ленинградском государственном педагогическом институте имени А. И. Герцена. Он был учеником и последователем профессора член-корреспондента АН СССР В. А. Догеля, поэтому его научные интересы были обращены к вопросам экологической паразитологии. Его жена – Татьяна Григорьевна Маркова была направлена на работу в ВГПИ после окончания аспирантуры при Ленинградском государственном педагогическом институте в 1937 г. и работала доцентом до 1950 г. Ею была защищена диссертация на тему «Физиологические особенности *Paramecium caudatum* различного возраста». Вместе с М. И. Зехновым они читали курсы по гистологии и эмбриологии, зоологии беспозвоночных и позвоночных и вели научную работу по паразитологии рыб и домашних животных.

Обслуживали занятия лаборант В.Н. Юрьева, препараты М. А. Березина и Н. Н. Кочин. Зехнов М.И. обучил Марию Алексеевну Березину методике изготовления микропрепаратов и влажных препаратов, необходимых для лекций и лабораторных занятий по курсу зоологии беспозвоночных. Лаборант М. А. Березина безупречно проработала в институте с 1935 по 1976 год и оставила о себе самую добрую память. В 1946 г. была награждена медалью ВГПИ «За доблестный труд».

Н. Н. Кочин работал на кафедре с 1937 до 1959 года, был прекрасным натуралистом, оказывал помощь в сборе полевого научного материала, мастерски изготавливал чучела птиц и млекопитающих. Николай Николаевич вел кружок по изготовлению наглядных пособий со студентами, юннатский кружок, организовывал дальние туристические походы и экспедиции. Его таксидермические скульптуры до сих пор украшают кабинет зоологии позвоночных и экспозицию краеведческого музея (г. Вологда, г.Череповец). Некоторые из его учеников стали учеными-биологами. Это Д. Груничев, Г. Кузнецов, В. Лебедев, который впоследствии посвятил свою жизнь кафедре зоологии.

В 1939 – 1941 гг. ассистентом кафедры была выпускница института Екатерина Сергеевна Кудрявцева, а в 1942 г. на кафедру пришла Татьяна Александровна Воропанова. Они обе работали здесь всю свою жизнь.

С 1949 по 1951 гг. кафедрой руководил доктор биологических наук, профессор Н. А. Чулков, который одновременно заведовал кафедрой анатомии, организованной в 1940 г.

В 1951 – 1952 гг. заведовал кафедрой крупный ученый профессор П.В. Терентьев, который приехал из Ленинграда. Он возглавил руководство по изучению фауны Вологодской области, и в этот период были существенно пополнены ценными наглядными пособиями кабинеты зоологии. Им написан ряд трудов, не потерявших актуальности и в настоящее время (Практикум по зоологии

позвоночных, Герпетология, Определитель пресмыкающихся и земноводных и др.). Благодаря большой эрудиции в вопросах биологических наук и огромного педагогического опыта, Павел Викторович был прекрасным лектором и читал лекции по зоологии позвоночных и беспозвоночных.

В 1952 – 1955 гг. заведующим кафедрой был избран доцент В. А. Савинов. Он сумел увлечь группу студентов научной работой по гельминтологии и продолжил научное направление кафедры в области паразитологии. Кроме того, под руководством Вячеслава Алексеевича выполнены научные работы фаунистического характера, и методические работы, адресованные учителям-биологам. Его публикации (Савинов В. А., Лобанов А. Н. «Звери Вологодской области», 1958; Савинов В. А., Воропанова Т. А. «Животный мир», кн. «Природа Вологодской области» 1957) долгое время были основными справочными пособиями по позвоночным животным Вологодской области и до сих пор не потеряли актуальности.

Таким образом, уже в первые два десятилетия были заложены научные направления, связанные с экологической паразитологией и изучением фауны Вологодской области, а также с научно-методической работой, которые продолжают развиваться по настоящее время.

Период физиологических исследований. С сентября 1955 г. кафедра зоологии объединяется с кафедрой анатомии и физиологии человека и животных. Заведующим объединенной кафедрой до момента своей кончины в 1956 г. снова стал д.б.н., профессор Н. А. Чулков. Николай Александрович отличался высокой эрудицией, был ярким лектором, требовательным педагогом. Несмотря на загруженность педагогической и общественной работой он интенсивно занимался научными исследованиями. Первым в Вологодском пединституте в 1946 г. защитил докторскую диссертацию по теме «Артерии и вены домашних птиц с учетом вариаций и образования коллатеральных путей у них при перерезке главнейших артерий конечностей». При подготовке докторской диссертации в трудные годы войны лабораторию пришлось перенести в его тесную квартиру, работал без ассистентов и помощников, зачастую при керосиновой лампе, без необходимых хирургических инструментов и материалов. Негде было достать подопытных животных. Он сам разводил их и ухаживал за ними... Николай Александрович отличался чрезвычайной целеустремленностью и стремлением работать не в одиночку, а в коллективе. В результате он сумел создать научную школу коллатерального кровообращения, которая продолжала исследования профессора Владимира Николаевича Тонкова, с начала XX века разрабатывавшего учение о пластичности сосудистой системы. Профессор Н.А. Чулков в период работы в институте награжден орденом «Трудового Красного знамени», медалью «За доблестный труд в Великой Отечественной войне 1941 – 1945 г.г.», нагрудным значком «Отличник народного просвещения», почетными грамотами.

В период его руководства научные интересы кафедры расширяются за счет физиологических исследований, открывается аспирантура, которую закончили 7 человек. Среди них были И. А. Каратаев и И. А. Лапочкин, которые в 1955 – 1956 годах под руководством проф. Н. А. Чулкова защитили кандидатские диссертации по физиологии животных. И свою последующую жизнь они связали с факультетом, преподавали и занимали руководящие должности. Иван Африканович Лапочкин был заведующим кафедрой зоологии, а потом кафедры анатомии и физиологии человека и животных, а Илья Алексеевич Каратаев работал заместителем декана естественно-географического факультета.

В 1957 – 1958 гг. и.о. заведующей кафедрой зоологии была назначена доцент Л. А. Суровцева, которая являлась высоко квалифицированным специалистом по физиологии человека и животных.

С 1958 г. по 1966 г. заведовал кафедрой к.б.н., доцент Василий Иванович Калинин, который занимался научно-исследовательской работой по физиологическому направлению. В этот период работали к.б.н. Т. А. Анцифорова, к.б.н. И. А. Каратаев, к.б.н. И. А. Лапочкин, старший преподаватель А. М. Романова, ассистенты С. Г. Штехер, Л. В. Королева, Е. Л. Смолина. Читались курсы лекций по зоологии, физиологии, дарвинизму, животноводству, генетике. На кафедре начал складываться постоянный лаборантский коллектив, помимо М.А. Березиной, до 1978 года работала Н. К. Калинина. Наталья Корнеевна образцово исполняла свои обязанности, и порядок созданный на кафедре, помогал преподавателям качественно проводить занятия. Она до сих пор не теряет связей с кафедрой и живо интересуется нашими делами и проблемами.

В 1966 – 1967 гг. обязанности заведующего кафедрой исполняла доцент Е.С. Кудрявцева. Екатерина Сергеевна закончила аспирантуру и защитила диссертацию «Паразитофауна рыб р. Сухоны и Кубенского озера» при Ленинградском университете в 1955 г. под руководством В. А. Догеля. Она стала основным преподавателем по зоологии беспозвоночных. Награждена медалью «За доблестный труд в Великой Отечественной войне 1941 – 1945 г.г.», знаком «Отличник народного просвещения», занесена в книгу почта Вологодского пединститута.

Кафедра зоологии на протяжении всех лет оказывала помощь учителям-биологам. Преподаватели принимали участие в педагогических конференциях учителей, читали лекции, проводили научно-методические консультации, лабораторно-практические занятия на курсах повышения квалификации учителей, зоологические экскурсии, выездные семинарские занятия в районах. На кафедре работал студенческий научный кружок, где проводились экспериментальные работы, по результатам которых были опубликованы статьи в сборнике студенческих научных работ.

За тридцатилетний период работы кафедры было опубликовано 160 научных и научно-методических работ, защищена докторская диссертация Н.А. Чулковым и 10 кандидатских – Н.А. Чулковым, Т.Г. Марковой, М.И. Зехновым, Л.А. Суровцевой, Е.С. Кудрявцевой, И.А. Каратаевым, И.А. Лапочкиным, Н.В. Дягилевой, Т.И. Поповой-Введенской и Т.Н. Архангельской.

«**Жаковский этап**» – так можно назвать следующее десятилетие жизни кафедры, когда с 1967 по 1977 год коллективом руководил к.б.н., доцент Л.А. Жаков. Яркая личность, интеллигент, поэт, солдат-герой, который в первые дни войны со школьной скамьи ушел на фронт добровольцем. Прошел всю войну, награжден Орденом Красной Звезды, Орденом Отечественной войны I степени, медалями «За отвагу», «За взятие Кенигсберга», «За оборону Ленинграда». Лев Андреевич окончил Ленинградский университет по специальности зоология, защитил диссертацию после окончания аспирантуры и работал до приезда в Вологду научным сотрудником института Озероведения АН СССР на Лимнологической станции на Карельском перешейке.

С приходом Л.А. Жакова научные интересы кафедры сместились в сторону зоологических исследований. Научная деятельность расширилась за счет ихтиологического и экологического направлений, связанных с исследованием озерных экосистем. В эти годы Львом Андреевичем был заложен фундамент будущего направления деятельности кафедры, которое интенсивно развивается в настоящее время. Научный уровень кафедры был высоким, и поддерживался благодаря сотрудничеству с академическими институтами. Совместно с кафедрами физической географии и ботаники и Институтом озероведения АН СССР была организована озерная экспедиция. Исследованы 275 малых озер, по которым написан сборник статей «Озерные ресурсы Вологодской области» (1981), по результатам изучения озера Воже вышла монография «Гидробиология озер Воже и Лача» (1978). Полученные материалы легли в основу докторской диссертации «Озерные ихтиоценозы Северо-Запада СССР (формирование, структура, моделирование)», которую Лев Андреевич защитил в 1979 году, уже после перехода в Ярославский университет, где он также заведовал кафедрой зоологии и цитологии.

Этот период отличается массовым участием студентов в исследовательской работе, которые в экспедициях собирали полевые материалы, обрабатывали их, получая профессиональную подготовку, краеведческие знания, что развивало интерес к научной деятельности. Впоследствии некоторые из них защитили диссертации, стали преподавателями в университете: Т. С. Пихтова – доцент кафедры зоологии, О. Б. Кузнецова – заведующая кафедрой химии и другие. Лев Андреевич проявил себя как талантливый ученый и воспитатель, повлиявший на нравственное и профессиональное становление сотен учителей биологии, химии, географии. Для организации и проведения экспедиций много сделал Валерий Геннадиевич Лебедев. С Львом Андреевичем Жаковым их связывала не только общность интересов, участие в экспедициях, но и крепкая дружба, основанная на глубоком уважении к друг другу этих удивительных и талантливых людей.

В период заведования Л. А. Жакова на кафедре царила доброжелательная творческая обстановка, научной работой были увлечены не только преподаватели и студенты, но и лаборанты. Так, генетическим исследованиям занималась лаборант Н. Л. Болотова. Членами кафедры в этот период были Е. С. Кудрявцева, Т. А. Воропанова, И. Н. Каратаев, И. А. Лапочкин, Е. Л. Смолина, Л. В. Королева, В. Г. Лебедев, Т. П. Гаммермайстер. Старшим лаборантом, а затем ассистентом была Л. П. Романова. Лаборантами работали М. А. Березина, Н. К. Калинина, Н. Л. Болотова, Ю. С. Ворочалкова, В. А. Бахорина, Г. О. Орлова.

Период 1977 – 1982 годов. Доцент, к.б.н. В. Е. Киселев заведовал кафедрой с 1977 по 1981 год. Научные интересы Валентина Евгеньевича были связаны с изучением фауны млекопитающих, птиц. Им написаны методические работы для учителей о редких земноводных, пресмыкающихся и млекопитающих Вологодской области. Алексей Васильевич Пономарев занимался изучением земноводных. Ихтиологические исследования продолжал Валерий Геннадиевич Лебедев, который в 1982 г. защитил кандидатскую диссертацию «Биология и систематическое положение нельмушки *Coregonus lavaretus nelmuschka* Pravdin и её место в ихтиоценозе Кубенского озера». Он изучал орнитофауну и составил первый список редких птиц Вологодской области. В.Г. Лебедев отличался широтой научных интересов, был прекрасным натуралистом, и студенты обожали его экскурсии в природу. Эрудит, интеллигент, очень порядочный и скромный человек Валерий Геннадиевич пользовался глубоким уважением и любовью коллег и студентов. Существующая на кафедре зоологическая коллекция во многом обязана трудам Валерия Геннадиевича. С неизменной благодарностью вспоминает своего учителя по орнитологии, Алексей Александрович Шабунов, ставший прекрасным зоологом и преподающий ныне на кафедре.

С 1978 г. на кафедре работала к.б.н., доцент Н. М. Радченко, научные интересы которой связаны с паразитологией. Нелли Михайловна организовала паразитологические экспедиции по изучению паразитов рыб Вологодской области, результаты которых легли в основу докторской диссертации «Паразиты рыб озер Европейского Севера России (систематика, эколого-фаунистический анализ, зоогеография)», защищенной в 1999 г. В экспедициях активное участие принимали студенты, среди которых впоследствии А. А. Шабунов и В. В. Петрова защитили

кандидатские диссертации. Заведующим кафедрой в 1981 – 1982 г. был Иван Африканович Лапочкин. В конце 1970-х годов положено начало важному направлению деятельности кафедры – изучению животного мира уникальных природных территорий. Впоследствии преподаватели кафедры участвовали в экспедициях по созданию сети особо охраняемых природных территорий.

Реорганизация кафедры. В 1983 году произошло реформирование кафедры: вновь стала самостоятельной кафедра анатомии и физиологии человека и животных, а кафедра зоологии была расширена за счет цикла дисциплин по методике биологии. С 1983 по 1986 г. кафедрой заведовал к.п.н., доцент В. А. Карьенов. Научные интересы Владимира Александровича были связаны с методикой преподавания биологии. Другой методист – старший преподаватель А. А. Калачева продолжает трудиться на кафедре в настоящее время. Алла Александровна является образцом трудолюбия и добросовестного отношения к преподавательской работе. В этот период продолжалось направление, связанное с гидробиологическими исследованиями, которыми занималась Татьяна Святославовна Пихтова. В 1983 г. она защитила кандидатскую диссертацию на тему «Количественная оценка трофических связей между зоопланктоном и рыбами-планктофагами в большом мелководном водоеме Северо-Запада СССР (на примере оз. Белого)». В 1985 году на кафедру пришла к.с/х.н., доцент Т. А. Киселева, которая стала заведующей с 1986 г. Татьяной Александровной написан целый ряд методических работ, она является бессменным преподавателем генетики на кафедре.

Современный этап. В 1991 году на должность и.о. заведующего была приглашена к.б.н. Н. Л. Болотова. В 1992 году на должность заведующего вновь избран к.п.н. В. А. Карьенов. Он работал до 1995 года, а затем заведующей кафедрой стала Наталья Львовна Болотова, которая продолжает руководить кафедрой по настоящее время. Она ученица проф. Л.А. Жакова, закончила возглавляемую им аспирантуру по ихтиологии при кафедре зоологии и цитологии Ярославского государственного университета и защитила под его руководством кандидатскую диссертацию в 1986 году. После защиты в 1999 году докторской диссертации на тему «Изменение экосистем мелководных северных озёр в антропогенных условиях (на примере водоёмов Вологодской области)» в 2000 г. получила звание профессора.

В этот период значительно расширились исследования по экологической тематике, и с 2000 года кафедра переименована в кафедру зоологии и экологии. С 2001 года открыта аспирантура по специальности «экология», в которой под руководством проф. Н. Л. Болотовой и д.б.н. Н. А. Рыбаковой обучаются 7-10 аспирантов ежегодно.

Подготовка научных кадров является одна из основных задач, успешно решаемых кафедрой. За последнее десятилетие членами кафедры защищены 8 кандидатских диссертаций: А. А. Шабуновым по паразитологии, М. В. Бутаковой по педагогике, Е. В. Бизиной по гидробиологии, Н. В. Думнич по зоологии, И.В. Филоненко по природно-очаговым заболеваниям, А. Ф. Коноваловым по экологии и ихтиологии, М. Я. Борисовым по экологии и ихтиологии, Д. А. Филипповым по экологии и ботанике. На выходе еще три диссертации по беспозвоночным и по гематологическим исследованиям рыб. Учитывая, что на кафедре помимо зоологических, экологических дисциплин и блока предметов общей биологии, ведется преподавание методических дисциплин, в 2007 году была открыта вторая аспирантура – по методике обучения биологии. Среди 23 преподавателей кафедры – 8 являются аспирантами. Радуют успехи аспирантов: призовые места в конкурсах, грамоты за лучшие доклады на конференциях, получение грантов, приглашения на международные конференции, большое количество публикаций и докладов. Лидером является Екатерина Валентиновна Лобуничева, которая имеет много наград за победы в конкурсах, среди которых «Надежда России». Она второй год выигрывает в конкурсе на стипендию Губернатора Вологодской области.

Эффективности научной работы способствует созданный при кафедре в 2004 году Научный центр по эволюционной экологии. Активная исследовательская работа, выполнение научных разработок фундаментального характера позволило сформировать научную школу «Эколого-эволюционные основы мониторинга природных объектов». Выстроенная линия научных исследований и экологического образования, включая аспирантуру и научный центр, обеспечивает и открытие новых специальностей. Так, в 2004 году кафедрой было инициировано открытие университетской специальности «биоэкология», на которую конкурс абитуриентов достигает 17 человек на место.

Много усилий преподаватели прилагают к реализации непрерывного экологического образования. Это руководство исследовательской работой школьников, активное участие в школах практической экологии, летних экологических лагерях, совместные экспедиции со школьниками, работа в программе «Одаренные дети», консультационная работа, участие в жюри различных экологических конкурсов, проведение экологических и биологических олимпиад. Много сил преподаватели отдают подготовке учителей, чтению лекций, сотрудничеству с Вологодским институтом развития образования. Одно из достижений на этом пути, подготовка методической серии для регионального компонента образования и выход в свет в 2008 году регионального стандарта, программы и школьного учебного пособия «Экология Вологодской области». Заметный вклад кафедра внесла в подготовку изданий «Млекопитающие Вологодской области: справочник –

определитель» «Энциклопедия Вологодской области», «Природа Вологодской области», «Красная книга Вологодской области».

Активная учебно-методическая и научно-методическая работа преподавателей кафедры в адрес школы и просветительских организаций имеет своим результатом поступление на факультет значительного числа мотивированных к изучению природы абитуриентов. Часть из них становится настоящими исследователями, на высоком уровне выполняющими курсовые и дипломные работы, лучшие поступают в аспирантуру. Для научного роста студентов, формирования их гражданской позиции на кафедре создаются все условия. Эффективным путем как обучения, так и привлечения студентов к исследованиям природы является совместное участие в ежегодных экспедициях кафедры. В последние годы массовое участие студенты приняли в российско-финском проекте по созданию «Красной книги Вологодской области», когда экспедициями была охвачена территория области. Другой эффективной формой организации НИРС служит создание научных обществ, имеющий выход на российский уровень. На кафедре создано Вологодское отделение всероссийского энтомологического общества, которым с энтузиазмом руководит ст. преподаватель Юлия Николаевна Белова. Организуются заседания, готовятся презентации, студенты участвуют в коллекционной работе. К настоящему времени коллекционный фонд достиг порядка 30 тысяч единиц хранения. Создается электронный банк данных. Замечательно, что студенты вместе со своим энергичным и молодым преподавателем участвуют в совместных публикациях. Значительная часть тематического сборника, изданного кафедрой в 2007 году, содержит статьи студентов. Энтомологическое общество выиграло внутривузовский грант на подготовку монографии о биоразнообразии насекомых Вологодской области. Вологодское отделение Гидробиологического общества РАН, которое возглавляет к.б.н. Н. В. Думнич, активно вовлекает студентов в изучение водоемов Вологодской области. Тем более, что стало традиционным сотрудничество в этом направлении с Вологодской лабораторией Государственного научно-исследовательского института озерного и речного рыбного хозяйства (ГосНИОРХ). Сотрудники лаборатории выпускники естественно-географического факультета, большинство закончили аспирантуру по экологии, совмещают научную деятельность с преподаванием на кафедре. Эта теснейшая связь кафедры с лабораторией ГосНИОРХ несомненно стимулирует развитие научно-исследовательской деятельности студентов и дает превосходные результаты. Созданное три года назад студенческое Экологическое общество проводит различные природоохранные акции, студенты участвуют в международных конференциях, публикуют статьи, участвуют в проектах. Все студенческие общества имеют свои тематические стенды на кафедре, пополняют их информационными материалами, что имеет просветительское значение.

В целом кафедра ведет преподавание на 5 факультетах по 37 дисциплинам, в том числе по 23 основным дисциплинам на очном отделении и 14 предметам на заочном отделении на 5 факультетах. Кроме того, кафедра осуществляет проведение педагогической практики по биологии на 2-х отделениях ест-гео факультета на 4 и 5-х курсах. На кафедре лежит организация производственных и специальных практик студентов отделения биоэкология.

Кафедра имеет высокий научный рейтинг, по которому входит в первую пятерку из 42 кафедр университета. Основные научные исследования связаны с изучением водных экосистем, экологической паразитологией, изучением фауны Вологодской области, животного населения, проблемами биоразнообразия и сети охраняемых природных территорий. Каждый год выполняется более десятка крупных НИР по заказам разных организаций. В последние годы кафедра выиграла несколько федеральных грантов: по программе «Интеграция», а также Грант Президента РФ для поддержки молодых ученых – кандидатов наук и их научных руководителей (доц. А.Ф. Коновалов и проф. Н. Л. Болотова). Научный профессионализм профессорско-преподавательского состава позволяет участвовать в выполнении научной тематики на федеральном и международном уровнях. Кафедра включена в тематический план Рособразования и выполняет НИР «Антропогенная трансформация водосборов таежной зоны». Уже несколько лет исследования редких животных и биоразнообразия охраняемых территорий финансируются Центром окружающей среды Финляндии. В последние три года выполняется проект «Оценка репрезентативности сети охраняемых природных территорий для сохранения ландшафтного и биологического разнообразия на Северо-Западе России (ГЭП-анализ)».

Положительный имидж кафедры связан и с ее разнообразной международной деятельностью. Получение тревел-грантов на поездки на зарубежные конференции от различных фондов и международных организаций стало обычным явлением для ученых кафедры. Апробирование результатов научных исследований на мировых форумах имеет широкую географию: США (Анн-Арбор, Мичиган; Мэдисон, Висконсин), Канада (Ванкувер; Виктория, Британская Колумбия); Англия (Кембридж), Польша (Ольстер), Германия (Бонн), Финляндия (Хельсинки, Кухмо, Рованиemi), Швеция (Стокгольм, Умео), Индия (Джайпур), Республика Беларусь (Минск, Нарочь). Важным аспектом является членство в престижных международных обществах, таких как Международное лимнологическое общество (SIL), Британское общество ихтиологов (FBS), Американское общество ихтиологов (AFS).

От аттестации к аттестации кафедра увеличивала такой важный показатель деятельности университета как публикации: за 1999–2003 гг. вышло 155 публикаций, а в 2004–2008 гг. опубликовано 212 работ. За рубежом вышло 47 публикаций. Преподаватели кафедры участвовали в межвузовских, региональных, всероссийских конференциях, съездах, конгрессах, порядка 200 научных собраний разного уровня. На базе кафедры были проведены 2 крупные конференции с международным участием: в 2005 г. «Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера», а в 2008 году «Водные и наземные экосистемы: проблемы и перспективы исследований». Изданы 2-х томные сборники материалов конференций. Результатом активной научной жизни кафедры зоологии и экологии являются многочисленные творческие связи с другими вузами страны, академическими институтами, из них 14 подкреплены официальными договорами. Общественным признанием 70-летней деятельности кафедры зоологии и экологии можно считать полученные грамоты, награды, медали и другие отличительные знаки. К своему юбилею кафедра подошла с впечатляющими успехами, а динамичное развитие позволяет с оптимизмом смотреть в будущее.

ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ В ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ

Н. В. Думнич, Н. Л. Болотова, А. Ф. Коновалов, М. Я. Борисов

Вологодская лаборатория ФГНУ «ГосНИОРХ», г. Вологда, gosniorch@vologda.ru

Начало рыбохозяйственных исследований водоемов, расположенных на территории современной Вологодской области, было положено в XIX веке. Это было связано с важным экономическим значением рыболовства в Вологодской и Новгородской губерниях. Первые данные о рыбах Кубенского и Белого озер опубликовал И. Г. Гмелин в 1752 году [1]. Одна из ранних опубликованных работ принадлежит помещику А. П. Межакову, изучавшему ихтиофауну и рыбные промыслы на Кубенском озере [2]. Во второй половине 19 века в ходе специальной экспедиции под руководством Н. Я. Данилевского по изучению состояния рыболовства на Северо-Западе была достаточно подробно описана ихтиофауна и затронуты вопросы влияния промысла на рыбное население крупных озер Белого, Кубенского и Воже [3, 4]. В 1898 году выходят путевые заметки А. В. Круглова о поездке на Кубенское озеро [5]. В начале XX века публикуются результаты работ И. В. Кучина по изучению рыболовства на озерах Белом и Воже [6]. Первое комплексное и подробное описание реки Кубены приводится в работе Е. Соллертинского «Река Кубина» [7]. Перу этого известного краеведа и ученого принадлежит вышедшая в эти годы статья об условиях обитания рыб в Кубенском озере и состоянии рыбного населения с анализом возможности улучшения ихтиофауны путем рыборазведения [8]. В этот период выходят несколько публикаций о рыбном промысле на Кубенском озере [9–11].

Кроме крупных озер изучались и малые водоемы Вологодской губернии. Первая экспедиция по исследованию малых озер Белозерского уезда была организована в 1891 году Г. И. Куликовским, а в начале 1900-х годов начинаются земские работы по рыбохозяйственной оценке озер [6, 12].

Проводимые в 1920–1940-е годы исследования водоемов заложили основу разработки комплексных подходов к их изучению. Стало уделяться внимание не только изучению рыбного населения, но и оценке кормовой базы рыб, а также особенностям гидрологического режима водоемов. В 1932 году экспедицией Всесоюзного научно-исследовательского института озерного и речного рыбного хозяйства (ВНИОРХ) были обследованы около 350 малых озер западной части области, на некоторых из них были собраны гидрохимические и гидробиологические данные [13]. Большое перспективное значение имела организация сбора регулярных сведений по рыбопромысловой статистике начиная с 1930-х годов, положившая основу наблюдений за влиянием промысла на рыбное население.

В 1950-е годы началось комплексное изучение Белого озера в связи с реконструкцией Мариинской водной системы. Целый ряд организаций (включая ВНИОРХ, Институт биологии внутренних вод АН СССР), подробно исследовали гидрологический режим озера, химический состав воды, характер и расположение донных отложений, состав, численность планктонных организмов, бентоса и рыбного населения [14, 15]. Это дало возможность оценить последствия создания в середине 1960-х годов Череповецкого (Шекснинского) водохранилища и послужило началом мониторинга техногенных экосистем Вологодской области [16, 17].

В 1950–1951 году впервые было проведено комплексное рыбохозяйственное исследование Кубенского озера Всесоюзным научно-исследовательским институтом озерного и речного рыбного хозяйства (ВНИОРХ). Это позволило определить состояние рыбных запасов и рекомендовать мероприятия по их улучшению [18]. Основные результаты были опубликованы в книге «Рыболовство на Белом и Кубенском озерах» [19]. Начинается изучение ценных видов сиговых рыб Кубенского

озера: нельмы и сига-нельмушки [20–24]. Продолжены исследования паразитофауны рыб Кубенского озера и реки Кубены, которые ранее проводились Дулькиным [25, 26]. Морозовой П.Н. исследовалась ихтиофауна озера Воже, которую ранее изучали Л. А. Кучин и И. В. Кучин [14, 27, 28].

В конце 1960-х начале 1970-х годов, в связи с проблемой «переброски вод» проводились комплексные экспедиции Института озероведения АН СССР на озерах Воже и Кубенском, ИБВВ АН СССР на озере Белом [16, 17, 29–33]. За период с 1969 по 1971 годы кафедрами зоологии и географии Вологодского государственного педагогического института в ходе полевых экспедиций под руководством проф. Л. А. Жакова обследовано 275 малых озер, что включало характеристику ландшафта, гидрологических и гидрохимических параметров, гидробиологические сборы и состав ихтиофауны [13]. Первое подробное исследование ихтиоценоза озера Воже было выполнено Л. А. Жаковым [34, 35]. Было изучено состояние популяций основных промысловых видов рыб и структура рыбного населения озера Воже. Результаты работ Л. А. Жакова на малых озерах Вологодской области и озере Воже послужили основой для защиты докторской диссертации и публикации монографии «Формирование и структура рыбного населения озер Северо-Запада СССР» [35].

До середины 1970-х годов исследования водоемов проводились разными институтами и носили нерегулярный характер. Учитывая богатый водный фонд Вологодской области, возникла необходимость создания региональной научно-исследовательской организации. Дирекцией старейшего рыбохозяйственного института ГосНИОРХ 19 ноября 1973 года организована Вологодская лаборатория.

Основной целью организации лаборатории было обеспечение комплексных исследований рыбохозяйственных водоемов Вологодской области: исследование состояния промысла, оценка промыслового воздействия на рыбное население озер и комплексное изучение состояния популяций промысловых видов рыб. Первая работа была посвящена изучению естественного воспроизводства основных промысловых рыб и разработке мероприятий по рациональному использованию рыбных запасов Шекснинского (Череповецкого) водохранилища (рук. к. б. н. Т. И. Негоновская). С одной стороны, изучение Шекснинского водохранилища определялось особым рыбохозяйственным значением озера Белого для Вологодской области, которое дает основную часть рыбодобычи в регионе. С другой стороны, создание водохранилища, включившего в себя озеро Белое и реку Шексну, потребовало изучения последствий техногенного преобразования водоемов.

Дальнейшее исследования лаборатории были связаны с оценкой состояния рыбных запасов и биопродукционных возможностей озера Белого, а также определение перспектив рыбохозяйственного освоения водохранилища и искусственного воспроизводства рыбных запасов. Работы по исследованию Белого озера заложили основу традиционного направления деятельности лаборатории по изучению крупных рыбохозяйственных водоемов области. В 1977 году лабораторией организована и проведена научно-практическая конференция «*Биологические ресурсы водоемов Вологодской области, их охрана и рациональное использование*».

Несколько позднее начались работы по изучению рыбного населения и рыболовства на озере Кубенском (с 1979 года), а затем – на озере Воже (с 1983 года). В дальнейшем проводились регулярные исследования сырьевых ресурсов рыбопромысловых водоемов Вологодской области для оценки рыбных запасов и определения возможных уловов на ближайшие годы и перспективу. В ежегодных отчетах отражались результаты исследований, направленные на разработку прогноза вылова рыбы. Позднее материалы по изучению рыбного населения озера Воже легли в основу кандидатской диссертации О.В. Зуяновой [36].

Параллельно с изучением рыбохозяйственных особенностей крупных озер области, исследуется состояние кормовой базы рыб. В частности, устанавливается видовой состав и количественные характеристики популяций зоопланктона и зообентоса, оценивается потребление беспозвоночных рыбами. Результатом данного направления служит накопление фондовых материалов и создание базы данных по пресноводным беспозвоночным Вологодской области, а также защита трех кандидатских диссертаций. В частности, в 1979 году была защищена диссертация О.В. Выголовой по зообентосу [37], а в 1983 году – Т. С. Пихтовой по зоопланктону Белого озера [38]. Позднее в 2000 году была защищена диссертация Н. В. Думнич по зоопланктону трех крупных озер области – Белого, Кубенского и Воже [39].

Другим направлением деятельности лаборатории, начиная с 1975 года стало изучение малых озер с целью реконструкции ихтиофауны и повышения их рыбопродуктивности. Для этого было создано опытное товарное хозяйство на водоемах Лозско-Азатской группы Белозерского района Вологодской области, которое функционировало до 1987 года. Одним из основных направлений была отработка биотехники выращивания сиговых рыб в поликультуре. Взаимоотношения молоди сиговых рыб с кормовой базой озер были отражены в диссертационной работе Н.Л. Болотовой [40]. По ее инициативе на базе лаборатории в 1985 году проведена школа-семинар «*Современные проблемы изучения зоопланктона пресных вод*».

Несколько позднее в 1980 – 1990-е годы в рамках данного направления началась разработка новых для лаборатории направлений, связанных с вопросами тепловодного рыбоводства и отработкой

биотехники выращивания рыб в Кадуйском тепловодном хозяйстве. Лабораторией было разработано биологическое обоснование по использованию теплых сбросных вод ГРЭС в целях разведения форели, стерляди и карпа. Дальнейшее развитие этого направления позволило проследить влияние термофикации на экосистемы эксплуатируемых водоемов, в том числе на рыбное население водоема-охладителя Череповецкой ГРЭС [41, 42].

В конце 1970-х годов актуальным направлением работы лаборатории стала оценка влияния разных видов хозяйственной деятельности на водные экосистемы. Проводился расчет ущербов, наносимых рыбным запасам от строительства I очереди Череповецкой ГРЭС, загрязнения водоемов, последствия лесосплава, проведения дноуглубительных работ, добычи песка, строительства гидротехнических сооружений и работы водозаборов. Данное направление остается одним из важнейших до настоящего времени, что отражает комплексную эксплуатацию водоемов Вологодской области. Проводился не только расчет ущерба, но и разрабатывались рекомендации по его предотвращению.

Перспективным и новым направлением для Вологодской области было обоснование экологического способа защиты молоди рыб от гибели в водозаборных сооружениях. Так, в 1980-е – начале 1990-х годов лабораторией разработано подобное биологическое обоснование на строительство рыбозащитного сооружения на водозаборе Череповецкой ГРЭС [41]. В последующие десятилетия лабораторией выполнялись работы по оценке эффективности построенного рыбозащитного сооружения Череповецкой ГРЭС.

Одним из новых и интересных стало направление, связанное с акклиматизацией рыб. Оно началось с разработки в 1987 году биообоснования на вселение судака в озеро Воже [43]. Мониторинговые наблюдения за акклиматизированной популяцией были обобщены в кандидатской диссертации А. Ф. Коновалова [44]. В частности проведена оценка результатов акклиматизации судака в озера Кубенское и Воже, изучена роль данного вида в сообществе водоемов.

1989–1992 г.г. – это период, связанный с разработкой нового направления по изучению речных экосистем Вологодской области. Эти работы начались с комплексного изучения бассейна крупнейшего водотока Вологодской области – реки Сухоны. Применение бассейнового и экосистемного подходов позволили дать адекватную оценку состояния и прогноз изменений реки Сухоны с притоками в условиях антропогенного воздействия. Позднее в рамках разработанных подходов изучались экосистемы рек Кубены, Уфтюги, Суды, Вологды и других. Начиная с 2003 года ежегодно проводятся мониторинговые исследования состояния популяций гидробионтов речных экосистем, пересекаемых трассой магистральных газопроводов в пределах Вологодской области.

В 1990-е годы особое внимание стало уделяться исследованию популяций уязвимых и исчезающих видов рыб Вологодской области. Было выполнено ряд научных тем по изучению популяций кубенской нельмы и сухонской стерляди, разрабатывались мероприятия по восстановлению и охране. Впоследствии результаты исследований были использованы для подготовки очерков тома «Животные» Красной книги Вологодской области. Отметим, что большой вклад в изучение редких видов сиговых Кубенского озера внес В. Г. Лебедев доцент кафедры зоологии ВГПИ. Его диссертация была посвящена сигу-нельмушке Кубенского озера [45]. Это направление было продолжено в работах Н.Л. Болотовой [46]. По ее инициативе на базе лаборатории в 1990 году было проведено «IV Всесоюзное совещание по биотехнике и разведению сиговых рыб». Совместно с Вологодским политехническим институтом в 1990 году проведена региональная конференция «*Экологические проблемы рационального использования и охраны водных ресурсов Северо-Запада Европейской части РСФСР*».

Итоги мониторинговых исследований водоемов легли в основу анализа происходящих изменений мелководных озерных экосистем, отраженных в докторской диссертации Н.Л. Болотовой [47]. Была выявлена зависимость перестроек рыбной части сообщества от антропогенного воздействия на примере крупных озер Белого, Кубенского и Воже, особенности процессов их эвтрофирования, закисления и токсификации.

В конце 1990-х – начале 2000-х годов в деятельности лаборатории появились новые перспективные направления по токсикологическому и ихтиопатологическому мониторингу, генетическим исследованиям исчезающих популяций сиговых рыб. В рамках сотрудничества с Институтом общей генетики РАН проводились генетические исследования популяций сиговых рыб Вологодской области. Разрабатывались подходы, связанные с биоиндикацией состояния водоемов.

Новым и перспективным направлением является исследование функционирования системы «водосбор–озеро», результаты которого отражены в кандидатской диссертации М.Я. Борисова [48]. Выявлены закономерности поступления токсических веществ с водосбора и накопление их в рыбах на примере озера Воже.

Проводимые Вологодской лабораторией ГосНИОРХ комплексные исследования водоемов являются необходимой основой для развития рыбного хозяйства Вологодской области. За 35-летний период деятельности лаборатории выполнено 286 НИР, опубликовано 552 работы (включая 47 за рубежом). Это, несомненно, способствовало становлению и укреплению рыбохозяйственной науки, также как и активная апробация результатов исследований водных экосистем на различных научных

конференциях (более 200), в том числе зарубежных (Польша, Германия, Финляндия, Швеция, Великобритания, Канада, США, Индия, Латвия, Литва, Беларусь). В 2000 году на базе лаборатории проведено расширенное заседание Ученого совета ГосНИОРХ по оценке состояния рыбных запасов и разработке прогнозов ОДУ. Кроме того, лаборатория как один из организаторов, участвовала в проведении в 2005 году Международной конференции «Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов европейского Севера», а в 2008 году Всероссийской конференции с международным участием «Водные и наземные экосистемы: проблемы и перспективы исследований».

Важное значение для развития рыбохозяйственных исследований Вологодской области имеет сотрудничество с другими научными организациями и академическими институтами. Одни из них внесли весомый вклад в исследование водных объектов области (особенно Институт Озероведения РАН, ИПЭЭ РАН), другие успешно продолжают их изучение. Это Институт биологии внутренних вод РАН, который занимается изучением рек, Рыбинского и Шекснинского водохранилищ, малых озер с целью обоснования их зарыбления и другими важными направлениями экосистемных исследований. Часть рыбохозяйственных исследований Вологодской области выполняются СевНИИРХ, сотрудники которого плодотворно работают в бассейне Онежского озера. Сотрудничество и взаимодействие с этими и другими научными организациями является залогом дальнейшего развития рыбохозяйственной науки Вологодской области.

ЛИТЕРАТУРА

1. Савинов В. А., Воропанова Т. А. Животный мир // Природа Вологодской области. Вологда: областная книжная редакция, 1957. – С. 300 – 322.
2. Межаков А. П. Кубенское озеро и его рыбные промыслы // Вестник Русского Географического общества. 1855. № 15. – С. 63-70.
3. Данилевский Н.Я. Кубенское озеро // Исследование о состоянии рыболовства в России. Т. УІ. Отчет 2. СПб.: Изд-во Мин. Госимущество, 1862. – С. 75 – 83.
4. Данилевский Н. Я. Исследования о состоянии рыболовства в России // Описание рыболовства в Северо-Западных озерах. СПб, 1875. – С. 28-40.
5. Круглов А. В. Поездка на Кубенское озеро (путевые заметки) // Исторический вестник. СПб. Т.74. Вып.2. 1898. – 12 с.
6. Кучин И. В. Исследование рыболовства на Белом озере, Чарондском и других озерах Новгородской губернии. «Вестник рыбопромышленности». № 6–8. 1902.
7. Соллертинский Е. С. Рыбы Кубинского озера в связи с рыбопроизводной проблемой // Охота и рыболовство. [Вологда: Вологодский губернский союз охотников и рыбаков]. 1921. № 1.– С. 9 – 13.
8. Соллертинский Е. С. Река Кубина. Географический очерк. Вологда: Издание Вологодского Областного Отделения Государственного Издательства, 1922. – 53 с.
9. Васильев М. О. О рыболовстве на Кубенском озере // Охота и рыболовство. [Вологда: Вологодский губернский союз охотников и рыбаков]. 1921. № 2. – С. 10 – 12.
10. Суровцев В. А. Рыбный промысел Вологодской губернии // Север. [Вологда]. 1927. № 2 (6). – С. 27 – 50.
11. Артемов И. Техника рыбного промысла на озере Кубенском, Северный край // За рыбную индустрию Севера. 1933. № 4. – С. 60–62.
12. Клепинин П.П. О работах по рыбоводству в северном районе // Мероприятия по улучшению рыбоводства и рыбных промыслов в Новгородской губернии. Новгород, 1912.
13. Озерные ресурсы Вологодской области. Вологда, 1981. – 150 с.
14. Морозова П. Н. Рыбные запасы Вологодской области и пути их рационального использования // Труды научной конференции по изучению Вологодской области. Вологда: областная книжная редакция, 1956. – С. 169 – 184.
15. Васильев П. А. Рыболовство на оз. Белом // Рыболовство на Белом и Кубенском озерах. Вологда, 1955. – С. 54–110.
16. Антропогенное влияние на крупные озера Северо-Запада СССР. Часть 1. Гидрология и гидрохимия озера Белого. Л.: Наука, 1981а. – 250 с.
17. Антропогенное влияние на крупные озера Северо-Запада СССР. Часть 2. Гидробиология и донные отложения озера Белого. Л.: Наука, 1981б. – 254 с.
18. Титенков И. С. Рыбохозяйственное значение Кубенского озера // Рыболовство на Белом и Кубенском озёрах. Вологда: областная книжная редакция, 1955. – С. 111 – 140.
19. Рыболовство на Белом и Кубенском озерах. Вологда: областная книжная редакция, 1955. – 111 с.
20. Остроумов А. А. Систематическое описание сига Кубенского озера. Труды ВМИ. Вып.11. Вологда. 1950. – С. 13-18.
21. Титенков И. С. Жилая нельма в Кубенском озере // Рыбное хозяйство. 1951. № 10. – С. 41–42.

22. Титенков И.С. Мероприятия по акклиматизации кубенской нельмы // Рыбное хозяйство. 1953. № 8. – С. 36 – 37.
23. Титенков И. С. Кубенская нельма. М.: Знание, 1961. – 52 с.
24. Волков В. Н. Нельма кубенская // Вологодский край. Вып. 2. Вологда: Книжное изд-во, 1960. – С. 164 – 171.
25. Дулькин А.Л. Гельминтофауна рыб Кубенского озера. Труды Вологодского сельскохоз. ин-та. Вып. 3. Вологда. 1941. – С. 127 – 140.
26. Кудрявцева Е. С. Паразитофауна нельмы *Stenodus leucichthys nelma* и сига *Coregonus lavaretus nelmuschka* Кубенского озера // Ученые записки ВГПИ, естественно-географический. Т. XV Вологда. 1954. С. 307 – 314.
27. Кучин Л. А. Очерк рыбного хозяйства Череповецкой губернии // Сборник «Природа и экономика Череповецкого края», Череповец, 1926.
28. Кучин И. В. Имущественная дифференциация рыбацких хозяйств Чарондского рыболовного района. Череповец, 1930. – 30 с.
29. Озеро Кубенское. Часть 1. Гидрология. Л.: Наука, 1977. – 308 с.
30. Озеро Кубенское. Часть 2. Гидрохимия, донные отложения, растительные сообщества. Л.: Наука, 1977. – 220 с.
31. Озеро Кубенское. Часть 3. Зоология. Л.: Наука, 1977. – 168 с.
32. Гидробиология озер Воже и Лача. Л.: Наука, 1978. – 276 с.
33. Гидрология озер Воже и Лача. Л.: Наука, 1979. – 233 с.
34. Жаков Л. А. Ихтиоценоз оз. Воже и его использование // Гидробиология озер Воже и Лача. Л., 1978. – С. 179-195, 255-261.
35. Жаков Л. А. Формирование и структура рыбного населения озер Северо-Запада СССР. М., 1984. – 144 с.
36. Зуянова О.В. Изменения в структуре рыбной части сообщества озера Воже. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – СПб, 1994. – 18 с.
37. Выголова О.В. Макробентос Череповецкого водохранилища, его продукция и потребление рыбами: Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – Л., 1979. – 28 с.
38. Пихтова Т.С. Количественная оценка трофических связей между зоопланктоном и рыбами-планктофагами больших мелководных водоемов Северо-Запада СССР (на примере оз. Белого). Автореф. дис. на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – Л., 1983. – 24 с.
39. Думнич Н. В. Ракообразные (Crustacea) и коловратки (Rotatoria) крупных озер Вологодской области. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 2000. – 25 с.
40. Болотова Н.Л. Взаимоотношения рыб с кормовой базой малых озер, заселяемых сигами: Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – Москва, 1986. – 19 с.
41. Болотова Н.Л. Влияние термофикации на рыбное население водоема-охладителя Череповецкой ГРЭС // Экология и охрана окружающей среды: Тезисы докладов 2-й Международной научно-практической конференции. Ч. 2. Морфофизиологические адаптации организмов, популяций, видов. – Пермь, 1995. – С. 17-18.
42. Болотова Н.Л. Проблемы рыбозащиты на водозаборах водоемов Вологодской области и экологические способы их разрешения // Экологические проблемы рационального использования и охрана водных ресурсов Северо-Запада Европейской части РСФСР. Сборник тезисов докладов региональной конференции. – Вологда, 1990. – 50-51.
43. Зуянова О.В. Результаты пробной интродукции судака в озеро Воже // Сборник научных трудов ГосНИОРХ. – Выпуск 293 «Биологические ресурсы и рациональное использование водоемов Вологодской области». – Л., 1989. – С. 80-83.
44. Коновалов А. Ф. Роль судака (*Stizostedion lucioperca* (L.)) в экосистемах крупных озер Вологодской области. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Петрозаводск, 2004. – 27 с.
45. Лебедев В. Г. Биология и систематическое положение нельмушки *Coregonus lavaretus nelmuschka* Pravidin и ее место в ихтиоценозе Кубенского озера: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1982. – 27 с.
46. Лебедев В. Г., Болотова Н. Л. Реликтовая рыба Кубенского озера и ее место в ихтиоценозе // Проблемы использования и охраны природных ресурсов Вологодской области в свете решения XXVI съезда КПСС: Тезисы докладов научно-практической конференции. – Вологда, 1982. – С. 48-49.
47. Болотова Н. Л. Изменения экосистем мелководных озер в антропогенных условиях (на примере водоемов Вологодской области). Автореф. дис. ... д-ра. биол. наук. СПб., 1999. – 51 с.
48. Борисов М.Я. Особенности функционирования системы «водосбор-озеро Воже» и ее влияние на рыбное население: Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – Петрозаводск, 2006. – 27 с.

Водные экосистемы: микроорганизмы и автотрофы

О НЕОБХОДИМОСТИ ОТСЛЕЖИВАНИЯ СТРУКТУРЫ ФИТОПЛАНКТОНА ПРИ «ЦВЕТЕНИИ» ВОДОЕМОВ

О. В. Бабаназарова, А. А. Зубишина., С. И. Сиделев, Р. А. Рахмангулов, А. С. Юркина

Ярославский государственный университет им. П. Г. Демидова, г. Ярославль, baba@bio.uniyar.ac.ru

При массовом развитии водорослей, вызывающем “цветение” воды, продуцируется большое число опасных для здоровья людей и животных сильнодействующих токсинов, снижается качество воды, рекреационная привлекательность водоемов. Эта проблема с середины прошлого века широко разрабатывалась отечественными специалистами [1], по всей стране действовали лаборатории ГосНИОРХ, проводился широкомасштабный мониторинг по основным группам гидробионтов, включая фитопланктон. Хватило 20 лет, чтобы остались только “живучие” центры, где работают квалифицированные специалисты, способные оценить структуру сообществ на видовом уровне. Мир ушел далеко вперед в исследовании типов и характера воздействия выделяемых водорослями токсичных веществ. Только одна группа гепатотоксинов синезеленых водорослей–микроцистинов содержит в настоящее время более 70 форм [2]. В нашей стране этот опаснейший токсический фактор, все более набирающий силу с потеплением климата, в водопользовании пока не учитывается.

Нами проводится ежемесячный с мая по октябрь (с 1999 года до настоящего времени) мониторинг экосистемы оз. Неро, а в последние два года и реки Которосль, притока р. Волги. Озеро Неро представляет собой мелководный (средняя глубина 1,6 м), слабопроточный (водообмен 1,9 раз в год) высокоэвтрофный водоем площадью около 58 км². Из озера через плотину вытекает река Векса, впадающая в р. Которосль. Озеро относится к планктотрихетовому (осцилляториевому) типу водоемов. В нем в массе развиваются тонкие нитчатые формы синезеленых водорослей: *Limnothrix redekei* (Van Goor) Meffert., *Pseudanabaena limnetica* (Lemm) Kom., *Oscillatoria* sp. и *Planktothrix agardhii* (Gom.) Apagn. et Kom. Установлено, что решающими факторами, способствующими доминированию нитчатых синезеленых водорослей планктотрихетового (осцилляториевого) типа в оз. Неро, являются условия низкой освещенности за счет самозатенения и обогащение озера биогенными элементами [3]. Эти формы водорослей известны, как способные продуцировать сильнодействующие токсины. В 2007г отмечена тенденция соответствия мутагенной активности воды сезонной динамике обилия нитчатых синезеленых водорослей. Всемирная организация по здравоохранению установила в 1997 г. концентрацию микроцистина-LR или его эквивалента в 1 мкг/л, в качестве предельно допустимой нормы в питьевых водах. Считается, что при обильном развитии тонких нитчатых синезеленых водорослей пропорция содержания микроцистинов в воде соответствует 4-5 мкг микроцистина-LR/л при 10 мкг хлорофилла “а”/л. В оз. Неро средневегетационные концентрации хлорофилла “а” варьируют от 40 до 100 мкг/л, достигая в отдельные периоды 170-180 мкг/л.

Воды из оз. Неро поступают в реку Которосль, имеющую важную роль как источник водоснабжения и рекреации для жителей Ярославской области, включая г. Ярославль. Исследования структуры фитопланктона реки Которосль и качества ее воды проводилось по заказу МУП «Ярославльводоканал» Появление неприятных запахов в питьевой воде со всей очевидностью было связано с чрезмерным развитием водорослей, зависящим от поступления водорослей из озера Неро в периоды открытия плотины. Состав, обилие, структура фитопланктона в районе водозабора ОАО “Славнефть - ЯНОС” в эти периоды полностью соответствовали таковым в оз. Неро. В летний период это был практически планктотрихетовый комплекс видов, о токсичности которого говорилось выше. Наличие норм по токсичным веществам водорослей и специалистов, способных квалифицированно оценить ситуацию является необходимостью для мониторинга состояния водных экосистем, как больших рек, так и притоков, формирующих их водную массу. Необходимо создание службы мониторинга «цветений воды», имеющей государственную поддержку и работающей в тесном контакте с организациями здравоохранения, рыбоохраны и охраны природы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гусева К. А. Цветение воды, его причины, прогноз и меры борьбы с ним // Труды ВГБО, 1952. Т. 4. С. 3–94.
2. Codd G., Morrison L. F., Metcalf J. S. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection // Toxicol Appl Pharmacol. 2005, 203: 264–272.
3. Babanazarova O. V., Lyashenko O. A. Inferring long-term changes in the physical–chemical environment of the shallow, enriched Lake Nero from statistical and functional analyses of its phytoplankton // Journal of Plankton Research. 2007. Vol. 29, № 9. P. 747–756.

**РАЗНООБРАЗИЕ И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ РОЛЬ РДЕСТОВ
(*POTAMOGETON*, *POTAMOGETONACEAE*) В РЕКАХ ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ**

А. А. Бобров, Е. В. Чемерис

*Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН, п. Борок Ярославской обл.,
lsd@ibiw.yaroslavl.ru*

Введение

Рдесты (*Potamogeton* L., *Potamogetonaceae* Dumort.) – слабо изученная группа макрофитов в речных экосистемах Вологодской обл. Основные данные об этом роде для указанной территории обобщены в работах Л. И. Лисицыной с соавт. [4] и Н. И. Орловой [5]. Тем не менее, в свете последних таксономических исследований [8–10], ревизий коллекций и большого массива новых гербарных материалов они содержат уже во многом устаревшие сведения. Некоторые недавние публикации о *Potamogeton* [6, 7], касающиеся рассматриваемого региона и объекта, не в полной мере отвечают современным представлениям и нуждаются в коррекции. Целенаправленного изучения состава, распространения, экологии и роли в экосистемах речных рдестов до сих пор не проводилось. Несколько ранее нами были опубликованы первые сведения по этой теме [1, 2].

Материал и методы

В ходе многолетних исследований речной флоры и растительности Вологодской обл. в бассейнах Онежского озера, Северной Двины и Верхней Волги изучен растительный покров более 110 ручьёв и рек. Большинство водотоков (85) относится к категории малых рек (до 100 км дл.), более 20 – к категории средних рек (до 300 км дл.) и лишь несколько ручьёв (до 10 км). Работа проведена по методике, изложенной нами ранее [3]. Кроме того, проанализированы соответствующие материалы по роду *Potamogeton* в основных региональных и центральных гербариях.

Результаты и обсуждение

На основании натуральных, литературных и гербарных данных на настоящий момент для ручьёв и рек Вологодской обл. выявлено 12 видов и 7 гибридов (табл. 1). Наибольшее разнообразие видов *Potamogeton* наблюдается в малых и средних реках (по 10). Первые отличаются значительным числом на территории области, вторые – большой протяжённостью. Оба типа водотоков охватывают широкий спектр местообитаний, подходящих для рдестов. В ручьях в силу их специфики (нестабильность обводнения) встречается всего 3 вида. По числу гибридов вновь лидируют малые и средние реки, в ручьях они не обнаружены. Обычными видами рдестов в водотоках региона оказались, в первую очередь, виды с широкой экологией (*P. natans*, *P. perfoliatus*), т.е. в целом неспецифичные к типу водного объекта; во-вторых, сюда вошёл *P. alpinus*, характерный для ручьёв и верховий рек, т.е. вид, тяготеющий к речным экосистемам. Чуть меньшее распространение имеют виды, более присущие в этих физико-географических условиях озёрам и водохранилищам, но обитающие и в реках (*P. gramineus*, *P. lucens*, *P. pectinatus*), а также растение, свойственное эфемерным водным местообитаниям (*P. berchtoldii*). Редко в реках области встречаются в основном озёрные и озёрно-старичные виды (*P. crispus*, *P. filiformis*, *P. friesii*, *P. obtusifolius*, *P. praelongus*). По типам водотоков характер распространения и встречаемости примерно такой же. Наиболее обычным гибридом оказался *P. × nitens*, также достаточно представлены *P. × angustifolius*, *P. × salicifolius*, *P. × sparganiiifolius* и *P. × suecicus*. Что вполне закономерно, принимая во внимание ранее известные материалы с Верхней Волги [2]. Редки *P. × fluitans* (2 местонахождения) и *P. × vepsicus* (единственная точка). Для исследованных ручьёв и рек характерно высокое разнообразие и очень широкое распространение гибридных рдестов, что отражает ботанико-географические (границы ареалов многих видов растений) и исторические (оледенения плейстоцена) особенности региона, свойства самих водотоков (подвижность и неустойчивость среды), а также различного рода антропогенные нарушения (сплав леса, спрямление русел, строительство плотин и мостов).

Таблица 1

Список видов и гибридов *Potamogeton* в ручьях и реках Вологодской обл.

Таксоны / встречаемость	Ручьи	Малые реки	Средние реки	Все водотоки
1) <i>P. alpinus</i> Balb.	++	+++	++	+++
2) <i>P. berchtoldii</i> Fieb.	++	++	++	++
3) <i>P. crispus</i> L.	.	.	+	+
4) <i>P. filiformis</i> Pers.	.	+	+	+

5) <i>P. friesii</i> Rupr.	.	+	.	+
6) <i>P. gramineus</i> L.	.	+	++	++
7) <i>P. lucens</i> L.	.	++	++	++
8) <i>P. natans</i> L.	+	+++	++	+++
9) <i>P. obtusifolius</i> Mert. et W. D. J. Koch	.	+	.	+
10) <i>P. pectinatus</i> L.	.	++	++	++
11) <i>P. perfoliatus</i> L.	.	+++	+++	+++
12) <i>P. praelongus</i> Wulf.	.	.	+	+
Все виды	3	10	10	12
13) <i>P. × angustifolius</i> J. Presl (6×7)	.	++	++	++
14) <i>P. × fluitans</i> Roth (7×8)	.	+	.	+
15) <i>P. × nitens</i> Web. (6×11)	.	++	+++	+++
16) <i>P. × salicifolius</i> Wulfg. (7×11)	.	++	+++	++
17) <i>P. × sparganiifolius</i> Laest. ex Fries (6×8)	.	++	++	++
18) <i>P. × suecicus</i> K. Richt. (4×10)	.	++	++	++
19) <i>P. × vepsicus</i> A. A. Bobrov et Chemeris (1×8)	.	+	.	+
Все гибриды	.	7	5	7
Все рдесты (виды и гибриды)	3	17	15	19

Примечание: +++ – часто, ++ – умеренно, + – редко.

Практически все речные *Potamogeton* встречаются по территории области б.м. равномерно. Но у ряда таксонов прослеживается некоторая пространственная специфика. Для *P. crispus* северная граница распространения пролегает где-то в районе 60° с.ш., т.е. он встречается только в водотоках южной части региона. А вот такие виды как *P. alpinus*, *P. berchtoldii* и *P. gramineus* на севере области становятся в водотоках более обычными и активными. *P. filiformis* вообще найден в реках только на северо-востоке территории, т.к. в речных условиях он исчезает южнее 61° с.ш. В южном направлении снижается участие в растительном покрове и *P. gramineus*. Гибридные *P. × angustifolius*, *P. × nitens*, *P. × salicifolius* и *P. × sparganiifolius* в водотоках исследованной территории произрастают широко. Причём частота встречаемости к северу увеличивается у *P. × angustifolius* и *P. × sparganiifolius*, а к югу территории становятся более обычны *P. × nitens* и *P. × salicifolius*. Также более южное распространение прослеживается для *P. × fluitans*. *P. × suecicus* (гибрид из подрода *Coleogeton* (Reichenb.) Raunk.) явно тяготеет к рекам по границе валдайского и московского оледенений, обычно в местах выхода карбонатных пород. Его находки сосредоточены в районе Вепсовской возв. и Северных Увалов. В Вологодской обл. этот гибрид встречается южнее современного ареала одного из родительских видов – *P. filiformis*, в пределах его доледникового распространения. *P. × suecicus* произрастает в краевых ландшафтах последнего и предпоследнего оледенения и явно имеет реликтовый характер. Описанный с территории области *P. × vepsicus* известен только на Вепсовской возв., где обилён в реке с холодной, цветной, относительно слабо минерализованной и мягкой водой.

Прослеживается локализации таксонов в продольном профиле водотоков (верховье, среднее течение, низовье) и по типам водотоков (ручьи, малые и средние реки). Так, для верховий водотоков характерны *P. alpinus*, *P. berchtoldii*, *P. gramineus*, *P. natans*, *P. obtusifolius*. Они наиболее обычны в ручьях и малых реках. Для среднего течения рек более свойственны *P. crispus*, *P. filiformis*, *P. friesii*, *P. perfoliatus* и практически все гибриды. Эти рдесты произрастают преимущественно в малых и средних реках. Для низовий рек обычны *P. lucens*, *P. pectinatus*, *P. praelongus*. Они же предпочитают и наиболее крупные водотоки. Таким образом, водотоки объединяют в своём растительном покрове виды и гибриды *Potamogeton*, присущие конкретному типу водотоков и водотокам меньшего порядка. Кроме того, обладая заметной протяжённостью и значительным разнообразием местообитаний, они включают рдесты, более характерные другим типам водных объектов (болотные водоёмы, озёра, старицы и др.), как, например, *P. friesii*, *P. obtusifolius*, *P. praelongus*.

Выявленные таксоны рдестов занимают широкий спектр речных местообитаний. В плёсах отмечены *P. lucens*, *P. natans*, *P. pectinatus*, *P. perfoliatus*, *P. praelongus*, *P. × angustifolius*, *P. × salicifolius* (в основном крупные рдесты); на перекатах – *P. alpinus*, *P. filiformis*, *P. gramineus*, *P. perfoliatus*, *P. × angustifolius*, *P. × nitens*, *P. × salicifolius*, *P. × sparganiifolius*, *P. × suecicus* (виды и гибриды, способные формировать узкие и лентовидные листья); на стремнинах – *P. crispus*, *P. gramineus*, *P. lucens*, *P. pectinatus*, *P. perfoliatus*, *P. praelongus*, *P. × angustifolius*, *P. × fluitans*, *P. × nitens*, *P. × salicifolius*, *P. × sparganiifolius*, *P. × suecicus*, *P. × vepsicus* (большой частью крупные рдесты, также образующие узкие и лентовидные листья); в затонах – *P. alpinus*, *P. berchtoldii*, *P. friesii*, *P. gramineus*, *P. natans*, *P. obtusifolius*, *P. × angustifolius*, *P. × nitens* (мелкие виды и рдесты с плавающими листьями); на отмелях – *P. alpinus*, *P. gramineus*, *P. natans*, *P. × angustifolius*, *P. × nitens*, *P. × sparganiifolius* (виды и гибриды, способные формировать при обсыхании розетки кожистых листьев); в зарослях макрофитов (сообщества нимфейных и гелофитов) – *P. alpinus*, *P. berchtoldii*, *P. friesii*, *P. gramineus*, *P. natans*, *P. obtusifolius*, *P. × angustifolius*, *P. × nitens* (мелкие виды, виды и гибриды с плавающими листьями).

Такое распределение таксонов по речным экотопам во многом зависит от отношения рдестов к скорости течения, основного фактора речных экосистем. Хорошо приспособлены к сильному течению представители подрода *Coleogeton* (*P. filiformis*, *P. pectinatus*, *P. × suecicus*) с их узкими, линейными листьями; виды и гибриды, способные формировать узкие и лентовидные листья (*P. alpinus*, *P. crispus*, *P. gramineus*, *P. natans*, *P. perfoliatus*, *P. × angustifolius*, *P. × fluitans*, *P. × nitens*, *P. × salicifolius*, *P. × sparganiifolius*, *P. × vepsicus*). Как оказалось, выдерживают течение *P. lucens* и *P. praelongus* – виды, предпочитающие стоячие воды. Здесь они формируют более узкие и длинные листья. Вообще в условиях потока многие рдесты представлены специфическими морфотипами. Явно избегают течения мелкие виды из секции *Graminifolii* Fries (*P. berchtoldii*, *P. friesii*, *P. obtusifolius*).

В отношении грунтов у речных рдестов также прослеживаются определённые предпочтения. Причём тип грунта зависит от скорости течения. При высоких скоростях течения грунты более плотные, при низких обычно более рыхлые. Рдесты из подрода *Coleogeton* явно предпочитают песчанистые грунты, но в местах выхода плотных коренных пород (обычно карбонатных) они также весьма хорошо растут. На разнообразных каменистых грунтах (с примесью песка, глины или ила) успешно развивается большинство выявленных таксонов, т.к. они наиболее стабильны и обеспечивают надёжное закрепление растений. Илистые, богатые питательными веществами грунты характерны для речных экотопов со спокойной водой, к ним тяготеют крупные *P. alpinus*, *P. lucens*, *P. natans* и особенно мелкие виды *P. berchtoldii*, *P. friesii*, *P. obtusifolius*.

Есть определённые тенденции и в отношении к химическому составу воды. В слабо минерализованных и мягких водах способны произрастать *P. alpinus*, *P. berchtoldii*, *P. gramineus*, *P. natans*, *P. obtusifolius*, *P. × sparganiifolius*, *P. × vepsicus*; в водах со средней минерализацией и жёсткостью встречается большинство выявленных таксонов; в водах с повышенной минерализацией и жёсткостью отмечены *P. filiformis*, *P. lucens*, *P. pectinatus*, *P. praelongus*, *P. × fluitans*, *P. × suecicus*. Трофическая характеристика и степень загрязнения также сказываются на составе рдестов в водотоках. Основная часть видов и гибридов предпочитают мезотрофные условия; в эвтрофных водах чаще других обитают *P. crispus*, *P. lucens*, *P. natans*, *P. pectinatus*, *P. perfoliatus*, *P. praelongus*, *P. × fluitans*, *P. × nitens*, *P. × salicifolius*; в олиготрофных – *P. alpinus*, *P. berchtoldii*, *P. filiformis*, *P. gramineus*, *P. natans*, *P. × sparganiifolius*, *P. × vepsicus*. Наиболее устойчивы к загрязнению *P. crispus*, *P. pectinatus*, *P. perfoliatus*; уязвимы – *P. alpinus*, *P. filiformis*, *P. × suecicus*, *P. × vepsicus*.

Во многих реках области, особенно с благоприятными условиями (хорошо структурированные русла (плёсы, перекаты), плотные каменистые или глинистые грунты, средне минерализованные воды), рдесты выступают активными первичными продуцентами, они доминируют и производят значительную долю органического вещества. К наиболее важным в продукционном плане здесь можно отнести *P. lucens*, *P. natans*, *P. perfoliatus*, *P. × nitens*, *P. × salicifolius*, *P. × sparganiifolius*, *P. × suecicus*. Кроме того, заросли рдестов способны оказывать сильное влияние на гидрологические параметры (значительно снижается скорость течения, усиливается аккумуляция аллювия и детрита, ухудшается освещённость придонного слоя) и гидрохимические показатели (повышается температура и pH, колеблется содержание кислорода и др.). Благодаря своей морфологической структуре, рдесты организуют жизненное пространство в воде, формируют мозаику экологических ниш и увеличивают площадь местообитаний. Особенно это актуально для речных экосистем, где постоянный ток воды затрудняет прикрепление организмов. Их заросли в реках создают благоприятные условия для биоты: бактерий, эпифитных водорослей, планктонных и бентосных беспозвоночных. Это привлекает молодёжь рыб, которая имеет здесь хорошую кормовую базу и укрытие от хищников. Следовательно они образуют среду обитания, служат субстратом, пищей и убежищем, более того, играют важную роль в самоочищении речных экосистем (и как механический фильтр, и в результате биологических процессов в их зарослях). Однако, чрезмерное развитие рдестов на фоне затруднённого водообмена может вызывать ухудшение качества среды обитания.

Заключение

Таким образом, в наиболее динамичных и малоизученных экосистемах ручьёв и рек Вологодской обл. род *Potamogeton* представляет важнейшую группу водных макрофитов. Здесь рдесты отличаются высоким таксономическим разнообразием, играют значительную роль в функционировании речных экосистем, в некоторых типах водотоков являются доминирующим и системообразующим элементом. Речные популяции *P. filiformis* и *P. praelongus* на территории области нуждаются в охране, также необходимо наблюдение за состоянием реликтового гибрида *P. × suecicus* и крайне редкого *P. × vepsicus*.

Благодарности

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проекты №№ 04-04-49814, 07-04-00351) и Фонда содействия отечественной науке.

ЛИТЕРАТУРА

1. Бобров А. А., Чемерис Е. В. *Potamogeton × vepsicus* (*Potamogetonaceae*) – новый гибридный рдест из Верхнего Поволжья // Бот. журн. 2006 а. Т. 91. № 1. С. 71–84.

2. Бобров А. А., Чемерис Е. В. Заметки о речных рдестах (*Potamogeton*, *Potamogetonaceae*) Верхнего Поволжья // Нов. сист. высш. раст. 2006 б. Т. 38. С. 23–65.
3. Бобров А. А., Чемерис Е. В. Изучение растительного покрова ручьёв и рек: методика, приёмы, сложности // Матер. VI Всерос. школы-конф. по водным макрофитам «Гидробиотаника 2005» (пос. Борок, 11–16 октября 2005 г.). Рыбинск: Рыбинский Дом печати, 2006в. С. 181–203.
4. Лисицына Л. И., Папченко В. Г., Артёмов В. И. Флора водоёмов Волжского бассейна. Определитель цветковых растений. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. 220 с.
5. Орлова Н. И. Конспект флоры Вологодской области. Высшие растения. // Тр. С.-Петербург. о-ва естествоиспыт. СПб.: Алга-Фонд, 1993. Т. 77. Вып. 3. 262 с.
6. Паляшова Н. А. Гибридные растения и их роль в растительном покрове Рыбинского водохранилища (на примере Шекснинского плёса) // Вестн. ЧГУ. 2007. № 4. С. 75–82.
7. Папченко В. Г. Гибриды и малоизвестные виды водных растений. Ярославль: Изд-ль А. Рутман, 2007. 71 с.
8. Preston C. D. Pondweeds of Great Britain and Ireland // BSBI Handbook № 8. London: BSBI, 1995. 350 p.
9. Wiegleb G. Notes on pondweeds – outlines for a monographical treatment of the genus *Potamogeton* L. // Feddes Repert. 1988. Vol. 99. № 7–8. P. 249–266.
10. Wiegleb G., Kaplan Z. An account of the species of *Potamogeton* L. (*Potamogetonaceae*) // Folia Geobot. 1998. Vol. 33. P. 241–316.

SUMMARY

Study of pondweeds (*Potamogeton*, *Potamogetonaceae*) was carried out for the first time in streams and rivers of the Vologda region. Taxonomic composition, distribution, ecology, role in river ecosystem function, also hybridization processes were investigated with the help of traditional and modern methods. According to field, literature and herbarium data at present moment for streams and rivers of the region 12 species (*P. alpinus*, *P. berchtoldii*, *P. crispus*, *P. filiformis*, *P. friesii*, *P. gramineus*, *P. lucens*, *P. natans*, *P. obtusifolius*, *P. pectinatus*, *P. perfoliatus*, *P. praelongus*) and 7 hybrids (*P. × angustifolius*, *P. × fluitans*, *P. × nitens*, *P. × salicifolius*, *P. × sparganiifolius*, *P. × suecicus*, *P. × vepsicus*) were revealed. Features of taxa distribution, allocation in types of watercourses and in their grade line were presented. Relation of the pondweeds with concrete river ecotopes, current, grounds, water chemistry was examined. Analysis of pondweed contribution to the primary production was carried out, their role for other elements of the river ecosystems was investigated.

ОСОБЕННОСТИ ВИДОВОГО СОСТАВА И СЕЗОННОЙ ДИНАМИКИ ЗОЛОТИСТЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ В ВОДОЕМАХ ВОСТОЧНОЙ СИБИРИ

Н. А. Бондаренко¹, Л. А. Щур²

¹Лимнологический институт СО РАН, г. Иркутск, nina@lin.irk.ru

²Институт вычислительного моделирования СО РАН, г. Красноярск, schure@icm.krasn.ru

Введение

Большинство золотистых водорослей – холодноводные организмы, обитатели чистых, пресных вод, предпочитающие температуру воды ниже 15 °С и умеренную интенсивность света [1; 2; 3 и др.]. Представление о золотистых как обитателях чистых вод хорошо демонстрирует факт наименьшего их разнообразия и обилия в загрязненных водоемах, например в оз. Тибейто (Большеземельская тундра), с преимущественным развитием мелких видов родов *Chrysococcus* и *Stenocalyx* [1]. Вегетационный цикл фитопланктона водоёмов средних широт начинается в марте-апреле, когда солнечной радиации даже подо льдом достаточно для фотосинтеза. В это время и сразу после вскрытия в планктоне мелководных водоемов в массе развиваются нанопланктонные хризомонады родов *Chromulina*, *Chrysococcus*, *Pseudokephyrion*, *Stenocalyx*, *Kephyrion* и др. [4]. Представители *Dinobryon*, *Mallomonas* и *Uroglena* наиболее распространены в глубоких озерах. Во многих евтрофных водоемах, особенно в мелководных тундровых озерах Канады и Аляски [5; 2; 3] и озёрах Крайнего Севера России [6], в массе развиваются *Stichogloea olivacea* и *Synura sphagnicola*.

Целью настоящей работы явилось исследование таксономического состава и сезонной динамики золотистых водорослей, обитающих в планктоне разнотипных водоёмов Восточной Сибири.

Материалы и методы

Объектами изучения были озеро Байкал, небольшие озёра, расположенные в его прибрежье, горные озёра, находящиеся в бассейнах рек Ангара, Енисей и Лена, а также рр. Ангара, Енисей и его притоки, река Чулым, приполярный участок р. Таза, Красноярское и Берешское (водоем-охладитель Березовской ГРЭС-1) водохранилища. Исследования проведены в 1997-2007 гг.

Отбирали как батометрические, так и сетные пробы, которые фиксировали раствором Люголя [7] и концентрировали отстойным или фильтрационным методами. Использовали мембранные фильтры Владипор № 9. При обработке материала применялись традиционные в гидробиологии методы [8]. Концентрат просматривали в световом микроскопе «Peraval» в камере Нажотта при общем увеличении $\times 400$, для мелких форм – $\times 1000$, с использованием фазово-контрастной приставки. Идентификацию водорослей проводили по определителям [9; 10–11].

При составлении списка использована система, принятая как в указанных сводках, так и согласно Вассер и др. [12].

Результаты исследований

В обследованных водоёмах Восточной Сибири обнаружено 122 вида и разновидности водорослей, относящихся к отделу Chrysophyta, из 4-х классов, 6 порядков, 11 семейств и 23 родов. Наибольшей насыщенностью видами и разновидностями характеризуются 3 рода: *Mallomonas* (25 видов и внутривидовых таксонов), *Dinobryon* (22) и *Chromulina* (17).

В биогеографическом отношении большая часть найденных видов – космополиты. Выявлено также 9 бореальных видов: *Kephyrion boreale* Skuja, *K. inconstans* (Schmid) Bourrelly, *Dinobryon bavaricum* var. *medium* (Lemm.) Krieger, *D. pediforme* (Lemm.) Steinecke, *Mallomonas alpina* (Pasch. et Ruttner) Asmund et Kristiansen, *M. pulchella* (Kisselev) Cronberg et Kristiansen, *M. crassisquama* (Asmund) Fott, *M. radiata* Conrad, *Bitrichia chodatii* (Reverdin) Chodat; 3 альпийских: *D. bavaricum* Imhof, *B. phaseolus* (Fott) Bourrelly, *M. coronata* Bolochonzew; 1 северо-альпийский (*D. suecicum* Lemm.); 1 голарктический (*Erkenia subaequiciliata* Skuja) и 1 эндемик Байкала (*Chrysosphaerella baicalensis* Popovsk.).

По отношению к галобности выделено 13 индифферентов, 31 олигогалоб и 1 галофоб (*M. gracilis* Matvienko). Из индикаторов ацидификации найдено 4 индифферента (*C. biporus* Skuja, *C. punctiformis* Pasch., *C. rufescens* Klebs, *D. divergens* var. *schauinslandii* (Lemm.) Brunthaler), 3 алкалифила (*M. acaroides* Perty emend Fott, *M. caudata* Iwanof sensu Krieger, *M. tonsurata* Teil.) и 4 ацидофила (*M. akrokomos* Ruttner, *M. crassisquama*, *M. gracilis*, *Spiniferomonas trioralis* Takahashi f. *cuspidata* Balonov). Сапробных организмов 38 %; 24 % приходится на индикаторов сапробности класса α - β -мезосапробы, индекс сапробности которых не превышает 1.5, что отражает ксеносапробные- α -олигосапробные условия.

Золотистые водоросли в планктоне горных озёр Восточной Сибири разнообразны и обильны. Виды р. *Dinobryon* (12 видов и 21 разновидность) в заметном количестве появлялись в планктоне в конце весны, их численность увеличивалась после освобождения озёр ото льда, затем снижалась. Водоросли рода *Dinobryon* – показатели олиготрофных условий, предпочитающие водоёмы с минимальным содержанием минерального фосфора. Они типичны для северных глубоких озёр, расположенных на древних коренных породах [13; 14], озёр провинции Квебек в Канаде [15], итальянских Альп [16] и Большеземельской тундры [1]. Среди видов этого рода в горных водоёмах присутствовали довольно редкие формы: *D. borgei*, *D. crenulatum*, *D. sociale* var. *americana*, *D. bavaricum* var. *medium*. Представители родов *Kephyrion* (7 видов) и *Bitrichia* (4 вида) обильно развивались в мелководных горных озёрах летом. В конце лета–начале осени интенсивное развитие видов р. *Dinobryon* обеспечивало второй годовой максимум биомассы золотистых как в мелких, так и глубоких водоёмах.

Chrysophyta оз. Байкала представлены 7 семействами, 12 родами и 32 видами и внутривидовыми таксонами. В плане видового богатства выделялись роды *Dinobryon* (9 видов и разновидностей) и *Mallomonas* (7), в остальных – небольшое количество видов. Представители рода *Dinobryon* и нанопланктонные формы родов *Chromulina* и *Chrysidalis* характерны для мелководной части озера и открытой пелагиали; виды родов *Mallomonas* и *Uroglena* интенсивно развивались в прибрежье. Практически все золотистые являются массовыми обитателями планктона озера. Встречен один эпипланктонный вид – *Chrysosphaera melosirae*, поселяющийся на нитях или клетках водорослей из родов *Aulacoseira*, *Cyclotella* и *Synedra*. Максимальная численность *D. cylindricum* наблюдалась в апреле. В конце лета и осенью интенсивно развивались *D. sociale*, *D. divergens* и *D. bavaricum*.

В водоёмах и водотоках Красноярского края отдел Chrysophyta представлен 9 семействами, 17 родами, 68 видами и внутривидовыми таксонами. Самыми разнообразными являются роды *Mallomonas* (19 видов и разновидностей) и *Chromulina* (16), в остальных от 1 до 6 видов.

Наибольшее видовое богатство золотистых зарегистрировано в Красноярском водохранилище: 33 таксона рангом ниже рода при максимальном их количестве в родах *Mallomonas* и *Chromulina* (по 10). В сезонной динамике отмечается увеличение видового богатства от мая (4 таксона) к июню (17), июлю (26), с уменьшением в августе (до 9 таксонов). Значительное количество α -мезосапроба *D. divergens*, биомасса которого достигала 86 % от общей, обнаружено в планктоне в мае и начале лета (июнь).

В Берёшском водохранилище выявлено 29 видов и разновидностей, наиболее представительными были два рода: *Chromulina* (11 видов и внутривидовых таксонов) и *Mallomonas* (6). В сезонной динамике наблюдалось два пика видового богатства: в июне (10) и августе (14), с постепенным снижением осенью: сентябрь–октябрь по 12 таксонов и в ноябре – 1 таксон.

В бассейне р. Енисей выделено 20 видов и внутривидовых таксонов, наиболее богаты видами роды *Chromulina* (6) и *Mallomonas* (4). В остальных водоемах и водотоках Красноярского края количество видов золотистых изменялось от 5 (р. Чулым) до 16 (озера Хакассии, где ведущим по числу видов был род *Chromulina* – 7).

Анализ состава Chrysophyta, представленный в виде звездчатой диаграммы, показал, что Красноярское и Берешское водохранилища имеют некоторые особенности с сохранением формы общего распределения: диаграмма имеет конфигурацию, вытянутую в сторону родов *Mallomonas* и *Chromulina*. Сравнение водоемов Красноярского края, более подверженных антропогенной нагрузке, с горными озёрами Прибайкалья, Забайкалья и Байкалом, где антропогенная нагрузка меньше или отсутствует, показывает различие в распределении политипных родов. В водоемах Байкальского региона (оз. Байкал, прибайкальские и горные озера) диаграмма смещается в сторону рода *Dinobryon* – показателя олиготрофных условий. В водоемах Красноярского края (Красноярское и Берешское водохранилища, бассейн р. Енисей) с выраженной антропогенной нагрузкой отмечается увеличение видового богатства в сторону нанопланктонных представителей родов *Chromulina* и *Mallomonas* (рис. 1).

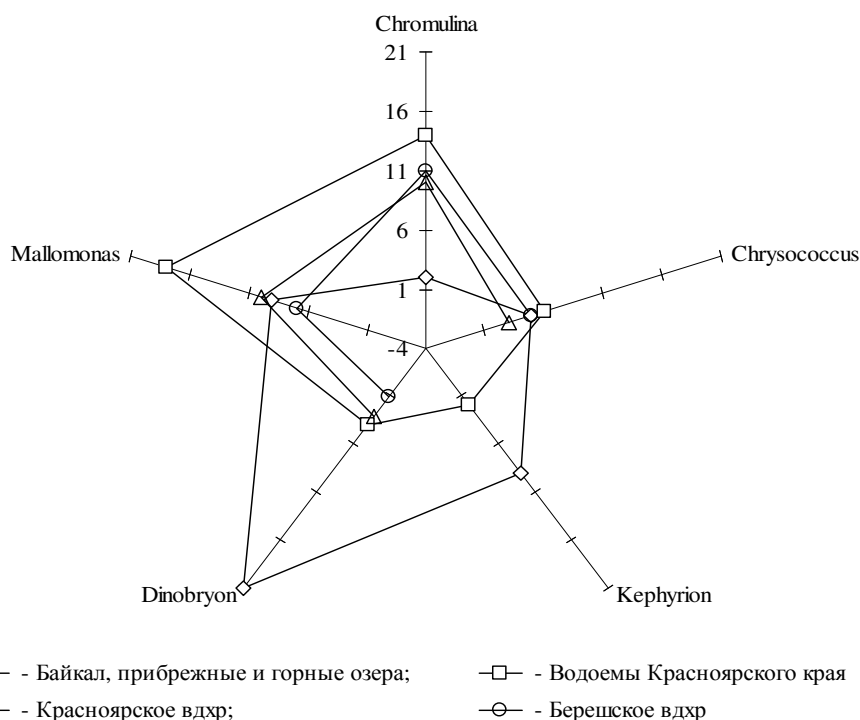


Рис. 1. Количество видов и разновидностей в политипных родах Chrysophyta водоёмов Восточной Сибири

Суммируя полученные результаты, необходимо отметить, что в водоёмах Восточной Сибири обнаружено 122 вида и разновидности золотистых водорослей, принадлежащих к 4 классам, 6 порядкам, 11 семействам и 24 родам. Наибольшей видовой насыщенностью характеризовались 3 рода: *Mallomonas* (25 видов и разновидностей), *Dinobryon* (22) и *Chromulina* (17). Фитогеографический анализ показал, что в обследованной альгофлоре большинство золотистых водорослей имеют широкое географическое распространение, присутствовали 9 бореальных видов, 3 альпийских, 1 северальпийский, 1 голарктический и 1 эндемичный. По отношению к галобности среды 13 видов – индифференты, 31 – олигогалобы и 1 – галофоб; по отношению к pH среды идентифицировано 4 индифферента, 3 алкалифила и 4 ацидофила. 38% выявленных золотистых – индикаторы органического загрязнения, причем, 24% составляли α - β -мезосапробы, индекс сапробности которых не превышает 1.5. В озерах Байкальской рифтовой зоны, не подверженных антропогенному воздействию, биоразнообразие золотистых смещается в сторону рода *Dinobryon*, представители которого предпочитают олиготрофные условия среды обитания. В водоемах Красноярского края с выраженной антропогенной нагрузкой более богаты видами нанопланктонные хризомонады родов *Chromulina* и *Mallomonas*.

Благодарность. Работа была частично финансирована грантом РФФИ-Бел_а №08-04-90009.

ЛИТЕРАТУРА

1. Трифонова И. С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. – Л.: Наука, 1990. – 180 с.
2. Moore J. W. Factors influencing the diversity, species composition and abundance of phytoplankton in twenty one arctic and Subarctic lakes // Int.Revue ges. Hydrobiol. – 1979. – Vol. 64, № 4. – P. 591–601.

3. Alexander V., Stanley D. W., Daley R. I., McRoy C. P. Primary producers // *Limnology of tundra ponds, Barrow, Alaska*. US: IBP Synthesis ser. Dowden; Stroudsburg, 1980. – Vol. 107. – P. 179–223.
4. Михеева Т. М. Сукцессия видов в фитопланктоне: определяющие факторы. – Минск: изд. БГУ, 1983. – 72 с.
5. Moore J. W. Distribution and abundance of phytoplankton in 153 lakes, rivers and pools in the Northwest Territories // *Canad. J. Bot.* – 1978. – V.58, № 15. – P. 1765–1773.
6. Особенности структуры экосистем озер Крайнего Севера. С-Пб: Наука, 1994. – 260 с.
7. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Отв. ред. Мордухай-Болтовской Ф. Д. – М.: Наука, 1975. – 240 с.
8. Киселёв И. А. Методы исследования планктона // *Жизнь пресных вод*. М.-Л., 1956. – Т.4, ч. 1. – С. 140–416.
9. Матвієнко А. М. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Золотисті водорості. – Chrysophyta. III. Частина 1. - Київ: Наукова думка, 1965. – 367 с.
10. Starmach K. Chrysophyceae und Haptophyceae. – Jena: VEB Gustav Fischer Verlag, 1985. – 515 p. – (Subwasserflora von Mitteleuropa / Ed. A. Pascher; Bd. 1).
11. Starmach K. Chrysophyceae-złotowiciowce oraz wiciowce bezbarwne – zooflagellata wolnożyjące. – Warszawa: Państwowe wydawnictwo naukowe, 1968. – 598 p. – (Flora słodkowodna Polski / Ed. K. Starmach: Bd. 5).
12. Водоросли. Справочник / Вассер С. П., Кондратьева Н. В., Масюк Н. П. и др. – Киев: Наукова думка, 1989. – 608 с.
13. Никулина В. Н. Фитопланктон // *Биологическая продуктивность северных озер*. Ч. 1. Озера Кривое и Круглое. Л.: Наука, 1975. – С. 42–54.
14. Moore J. W. Influence of temperature, photoperiod and trophic conditions on the seasonal cycles of phytoplankton and zooplankton in two deep subarctic lakes of Northern Canada // *Int. Revue ges Hydrobiol.* 1981. – Vol 66, 5. – P. 745–770.
15. Pinel-Alloul B., Methot G., Verrault G., Vigneault Y. Phytoplankton in Quebec lakes: variation with lake morphometry, and with natural and anthropogenic acidification // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1990. – Vol. 47. – P. 1047 – 1057.
16. Tolotti M. Phytoplankton and littoral epilithic diatoms in high mountain lakes of the Adamello-Brenta Regional Park (Trentino, Italy) and their relation to trophic status and acidification risk // *J. Limnol.* 2001. – Vol. 60, N 2. – P. 171 – 188.

SUMMARY

Bondarenko N. A., Schur L. A. PECULIARITIES IN THE SPECIES COMPOSITION AND SEASONAL DYNAMICS OF CHRYSOPHYTA IN WATER-BODIES OF EASTERN SIBERIA

In water-bodies, Eastern Siberia, there were revealed 122 species and subspecies, including typical, of Chrysophyta belonging to 4 classes, 6 orders, 11 families, and 24 genera. Most numerous genera were *Mallomonas* by 25 taxa, *Dinobryon* by 22, and *Chromulina* by 17 ones. A phytogeographical analysis of the algal flora showed that most species were widely spread but were 9 boreal species too, 1 north-alpine, 1 holarctic, and 1 endemic ones. On the halophily scale, 13 species were indifferent, 31 oligohaline, and 1 halophobic and on the pH scale of the environment, 4 species were indifferent, 3 alkaliphilic, and 4 acidophilic. 38 % of the found Chrysophyta indicate organic pollution and what is more, 24 % of them belong to the α - β mesosaprobic class the saprobic index of which does not exceed 1.5. In lakes of the Baikalian rift zone that does not undergo the anthropogenic pollution, the Chrysophyta biodiversity shifts to the genus *Dinobryon*, representatives of which prefer oligotrophic conditions of their habitat. Some water-bodies, located in the Krasnoyarsk province, undergo the significant anthropogenic press so they are more abundant in nanoplanktonic Chrysomonads of the genera *Chromulina* and *Mallomonas*.

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ФЛОРЫ РЕК СУРА, АЛАТЫРЬ И БАРЫШ

Е. В. Варгот

Мордовский государственный университет им. Н. П. Огарева, г. Саранск, vargot@yandex.ru

Флора крупных рек включает в себя флоры более мелких элементов речной сети [1]. В зависимости от мезо-, микро рельефа и силы русловых процессов видовому составу водотоков разных порядков присущи свои особенности. В связи с этим нами была предпринята попытка сравнения гидрофильной флоры крупной реки Суры и ее притоков первого порядка – р. Алатырь (левобережный приток) и Барыш (правобережный приток) с целью выявления особенностей флоры этих рек.

Река Сура – второй по величине правый приток Волги. Берет начало в 2 км севернее с. Сурские Вершины Барышского района Ульяновской области (высота местности над уровнем моря 305 м).

Течет преимущественно с юга на север по территории Пензенской, Ульяновской, Нижегородской областей, Республик Мордовия, Чувашия и Марий Эл. Ее общая длина составляет 841 км. Ширина русла от 20 м в верховьях до 300 м в устьевом участке, глубина до 0,8 м на перекатах, 3 – 5 м на плесах и от 8 до 10 м в ярах. Скорость течения на плесах около 0,3 м/с, на перекатах достигает 0,8 – 1,06 м/с. Относительно большая скорость течения объясняется значительным уклоном – 12 см/км [2]. Воды Суры несут большое количество взвешенных веществ, вследствие чего прозрачность их невелика. Ложе песчаное, с примесью мелкой гальки и плитняка, в прибрежьях выпуклых излучин накапливается ил. Встречаются глинистые субстраты. Русло реки перемещается на всем протяжении от истоков до устья, в результате чего образуются затоны, старицы, пойменные озера. Выраженная эрозия берегов и малая прозрачность воды препятствуют развитию высшей водной растительности. К тому же береговая линия слабо изрезана, поэтому почти нет заливов и заводей, где создаются благоприятные условия для произрастания [3]. Долина Суры хорошо разработана, с резко выраженной асимметрией склонов, обусловленной односторонним смещением русла. Правый склон более крутой, сложен коренными породами. По левому склону прослеживается комплекс четвертичных аллювиальных террас [4].

Река Алатырь является левобережным притоком Суры. Исток расположен в 10 км от г. Первомайска Нижегородской области [5]. Впадает в р. Суру в районе г. Алатырь (Чувашская Республика). Течет с запада на восток по территории Первомайского, Лукояновского и Починковского районов Нижегородской области, Ичалковского и Ардатовского районов Мордовии, Алатырского района Чувашии. Длина реки 296 км. Река протекает по всхолмленной равнине, находится в ландшафтном районе Приволжской возвышенности с абсолютными высотами до 273 м. Грунты песчаные, песчано-галечные, глинистые, в районе Тургеневого водохранилища и в устьевом участке представлены заиленным песком. В верхнем течении река представляет собой ручей шириной 0,5 – 1 м и глубиной 0,3 – 0,5 м. В нем много бочажин и участков шириной до 10 м и глубиной до 1,5 – 2 м, которые образованы подпором реки в узких местах. Пойма широкая, берега низкие (0,5 – 1 м). Зарастаемость русла в местах с быстрым течением очень слабая, а в бочагах, расширениях и на мелководьях – до 60 %. У п. Орловка уже выражена надпойменная терраса. Берега крутые, высотой до 3 – 5 м, местами низкие, сильно закустарены. Ширина реки 15 м. Максимальная глубина 2,0 – 2,2 м, скорость течения 0,1 м/с. Зарастаемость невысокая, на отдельных участках до 10 %. В среднем течении р. Алатырь имеет широкую, хорошо разработанную долину и асимметричный поперечный профиль. Берега реки крутые, высотой 3 – 5 м (местами обрывистые, до 20 м), реке низкие. Ширина русла 25 – 50 м, в районе Тургеневого водохранилища – 80 – 100 м. Русло извилистое, пойма изобилует старицами, сухими протоками и обширными заболоченными понижениями. Средняя глубина на плесовых участках 2 – 3 м, на перекатах – 0,2 – 0,4 (до 1,5 м). Скорость течения 0,4 – 0,92 м/с – на участках с речным режимом, 0,36 – 0,55 м/с – ниже р.п. Тургенево, в условиях зарегулированного стока на Тургеневском водохранилище снижается до 0,1 м/с. В устьевом участке течение слабое, вода мутная [6, 7].

Река Барыш – правобережный приток р. Суры, его общая длина 237 км. Истоки р. Барыш располагаются на возвышенности Сурская Шишка в южной части Барышского района Ульяновской области к юго-западу от с. Красная Поляна и около с. Русское Тимошкино (высота местности над уровнем моря 300 м). Течет по территории Барышского, Вешкаймского, Карсунского и Сурского районов Ульяновской области. Впадает в Суру у с. Барышская Слобода Сурского района [8, 9]. Почти на всем протяжении р. Барыш имеет высокие обрывистые берега (1,5 – 3 м) и довольно сильное течение (на перекатах около 0,5 м/с, на плесах – 0,1 – 0,2 м/с). Долина реки хорошо разработана, асимметрия склонов выражена слабо. Возраст долины среднеплейстоценовый [4]. Ширина русла от 5 м в верховьях до 30 м в нижнем течении. Грунты песчаные, с большей (на перекатах) или меньшей (на плесах) примесью гальки, в местах с замедленным течением накапливается иловая осадок. Пойма преимущественно двухсторонняя, безлесная, занята лугами и сельскохозяйственными угодьями, в низовьях появляются старицы и болота. Из-за сильного течения и высоких обрывистых берегов зарастаемость русла реки водными растениями очень слабая.

Видовой состав флоры рек Сура, Алатырь и Барыш приведен в таблице 1.

Таблица 1

Список флоры рек Сура, Алатырь и Барыш

Вид растения	Присутствие вида во флоре реки		
	Алатырь	Барыш	Сура
<i>Equisetum fluviatile</i> L.	+	+	+
<i>Typha angustifolia</i> L.	+	+	+
<i>T. latifolia</i> L.	+	+	+
<i>Sparganium erectum</i> L.	+	+	+
<i>S. simplex</i> Huds.	+	+	+
<i>Potamogeton berchtoldii</i> Fieb.	+	+	+
<i>P. crispus</i> L.	+	+	+

Вид растения	Присутствие вида во флоре реки		
	Алатырь	Барыш	Сура
<i>P. lucens</i> L.	+	-	+
<i>P. natans</i> L.	+	-	+
<i>P. nodosus</i> Poir.	-	-	+
<i>P. pectinatus</i> L.	+	+	+
<i>P. perfoliatus</i> L.	+	-	+
<i>Najas major</i> All.	-	-	+
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	+	+	+
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	+	+	+
<i>Butomus umbellatus</i> L.	+	+	+
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	+	+	+
<i>Stratiotes aloides</i> L.	-	-	+
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L.	+	-	+
<i>Leersia oryzoides</i> (L.) Sw.	-	-	+
<i>Phalaroides arundinacea</i> (L.) Rauschert	+	+	+
<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.	+	+	+
<i>Beckmannia eruciformis</i> (L.) Host	+	+	-
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	+	+	+
<i>Catabrosa aquatica</i> (L.) Beauv.	-	-	+
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	+	+	+
<i>G. maxima</i> (Hartm.) Holmb.	+	+	+
<i>G. plicata</i> (Fries) Fries	-	+	-
<i>Cyperus fuscus</i> L.	+	+	-
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	+	-	+
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.)	+	-	+
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	+	+	+
<i>Dichostylis micheliana</i> (L.) Nees.	-	-	+
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) R. Br.	+	+	+
<i>Mariscus hamulosus</i> (Bieb.) Hopper	-	-	+
<i>Carex acuta</i> L.	+	+	+
<i>C. pseudocyperus</i> L.	+	+	-
<i>C. riparia</i> Curt.	+	+	-
<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	+	+	+
<i>Lemna minor</i> L.	+	+	+
<i>L. trisulca</i> L.	+	+	+
<i>Juncus ambiguous</i> Guss.	-	-	+
<i>J. articulatus</i> L.	+	+	+
<i>J. bufonius</i> L.	+	+	+
<i>J. compressus</i> Jacq.	+	+	-
<i>J. effusus</i> L.	+	+	-
<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	+	+	+
<i>R. maritimus</i> L.	+	+	+
<i>R. ucranicus</i> Fisch. ex Spreng	-	-	+
<i>Polygonum hydropiper</i> L.	+	+	-
<i>P. lapathifolium</i> L.	+	+	+
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith	+	-	-
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	+	+	+
<i>Ranunculus repens</i> L.	+	+	+
<i>R. sceleratus</i> L.	+	+	+
<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Bess.	+	+	+
<i>R. palustris</i> (L.) Bess.	+	+	+
<i>Callitriche cophocarpa</i> Sendther	+	+	+
<i>Lythrum salicaria</i> L.	+	+	+
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	-	-	+
<i>M. verticillatum</i> L.	+	+	+
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	-	-	+
<i>Sium latifolium</i> L.	+	+	+
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	+	+	+

Вид растения	Присутствие вида во флоре реки		
	Алатырь	Барыш	Сура
<i>L. vulgaris</i> L.	+	+	+
<i>Lycopus europaeus</i> L.	+	+	+
<i>L. exaltatus</i> L. fil.	+	+	+
<i>Mentha arvensis</i> L.	+	+	+
<i>Solanum dulcamara</i> L.	+	+	+
<i>Veronica angallis-aquatica</i> L.	+	+	+
<i>V. beccabunga</i> L.	+	+	+
<i>Utricularia vulgaris</i> L.	+	-	+
<i>Galium palustre</i> L.	+	+	+
<i>Bidens cernua</i> L.	+	+	+
<i>B. frondosa</i> L.	+	+	+
<i>B. tripartita</i> L.	+	+	+
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	+	+	+
ВСЕГО ВИДОВ:	65	59	68

Количество видов, родов и семейств флоры изученных рек приведено в таблице 2.

Таблица 2

Количество видов, родов и семейств рек Сура, Алатырь и Барыш

Флористические показатели	Число видов	Число родов	Число семейств
Сура	69	48	28
Алатырь	65	42	27
Барыш	58	37	25

Как видно из приведенных таблиц, видовой состав рек отличается не значительно. Общность флор изученных водотоков определяли по коэффициенту Жаккара. Реки Сура и Алатырь имеют 56 общих видов, Сура и Барыш – 50. Флора рек Алатырь и Барыш сходна на 57 видов. Судя по коэффициенту Жаккара, флора Суры и Алатыря сходна на 71,79 %, Суры и Барыша – на 64,93 %, Алатыря и Барыша – на 86,36 %. Из материалов таблиц хорошо видно, что флора р. Суры включает наибольшее количество видов. Сура, Алатырь и Барыш имеют 50 общих видов, но только в Суре отмечены такие виды как *Potamogeton nodosus*, *Najas major*, *Stratiotes aloides*, *Leersia oryzoides*, *Catabrosa aquatica*, *Dichostylis micheliana*, *Mariscus hamulosus*, *Juncus ambiguus*, *Rumex ucranicus*, *Myriophyllum spicatum*, *Hippuris vulgaris*. Менее богата флора русла р. Алатырь, в нем отсутствуют все вышеперечисленные виды, но характерным видом Алатыря является *Nuphar lutea*, которая не регистрировалась в двух других водотоках. Наименьшее количество видов отмечено для р. Барыш, но только здесь отмечен вид *Glyceria plicata*. По сравнению со своими старичами, видовое богатство русел рек невелико (для сравнения: в состав водной флоры стариц р. Суры входит 136 видов сосудистых растений из 58 родов и 40 семейств). В сложении флоры изученных рек большую роль играют гелофиты и прибрежно-аллювиальные виды, а роль гидрофитов снижена. Небольшое количество водных видов связано с присутствием в реках сильного течения, обрывистых берегов и повышенной мутностью воды.

Большинство видов флоры рек Сура, Алатырь и Барыш имеют различную частоту встречаемости. Степень встречаемости видов для этих рек оценивали по следующим критериям: 1) вид *очень редкий* – редко встречающийся в прилегающих регионах, известный по единичным находкам; 2) вид *редкий* – отмечался в нескольких местах, но более характерен для других типов водоемов; 3) вид *изредка* встречаемый – отмечен в нескольких местах, представлен немногочисленными особями, иногда обильный; 4) вид, *часто* встречаемый, – распространен широко, но не везде обильный; 5) вид, встречающийся *очень часто*, – обычный, обильный, повсеместно встречающийся вид. Встречаемость видов в изученных реках приведена в таблице 3.

Таблица 3

Встречаемость видов флоры рек Сура, Алатырь и Барыш

Встречаемость	очень редко	редко	изредка	часто	очень часто
Сура	4	17	25	20	3
Алатырь	-	12	25	24	4
Барыш	-	18	22	16	2

По данным, приведенным в таблице 3, видно, что наибольшее количество видов имеют высокую встречаемость и обилие в реке Алатырь. Это объясняется тем, что на всем протяжении Алатыря встречаются обширные, заиленные и защищенные от ветра, хорошо прогреваемые мелководья, где создаются благоприятные условия для произрастания. Кроме того, их возникновению способствовало зарегулирование реки в районе р. п. Тургенево. Встречаемость видов ниже в реках Сура и Барыш,

что обусловлено сильным течением, низкой прозрачностью, наличием практически на всем протяжении высоких, крутых и обрывистых берегов.

Таким образом, прослеживается зависимость флористического состава русел рек различного порядка от особенностей рельефа местности и географической широты.

ЛИТЕРАТУРА

1. Папченков В. Г. Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. Ярославль: ЦПМ МУБ и НТ, 2001. 200 с.
2. Душин А. И., Бузакова А. М., Каменев А. Г. Фауна р. Суры. Саранск: Мордов. кн. изд-во, 1983. 88 с.
3. Бузакова А. М. Гидробиологическая характеристика реки Суры // Сб. науч. статей. Серия зоологическая. Экологические исследования наземных и водных животных в Мордовии. Саранск, 1976. С. 39 – 47.
4. Дедков А. П. Рельеф // Природные условия Ульяновской области. Казань: Изд-во Казан. ун-та, 1978. С. 80 – 85.
5. Панфилов Д. Н. Воды // Природа Горьковской области. Горький: Волго-Вятское кн. изд-во, 1974. С. 126 – 179.
6. Каменев А. Г. Биопродуктивность и биоиндикация водотоков правобережного Средневожья: Макрозообентос. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 1993. 228 с.
7. Ямашкин А. А. Физико-географические условия и ландшафты Мордовии. Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 1998. 156 с.
8. Ульяновская–Симбирская энциклопедия. В 2-х томах. Т. 2. Н – Я. Ульяновск: «Симбирская книга», 2004. С. 305.
9. Особо охраняемые природные территории Ульяновской области. Ульяновск: «Дом печати», 1997. С. 48.

SUMMARY

Vargot E. V. COMPARING OF FLORA SURA, ALATYR AND BARYSH RIVERS

The article consist of floristical list of Sura, Alatyr and Barysh Rivers and information about likeness it's flora bond with environmental factors.

ФИТОПЛАНКТОН ОЗЕРА СВЕТЛОЯР

Е. Л. Воденеева

Нижегородский государственный университет имени Н. И. Лобачевского, г. Нижний Новгород, vodeneeva@bio.unn.ru

Оз. Светлояр расположено в бассейне р. Ветлуги в Нижегородской области и является памятником природы федерального значения. Озеро площадью 0.13 км², глубиной до 33.2 м, имеет эллипсоидную форму, слабо изрезанную береговую линию и конусовидную форму котловины. Площадь поверхностного водосбора оз. Светлояр невелика – около 2.0 км². Питание осуществляется в основном за счет многочисленных ключей, бьющих в борта котловины. В северной части имеется ручей, через который происходит поверхностный сток из озера в р. Люнду.

В период с 2000–2002 гг. на данном озере были проведены альгологические исследования, в результате которых было выявлено 145 видов, разновидностей и форм водорослей, относящихся к 11 классам, 19 порядкам, 42 семействам, 74 родам из 7 отделов. Основу флористического разнообразия создавали зеленые (37% общего видового богатства), диатомовые (21%) и золотистые (15%) водоросли. Водоросли других отделов (*Cyanophyta*, *Cryptophyta*, *Dinophyta*, *Euglenophyta*) в фитопланктоне играли, как правило, подчиненную роль, и их доля в флористическом спектре составляла от 1 до 12% общего числа видов. Ведущими порядками в изученной флоре водорослей являлись *Chlorococcales* (28.3% общего перечня водорослей), *Chroococcales* (9.7%), *Raphales* (8.9%), *Euglenales* (7.6%), *Chromulinadales* (7.6%). В родовом спектре пять первых ранговых мест занимали *Trachelomonas*, *Scenedesmus*, *Kephyrion*, *Monoraphidium*, *Dinobryon*. Из всех найденных водорослей 76% представляли широко распространенные планктонные виды. Литоральные формы составляли – 13%, бентосные – 7%, эпибионты и обитатели обрастаний – 1-2%. По галобности преобладали индифференты – 79%, галофиллы и олигогалофы составляли 9%, галофобы – 3%. По отношению к рН выделялось 43 вида-индикаторов, из них индифференты – 24 вида, алкалофилы – 17, ацидофилы – 1 вид. Более 90 из зарегистрированных таксонов рангом ниже рода являлись показателями той или иной степени сапробности среды. Большинство видов являлись индикаторами средней степени загрязнения, т.е. β-

мезосапробами (44%); 19% составляли виды, характеризующие условия, промежуточные между β -мезо- и олигосапробными; 16% видов водорослей являлись индикаторами слабо загрязненных вод (олигосапробы). Обитателей зон высокого органического загрязнения было мало – 3%. Таким образом, по индикаторным видам фитопланктона (в том числе массовым) оз. Светлояр можно охарактеризовать как β -мезосапробный водоем.

Количественные показатели развития фитопланктона в оз. Светлояр согласно шкалам типизации водоемов [1] свидетельствовали о низком уровне трофии исследованного водоема. В оз. Светлояр частота встречаемости значений биомассы, характерных для олиготрофных вод, составляла 77%. Средневегетационные значения численности и биомассы фитопланктона в озере колебались от 0.25 до 1.37 млн кл./л. и от 0.30 до 0.58 г/м³ соответственно. Максимальные показатели количественного развития водорослей были отмечены в 2002 г и соответственно составляли по численности – 9.11 млн кл./л, по биомассе – 3.96 г/м³. В сезонном аспекте наблюдалось 2 пика численности (в 2000 и 2002 гг – весенний и летний, в 2001 – летний и осенний). По биомассе, как правило, отмечался 1 летний пик развития водорослей. За весь период наблюдения основу численности фитопланктона в оз. Светлояр составляли синезеленые (представители родов *Aphanothece*, *Gomphosphaeria*, *Microcystis*) водоросли. Доминантами по биомассе, благодаря большим размерам своих клеток, являлись динофитовые водоросли (*Ceratium hirundinella* (O.F.Mull) Dujardin, виды рода *Peridinium*), которые создавали до 96% суммарной биомассы. В качестве субдоминантов в разные годы выступали зеленые, золотистые и диатомовые водоросли.

Тем не менее, анализируя состав руководящих по биомассе видов, можно отметить тенденцию к увеличению трофического статуса озера. Наибольшее значение здесь имеет развитие *C. hirundinella*, который благодаря легкой идентификации, сравнительно простому количественному учету и космополитическому распространению широко используется в качестве индикатора трофности [2]. Так, если в 2000 г. показатели численности *C. hirundinella* в оз. Светлояр были в пределах 0.01–0.02 млн кл./л, то в 2001 они достигали 0.1, а в 2002 г. – 0.3 млн кл./л, что согласно ориентировочной шкале трофического типа водоемов по уровню максимальной численности *Ceratium*, соответствует уже мезотрофному уровню.

ЛИТЕРАТУРА

1. Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озёр разных природных зон. М., 1984. 207 с.
2. Трифонова И. С. Экология и сукцессия озёрного фитопланктона. Л., 1990. 184 с.

SUMMARY

Vodeneeva E. L. PHYTOPLANKTON OF THE LAKE SVETLOYAR

During 2000–2002 the composition and the taxonomic structure of the algoflora in the lake Svetloyar (Nizhny Novgorod Region) were investigated. 145 species, varieties and forms of algae were found. Ecological floristic and geographical characteristics of the algae found are described. The composition of dominating species, dynamics of biomass and trophic status are characterized.

ПЛАНКТОН РАЗНОТИПНЫХ ОЗЕР ВАЛААМСКОГО АРХИПЕЛАГА

Е. Ю. Воякина¹, А. Б. Степанова²

¹ Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности РАН, г. Санкт-Петербург, katerina-voyakina@rambler.ru

² Российский Государственный Гидрометеорологический университет (РГГМУ), г. Санкт-Петербург, ab_stepanova@rambler.ru

Изучение планктонных сообществ является одним из важных направлений гидробиологии. Анализ структуры планктона и его связь с другими компонентами экосистемы дает возможность оценки этого сообщества, как индикатора состояния озерной экосистемы в целом.

Работа проводилась на озерах о. Валаам, сохраняющих естественный режим функционирования. Валаамский архипелаг расположен в северной ультрапрофундальной части Ладожского озера, наименее подверженной влиянию вод притоков. Площадь архипелага 36 км², он включает более 50 островов. Характерной особенностью Валаамского архипелага, является значительное разнообразие микроландшафтов. Все озера, являющиеся важнейшими частями микроландшафтов, так же различаются по происхождению, глубине и форме очертания котловин, особенностям гидрохимического и гидробиологического режимов.

Основной настоящей статьи послужили количественные пробы планктона, собранные на 11 озерах Валаамского архипелага один – два раза в месяц с мая по октябрь 1997–2006 гг.

В оз. Сисяярви пробы отбирались на 2–3 станциях, с глубинами от 8 до 19 м, расположенных в разных заливах, в малых озерах – на одной станции с максимальной глубиной. Отбор интегральных проб фитопланктона проводился с помощью батометра Богорова. В зависимости от глубины станции через 0,5 – 1,0 м от поверхности до дна облавливался весь столб воды. Для сбора интегральных проб макрозоопланктона использовали среднюю количественную сеть Джеди (ячей – 190 мкм), а для микрозоопланктона – фракционный лов батометром с 5–6 горизонтов с последующим сгущением через качественную сеть с ячейкой размером 40 мкм.

Параллельно отбору проб проводили измерение основных гидрологических и гидрохимических параметров [1]. Для анализа данных использовались различные методы многомерной статистики. Для оценки видового сходства различных участков водной системы использовали коэффициенты Сересена и Жаккара [2]. Для оценки видового разнообразия использовался индекс Шеннона – Уивера [3].

Все исследованные озера значительно различаются по площади зеркала (0,003 – 0,805 км²) и средней глубине (0,7–7,0 м). Большинство озер – сточные, с различной степенью заболачивания и зарастания, два озера – проточные, соединяются протоками между собой и с Ладожским озером. Для исследованных водоемов выявлен широкий диапазон ряда лимнологических параметров, таких как pH (4,0 – 8,6), цветность воды у поверхности (34 – 740° по Pt – Co шкале), перманганатная окисляемость (7,0 – 53,5 мгО/л), прозрачность (0,3 – 4,6 м), содержание минерального (0,000–2,580 мг/л) и общего (0,002–3,050 мг/л) фосфора [4, 5, 6].

В фитопланктоне озер было обнаружено 305 видов, разновидностей и форм водорослей, принадлежащих к 9 отделам, из них: Cyanophyta – 36, Raphidophyta – 1, Cryptophyta – 11, Dinophyta – 10, Chrysophyta – 30, Bacillariophyta – 72, Xanthophyta – 5, Euglenophyta – 54, Chlorophyta – 87. По числу видов на всех участках акватории Валаамского архипелага преобладали зеленые (31 %), диатомовые (22 %), эвгленовые (18 %) и синезеленые (11 %) водоросли. К общим для всех озер видам относятся: *Dinobryon divergens*, *Aulacosira italica*, *Synedra vaucheriae*, *Rhodomonas lacustris*, *Chroomonas acuta* и виды р. *Cryptomonas* (*C. erosa* и *C. ovata*), *Trachelomonas volvocina* и *Monoraphidium griffithii*.

В озерах было встречено 66 видов зоопланктона, из них – 22 Rotatoria, 18 – Cladocera, 26 – Copepoda (15 Cyclopoida и 11 Calanoida). *Keratella cochlearis* (Gosse), *Asplanchna priodonta* Gosse и *Thermocyclops oithonoides* Sars были обнаружены во всех исследованных озерах. Коловратки *Trichocerca longiseta* (Schränk.), *Polyarthra dolichoptera* Idelson, *Kellicottia longispina* (Kellicott), и ракообразные *Bosmina longispina obtusirostris lacustris* Sars, *Eudiaptomus graciloides* Lill., *Ceriodaphnia quadrangula* Muller встречены в большинстве водоемов. Сходство озер по видовому составу фито и зоопланктона относительно невысокое, максимальные значения индексов Жаккара и Сересена не превышают 0,6.

Большинство видов водорослей (66 %) относилось к типично планктонным, 25 % к литоральным и 7 % к бентосным формам. По отношению к солености воды все виды водорослей были пресноводными, олигогалабам, причем 40 % составляли индифференты, 14 % галофилы и 10 % галофобы. По географическому распространению 87 % видов водорослей – космополиты, 8 % бореальные и 4 % северо-альпийские виды. По отношению к содержанию органического вещества большинство видов-индикаторов были олиго- и олиго-β-мезосапробами (44 %); β-мезосапробы и β-мезо-олигосапробы составляли 42 %. К ксеносапробам принадлежало 11 % видов водорослей.

Среди видов зоопланктона к голоарктическим принадлежат 11, к палеоарктическим – 9. Космополиты составляют более 50%. По отношению к содержанию органического вещества большинство видов-индикаторов были олиго- и олиго-β-мезосапробами (60 %). По составу видов-индикаторов планктона водную систему Валаамского архипелага можно считать умеренно загрязненной.

Все озера характеризуются значительным диапазоном показателей обилия планктона. Для фитопланктона численность варьировала от 0,1 до 676,6 млн.кл./л, биомасса – от 0,1 до 82,3 мг/л, значения коэффициента видового разнообразия колебались как по численности, так и по биомассе в широком диапазоне (от 0,02 до 4,3 бит). Наибольшее среднее значение биомассы фитопланктона было отмечено в оз. Витальевское (24,3 мг/л), наименьшее – в оз. Германовское (4,4 мг/л). Для зоопланктона значения биомассы также существенно варьировали (0,1 – 50,0 мг/л). Максимальные значения отмечены в озерах Лещевое и Германовское, минимальные – в озерах Игуменское и Черное.

Кроме того, структура планктона существенно варьировала от озера к озеру. Так, в кислых полигуменных озерах было отмечено упрощение структуры. Для планктона этих озер было характерно небольшое число видов, монодоминирование и минимальные значения индекса Шеннона. В этих озерах были зафиксированы минимальные значения биомассы фитопланктона и максимальные – зоопланктона.

По структуре зоопланктона наиболее контрастными были озера Германовское и Никоновское. В оз. Германовское доминирующей группой были ракообразные, в то время как, коловратки встречались единично. Наоборот, в оз. Никоновское основной вклад в количественное развитие вносили коловратки, роль ракообразных была незначительной.

В озерах архипелага основное значение играли три группы водорослей: рафидофитовые, синезеленые и хлорококковые. Максимальная доля рафидофитовых водорослей была отмечена в малых озерах. Максимальные значения показателей обилия синезеленых водорослей было характерно для оз. Сисяярви. Доля хлорококковых водорослей была высокой только в малых озерах, а в оз. Сисяярви – незначительной.

Отличительной чертой фитопланктона малых озер архипелага являются высокие показатели обилия *Gonyostomum semen*. Этот вид доминировал в большинстве Валаамских озер. В литературе массовое развитие этого вида в озерах Финноскандии связывали с процессом ацидофикации водоемов [7, 8, 9]. Долгое время, считалось, что этот вид приспособлен к водам с высоким содержанием гуминовых соединений и низким значениям рН [10, 11, 12, 13]. В тоже время, по данным, полученным для фитопланктона малых озер о. Валаам, показано, что именно в полиацидных водоемах *G.semen* практически не встречался. В тоже время максимальная вегетация этого вида была отмечена для полигумозного нейтрального озера Витальевского. По-видимому, для этого вида важным фактором оказывается инсоляция. При изучении его вертикального распределения было показано, что в период интенсивной освещенности *Gonyostomum semen* предпочитает опускаться в придонные горизонты. С другой стороны, вегетация этого вида в оз. Сисяярви ставит под сомнение распространенное мнение о том, что этот вид предпочитает кислые полигумозные водоемы [14, 15, 16]. Видимо, этот вид характеризуется большей экологической пластичностью, нежели это известно из литературных источников.

В оз. Сисяярви в летний период большое значение имели различные виды синезеленых водорослей. Большую часть сезона в фитопланктоне этих участков превалировал *Aphanizomenon flos-aquae*, наряду с ним в оз. Сисяярви доминировали крупноклеточные формы *Snowella rosea*, *Gomphosphaeria lacustris*.

Для выявления факторов, определяющих варьирование структурных показателей планктонных сообществ, были рассчитаны корреляции между значениями главных компонент, которые были получены по показателям обилия и видового разнообразия водорослей, и основными лимнологическими параметрами.

Было показано, что варьирование структурных показателей планктона малых озер, определялось следующими лимнологическими параметрами: удельным водосбором (0,9), глубиной водоема (0,7), прозрачностью воды (0,6 – 0,8), цветностью (0,6 – 0,8), электропроводностью (0,6 – 0,7), содержанием биогенных элементов (0,6 – 0,8).

Активная реакция среды также в значительной степени определяла уровень вегетации планктона, были получены достоверные корреляции, как по численности, так и по биомассе (от 0,6 до 0,8). Оказалось, что важнейший фактор, определяющий структуру планктона – рН, опосредованно связан с основными характеристиками водосборной площади. Интенсивность влияния водосбора на озерные процессы менялась год от года и зависела, в том числе от количества осадков.

Важнейшими параметрами, определяющими межгодовые колебания структурных показателей планктона в оз. Сисяярви, со стабильным гидрохимическим режимом, были – уровень и температура воды.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алекин О. А., Семенов А. Д., Скопинцев Б. А. Руководство по химическому анализу вод суши. – Л., 1973. – 210 с.
2. Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М: Наука, 1982. – 287 с.
3. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. – М.: Мир, 1992. – 182 с.
4. Воякина Е. Ю. Фитопланктон внутренних водоемов Валаамского архипелага и прилегающей акватории Ладожского озера. Автореф. дис. канд. биол. наук. – СПб, 2007. – 22 с.
5. Воякина Е. Ю. Влияние факторов среды на структурные показатели фитопланктона малых лесных озер о. Валаам (Ладожское озеро)// Материалы международной научной конференции «Современные проблемы альгологии» и VII Школы по морской биологии, Ростов–на Дону, 2008. С. 76 – 78.
6. Степанова А. Б., Шарафутдинова Г.Ф. Оптическая плотность как важный параметр для мониторинга малых озер на водосборной площади Финского залива // Сб. тезисов IX Международного экологического форума «День Балтийского моря» – СПб.: Диалог, 2008. С. 508–509.
7. Корнева Л. Г. Экологические аспекты массового развития *Gonyostomum semen* (Ehr) Dies (*Raphidophyta*) // Альгология, 10, 3, 2000. С. 265–277.
8. Lepisto L., Antikainen, S. & Kivinen J. The occurrence of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing in Finnish lakes // Hydrobiologia, 273 – 1994. – P. 1–8.
9. Sanders R. W. & Wickham S. A. Planktonic protozoa and metazoa: predation, food quality and population control // Marine Microbial Food Webs 7, 2 – 1993. – P. 197–223.

10. Корнева Л. Г. Фитопланктон как показатель кислотных условий // Структура и функционирование экосистем кислотных озер. – СПб, 1994. С. 65 – 98.
11. Eloranta P. & Palomäki A. Phytoplankton in lake Konnevesi with special reference to eutrophication of the lake by fish farming // *Aqua Fennica* 16, 1 – 1986. – P. 37–45.
12. Eloranta, P & Raike, A. Light as a factor affecting the vertical distribution of *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diestling (Raphidophyceae) in lakes // *Aqua Fennica*, 25 – 1995. – P. 15–22.
13. LeCohu R., Guitard J., Comoy N., Brabet J. *Gonyostomum semen* (Raphidophycees), nuisance potentielle des grands reservoirs francais / L' exemple du lac de Pareloup // *Arch. Hydrobiol.* – 1989. – № 117. Vol. 2. – P. 225–236.
14. Cronberg G., Lindmark G. & Björk S. Mass development of flagellate *Gonyostomum semen* (Raphidophyta) in Swedish forest lakes – an effect of acidification // *Hydrobiologia*, 1988. – 161 – P. 217–236.
15. Hansson, L. A. Behavioral response in plants: adjustment in algal recruitment induced by herbivores // *Proc. R. Soc. London* 263 – 1996. – P. 1241–1244.
16. Willin E., Hajdu, S. & Pejler, Y. Summer phytoplankton in 73 nutrient-poor Swedish lakes // *Limnologica*, 20 – 1990. – P. 217–227.

SUMMARY

Voyakina E. Yu., Stepanova A. B. PLANKTON OF DIFFERENT LAKES OF VALAAM ISLANDS

The structure of plankton of lakes of Valaam islands were studied. The limnological parameters strongly differ in these lakes. In lakes the number of species of phytoplankton were 305, zooplankton – 66. The Chlorophyta, Euglenophyta and Cyanophyta were very diverse. In lakes the biomass of algae vary 0,1 – 82,3 mg/l, the biomass of zooplankton – 0,1 – 50,0 mg/l. The plankton composition, number and composition of dominant species differ in these lakes. The dominant groups of phytoplankton were Raphidophyta in small lakes, Cyanophyta and Bacillariophyta – in Sisjarvi lake. The greatest biomass of *Gonyostomum semen* was noted in small lakes. The greatest number of green algae were in acidic and brown waters small lakes. The abundance of Rotatoria greatly decrease in acidic brown waters small lakes. The limnological factors influence to structure of plankton in small lakes.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ВОДОРΟΣЛЕЙ ПЛАНКТОНА ВОДОЕМОВ БАССЕЙНА Р. МОЛОДО

В. А. Габышев

Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН, г. Якутск, v.a.gabyшев@ibpc.ysn.ru

Река Молодо – левый приток р. Лена протекает за Полярным кругом по территории Якутии у северной границы северо-таежной подзоны. Величина годового стока 974,85 млн. м³ [1]. По химическому составу воды р. Молодо принадлежат к сибирскому типу [2]. Минерализация в течение периода открытой воды меняется от 171 до 326 мг/л [3]. С 1994 г. на р. Молодо в опытно-производственном режиме разрабатывается россыпное месторождение алмазов, которое только в разведанной части русла и поймы будет эксплуатироваться в течение нескольких десятилетий. В бассейнах левобережных притоков р. Лены интенсивно ведется геологоразведка коренных месторождений алмазов, и в ближайшем будущем возможно возникновение крупных алмазных рудников. В связи с этим, изучение водных экосистем на начальном этапе промышленного освоения территорий актуально в научном и научно-практическом плане.

Материал и методика исследований

Отбор альгологического материала проводился на 90 километровой участке среднего течения р. Молодо, ее левом притоке р. Далдын, притоке второго порядка р. Чорбох, озерах-старицах поймы р. Молодо и термокарстовых озерах первой надпойменной террасы левобережья. Наблюдения проводились в безледный период 2001, 2003–2005 гг. В полевых работах принимали участие сотрудники ИБПК СО РАН Борисов З. З., Охлопков И. М., Климовский А. И. Количественные (объемом 100 и 200 л) и качественные пробы отбирали с помощью планктонной сети Апштейна (газ N75) в литорали и пелагиали водоемов с поверхностного горизонта воды (0–0,3 м). Пробы фиксировали 4%-ным раствором формалина. Всего собрано и обработано 250 планктонных проб на количественный и качественный состав. Микроскопирование препаратов проводилось с применением микроскопа Olympus BH-2 и общепринятых в альгологии методик и определителей.

Результаты исследований и их обсуждение

В планктоне водоемов бассейна р. Молодо выявлен 171 вид водорослей (182 таксона рангом ниже рода, включая номенклатурный тип вида) из шести отделов, 10 классов, 18 порядков, 46 семейств, 68 родов. Основу выявленного списка на 92,4% составляют диатомовые, зеленые и синезеленые водоросли, что характерно для водоемов Севера, в том числе Кольской и Таймырской тундр, полуострова Ямал и регионов североамериканского сектора Арктики [4 – 10]. На уровне классов выде-

ляются *Pennatophyceae* (43,9% видового состава), *Conjugatophyceae* (16,4%) и *Hormogoniophyceae* (14,4%); на уровне порядков – *Raphales* (32,2%) и *Desmiales* (15,2%). Самые высокие позиции в спектре семейств принадлежат *Desmidiaceae* (13,5% видового состава), *Cymbellaceae* (9,9%) и *Fragilariaceae* (7,0%). К ведущим родам относятся *Cymbella* (8,8% видового состава), *Oscillatoria* (6,4%), *Nitzschia* (5,8%), *Cosmarium* (4,7%). Одно- и двувидовых семейств – 28, т.е. больше половины их общего числа. Одно- и двувидовые роды составляют 71,6% списка родов, на их долю приходится 37,4% видового состава. Преобладание маловидовых семейств и родов, отличает северные флоры и отмечено в составе водорослей Большеземельской тундры, Ямала и Таймыра. Пропорции флоры 1:1,5:3,7:4,0. Родовая насыщенность 2,5. Варибельность вида 1,1.

Низкая минерализация вод водоемов бассейна р. Молодо обуславливает преобладание в фитопланктоне олигогалобов (41,6% видового состава). Величина pH изменяется по водоемам бассейна реки от 6,53 до 8,57 [3], поэтому значительна доля индифферентов (22,0% видового состава) и алка-лифилов (11,0%). В географическом плане облик флоры водорослей планктона исследованных водоемов определяет бореальный комплекс видов, что характерно для водоемов Большеземельской тундры [4], заполярных озер Мурманского побережья [6], водоемов Чукотки [11]. По отношению к концентрации органических веществ в водной толще, состав водорослей-показателей сапробности на 40,0% образован β -мезосапробными формами, 27,6% – видов, развивающихся в переходной зоне между β -мезо- и олигосапробной. Водорослей, характеризующих воды с высокими показателями сапробности (β - α и α) – 13,8%, с низкими (χ -, χ - σ -, σ - χ) – 17,0%.

Сезонная динамика фитопланктона исследованных водоемов характеризуется развитием трех определяющих отделов: диатомовых, зеленых и синезеленых водорослей. Доля диатомовых в альгогруппировках за период вегетации меняется от 41,6 до 100,0% общей биомассы фитопланктона. Зеленые водоросли – на втором месте в сложении биомассы фитопланктона – от 2,0 до 53,1%. Обильнее они развивались в начале августа. Биомасса синезеленых водорослей меняется в пределах от 0,1 до 12,0% общей биомассы фитопланктона. Пик их развития отмечен в июле. Максимум развития биомассы золотистых водорослей приходится на июнь. Золотистые составляли в среднем 4,2% всей биомассы фитопланктона. Формировали ее в основном виды рода *Dinobryon*. Роль желтозеленых водорослей в сложении биомассы фитопланктона исследованных водоемов незначительна. Желтозеленые из рода *Tribonema* и единственный представитель динофитовых – *Ceratium hirundinella* (O. F. Müll.) Schrank, были отмечены в пробах в конце июня – начале августа.

Фитопланктон водоемов бассейна р. Молодо функционирует в суровых условиях обитания. Два основных лимитирующих фактора – короткий вегетационный период и низкая степень минерализации вод. Согласно данным Т. М. Лабутиной [3] воды р. Молодо и ее притоков характеризуются низким содержанием фосфатов, на разных участках – от «не обнаружено» до 0,004 мгP/л, что может лимитировать развитие потамофитопланктона.

Проточные водоемы. В водотоках бассейна р. Молодо выявлено 122 вида водорослей. В обстановке лотического водоема истинный планктон практически отсутствует. Ядро речного фитопланктона составляют случайно планктонные виды, попадающие в планктон из бентоса посредством турбулентности течения и взмучивания донных осадков: *Cymbella parva* (W. Sm.) Cl., *C. ventricosa* Kütz., *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehr., *Navicula radiosa* Kütz. Истинно планктонные виды среди доминантов: *Nitzschia gracilis* Hantzsch, *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz., *Cosmarium polonicum* Racib., *C. etchachanense* Roy et Biss., *Cosmoastrum punctulatum* (Bréb.) Pal. – Mordv. Численность и биомасса водорослей потамопланктона меняются по сезонам в пределах 0,012–9,139 тыс. кл/л и 0,0005–0,0131 мг/л, с летним пиком. Эти данные сопоставимы с имеющимися для р. Пясины Таймырской тундры [5] и одной из крупных рек Канады, где в составе фитопланктона, по данным Мура [12], также преобладали *Bacillariophyta* и *Desmidiaceae*.

Наличие десмидиевых водорослей в составе ядра альгогруппировок речного планктона наблюдается в наиболее благоприятный термический период в начале августа. Весной и осенью в составе доминантов – исключительно диатомей: *Cymbella ventricosa*, *Synedra ulna*, *Navicula radiosa*. К осени отмечено снижение индекса биоразнообразия Шеннона-Уивера (начало июля – 1,52, конец августа – 0,96), что связано с выпадением части активных видов из альгоценозов с сезонным угасанием вегетации. Повышение доли мелкоклеточной фракции планктона к осени происходит, так как в планктоне в это время функционируют главным образом мелкие виды диатомей.

Непроточные водоемы. Обильнее фитопланктон вегетирует в озерах, где вода лучше прогревается. По нашим наблюдениям максимальная температура в озерах в среднем была на 3,5° выше, чем в реках. Этот фактор, а также отсутствие течения способствует развитию планктонных сообществ водорослей. Фитопланктон озер представлен 91 видом. Численность и биомасса планктонных альгогруппировок термокарстовых озер надпойменной террасы меняется в течение сезона соответственно в пределах 1,3–2,8 тыс. кл/л и 0,0032–0,0541 мг/л. К структурообразующим видам относятся представители десмидиевых и диатомовых: *Desmidium cylindricum* Grev., *D. quadratum* Nordst., *Pleurotaenium truncatum* (Bréb.) Näg., *Staurastrum subcruciatum* Cooke et Wills, *Tabellaria fenestrata*, *T. flocculosa* (Roth.) Kütz. Весной и осенью в число доминантов также входили представители десмидиевых и диа-

томовых: *Nitzschia macilenta* Greg., *Cymbella lanceolata* (Ehr.) V.H., *Cosmarium margaritatum* (Lund.) Roy et Biss., *Closterium parvulum* Nág. f. *majus* W. West. Из литературных данных о субарктических термокарстовых озерах Якутии [13] известно, что по биомассе в них доминируют также представители *Bacillariophyta* и *Desmidiiales*.

Уровень развития водорослей планктона озер-старич р. Молодо ниже, чем термокарстовых озер надпойменной террасы: их численность и биомасса сравнима с речной (0,3–4,4 тыс. кл/л и 0,0016–0,0022 мг/л). В период весеннего половодья и разлива р. Молодо эти водоемы затапливаются, и на период одной-двух декад связаны с рекой в одну гидрологическую систему. Особенность старичного планктона заключалась в активной вегетации золотистых (*Dinobryon divergens* Imhof) в конце июня, при численности 0,9 тыс. кл/л и биомассе 0,0004 мг/л (до 24% общей биомассы фитопланктона в пробе).

Заключение

В планктоне низкоминерализованных, олиготрофных водоемов бассейна р. Молодо выявлен 171 вид водорослей (182 таксона рангом ниже рода, включая номенклатурный тип вида) из шести отделов, 10 классов, 18 порядков, 46 семейств, 68 родов. Основу выявленного сводного списка на 92,4% составляют диатомовые, зеленые и синезеленые водоросли. Во флористическом и эколого-географическом плане фитопланктон сохраняет типичные черты водорослевых сообществ северных ненарушенных водоемов. Сезонная динамика фитопланктона данных водоемов характеризуется развитием трех определяющих отделов: диатомовых, зеленых и синезеленых водорослей, и выражена одновершинной кривой с пиком в период максимального прогрева воды (первая декада августа). Биомасса водорослей планктона в реках варьирует в безледный период в пределах 0,0005–0,0131 мг/л. Что сопоставимо с данными, имеющимися для рек Таймырской тундры и субарктической зоны Канады. Обильнее фитопланктон вегетирует в озерах, где его биомасса составляет от 0,0016 мг/л до 0,0541 мг/л. Эти данные позволяют заключить, что фитопланктон бассейна р. Молодо в целом имеет невысокие количественные показатели развития, это обусловлено суровыми климатическими условиями и слабой минерализацией вод. Материалы, полученные нами на начальном этапе промышленного освоения территории, являются основой для проведения биомониторинга при возможном усилении техногенного воздействия в будущем.

ЛИТЕРАТУРА

1. Чистяков Г. Е. Водные ресурсы рек Якутии. – М.: Наука, 1964. – 255 с.
2. Алекин О. А. Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеоиздат, 1953. – 296 с.
3. Лабутина Т. М. Современное состояние гидрохимического режима среднего течения р. Молодо в районе промышленных разработок россыпных месторождений алмазов // Экологическая безопасность при разработке россыпных месторождений алмазов: Сб. науч. тр. – Якутск: Б.и., 2004. – С. 179–186.
4. Гецен М. В. Водоросли в экосистемах Крайнего Севера. – Л.: Наука, 1985. – 165 с.
5. Ермолаев В. И., Ремигайло П. А., Габышев В. А. Водоросли планктона водоемов бассейна озера Таймыр // Сибирский экологический журн. – 2003. – 10, №4. – С. 381–392.
6. Никулина В. Н. Фитопланктон северных озер и его взаимоотношения с зоопланктоном: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Л., 1977. – 23 с.
7. Цибульский В. Р., Валеева Э. И., Арефьев С. П. и др. Природная среда Ямала. – Тюмень: Издательство Института проблем освоения севера СО РАН, 1995. – Т. 1. – 168 с.
8. Hilliard D. K. Notes on the phytoplankton of Karluk Lake, Kodiak Island, Alaska // Can. Field-Natur. – 1959. – 73. – P. 135–143.
9. Prescott G. M. Ecology of Alaskan freshwater algae. Introduction: general considerations // Trans. Amer. Microscop. Soc. – 1963. – 82, № 1. – P. 83–98.
10. Sheath R. G., Munawar M. Phytoplankton composition of a small subarctic lake in the Northwest Territories, Canada // Phycologia. – 1974. – 13, №2. – P. 149–161.
11. Харитонов В. Г. Диатомовые водоросли бассейна р. Анадырь (Чукотский автономный округ): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Л., 1981. – 20 с.
12. Moore J. W. Ecology of algae in a subarctic stream // Can. J. Bot. – 1977. – 55, № 13. – P. 1838–1847.
13. Егорова А. А., Васильева И. И., Степанова Н. А., Фесько Н. Н. Флора тундровой зоны Якутии. – Якутск: Издательство ЯНЦ СО РАН, 1991. – 186 с.

SUMMARY

Gabyshv V. A. MODERN STATE OF PLANKTONIC ALGAE OF WATER BODIES OF MOLODO RIVER BASIN

171 algae species have been found in plankton of low mineralized, oligotrophic water bodies of the Molodo river basin located in the region of diamond mining. From the floristic and ecogeographic aspects phytoplankton of these water bodies possess typical characteristics of algae communities of the northern un-

disturbed rivers and lakes. On the whole phytoplankton of the Molodo basin show moderate quantitative indices caused by a short vegetative growth and slight water salinity. Materials obtained at the initial stage of the industrial development of the territory can serve as the basis for the monitoring at the anticipated intensification of technogenic effect in the near future.

ФИТОПЛАНКТОН (ФИКОПЛАНКТОЦЕНОЗ). ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ПОДХОД

В. А. Гоголицын

Северо-западное отделение ИО РАН, г. Архангельск, hwidioras@atnet.ru

При всех гидробиологических наблюдениях на любых объектах, и особенно в экологических целях, чаще всего берутся отдельные ценозы, а из них отдельные составляющие, по которым выводят различные показатели, индексы и т. п. относительно качества воды или состояния гидробиоты в целом. Таковы система сапробности Колквитца-Марсона; «виды-индикаторы» Пантле-Букка или они же в модификации Сладечека; или попытки комплексного подхода «прогресс-регресс», «биотический индекс» Вудвиса и т. п. Ни один из этих подходов не дал (да и не мог дать) приемлемых результатов по оценке состояния биоты или степени «загрязнения». Маловероятно, что биогеоэкологический подход, который только и определяет состояние биоты в целом, может когда-либо обрести чёткие контуры научного метода в пределах механистической логики, оставаясь, тем не менее, интуитивно доступным. Методы изучения биологических диссипативных структур, их эволюция, на сегодняшний день в практических целях не разработаны. Но самое главное – упускается из виду основная функция хлорофилонесущей составляющей любого биогеоэкоценоза, в частности, фитопланктона (мы бы предпочли вместо расплывчатого понятия фитопланктон ввести более точный термин фикопланктоценоз или, по меньшей мере приемлемый с точки зрения лингвистики, фикопланктон) – синтез АТФ за счёт энергии кванта света, и создание первичного органического вещества путём фотолитоавтотрофии, т. е. основы наличия и существования биоты в целом (биосферы).

Число функциональных экологических ниш, которые занимают водоросли, чрезвычайно широко. Основой здесь служит то, что водоросли не являются таксономической группой в царстве Plantae, а имеют разную филогению, а значит и широчайший спектр морфологических, физиологических и экологических адаптаций, а *Cyanophycota* к тому же и способность к комплементарной спектральной адаптации. И это единственная группа организмов, в которой возможно переключение на любой из известных путей метаболизма (табл. 1). Таксономии (по отделам) мы представили в таблице 2, где ввели разделение на хромо- и хлорофитную линии по набору пигментов, а также возможность перехода на гетеротрофность по преимуществу (жгутиковые хлорофилонесущие водоросли). Именно эта широта общих функциональных и частных адаптационных способностей фитопланктона как константной в целом структуры позволяет говорить о своеобразной буферности фитопланктона и его регуляторной роли для всего планктонного сообщества.

Материалом для статьи послужили данные автора по фитопланктону рек бассейнов Белого, юго-востока Баренцева морей и собственно указанных морей (~ 2000 пресноводных и 1200 морских проб). Работы выполнены в системе ОГСНК Гидрометслужбы, 1975-2001 гг. и отдельные наблюдения – 2002–2008 гг. в СЗО ИО РАН, синхронно охватывающие видовой состав, численность, биомассу, фотосинтетические пигменты, первичную продукцию, ассимиляционное число, общую деструкцию совместно с другими гидробиологическими показателями [1–4].

Анализируя весь собранный и обработанный автором материал, мы постулируем, что за фикопланктоценозом (как за частным фитоценозом в биологическом смысле) остаётся основная биологическая функция в широком смысле – ассимиляция энергии кванта света и создание первичного органического вещества. Она определяется жёсткой и постоянной во времени структурой – фотосинтетическим аппаратом с основным элементом хлорофиллом а, играющим определённую регуляторную роль во всех фитоценозах. Именно он регулирует динамику неорганического азота, фосфора, углерода («биогеонозов») в воде, оставляя за всеми другими характеристиками фикопланктоценоза, подчинённые ему, широчайшие адаптационные возможности последнего. Это выражается в очень стабильных величинах хлорофилла а для однотипных водных объектов при самых широких диапазонах изменений в видовом составе, численности, биомассе и, особенно, первичной продукции и ассимиляционном числе (АЧ), а также при переключении на другой путь метаболизма. Поэтому к фикопланктоценозу, как ценозу, неприменимо понятие сукцессии: в любой момент, без видимой причинно-следственной связи, может выдвинуться вид, группа или сообщество групп и так же исчезнуть, т. е. или обычные флуктуации, или сезонная смена видов. Но если взять за сообщество весь объём фитопланктона, то он выявляется как константная структура именно из-за своей основной биологической функции, указанной выше.

Таблица 1

Возможные типы питания (метаболизм) по Е. Н. Кондратьевой [5]

источник энергии	доноры электронов	источник углерода	
		органические соединения	углекислота
квант света	органические соединения	фотоорганогетеро-	фотоорганавто-
	неорганические соединения	трофия	трофия
	неорганические соединения	фотолитогетеро- трофия	фотолитоавто- трофия
органические соединения	органические соединения	хемоорганогетеро- трофия	хемоорганавто- трофия
неорганические соединения	неорганические соединения	хемолитогетеро- трофия	хемолитоавто- трофия

Таблица 2

Таксономия водорослей. Экологический аспект

			a	b	c	d	фц, фэ	жгутики
Procariota	Cyanophycota		+				+	
	Prochlorophycota		+	+				
Eucariota	Rhodophycota		+		+	+	+	
	Phaeophycota		+		+			
	Bacillariophycota		+		+			
	Chrysophycota		+		+			+
	Xanthophycota		+		+			+
	Dinophycota	*	+		+			+
	Cryptophycota	*	+		+		+	+
	Raphidophycota	*	+		+			+
	Euglenophycota	**	+	+				+
	Chlorophycota		+	+				+
	Charophycota	**	+	+				
				chlor	chrom			метаб.

Примечание: * – по Пашеру объединяются в один отряд Ruginophycota; ** – некоторые авторы включают в отряд Chlorophycota; chlor – хлорофитная линия в эволюции; chrom – хромофитная линия в эволюции; метаб. – смещение типа метаболизма к гетеротрофии.

Мы скептически относимся к таким «показателям» как численность и биомасса, вычисляемых по общепринятым методикам (световая микроскопия, обмер клеток и т.п.), к увлечению флористическими списками и тем более к преувеличению роли фикопланктоценоза в трофической цепи. Численность и биомасса экологически не должны и не связаны с функциональным выходом (синтез АТФ за счёт квантов света, первичной продукцией, ассимиляционным числом, скоростью оборота и т. д.) пигментного комплекса, Они относятся к широте экологических адаптаций фикопланктоценоза на морфовидовом и метаболическом уровнях. Поэтому выводим на первое место, эволюционно изначально, функциональную структуру фитопланктона – пигментный комплекс, не умаляя значения морфовидовых структур.

В отношении пресноводного фикопланктоценоза данные показывают, что он для всех крупных водотоков (собственно С. Двины, Вычегды и Сухоны) имеет одну и ту же структуру: видовой состав представлен всегда доминирующим диатомовым комплексом, с преобладанием рр. *Asterionella*, *Melosira* и *Cyclotella*, с включением *Diatoma*, *Tabellaria*, *Fragilaria*, *Synedra*, *Nitzschia*, т. е. практически фотоавтотрофы. Среди зелёных доминанты *Scenedesmus*, *Pediastrum*, *Hyaloraphidium*, *Actinastrum*, *Dictyosphaerium*, *Coelastrum*, из сине-зелёных *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Gomphosphaeria*, *Merismopedia*, *Glaeocapsa*, из золотистых *Dinobryon*, из эвгленовых *Trachelomonas*, *Euglena*, *Facus*, *Monomorpha*. Все основные указанные роды являются планктонными формами и составляют более 95% общей численности, причём это практически только диатомеи (если не считать аномально тёплые года, когда на второе место могут выходить сине-зелёные). Виды, встречающиеся редко, и просто единично, очень разнообразны, но это как правило формы, вымываемые из бентоса и перифитона, а также привнос их из мелких водоёмов, почвенные смывы и т.п. Хлорофилонесущие жгутиковые формы неясной таксономии в реопланктоне незначительны. Поэтому данный аллохтонный материал фактически не играет функциональной роли, хотя с учётом последнего, общий флористический список

для водотоков Сев. Двины превышает 400 видов и форм. Получается, что из ~30 постоянно встречаемых родов диатомей преобладают 6-8, а из последних – *Asterionella* и *Melosira*. Для синезелёных и зелёных соответственно 1-3 из 12 и 3-4 из 17. Представители других отделов можно не брать во внимание (преобладание других путей метаболизма). За несколько десятилетий мониторинговых наблюдений мы получаем, что величины численности, биомассы, первичной продукции и скорости фотосинтеза варьировали в значительных диапазонах, но при этом содержание пигментов оставалось очень стабильным: в среднем по годам содержание хлорофилла а 3-9 мкг/л (далее без указания единицы измерения), хлорофилла в 0,2-1,8, хлорофилла с 0,1-1,6 и каротиноидов 1-7. Число проб с содержанием хлорофилла а выше 10 составляет 5 %, а выше 15 - всего лишь 0,2 % (одна проба). Помимо абсолютных цифр по содержанию различных пигментов и каротиноидов очень стабильны такие соотношения, как отношение каждого хлорофилла к их суммарной величине и отношения хлорофиллов в и с к хлорофиллу а. В качестве иллюстрации приводим данные наблюдений ежегодно с ледохода по ледостав через 3-4 дня, 364 пробы (рис. 1): процент отношения хлорофилла а к сумме хлорофиллов за все годы от 71 до 89, хлорофилла в от 0 до 17 и хлорофилла с от 6 до 13. Отношения а/в от 0 до 23, а/с от 7 до 18 и а/каротиноиды от 51 до 92 %. Данные очень характерны: они показывают, что водоросли хромофитной линии (в частности диатомей) присутствуют всегда, а хлорофитной, т. е. зелёные и эвгленовые, могут «выпадать» из фитопланктона в функциональном плане, т. е. переходить на другие пути метаболизма, и тогда они не должны учитываться при рассмотрении истинного фотосинтеза. Хлорофилл а, как главный функционирующий элемент, всегда преобладает и, вероятно, всегда в избытке.

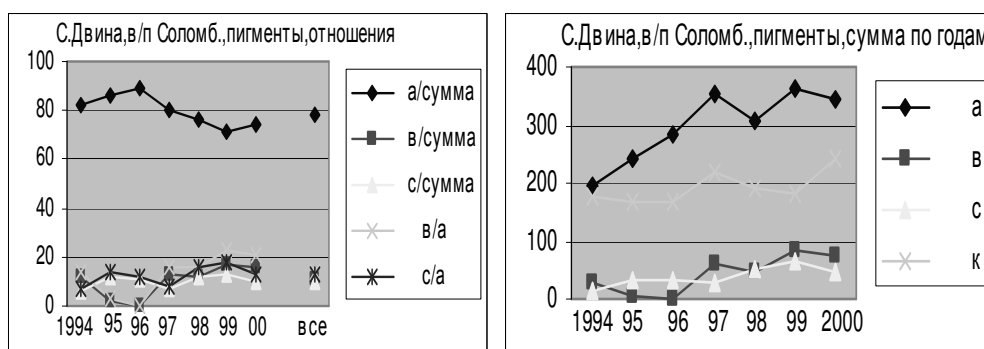


Рис. 1. Пигменты. Отношения. Устьевая часть реки Северная Двина. 1994-2000 гг.

При структурном постоянстве пигментного комплекса его функциональная сторона, связанная с использованием энергии кванта (темновые реакции), достаточно широка и уже тесно связана с общим метаболизмом клетки. Так, к примеру, в наиболее полных наблюдениях ежемесячно с мая по сентябрь 1983 г. на створах устьевой части С. Двины («Усть-Пинега», р. Двина и р. Пинега; створы в черте г. Архангельска «железнодорожный мост», левый, правый берег; «Рикасиха» и «лесозавод № 29») при одинаковой структуре пигментного комплекса, величинах и соотношениях пигментов оказывается, что при этом валовая, чистая продукция, общая деструкция, Р/Д и АЧ значительно варьируют по створам и месяцам: от практического отсутствия до величин 1,72, 1,61, 1,18 и 3,35 соответственно. Фактически это означает, что некий константный объём хлорофилла а (даже при смене видового состава в ценозе, изменении абиотических и биотических факторов или путей метаболизма) может нормально функционировать, увеличивая или уменьшая свою «мощность», но, главное, может и не «работать» в данный момент.

Аналогичная картина по рассматриваемому подходу прослеживается и для солоновато водных и морских водных масс Белого и юго-востока Баренцева морей (с эстуариями крупных рек) при тех же мониторинговых наблюдениях и за тот же указанный период. Фитопланктоценозы указанных акваторий динамичны, отличаются сменой видового состава в течение годового цикла, сменой доминантов во времени. В неретической области и особенно в зонах смешения, при большом разнообразии гетеротропных форм, наличие чётко выраженных доминантных видов, практически до 100%. В открытых частях моря отмечается преобладание лентовидных колоний (*Fragilaria oceanica*, *Achnantes taeniata*, *Navicula vanhoeffii*), а в зонах смешения – комплекса *Skeletonema costatum*, *Melosira arctica* или *Diatoma elongatum*. В зависимости от абиотических и биотических условий года доминанты в неретической области могут полностью меняться (*Ditylum brightwellii*, *Diatoma elongatum*, *Chaetoceros*, *Rhizosolenia setigera* var. *arctica*). Фитопланктоценоз Белого моря носит в основном автотонный характер. Практически отсутствует привнос через Горло эстуарных форм Мезенского залива и Печорской губы (*Asterionella kariana*, *Aphanisomenon flos-aquae*, *Rhizosolenia hebetata*). Из баренцевоморских форм наиболее массовым, но только в отдельные годы и с характерным распределением в Белом море, является *Phaeocystis pouchettii* с максимальными значениями в зоне Горло-Бассейн и в зонах апвеллинга восточной и центральной областях Бассейна. Ясно прослеживается доминирование водорослей хромофитной группы, а облигатных фотоавтотрофов - над хлорофильными

гетеротрофами. И снова единая картина: на 90-100% доминируют диатомовые (от 1 до 8 родов из 15-18 ведущих). Виды других отрядов (не облигатных фотоавтотрофов) единичны и в нашем аспекте не играют роли. И снова однозначный вывод из всех мониторинговых наблюдений на морях: при варьировании численности (а значит и «классической» биомассы) на 2-3 порядка весной, 1-2 летом, величины хлорофилла а стабильны: 1-2,6 мкг/л весной и 1-2,2 летом, как и в соотношениях по пигментам (рис. 2). Для иллюстрации взят наиболее полный по всему объёму наблюдений в Белом море 1980 год: весна; лето; осень по районам (Двинский, Онежский, Кандалакшский залив и Бассейн объединены, Горло, Мезенский залив); за весь вегетационный период по районам; все районы по сезонам (весна, лето, осень) и абсолютные цифры за год на 55 станциях. И как мы указывали для пресных вод, и для морского фикопланктоценоза величины по хлорофиллу а не коррелируют с таковыми численности, биомассы, первичной и валовой продукции, общей деструкции, Р/Д, ассимиляционного числа (АЧ). Подчеркнём ещё раз, что эти понятия относятся к общему метаболизму клетки (темновые реакции) и подчиняются адаптациям организм–среда.

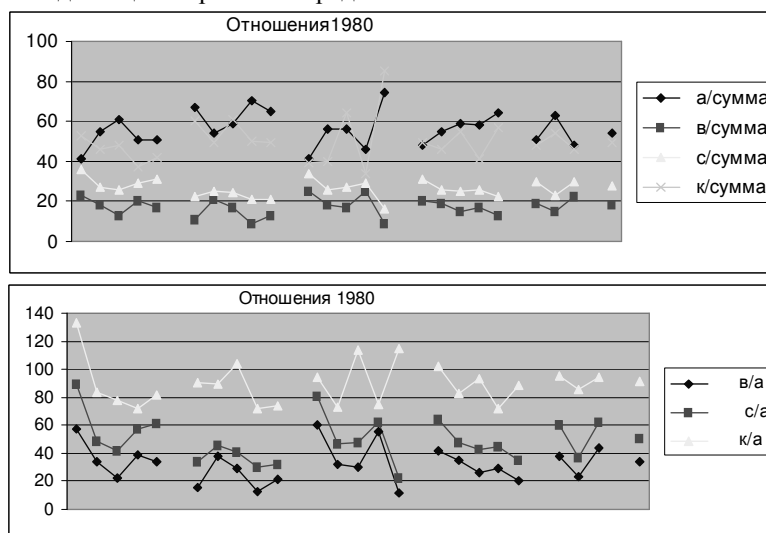


Рис. 2. Пигменты (Отношения). Белое море. 1980 г.

Таким образом, фикопланктоценоз любых водных биоценозов является наиболее стабильным по структуре, функциям и адаптациям именно по наличию фотосинтетического аппарата, который определяет эволюционно самостоятельный и независимый путь метаболизма, сочетая его в любых вариантах со всеми другими. Хлорофилл а, как основной «работающий» пигмент, присутствует у представителей всех отделов водорослей и, очевидно, всегда присутствует в системе избыточно (с функциональной стороны). Спектральные адаптации идут на таксономическом уровне (по дополнительным пигментам), адаптации по метаболизму – на организменно-видовом уровне (биоценотическом). Фикопланктоценоз и только он (разумеется вместе с другими фитоценозами в биологическом смысле) регулирует круговорот «биогенов» и создаёт первичную продукцию биоты (биосферы). Эта первичная продукция не должна, в случае фикопланктоценоза, связываться напрямую с наличной биомассой. Несравнимо большим объёмом она создаётся в виде растворённого органического вещества (РОВ), затем мёртвой биомассы в составе общего взвешенного органического вещества (ВОВ) и совсем незначительно – биомассы (а что такое «биомасса», работает ли она в данный момент и с какой интенсивностью?). Вот почему мы выводим на первое место при экологическом подходе в гидробиологических исследованиях скорость создания АТФ и фиксации неорганического углерода и скорости оборота первичной продукции при фотолитоавтотрофии, т. е. контроль характеристик структуры и функции пигментного комплекса фикопланктоценоза, не отбрасывая, разумеется, «классических» показателей.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гоголицын В. А. Фитопланктон Белого моря. Структура, генезис, функции // Тезисы международной конференции «Лоир». М., 2003. Том 1. С. 76–77.
2. Гоголицын В. А. Планктонные биоценозы устьевой части реки Северная Двина, 1975–2001 гг. // Тезисы международной конференции «Лоир». М., 2004. С. 33–34.
3. Гоголицын В. А. Регуляторная роль фитоценоза (хлорофилла «а») в системе реопланктона водотоков бассейна р. Северная Двина 1979 – 2000 гг. // Доклад на международной конференции «Лоир». М., 2005.
4. Гоголицын В. А. Стабилизирующая (регуляторная) роль фитопланктона (пигментный комплекс) в системе реопланктона // Материалы X Международной конференции. Архангельск, 2007. С. 300–304.

SUMMARY

Gogolitzyn V. A. PHYTOPLANKTON (PHYCOPLANCTOCENOSIS). ECOLOGICAL APPROACH

Stability of pigment's complex fresh and sea-water phytoplanktonocenosis, independence this complex from abiotic and biotic factor attached to long-range adaptation of phytoplanktonocenosis on structural and functional levels demonstrating on enormous material.

БАКТЕРИОХЛОРОФИЛЛЫ В ГУМОЗНЫХ ОЗЕРАХ ВОЛЖСКО-КАМСКОГО ЗАПОВЕДНИКА (РЕСП. ТАТАРСТАН)

М. Ю. Горбунов

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти, myugor@pochta.ru

Вертикальное распределение фототрофного планктона в летний сезон неравномерно в большинстве водоемов. Даже в полимиктических озерах, за исключением самых мелких, наблюдается увеличение биомассы и содержание хлорофилла в поверхностном, или напротив, в придонном слое воды. Особенно значительна неравномерность биомассы фототрофного планктона в стратифицируемых озерах, для которых весьма характерны максимумы численности, биомассы и содержания пигментов в области металимниона. Максимумы биомассы наиболее выражены в тех случаях, когда термический градиент сопровождается градиентами гидрохимических характеристик, в особенности окислительно-восстановительного потенциала, концентрации кислорода и восстановленных органических соединений (сероводорода и закисного железа). Как правило, этим градиентам сопутствуют значительные градиенты концентраций биогенных элементов. В этих случаях помимо окислительных фототрофов (эукариотических водорослей и цианобактерий) в формировании максимумов биомассы принимают участие, и нередко доминируют, аноксигенные фототрофные бактерии (АФБ), содержащие бактериохлорофиллы, а сами максимумы могут, при очень небольшой ширине, достигать весьма значительной общей биомассы (т. н. «бактериальные пластины»).

В 2006–2007 гг. мы исследовали количественное развитие и особенности вертикальной структуры фототрофного планктона в стратифицированных озерах Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника (ВКГЗ, респ. Татарстан). Исследованные озера характеризуются низкой и средней минерализацией, высоким содержанием железа и низким – сульфатов; по цветности их можно разделить на 2 группы: полигуменные (Линево, Карасиха, Гнилое, Долгое); и мезогуменные (Раифское, Белое, Ильинское). Общая и гидрологическая характеристика озер дана в [1]. В ходе исследований были получены данные о микромасштабном распределении физико-химических условий и содержания фотосинтетических пигментов в исследованных озерах, представленные в данной работе.

Отбор проб в озерах Линево и Карасиха проводили тонкослойным отборником помпового типа, аналогичным описанному в [2]. В эпи- и гипolimнионе пробы отбирали с шагом 0,5–2 м в зависимости от общей мощности слоя, а в металимнионе дискретность отбора проб уменьшали до 0,1–0,2 м. В остальных озерах пробы отбирали батометром Рутнера с дискретностью 0,5 м и более. Следует отметить, что отбор проб из мета- и гипolimниона при помощи батометров дает несколько искаженную картину из-за перемешивания в ходе многократных погружений и подъемов инструмента и большой ширины зоны отбора. Химический анализ проводили стандартными методами, концентрацию хлорофилла *a* и бактериохлорофиллов *a* и *d* определяли в экстрактах планктона 90% ацетоном по ранее опубликованным формулам [3].

В большинстве исследованных озер (за исключением оз. Белое) в момент исследований гипolimнион имел температуру воды ниже 10 °С. Низкая температура, а также дефицит или полное отсутствие кислорода в гипolimнионе, указывает на устойчивость стратификации. В 2006 и 2007 гг. наблюдались некоторые отличия в положении термоклина в отдельных озерах, но общий характер стратификации оставался сходным.

Необходимо отметить несоответствие в определении концентрации кислорода в гипolimнионе большинства исследованных озер при использовании иодометрического титрования (метод Винклера) и с помощью кислородного электрода. Последнее давало нулевые значения либо было на порядок меньше, чем величины, определенные титрованием. Поскольку метод Винклера имеет много мешающих влияний, обнаружение измеримых количеств кислорода в гипolimнионе озер этим методом, видимо, является артефактом.

Концентрации сульфидов в гипolimнионе исследованных озер не превышали 0,5–1 мг/л, а величины E_h даже в придонном слое озер не опускались ниже +100 мВ. В озерах Раифское и Ильинское во всем столбе воды они были в пределах +300 – +400 мВ, концентрация сульфидов была на уровне

или ниже порога определения. Однако для зоны мета- и гипolimниона именно этих озер было характерно высокое содержание нитритного азота – до 50–70 мкг N/л. Относительно высокая концентрация нитритов – 23 мкг/л была обнаружена также на глубине 2 м в оз. Долгое, в то время как в озерах с наиболее высоким содержанием железа – Линево и Карасиха – она, по нашим определениям, не превышала 8 мкг/л.

В большинстве стратифицированных озер ВКГЗ в зоне температурного скачка и ниже него в оба года исследования, наряду с хлорофиллами водорослей, были отмечены максимумы бактериохлорофиллов. Исключение составили оз. Белое, в котором *Бхл d* отсутствовал, а *Бхл a* регистрировался в придонном слое в следовых количествах, и оз. Ильинское, исследовавшееся только в 2007 г, в котором бактериальные пигменты не были обнаружены. В озерах Гнилое (2006 г.), Долгое, Линево и Карасиха концентрация *Бхл d* достигала значительных величин – 70–80 мкг/л (табл. 1).

Таблица 1

Средние и максимальные концентрации фотосинтетических пигментов в озерах в июле 2006 (перед чертой) и августе 2007 г (за чертой)

Озеро	Средняя концентрация <i>Хл a</i> в зоне фотосинтеза	Максимальные концентрации пигментов, мкг/л		
		<i>Хл a</i>	<i>Бхл d</i>	<i>Бхл a</i>
Раифское	10,7/10,5	14,2/17,2	сл./1,7	сл./0,9
Линево	26,3/69,1	40,1/110	81,2/78,4	1,3/5,9
Гнилое	48,8/-	106,8/-	84,3/-	3/-
Долгое	15,6/43,2	19,2/63,3	24,4/80,6	0,9/1,4
Карасиха	48,8/7,9	146,9/30,8	87,5/69,8	51,8/8,4
Белое	16,6/6,2	19,9/13,5	отс./отс.	сл./сл.
Ильинское	-/53,0	-/96,0	-/отс.	-/отс.

Примечание: сл. – следы; отс. – отсутствовал; - – нет данных.

Средние и максимальные концентрации фотосинтетических пигментов в исследованных озерах, а также особенности их вертикального распределения, в 2006 и 2007 г. несколько различались. Как видно из таблицы 1, только в оз. Раифское средняя концентрация *Хл a* в фотической зоне (от 0 м до глубины утроенной прозрачности по диску Секки) осталась почти неизменной; в озерах Линево и Долгое она заметно повысилась, а в озерах Карасиха и Белое – наоборот, снизилась до значений, характерных для мезотрофных водоемов. Максимальные концентрации *Хл a* в столбе воды в озерах изменились в том же направлении, что и его средние концентрации в фотической зоне. Межгодовые изменения максимальной концентрации *Бхл a* во всех случаях совпали по направлению с изменением концентрации хлорофилла. Максимальные концентрации *Бхл d* оказались более стабильными, и только в оз. Долгое в 2007 г. отмечено значительное повышение его концентрации по сравнению с 2006 г.

В оз. Раифское в 2006 г., несмотря на обнаружение нитчатых анаэробных фототрофов (*Chloronema giganteum*), нам не удалось обнаружить аналитически значимых концентраций бактериохлорофиллов. В 2007 г. был обнаружен максимум концентрации *Бхл d* на глубине 4 м, и меньший по величине подъем концентрации на глубине 6 м. Его концентрация, хотя и была невысокой, составляла на этих глубинах более 20% концентрации хлорофилла *a*. На глубине 4 м также был обнаружен максимум *Бхл a* (0,86 мкг/л). Соотношение *Бхл a* и *d* указывает на присутствие в этом озере как зеленых (*Chloronema giganteum*), так и пурпурных бактерий.

Вертикальное распределение бактериохлорофиллов различно в разных озерах. *Бхл d* не обнаруживается в эпилимнионе озер, но *Бхл a* может в следовых количествах встречаться и в поверхностном слое. В оз. Линево в 2007 г. максимумы пигментов в области металимниона были выражены слабо (рис. 1). В то же время, в озерах Долгое, Гнилое и Карасиха наблюдались значительные максимумы на границе раздела аэробной и анаэробной водных масс, ниже которых концентрации пигментов значительно снижались (не показ.).

Физико-химические условия в исследованных озерах далеки от оптимума для АФБ, большинство из которых нуждаются в сероводороде и требуют для своего развития низких величин окислительно-восстановительного потенциала. Световые условия в озерах с высокой цветностью (до 350-500 °Pt в озерах Линево и Карасиха) также неблагоприятны для развития АФБ. Гуматы ограничивают проникновение света в глубокие слои воды исследованных озер, причем водное зеркало последнего озера во время наших исследований было полностью покрыто слоем ряски, *Lemna minor*, что еще бо-

лее ухудшило световые условия в водной толще. Поэтому обнаружение в этих озерах бактериохлорофиллов, указывающее на развитие в таких условиях АФБ, требует объяснения. Поскольку значительная часть видов АФБ, в первую очередь, Chloroflexi и фототрофных протеобактерий, способна к фотогетеротрофии, т.е. может использовать для образования биомассы энергию света и уже имеющееся органическое вещество, возможно, развитие значительных популяций АФБ в экосистемах исследованных озер связано с именно этим типом метаболизма. В отличие от фотоавтотрофии, которая невозможна без окисления каких-либо восстановленных соединений, фотогетеротрофия не требует сульфидов или каких-либо других доноров электронов; потребность в сульфидах при этом связана только с ассимиляционными потребностями клеток. Менее вероятно, но не исключено использование других доноров электронов для фотосинтеза. Известны АФБ, использующие в качестве доноров электронов не сульфиды, а восстановленное железо [4, 5], а недавно описана бактерия, способная окислять нитриты [6].

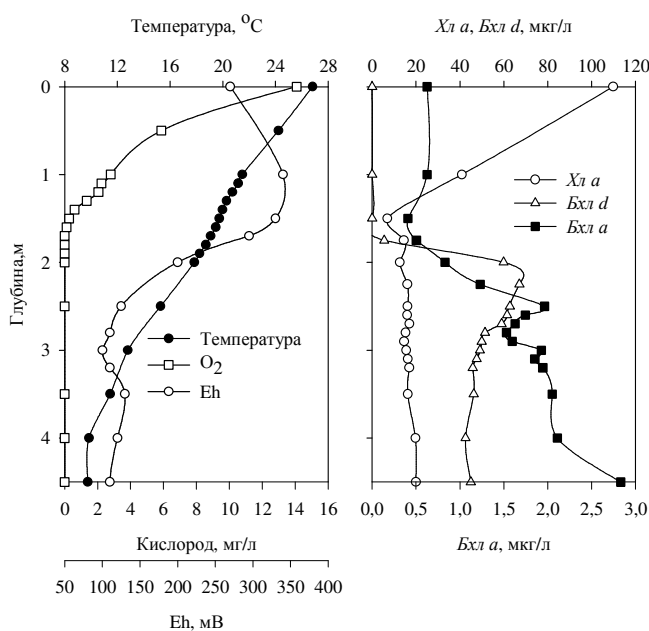


Рис. 1. Вертикальное распределение физико-химических характеристик и концентрации фотосинтетических пигментов в оз. Линево, 03.08.2007 г.

В целом, результаты двухлетнего исследования фотосинтетических пигментов в стратифицированных гумозных озерах Раифского участка ВКГЗ указывает на ежегодное развитие в них, наряду с фитопланктоном, анаэробных фототрофных бактерий. Для выяснения механизмов, обеспечивающих их развитие в этих озерах, требуются дополнительные исследования.

ЛИТЕРАТУРА

1. Унковская Е. Н., Мингазова Н. М., Павлова Л. Р. Гидрологическая и гидрохимическая характеристика водоемов Раифы // Тр. Волжско-Камского государственного природного заповедника. – 2002. – Вып. 5. – С. 9–36.
2. Jorgensen B. V., Kuenen J. G., Cohen Y. Microbial transformations of sulfur compounds in a stratified lake (Solar Lake, Sinai) // Limnol. Oceanogr. – 1979. – V. 24, № 5. – P. 799–822.
3. Горбунов М. Ю., Уманская М. В. Анаэробные фототрофные бактерии в водоемах особо охраняемых территорий Самарской области // Экологические проблемы заповедных территорий России / Под ред. С. В. Саксонова – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – С. 136–144.
4. Widdel, F., Schnell, S., Heising, S., Ehrenreich, A., Assmus, B., Schink, B. 1993. Ferrous iron oxidation by anoxygenic phototrophic bacteria // Nature 362: 834–836.
5. Overmann J., Garcia-Pichel F. The Phototrophic Way of Life / in: (eds) The Prokaryotes // Springer: NY, 2006. – V. 2. – P. 32–85.
6. Griffin B. M., Schott J., Schink B. Nitrite, an Electron Donor for Anoxygenic Photosynthesis // Science, 2007. – V.316, No.5833, – p.1870.

SUMMARY

Gorbunov M. Yu. BACTERIOCHLOROPHYLLS IN HUMIC LAKES OF VOLGA-KAMA NATURAL RESERVE (TATARSTAN REP.)

Vertical distribution of photosynthetic pigments was studied in several stratified humic lakes of Raifa part of Volga-Kama Natural Reserve (rep. Tatarstan). Along with chlorophylls of algae, bacteriochlorophylls

a and d, which indicate the presence of anoxygenic phototrophic bacteria, were found in anoxic zones of most of these lakes. Further studies are required to clarify mechanisms supporting their development in non-optimal environmental conditions of these lakes.

МАКРО- И МИКРОСКОПИЧЕСКОЕ РАЗНООБРАЗИЕ ПРИКРЕПЛЕННЫХ МИКРОБНЫХ СООБЩЕСТВ СЕРНЫХ ОЗЕР САМАРСКОЙ ОБЛАСТИ

М. Ю. Горбунов, М. В. Уманская

Институт экологии волжского бассейна РАН, г. Тольятти, *mvu@fromru.com*

На территории Самарской области существуют несколько уникальных водоемов, являющихся классическими местообитаниями анаэробных фототрофных бактерий. Это так называемые серные озера, расположенные в бассейне р. Сок на северо-востоке области [1]. Они питаются мощными подземными источниками с высоким содержанием сероводорода. Сероводород в воде источников имеет биогенное происхождение, образуется в результате микробной сульфатредукции в зоне контакта содержащих сульфаты вод с нефтеносными или битумозными породами. Выходы таких источников могут образовывать озера, весь водный слой которых содержит сероводород. Проникновение в водную толщу этих озер света позволяет развиваться фотосинтезирующим серным бактериям, а кислорода – тионовым и бесцветным серобактериям.

Одно из этих озер – оз. Серное – привлекало внимание ряда исследователей [2, 3, 4]. Остальные водоемы оставались практически неизученными микробиологически до начала наших исследований в 2003 г. Краткая характеристика химических условий исследованных серных озер, основанная на средних результатах, полученных в течение 2003-2007 гг. представлена в таблице 1.

Таблица 1

Абиотические условия некоторых холодных серных озер Самарской области

Водоем	Формула Курлова	Eh, мВ	P _{min} , мг/л
Голубое 1	H_2S 0,005 M 2,26 $\frac{SO_4 81 HCO_3 16 Cl 3}{Ca 86 Mg 13 Na + K 1}$ pH 6,8 t 8°C	-20	0,006
Голубое 2	H_2S 0,003 M 2,19 $\frac{SO_4 79 HCO_3 16 Cl 4}{Ca 84 Mg 16}$ pH 6,9 t 8,5°C	-35	0,011
Серное	H_2S 0,045 M 2,80 $\frac{SO_4 70 HCO_3 18 Cl 1 HS 2}{Ca 70 Mg 20 Na + K 10}$ pH 6,7 t 12,2°C	-120	0,020
Солодовка ст.1-1	H_2S 0,046 M 1,54 $\frac{SO_4 67 HCO_3 27 Cl 3 HS 3}{Ca 69 Mg 27 Na + K 4}$ pH 6,9 t 13,1°C	-90	0,022
То же, ст.2	H_2S 0,078 M 1,84 $\frac{SO_4 58 HCO_3 28 Cl 9 HS 5}{Ca 58 Mg 32 Na + K 10}$ pH 7,2 t 17°C	-150	0,021
То же, ст.4	H_2S 0,013 M 1,91 $\frac{SO_4 82 HCO_3 16 Cl 1 HS 1}{Ca 78 Mg 13 Na + K 10}$ pH 7,0	-90	0,020
Коржовка	H_2S 0,001 M 2,30 $\frac{SO_4 85 HCO_3 14 Cl 1}{Ca 83 Mg 17}$ pH 7,0 t 20,0 °C	+30	0,023

Высокая проточность этих озер, связанная с мощным родниковым питанием, ограничивает развитие планктона. Его бедность в этих водоемах компенсируется развитием характерных прикрепленных сообществ - обрастаний и бактериальных матов. Для прикрепленных сообществ проточность представляет определенную выгоду, поскольку обеспечивает непрерывный приток свежих субстратов, необходимых для роста микроорганизмов. Степень развития этих сообществ тем выше, чем выше прозрачность воды в водоеме. В условиях высокой прозрачности воды практически вся поверхность грунта и макрофитов покрыта бактериальными матами и обрастаниями различной структуры и состава.

В отличие от матов термальных источников, промерзание серных водоемов нашего региона в зимний период приводит к ежегодному отмиранию прикрепленных сообществ, поэтому маты в этих водоемах имеют относительно небольшую толщину (как правило, менее 5 мм). Слоистая структура матов выражена относительно слабо и обычно может быть выявлена только при микроскопировании образцов.

Основу матов составляют фототрофные прокариоты, список обнаруженных видов которых представлен в таблице 2. В матах всегда присутствуют нитчатые безгетероцистные цианобактерии (Oscillatoriaceae), способные развиваться в условиях дефицита кислорода, а при наличии сероводорода

да переходящие к аноксигенному фотосинтезу с использованием сульфида в качестве донора электронов [5]. При их доминировании в матах могут присутствовать и эукариотические водоросли, в первую очередь, диатомеи. Но наиболее благоприятны условия исследованных водоемов все же для развития аноксигенных фототрофных бактерий. Наиболее характерно присутствие всех трех известных на сегодня бентосных мезофильных видов нитчатых аноксигенных фототрофов (*Chloroflexales*), доминирующих в поверхностном слое матов на участках с высоким содержанием сульфидов.

Таблица 2

Фототрофные бактерии, обнаруженные в матах серных озер	
Виды фототрофных бактерий	Озера
Phylum Cyanobacteria	
Oscillatoriales	
<i>Phormidium chalybeum</i> (Mert. ex Gom.) Anagn. et Kom. 1988	} Все, кроме оз. Коржовка
<i>Phormidium</i> spp.	
<i>Oscillatoria subcapitata</i> Ponom. 1929	
<i>Lyngya martensiana</i> Menegh. ex Gom. 1892	
<i>Spirulina</i> sp.	} Солодовка-2
Phylum Chloroflexi	
Chloroflexales: Oscillochloridaceae	
<i>Oscillochloris chrysea</i> Gorlenko et Pivovarova 1989	} Все, кроме оз. Коржовка
<i>Osl. trichoides</i> Gorlenko et Korotkov 1989	
Chloroflexales: Chloroflexaceae	
<i>Chloroflexus</i> Pierson et Castenholz 1974 sp. (mesophylic)	} То же
Phylum Chlorobi	
Chlorobiales: Chlorobiaceae	
<i>Chlorobium</i> Nadson 1906 spp.	} Солодовка, Серное
Phylum Proteobacteria	
Alfaproteobacteria : Rhizobiales	
<i>Rhodopseudomonas palustris</i> (Molisch 1907) van Niel 1944	} Голубое, Солодовка Голубое-2
<i>Rhodomicrobium vannielii</i> Duchow et Douglas 1949	
Gammaproteobacteria: Chromatiaceae	
<i>Chromatium okenii</i> (Ehrb. 1838) Perty 1852	} Солодовка, Серное Все, кроме оз. Коржовка
<i>Allochromatium warmingii</i> (Cohn 1875) Imhoff et al. 1998	
<i>Allochromatium</i> Imhoff et al. 1998 spp.	
<i>Thiospirillum jenense</i> (Ehrb. 1838) Migula 1900	
<i>Thiocapsa</i> Winogradsky 1888 emend. Guyoneaud et al. 1998 spp.	
<i>Thiocystis violaceae</i> Winogradsky 1888	} Все озера Солодовка-3, Коржовка

Однако по числу видов среди фототрофных организмов матов наиболее представлены протеобактерии, причем наряду с пурпурными серными бактериями (*Chromatiaceae*), встречаются и виды несерных альфапротеобактерий, толерантные к высокому содержанию сульфидов.

Большинство перечисленных видов, а также 3–4 вида цианобактерий, можно обнаружить практически в каждой пробе из матов, однако их соотношение значительно меняется в зависимости от условий. Соответственно, изменяется цвет – от красно-коричневого до зеленого и черно-зеленого, и внешний вид матов.

Кроме матов, широко распространены жесткие инкрустации на погруженных твердых предметах; локально встречаются легко разрушаемые током воды бактериальные скопления, имеющие вид вязких жидких пленок и пузырей. Состав этих структур беднее, в них практически отсутствуют нитчатые фототрофные бактерии. В обрастаниях появляются бесцветные серобактерии *Thiothrix*, а пленки, образованы одним видом пурпурных серных бактерий и 1–2 видами гетеротрофных бактерий.

На рисунке 1 представлены основные типы прикрепленных сообществ, встреченные в серных озерах. При высокой концентрации сульфидов образуется инкрустированный серой мат, поверхность которого в разные периоды может быть как жесткой, так и слизистой. Доминирующими организмами в поверхностном слое этого типа матов являются представители *Chloroflexales*, в толще мата их частично замещают цианобактерии и пурпурные бактерии, а самый нижний слой образуют зеленые серные бактерии.

По мере снижения концентрации сульфида состав мата изменяется за счет увеличения доли цианобактерий и снижения – аноксигенных фототрофов. Интересно, что слизистые маты с преобладанием цианобактерий встречаются при высоких концентрациях сульфидов – до 6 мг/л в оз. Голубое-1. Для объяснения подобного явления в щелочных термальных источниках было предложено объяснение, основанное на низкой токсичности сульфид-иона при высоких значениях pH [6]. В случае исследованных озер доминирование цианобактерий, видимо, объясняется большей толерантностью ме-

зофильных цианобактерий, по сравнению с термофильными, к гидросульфид-иону, которая, возможно, связана с низкой температурой и, соответственно, пониженной скоростью диффузии этого токсичного иона.

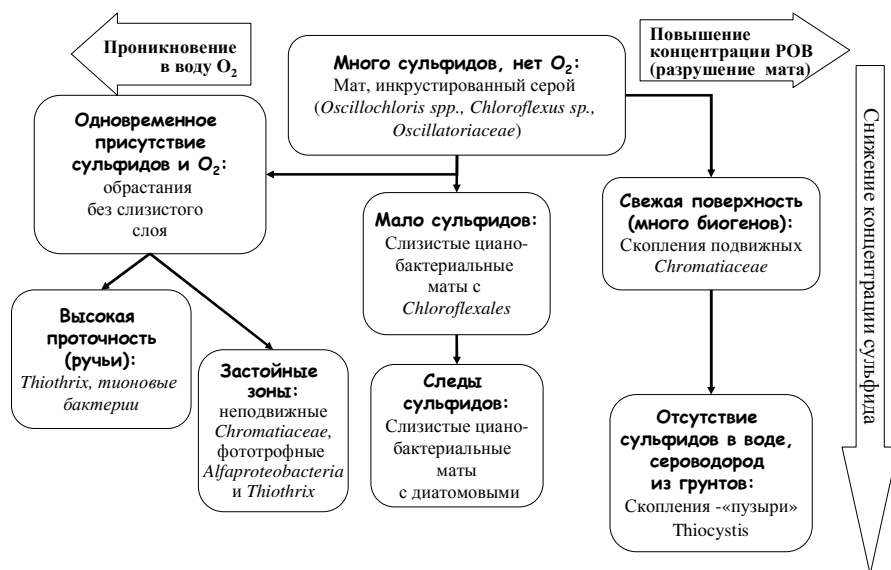


Рис. 1. Макроскопические типы прикрепленных сообществ холодных серных озер

Разрывы мата открывают свежую поверхность грунта, богатую органикой и биогенными элементами, и такие участки колонизируются подвижными пурпурными бактериями. На участках, где сероводород поступает только из грунтов, и отсутствует в воде, формируются слизистые пузыри из неподвижных пурпурных бактерий.

С другой стороны, там, где в толщу воды, содержащей сероводород, проникает кислород, создаются условия для развития бесцветных серобактерий. Они, а также толерантные к кислороду виды пурпурных бактерий, формируют здесь жесткие обрастания, содержащие значительные количества серы.

Присутствие всех описанных типов прикрепленных сообществ обнаружено только в ветланде Солодовка, на его различных станциях. Это объясняется большой гетерогенностью условий среды в пределах этого крайне необычного для Среднего Поволжья водного объекта. Во всех остальных озерах маты и обрастания намного менее разнообразны и ограничены небольшой частью акватории, например, литоральной зоной. Так, например, в оз. Голубое-1 распространены только слизистые маты с доминированием цианобактерий и обрастания с участием *Thiothrix* и *Chromatiaceae*. Тем не менее, экосистемы всех этих холодных серных озер, очевидно, являются уникальными местообитаниями анаэробных прикрепленных микробных сообществ в бассейне средней Волги.

ЛИТЕРАТУРА

1. Голубая книга Самарской области: Редкие и охраняемые гидробиоценозы / Под ред. Г. С. Розенберга, С. В. Саксонова. Самара: Изд-во Самар. НЦ РАН, 2007. – 200 с.
2. Пономарев А. П. Биологическое обследование серных ключей и озера Серноводска-Самарского // Уч. Зап. Казанск. гос. ун-та, 1929. –Т. 89, Вып. 2. – С. 287–299.
3. Иванов В. М. Роль микроорганизмов в образовании отложений серы в сероводородных источниках Сергиевских минеральных вод // Микробиология, 1957. – Т. 26, Вып. 2. – С. 338–345.
4. Горленко В. М., Коротков С. А. Морфологические и физиологические особенности новой нитчатой скользкой зеленой бактерии *Oscillochloris trichoides* nov. comb. // Изв. АН СССР, Сер. Биол., 1979. – № 6. – С. 848–856.
5. Overmann J., Garcia-Piche F. The Phototrophic Way of Life / In: M. Dworkin, S. Falkow, E. Rosenberg, K.-H. Schleifer & E. Stackebrandt (eds). The Prokaryotes. Springer, New York. 2006. –V. 2. – P.32-85.
6. Намсараев Б. Б., Хахинов В. В., Гармаев Е. Ж., Бархутова Д. Д., Намсараев З. Б., Плюснин А. М. Водные системы Баргузинской котловины. Улан-Удэ: Изд-во Бурят. ун-та, 2007. – 154 с.

SUMMARY

Gorbunov M. Yu., Umanskaya M. V. MACRO- AND MICROSCOPIC DIVERSITY OF ATTACHED MICROBIAL COMMUNITIES OF SULFIDIC LAKES OF THE SAMARA AREA

Microbial mats and other types of attached communities in several cold sulfidic lakes at the north-east of Samara area were studied at 2003–2007. Several macroscopically different types of these communities

were determined; the development of each type is confined to defined set of hydrochemical conditions. Phototrophic species composition of all types of mats shows high similarity despite high macroscopic diversity; communities of encrustations and biofilms are depleted of filamentous phototrophic organisms and less diverse.

АНТРОПОГЕННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА ВИДОВОЙ СОСТАВ И КОЛИЧЕСТВЕННОЕ РАЗВИТИЕ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ БЕЛАРУСИ

Н. Д. Грищенкова, Б. П. Власов

Белорусский государственный университет, НИЛ озераведения, г. Минск, vlasov@bsu.by

Эволюция и изменение экосистем происходит под воздействием экологических факторов – комплекса окружающих условий, состоящих из элементов, влияющих на функционирование экосистем. Ведущими факторами формирования и развития озер выступают естественные «природно-климатические» (климато-географические) и выделяемые в последние десятилетия «антропогенные факторы». По происхождению и воздействию на компоненты лимносистем нами выделены приоритетные группы факторов антропогенного происхождения: химические (поступление минеральных и органических веществ: биогенных, химических соединений, солей тяжелых металлов, нефтепродуктов и др.), физические (сброс подогретых вод, твердых и радиоактивных частиц), морфо-эдафические (изменение размеров, структуры водосборов, морфологических характеристик озер), гидрологические (изменение характера и объема стока, гидрологических характеристик озера), биологические (изменение видового состава, численности и продукции гидробионтов).

Наиболее распространенными причинами антропогенного изменения озер Беларуси на современном этапе являются воздействие гидротехнического строительства, влияние осушительной мелиорации, объектов промышленного и сельскохозяйственного производства, селитебных территорий и рекреационного использования, изъятие ресурсов. К числу последствий антропогенного влияния относятся изменения в видовом составе и количественном развитии высшей водной растительности: появление монодоминантных и толерантных к изменению условий среды видов в сообществе гидробионтов, увеличение биомассы первичных продуцентов или сокращение площади распространения и биомассы водных растений, снижение биомассы автотрофных организмов [1].

К отрицательным последствиям гидротехнического строительства следует отнести резкую деградацию прибрежной высшей водной растительности, которая может привести к «цветению» и снижению качества воды. С подъемом уровня воды в озере происходят изменения в биологической жизни водоемов. С момента создания подпора снижается общая продуктивность высшей водной растительности. Макрофиты занимают образовавшуюся экологическую зону, обусловленную подъемом уровня воды (соответствующего глубинам до 2 м при НПУ), изменения в подводной растительности менее заметны. В тоже время колебание уровня не способствуют формированию устойчивых растительных формаций. Поэтому на первом этапе формирования экосистемы резко снижается продуктивность растительности, формируются разреженные заросли. Происходит омоложение биоценозов, чему способствует формирование береговых процессов. Берега размываются, продукты обрушения перераспределяются в соответствии с новыми гидродинамическими условиями, формируются потоки минерального вещества вдоль берега и внутрь водоема, образуя новые участки для заселения растительностью.

Гидромелиорация в XX в. по силе воздействия на водоемы выступала одним из первостепенных факторов. Общие закономерности изменения гидрологии озер под влиянием мелиоративных преобразований территории хорошо прослеживается на примере крупнейших водоемов центральной Беларуси и Полесья – Вечера, Червоное, Сергеевичское, Ореховское.

Озеро Вечера ранее было полностью заросшее погруженной растительностью, в видовом составе доминировали *Chara spp.*, *Elodea canadensis*. В прибрежной зоне произрастали *Typha angustifolia*, *Phragmites australis* и *Schoenoplectus lacustris* в ассоциации с *Eleocharis palustris*, *Nymphaea candida*. Последние исследования свидетельствуют о резком изменении характера и степени зарастания озера: площадь зарослей сократилась в 5 раз, (до 21,7% площади), из видового состава исчезли *Chara spp.* и *Elodea canadensis*; появились узколистные рдесты (*Potamogeton crispus*, *Potamogeton compressus*), сократилась площадь подводной растительности; доминирует надводная растительность (*Phragmites australis*, *Typha angustifolia* в сочетании с *Glyceria maxima* и *Carex spp.*), которая создает 95% общей биомассы макрофитов в озере. Снижение уровня привело к широкому развитию сплавины, образованной осоками, рогозом широколистным, увеличилась площадь, занятая растениями с плавающими листьями (*Nuphar lutea*, единично *Nymphaea candida*); в настоящее время на их долю приходится 11,1 % площади всех зарослей и 5,2% общей биомассы макрофитов.

Озеро Червоное до мелиорации водосбора отличал бедный видовой состав и слабая степень зарастания. Вследствие гидромелиоративного преобразования произошло уменьшение средней глубины, повышение минерализации воды и концентрации питательных веществ. Сформировались благоприятные условия для развития высшей водной растительности. Сравнительный анализ многолетних данных позволяет говорить о том, что существовавший ранее гелофитный тип зарастания озера сменился гело-гидрофитным. За последние десятилетия в озере значительно увеличилась площадь зарослей макрофитов (до 37,3%), особенно мягкой гидрофитной растительности (*Stratiotes aloides* и *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton crispus*).

Аналогичные изменения произошли в озере Сергеевичское. Увеличение площади зарослей надводной растительности произошло в результате интенсивного расселения интродуцента – *Zizania palustris*, не подтверждено произрастание охраняемого вида – *Najas major*.

Изменения последних лет (обмеление, изменение химического состава вод, снижение прозрачности, выедание водоплавающими птицами) привели к почти полному исчезновению погруженной растительности в оз. Ореховское. Гидрофитный тип зарастания озера сменился гелофитным. Сокращение зарастания произошло, в основном, за счет исчезновения подводных растений на мелководьях до глубины 1,0 м. Из видového состава выпали такие виды как *Ceratophyllum demersum*, *Nitellopsis obtusa* и узколистные рдесты (*Potamogeton friesii*, *Stuckenia pectinata* (*Potamogeton pectinatus*)). В целом, общая биомасса макрофитов уменьшилась более чем в 2 раза.

Влияние рекреации на озера проявляется в нескольких аспектах: дополнительном поступлении загрязняющих и биогенных элементов, перепланировки прибрежной полосы при благоустройстве пляжной зоны и организации территории, вырубке и вытаптывании древесной, прибрежной и околоводной растительности, загрязнении территории мусором, а также в механическом уничтожении и повреждении прибрежных зарослей макрофитов (вытаптывание во время купания, сбор красиво цветущих растений).

Озеро Свитязь находится вблизи крупных промышленных центров в пределах оптимальной транспортной доступности (1 – 2 ч) от Баранович и Новогрудка. Недостаточный рекреационный потенциал территории, в особенности для кратковременного отдыха, обуславливает необходимость использования оз. Свитязь и его береговой части для активного отдыха населения, сопоставимого по интенсивности с крупнейшими рекреационными центрами страны [2]. Акватория озера и узкая полоска берега подвергаются особенно интенсивной рекреационной нагрузке. Наиболее подвержены антропогенному воздействию северный, северо-восточный, южный и юго-западный участки побережья.

Интенсивная рекреационная и фосфорная нагрузка на озеро Свитязь (превышение допустимой в 5,5 раз и критической в 2,8 раза) за истекшие 25 лет привели к механическому уничтожению и повреждению околоводной и водной прибрежной растительности купающимися (рисунок 1), сокращению глубины максимального произрастания подводных растений с 7 до 4,5 м, исчезновению водяного мха из подводного растительного покрова, произраставшего до глубины 7 м. Возможно исчезли, поэтому не подтвердилось произрастание в озере, охраняемые виды растений (*Caulinia flexilis*, *Hydrilla verticillata*), упоминавшиеся при более ранних исследованиях. Произошли изменения в видовом составе растительного сообщества: сократился ареал олигосапробных видов (*Isoetes lacustris*, *Fontinalis sp.*); увеличилась площадь зарослей β-мезосапробных видов (*Elodea canadensis*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton lucens*), появились в подводном растительном покрове α-мезосапробные виды (*Potamogeton crispus*).

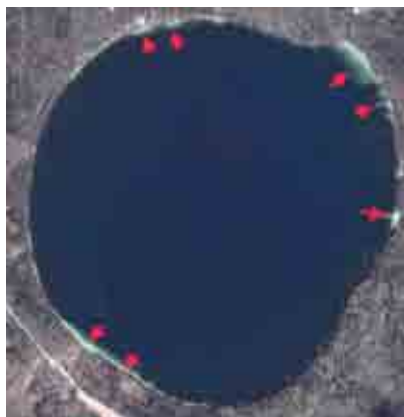


Рис. 1. Механическое уничтожение и повреждение околоводной и водной прибрежной растительности купающимися (космический снимок)

Катастрофический вред приносит сброс неочищенных коммунальных вод. С бытовыми сточными водами либо в результате плоскостного смыва с побережья в водоемы попадают загрязняющие и эвтрофирующие вещества. Высокая рекреационная нагрузка и уничтожение растительности снижает защитную барьерную функцию макрофитов на пути проникновения эвтрофирующих веществ и

приводит к ухудшению качества воды озер [3]. Особенно сильно загрязняют водные объекты нефть и нефтепродукты, которые губительно действуют на растительность водоемов и водотоков.

При добыче сапропелей происходит механическое уничтожение погруженной растительности в местах выработки, очистка берегов от сплывины приводит к механическому уничтожению полупогруженной растительности по берегам озер (Бецкое, Береща, Червоное). Искусственное понижение уровня приводит к сокращению зарослей макрофитов на мелководьях, перестройке фитоценозов (оз. Бецкое).

Косвенной причиной сокращения площади зарастания служит снижение величины прозрачности в результате эвтрофирования систем и взмучивания осадков (оз. Вечера). В результате обогащения питательными веществами отмечено появление продуктивных зарослей погруженных макрофитов [4]. Мелководья и заливы с плоским ложем заселяются *Elodea canadensis*, *Stratiotes aloides* (Бецкое, Береща). На склонах выработки в пределах эвфотической зоны появляются заросли высокорослых рдестов, приуроченных к обнажениям более зольных осадков (оз. Судoble). В гипертрофных озерах, ввиду отсутствия погруженной растительности и слабого развития надводных, существенных изменений в растительном покрове в результате добычи осадков не отмечается (оз. Мено).

Радиационное загрязнение озер приобрело особое значение для Беларуси после аварии на Чернобыльской АЭС. Наибольшей степени радиоактивному заражению подвержены озера Могилевской и Гомельской, в меньшей степени Брестской областей. Уровни загрязнения акваторий и водосборов озер Витебской и Минской областей не превышает 1 Ки/км². Содержание радиоизотопов в гидробионтах колеблется в широких пределах. Наибольшей накопительной способностью отличаются макрофиты [5]. Исследования озер Могилевской области свидетельствуют о том, что максимальное содержание Cs-137 в сырой массе выявлено у полупогруженных растений: хвощ речной (1653 Бк/кг), тростник обыкновенный (727 Бк/кг), ежеголовник (457 Бк/кг); растений с плавающими листьями: кубышка желтая (357 Бк/кг), рдест плавающий (200 Бк/кг); а минимальное – у погруженных растений: элодея канадская (82 Бк/кг), рдест стеблеобъемлющий (42 Бк/кг).

ЛИТЕРАТУРА

1. Власов Б. П. Хозяйственное использование и антропогенные изменения озер Беларуси // *Naturalne i antropogenne przemiany jezior*. Warszawa, 1999. P. 277 – 284.
2. Власов Б. П., Гигевич Г. С., Дудко Г. В., Качков Ю. П., Вынаев Г. В., Архипенко Т. В. Природный комплекс заказника «Свитязянский»: современное состояние, перспективы охраны и проблемы использования // *Природные ресурсы*. – 2001. – № 3. – С. 126 – 133.
3. Гигевич Г. С., Власов Б. П. Мониторинг высшей водной растительности как метод контроля за трансформацией природной среды // *Природопользование в условиях дифференцированного антропогенного воздействия*. Minsk – Sosnowiec, 2000. С. 186 – 192.
4. Власов Б. П., Гигевич Г. С. Мониторинг высшей водной растительности. // *Национальная система мониторинга окружающей среды РБ: результаты наблюдения 2001 г.* Мн.: 2002. С. 141 – 152.
5. Власов Б. П., Гигевич Г. С. Накопление высшей водной растительностью техногенных элементов // *Природная среда Беларуси*. Мн.: 2002. С. 266 – 269.

SUMMARY

Gryshchenkova N. D., Vlasov B. P. MAN'S IMPACT ON SPECIES COMPOSITION AND QUANTITATIVE DEVELOPMENT OF THE HIGHEST AQUATIC VEGETATION OF BELARUS

As leading factors of formation and development of lakes « anthropogenous factors » act «natural-climatic» (climatic–geographical) and allocated in last decades. The most widespread reasons of anthropogenous change of lakes of Belarus at the present stage are influence of hydraulic engineering construction, influence of drying land improvement, objects industrial and an agricultural production, occupied territories and recreational use, withdrawal of resources. Changes concern to number of consequences of anthropogenous influence in specific structure and quantitative development of the highest water vegetation: occurrence monoprepotent and tolerant to change of conditions of the environment of kinds in community plants, increase in a biomass of primary producers or reduction of the area of distribution and a biomass of water plants, decrease in a biomass autotrophic organisms.

ОСОБЕННОСТИ ДИНАМИКИ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ПАЛЕОВОДОЕМОВ БЕЛАРУСИ

Я. К. Еловичева

Белорусский государственный университет, г. Минск, yelovicheva@bsu.by

На территории Беларуси, подвергавшейся воздействию неоднократных ледниковых покровов, палеоводоемы за время своего существования (от конца предшествовавшего и до начала последую-

щего оледенений) постоянно возобновляли свое развитие и эволюционировали в различных климатических условиях и природных зонах: арктической → лесотундровой → тундровой → таежной → смешанных лесов → широколиственных лесов → смешанных лесов → таежной → тундровой → лесотундровой → арктической. Вполне естественно, что в каждой природной зоне этим озерам (мелким и глубоким) были присущи различные питательные свойства водной массы, что различало их по степени трофности (табл. 1).

Таблица 1

Ледниково-межледниковый цикл эволюции плейстоценовых озер на территории Беларуси

Ледниково-межледниковый цикл	Природная зона	Температурный режим водоемов	Тип водоема
Последующее ледниковье	Арктическая	Холодные воды	Олиготрофные (приледниковые)
	Субарктическая		
Раннеледниковье	Тундровая	Умеренные воды	Олиготрофные (приледниковые) Дистрофные, эвтрофные с признаками олиготрофии
	Лесотундровая		
Позднемежледниковье	Таёжная	Умеренно-теплые воды	Эвтрофные, дистрофные Эвтрофные, дистрофные
	Смешанные леса		
Климатический оптимум межледниковья	Широколиственные леса	Теплые воды	Мезотрофные, эвтрофные, дистрофные
Раннемежледниковье	Смешанные леса	Умеренно-теплые воды	Эвтрофные, мезотрофные, дистрофные Эвтрофные, дистрофные
	Таёжная		
Позднеледниковье	Лесотундровая	Умеренные воды	Олиготрофные, эвтрофные, дистрофные Олиготрофные (приледниковые)
	Тундровая		
Предшествовавшее ледниковье	Субарктическая	Холодные воды	Олиготрофные (приледниковые)
	Арктическая		

Если современные озера на территории Беларуси (субатлантический период голоцена – SA-3) существуют уже на протяжении 13 900 лет и по своему местоположению (в зоне смешанных лесов на севере и центре региона, зоне широколиственных лесов – на юге), а также по характеру развития (питательным свойствам водной массы) они ныне находятся в состоянии олиготрофии, эвтрофии и дистрофии, то вполне логично полагать, что и древние водоемы в своем развитии проходили те же стадии.

Эволюцию озерных экосистем, как голоценовой, так и более древних межледниковых, можно проследить на основе данных палинологического (преимущественно выявляет растительные микрофосилии ландшафта в целом, в меньшей – озер) и палеокарпологического (в значительной мере представлены остатки водоемов, в меньшей – водоразделов) анализа донных отложений палеоводоемов [1]. Несомненно ценным дополнением к находкам пыльцы, спор, плодов и семян растений водных и болотных местообитаний являются различные растительные остатки в торфах [2]. Сравнение состава растительности современных озер и болот с ископаемыми остатками пыльцы и спор в разрезах плейстоцена позволило проследить последовательные этапы перехода зон растительности глубоководных водоемов к мелководным, постепенному их зарастанию и переходу в болота либо сохранение озерного режима в процессе развития водоема. Состав болотной растительности дает возможность отнести её к низинному или верховому типу, характеризуя тот или иной тип болота [3-7].

Преимущественную часть водной растительности малых озер составляют макрофиты, количественный и качественный состав которых тесно связан с общими экологическими условиями водоемов, строением их котловин, химическим составом воды, характером и мощностью донных отложений и другими факторами. Макрофиты представлены преимущественно цветковыми и некоторыми высшими нецветковыми растениями. Как ныне, так и в плейстоцене, они получали распространение на небольших глубинах (преимущественно в литорали и сублиторали), образуя различной ширины полосы вдоль берегов, а также вокруг островов и подводных мелей. Глубина их распространения в водоемах зависит от прозрачности воды и в среднем не превышала 3-4 м, а нередко и 6-10 м [5]. В озерах можно выделить несколько зон растительности.

Полоса **земноводных растений** представлена видами, которые переносят более или менее длительное затопление паводковыми или болотными водами. Они занимают наиболее низкие участки поймы, а иногда и прибрежные части заболоченной литорали. Наиболее часты: вахта трилистная (*Menyanthes trifoliata*), стрелолист обыкновенный (*Sagittaria sagittifolia*), белокрыльник болотный (*Calla palustris*), рогоз широколистный (*Typha latifolia*), частуха подорожниковая (*Alisma plantago-aquatica*), сусак зонтичный (*Butomus umbellatus*), тростник обыкновенный (*Phragmites communis*), приречной хвощ (*Equisetum fluviatile*), виды ежеголовки (*Sparganium*), камыша (*Scirpus*), в муравин-

ское межледниковье – камыш лесной *Scirpus silvaticus*, а также *Sc. lacustris*), щавель приморский (*Rumex maritimus*), лютик жгучий (*Ranunculus flammula*), вербейник обыкновенный (*Lysimachia vulgaris*), мята водяная (*Mentha aquatica*), паслен сладко-горький (*Solanum dulcamara*) и др.

Вблизи озер с широкой заболоченной поймой характерны типичные **прибрежные растения**, среди которых обычно некоторые осоки (*Carex acuta*, *C. nigra*, *C. vesicaria* и др.), незабудки (*Myosotis palustris*), вех (*Cicuta virosa*), калужница болотная (*Caltha palustris*), лютики ядовитый (*Ranunculus sceleratus*), ползучий (*Ranunculus repens*), стелющийся (*Ranunculus reptans*), аир обыкновенный (*Acorus calamus*), ситняг (*Eleocharis*), а в муравинское межледниковье – ситняг яйцевидный (*Eleocharis ovata*), жерушник исландский или болотный (*Rorippa islandica*), лапчатка (*Potentilla*), водяной перец (*Elatine hydropiper*), зюзник европейский (*Lycopus europaeus*), посконник конопляный (*Eupatorium cannabinum*), меч-трава обыкновенная (*Cladium mariscus*).

По характеру распространения и внешнему виду наибольший интерес представляет **полоса надводных (полупогруженных) растений**. Она создает своеобразный «второй берег» озера и фиксирует положение бровки (место перегиба или перехода относительно пологой литорали к резко наклонной сублиторали) на гл. 1-1,5 м. Наиболее широко в этой полосе распространены тростник (*Phragmites*) и камыш озерный (*Scirpus lacustris*), образующие мощные заросли, а также манник (*Glyceria*), водяная сосенка или хвостник обыкновенный (*Hippuris vulgaris*), нередко проникновения рогоза (*Typha*) и хвоща (*Equisetum*), а в муравинское межледниковье выявлены также телорез алоэвидный (*Stratiotes aloides*). Все надводные растения живут почти наземной жизнью, получая солнечный свет и газы для дыхания и питания непосредственно из атмосферы. Вместе с тем полупогруженным растениям, подверженным сильным ветрам и прибойным волнениям, свойственна устойчивость против динамического воздействия волн, которая достигается эластичностью стеблей, способностью к вегетативному размножению. Это помогает им формироваться в густые заросли, противодействующие сильным ветрам.

Полоса растений с плавающими на поверхности листьями, цветущих над водой и прикрепленных к грунту следует за полупогруженными растениями и распространяется до глубины 2-3 м. Обычно они образуют прерывистые бордюры вдоль тростниково-камышовой полосы, но наибольшей ширины достигают в заливах с илистым дном. В отличие от полупогруженных макрофитов растения с плавающими листьями используют воздух для питания лишь отчасти. Упругие мощные стебли и плотные широкие листья являются надежным заслоном ветру. Из наиболее распространенных представителей этой полосы можно отметить кувшинку белую (*Nymphaea candida*), кубышку желтую (*Nuphar luteum*), рдест плавающий (*Potamogeton natans*), ежеголовник (*Sparganium*), стрелолист обыкновенный (*Sagittaria sagittifolia*), гречиха земноводная (горец земноводный – *Polygonum amphibium*), в муравинское межледниковье – ежеголовник мелкоплодный (*Sparganium microcarpum*).

Свободно плавающие в воде (на поверхности и в ее толще) и не прикрепленные к грунту растения представляют пузырчатки (виды рода *Utricularia*), водокрас обыкновенный или лягушечный (*Hydrocharis morsus-ranae*), элодея канадская (*Eloдея canadensis*), роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum*), различные виды ряски (маленькая – *Lemna minor*, трехдольная – *L. trisulca*; обыкновенная или многокоренник обыкновенный – *L. polyrhiza* или *Spirodela polyrhiza*). Из представителей реликтовой макрофлоры встречаются плавающие на поверхности водяной орех или рогульник плавающий, или чилим (*Trapa natans*) и альдрованда пузырчатая (*Aldrovanda vesiculosa*), в муравинское межледниковье – сальвиния плавающая (*Salvinia natans*). Некоторые виды плавающих растений (рясковые) на зиму погружаются на глубину, а весной снова всплывают на поверхность; другие зимуют в виде стелющихся по дну или погруженных в грунт корневищ (кувшинковые, рдестовые и др.), у третьих к осени образуются зимующие побеги или почки, которые ко времени замерзания водоемов погружаются на дно, а весной всплывают и дают начало новым растениям.

Растения, **полностью погруженные в воду, прикрепленные к грунту и выдвигающие на поверхность только цветы**, слагают своеобразную «полосу рдестов», которая характерна для большинства озер севера Беларуси. Глубина проникновения макрофитов в этой зоне в зависимости от величины прозрачности озер достигает 4-5 м. Кроме рдестов (пронзеннолистного – *Potamogeton perfoliatus*, блестящего – *P. lucens*, туполистного – *P. obtusifolius*, курчавого – *P. crispus*, гребенчатого – *P. pectinatus*, в муравинском межледниковье еще и длиннейший – *P. praelongus*, остролистный – *P. acutifolius*, нитевидный – *P. filiformis*, красноватый – *P. rutilus*, разнолистный – *P. heterophyllum*, а также *P. vaginatus*), здесь развиты элодея канадская (*Eloдея canadensis*), роголистник погруженный (*Ceratophyllum demersum*), водяные лютики (*Ranunculaceae*). Несколько глубже на мощных илистых отложениях поселяются уруть (*Myriophyllum*), телорез обыкновенный или алоэвидный (*Stratiotes aloides*), а также насекомоядное растение пузырчатка обыкновенная (*Utricularia vulgaris*). В муравинское межледниковье эту группу растений дополнили занникелия болотная (*Zannichellia palustris* L.), наяды морская (*Najas marina*), гибкая (*N. flexilis*), малая (*N. minor*), уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum*) и мутовчатая (*M. verticillatum*), ежеголовник простой (*Sparganium simplex*), рдест альпийский (*Potamogeton alpinus*).

Наиболее глубоко распространяются представители полосы **полностью погруженных растений**, достигающих в прозрачных озерах 6-8 м и даже более. Здесь, кроме отдельных цветковых (роголистник погруженный – *Ceratophyllum demersum*), растут только водоросли: лучица (*Chara*), блестянка (*Nitella*), а также водяные мхи (*Fontinalis*, *Calliergon*). Некоторые макрофиты глубоководной полосы не прекращают вегетации и зимой, являясь источником обогащения воды кислородом.

Не в каждом озере можно обнаружить все описанные выше полосы макрофитов, точно определить их границы, поскольку нередко наблюдается их частичное смешивание. Состав макрофитов каждого отдельного водоема также различается. Характерной особенностью плейстоценовых водоемов является развитие в них вымерших растений: *Brasenia holsatica* (Web.) Weberb., *Azolla interglacialica* Nikit., *Sparganium interglacialicum* Dorof., *Potamogeton dorofeevii* Wielichk., *Hypericum ex gr. coriaceum* Nikit. и др.

Мелкие водоемы сравнительно недолговечны. Их котловины отчасти заполняются наносами рек и ручьев, поверхностным стоком со склонов, а главное – остатками гидрофитных растений, постоянно оседающих на дне и преобразующихся в ил, а в дальнейшем – в сапропель. Увеличение толщи донных осадков приводит к постепенному снижению уровня воды и динамике растительных полос вглубь котловины водоема. Со временем водная гладь сохраняется лишь в центре водоема, отмечая еще место глубокой воды, которая впоследствии также исчезает и зарастает, а озерная стадия водоема переходит в болото, чаще всего низинное (травяное), с характерными осоками (*Carex*), тростником (*Phragmites*), ситнягом болотным (*Eleocharis palustris*), ситником (*Juncus*), болотным хвощом (*Equisetum palustre*), рогозом (*Typha*), камышом лесным (*Scirpus silvaticus*), зелеными мхами (*Bryales*), в муравинское межледниковье – *Dulichium arundinaceum*, вехом ядовитым (*Cicuta virosa*), сабельником болотным (*Comarum palustre*), наумбургией кистецветной (*Naumburgia thyrsoiflora*), вахтой трилистной (*Menyanthes trifoliata*), а в холодные ледниковые интервалы прошлых геологических эпох – плаунок плауновидный (*Selaginella selaginoides*), *S. cf. tetraedra*. Низинные болота питаются грунтовыми или речными водами, содержащими минеральные частицы. Естественная судьба низинных болот сводится к тому, что поверхность их в результате накопления растительных остатков постепенно повышается, в результате этого богатая солями грунтовая вода перестает питать болото. Постепенно травяная растительность в нижних, лишенных кислорода и света слоях, отмирает, образуя слои торфа мощностью до 8-10 м. Болото с переходом на питание атмосферными осадками заселяется белыми (сфагновыми) мхами, способными жить без грунтового питания, так как они впитывают про запас огромное количество воды. Ежегодно сфагновый мох дает прирост сверху и поверхность болота постепенно повышается. Таким путем низинные болота переходят в верховые (моховые сфагновые – *Sphagnum*), а последние в дальнейшем покрываются болотной сосной и кустарниками (в виду физиологической сухости они имеют подавленный, чахлый вид), здесь произрастают также пушица (*Eriophorum*), багульник болотный (*Ledum palustre*), черника (*Vaccinium*), клюква болотная (*Oxycoccus quadripetalis*), водяника черная (*Empetrum nigrum*), росянки круглолистная (*Drosera rotundifolia*), промежуточная (*D. intermedia*), длиннолистная (*D. anglica*), гибридная (*D. obovata*); со временем развитие получает и луговая растительность и верховые болота превращаются в суходольные луга (сочетание пыльцы *Gramineae*, *Leguminosae*, *Poaceae*, *Agrostis*, *Festuca*, *Trifolium*, *Alchemilla*, *Ranunculus* и др.).

Иногда, начиная от берегов, растительно-торфяной войлок (моховой покров) распространяется по поверхности озера, образуя растущую трясину (сплавину, зыбун) и уменьшающееся пространство открытой воды («окнище»). На дне такого озера повсеместно накапливается торф. Этот войлок в конце концов покрывает все озеро и превращает его в торфяное болото. Такой процесс зарастания озер наиболее характерен для Полесья.

Переходные (смешанные) болота характеризуются смешанным растительным составом, отражающей переходную стадию между верховыми и низинными типами болот.

Представленная нами динамика водной растительности характеризует ее состояние на современном этапе голоценового межледниковья – субатлантического периоде. С учетом цикличности развития природных событий в перспективе ожидается последующее похолодание и новейшее оледенение. По аналогии с развитием растительности плейстоцена нас также ожидает смена садки на торфянистые (зарастание и дистрофия озер) и глинистые фации (возрождение олиготрофии озер), к которым будут приурочены болотные, а затем холодоустойчивые растения – тростник, некоторые рдесты, осоки.

ЛИТЕРАТУРА

1. Еловичева Я. К. Эволюция природной среды антропогена Беларуси. Мн.: БелСЭНС, 2001. 292 с.
2. Кац Н. Я., Кац С. В., Скобеева Е. И. Атлас растительных остатков в торфе. М.: Недра, 1977. 376 с.
3. Алексеев Ю. Е., Вехов В. Н., Гапочка Г. П., Дундин Ю. К., Павлов В. Н., Тихомиров В. Н., Филин В. Р. Травянистые растения СССР, т. 2. М.: Мысль, 1971. 309 с.

4. Ратобылский Н. С., Лярский П. А. География. Изд-е 2-е. Мн.: Высшая школа, 1966. 396 с.
5. Шубаев Л. П. Общее землеведение. М.: Высшая школа, 1969. 347.
6. Якушко О. Ф. Белорусское Поозерье. Мн.: Вышэйшая школа, 1971. 336 с.
7. Еловичева Я. К. Палинология позднеледниковья и голоцена Белоруссии. Мн., 1993. 94 с.

СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА РАЗВИТИЯ ЭПИФИТОНА В ЗАРОСЛЯХ ТРОСТНИКА РАЗЛИЧНОЙ ПЛОТНОСТИ (НА ПРИМЕРЕ ОЗ. НАРОЧЬ)

А. А. Жукова

Белорусский государственный университет, г. Минск, Беларусь, lakes@tut.by

Сезонную динамику структуры и функционирования эпифитона изучали в июне-октябре 2002 г. на примере обрастаний тростника в литорали Малого плеса оз. Нарочь. Пробы эпифитона отбирали в 2-х зонах мелководья (табл. 1): зоне интенсивного развития макрофитов, начиная от уреза воды (станция I), и в зоне островного их расположения на некотором удалении от берега и при большей их разреженности (станция II).

Таблица 1

Описание станций отбора проб эпифитона (оз. Нарочь)

Станция	Расположение зарослей	Макрофиты, присутствующие в биотопе	Абсолютно сухая масса тростника, г/м ² (среднее ± SD)
I	от уреза воды до 150 м вглубь озера	<u>тростник обыкновенный</u> , камыш озерный, кубышка желтая, рдест плавающий	1115 ± 342
II	островное, 100-150 м от берега	<u>тростник обыкновенный</u>	469 ± 75

На каждой станции отбор проб осуществлялся в 3-х точках: в центральной зоне зарослей и по краям со стороны береговой линии и открытой воды (по 3 пробы эпифитона в каждом варианте). В собранных пробах определяли общее количество эпифитона, содержание хлорофилла и продукционно-деструкционные параметры обрастаний.

Сухая масса эпифитона на тростнике изменялась в значительных пределах на протяжении всего периода исследования (табл. 2) – от 1,7 мг/г сухой массы макрофита на станции II в середине июня до 63,5 мг/г на станции I в конце октября (либо соответственно от 0,04 до 2,16 мг/см² площади поверхности макрофита).

Таблица 2

Сухая масса эпифитона (мг) в расчете на сухую массу и площадь поверхности тростника

Дата отбора проб	Станция I			Станция II		
	1	2	3	1	2	3
	мг/г сухой массы макрофита					
17.06.02	16,26	3,13	–	1,70	2,93	2,27
26.06.02	7,02	10,62	8,48	4,71	2,86	6,04
17.09.02	7,21	6,35	2,03	12,62	7,93	7,36
29.10.02	16,58	63,53*	23,96	22,23	17,99	6,70
	мг/см ² площади поверхности тростника					
17.06.02	0,40	0,08	–	0,04	0,07	0,06
26.06.02	0,20	0,28	0,25	0,12	0,08	0,16
29.10.02	0,77	2,16*	0,69	0,61	0,55	0,21

Примечание: 1 – прибрежная зона зарослей, 2 – заросли, 3 – зона зарослей со стороны открытой воды; * исключено при расчете средних значений в таблице 5.

При этом наблюдалось возрастание общего количества эпифитона к концу вегетационного сезона: в летние месяцы сухая масса обрастаний составила в среднем для двух станций 6,0±4,4 мг/г сухой массы тростника, в осенние – 16,2±16,4 мг/г.

Общая масса обрастаний на тростнике в сезонном аспекте изменяется синхронно с содержанием хлорофилла в обрастаниях при расчете на площадь поверхности либо сухую массу тростника: к концу вегетационного сезона наблюдаются более высокие величины по сравнению с летними пробами (табл. 3). При этом удельное содержание хлорофилла в эпифитоне также несколько возрастает к осени.

Таблица 3

**Сезонная динамика содержания хлорофилла (без коррекции на феопигменты)
в эпифитоне тростника**

Дата отбора проб	Станция I			Станция II		
	1	2	3	1	2	3
мкг/мг сухой массы эпифитона						
17.06.02	1,05	1,84	–	0,91	1,11	1,42
26.06.02	0,44	0,73	0,29	0,47	0,57	0,45
15.07.02	0,50	0,84	1,20	–	–	–
17.09.02	0,84	1,76	1,21	0,99	2,86	2,19
29.10.02	0,68	1,65	2,37	2,03	2,81	2,91
мкг/г сухой массы тростника						
17.06.02	17,07	5,76	–	1,55	3,25	3,22
26.06.02	3,08	7,75	2,46	2,21	1,63	2,72
17.09.02	6,06	11,18	2,46	12,49	22,68	16,12
29.10.02	11,27	104,82	56,06	45,13	50,55	19,50

Примечание: см. таблицу 2.

Удельные величины валовой первичной продукции и деструкции эпифитона к концу вегетационного сезона, напротив, значительно снижаются (табл. 4).

Таблица 4

**Сезонная динамика валовой первичной продукции (числитель) и деструкции (знаменатель)
в эпифитоне тростника**

Дата отбора проб	Станция I			Станция II		
	1	2	3	1	2	3
мкг/мг сухой массы эпифитона						
26.06.02	<u>0,15</u> 0,22	<u>0,15</u> 0,19	<u>0,12</u> 0,21	<u>0,11</u> 0,16	<u>0,16</u> 0,59*	<u>0,11</u> 0,22
15.07.02	<u>0,05</u> 0,04	<u>0,05</u> 0,05	<u>0,13</u> 0,08	–	–	–
17.09.02	<u>0,03</u> 0,11	<u>0,15</u> 0,12	<u>0,08</u> 0,05	<u>0,09</u> 0,07	<u>0,15</u> 0,14	<u>0,14</u> 0,15
29.10.02	<u>0,05</u> 0,04	<u>0,03</u> 0,02	<u>0,04</u> 0,05	<u>0,02</u> 0,02	<u>0,04</u> 0,02	<u>0,05</u> 0,04
мкг/г сухой массы тростника						
26.06.02	<u>1,39</u> 1,81	<u>1,49</u> 2,05	<u>0,99</u> 2,26	<u>0,52</u> 1,43	<u>0,45</u> 4,67*	<u>0,68</u> 1,33
17.09.02	<u>0,18</u> 0,68	<u>1,37</u> 0,74	<u>0,38</u> 0,25	<u>1,18</u> 0,93	<u>1,50</u> 1,45	<u>1,01</u> 1,08
29.10.02	<u>0,58</u> 0,66	<u>1,64</u> 1,10	<u>0,95</u> 1,11	<u>0,52</u> 0,37	<u>0,78</u> 0,42	<u>0,36</u> 0,27

Примечание: см. таблицу 2.

В то же время при расчете продукции и деструкции эпифитона на единицу сухой массы тростника к концу сезона были получены более высокие значения, что связано с интенсивным нарастанием массы эпифитона и содержания хлорофилла в сообществе в осенний период (табл. 2, 3). Причем, если летом в сообществе эпифитона преобладали деструкционные процессы, то в октябре – продукционные.

В таблице 5 с целью более наглядного сравнения приведены средние и медианные значения за период наблюдения структурных показателей эпифитона тростника для двух исследованных станций с различной плотностью зарослей. Ввиду того, что полученные нами данные не подчиняются закону нормального распределения, их статистическую обработку проводили с использованием теста Манна-Уитни пакета программ *Statistica 6.0*. Уровень значимости (P), при котором различия считали статистически значимыми, не превышал 0,05.

Значения сухой массы обрастаний статистически значимо различались на двух исследованных станциях: на станции I (густые заросли) общее количество эпифитона было вдвое выше, чем на станции II. Содержание хлорофилла в эпифитоне в расчете на сухую массу обрастаний, напротив, на станции I было значительно ниже. Интересен тот факт, что, хотя концентрация хлорофилла при расчете на сухую массу эпифитона оказалась более высокой на станции II, где плотность обрастаний ниже, при расчете на сухую массу тростника содержание хлорофилла на обеих станциях оказалось

очень близким (табл. 5). Вероятно, это является следствием того, что при более высокой гидродинамической активности воды (на станции II) менее прикрепленные детритные частицы вымываются из эпифитона, тогда как более плотно прикрепленные водорослевые клетки остаются.

Таблица 5

Сравнение показателей эпифитона тростника на двух станциях с разной плотностью зарослей

Показатель	Среднее значение \pm SD Медиана		Объем выборки (n)		P
	ст. I	ст. II	ст I	ст II	
Количество эпифитона, мг сухой массы/г сухой массы тростника	<u>15,04 \pm</u> 14,39 11,72	<u>7,95 \pm 6,50</u> 8,48	29	34	0,044
Количество эпифитона, мг сухой массы/см ² поверхности тростника	<u>0,55 \pm 0,58</u> 0,32	<u>0,25 \pm 0,25</u> 0,25	20	25	0,006
Содержание хлорофилла, мкг/мг сухой массы эпифитона	<u>1,10 \pm 0,66</u> 0,97	<u>1,65 \pm 0,99</u> 1,18	26	30	0,038
Содержание хлорофилла, мкг/г сухой массы тростника	<u>16,29 \pm</u> 20,05 7,75	<u>15,09 \pm</u> 17,08 9,26	26	30	0,756
Валовая первичная продукция, мг O ₂ /мг сухой массы эпифитона · сут	<u>0,09 \pm 0,07</u> 0,07	<u>0,10 \pm 0,06</u> 0,09	25	27	0,650
Валовая первичная продукция, мг O ₂ /мг сухой массы тростника · сут	<u>0,97 \pm 0,58</u> 1,08	<u>0,82 \pm 0,49</u> 0,79	25	27	0,061
Деструкция, мг O ₂ /мг сухой массы эпифитона · сут	<u>0,11 \pm 0,08</u> 0,10	<u>0,11 \pm 0,08</u> 0,12	25	27	0,703
Деструкция, мг O ₂ /мг сухой массы тростника · сут	<u>1,23 \pm 0,80</u> 1,10	<u>1,14 \pm 0,67</u> 1,10	25	27	0,424

Статистически значимых различий в уровне продукционно-деструкционных процессов между двумя исследованными станциями не выявлено. При большом разбросе значений в пределах каждой из станций, средние уровни продукции и деструкции статистически значимо не различались, хотя количество эпифитона было выше на станции I. Вероятно, это связано с присутствием значительного количества детрита в структуре перифитонного комплекса на станции I (с более низкой гидрологической активностью). Большие колебания продукции и деструкции эпифитона обусловлены в основном воздействием комплекса внешних факторов (гидродинамики водной массы, погодных условий, и т.д.) на фоне которых нивелировались возможные различия между станциями.

Сравнение показателей эпифитона тростника в летний и осенний периоды (в среднем для двух исследованных станций) показало, что в структурной организации и функционировании эпифитонного сообщества более четко прослеживаются сезонные, нежели пространственные различия (табл. 6).

Таблица 6

Сравнение показателей эпифитона тростника в летний и осенний периоды

Показатель	Среднее значение \pm SD Медиана		Объем выборки (n)		P
	лето	осень	лето	осень	
Количество эпифитона, мг сухой массы/г сухой массы тростника	<u>6,16 \pm 4,42</u> 3,85	<u>17,20 \pm 14,02</u> 13,67	28	35	<<0,001
Количество эпифитона, мг сухой массы/см ² поверхности тростника	<u>0,16 \pm 0,12</u> 0,10	<u>0,74 \pm 0,56</u> 0,62	28	17	<<0,001
Содержание хлорофилла*, мкг/мг сухой массы эпифитона	<u>0,78 \pm 0,47</u> 0,64	<u>1,96 \pm 0,87</u> 2,11	26	30	<<0,001
Содержание хлорофилла*, мкг/г сухой массы тростника	<u>5,24 \pm 5,20</u> 3,06	<u>30,85 \pm 35,68</u> 18,09	26	30	<<0,001
Валовая первичная продукция, мг O ₂ /мг сухой массы эпифитона · сут	<u>0,13 \pm 0,04</u> 0,13	<u>0,10 \pm 0,13</u> 0,06	17	35	0,002
Валовая первичная продукция, мг O ₂ /мг сухой массы тростника · сут	<u>0,89 \pm 0,47</u> 0,85	<u>0,85 \pm 0,58</u> 0,79	17	35	0,847
Деструкция, мг O ₂ /мг сухой массы эпифитона · сут	<u>0,24 \pm 0,07</u> 0,24	<u>0,09 \pm 0,10</u> 0,06	17	35	<<0,001
Деструкция, мг O ₂ /мг сухой массы тростника · сут	<u>1,88 \pm 0,59</u> 1,69	<u>0,75 \pm 0,47</u> 0,75	17	35	<<0,001

К осени значительно увеличивается как общее количество эпифитона, так и содержание хлорофилла в расчете на единицу сухой массы обрастаний или сухую массу тростника. Показатели валовой

вой первичной продукции и деструкции в расчете на сухую массу эпифитона, а также деструкции в расчете на единицу сухой массы макрофита, напротив, снижаются.

Единственным функциональным показателем, для которого не отмечена статистически значимая разница между летними и осенними образцами, является валовая первичная продукция эпифитона, отнесенная к единице сухой массы макрофита. Объяснение этому, мы полагаем, заключается в следующем. К осени происходит существенное снижение удельной деструкции и менее резкое снижение продукции при расчете на сухую массу эпифитона. При пересчете на сухую массу макрофита падение продукционной активности эпифитона в осенний период компенсируется интенсивным нарастанием его массы и удельной концентрации в нем хлорофилла (табл. 2). Сочетание этих разнонаправленных факторов и приводит к тому, что рассчитанная на сухую массу макрофита продукция эпифитона остается примерно одинаковой летом и осенью. Этот факт значительно облегчает работу исследователя, если стоит задача оценить продукцию эпифитона в водоеме, так как можно проводить расчет, не принимая во внимание сезонную динамику эпифитона на макрофитах [1].

Анализ литературных источников показал, что полученные нами данные о структуре и функционировании эпифитона тростника типичны для сообществ перифитона в водоемах умеренных широт и для оз. Нарочь в частности [2, 3].

В качестве основных выводов можно заключить, что:

- Плотность зарослей макрофитов влияет на ряд структурных показателей эпифитона: общее количество обрастаний в расчете на сухую массу или площадь поверхности тростника статистически значимо выше в зоне густых зарослей. Содержание хлорофилла, рассчитанное на единицу сухой массы обрастаний, напротив, выше в зоне разреженных зарослей, что связано, по-видимому, с более активным вымыванием детритных частиц из обрастаний. Различий в функционировании эпифитона в зарослях тростника на исследованных станциях не выявлено.
- Развитие эпифитона характеризуется четкими сезонными различиями. Общее количество эпифитона значительно нарастает к концу вегетационного сезона, при этом изменения затрагивают также и внутреннюю структуру сообщества (осенью значительно увеличивается удельная концентрация хлорофилла в эпифитоне). Удельные величины продукции и деструкции в эпифитоне снижаются к концу вегетационного сезона. Менее резкое снижение удельной продукции эпифитона компенсируется увеличением общей массы обрастаний, что при расчете на единицу сухой массы макрофита приводит к сохранению продукционного уровня эпифитонного сообщества примерно одинаковым в летний и осенний периоды.

ЛИТЕРАТУРА

1. Жукова А. А. Анализ способов расчета структурных и функциональных параметров эпифитона // Вопросы рыбного хозяйства: Сб. науч. трудов. – Вып. 24. С. 426–430.
2. Макаревич Т. А., Сысова Е. А., Жукова А. А. Структура перифитона озера Нарочь на разных этапах эволюции его трофического статуса // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: Мат. III Междунар. науч. конф., 17–22 сент. 2007 г., Минск-Нарочь. – Мн.: БГУ, 2007. – С. 62–63.
3. Макаревич Т. А. Продукция перифитона в пресных водах (обзор) // Итоги гидробиологических исследований водных экосистем Белоруссии / Под ред. Г. Г. Винберга. – Мн: Университетское, 1988. – С. 70–80.

SUMMARY

Zhukava H. A. EPIPHYTON SEASONAL DYNAMICS IN THE REED BEDS OF DIFFERENT DENSITY (ON THE EXAMPLE OF LAKE NAROCH)

The investigation of the seasonal dynamics of epiphyton structural and functional parameters was conducted in June-October 2002 in the reed beds of different density in Naroch Lake. The results suggest that epiphyton development shows clear-cut distinction in seasonal aspect. The amount of epiphyton and the chlorophyll content in it significantly increases to the end of vegetation season. On the contrary, production and destruction rate in the epiphyton community decreases in autumn. The increase in epiphyton biomass and simultaneous diminution of its production rate results in the retention of production rate of epiphyton in the ecosystem (estimated for the unit of reed dry weight) during the summer and autumn months.

ОТНОСИТЕЛЬНОЕ ОБИЛИЕ СООБЩЕСТВ МИКРОФИТОБЕНТОСА И ФИТОПЛАНКТОНА ОЗ. ПЛЕЩЕЕВО

А. А. Зубишина, О. В. Бабаназарова

Ярославский государственный университет им. П. Г. Демидова, г. Ярославль, alla@bio.uniyar.ac.ru

Озеро Плещеево – типичный димиктический, довольно глубокий, но со значительной площадью литорали и сублиторали водоем. Пробы микрофитобентоса в оз. Плещеево отбирались страто-

метром С-1 по трем трансектам в течение периода открытой воды 2001 г. Станции наблюдений были выбраны на входе устья р. Трубеж, ст. «Симак около типичного побережья на юго-западе и на выходе из озера р. Вексы. Пробу смешивали из трех образцов поверхностного грунта. Глубины отбора проб исчислялись от величины прозрачности (0,2Z, 0,5Z, 1Z, 2Z, 3Z, где Z - прозрачность) и охватывали всю фотическую зону. Во время наших исследований величины прозрачности изменялись незначительно в пределах 4м, таким образом, были охвачены зоны литорали и сублиторали до изобаты 12 м. В 2001 г. фитопланктон оз. Плещеево изучался по стандартной методике сопряженно с микрофитобентосом, исходя из следующих задач: 1) исследовать взаимное влияние сообществ микрофитобентоса и фитопланктона. 2) определить вклад этих сообществ в продукцию биомассы озера.

Согласно результатам исследования, распределение количественных характеристик микрофитобентоса по градиенту глубины носило характер не прямой зависимости. Динамика обилия по глубинам показала, что, в целом, наибольшим таксономическим богатством и обилием отличались глубины равные 1Z, иногда 0,5 и 2Z (рис. 1). Здесь же наблюдались наибольшие показатели индекса Шеннона.

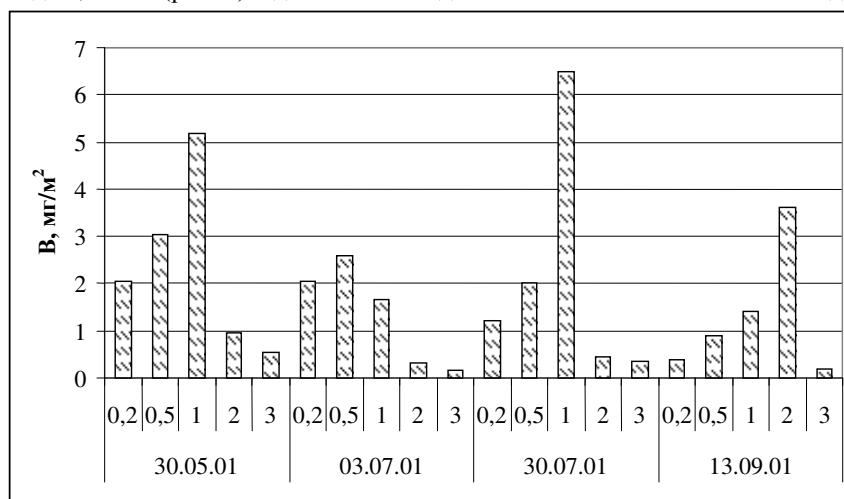


Рис. 1. Распределение усредненной по станциям биомассы микрофитобентоса по глубинам в оз. Плещеево

Заглубление пиков обилия или продукции микрофитобентоса показано в немногочисленных публикациях по распределениям количественных и продукционных характеристик микрофитобентоса вдоль градиентов глубины относительно прозрачности [1]. Такая же тенденция отмечается и в других работах по микрофитобентосу [2 – 4], эпипелону [5, 6], эпицитону [7, 8] и в целом для бентосных водорослей [9].

В отличие от 80-х [10] и середины 90-х годов [11], в 2001г. количественные показатели фитопланктона были невысокими: численность изменялась от 108,3 до 10830,1 тыс.кл/л, а биомасса - от 0,01 до 1,1 мг/л. Сезонный ход усредненной численности и биомассы характеризовался общим пиком в начале июля, кроме того, наблюдался небольшой подъем биомассы в середине сентября. Исследования, проведенные в 1993–95 гг. показали сохранение порядка значений средневегетационных биомасс фитопланктона с тенденцией некоторого увеличения. Структура летних сообществ - наличие более трофных доминирующих видов из криптофитовых и синезеленых водорослей - свидетельствовала о внутренних перестройках в сторону большей трофности. Данные исследований 1996 г. [12] и наших данных 2001 г. показали уменьшение количественных характеристик развития, что может говорить о некотором деэвтрофировании оз. Плещеево в этот период.

Значения коэффициента Серенсена между фитопланктоном и микрофитобентосом оз. Плещеево были невысоки (22,5 - 36,1%). Коэффициент флористической общности этих сообществ Иваньковского водохранилища был выше – 53% [3], однако он был рассчитан по общим многолетним спискам. В целом, невысокие значения коэффициента Серенсена указывали на гетерогенность сообществ и специфичность образования и развития микрофитобентоса оз. Плещеево.

Представляется интересным рассмотреть вклад микрофитобентоса в продуктивность по биомассе для оз. Плещеево. По литературным данным ведущая роль в продукционном звене озера Плещеево принадлежала фитопланктону, на долю которого приходилось до 84% вновь синтезированного органического вещества. Более 90% продукции фитопланктона приходилось на сублитораль и профундаль, благодаря обширному трофогенному слою. На литоральную часть приходилось менее 10% продукции фитопланктона, т.к. из-за небольших глубин фотосинтезирующий слой резко ограничен дном [10]. Литоральная зона ограниченная изобатой 4 м занимает площадь 11,5 км², что составляет 22,5% от общей площади озера, и объем 11,3 млн.м³. По нашим данным средние по сезону и станциям биомассы фитопланктона на глубинах 0,2–1Z были очень близки, и составляли 0,48 – 0,45 г/м³. Таким образом, среднесезонная биомасса фитопланктона в литорали составляла 5,311 тонн. Средняя по се-

зону и станциям биомасса микрофитобентоса на глубинах 0,2-1Z, составляла 2,9 г/м², т.е. в пересчете на площадь литорали 33,2 тонны сырой биомассы (табл. 1). Таким образом, в литоральной зоне биомасса микрофитобентоса примерно в 6 раз больше биомассы фитопланктона. Вклад микрофитобентоса в продукцию литоральной зоны по данным 1984-1985гг., оцененный в $C_{орг}$ был равен вкладу макрофитов и составлял две трети от продукции фитопланктона [10].

Вклад фитопланктона в сублиторальной зоне при средней биомассе 0,47 г/м³ составил 68,1 тонн. Вклад микрофитобентоса в сублиторальной зоне от 4 до 14 м был рассчитан по сумме вкладов биомасс на площадях ограниченных изобатами 4-6 м, 6-10 м, 10-14 м. Он составил 24,9 тонн сырой биомассы на площадь сублиторали. В этой зоне озера вклад микрофитобентоса составил 36,6% от биомассы фитопланктона.

Таблица 1

Биомассы микрофитобентоса и фитопланктона в различных зонах оз. Плещеево

Зона озера	Глубина, м	Площадь, км ²	Биомасса микрофитобентоса, т	Биомасса фитопланктона, т
Литораль	0-4	11,6	33,2	5,3
Сублитораль	4-14	15,5	24,9	68,1

В профундали озера вклад микрофитобентоса не рассчитывали, т.к. на таких глубинах ограничена доступность света и его сообщество не может нормально развиваться. Фитопланктон является главным продуцентом в этой зоне озера.

Таким образом, в литоральной зоне оз. Плещеево возрастает относительная роль микрофитобентоса, который имеет сдвинутый на глубину пик обилия. Его роль может еще более возрасти в связи с процессами деэвтрофикации и вселения активных моллюсков-фильтраторов, при которых уменьшается развитие фитопланктона и, соответственно, увеличивается доступность света и происходит «бентификация» водоема [13 – 15].

ЛИТЕРАТУРА

1. Håkanson L., Boulion V. V. Empirical and dynamical models of production and biomass of benthic algae in lakes // *Hydrobiologia*. 2004. V. 522. P. 75–97.
2. Басова С. Л. Состав, распределение и продуктивность перифитона и микрофитобентоса // Биологическая продуктивность озера Красного и условия ее формирования. Л.: Наука, 1976. С. 104 – 119.
3. Девяткин В. Г. Микрофитобентос // *Иваньковское водохранилище и его жизнь*. Л.: Наука, 1978 б. С. 86–101.
4. Киевское водохранилище. Гидрохимия, биология продуктивность. Киев: Наукова думка, 1972. 456 с.
5. Round F. E. Studies on bottom-living algae in some lakes of the English Lake District. Part VI. The effect of depth on the epipelagic algal community // *J. Ecol.* 1961b. V. 49. P. 245–254.
6. Round F. E. *The ecology of algae*. Cambridge: Cambridge Univ. press, 1981. 629 p.
7. Stevenson R. J., Stoermer E. F. Quantitative differences between benthic algal communities along a depth gradient in Lake Michigan // *J Phycol.* 1981. V. 17. P. 29–36.
8. Kahlert M., Hasselrot A. T., Hillebrand H. & Pettersson K. Spatial and temporal variation in the biomass and nutrient status of epilithic algae in Lake Erken, Sweden // *Freshwater Biology*, 2002. V. 47. P. 1–24.
9. Hill B. H. Effects of light // *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. London: Academic Press, 1996. P. 121–148.
10. Экосистема озера Плещеево. Л., 1989. 264 с.
11. Бабаназарова О. В., Воропаева О. Г., Семерной В. П., Зубишина А. А. Фитопланктон озера Плещеево и его продукционные характеристики // *Биотехнологические проблемы бассейна Верхней Волги: Сб. науч. трудов*. Ярославль, 1998. С. 65–72.
12. Ляшенко О. А. Ценотическое разнообразие фитопланктона бассейна Верхней Волги. // *Биология внутренних вод*. 2003. № 4. С. 26–34.
13. Holland R. E. Changes in planktonic diatoms and water transparency in Hatchery Bay, Bass Island area, western Lake Erie since the establishment of the zebra mussel // *J. Gt. Lakes Res.* 1993. V. 19. P. 717–724.
14. Lowe R. L., Pillsbury R. W. Shifts in Benthic Algal Community Structure and Function Following the Appearance of Zebra Mussels (*Dreissena polymorpha*) in Saginaw Bay, Lake Huron // *J. Great Lakes Res. Internat. Assoc. Great Lakes Res.*, 1995. V. 21, № 4. P. 558–566.
15. Vaughn C. C., Hakenkamp C. C. The functional role of burrowing bivalves in freshwater ecosystems // *Freshwater Biology*. 2001. V. 46 P. 1431–1446.

ФИТОПЛАНКТОН АЛАСНЫХ ОЗЕР МЕГИНО-КАНГАЛАССКОГО УЛУСА (ЦЕНТРАЛЬНАЯ ЯКУТИИ)

А. П. Иванова

Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН, г. Якутск, a_p_ivanova@sakha.net, a.p.ivanova@rambler.ru

Аласные озера находятся в 70 км восточнее г. Якутска на поверхности пятой надпойменной террасы (Тюнгюлюнская равнина) реки Лены. Высота террасы от уровня реки 66-98 м, поверхность ее представляет собой пологонаклоненную в сторону реки равнину шириной 25-40 км вдоль Лены. Отложения террасы имеют мощность 100-120 м, их нижняя толща представлена песками с содержанием мощных слоев льда и алевроитов. Исследования фитопланктона проводились на 4 озерах Нал-Тюнгюлю, Ынах-Аласа, Улахан-Сыххан, Сугун-Табы в летний период 2006 г.

Фитопланктон оз. Нал-Тюнгюлю представлен 98 видами или 102 видами и разновидностями водорослей, относящихся к 58 родам, 37 семействам, 20 порядкам, 11 классам и 7 отделам. Видовым разнообразием отличались роды *Scenedesmus* (8 видов), *Nitzschia* (6), *Monoraphidium* (4), *Aulocosira* (3 вида или 4 вида и разновидности). Выявлено 64 вида индикатора сапробности, что составляет 62,7% от общего числа видов. Индекс сапробности в июне составил 2,3, в июле – 2,7, в августе – 3,4. Вода относится к β-р-мезосапробной зоне, т.е. умеренно загрязненная, стадия обратимых изменений, но есть угроза [1]. По шкале трофности [2] водоем является олиготрофным, только в июле при максимальном развитии фитопланктона, мезотрофным. В основном за счет синезеленых водорослей *Aphanozomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Lyngbya limnetica* Lemm., *Microcystis aeruginosa* f. *flos-aquae* (Wittr.) Elenk., *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bréb. и зеленой нитчатки *Spirogyra mirabilis* (Hass.) Kutz.

22 июня температура воды в поверхностном горизонте была 20,4°C, на глубине 3,0 м 16,4°C, при температуре воздуха 30,0°C, прозрачность воды 1,0 м. Средняя численность фитопланктона составила 1443,1 тыс.кл/л, биомасса – 0,2 мг/л. По численности и биомассе преобладали *Cyanophyta* (1389,5 тыс.кл/л; 0,107 мг/л), *Chlorophyta* (32, 8 тыс.кл/л; 0,008 мг/л). Наибольшая численность и биомасса была на глубине 1,0 м (2375,4 тыс.кл/л; 0,365 мг/л).

13 июля температура воды в поверхностном горизонте была 19,6°C, на глубине 2,0 м 19,8°C, прозрачность 0,75 м. Средняя численность фитопланктона составила 4528,4 тыс.кл/л, биомасса – 1,669 мг/л. Численность и биомасса *Cyanophyta* (4407,1 тыс.кл/л; 0,393 мг/л), *Chlorophyta* (71,9 тыс.кл/л; 1,12 мг/л), *Bacillariophyta* (39,3 тыс.кл/л; 0,14 мг/л). Наибольшая численность была на глубине 2,5 м 6416,9 тыс.кл/л за счет *Cyanophyta*, а биомасса на глубине 1,4 м 4,645 мг/л за счет *Chlorophyta*.

10 августа, при температуре воды 21,2°C, прозрачности 0,75 м средняя численность составила 6004,2 тыс.кл/л, биомасса – 0,492 мг/л. Наибольшие показатели были у *Cyanophyta* (5875,6 тыс.кл/л; 0,272 мг/л). Численность и биомасса *Bacillariophyta* (17,0 тыс.кл/л; 0,006 мг/л), *Chlorophyta* (93,0 тыс.кл/л; 0,089 мг/л), *Dinophyta* (2,3 тыс.кл/л; 0,099 мг/л). На глубине 1,5 м были самые высокие показатели численности и биомассы (7432,0 тыс.кл/л; 0,896 мг/л).

Фитопланктон оз. Ынах-Аласа представлен 99 видами или 104 видами и разновидностями водорослей, относящихся к 52 родам, 38 семействам, 17 порядкам, 11 классам и 6 отделам. Видовым разнообразием отличались роды *Navicula* (7 видов или 10 видов и разновидностей), *Gomphonema* (7 видов), *Scenedesmus* (6), *Monoraphidium* (5 видов). Выявлено 54 вида индикатора сапробности, что составляет 51,9% от общего числа видов [1]. Индекс сапробности составил 2,2. Вода относится к β-α-мезосапробной зоне, т.е. удовлетворительно чистая, слабо загрязненная, стадия обратимых изменений, но есть угроза. По шкале трофности водоем является высокоэвтрофным [2]. В основном за счет нитчатых зеленых водорослей *Spirogyra tenuissima* (Hass.) Wittr., *S. velata* Nordst., *Ulothrix aequales* Kütz., *Uronema confervicola* Lagerh.

22 июня, при температуре воды 22,2°C, прозрачности воды 0,75 м средняя численность фитопланктона составила 188,0 тыс.кл/л, биомасса – 0,031 мг/л. По численности преобладали *Cyanophyta* (147,5 тыс.кл/л), по биомассе *Bacillariophyta* (0,024 мг/л). Наибольшая численность и биомасса была на глубине 1,5 м (287,9 тыс.кл/л; 0,078 мг/л).

12 июля, при температуре воды 20,2°C, прозрачности 0,2 м средняя численность фитопланктона была 14031,2 тыс.кл/л, биомасса – 51,613 мг/л. Численность и биомасса *Cyanophyta* (8368,2 тыс.кл/л; 1,758 мг/л), *Bacillariophyta* (3210,4 тыс.кл/л; 4,246 мг/л), *Chlorophyta* (2436,8 тыс.кл/л; 45,468 мг/л) возросла в десятки, сотни раз. Наибольшая численность была на горизонте 0,8 м 18473,1 тыс.кл/л, а биомасса на глубине 0,2 м 64,34 мг/л.

10 августа, при температуре воды 17,0°C, прозрачности 0,5 м средняя численность составила 1661,1 тыс.кл/л, биомасса – 1,193 мг/л. Наибольшие показатели были у *Cyanophyta* (численность – 1518,8 тыс.кл/л; биомасса – 0,653 мг/л). Численность и биомасса *Bacillariophyta* (139,2 тыс.кл/л; 0,278 мг/л) и *Cyanophyta* (41,3 тыс.кл/л; 0,242 мг/л) намного уменьшились. На глубине 2,0 м были самые высокие показатели численности и биомассы (3674,4 тыс.кл/л; 2,579 мг/л).

Фитопланктон оз. Улахан-Сыххан представлен 85 видами или 90 видами и разновидностями водорослей, относящихся к 51 роду, 38 семействам, 18 порядкам, 10 классам и 6 отделам. Видовым разнообразием отличались роды *Gomphonema* (8 видов или 9 видов и разновидностей), *Scenedesmus* (6 видов), *Navicula* (5 видов или 6 видов и разновидностей), *Oscillatoria* (5), *Spirogyra* (4 вида). Выявлено 60 видов индикаторов сапробности, что составляет 66,7% от общего числа видов [1]. Индекс сапробности в июне составил 2,4, в июле – 1,5, в августе – 3,3. Вода относится к β -мезосапробной зоне, т.е. слабо загрязненная, удовлетворительно чистая, стадия обратимых изменений. По шкале трофности водоем является высокоэвтрофным, за счет развития в августе видов рода *Spirogyra* [2].

23 июня, при температуре воды 24,4°C, прозрачности 0,8 м, средняя численность составила 1055,0 тыс.кл/л, биомасса 0,057 мг/л. По численности преобладали синезеленые 1038,1 тыс.кл/л с биомассой 0,016 мг/л, по биомассе диатомовые 0,029 мг/л с численностью 6,0 тыс.кл/л. Наибольшая численность и биомасса была в поверхностном горизонте (1924,8 тыс.кл/л; 0,109 мг/л).

13 июля, при температуре воды 17,4°C, прозрачности 0,5 м, средняя численность – 123,1 тыс.кл/л, биомасса – 0,176 мг/л. Численность и биомасса *Cyanophyta* (77,8 тыс.кл/л; 0,001 мг/л), *Bacillariophyta* (34,7 тыс.кл/л; 0,162 мг/л), *Chlorophyta* (13,8 тыс.кл/л; 0,017 мг/л). Наибольшая численность и биомасса была на глубине 1,1 м (369,2 тыс.кл/л; 0,527 мг/л).

11 августа, при температуре воды 14,6°C, прозрачности 0,5 м, средняя численность – 785,1 тыс.кл/л, биомасса – 34,63 мг/л. Численность и биомасса *Cyanophyta* (133,2 тыс.кл/л; 0,006 мг/л), *Bacillariophyta* (7,6 тыс.кл/л; 0,022 мг/л), *Chlorophyta* (642,2 тыс.кл/л; 34,598 мг/л). Наибольшая численность и биомасса была на глубине 0,5 м (1399,9 тыс.кл/л; 61,073 мг/л).

Фитопланктон оз. Сугун-Табы представлен 86 видами или 96 видами и разновидностями водорослей, относящихся к 56 родам, 38 семействам, 20 порядкам, 11 классам и 7 отделам. Видовым разнообразием отличались роды *Scenedesmus* (6 видов), *Navicula* (5 видов или 6 видов и разновидностей), *Pediastrum* (4 или 7), *Microcystis* (3 или 6), *Peridinium* (4 вида). Выявлено 58 видов индикаторов сапробности, что составляет 60,4% от общего числа видов. Индекс сапробности в июне составил 4,8, в июле – 4,9, в августе – 5,3. Вода относится к α -полисапробной зоне, т.е. грязная, стадия необратимых изменений [1]. По шкале трофности водоем является олиготрофным, только в августе на пике развития фитопланктона мезотрофное [2]. В основном за счет синезеленых водорослей *Lyngbya limnetica* Lemm., *Oscillatoria planctonica* Wolozs., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Microcystis aeruginosa* Kütz. Emend. Elenk.

22 июня, при температуре воды 22,2°C, прозрачности воды 0,6 м средняя численность фитопланктона составила 19778,0 тыс.кл/л, биомасса – 0,608 мг/л. По численности и биомассе преобладали *Cyanophyta* (19266,6 тыс.кл/л; 0,449 мг/л). Наибольшая численность и биомасса в поверхностном горизонте (28131,6 тыс.кл/л; 0,829 мг/л).

13 июля, при температуре воды 20,4°C, прозрачности 0,6 м средняя численность фитопланктона была 17968,7 тыс.кл/л, биомасса – 0,676 мг/л. Численность и биомасса *Cyanophyta* (17854,9 тыс.кл/л; 0,406 мг/л), *Chlorophyta* (96,0 тыс.кл/л; 0,227 мг/л), *Chrysophyta* (7,1 тыс.кл/л; 0,013 мг/л). Наибольшая численность была в поверхностном горизонте 21854,6 тыс.кл/л, а биомасса на глубине 1,2 м 0,88 мг/л.

10 августа, при температуре воды 21,6°C, прозрачности 0,6 м средняя численность составила 84099,6 тыс.кл/л, биомасса – 1,973 мг/л. Наибольшие показатели были у *Cyanophyta* (численность – 83804,5 тыс.кл/л; биомасса – 1,746 мг/л). Численность и биомасса *Chlorophyta* (243,5 тыс.кл/л; 0,067 мг/л) и *Bacillariophyta* (21,3 тыс.кл/л; 0,059 мг/л) больше, чем в предыдущем месяце. В поверхностном горизонте самые высокие показатели численности и биомассы (87311 тыс.кл/л; 1,727 мг/л).

Всего для 4 озер Тюнгюлюнской равнины найдено 259 видов или 281 вид и разновидность, относящаяся к 109 родам, 62 семействам, 26 порядкам, 12 классам и 7 отделам водорослей. По численности доминировали виды синезеленых водорослей *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Microcystis aeruginosa* Kütz. Emend. Elenk. *F. aeruginosa*, *M. aeruginosa* f. *flos-aquae* (Wittr.) Elenk., *Aphanothece stagnina* (Spreng.) B. Peters et Geitl. Emend. В озерах Ынах-Алас, Улахан-Сыххан, Сугун-Табы по биомассе преобладали нитчатые зеленые водоросли родов *Spirogyra*, *Uronema*, *Ulothrix*. Это можно объяснить тем, что средняя глубина водоемов 1,5 м и они практически полностью зарастают высшей водной растительностью, в отличие от озера Нал-Тюнгюлю (5-6 м).

ЛИТЕРАТУРА

1. Водоросли-индикаторы в оценке качества окружающей среды. Часть I. Баринаева С. С. Методические аспекты анализа биологического разнообразия водорослей. Часть II. Баринаева С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Экологические и географические характеристики водорослей-индикаторов. М.: ВНИИприроды, 2000. 150 с.
2. Трифонова И. С. Состав и продуктивность фитопланктона разнотипных озёр Карельского перешейка. Л.: Наука, 1979. 168 с.

SUMMARY
Ivanova A. P. PHYTOPLANKTON OF ALAS LAKES FROM MEGINO-KANGALASSKY REGION
(CENTRAL YAKUTIA)

Species composition and dynamics of summer development of phytoplankton number and biomass of 4 alas lakes of Central Yakutia.

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ЛИТОРАЛИ ОСТРОВОВ СОЛОВЕЦКОГО АРХИПЕЛАГА
(БЕЛОЕ МОРЕ)

Н. А. Иевлева

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, г. Архангельск, ievleva_n@mail.ru

Структура любого биологического сообщества определяется составом входящих в него видов, их численностью и взаимоотношениями. А изучение биологии такого важного компонента как макрофитобентос, играющего важную роль в экосистемах шельфа и имеющего практическую ценность, ведется в связи с вопросами рационального природопользования и охраны морских экосистем. Поскольку литоральная зона играет значительную роль в экологии моря. Она является границей между берегом и морем и испытывает постоянное воздействие течений, штормов, льдов, пресных стоков.

Цель альгологических исследований, проводимых на литорали островов Соловецкого архипелага, состояла в выявлении видового состава и структуры сообществ водорослей–макрофитов в осушной зоне.

Для достижения поставленной цели были разработаны следующие **задачи**:

1. Определить видовой состав макрофитов.
2. Определить проективное покрытие, биомассу и плотность поселения доминирующих видов.
3. Определить возрастную структуру популяций фукусовых водорослей.

Соловецкий архипелаг расположен в юго–западной части Белого моря при входе в Онежский залив. Архипелаг отделен от восточного берега Онежского залива проливом Восточная Соловецкая Салма, от западного берега – проливом Западная Соловецкая Салма. По данным Лоции от 1995 г. первый пролив шире и глубоководнее, чем второй.

Береговая линия островов сильно изрезана и образована чередованием каменистых мысов и гряд. Для них характерно наличие глубоко вдающихся в сушу заливов и бухт. Остров Большая Муксалма лежит вблизи восточного побережья острова Большой Соловецкий, непосредственно перед входом в губу Долгая. Берега о. Б. Муксалма окаймлены осушкой шириной до 700 м. Северо-восточный берег острова наиболее приглуб; глубины 5-10 м здесь местами подходят почти к кромке осушки. Юго-восточный и южный берега о. Б. Муксалма наиболее отмелы. От южного берега на расстояние около 4,5 мили к SO выступает обширная отмель, носящая название Муксаломского рифа. Остров Большой Заяцкий находится перед входом в гавань Благополучия в южной части Соловецкого залива.

Работы проводились в августе 2006 и 2007 гг. по общепринятой гидробиологической методике [1 – 3]. Сбор всего материала проводился во время отлива. На литорали острова было выбрано 5 характерных участков для исследования. Для них были сделаны описания, при этом измерялась протяженность по профилю, учитывались проективное покрытие и видовой состав. Был произведен количественный учет водорослей (с помощью рамки 0,3 x 0,3 м): определялись биомасса, размеры, возраст, зрелость, плотность поселения. Всего было собрано 23 качественные пробы и 54 количественные.

На литорали представлено 39 видов макрофитов, которые относятся к одиннадцати семействам трех отделов водорослей (табл. 1, 2).

Таблица 1

Флористический состав макрофитобентоса литорали островов Соловецкого архипелага

№ п/п	Список видов	о. Б.Соловецкий				о. Б.Муксалма		о. Б.Заяцкий	
		мыс Печак	мыс Белужий	губа Сосновая	губа Долгая	северо-восточный берег	юго-восточный берег	южный берег	северный берег
	Chlorophyta - Зеленые водоросли								
1	Cladophora rupestris (L.) Kutz.	+		+	+		+	+	
2	Acrosiphonia arcta (Dillw.) J. Ag.	+		+			+	+	
3	Acrosiphonia sonderi (Kutz.) Kornm.								+
4	Acrosiphonia centralis (Lyngb.) Kjellm.			+					

№ п/п	Список видов	о. Б.Соловецкий				о. Б.Муксалма		о. Б.Заяцкий	
		мыс Печак	мыс Белужий	губа Сосновая	губа Долгая	северо-восточный берег	юго-восточный берег	южный берег	северный берег
5	<i>Spongomorpha aeruginosa</i> (L.) Hoek	+		+	+	+	+	+	+
6	<i>Monostroma grevillei</i> (Thur.) Wittr.	+		+					
7	<i>Enteromorpha prolifera</i> (Mull.) J. Ag.	+		+	+	+	+	+	
	Phaeophyta - Бурые водоросли								
8	<i>Pilayella littoralis</i> (L.) Kjell.	+	+	+	+	+	+	+	+
9	<i>Elachista lubrica</i> Rupr.	+	+	+	+		+		+
10	<i>Eudesme virescens</i> (Carm.) J. Ag.	+	+	+		+	+		+
11	<i>Chordaria flagelliformis</i> (Mull.) Ag.	+		+					+
12	<i>Sphacelaria arctica</i> Harv.						+		
13	<i>Sphacelaria plumosa</i> Lyngb.			+			+		
14	<i>Petalonia fascia</i> (Mull.) Kuntze	+		+		+			
15	<i>Stictyosiphon tortilis</i> (Rupr.) Reinke	+		+	+		+	+	
16	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> (Huds.) Grev.	+		+		+			+
17	<i>Dictyosiphon hypuroides</i> (Lyngb.) Kutz.			+	+		+		+
18	<i>Dictyosiphon hispidus</i> Kjellm.	+	+			+	+		
19	<i>Chorda filum</i> (L.) Lamour.	+	+	+	+	+	+		+
20	<i>Chorda tomentosa</i> Lyngb.			+		+	+		+
21	<i>Fucus distichus</i> L.		+						
22	<i>Fucus vesiculosus</i> L.	+	+	+	+	+	+	+	+
23	<i>Ascophyllum nodosum</i> (L.) Le Jolis	+	+	+	+	+	+	+	+
	Rhodophyta - Красные водоросли								
24	<i>Dumontia contorta</i> (Gmel.) Rupr.	+		+		+			+
25	<i>Hildenbrandtia rubra</i> (Sommerf.) Menegh.					+			+
26	<i>Cystoclonium purpureum</i> (Huds.) Batt.								+
27	<i>Fimbrifolium dichotomum</i> (Lepech.) Hanson			+					
28	<i>Coccotylus truncatus</i> (Pall.) Wynne			+					
29	<i>Ahnfeltia plicata</i> (Huds.) Fries	+		+					+
30	<i>Palmaria palmata</i> (L.) Kuntze			+					
31	<i>Devaleraea ramentacea</i> (L.) Guiry			+					+
32	<i>Ceramium circinatum</i> (Kutz.) J. Ag.	+		+					+
33	<i>Ceramium rubrum</i> (Huds.) Ag.	+			+				+
34	<i>Ptilota plumosa</i> (L.) Ag.	+		+			+		+
35	<i>Polysiphonia urceolata</i> (Lightf.) Grev.		+						
36	<i>Polysiphonia arctica</i> J. Ag.	+					+		+
37	<i>Polysiphonia nigrescens</i> (Smith) Grev.			+	+				
38	<i>Rhodomela confervoides</i> (Huds.) Silva	+		+	+	+	+	+	
39	<i>Odonthalia dentata</i> (L.) Lyngb.								+

Таблица 2

Таксономическая структура макрофитобентоса литорали островов Соловецкого архипелага

Название отдела	Число порядков	Число семейств	Число родов	Число видов
Chlorophyta	3	3	7	7
Phaeophyta	5	7	14	16
Rhodophyta	5	8	15	16
Всего	13	18	36	39

При рассмотрении структуры сообществ литоральной растительности Соловецких островов выявили, что данные сообщества не отличаются разнообразием: они представлены монодоминантными – *Ascophyllum nodosum* (L.) Le Jolis – и бидоминантными – *Ascophyllum nodosum* + *Fucus*

vesiculosus L. – сообществами, которые занимают весь средний горизонт и частично заходят в нижний и верхний горизонты литорали.

Так, в кустовой части верхний горизонт литорали населяют высшие растения *Plantago maritima* L.s.l. и *Tripolium vulgare* Ness. – 0,13 кг/м². *Fucus vesiculosus* представлен мелкими формами и среди них преобладают «щеточки» проростков этого вида. В среднем горизонте выделили монодоминантное сообщество – *Fucus vesiculosus*, общее проективное покрытие (ПП) которого составляет 30 %. Биомасса *Fucus vesiculosus* составляет 0,40 кг/м². Плотность поселения 3011,1 шт/м². В нижнем горизонте растут зеленые и бурые нитчатые водоросли *Enteromorpha* sp., *Cladophora sericea* (Huds.) Kutz. и *Pilayella* sp., не образуя плотных скоплений.

На полуоткрытом побережье верхний горизонт представлен теми же видами цветковых растений (ПП – 30 %), также присутствуют обрывки слоевищ *Fucus vesiculosus* и *Ascophyllum nodosum*, отдельными пятнами встречается *Enteromorpha* sp. В среднем горизонте отмечены заросли фукусовых (ПП – 60 %). Доминантом является *Fucus vesiculosus*, его биомасса и плотность поселения в среднем составляет 11,13 кг/м² и 4465,57 шт/м². Субдоминантом выступает *Ascophyllum nodosum*, биомасса и плотность которого 6,59 кг/м² и 557,69 шт/м² соответственно. Кроме того, в этот горизонт из верхнего заходят отдельными куртинками и высшие цветковые растения, способные переносить непосредственную близость моря и заливание приливом. Заросли *Ascophyllum nodosum* и *Fucus vesiculosus* спускаются в верхнюю часть нижнего горизонта, их общее ПП составляет 40 %. В нижней части нижнего горизонта отмечены зеленые нитчатые водоросли (ПП – 30 %), *Chorda filum* (L.) Lamour. – 1 %, а также редкие растения *Ascophyllum nodosum* и *Fucus vesiculosus*.

Растительность открытых участков представлена сообществами с участием цветковых растений (*Plantago maritima* и *Tripolium vulgare*), ПП которых 10–20 %, биомасса – 0,10 кг/м², и *Fucus vesiculosus*, имеющим мелкие размеры и растущим преимущественно с нижней стороны камней. В среднем горизонте общее ПП составляет 90 %. Для этого горизонта характерно бидоминантное сообщество с *Ascophyllum nodosum* и *Fucus vesiculosus*. Биомасса и плотность *Ascophyllum nodosum* составляет 5,43 кг/м² и 1122,2 шт./м², *Fucus vesiculosus* – 7,41 кг/м² и 7511,1 шт./м². В нижнем горизонте отмечены фукусовые водоросли (ПП – 30–50 %), *Enteromorpha* sp. (ПП – 60 %) и *Chorda filum* (ПП – 1–5 %).

Возрастная структура популяции фукусовых на литорали в защищенном месте характеризуется преобладанием по численности растений 0+ возраста (*Fucus vesiculosus* – 35 %) и растений 2+–4+ возраста (15 %). С увеличением возраста наблюдается постепенное уменьшение численности растений.

На полузакрытых и открытых участках у *Ascophyllum nodosum* в структуре отмечено преобладание растений 0+ возраста (14 % и 30 % соответственно). В остальных пиках возраст растений изменялся от 2+ до 6+ – 7+ лет (на полузакрытом побережье), что в процентном соотношении можно выразить как изменение от 6 % до 6,7 %, и постепенное уменьшение численности растений разных возрастных групп (на открытом берегу).

У *Fucus vesiculosus* растений 0+ лет на данных участках не отмечено. Однако пик приходится на растения 2+ года – 33 % и 40 % от общей численности на этих участках. А затем также наблюдается постепенное уменьшение численности с возрастом.

Таким образом, в ходе исследования растительности на литорали островов Соловецкого архипелага выяснили, что:

1. Видовой состав макрофитов включает 39 видов из 11 семейств 3 отделов водорослей.
2. Водорослевые растительные сообщества на закрытом берегу представлено фитоценозами с участием *Fucus vesiculosus*, на полуоткрытом и открытом – сообществами *Fucus vesiculosus* и *Ascophyllum nodosum*.
3. В поселениях *Fucus vesiculosus* и *Ascophyllum nodosum* наблюдается постепенное уменьшение численности растений с возрастом. Однако возрастная структура популяции фукусовых довольно устойчива: преобладают мелкие «сеголетки» – по численности, доминируют крупные взрослые формы – по массе.

ЛИТЕРАТУРА

1. Барашков Г. К. О методике количественного учета литоральных водорослей // Распределение и состав промысловых водорослей Баренцева моря. – М.–Л.: Наука, 1965. – С. 7–12.
2. Громов В. В. Методика подводных фитоценологических исследований // Гидробиологические исследования северо-восточной части Черного моря. – Изд-во Ростов. ун-та, 1973.
3. Калугина А. А. Исследование донной растительности Черного моря с применением легководолазной техники // Морские подводные исследования: Сб. ст. – М.: Наука, 1969. – С. 105–113.
4. Чугайнова В. А. Эколого-океанологические условия прибрежных районов Белого моря, перспективных для марикультуры. – Автореф. дисс. на соиск. учен. ст. канд. хим. наук. – Москва, 2002. – 25 с.

SUMMARY
Ievleva N. A. THE VEGETATION OF THE LITTORAL OF SOLOVETSKY ISLAND
(THE WHITE SEA)

The characteristics of the modern condition of macrophytobenthos on the littoral of Solovetsky island (the White Sea: B. Solovetsky, B. Muksalma, B. Zayacky islands) is given. 39 species of macrovegetation are revealed. These species belong to 11 families of 3 divisions of algae. The types of phytocenosis are described; the structure of these communities (the biomass and the age structure) is revealed, depending from the type of the littoral.

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА НЕКОТОРЫХ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ВОДОЕМОВ Г. САНКТ-ПЕТЕРБУРГА

Л. Л. Капустина, Ш. Р. Поздняков

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

В 2007 и 2008 г.г. были выполнены комплексные исследования современного экологического состояния прудов Московского парка Победы г. Санкт-Петербурга. Все исследованные водоемы имеют искусственное происхождение. Большая часть прудов создана на месте бывших карьеров, из которых добывалась глина. В конце 40-х гг., на данной территории был разбит парк, и карьеры были заполнены водой. С этого времени пруды следует рассматривать как ландшафтные водоемы, используемые населением исключительно в целях рекреации. Все пруды относительно мелководны (максимальные глубины от 2.3 до 8 м). Пруды являются бессточными. Адмиралтейский, Корабельный, Капитанский, Детский и Матросский пруды соединены между собой короткими протоками, расположенными под мостами 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.

Цель данной работы: оценить качество воды в данных водоемах по микробиологическим показателям и определить источники поступления в них биогенных веществ.

Исследования проводились в весенний период (май, начало июня) и в период летней межени (июль). Для 3-х, предположительно, самых грязных прудов обследование было проведено также в первой декаде августа 2007 г. Отбор проб воды производился из наиболее глубоководных, в основном, центральных частей водоемов с поверхностного горизонта. В некоторых прудах пробы отбирались в двух, различных по глубине точках. Определялись следующие показатели:

- общее количество бактерий в воде [1], характеризующее уровень развития бактериопланктона и трофический статус водоемов;

- санитарно-микробиологические показатели, такие как «общее микробное число» (ОМЧ) и количество общих колиформных (бактерии группы кишечной палочки) бактерий (ОКБ) [2]. Величины ОМЧ характеризуют загрязнение водоемов органическим веществом различного происхождения. ОКБ основной нормируемый показатель при оценке качества воды водоемов. Это наиболее чувствительный показатель при выявлении источников фекального загрязнения, в том числе небольших.

Полученные данные представлены в таблице 1.

Таблица 1

Величины микробиологических показателей в прудах Московского Парка Победы в 2007 и 2008 г.г.

Пруд	Общее кол-во бактерий, $\times 10^6 \text{ мл}^{-1}$		ОМЧ, КОЕ*/100 мл		ОКБ, КОЕ*/100 мл	
	2007	2008	2007	2008	2007	2008
	16.05.07	10.06.08	16.05.07	10.06.08	16.05.07	10.06.08
Командорский № 1	-	-	98	2416	300	60
Командорский № 2	-	-	56	960	300	10
Фонтанный	-	-	97	668	60	13
Капитанский	-	-	13	138	3	не обн.
Матросский	-	-	18	77	57	23

Пруд	Общее кол-во бактерий, x 10 ⁶ мл ⁻¹		ОМЧ, КОЕ*/100 мл		ОКБ, КОЕ*/100 мл	
	2007	2008	2007	2008	2007	2008
	16.05.07	10.06.08	16.05.07	10.06.08	16.05.07	10.06.08
Квадратные	-	-	57	584	18	18
Детский	-	-	39	680	40	60
Пейзажный	-	-	338	448	73	25
Корабельный	-	-	11	376	25	20
Адмиралтейский № 1	-	-	35	1120	18	20
Адмиралтейский № 2	-	-	45	420	18	13
	18.07.07	16.07.08	18.07.07	16.07.08	18.07.07	16.07.08
Командорский № 1	1.93	5.00	-	130	50	30
Командорский № 2	2.10	4.90	-	384	38	20
Фонтанный	1.70	2.10	-	3364	35	27
Капитанский	1.72	2.80	-	268	28	20
Матросский	1.75	3.10	-	116	20	не обн. обна-
Квадратные	2.00	3.70	-	146	15	27
Детский	1.90	6.50	-	572	20	36
Пейзажный	1.90	3.00	-	122	10	не обн.
Корабельный	1.80	2.90	-	208	8	не обн.
Адмиралтейский № 1	2.27	2.50	-	308	не обнаружено	20
Адмиралтейский № 2	2.51	5.20	-	320	18	10
	09.08.07				09.08.07	
Командорский №1	6.80	-	-	-	50	-
Командорский №2	7.5	-	-	-	118	-
Пейзажный	3.42	-	-	-	18	-
Квадратный	2.31	-	-	-	36	-

Примечание: *КОЕ – колониобразующая единица, т. е. отдельная колония микроорганизмов, вырастающая на твердой питательной среде

Трофический статус водоемов

Общая численность бактерий в воде является одним из основных показателей чистоты вод и трофического статуса водоемов по микробиологическим показателям. Однако, нужно заметить, что определение трофического статуса является достаточно условным, производится в первую очередь по количеству фосфора и уровню развития фитопланктона, что может не всегда полностью совпадать с таковым по микробиологическим параметрам. Для большинства прудов, обследованных в оба года в летний период, были получены близкие величины общей численности бактериопланктона, особенно в 2007 г. (табл. 1). Более высокие (в 2 – 3 раза) величины отмечались в 2008 г. в Командорском, Адмиралтейском (ст. 2), Фонтанном и Детском прудах. В начале августа 2007 г. отмечается резкое (примерно в 3.5 раза) увеличение концентрации бактериопланктона в Командорском пруду и небольшое – в Пейзажном, скорее всего связанные с массовым развитием фитопланктона в это время. Количественный уровень развития бактериопланктона позволяет отнести все пруды за исключением Командорского к мезотрофному типу водоемов, что обычно характерно для удобренных прудов (*общая численность бактерий – 1.5-6.0 млн. кл. мл⁻¹*) [3], тогда как Командорский пруд является эвтрофным. Абсолютные величины численности бактерий в 2007 г. были в 1.5 – 2 раза ниже, чем в 2008 г. и по

данной классификации соответствовали среднему уровню мезотрофии. В 2008 г. аналогичные величины в различных прудах варьировали от средних до максимальных значений, свойственных мезотрофным водоемам. Наиболее интенсивное развитие бактериопланктона в 2008 г. наблюдалось в Командорском, в мелководной части Адмиралтейского пруда и в Детском пруду (в отличие от 2007 г.), где величины общей численности микроорганизмов были на границе мезо- и эвтрофии. Трофический статус прудов, определенный по численности бактериопланктона оказался несколько ниже такового по показателям фитопланктона. По результатам двух лет исследований к мезотрофным по фитопланктону относятся Матросский, Капитанский, Корабельный и Детский пруды; Командорский пруд является высокоэвтрофным водоемом, остальные пруды – Квадратные, Пейзажный, Адмиралтейский, Фонтанный, можно считать эвтрофными. 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 часть Адмиралтейского.

Санитарно-микробиологические показатели качества воды

«Микробное число» и, особенно, количество общих колиформных бактерий являются обязательными санитарно-гигиеническими показателями качества воды любого водоема и нормируются для питьевой воды и поверхностных вод, используемых для различных целей. Весной, по – видимому, в связи с весенним паводком и, соответственно, интенсивным терригенным стоком с прилегающих территорий, в большинстве прудов наблюдались максимальные, по сравнению с другими сроками наблюдений, величины ОМЧ и численности ОКБ (табл. 1). Кроме того, в это время отмечался довольно значительный расброс численности ОКБ, что, скорее всего, отражало состояние прилегающих к различным прудам территорий. Несмотря на терригенный сток, в таких прудах, как Капитанский, Матросский, Детский, Корабельный и Адмиралтейский, величины «микробного числа» были < 50 КОЕ/100 мл, т. е. соответствовали стандартам питьевой воды. Это свидетельствует о том, что даже во время весеннего паводка не происходит существенного загрязнения этих прудов органическим веществом. Величины микробного числа в 2008 г. были существенно (на порядок) выше таковых в 2007 г., что, видимо, объясняется обилием дождей, а значит повышенным объемом терригенного стока, в 2008 г. Максимальные величины санитарно-микробиологических показателей весной, как в 2007, так и в 2008 г.г., были найдены в Командорском пруду. Высокие величины отмечались также в Пейзажном и Детском прудах. Минимальные величины наблюдались в Капитанском и Матросском прудах. Судя по санитарно-микробиологическим показателям, в Адмиралтейском и Командорском прудах выделяются различные зоны (ст. 1 и 2), где величины вышеуказанных показателей различаются примерно на порядок (табл. 1). При этом, максимальные величины отмечались не более мелководных станциях.. Летом произошло существенное снижение величин ОМЧ практически во всех прудах. В отношении ОКБ в 2008 г. не прослеживается отчетливой тенденции понижения величин этого показателя во всех прудах, как это отмечалось в июле 2007 г. что, по-видимому, связано с аномально дождливым летом 2008 г. В Капитанском, Фонтанном и Квадратных прудах произошло незначительное повышение численности ОКБ, в Детском - существенное понижение, а в Корабельном, Матросском и Пейзажном прудах бактерий этой группы летом вообще не было обнаружено. По-видимому, это вызвано локальными изменениями на прилегающих территориях, которые невозможно учесть. Поскольку численность ОКБ свидетельствует о фекальном загрязнении, более высокие величины этого показателя в отдельных прудах могут свидетельствовать о их более интенсивном использовании для рекреации, выгула собак и т.п.

Для оценки степени загрязнения водных объектов, используемых в различных целях, применяется гигиеническая классификация. Она построена на основе органолептических, токсикологических, санитарных и бактериологических показателей состояния водоема. Состояние водного объекта по бактериологическим показателям оценивается по четырем индексам загрязнения – 0, 1, 2 и 3, при этом количество ОКБ варьирует от < 1×10^4 КОЕ/л (индекс 0) до > 1×10^6 КОЕ/л (индекс 3) [4]. Для вод, используемых для купания, спорта и отдыха населения, а также для водоемов в черте населенных мест установлены более жесткие санитарные нормы численности общих колиформных бактерий – не > 5×10^3 КОЕ/л [5]. Согласно полученным данным, качество воды всех исследованных прудов по гигиенической классификации соответствует нулевому индексу загрязнения, т. е. они пригодны для всех видов использования, в том числе и для рекреации. Очевидно, что на прилегающих территориях всех прудов нет постоянных, точечных источников фекального загрязнения. Качество воды по санитарно-микробиологическим показателям может несколько ухудшаться во время половодья и в связи с интенсивным стоком с прилегающих территорий во время дождей, не превышая, однако, санитарных норм, принятых для рекреации. По санитарно-микробиологическим показателям, самым грязным являются Командорский и Детский пруды, а Капитанский, Корабельный, Адмиралтейский и Матросский (т. е. пруды единой гидравлически связанной водной системы, за исключением Детского) – самые чистые.

В результате выполненных исследований ясно, что водоемы, находящиеся на достаточно ограниченной территории и имеющие на первый взгляд приблизительно одинаковые условия формирования качества воды различаются по уровню трофии и величинам санитарно-микробиологических по-

казателей. При этом, на территории парка не выявлено постоянных, точечных источников загрязнения отдельных прудов, а основная роль в поступлении биогенных и загрязняющих веществ в пруды парка, по-видимому, принадлежит рассеянным источникам и атмосферным выпадениям. Широко известно, что морфометрические особенности водоемов могут существенно влиять на протекающие в них биологические процессы. В связи с этим, мы постарались оценить влияние морфометрии и батиметрии исследованных прудов на качество воды в них. По убыванию объемов водной массы и глубины, пруды можно расположить следующим образом:

1. По объему: система из 5 прудов (Адмиралтейский, Корабельный, Капитанский, Детский и Матросский) - 179 629 м³; Фонтанный - 86 283 м³; Командорский – 10 907 м³; Пейзажный – 8625 м³; Квадратные – 4581 м³.

2. По ср. глубине: Фонтанный – 3.44 м; система из 5 прудов (Адмиралтейский, Корабельный, Капитанский, Детский и Матросский) – 2.35 м; Пейзажный – 1.18 м; Квадратные – 1.10 м; Командорский – 1.04 м.

По убыванию степени благополучия по микробиологическим показателям пруды будут располагаться так: наиболее чистые - система из 5 прудов (за исключением Детского); наиболее грязные – Квадратные, Пейзажный, Детский и Командорский. Противоречие с Детским прудом только кажущееся. Несмотря на то, что он входит в единую систему 5-и прудов, сам водоем имеет наименьшие объем и среднюю глубину из всех прудов парка. Таким образом, морфометрические характеристики водоемов в значительной степени коррелируют с их трофическим статусом и качеством воды, особенно, это касается Командорского, Пейзажного и Квадратных прудов. В связи с этим можно сделать вывод, что для данной системы водоемов мелководность прудов в сочетании с небольшими объемами воды негативно отражается на их экологическом состоянии.

ЛИТЕРАТУРА

1. Hobbie L. E., R. I. Daley & S. Jasper, 1977. Use of nucleopore filters for counting bacteria by fluorescence microscopy. *Appl. and Environ. Microb.* 33(5): 1225 – 1228.
2. Санитарно микробиологический анализ питьевой воды. Методические указания (МУК 4.2.1018-01), 2001 г.
3. Сорокин Ю. И. Бактериальная продукция в водоемах. Итоги науки и техники. Общая экология, биоценология, гидробиология. 1973 г., т. 1: 47 – 101
4. Опекунов А. Ю. Экологическое нормирование. 2001 г., СПб, 216 с.
5. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. СанПиН 4630–88. 1988 г.

SUMMARY

Kapustina L. L., Pozdnyakov Sh. R. MICROBIOLOGICAL CHARACTERISTICS SOME URBAN RESERVOIRS IN SAINT-PETERSBURG

In 2007-2008 microbiological researches of the ponds which are situated in Moscow Park of Victory (Saint - Petersburg) has been conducted. By total bacterial counts the most of the ponds belong to mesotrophic type of reservoirs. Only two of them have meso- eutrophic and eutrophic levels. According to sanitary - microbiological parameters the constant dot sources of pollution of separate ponds in the territory of the Park were not detected, and all ponds belong to 0 class of pollution. As a result of the work it was revealed, that morphometrical characteristics of the reservoirs substantially correlate with their trophic status and water quality, especially in Komandorsky, Peizazhny and Kvadratny ponds.

АГРЕГИРОВАННОСТЬ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ВОДОЕМОВ

И. Ю. Киреева

Национальный аграрный университет Украины, г. Киев, cde@twin.nauu.kiev.ua

Известно, что бактериопланктон в водоемах существует в форме агрегатов (микроколоний) [1–5]. Из факторов, влияющих на степень образования микроколоний бактериями, наибольшее значение имеет водорастворимое органическое вещество [6]. Анализ проб рыбохозяйственных прудов показал, что до 80% всех планктонных бактерий находилось в агрегатах [7], что особенно важно, поскольку именно скопления микроорганизмов являются пищей беспозвоночных животных, т. к бактерии, наряду с фитопланктоном, являются первичным звеном в пищевой цепи водоемов. Некоторые животные не способны питаться одиночными бактериями (Ciclopidae) и успешно усваивают бактерии в виде агрегатов [5, 8]. Вместе с кормом агрегированные бактерии потребляются в пищу рыбой (белым толстолобиком), причем не только молодью, но и взрослыми особями [6], что особенно важно в условиях выращивания ры-

бы в поликультуре. Кроме того, численность бактериальных микроколоний является индикатором, отражающим интенсивность потока растворенного органического вещества в водоемах [9].

При изучении особенностей микробиологического режима выростных прудов Астраханской области в условиях комплексной интенсификации (поликультура, уплотненные посадки, экстенсивная, интенсивная технологии) выращивания рыбы одной из задач было определение степени агрегированности бактериопланктона, которая определялась по методу Остапени А. П. и Инкиной Г. А. [11]. В качестве контроля использовалась вода источника водоснабжения.

В результате проведенных исследований выявлено, что основная масса бактериопланктона представлена кокками и палочками размером 0,20–2,0 мкр. Доля палочковидных бактерий в планктоне обследованных прудов изменялась от 8,9 до 13,7% при среднесезонном значении 11,5%. По мере усиления антропогенной нагрузки в прудах наблюдалось возрастание числа кокковидных форм и сокращения количества палочковидных. При этом размеры кокков увеличивались (0,77 м³), а палочек уменьшались (0,61 м³).

Нами выявлено, что клетки бактерий, находящихся в микроколониях, по величине больше, чем одиночные.

Рассматривая динамику изменения степени агрегированности бактериопланктона, можно проследить определенную закономерность в ее ходе (табл.1) Минимальные показатели агрегированного бактериопланктона как по численности, так и по биомассе наблюдались в контрольном водоеме и составили 4,9% и 11,3% соответственно при среднесезонных 8,4% и 13, 11%. Максимальные показатели наблюдались в период наибольших температур (июль), что отражало ход накопления автохтонного органического вещества.

В опытных прудах количество бактерий в микроколониях, рассчитанных по численности, варьировало от 14,30% до 28,667. Средние за сезон показатели не превысили 23,04%.

Таблица 1

Агрегированность бактериопланктона в воде обследованных водоемов

Месяц	Общая числ-ть бактериопланктона, млн.кл/мл		Биомасса, г/м ³		Агрегированность, %	
	исход.	конеч.	исход.	конеч.	по ОЧМ	по б/м
Контроль						
июнь	0,28	0,31	0,08	0,09	9,7	11,1
июль	4,40	4,70	1,84	2,17	6,4	15,2
август	4,00	4,52	1,55	1,92	11,1	14,8
сентябрь	1,17	1,21	0,87	0,98	4,9	11,3
ср сез.	3,48	3,88	1,12	1,29	8,4	13,11
Экстенсивная технология выращивания рыбы						
июнь	0,36	0,51	0,76	1,46	28,67	48,0
июль	10,70	13,20	3,62	6,84	20,02	48,0
август	15,70	19,30	5,01	8,80	14,30	43,0
сентябрь	8,31	11,42	3,80	4,80	27,20	20,8
ср. сез.	10,41	10,82	3,86	5,56	20,04	40,3
Интенсивная технология выращивания рыбы						
июнь	0,50	0,70	0,28	0,45	28,6	37,7
июль	14,2-	19,10	3,58	11,92	25,7	70,1
август	19,53	23,0	2,83	4,23	19,4	33,1
сентябрь	11,27	15,31	2,54	3,20	26,3	23,0
ср. сез.	12,0	14,60	2,70	4,0	25,5	40,85

Нами не обнаружено зависимости агрегированности бактериопланктона, рассчитанной по численности, от его общего количества. При этом в опытных прудах отмечались 2 пика в динамике агрегированности бактерий по численности – в июне и в августе. Первый пик связан с удобрением водоемов, интенсификацией продукционных процессов в них и внесением рыбопосадочного материала, когда резко увеличилось количество аллохтонного органического вещества в воде. Второй максимум объясняется накоплением органического вещества в виде остатков несъеденных кормов, экскрементов рыб, отмирающего фитопланктона в конце вегетационного периода и отражает антропогенное воздействие. Такая быстрая реакция микробного сообщества на усиление потока органического вещества отмечалась и в других водоемах [1].

Необходимо указать, что в опытных водоемах нами выявлена прямая зависимость агрегированности, рассчитанной по биомассе от значений биомассы тотального бактериопланктона в обследованных водоемах. Во всех прудах процент агрегированности бактерий, рассчитанный по биомассе, уменьшался к окончанию периода вегетации, когда снижалась и общая биомасса тотального бактериопланктона.

В пруду с экстенсивной технологией выращивания рыбы агрегированность бактерий по биомассе изменялось от 20,8% до 48,0% и составила в среднем за сезон 40,3%. При это минимальный показатель пришелся на конец вегетационного периода.

Нами выявлено, что клетки бактерий, находящихся в микроколониях, по величине больше, чем одиночные. В пруду с интенсивной технологией выращивания рыбы агрегированность по биомассе изменялась от 23,0 до 70,1 %. Максимальный показатель отмечался в июле, когда в этом пруду отмечалась и самая высокая биомасса бактерий. Среднесезонный показатель агрегированности по биомассе составил 40,85.

Анализ полученных данных показал, что в пруду с интенсивной технологией выращивания рыбы, в котором преобладает и количество взвешенных частиц, число агрегированных бактерий большее, что делает возможным их использование как одного из компонентов питания белого толстолобика, поскольку в обоих водоемах рыба выращивалась в поликультуре. Несмотря на разницу в сезонной динамике агрегированности бактериопланктона в обследованных водоемах, средние за вегетационный период показатели были близки, что свидетельствует о достаточной обеспеченности кормового зоопланктона и белого толстолобика пищей в виде бактериопланктона.

Таким образом, микроорганизмы прудов представляет собой разноразмерную группу «пищевых частиц» и играет существенную роль в трофических цепях водоемов и деструкционных процессах в них.

Изучение агрегированного бактериопланктона водоемов любого типа необходимо при решении задач, касающихся его деструкционной деятельности и является важным составным звеном в исследованиях биологической продуктивности.

ЛИТЕРАТУРА

1. Сорокин Ю. И. Роль микроорганизмов в функционировании морских экосистем // Успехи соврем. биологии. – 1982. – 93. 2. – С. 236–252.
2. Михайленко Л. Е., Головки Т. В. Роль бактерий в деструкции органического вещества водоемов // 5 съезд Всесоюз. Микроб. общества: Тез. докл., Ереван, 1975. – С. 120–121.
3. Нечесов И. А. Бактериопланктон водоемов средней части Байкала. // Совещ. лимнологов: Тез. докл., Листвинничное, 10–12 февраля. – 1977. – С. 150–154.
4. Родина А. Г. О формах существования бактерий в водной толще водоемов // Сб. Проблемы микробиологии внутренних вод. – Л.: Наука, 1971. – С. 28–34.
5. Антипчук А. Ф. Микробиология рыбоводных прудов. – М.: Легкая и пищ. пром-ть, 1983.
6. Садчиков А. П. Трансформация органического вещества бактериопланктоном свободноживущими и прикрепленными к детриту клетками // 3 Всесоюз. науч. конф. Проблемы экологии Прибайкалья: Тез. докл., Иркутск, 5–10 сент. 1988г. – Иркутск, 1988. – С. 71.
7. Сорокин Ю. И. Об агрегированности бактериопланктона // Докл. Ан СССР. – 1970. – 197, №4. – С. 905–907.
8. Кузнецов Е. А. Бактериопланктон в каскаде рыбоводных прудов с зависимым водоснабжением // Науч. докл. высш. школы. Биол. науки. – 1983., № 7. – С. 74–78.
9. Спиглазов А. П. Агрегированность бактериопланктона озера Байкал: Автореф. Дис... канд. биол. наук. – Иркутск. – 1982. – 24с.
10. Монаков А. В., Сорокин Ю. И. Роль инфузорий и бактерий в питании циклопид Рыбинского водохранилища // Тр. Ин-та биологии внутр. вод. АН СССР. – 1971. – Вып. 22/25. – С. 15–18.
11. Остапеня А. П., Инкина Г. А. Влияние предварительной обработки проб на результаты определения числа бактерий методом прямого счета // Теория и практика биологического самоочищения природных вод. – М.: Наука, 1972. – С. 207–210.

Представлены данные по агрегатам водных бактерий прудов с разной степенью интенсификации.

SUMMARY

Information is presented on the aggregates of water bacteria of ponds with the different degree of intensification.

ФУНКЦИОНАЛЬНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ АВТОТРОФНОЙ КОМПОНЕНТЫ ПЛАНКТОНА НА ОТРЕЗКЕ РЕКИ В ПРЕДЕЛАХ КРУПНОГО МЕГАПОЛИСА

Р. З. Ковалевская, Н. В. Дубко, Т. М. Михеева, О. А. Шевелева

Белорусский государственный университет, г. Минск, mikheyeva@tut.by

Река Свислочь, крупнейший приток р. Березины (бассейн Днепра) служит главной водной магистралью г. Минска. Протяженность городского отрезка реки в настоящее время с чередованием

зарегулированных и речных участков составляет более 40 км. Благодаря обводнению, в результате переброски воды из крупнейшего в Беларуси Вилейского водохранилища, реконструкции и упорядочению головного Заславского водохранилища, проводимых в последние годы мероприятий по благоустройству прилегающих береговых территорий, состояние прежде сильно загрязненного водотока значительно улучшилось, однако все еще остается неудовлетворительным. К концу 2006 г. были закончены работы по очистке русла на отдельных участках городского отрезка реки, что привело, как свидетельствуют опубликованные [1–3] и приведенные ниже материалы, к снижению уровня эвтрофирования речного потока.

В целях оценки трансформации автотрофной компоненты планктона, ее влияния на уровень и компонентный состав органического вещества в речном потоке по мере прохождения городской территории в 2006, 2007 гг. проводили исследования временной и пространственной изменчивости структурных и функциональных характеристик фитопланктона, общего содержания органического вещества, растворенной и взвешенной фракций в его составе.

Наблюдения проводили ежемесячно, как правило, в первой декаде месяца на 7 постоянных створах. Пять из них – створы 2–6, находились в пределах г. Минска, два – вне его границ. Створ 1 был приурочен к месту впадения в верховье р. Свислочь канала переброски Вилейской воды в нескольких километрах выше Заславского водохранилища, регулирующего сезонный уровень обводнения. Конечный створ 7 расположен в 10 км ниже города в пункте полного смешения речного потока со стоком с городских очистных сооружений. В границах города пробы отбирались: на выходе из двух последовательно расположенных высоко проточных водохранилищ Дрозды и Комсомольское озеро (ств. 2 и 3), на речном участке в густо населенных районах (ств. 4 и 5) и на выходе из города в 0,5 км ниже сброса воды из Чижовского водохранилища (ств. 6).

В работе представлены результаты определения количественного развития фитопланктона по содержанию хлорофилла-*a* (Chl-*a*), его доли в сухой массе сестона ($C_{\text{сест}}$), потенциальной скорости фотосинтеза (A_{max}) и деструкции (R) планктона, БПК₅, общего содержания органического вещества (ХПК) и его фракций – растворенной (РОВ) и взвешенной (ВОВ).

Скорость фотосинтеза и деструкции измеряли методом склянок в кислородной модификации (пробы экспонировали в люминостате), содержание хлорофилла-*a* – спектрофотометрическим методом ацетоновых экстрактов [4], концентрацию сестона (по сухой массе) гравиметрическим методом. Для сбора взвеси при определении концентрации сестона и хлорофилла-*a* использовали ядерные фильтры с размером 1 мкм. Величины хлорофилла приведены без учета феопигментов, содержание которых в общем форбине редко превышало 10–15 %. Для определения концентрации органического вещества использовали метод бихроматного окисления сухого остатка после выпаривания пробы на водяной бане, содержание растворенной фракции определяли тем же методом в фильтрате после фильтрации проб через ядерные фильтры указанной выше пористости. Содержание ВОВ рассчитывали по разности между ХПК и РОВ.

В работе отражены результаты, полученные в период вегетационного сезона двух лет (май–октябрь).

Сезонная динамика содержания хлорофилла-*a* и скорости фотосинтеза в два соседних года на отрезке реки несколько различалась. В 2006 г. лишь на створе 1 наблюдали два максимума указанных характеристик планктона – в мае, когда содержание хлорофилла-*a* составило 75,2 мкг/л, а скорость фотосинтеза 7,6 мг O₂/л-сут., и в начале сентября – 57,8 мкг/л и 8,8 мг O₂/л-сут. соответственно. Минимальные значения показателей 17,7 мкг/л и 2,1 мг O₂/л-сут. были отмечены в конце сезона. На всех последующих створах весенний максимум содержания хлорофилла-*a* не был выражен. Максимальные значения на городском отрезке закономерно возрастали вниз по течению. Та же тенденция в какой-то мере проявилась и по распределению скорости фотосинтеза (табл. 1).

Таблица 1

Пространственное распределение минимальных и максимальных значений содержания хлорофилла-*a* и скорости потенциального фотосинтеза на городском отрезке р. Свислочь в вегетационных сезонах 2006–2007 гг.

№№ створа	Хлорофилл- <i>a</i> , мкг/л				Фотосинтез, мг O ₂ /л-сут.			
	min	max	min	max	min	max	min	max
	2006 г.		2007 г.		2006 г.		2007 г.	
1	17,7	75,2	3,7	87,9	2,1	8,8	0,7	11,2
2	7,4	30,9	4,2	44,5	0,7	7,7	0,3	6,3
3	8,2	53,9	3,3	42,5	1,2	7,9	0,2	7,4
4	12,2	62,3	3,2	25,7	1,1	9,0	0,3	4,9
5	8,6	80,5	3,8	22,5	0,9	10,6	0,4	4,6
6	9,1	102,6	6,8	38,6	0,8	10,8	0,6	4,8
7	14,4	71,3	4,6	32,2	1,8	4,5	0,4	4,1

В 2007 г. двувершинный характер сезонной динамики содержания хлорофилла-*a* и фотосинтеза наблюдали на первом и двух последних створах. На створе 1 весенний максимум (май) – 49,6 мкг/л и 4,8 мгО₂/л·сут. оказался значительно ниже, чем позднелетний (сентябрь) – 87,9 мкг/л и 11,9 мгО₂/л·сут. соответственно. Резко был выражен в начале июня сезонный минимум показателей – 3,7 мкг/л и 0,7 мгО₂/л·сут. На зарегулированных начальных участках городского отрезка (створы 2 и 3) короткий максимум содержания хлорофилла-*a* и скорости фотосинтеза был отмечен в августе с близкими значениями – 44,5 и 41,5 мкг/л и 6,3 и 7,4 мгО₂/л·сут., соответственно. На речных участках – створы 4 и 5 наблюдавшиеся в эти же сроки максимумы, как содержания хлорофилла, так и фотосинтеза, были существенно ниже: 25,7 и 22,5 мкг/л и 4,9 и 4,6 мгО₂/л·сут., соответственно. В створах 6 и 7 характер сезонной динамики показателей был сходен. Содержание хлорофилла в периоды максимумов, как и в целом за сезон, значительно превышало значения на предыдущих речных створах и составляло на каждом из них 38,6 и 35,8 мкг/л в мае, 32,2 и 27,8 мкг/л в августе. Однако, при близких максимальных величинах скорости фотосинтеза – 3,7 и 4,8 мгО₂/л·сут. (ств. 6), 4,1 и 3,8 мгО₂/л·сут. (ств. 7), среднесезонные величины оказались значительно выше.

Закономерности пространственного распределения уровня важнейших функциональных характеристик автотрофной компоненты планктона, их межгодовые различия на исследуемом отрезке р. Свислочь в два соседних года более отчетливо прослеживаются по величине среднесезонных значений. В оба года наиболее высокие величины содержания хлорофилла-*a* (50,8±19,2 и 39,0±30,9 мкг/л) и фотосинтеза (6,5±2,5 и 5,4±3,6 мг О₂/л·сут.) характерны для створа 1. Отметим, что расход воды, поступающей по каналу, значительно выше расхода непосредственно реки.

На городском отрезке реки в 2006 г. среднесезонные величины показателей были ниже, постепенно нарастая вниз по течению. Минимальные значения в 2006 г. отмечены в створе 2 (18,4±11,1 мкг/л и 3,4±2,6 мг О₂/л·сут.), где антропогенная нагрузка меньше, чем на последующих створах, максимальные – после сброса воды из Чижовского водохранилища (ств.6) – 45,1±31,0 мкг/л, испытывающего наибольшую нагрузку города в целом. В 2007 г. относительно 2006 г. на всем отрезке реки уровень показателей снизился, особенно резко на речном участке (створы 4 и 5), где среднесезонные величины оказались минимальными – 10,1±8,8–9,5±7,4 мкг/л и 1,7±1,7–1,7±1,8 мг О₂/л·сут. соответственно. Более высокие значения были характерны, как и в предыдущем году, для стока из Чижовского водохранилища – 26,9±13,7 мкг/л и 3,0±1,6 мг О₂/л·сут. На двух первых створах (ств. 1 и 2) содержание хлорофилла-*a* снизилось на 23 и 27 %, скорость фотосинтеза на 18 и 36 %, в зонах после их проведения – створы 4 и 5 – количество хлорофилла-*a* снизилось на 69 и 77 %, а скорость фотосинтеза на 67 и 69 % соответственно, что говорит о положительном эффекте выполненных работ.

На фоне заметных межгодовых различий абсолютных среднесезонных значений рассматриваемых показателей их отношение, характеризующее фотосинтетическую активность планктона – удельный фотосинтез или ассимиляционное число, выражаемое как количество ассимилированного углерода или выделенного при фотосинтезе кислорода за единицу времени (мг С или О₂ на мг хлорофилла за час – АЧ или сутки – САЧ) оказались близкими на каждом отдельном створе в оба года. На протяжении двух сезонов величины САЧ колебались в широких пределах: на створах 1–5 от 20,2 до 87,0, на створах 6 и 7 от 11,2 до 46,6 мг С/мг хлорофилла в сутки. Максимальные средние за сезон значения с наибольшей вариабельностью наблюдались в створе 2 – 50,8±19,3, минимальные – в створе 6 – 32,7±8,8 мг С/мг хлорофилла в сутки. Максимальные величины САЧ на отрезке реки до Чижовского водохранилища 61,5–81,0 мг С/мг хлорофилла чрезвычайно высоки для пресных вод и отмечались, как правило, вслед за периодом резкого снижения концентрации хлорофилла-*a*.

В отличие от продукционных характеристик, строгой закономерности сезонной динамики деструкционных показателей (R, мг О₂/л·сут. и БПК₅, мг О₂/л) в оба года исследований практически на всех створах не наблюдалось. Не было и существенных пространственных различий уровня их среднесезонных величин, на всем отрезке реки за исключением створа 7, где общий пул органического вещества формируется в результате смешения речного потока со стоком с очистных сооружений города. Здесь значения обоих показателей чрезвычайно высоки. В среднем за сезон 2006 г. значения R составили 4,2 мг О₂/л·сут. с диапазоном изменений 1,4–8,5 мг О₂/л·сут., а БПК₅ – 16,7 мг О₂/л (9,1–18,6 мг О₂/л). В 2007 г. величины деструкции значительно снизились, составив в среднем за сезон 2,0 мг О₂/л·сут. (1,4–4,0 мг О₂/л·сут.), в то время как БПК₅ остались на прежнем уровне, но с более широкими пределами изменений 15,1 мг О₂/л (7,5–35,6 мг О₂/л). На всем вышележащем отрезке реки среднесезонные значения R и БПК₅ в 2006 г. были в пределах 0,9–1,2 мг О₂/л·сут. и 2,7–3,6 мг О₂/л соответственно с максимумом БПК₅ на створе 1 за счет очень высокого уровня (5,9 мг О₂/л) весной. В 2007 г. среднесезонный уровень деструкции (R) на всех створах был ниже – 0,5–1,0 (ств. 1–6) и 2,0 мг О₂/л·сут. (ств. 7). Однако величины БПК₅ заметно снизились лишь в створах 1–5, где колебались в пределах 2,0–2,9 мг О₂/л, в створе 6 они напротив стали выше 4,0 мг О₂/л с широким диапазоном (1,7–9,7 мг О₂/л) изменений.

О характере зависимости продукционно-деструкционных характеристик планктона и уровня автотрофной компоненты по содержанию хлорофилла-*a* на каждом отдельном створе можно судить

по данным, приведенным в таблице 2. Для всех створов характерна высокая достоверная связь скорости фотосинтеза с концентрацией главного фотосинтетического пигмента. Лишь на загрязняемом створе она несколько ниже ($r = 0,76$ против $r = 0,92-0,98$). Не проявилась зависимость САЧ от концентрации хлорофилла-*a* в наблюдаемых на каждом створе пределах.

Достоверная связь с хлорофиллом деструкционных показателей проявилась лишь на отдельных участках исследуемого отрезка реки, что может быть связано отчасти с изменением физиологического состояния фитопланктонного сообщества в речном потоке.

Таблица 2

Коэффициенты корреляции продукционно-деструкционных характеристик планктона с содержанием хлорофилла-*a* на отрезке р. Свислочь в вегетационных сезонах 2006–2007 гг.

№№ створа	1	2	3	4	5	6	7
A_{\max}	0,93	0,92	0,97	0,96	0,98	0,96	0,76
САЧ	-0,47	0,25	-0,14	0,36	-0,13	0,16	-0,20
R	0,51	0,72	0,45	0,73	0,16	0,49	0,70
БПК ₅	0,60	0,29	0,19	0,72	0,10	0,21	-0,09

В отличие от динамичных функциональных характеристик планктона содержание органического вещества в воде, формирующееся в сложном комплексе биологических и физико-химических процессов, более консервативно как в сезонном так и межгодовом аспектах. Среднесезонные значения ХПК на рассматриваемом отрезке реки, за исключением створа 7, в 2006 г., изменялись от $31,3 \pm 10,3$ до $35,9 \pm 12,6$ мг O_2 /л с максимумами на речных створах 4 и 5 и в 2007 г. от $28,2 \pm 3,1$ до $32,9 \pm 9,1$ мг O_2 /л с максимумом в створе 6. В створе 7 в оба года ХПК было выше – $44,4 \pm 8,6$ и $40,8 \pm 4,1$ мг O_2 /л. Фракция РОВ в составе ХПК на протяжении сезона в оба года колебалась в пределах 60–96 % при средних за сезон $75,3 \pm 12,0$ – $81,7 \pm 12,4$ %. Межгодовые различия среднесезонных значений невелики: в 2006 г. от $22,2$ до $24,6 \pm 5,8$ мг O_2 /л и от $23,1$ до $26,8$ мг O_2 /л в 2007 г. Содержание ВОВ – более динамичная фракция ХПК. В 2006 г. до створа 7 содержание ВОВ изменялось от $7,6 \pm 5,8$ (ств. 2) до $12,0 \pm 8,5$ мг O_2 /л (ств. 5), в 2007 г. – от $4,7 \pm 5,3$ (ств. 2) до $10,5 \pm 8,5$ мг O_2 /л (ств. 6). Сезонная и межгодовая изменчивость ВОВ соответствует вариабельности сухой массы сестона. В 2006 г. концентрация сестона до 7 створа была в пределах $10,9 \pm 3,5$ (ств. 1) и $21,9 \pm 8,5$ мг/л (ств. 5) при относительном содержании хлорофилла-*a* $0,46 \pm 0,12$ и $0,20 \pm 0,17$ % соответственно. В 2007 г. содержание сестона в соответствии с прочими показателями снизилось и изменялось в пределах $8,1 \pm 4,2$ (ств. 1) и $12,5 \pm 6,1$ мг/л (ств. 6). Доля хлорофилла-*a* значительно снизилась лишь в створах 4 ($0,08$ против $0,17$ %) и 5 ($0,09$ против $0,20$ %). В таблице 3 приведены корреляционные коэффициенты связи ХПК и его фракций с функциональными характеристиками планктона.

Таблица 3

Коэффициенты корреляции органического вещества (ХПК, РОВ, ВОВ) с функциональными показателями фитопланктона (Chl-*a*, A_{\max}) в р. Свислочь в период вегетационных сезонов 2006 и 2007 гг.

Створ	ХПК		РОВ		ВОВ	
	Chl- <i>a</i>	A_{\max}	Chl- <i>a</i>	A_{\max}	Chl- <i>a</i>	A_{\max}
1	0,23	0,06	-0,38	-0,34	0,76	0,50
2	0,86	0,92	0,56	0,76	0,86	0,80
3	0,84	0,80	0,38	0,41	0,93	0,85
4	0,90	0,95	0,58	0,72	0,97	0,95
5	0,93	0,93	0,44	0,50	0,97	0,94
6	0,75	0,79	0,16	0,24	0,97	0,96
7	0,62	0,30	0,25	0,16	0,59	0,26

Полученные на протяжении двух лет материалы свидетельствуют о тесной связи сезонных изменений уровня ХПК за счет взвешенной фракции с автотрофной компонентой планктона в р. Свислочь. Степень связи с характеристиками фитопланктона ослабевает в присутствии аллохтонного органического вещества (ств. 1 и 7). Достоверная связь РОВ с рассматриваемыми характеристиками в створах 2 и 4 совпадает с высокой достоверностью связи деструкции и БПК₅ с содержанием хлорофилла-*a* (табл. 2), что, по-видимому, обусловлено поступлением в воду РОВ при отмирании фитопланктона. Таким образом, полученные данные свидетельствуют о приоритетной роли автотрофной компоненты планктона в формировании качества воды на городском отрезке р. Свислочь и на данном этапе мероприятия по его улучшению должны быть направлены, прежде всего, на снижение степени эвтрофирования.

ЛИТЕРАТУРА

1. Михеева Т. М., Ковалевская Р. З., Дубко Н. В., Шевелева О. А. Сравнение межгодовых изменений показателей количественного развития и функционирования автотрофного планктонного со-

общества реки Свислочь на современном этапе // Сахаровские чтения 2008 года: экологические проблемы XXI века: материалы 8-й междунар. науч. конф., 22–23 мая 2008 г., Минск, Республика Беларусь / под ред. С. П. Кундаса, С. Б. Мельнова, С. С. Позняка. – Минск: МГЭУ им. А. Д. Сахарова, 2008. С. 284.

2. Ковалевская Р. З., Дубко Н. В., Михеева Т. М., Шевелева О. А. Временные и пространственные изменения продукционно-деструкционных характеристик планктона на отрезке реки Свислочь, подверженном влиянию г. Минска // Вопросы рыбного хозяйства Беларуси. Сборник научных трудов, Вып. 24. Материалы междунар. науч.-практ. конф «Стратегия развития аквакультуры в современных условиях. = Aquaculture development strategy under present conditions», Минск, 11–15 авг. 2008 г. Мн.: РУП «Институт рыбного хозяйства НАН Беларуси», 2008. С. 268–271.

3. Дубко Н. В., Ковалевская Р. З., Михеева Т. М., Шевелева О. А. Оценка уровня органического вещества на городском отрезке реки Свислочь в два последовательные года наблюдений // Там же. С. 412–414.

4. SCOR–UNESCO determination of photosynthetic pigments in sea-water / Paris, 1966. 12 p.

SUMMARY

Kovalevskaya R. Z., Dubko N. V., Mikheyeva T. M., Sheveleva O. A. FUNCTIONAL CHARACTERISTICS OF AUTOTROPHIC PLANKTON COMPONENT ON THE RIVER SECTION IN THE BOUND OF LARGE MEGAPOLIS

The transformation of autotrophic plankton component and its influence on the level of organic matter, dissolved and suspended fractions in its composition was studied during vegetative seasons of 2006-2007 as far as river Svisloch stream flow through the large megapolis (Minsk city). The data that characterized seasonal and inter year changes of chlorophyll-*a* content, potential photosynthesis, level and organic matter composition have presented. The priority role of phytoplankton in water quality formation of river has shown.

ДИНАМИКА РАЗНООБРАЗИЯ ПЛАНКТОННЫХ АЛЬГОЦЕНОЗОВ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ И ОЗЕРАХ ВОЛЖСКОГО БАССЕЙНА

Л. Г. Корнева

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН, п. Борок Ярославской области, korneva@ibiw.yaroslavl.ru

Оценка биологического разнообразия – неотъемлемая часть современного изучения структурной организации наземных и водных сообществ. Один из распространенных способов его оценки – индексы, основанные на функции Шеннона. Цель исследования – анализ динамики и распределения показателей структурного разнообразия планктонных альгоценозов и их связи с различными абиотическими и биотическими факторами в водохранилищах и озерах волжского бассейна.

Для этого использованы материалы по фитопланктону девяти крупных водохранилищ волжского бассейна (Шекснинское, Иваньковское, Угличское, Рыбинское, Горьковское, Чебоксарское, Куйбышевское, Саратовское и Волгоградское) и семи малых слабоминерализованных озер (Хотавец, Кривое, Дубровское, Змеиное, Мотыкино, Темное, Дорожив), расположенных в бассейне Верхней Волги на территории Вологодской области.

Водоохранилища Волги и соединенное с ними стоком Шекснинское различаются по площади акватории (249 – 6450 км²), степени водообмена (0.8 – 20.9 раз в год), средней глубине (3.4-10 м), морфометрии, а также по генезису образующих котловин. Прозрачность воды и общая сумма ионов (минерализация) в водохранилищах увеличивается от Верхней к Нижней Волге (0.9-1.5 м и 178-260 мг/л соответственно). Цветность воды и количество взвешенного вещества (73-33 град. и 15.6-3.5 мг/л, соответственно) наоборот снижаются в этом же направлении, что определяется географической зональностью. По биопродукционным характеристикам водохранилища относятся к мезо-эвтрофному типу [1, 2]. Озера различаются по уровню трофии, цветности и рН воды и типологически варьируют от эвтрофных до олиготрофных, от поли- до мезо- и олигогумозных, от нейтрального до мезо-и олигоацидных [3], что обусловлено особенностями водосбора [4].

На водохранилищах исследования проводились в 1956 – 2005 г., на озерах – в 1989 – 1999 гг. Для оценки разнообразия планктонных альгоценозов использовали индекс Шеннона, доминирования – индекс Симпсона, выравнивания – индекс Пиелу [5]. Кроме того, рассматривали удельное разнообразие, как число таксонов рангом ниже рода в единице объема воды (в пробе). Величины индексов рассчитаны по биомассе водорослей, которая учитывалась обычным счетно-объемным методом [6].

В водохранилищах индекс разнообразия варьировал от 0.3 бит/г до 5.8 бит/г. Частоты встречаемости его величин от <1 до 2 бит/г увеличивались от Верхней к Нижней Волге, а таковые >2 бит/г

наоборот снижались в этом направлении (рис. 1). Средняя величина индекса Шеннона для каждого водохранилища также снижалась от верховий к устью (рис. 2). Лишь в Шекснинском водохранилище она близка к значениям, полученным для водохранилищ Средней и Нижней Волги.

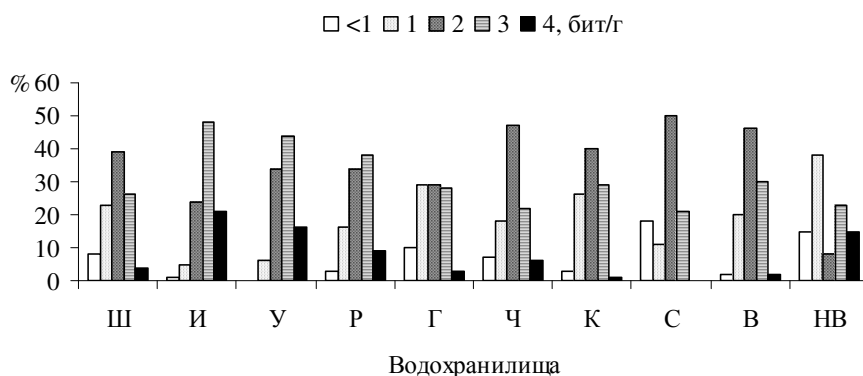


Рис. 1. Относительная частота встречаемости различных величин индекса Шеннона в водохранилищах Волги. По оси абсцисс: Ш – Шекснинское, И – Ивановское, У – Угличское, Р – Рыбинское, Г – Горьковское, Ч – Чебоксарское, К – Куйбышевское, С – Саратовское, В – Волгоградское, НВ – незарегулированная часть Нижней Волги

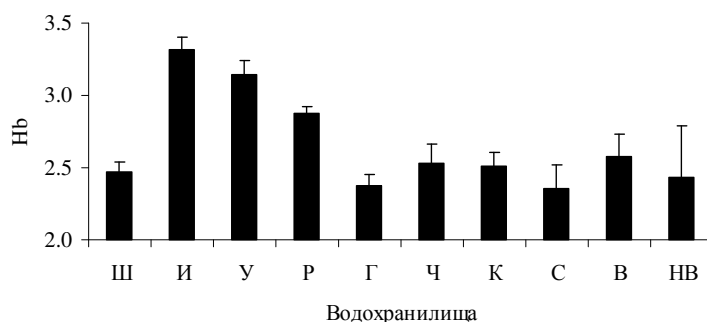


Рис. 2. Изменение средних величин индекса Шеннона в водохранилищах Волги. Обозначения те же, что на рис. 1.

Наряду с ценотическим разнообразием удельное разнообразие и выравненность снижались также от Верхней к Нижней Волге, а доминирование увеличивалось [1, 7]. В речных участках водохранилищ ценотическое разнообразие фитопланктона было выше, чем в озерных. Но эти различия были достоверны на 0.05 уровне значимости только в одном случае в Горьковском водохранилище. Индекс Шеннона достоверно повышался также в русловом Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища лишь в 6 – ти случаях из 21. У

В сезонной динамике ценотического разнообразия в Рыбинском водохранилище в 1956–1981 гг. максимальные значения отмечены в летний период (август – сентябрь), когда биомасса фитопланктона постепенно снижалась после весеннего максимума. В отдельные годы – в июне или июле (в фазу «чистой воды») [8]. На фоне многолетнего возрастания содержания хлорофилла *a* [9] и увеличения трофии вод в водохранилище прослеживалось постепенное снижение средних (за 1956–1981 гг.) и максимальных (за 1956–2005 гг.) ($r = -0.46$) за вегетационный период величин ценотического разнообразия во времени [7, 10]. Параллельно снижалась выравненность ($r = -0.76$), увеличивалось доминирование ($r = 0.36$) и удельное разнообразие ($r = 0.51$) альгоценозов [8]. Последнее также возрастало и в Шекснинском водохранилище: в летний период в 1976–1977 гг. его средние по водоему величины варьировали от 38 ± 3 до 43 ± 5 , а в 1994–1995 гг. достигали 62 ± 4 [11]. общей суммы ионов. Связь между разнообразием и биомассой в водохранилищах ($n = 2356$) после осреднения величин индекса Шеннона по рангам биомассы аппроксимировалась отрицательной линейной функцией: $y = 2.85 - 0.084x$ ($r = -0.94$, $F = 154$) (рис. 3).

В каждом из водохранилищ и на отдельных их участках связь разнообразие – биомасса оказалась также линейно отрицательной. Лишь на участке, расположенном в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища около Череповецкого промышленного комплекса (Торово) биомасса и ценотическое разнообразие были связаны линейно положительно [7]. Высокие индексы Шеннона (4–5 бит/г) при высокой биомассе ($22-25 \text{ г/м}^3$) отмечались на двух прибрежных мелководных участках Моложского плеса с глубиной 0.2–1.5 м, где наблюдалось также и высокое удельное разнообразие – 128–133.

В озерах индекс ценотического разнообразия варьировал от 0.02 до 4.48 бит/г. Максимальным разнообразием отличался фитопланктон нейтрального эвтрофного оз. Хотавец (3.02 ± 0.16 бит/г) и

слабозакисленного эвтрофного оз. Кривое (2.55 ± 0.14 бит/г). В остальных озерах среднее значение индекса слабо варьировало и не превышало $1.56 \pm 0.13 - 1.64 \pm 0.16$ бит/г. Основным абиотическим параметром, определяющим его величину, была кислотность воды. Наиболее резкое снижение разнообразия наблюдалось при $pH < 6.5$ (рис. 4). Это же значение pH было границей падения удельного разнообразия, выравнивания и увеличения доминирования альгоценозов. Корреляционная связь разнообразия с биомассой в каждом отдельном озере была слабо отрицательной ($r = -0.21 - -0.39$). Лишь в оз. Дубровское она была слабо положительная ($r = 0.12$). При осреднении величин разнообразия по рангам биомассы связь разнообразия с биомассой в озерах аппроксимировалась унимодальной кривой с максимальными значениями в диапазоне биомассы около $4 - 5 \text{ г/м}^3$, характерной для границы между мезо-эвтрофными водами (рис. 5). На практике исследователи получают как линейную, так и унимодальную зависимость этих двух параметров [12 – 14].

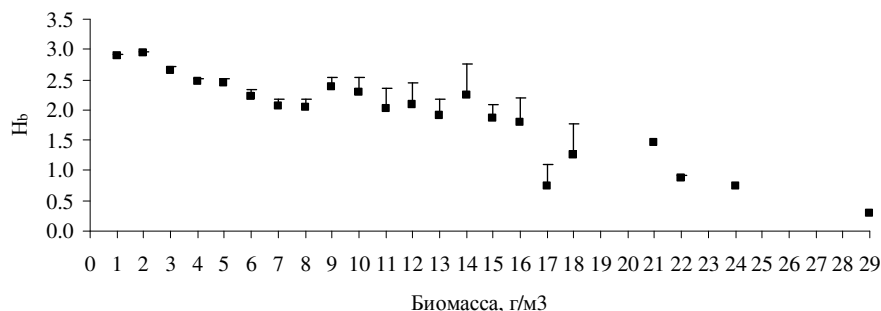


Рис. 3. Связь индекса разнообразия (H_b) с биомассой фитопланктона в водохранилищах

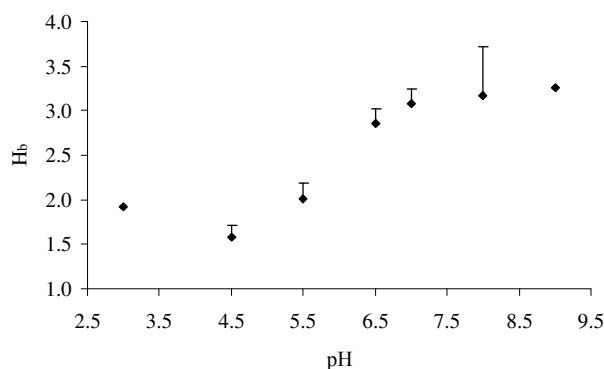


Рис. 4. Изменение индекса Шеннона (H_b) в градиенте pH в озерах

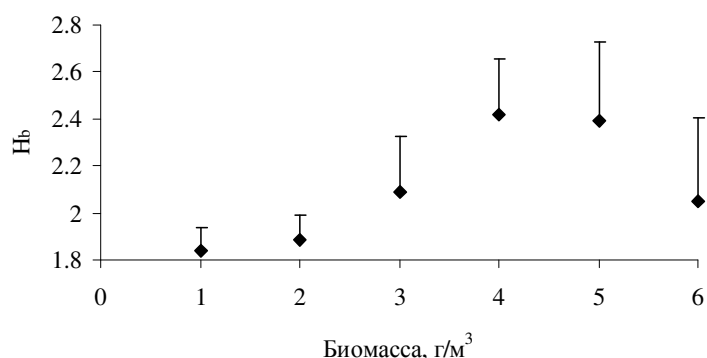


Рис. 5. Связь индекса Шеннона (H_b) с биомассой фитопланктона в озерах

Исходя из полученных данных, можно заключить, что в замкнутых слабоминерализованных озерах, различающихся по целому ряду основных показателей (pH , цветность, уровень трофии), эта связь ближе к унимодальной, что обусловлено главным однофакторным градиентом – кислотностью. При этом максимальное значение ценотического разнообразия превышало минимальное в 224 раза, а в водохранилищах – всего в 23. В последних пространственно более гетеротопных, чем озера, и различающихся по параметрам, определяющим широтным градиентом, по-видимому, диапазон абиотических факторов был не достаточен для значительного варьирования биомассы фитопланктона. С увеличением частоты отбор проб на мелководных участках водохранилищ с глубинами < 1 м, где световые и температурные условия, а также наличие в толще воды бентосных и прикрепленных форм водорослей благо-

приятствуют как увеличению биомассы, так и разнообразию альгоценозов [15], и в районах, сильно подверженных антропогенному воздействию, где может наблюдаться параллельный рост или снижение биомассы и разнообразия, можно выявить параболическую связь между этими показателями. Таким образом, ценотическое, удельное разнообразие и выравненность фитопланктона в водохранилищах волжского бассейна снижались в направлении от Верхней к Нижней Волги, а доминирование увеличивалось, что сопряжено с географической зональностью (уменьшением цветности, содержания взвешенного вещества и увеличением минерализации воды). В замкнутых слабоминерализованных озерах, где основным фактором, определяющим разнообразие фитопланктона, была кислотность воды, по мере ее возрастания снижались ценотическое, удельное разнообразие и выравненность, а доминирование альгоценозов увеличивалось. Границей их резкого изменения была величина рН = 6.5. В ходе многолетней аллогенной сукцессии в пелагиали водохранилищ ценотическое разнообразие и выравненность фитопланктона снижались, а доминирование и удельное разнообразие увеличивалось по мере роста трофии вод. Исходя из этого, можно заключить, что геохимические факторы, определяющие характер водосбора водохранилищ и озер, играют решающую роль в формировании структурного разнообразия фитопланктона в пространстве, а биопродукционные характеристики водоемов – во времени. Обратная линейная связь ценотического разнообразия с биомассой в водохранилищах и их унимодальная прямая связь в озерах, обусловленная значительным варьированием рН воды, свидетельствует о главенствующем влиянии на эту зависимость факторного градиента. Работа выполнена при поддержке гранта Российского фонда фундаментальных исследований, проект № 07-04-00370.

ЛИТЕРАТУРА

1. Корнева Л. Г. Фитопланктон Волги: разнообразие, структура сообществ, стратегия развития // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: изд-во ОАО «Рыб Дом печати», 2005. С. 119–141.
2. Минеева Н. М. Эколого–физиологические аспекты формирования первичной продукции планктона водохранилищ Волги // Авт. дисс ... докт. наук. Нижний Новгород, 2003. 42 с.
3. Корнева Л. Г. Влияние кислотности на планктонные диатомовые водоросли в слабоминерализованных лесных озерах Северо–Запада России // Биология внутр. вод. 1996. № 1. С. 33–42.
4. Лазарева В. И., Комов В. Т., Степанова И. К. Влияние водного питания на химический состав вод, трофический статус и уровень закисления болотных озер // Биология внутр. вод. 1998. № 3. С. 52–59.
5. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 184 с.
6. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 239 с.
7. Корнева Л. Г. Динамика разнообразия сообществ фитопланктона при эвтрофировании и ацидификации пресных вод // Изучение и охрана разнообразия фауны, флоры и основных экосистем Евразии. М., 2000. С. 152–156.
8. Корнева Л. Г. Сукцессия фитопланктона // Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: Самарский науч. Центр, 1999. С. 89–148.
9. Пырина И. Л. Многолетние исследования содержания пигментов фитопланктона Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2000. № 1. С. 37–52.
10. Корнева Л. Г. Изменение разнообразия флоры и сообществ планктона водохранилищ Волги // Динамика разнообразия гидробионтов во внутренних водоемах России. Ярославль: изд-во ЯГТУ, 2002. С. 23–33.
11. Корнева Л. Г. Фитопланктон // Современное состояние экосистемы Шекнинского водохранилища. Ярославль: изд-во ЯГТУ, 2002. С. 90–105.
12. Ермолаев В. И. Зависимость между биомассой и видовым разнообразием водорослей в планктонном сообществе // Гидроб. журнал. 2005. Т. 41. № 1. С. 38–43.
13. Chase J. M., Leibold M. A. Spatial scale dictates the productivity – biodiversity relationship // Nature. 2002. Vol. 416. P. 427–430.
14. Dodson S. I., Arnott S. E., Cottingham K. L. The relationship in lake communities between primary productivity and species richness // Ecology. 2000. Vol. 81. № 10. P. 2662–2679.
15. Соловьева В. В., Корнева Л. Г. Структура и динамика фитопланктона мелководий и пелагиали Волжского плеса Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2006. № 4. С. 34–41.

SUMMARY

Korneva L. G. DIVERSITY DYNAMICS OF PHYTOPLANKTON COMMUNITY IN RESERVOIRS AND LAKES OF THE VOLGA RIVER BASIN

Long-term (1956-2005) studies of phytoplankton diversity indices in nine reservoirs (1956 to 2005) and seven small weakly mineralized lakes (1989 to 1999) located in the Volga River basin have been performed. The studies demonstrated main patterns in their dynamics in spatio-temporal scale and dependence from biomass, zonal and abiotic factors.

ХАРАКТЕРИСТИКА ФИТОПЛАНКТОНА МЕЛКОВОДНОГО РАЙОНА ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА НА ФОНЕ НАМЫВА НОВЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Е. К. Ланге

Атлантическое отделение ин-та Океанологии им. П. П. Шириова РАН, г. Калининград, evlange@gmail.com

С июля 2006 г. в акватории Невской губы со стороны Васильевского острова Санкт-Петербурга проводится гидронамыв территории площадью около 480 га. В результате гидротехнических работ резко возросла мутность воды вдоль северного берега губы и мелководного района восточной части Финского залива. Целью данного исследования было оценить состояние фитопланктона мелководного района до начала гидронамывных работ и в условиях намыва территории.

Материалом послужили пробы фитопланктона, собранные на 7 станциях мелководного района в рамках экологического мониторинга, проводимого СЗ УГМС в июле-августе 1999-2003 гг. В качестве продолжения многолетних наблюдений [1] на станции 21 (глубина 13 м; 60°06'N, 29°42'E) были также отобраны пробы в июне-октябре 2005-2007 гг. Анализ фитопланктона проведен согласно рекомендациям [2].

В августе 1999-2003 гг. фитопланктон мелководного района был представлен 72-123 таксонами рангом ниже рода из 7 систематических групп водорослей. Таксономическое разнообразие планктона в основном определяли зеленые, синезеленые и, в меньшей степени, диатомовые. В фитоценозе ст. 21 число таксонов было ниже среднего по району (табл. 1).

Таблица 1

Структура фитопланктона мелководного района восточной части Финского залива, июль-август 1999-2003 г.г

Год	1999	2000	2001	2002	2003
Общее число таксонов	72	73	103	123	75
Среднее число таксонов/проба для района в целом (пределы колебания) /ст. 21	34 (24-46)/32	29(22-35)/27	41(29-46)/36	52(45-59)/47	30(18-45)/18
Вклад <i>P. agardhii</i> (%) в общую биомассу для района в целом (пределы колебания)/ст. 21	13,9-76,8/76,8	0,9-22,4/5,6	8,9-46,9/46,9	17,9-40,2/40,2	2,3-32,1/12,7
Биомасса <i>P. agardhii</i> на ст. 21, г/м ³	2,70	0,15	0,76	0,55	0,07
Биомасса <i>S. subsalsum</i> на ст. 21, г/м ³	0,31	1,75	0	0,01	0
Средняя биомасса для всего района (пределы колебания) /ст. 21, г/м ³	3,40(1,03-7,15)/3,52	2,76(0,97-4,66)/2,76	1,12(0,62-1,61)/1,61	1,69(1,09-3,09)/1,38	1,22(0,58-2,17)/0,58

Практически на всех станциях (86-100%; кроме 2000 г. – 43%) доминировала потенциально токсичная синезеленая *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom., причем на ст.21 в 1999, 2001, 2002 гг. ее доля была максимальной для всего района в целом. В мелководном районе этот вид стал превалять в фитопланктоне с 1990-х гг. [3 – 5] (рис. 1).

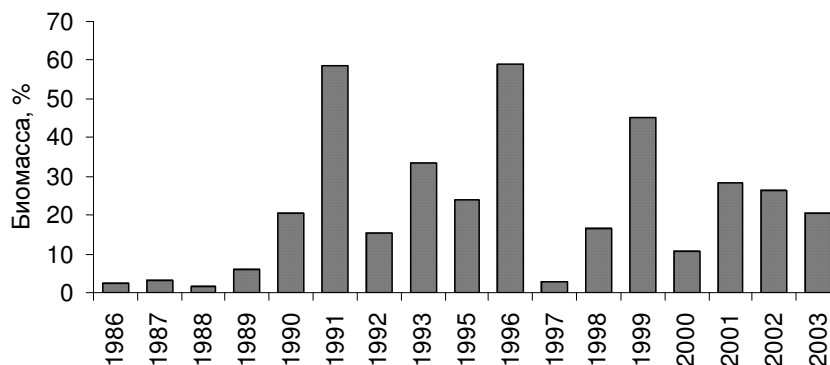


Рис. 1. Вклад *Planktothrix agardhii* в общую биомассу фитопланктона мелководного района восточной части Финского залива, июль-август 1986–2003 гг.

Наиболее благоприятный период для развития *P. agardhii* приходился на вторую половину июля-сентябрь. При этом наблюдалась межгодовая изменчивость количественных параметров этого вида – в период летних исследований 1996-2003 гг. максимальные величины его биомассы различались в 25 раз (табл. 2). Следует отметить, что чаще всего максимум фиксировался на станциях северной части мелководного района.

Таблица 2

Максимальная биомасса *Planktothrix agardhii* и *Skeletonema subsalsum* в мелководном районе восточной части Финского залива, июль-август 1996-2003 гг.

Дата	<i>Planktothrix agardhii</i>		<i>Skeletonema subsalsum</i>		Число станций
	Биомасса, г/м ³	Станция максимального развития	Биомасса, г/м ³	Станция максимального развития	
18 августа 1996 г.	4,00	24	0,24	1	7
27 августа 1997 г.	0,16	19	1,28	26	3
11 августа 1998 г.	0,19	45*	0,27	45	1
17 августа 1999 г.	3,78	19	1,92	26	7
4 августа 2000 г.	0,38	19	3,90	26	7
27 июля 2001 г.	0,76	21	0,14	24	7
25 июля 2002 г.	0,66	24	0,06	24	7
5 августа 2003 г.	0,54	20	0,07	19	7

Примечание: * – ст. 45 ГосНИОРХ вблизи г. Зеленогорска.

Из синезеленых структуру летнего доминантного комплекса в период 1999–2003 гг. формировали также *Aphanizomenon flos-aquae*(L.) Ralfs, виды рода *Anabaena*, *Oscillatoria* spp., *Pseudanabaena* spp., *Nodularia spumigena* Mert., *Aphanocapsa incerta* (Lemm.) Cronb. et Kom., *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *Woronichinia naegeliana* (Ung.) Elenk. Криptomonеды (*Cryptomonadales*) заметную роль по всей акватории района играли только в 2000 и 2001 гг. (до 56% общей биомассы).

В мелководном районе диатомовая *Skeletonema subsalsum* (A. Cl.) *Bethge* периодически становится доминантом летнего фитопланктона [1, 6]. В 1996-2003 гг. интенсивность развития *S. subsalsum*, предпочитающей высокоэвтрофные воды, была различной (табл. 2). Наиболее благоприятные условия для ее вегетации возникли в 2000 г., когда максимальная биомасса *S. subsalsum* достигла 3,9 г/м³, и ее вклад в биомассу альгофлоры в среднем составил 51%, наименее благоприятные – в 2002, 2003 гг. (табл. 2). На основании данных 1999-2003 гг. обнаружена отрицательная корреляция между биомассой *S. subsalsum* и величиной температуры воды поверхностного слоя ($r = -0,59$; $p < 0,05$; $n = 35$). На ст. 21 в эти годы биомасса *S. subsalsum* варьировала от 0 до 1,75 г/м³ (табл. 1).

Величина общей биомассы фитопланктона мелководного района летом 1999, 2000 гг. достигала 5-7 г/м³, в последующие три года – не более 1,6-3 г/м³. На ст. 21 биомасса водорослей чаще соответствовала среднему по району (табл. 1).

В июне-октябре 2005-2007 гг. на ст. 21 отмечено уменьшение общего числа таксонов в 2006 и 2007 гг., соответственно 89 и 86, по сравнению с 2005 г. (164). Наблюдалось также уменьшение числа таксонов в пробе с 31-73 (в среднем 49) в 2005 г. до 13-39 (в среднем 21-26) в последующие два года. Это относилось и к видовому разнообразию зеленых водорослей. Расчет коэффициента корреляции Пирсона обнаружил положительную корреляцию между величиной прозрачности и показателем числа таксонов ($r = 0,67$; $p < 0,05$) и числа видов зеленых в пробе ($r = 0,61$; $p < 0,05$). Колебания величины прозрачности (диск Секки) составили от 1,2-1,9 (до начала намыва территории) до 0,7 м (в процессе намыва).

Во все сроки наблюдений структуру суммарной биомассы фитопланктона на 19-95% формировали синезеленые нитчатые водоросли, кроме 15 сентября 2006 г., когда их доля составила 1,7%. Из них наибольший вес в количественном развитии фитопланктона в 2005-2006 гг. имел вид *Planktothrix agardhii*: 2005 г. – 17-42% общей биомассы (кроме 19 августа – 6%); 2006 г. – 11-55% (кроме 18 июня, 26 августа, 15 сентября – не более 5%). В июне 2007 г. *P. agardhii* снова оказался в числе доминантов (29-30% общей биомассы), но в последующие месяцы, когда прозрачность воды снизилась, его доля составила 1-8%. В июле-августе максимальная биомасса синезеленой составила: в 2005 г. – 0,95; в 2006 г. – 0,64; в 2007 г. – 0,09 г/м³. Летом 1999-2003 гг. были получены аналогичные значения (табл. 1). В целом уровень развития данного вида (биомасса) по годам заметно различался – существовала тенденция уменьшения от 2005 к 2007 г. (рис. 2). Корреляционный анализ обнаружил положительную зависимость биомассы *P. agardhii* от величины прозрачности ($r = 0,40$; $p < 0,05$).

Среди диатомовых структуру биомассы фитопланктона формировала *Skeletonema subsalsum*. В 2005 г. она доминировала в первой половине июля и в середине августа-начале сентября, составляя 11-24% биомассы (40% проб). В 2006-2007 гг. ее роль в планктоне увеличилась – в 70-77% пробах она определила 11-98% общей биомассы. В июле-августе наибольшая биомасса диатомеи была: в 2005 г.

– 0,41; в 2006 г. – 1,71; в 2007 г. – 1,49 г/м³, что было сравнимо с соответствующими данными 1999-2000 гг. (табл. 1). Количественные параметры диатомеи в 2007 г. были в среднем выше, чем в 2005-2006 гг. (рис. 3). В 2006 г. были отмечены значительные колебания биомассы *S. subsalsum* в большой степени связанные с увеличением солености до 1,45-1,54‰ в конце августа-середине сентября. При этих значениях солености 26 августа ее биомасса составила 1,71 г/м³, а 15 сентября – максимум для всего периода 2005-2007 гг. 4,73 г/м³.

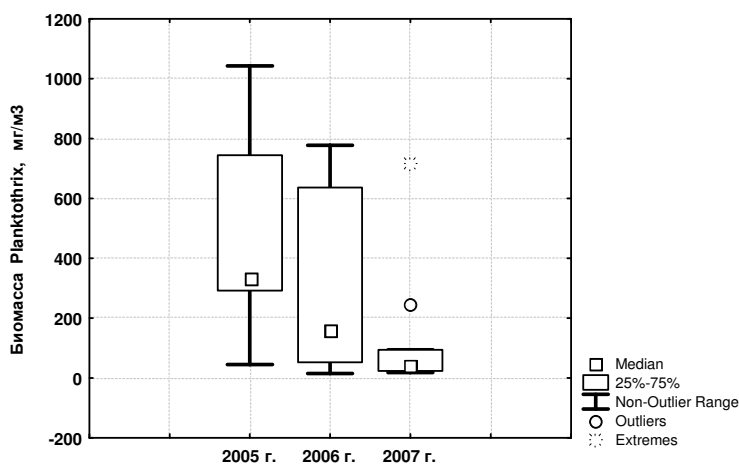


Рис. 2. Межгодовая динамика биомассы *Planktothrix agardhii* на ст. 21 мелководного района восточной части Финского залива, июнь-октябрь 2005–2007 гг.

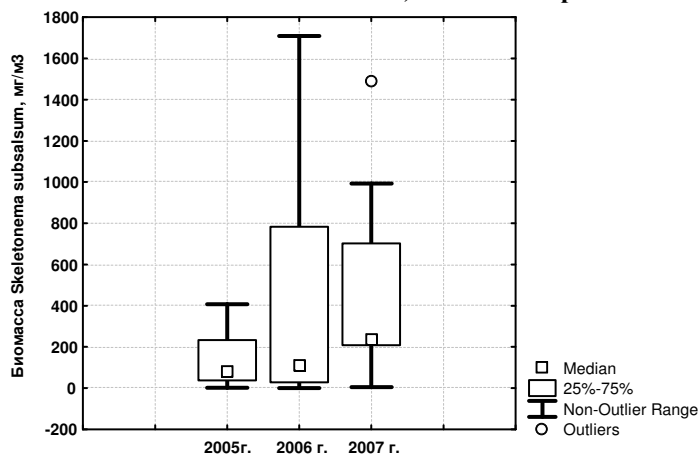


Рис. 3. Межгодовая динамика биомассы *Skeletonema subsalsum* на ст. 21 мелководного района восточной части Финского залива, июнь-октябрь 2005-2007 гг. (в 2006 г. исключена величина 4,73 г/м³)

Общую биомассу фитопланктона 2005 г. (июнь-июль, середина августа) и 2007 г. (весь период, 44% проб) на 10-30% обеспечили разноразмерные криптомонады (порядок *Cryptomonadales*). В 2006 г. в состав доминантного комплекса они не вошли. Уровень вегетации криптомонад в рассматриваемые годы был выше в 2005 г. (рис. 4). Существовала положительная значимая корреляция между биомассой криптомонад и величиной прозрачности ($r=0,40$; $p<0,05$). Расчет среднего объема клеток криптомонад обнаружил уменьшение его величины в 2007 г. (130 ± 8 мкм³) по сравнению с 2006 г. (213 ± 9 мкм³) и 2005 г. (223 ± 12 мкм³).

В июле-августе суммарная биомасса варьировала в пределах 0,8-3,07 (2005 г.), 0,48-2,39 (2006 г.), 0,49-1,96 г/м³ (2007 г.), что соответствовало аналогичным данным 2001-2003 гг. (табл. 1). В целом средняя биомасса фитопланктона за июнь-октябрь в 2005 г. (1717 ± 762 мг/м³) и 2006 г. (1811 ± 1495 мг/м³) имела сходные значения. В 2007 г. продуктивность фитопланктона снизилась до 1130 ± 726 мг/м³.

В целом, в июне-октябре 2005-2007 гг., как это отмечалось и ранее [7, 8] в северной части мелководного района восточной части Финского залива таксономическое разнообразие фитопланктона обеспечивали зеленые, синезеленые и диатомовые водоросли. Структуру доминантного комплекса формировали, преимущественно, типичный для этого района залива потенциально токсичный вид синезеленых *Planktothrix agardhii* [4, 9, 10, 11], а также диатомея *Skeletonema subsalsum* [1, 6], являющаяся индикатором повышенного содержания биогенных элементов [12] и разноразмерные криптомонады. Количественные параметры фитопланктона в целом соответствовали таковым 1982-1988 гг. [13] и были в среднем в 1,5-4 раза ниже соответствующих данных за 1997-2000 гг. [1].



Рис. 4. Межгодовая динамика биомассы *Cryptomonadales* на ст. 21 мелководного района восточной части Финского залива, июнь-октябрь 2005-2007 гг.

В результате уменьшения прозрачности воды в июне-сентябре 2007 г. отмечены существенные изменения в таксономическом составе водорослей связанные с элиминированием видов зеленых и снижение общего числа таксонов в пробе. Биомасса *P. agardhii* положительно коррелировала с прозрачностью. Уменьшение прозрачности воды в 2007 г. ингибировало вегетацию этого вида (рис. 2). Существовала также положительная связь, но менее выраженная, биомассы криптононад и прозрачности. Обращает на себя внимание уменьшение среднего объема клеток криптононад в 2007 г. по сравнению с 2005-2006 гг. В работе [14] указывается, что при небольшой степени замутненности воды (5-10 мг/л), во время разработки песчано-глинистых грунтов, в фитопланктоне преобладают мелкоклеточные фракции. В среднем биомасса диатомеи *S. subsalsum* в 2007 г. увеличилась тогда, как биомасса фитопланктона в целом уменьшилась. Таким образом, гидростроительные работы в акватории Невской губы в 2006-2007 гг., сопровождающиеся ростом мутности воды в направлении транзита невских вод, значительно повлияли на структуру таксономического состава, комплекса доминантов и, в меньшей степени, на суммарные количественные характеристики фитопланктона в северной курортной зоне Санкт-Петербурга.

ЛИТЕРАТУРА

1. Niculina V. N. Seasonal dynamics of phytoplankton in the inner Neva Estuary in the 1980s and 1990s // *Oceanologia*, 2003. 45 (1). P. 25–39.
2. HELCOM, Baltic Marine Environmental Protection Commission - Helsinki Commission 1988. Guidelines for the Baltic Monitoring Programme for the third stage; Part D. Biological Determinands, 27 D, 161 pp.
3. Басова С. Л., Ланге Е. К., Ковалева В. В. Характеристика Невской губы и мелководного района восточной части Финского залива по гидробиологическим показателям / Охрана окружающей среды, природопользование и обеспечение экологической безопасности в Санкт-Петербурге в 1998 году. (Ред. Баев А.С., Сорокин Н.Д.) СПб, Сезам, 1999. С. 202-210.
4. Макарова С. В. Видовой состав и количественные характеристики фитопланктона / Экосистемные модели. Оценка современного состояния Финского залива. Ч. 2. СПб. Гидрометеиздат. 1997. С. 345-365.
5. Макарова С. В. Динамика структурных показателей фитопланктона восточной части Финского залива в многолетнем аспекте. Авт. реф. дисс. на соиск. уч.степ. к.б.н. СПб. 1999. 24 с.
6. Шишкин Б. А., Никулина В. Н., Максимов А. А., Силина Н. И. Основные характеристики биоты вершины Финского залива и ее роль в формировании качества воды. Л., Гидрометеиздат. 1989. 95 с.
7. Басова С. Л., Силина Н. И., Ланге Е. К., Ковалева В. В., Степаненко И.В. Качество вод Невской губы по гидробиологическим показателям // Водные объекты Санкт-Петербурга (Ред. Кондратьева С. А., Фрумина Г. Т.) СПб, Символ. 2002. С. 300-311.
8. Eremina T., Lange E. Estimation of changes in the ecosystem state from observations in the Gulf of Finland // *Baltic Floating University Research Bulletin/UNESCO*, № 6. 2003. P. 15-19.

9. Никулина В. Н., Трифонова И. С., Летанская Г. И., Павлова О. А. Фитопланктон // Финский залив в условиях антропогенного воздействия. СПб, 1999. С. 108 - 126.
10. Ланге Е. К., Шилин М. Б. Состояние планктонных сообществ Балтийского моря // Комплексные исследования процессов, характеристик и ресурсов Российских морей Северо-Европейского бассейна (проект подпрограммы «Исследование природы Мирового океана» федеральной целевой программы «Мировой океан»). Вып. 1. КНЦ, Апатиты, 2004. С. 222-228.
11. Никулина В. Н., Ланге Е. К. Изменения развития фитопланктона восточной части Финского залива в 2002-2004 гг. // Водные ресурсы, т.35, №2. 2008. С. 231-238.
12. Gibson C. E., McCall R. D. & Dymond A. Skeletonema subsalsum in a freshwater Irish lake. – Diatom Research, v.8 (1). 1993. P. 65–71.
13. Никулина В. Н. Планктонные синезеленые водоросли восточной части Финского залива // Исследования водных экосистем. Л., 1989. С. 26–37.
14. Максимова О. Б. Влияние повышенной мутности воды на структурно-функциональные характеристики фитопланктона // Сб. науч. трудов ГосНИОРХ, вып. 331, т. 1. 2006. С. 86-122.

SUMMARY

Lange E. K. CHARACTERISTIC OF PHYTOPLANKTON OF THE SHALLOW REGION IN THE EASTERN PART OF GULF OF FINLAND AGAINST A BACKGROUND OF NEW HYDRAULIC FILL TERRITORY CONSTRUCTION

A hydraulic filling of new territories in the Neva Bay in 2006-2007, being accompanied growing to turbidities of water toward transit of Neva's water, have vastly influenced upon structure of the taxonomic composition, dominant complex and, to a lesser extent, on total quantitative features of the phytoplankton in north resort area Saint Petersburg.

СОСТОЯНИЕ ФИТОПЛАНКТОНА ЗАПАДНОГО РАЙОНА ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА (ПО МАТЕРИАЛАМ 2006 – 2007 ГГ.)

Г. И. Летанская, Е. В. Протопопова

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

В 2006-2007 гг. были проведены комплексные исследования качества воды озера с целью выбора альтернативного источника водоснабжения г. Санкт-Петербурга. Вопрос о переносе водозабора из реки Невы, где он до настоящего времени находится, в озеро возник еще в начале прошлого столетия [2]. Понятно, что за прошедшее столетие качество воды как в озере, так и в реке значительно изменилось [1]. Особенно оно ухудшилось в р. Неве в связи с колоссальным ростом мегаполиса и объемом его коммунальных и промышленных стоков, которые до сих пор сбрасываются в реку неполностью очищенными.

Состояние фитопланктона, его таксономическая структура, общая величина биомассы, концентрация хлорофилла-а, роль синезеленых водорослей в сообществе определяют как трофический статус водоема, так и качество его воды. Мониторинговые наблюдения за фитопланктоном озера в 90-х годах прошлого столетия показали, что воды западного района озера, в силу своих естественных гидрофизических и химических особенностей, обладают наиболее низкими показателями развития фитопланктона, по сравнению с другими районами озера [3].

Район характеризуется открытостью береговой линии и свободным водообменом с основной озерной массой, который существует до формирования термического фронта весной и осенью, при переходе температуры воды через 4° С [7].

Исследованные станции охватывают территорию от бухты Петрокрепость до г. Приозерска и включают в себя прибрежные мелководные до 20 м (ст.36, 38, 60-62) и глубоководные более 50 м (ст.К, 86) станции. Наблюдения были выполнены в течение периода открытой воды с мая по ноябрь.

Количественные пробы (V-1л) фитопланктона собирали для определения структуры сообщества и концентрации хлорофилла-а. Собранный материал характеризует состояние фитопланктона поверхностных вод района, а на глубоководных станциях также его вертикальную структуру и продуктивность.

Методы определения этих показателей стандартные. Пробы фитопланктона отбирали батометром, фиксировали раствором Люголя с последующим добавлением формалина, а после отстаивания и концентрации просматривали в камере Нажотта под световым микроскопом. Биомассу рассчитывали с использованием индивидуальных весов водорослей, полученных для озера. Хлорофилл-а определяли спектрофотометрическим способом в ацетоновых экстрактах [6, 10].

Анализ полученных результатов позволяет проследить сукцессию фитопланктона с мая по ноябрь и оценить уровень его продуктивности.

В начале мая (ранне-весенняя фаза) исследуемый район находился в теплоинертной зоне озера, где температуры воды не превышали 4° С. В планктоне начиналась вегетация диатомовых с преобладанием традиционного весеннего ладожского вида *Aulacoseira islandica*. Общая биомасса водорослей была максимальной на ст. 38, на остальных она изменялась от 0.1 до 0.7 гм⁻³. Подобная ситуация наблюдалась и с концентрациями хлорофилла-а, который достигал 2.9 мгм⁻³ на ст. 38, а на остальных изменялся от 0.3 до 1.6 мгм⁻³. Минимальные величины отмечены на глубоководных станциях (рис. 1).

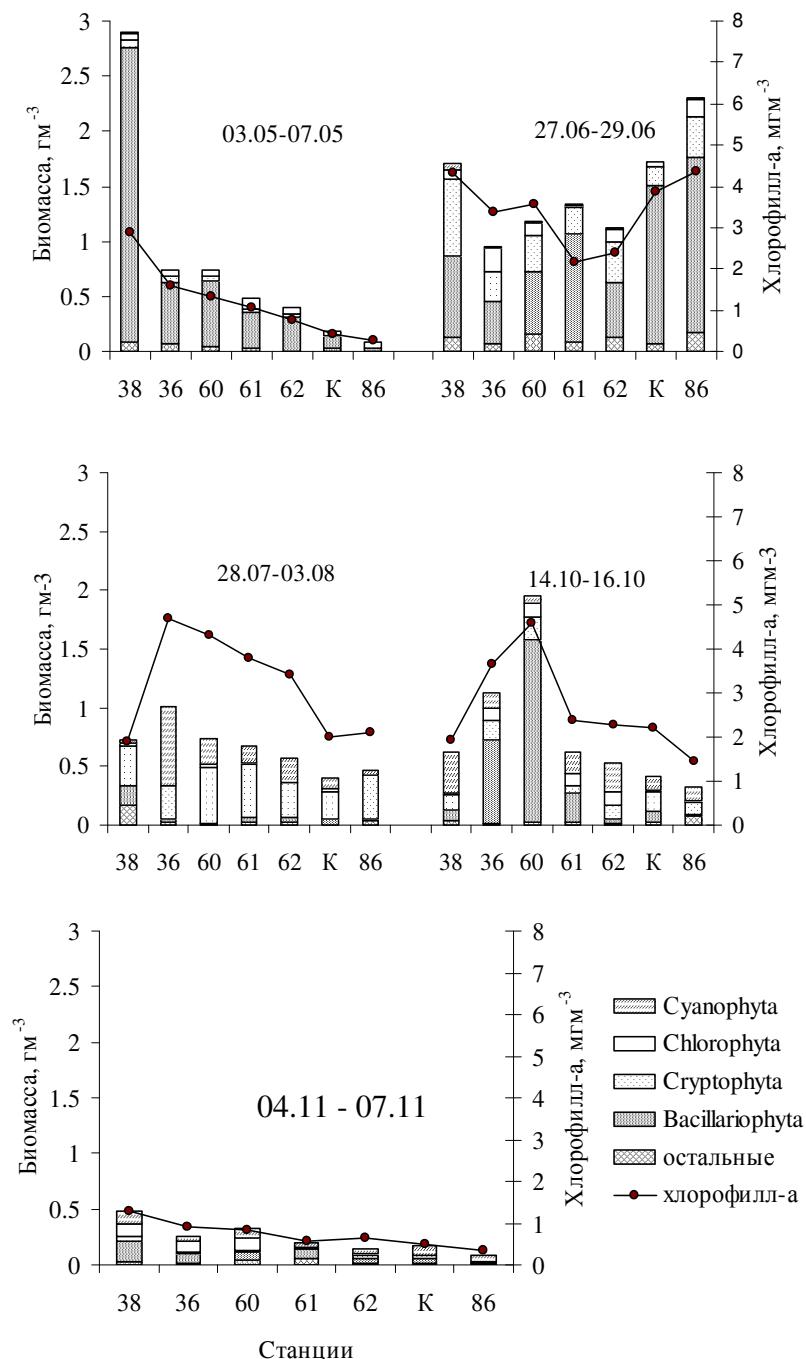


Рис. 1. Биомасса и концентрация хлорофилла-а на станциях западного района Ладожского озера

К концу июня (поздне-весенняя фаза) поверхностные температуры воды на мелководных участках достигали уже практически летних значений (13-15° С), а на расположенных севернее глубоководных - лишь 10-11° С. В фитопланктоне доминировали диатомовые и криптофитовые водоросли. Среди первых лидерство от *Aulacoseira islandica* переходило к *Asterionella formosa*, а среди вторых преобладали *Cryptomonas erosa*, *C. sp.*, *Rhodomonas lacustris*. Из субдоминантов отмечены зеленые водоросли с основным видом *Botryococcus braunii*. Общая биомасса и концентрация хлорофилла-а на мелководных станциях увеличивались вдвое, а на глубоководных, соответственно на порядок (рис. 1).

По многолетним наблюдениям в середине июля в озере наступает гидрологическое лето. К этому времени окончательно исчезает термобар, выравниваются поверхностные температуры воды по всей акватории водоема, происходит стратификация водных масс. В конце июля 2006 г в фитопланктоне господствовали криптофитовые, с теми же видами, что и весной, и синезеленые. Среди последних на мелководных станциях преобладали виды *Anabaena* (*A.flos-aguae*, *A.spiroides*, *A.circinalis*), а на глубоководных станциях соответственно *Aphanizomenon flos-aguae* и *Oscillatoria planctonica*. Вклад синезеленых в общую биомассу здесь был ниже, чем на мелководных участках. Практически на всех станциях диатомовые водоросли исчезали из поверхностных слоев воды. Лидерами ранне-летнего периода становились криптомонады, что было отмечено и в другие годы наблюдений [4]. Общая биомасса водорослей в июле, по сравнению с июнем, снижалась, особенно резко на глубоководных участках. Это связано со структурной перестройкой в сообществе, резким падением вклада в общую биомассу диатомовых. Напротив концентрации хлорофилла-а на мелководье даже несколько увеличиваются, что обусловлено ростом роли криптомонад и синезеленых в сообществе, биомасса которых обладает большим процентным содержанием хлорофилла-а [9]. На глубоководных станциях концентрации хлорофилла-а снижались вдвое, а биомасса на порядок (рис. 1).

К середине сентября (ранне-осенняя фаза) ситуация в озере менялась незначительно, поверхностные температуры воды на уровне летних значений (15–16° С). В фитопланктоне преобладали синезеленые с поздне-летними доминантами *Aphanizomenon flos-aguae*, *Woronichinia naegeliana* и криптомонады с весенне- летним набором видов. В сентябре роль всех этих видов в планктоне снижалась. Одновременно рос вклад диатомовых (*Aulacoseira italica*, *A. granulata*, *A.islandica*), особенно на мелководье (рис. 1). Величины общей биомасса и концентрации хлорофилла-а были практически на уровне летних значений, что наблюдалось в озере и ранее [5]. В начале ноября вегетация водорослей, при температуре воды 5–6° С, затухала. Из встреченных видов преобладала *Aulacoseira islandica* и *Aphanizomenon flos-aguae*. Биомасса водорослей и концентрация хлорофилла-а были минимальными за весь период наблюдений и колебались от 0.1 до 0.5 гм⁻³ и от 0.3 до 1.3 мгм⁻³ соответственно.

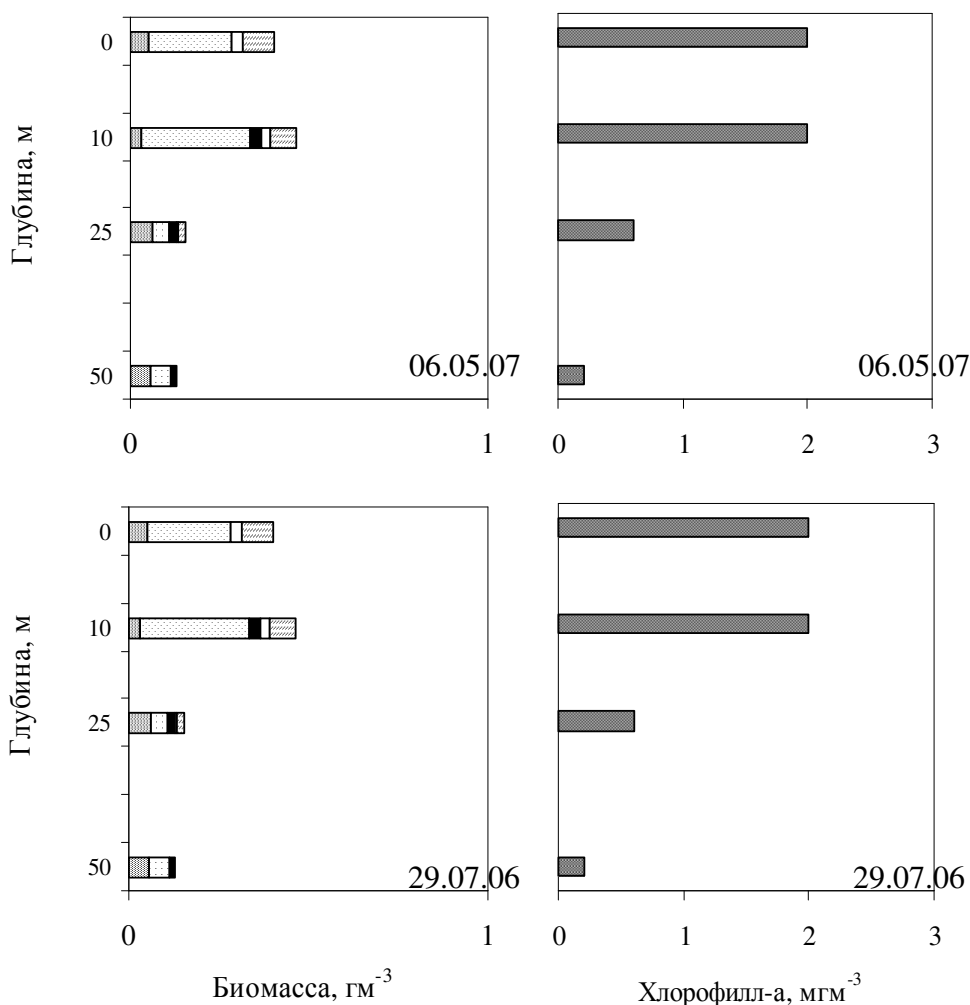


Рис. 2. Вертикальное распределение биомассы фитопланктона и концентрации хлорофилла-а на ст. К (обозначения как на рисунке 1)

Вертикальное распределение фитопланктона в толще воды ранней весной (рис. 2) и поздней осенью, при гомотермии водных масс в эти периоды, было равномерным на всех участках района. В период летне-осенней стратификации на глубоководных станциях основная масса водорослей сосредоточена в пределах гомотермного эвфотного слоя (0-10м), а ниже величины биомассы и концентрации хлорофилла-а уменьшались, первые в 2-3 раза, а вторые на порядок. Условия стратификации на мелководных станциях нестабильные, поскольку периодически нарушаются ветровым воздействием. Соответственно четкой стратификации в фитопланктоне также не наблюдалось.

Исследования фитопланктона прибрежного района озера с мая по ноябрь позволили проследить смену структурообразующих видов водорослей в сезонном аспекте. В мае начиналась вегетация *Aulacoseira islandica*, в июне доминирование переходило к *Asterionella formosa* и *Cryptomonas erosa*, *Rhodomonas lacustris*, в июле продолжалось доминирование тех же криптоноад и р. *Anabaena*, которая в сентябре уступала доминирование *Aphanizomenon flos-aquae*, *Woronichinia naegeliana*. К ноябрю вегетация затухала, структура сообщества сентябрьская. Среднесезонные величины биомассы и концентрации хлорофилла-а для мелководных участков находились в пределах 0.5-1.3 гм⁻³ и 1.9- 2.8 мгм⁻³ соответственно, а для глубоководных - 0.6- 0.7 гм⁻³ и 1.7-1.8 мгм⁻³. Согласно существующей классификации трофии вод по продуктивности фитопланктона, воды исследованного района в целом можно отнести к олиготрофному типу [8]. Потенциально вредные синезеленые водоросли массового развития не имели даже летом. Таким образом, качество воды этого района, оцениваемое по состоянию фитопланктона, весьма хорошее.

ЛИТЕРАТУРА

1. Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера. Петрова Н. А. (ред.). Л.: Наука, 1982. 304 с.
2. Балахонцев Е. Н. Ботанико-биологические исследования Ладожского озера //Ладожское озеро как источник водоснабжения гор. С.-Петербург. СПб. 1909. С. 171–585.
3. Летанская Г. И. Современное состояние фитопланктона и тенденции его изменения в период летней стратификации озера // Ладожское озеро. Прошлое, настоящее, будущее. СПб.: Наука, 2002. С. 165–175.
4. Летанская Г. И. Закономерности пространственно-временного распределения фитопланктона Ладожского озера // Охрана и рациональное использование водных ресурсов Ладожского озера и других больших озер. Труды IV Международного симпозиума по Ладожскому озеру. Великий Новгород, Россия. 2–6 сентября 2002. СПб., 2003. С. 134–137.
5. Летанская Г. И., Протопопова Е. В. Осенний мониторинг фитопланктона Ладожского озера (1992–2002 гг.). //Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды. Материалы II Международной научной конференции 22–26 сентября 2003 г., Минск – Нарочь. Минск, 2003. С. 299–301.
6. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресных водоемах. Фитопланктон и его продукция. Л.: ЗИН. 1981. 32 с.
7. Науменко М. А., Каретников С. Г. Морфометрия и особенности гидрологического режима Ладожского озера. //Ладожское озеро. Прошлое, настоящее, будущее. СПб.: Наука, 2002. С. 16–49.
8. OECD. Eutrophication of Waters // Monitoring, assessment and control OECD. Paris. 1982. 154 p.
9. Tolstoy A. Chlorophyll «a» in relation to phytoplankton volume in some Swedish lakes. //Arch. Hydrobiol. 1979. V. 85. P. 212–230
10. UNESCO/SCOR. Monographs on oceanographic methodology. Determination of photosynthetic pigments in sea water. UNESCO Paris. 1966. P. 1–69.

SUMMARY

Letanskaya G. I., Protopopova E. V. PHYTOPLANKTON OF THE WESTERN REGION LAKE LADOGA (2006-2007)

Analysis of phytoplankton composition and productivity from Lake Ladoga throughout the vegetation season 2006-2007 indicated that diatoms *Aulacoseira islandica* dominated in early May; diatoms *Asterionella formosa* and cryptomonades (*Cryptomonas erosa*, *Cr.sp.*, *Rhodomonas lacustris*) dominated in the end of June. During stratification period (July – September) diatoms almost disappeared while *Cryptophyta* with the same species as observed in June and *Cyanophyta* (*Anabaena spiroides*, *A. flos-aquae*, *Woronichinia naegeliana*) had become dominant group. Algal community structure had not changed up to November. . Phytoplankton productivity had decreased from July to November. Mean value biomass and Chl-a concentration over season had changed from 0.5 to 1.3 gm⁻³ and from 1.7 to 2.8 мгм⁻³ respectively. In accordance with our data tropical state surface water this region can be classified as oligotrophic type.

ИССЛЕДОВАНИЯ ПЕРВИЧНОЙ ПРОДУКЦИИ ПЛАНКТОНА В СВЯЗИ С ОЦЕНКОЙ СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ШЕКСНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Н. М. Минеева

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

Шекснинское водохранилище образовано в 1963 г. перекрытием русла р. Шексны, входит в состав Волго-Балтийского водного пути и формирует собственную одноименную ветвь волжской системы. В пределах водохранилища выделяют участки, различающиеся по морфометрии и гидрологии: р. Ковжа белозерская, Белое озеро, площадь которого 1284 км², и 120-км отрезок площадью 381 км² от истока р. Шексны до плотины Шекснинской ГЭС [1]. Расположенное в регионе с относительно небольшой плотностью населения, оно испытывает меньшую антропогенную нагрузку по сравнению с водохранилищами волжского каскада [2].

Как и в других крупных водоемах, основной запас органического вещества в экосистеме Шекснинского водохранилища формируется за счет фотосинтеза планктонных водорослей. Это определяет экологическую значимость сообщества, функциональная, средообразующая и индикаторная роль которого хорошо известна. В гидроэкологических исследованиях для характеристики развития и функционирования фитопланктона используют содержание основного пигмента зеленых растений хлорофилла *a* (Хл) и интенсивность фотосинтеза (A_{max}), которые служат также маркерами трофического состояния водоема. Основу оценки общей биологической продуктивности экосистемы составляет интегральная (под м²) первичная продукция (ΣA), которая во многих водоемах связана с рыбопродуктивностью [3].

Исследования первичной продукции планктона Шекснинского (Череповецкого) водохранилища периодически велись с первых лет его существования [1, 4] вплоть до 2007 г. Цель настоящей работа – на основе продукционных характеристик фитопланктона оценить современное состояние и проследить тенденции многолетних изменений экосистемы водохранилища. Сбор материала проводили на 10–13 станциях Белого озера и 6–10 станциях речной части. Фотосинтез измеряли скляночным методом в его кислородной модификацией; пробы экспонировали 24 ч в палубном инкубаторе с заборной водой при близких к оптимальным световых условиях. Хлорофилл определяли стандартным методом [5] и рассчитывали по уравнению [6].

Интенсивность и масштабы первичного продуцирования в пресноводной экосистеме определяются действием и взаимодействием биотических и абиотических факторов. Фотосинтез в первую очередь зависит от развития фитопланктона, показатель которого – содержание Хл по наблюдения 1990-х и 2007 г. остался в тех же пределах, что и в 1970-е гг. (табл. 1). При этом средние для отдельных сроков концентрации пигмента, по-прежнему свидетельствующие о мезотрофном состоянии водоема, стали несколько выше. Последнее отражает тенденцию к повышению трофии водохранилища. Заметим, что по данным Л. Г. Корневой в 1990-е гг., по сравнению с 1970-ми, при неизменной суммарной биомассе фитопланктона существенно изменился его видовой и размерный состав, что обусловило заметный рост общей численности за счет развития мелкоклеточных форм [1].

Из абиотических факторов на обилие и функционирование водорослей наиболее заметное влияние оказывает обеспеченность энергетическими ресурсами – элементами минерального питания и светом. Содержание общего азота и общего фосфора в водохранилище в середине 1990-х гг. осталось на том же уровне, что и 20 лет назад, составляя в среднем 0.52–0.63 мг/л TN и 51–69 мкг/л TP [1]. Однако связь между хлорофиллом и биогенами, нашедшая отражение в разработке трофических шкал для озерных водоемов [7], не всегда прослеживается в водохранилищах (в частности – волжских [2]) и не выявляется в Шекснинском. При расчете парной регрессии между Хл и TN, TP, TN/TP по сезонным данным 1976–1977 гг. коэффициент детерминации $r^2 < 0.10$. При введении в регрессионную модель нескольких переменных (TN, TP, TN/TP, прозрачность, цветность) r^2 увеличивается до 0.40, что свидетельствует о заметном влиянии на фитопланктон условий подводного светового режима, являющихся ключевыми для фотосинтетических процессов.

Глубина фотосинтезирующего слоя (проникновение 1% поступающей на поверхность суммарной солнечной радиации) в водохранилище в среднем составляет 2.67±0.09 м и в 2.4 раза превосходит величину прозрачности. Фотический слой полностью подвержен перемешиванию. По классификации С. П. Китаева [3] водохранилище попадает в разряд олигофотобатных или «оптически очень мелководных». В общем объеме водной массы эвфотная зона в среднем занимает около 36%, при этом световое голодание фитопланктона соответственно оценивается довольно высокой величиной 64%.

Таблица 1

**Содержание хлорофилла, фотосинтез и деструкция органического вещества
в Шекснинском водохранилище (над чертой – пределы, под чертой – среднее
со стандартной ошибкой)**

Период наблюдения	Хл, мкг/л		A_{max} , мг O ₂ /(л·сут)		R, мг O ₂ /(л·сут)	
	1	2	1	2	1	2
1976, V	<u>3.5–13.7</u>	<u>3.9–11.1</u>	<u>0.54–1.61</u>	<u>0.38–0.69</u>	<u>0.08–0.47</u>	<u>0.03–0.36</u>
	7.4±0.8	7.5±0.5	1.06±0.19	0.56±0.10	0.17±0.08	0.19±0.21
VIII	<u>2.5–9.8</u>	<u>0.6–5.8</u>	<u>0.54–1.61</u>	<u>0.44–1.60</u>	<u>0.28–1.07</u>	<u>0.10–0.96</u>
	5.6±0.5	2.6±0.3	1.20±0.23	0.91±0.12	0.81±0.16	0.49±0.09
X	<u>1.7–9.2</u>	<u>2.2–7.6</u>	<u>0.21–0.92</u>	<u>0.08–0.42</u>	<u>0.11–0.29</u>	<u>0.02–0.28</u>
	4.0±0.9	4.9±0.5	0.47±0.12	0.22±0.03	0.15±0.05	0.09±0.03
1977, V	<u>5.1–12.0</u>	<u>2.2–10.0</u>	<u>0.91–1.50</u>	<u>0.14–1.31</u>	<u>0.38–0.70</u>	<u>0.19–0.86</u>
	7.6±0.4	5.6±0.5	1.23±0.12	0.92±0.13	0.54±0.08	0.50±0.07
VI	<u>1.9–7.1</u>	<u>0.2–6.4</u>	<u>0.60–1.50</u>	<u>0.32–1.07</u>	<u>0.43–0.78</u>	<u>0.04–0.82</u>
	4.0±0.4	2.5±0.5	1.03±0.16	0.67±0.08	0.59±0.06	0.26±0.08
VII–VIII	<u>2.0–10.9</u>	<u>4.3–11.8</u>	<u>1.27–2.54</u>	<u>0.23–3.59</u>	<u>0.07–0.72</u>	<u>0.14–0.74</u>
	4.9±0.7	7.1±0.6	1.73±0.23	1.37±0.30	0.43±0.10	0.40±0.07
IX	<u>3.2–16.4</u>	<u>3.7–13.8</u>	<u>0.24–0.91</u>	<u>0.39–0.96</u>	<u>0.26–0.40</u>	<u>0.26–0.82</u>
	6.8±1.0	8.1±0.9	0.59±0.15	0.67±0.07	0.19±0.08	0.48±0.08
X	<u>3.1–14.4</u>	<u>5.4–19.1</u>	<u>0.26–0.52</u>	<u>0.05–0.81</u>	<u>0.04–0.16</u>	не улавл
	8.4±1.2	8.6±1.1	0.39±0.05	0.43±0.08	0.07±0.03	–
1994, VIII	<u>3.2–9.9</u>	<u>3.0–18.1</u>	<u>0.32–1.82</u>	<u>0.30–1.79</u>	<u>0.14–0.77</u>	<u>0.13–0.75</u>
	6.5±0.8	8.1±1.1	0.74±0.12	0.81±0.11	0.31±0.05	0.34±0.05
1995, V	<u>5.7–12.8</u>	<u>3.9–13.0</u>	<u>0.18–3.28</u>	<u>0.22–1.67</u>	<u>0.20–0.83</u>	<u>0.17–0.30</u>
	9.5±1.7	8.1±1.0	1.31±0.24	0.86±0.15	0.36±0.06	0.23±0.02
VII	<u>5.4–21.5</u>	<u>7.2–22.1</u>	<u>1.14–4.48</u>	<u>1.51–4.63</u>	<u>0.23–0.90</u>	<u>0.30–0.92</u>
	14.3±1.4	12.4±2.0	3.00±0.28	2.59±0.42	0.60±0.06	0.52±0.08
2007, VIII	<u>3.4–14.0</u>	<u>3.9–21.8</u>	<u>0.44–1.44</u>	<u>0.27–1.71</u>	<u>0.08–0.70</u>	<u>0.08–1.14</u>
	8.3±1.0	8.7±1.3	0.95±0.09	0.74±0.11	0.39±0.07	0.43±0.08

Примечание: здесь и в табл. 2, 3: 1 – речная часть, 2 – Белое озеро.

Сезонные изменения фотосинтеза, не претерпевшие каких-либо изменений за годы существования водохранилища [1, 4], характеризуются нарастанием A_{max} от весны к лету и резким снижением осенью. В сезонном цикле величины A_{max} изменяются на порядок (табл. 1). Более высокие A_{max} в 1990-х гг., полученные расчетным путем по концентрациям Хл и ассимиляционному числу, вероятно всего отражают потенциальную продуктивность альгоценозов, которая не всегда реализуется *in situ*. Диапазон наиболее часто встречаемых значений A_{max} ограничен 1 мг O₂/(л·сут) и типичен для мезотрофных вод. Интегральная первичная продукция (ΣA), рассчитанная по максимальному фотосинтезу и прозрачности воды [8], повторяет тенденции временных и пространственных изменений A_{max} (табл. 2). Из рассматриваемых факторов среды наибольшее влияние на A_{max} и ΣA оказывают температура воды и содержание общего фосфора, а на ΣA – еще прозрачность и поступление солнечной радиации.

Таблица 2

**Сезонные изменения первичной продукции и деструкции органического
вещества в Шекснинском водохранилище (средние со стандартной ошибкой)**

Период наблюдения	ΣA , г O ₂ /(м ² ·сут)		ΣR , г O ₂ /(м ² ·сут)		$\Sigma A/\Sigma R$	
	1	2	1	2	1	2
1976, V	1.15±0.28	0.59±0.10	0.55±0.26	0.65±0.17	2.09	0.91
VII	0.94±0.15	0.95±0.13	2.66±0.52	2.00±0.37	0.35	0.48
X	0.41±0.10	0.15±0.04	0.51±0.16	0.36±0.14	0.80	0.42
Среднее	0.84±0.13	0.57±0.08	1.24±0.33	1.04±0.20	0.68	0.55
1977, V	1.38±0.19	1.09±0.20	1.78±0.25	2.04±0.29	0.77	0.53
VI	0.85±0.19	0.80±0.13	1.94±0.20	1.07±0.33	0.44	0.75
VII	2.00±0.27	-	1.41±0.34	-	1.42	-
VIII	1.08±0.23	0.76±0.15	-	1.65±0.28	-	0.46
IX	0.75±0.21	0.51±0.09	0.63±0.26	1.70±0.37	1.19	0.30
X	0.41±0.08	0.29±0.07	0.24±0.09	не улавл.	1.71	-
Среднее	1.07±0.12	0.73±0.07	1.15±0.16	1.39±0.16	0.93	0.52

Анализ многолетних данных показывает, что интенсивность фотосинтеза, которая по данным радиоуглеродного метода в 1964 г. составляла 0.004–0.09 мг С/(л·сут) в Белом озере и 0.05–0.29 мг С/(л·сут) в речной части [4], существенно возросла в 1977 г. (соответственно до 0.05–0.30 и 0.12–0.36 мг С/(л·сут)). На протяжении трех последующих десятилетий фотосинтез фактически не изменился: при пересчете на единицы углерода, в 1994–1995 гг. [1] и 2007 г. A_{max} в среднем для водоема составляет 0.22–0.39 мг С/(л·сут).

Значимой эколого-физиологической характеристикой фитопланктона, а также функционально-го состояния экосистемы является соотношение интенсивности продукционных и деструкционных процессов. Скорость окисления органического вещества (ОВ) – деструкция (R) в среднем в 2–3.3 раза ниже скорости его новообразования. Диапазон наиболее часто встречаемых значений R ограничен 0.5 мг O_2 /(л·сут), максимальные не превышают 1 мг O_2 /(л·сут). Деструкционные процессы сопряжены с продукционными, что свидетельствует об интенсивном использовании автохтонного ОВ планктоном. Из приведенного ниже уравнения следует, в среднем биологическому окислению подвергается около 28% суточной продукции фотосинтеза в единице объема воды, а вклад аллохтонного ОВ, отражаемый свободным членом, невелик:

$$R = 0.10 + 0.28 A_{max}, r = 0.45, F = 24.6$$

Интегральная деструкция ОВ (ΣR) в 1.3–2.3 раза выше первичной продукции. В Белом озере отношение $\Sigma A/\Sigma R$ постоянно <1 , в речной части оно более изменчиво, и в отдельные периоды >1 (табл. 2). Отрицательная направленность баланса ОВ ($\Sigma A/\Sigma R < 1$), присущая водоемам с низкой продуктивностью, в то же время свидетельствует об интенсивно идущих процессах самоочищения. В основе же превышения ΣR над ΣA лежит соотношение объемов водной толщи, в которых протекают оба процесса. При отсутствии термической и кислородной стратификации при небольших глубинах скорость деструкции остается постоянной от поверхности до дна, а вертикальный профиль фотосинтеза ограничен эвфотной зоной. Направленность баланса ОВ меняется в ходе сезонной сукцессии в зависимости от ее этапов, физиологического состояния альгоценозов, влияния внешних факторов. Индекс зрелости $\theta = \lg \Sigma R / \Sigma A$ [9] характеризует смену сукцессионного состояния сообщества от «молодого» весной (речная часть в мае 1976 г., $\theta = -0.3$) через чередующиеся в течение сезона «развитое» и «равновесное» ($\theta = -0.2$ – $+0.5$). Средние за сезон индексы зрелости характеризуют сообщества речного участка как более ранние «равновесные» ($\theta = 0.05$ – 0.17), сообщества Белого озера – более поздние «развитые» ($\theta = 0.25$ – 0.28). По-видимому, проточность в данном случае выступает фактором, поддерживающим более раннюю функциональную стадию, тогда как замедленный водообмен озеровидных расширений способствует достижению более позднего этапа.

Располагая данными по первичной продукции и суммарной деструкции, можно оценить не только автохтонную продукцию и траты на дыхание, но и их сумму или общий поток энергии (energy flow, EF), проходящий через экосистему [10]. Этот показатель в Шекснинском водохранилище незначительно меняется в течение вегетационного сезона. Средняя величина EF составляет 0.03 ± 0.002 МДж/(м²·сут), что в 2.5–3 раза ниже, чем в более южных и более трофных волжских водохранилищах. Судя по соотношению максимальной и минимальной (резистентной [11]) величин EF , равному 81, экосистема Шекснинского водохранилища обладает более высокой устойчивостью, чем, в частности, экосистемы Рыбинского и Горьковского водохранилищ, где это отношение значительно выше.

Таблица 3

Количество органического вещества (10^3 т С), образованного за счет первичной продукции и окисленного при деструкции планктона за вегетационный сезон на разных участках водохранилища

Год	Первичная продукция						Деструкция					
	за сутки		за сезон		% суммарной		за сутки		за сезон		% суммарной	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
1976	0.22	0.01	43.6	19.1	69.5	30.5	0.39	0.14	77.3	28.3	73.2	26.8
1977	0.27	0.12	53.2	24.6	68.4	31.6	0.50	0.14	99.9	27.4	78.5	21.5

К особенностям крупных водохранилищ относится наличие участков (плесов), которые различаются морфометрией, водным режимом, биологической продуктивностью. Расчеты общего количества ОВ, создаваемого за счет фотосинтеза фитопланктона и окисляемого при деструкции, показывают, что основная масса ОВ образуется и разрушается в пределах обширных по площади акваторий. Для Шекснинского водохранилища это – Белое озеро (табл. 3). Суммарная за вегетационный сезон (май – октябрь) первичная продукция в водохранилище составляет 45.4 г С/м².

Таким образом, показатели продукционного процесса свидетельствуют об устойчивом функционировании экосистемы Шекснинского водохранилища и его сохраняющемся мезотрофном состоянии.

Работа поддержана грантом РФФИ № 08-04-00384.

ЛИТЕРАТУРА

1. Современное состояние экосистемы Шекснинского водохранилища / Под ред. Литвинова А. С. Ярославль: ЯГТУ, 2002. 368 с.
2. Минеева Н. М. Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. М.: Наука, 2004. 156 с.
3. Китаев С. П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 395 с.
4. Марголина Г. Л. Процессы образования и распада органического вещества в воде Череповецкого водохранилища в первые два года его существования // Микрофлора, фитопланктон и высшая водная растительность внутренних водоемов. Л.: Наука, 1967. С. 32–38.
5. SCOR–UNESCO Working Group 17. Determination of photosynthetic pigments in sea water // Monographs on Oceanographic Methodology. Paris: UNESCO, 1966. P. 9–18.
6. Jeffrey S. W., Humphrey G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c₁ and c₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton // Biochem. Physiol. Pflanz. 1975. Bd 167. P. 191–194.
7. Carlson R. E. A trophic state index for lakes // Limnol. Oceanogr. 1977. V. 22, № 2. P. 361–369.
8. Бульон В. В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 150 с.
9. Виноградов М. Е., Шушкина Э. А. Сукцессия морских планктонных сообществ // Океанология. 1983. Т. 23, вып. 4. С. 633–639.
10. Одум Ю. Экология. Т.1. М.: Мир, 1986. 328 с.
11. Uechlinger U., Naegeli M. Ecosystem metabolism, disturbance and stability in a prealpine gravel bed river // J. North Amer. Benthol. Soc. 1998. V. 17, № 2. P. 165–178.

SUMMARY

Mineeva N. M. PLANKTON PRIMARY PRODUCTION AND ECOSYSTEM MODERN STATUS IN SHEKSNA RESERVOIR

Based on long-period observations (1970th, 1990th, 2007), parameters of phytoplankton productivity, i.e., chlorophyll content, primary production, and respiration are under consideration. Total amount of chlorophyll did not change since 1970th, however, it increased in the Lake Beloye and became higher than in Sheksna reach. Phytoplankton photosynthesis increased between 1964 and 1970th and did not show any further growth. All the parameters show a stable functioning of Sheksna reservoir ecosystem that stays mesotrophic in nowadays.

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПРОДУКЦИОННО-ДЕСТРУКЦИОННЫХ ПРОЦЕССОВ В ВОДОХРАНИЛИЩАХ ВОЛГИ И ЕНИСЕЯ

Н. М. Минеева¹, Л. А. Щур²

¹ Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, п. Борок, mineeva@ibiw.yaroslavl.ru

² Институт вычислительного моделирования СО РАН, г. Красноярск, schure@icm.krasn.ru

Водоросли планктона, создавая основной запас первичного органического вещества, играют функциональную, индикаторную и средообразующую роль в экосистеме крупных водоемов. Выявление этой роли в различных экологических условиях служит предпосылкой для более детального изучения основ продукционного процесса. Настоящая работа посвящена сравнительному анализу показателей продуктивности фитопланктона и особенностей продукционно-деструкционных процессов в водохранилищах двух крупных речных систем – Волги и Енисея. Для сравнения выбраны Горьковское и Красноярское водохранилища близкие по широтному расположению, длине, ширине и площади зеркала, но различающиеся глубиной, объемом, интенсивностью водообмена, гидрохимическими и гидрофизическими характеристиками, степенью антропогенной нагрузки (табл. 1). Возраст водохранилищ оценивается в 40–50 лет, и оба они в настоящее время должны находиться в стадии постепенного повышения трофии [1].

В основу работы положены собственные материалы полевых наблюдений последних лет, для обсуждения которых привлечены литературные данные [2, 3, 10, 11]. Первичную продукцию (A_{max}) и деструкцию органического вещества (R) определяли кислородной модификацией скляночного метода при суточном экспонировании проб; содержание хлорофилла (Хл) в Горьковском водохранилище – стандартным спектрофотометрическим [12, 13], в Красноярском – флуоресцентным методом [14]; биомассу фитопланктона – счетно-объемным методом [15].

Таблица 1

Основные абиотические характеристики водохранилищ по: [2–8]

Показатель	Водохранилище		Показатель	Водохранилище	
	Горьковское	Красноярское		Горьковское	Красноярское
Годы заполнения	1955–1957	1967–1970	Прозрачность, м	0.98	2.92
Площадь зеркала, км ²	1591	2000	Цветность, град	62	17
Длина, км	430	388	Взвесь, мг/л	9.3	4.0
Ширина, км	15.0	15.0	$N_{\text{общ}}/N_{\text{мин}}$, мг/л	1.10/0.59	-/0.26
Средняя глубина, м	6.1	36.6	$P_{\text{общ}}/P_{\text{мин}}$, мкг/л	66/12	42/5.2
Полный объем, км ³	8.82	73.3	N:P (общ/мин)	17/49	-/50
Коэффициент водообмена, год ⁻¹	6.1	1.4	Сумма ионов, мг/л	156	92
Суммарная солнечная радиация, МДж/м ² за V–IX	2887	3864	O ₂ , % насыщения	89	75
Осадки, мм/год	607	435	Эвфотная зона, м	2.6	7.7
T воздуха, °C, средняя за год	3.0	2.8	То же, км ³	3.84	7.33
T воды, °C, средняя за V–X	14.3	8.4	Показатель антропогенной нагрузки, отн. ед.*	1.68	-0.47

Примечание: * – рассчитан по модифицированной формуле [9].

Интенсивность продукционных процессов зависит от развития продуцентов и их обеспеченности энергетическими ресурсами. Состав фитопланктона Горьковского водохранилища характеризуется как диатомово-синезеленый, из всего видового богатства (более 700 видов: [2, 16]) лишь 13 относят к структурообразующим [3]. При средней для водоема биомассе фитопланктона 4–6 мг/л в пиках развития и около 1 мг/л в периоды сезонной депрессии [2, 3] содержание хлорофилла колеблется от 3 до 88 мкг/л, интенсивность фотосинтеза – от 0.7 до 8 мг O₂/(л·сут). Скорость окисления обычно ниже, чем скорость новообразования ОВ, однако соотношение интегральной (под м²) первичной продукции (ΣA) и деструкции (ΣR) устойчиво <1 (табл. 2).

Таблица 2

Показатели продуктивности фитопланктона Горьковского и Красноярского водохранилищ ($X \pm m$ – средние со стандартной ошибкой, C_v – коэффициент вариации, %)

Показатель	Горьковское вдхр		Красноярское вдхр	
	$X \pm m$	C_v	$X \pm m$	C_v
Хл, мкг/л	17.9±1.0	101	2.70±0.19	39
Биомасса, мг/л	3.44±0.51*	93	0.56±0.07	100
Средний объем клетки, мкм ³	1658*	-	586±53	70
A_{max} , мг O ₂ /(л·сут)	2.39±0.17	72	0.31±0.02	55
ΣA , г O ₂ /(м ² ·сут)	2.16±0.15	72	0.84±0.06	55
R , мг O ₂ /(л·сут)	0.67±0.06	88	0.53±0.03	40
ΣR , г O ₂ /(м ² ·сут)	3.54±0.34	72	19±1	40
A_{max}/R	3.57±0.39	59	0.70±0.06	71
$\Sigma A/\Sigma R$	0.72±0.07	60	0.05±0.005	73
Поток энергии, МДж/(м ² ·сут)	0.10±0.005	91	0.30±0.01	39
САЧ, мг O ₂ /(мг Хл·сут)	141±6	40	131±15	60
$R/\text{Хл}$, мг O ₂ /(мг Хл·ч)	1.57±0.11	53	8.59±0.72	44
Хл/Б, %	0.73±0.06	56	2.01±0.48	138
Ф/Б, мг O ₂ /(мг·сут)**	0.41	-	1.24	-
П/Б, сут ⁻¹ **	0.35	-	0.13	-

Примечание: * – данные Л. Г. Корневой [3]; ** – рассчитано по средним

В составе альгоценозов Красноярского водохранилища насчитывается меньшее число таксонов: около 240 [10, 11]. Доминантный комплекс представлен диатомовыми водорослями *Fragilaria crotonensis* Kitt., *Asterionella formosa* Hass., *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz., *Synedra acus* Kütz.,

Stephanodiscus agassizensis Hak. Et Kling., а также видами родов *Aulacosira* и *Cyclotella*. Биомасса фитопланктона (0.02–2.76 мг/л), содержание хлорофилла (1.12–5.42 мкг/л) и скорость фотосинтеза (0.04–0.79 мг O₂/(л·сут)) ниже, чем в Горьковском водохранилище. Скорость окислительных процессов превосходит скорость первичного продуцирования не только по масштабам ($\sum R > \sum A$), но и по интенсивности ($R > A_{max}$). Показатели удельной фотосинтетической активности фитопланктона (САЧ) в обоих водохранилищах характеризуются близкими величинами, а дыхательная активность ($R/Xл$) существенно выше в Красноярском (табл. 2).

В обоих водохранилищах отмечена тесная связь деструкционных процессов с продукционными:

Горьковское	$R = 0.12 + 0.42 A_{max}, r^2 = 0.76$
Красноярское	$R = 0.47 + 0.18 A_{max}, r^2 = 0.52$

Из приведенных уравнений следует, что около 42% свежесинтезированного автохтонного ОВ в единице объема воды в Горьковском водохранилище и 18% в Красноярском водохранилище подвергается биологическому окислению. Именно с интенсивностью фотосинтеза связана высокая доля объясненной вариации деструкции. Аллохтонная составляющая ОВ, о наличии которой можно судить по величине свободного члена уравнений, гораздо выше в Красноярском водохранилище. В целом же расчеты подтверждают предположение о высокой дыхательной активности планктона Красноярского водохранилища, обусловленной, по-видимому, не только бактериальными процессами, но также гетеротрофным и миксотрофным питанием водорослей [17].

Фитопланктон двух водохранилищ развивается в условиях различной ресурсной обеспеченности, которую определяет, в частности, поступление солнечной энергии и содержание питательных веществ. Результатом более высокого содержания азота и фосфора в Горьковском водохранилище (табл. 1) являются и более высокие, чем в Красноярском, биомасса, концентрация хлорофилла, интенсивность продукционных процессов (табл. 2). При этом и эффективность использования биогенных элементов фитопланктоном (отношение $Xл/P$ и $Xл/N$, называемое «откликом») в Горьковском водохранилище также существенно выше: $Xл/P_{общ}$ составляет 0.28 против 0.06 в Красноярском, $Xл/P_{мин}$ – 1.49 и 0.51, $Xл/N_{мин}$ – 0.03 и 0.01, соответственно.

Условия подводного светового режима в Красноярском водохранилище (поступление солнечной радиации, прозрачность и цветность воды, содержание взвешенного вещества: табл. 1) можно рассматривать как более благоприятные для развития и фотосинтеза водорослей. Глубина эвфотной зоны, ограниченная проникновением 1% суммарной солнечной радиации, в Красноярском водохранилище в три раза больше, чем в Горьковском (табл. 1). В результате, интегральная первичная продукция лишь в 2.6 раза ниже, чем в Горьковском, хотя интенсивность фотосинтеза различается на порядок (табл. 2). В то же время, сопоставление объемов, которые занимает фотический слой в общем объеме водной массы (табл. 1), показывает, что степень светового голодания фитопланктона в глубоком Красноярском водохранилище существенно выше, чем в Горьковском: ~ 90 и ~ 57% соответственно. В этих условиях средняя величина П/Б-коэффициента в Красноярском водохранилище (0.13 сут⁻¹) значительно ниже, чем в Горьковском (0.35 сут⁻¹), а период оборачиваемости биомассы – соответственно более длительный. Такой результат является неожиданным, поскольку преобладание в альгоценозах Красноярского водохранилища более мелких форм с более высокими удельными показателями содержания хлорофилла ($Xл/Б$) и фотосинтетической активности единицы биомассы ($Ф/Б$) [18] (табл. 2), предполагает и более интенсивное возобновление последней. Однако фактическое соотношение П/Б-коэффициентов, по-видимому, связано именно с различной обеспеченностью водорослей световой энергией.

Отрицательная направленность баланса органического вещества в толще воды ($\sum A / \sum R < 1$) типична для крупных водохранилищ, получающих значительный приток аллохтонной органики. При этом поток энергии ($\sum A + \sum R$, [19]) в экосистеме Красноярского водохранилища втрое выше за счет высокой скорости окислительных процессов, которые при достаточной обеспеченности кислородом, по-видимому, протекают во всей водной толще, обуславливая высокую интегральную деструкцию.

Показатели продуктивности фитопланктона, которые положены в основу трофической классификации водоемов (биомасса, содержание хлорофилла, интенсивность фотосинтеза), свидетельствуют об эвтрофном состоянии равнинного относительно мелководного Горьковского водохранилища и мезотрофном (на грани олиготрофии) состоянии глубоководного предгорного Красноярского водохранилища, испытывающего низкую антропогенную нагрузку. Высокое видовое разнообразие фитопланктона Горьковского водохранилища [2, 3, 16] позволяет предполагать более высокую устойчивость его альгоценозов. Однако более низкие коэффициенты вариации продукционно-деструкционных показателей свидетельствуют о более устойчивом функционировании автотрофного сообщества в Красноярском водохранилище.

Работа частично поддержана РФФИ, грант № 08-04-00384.

ЛИТЕРАТУРА

1. Баранов И. В. Опыт биогидрохимической классификации водохранилищ Европейской части СССР // Изв. ГосНИОРХ. 1961. Т. 50. С. 279–322.

2. Охапкин А. Г., Микульчик И. А., Корнева Л. Г., Минеева Н. М. Фитопланктон Волги. Фитопланктон Горьковского водохранилища. Тольятти. ИЭВБ РАН. 1997. 224 с.
3. Экологические проблемы Верхней Волги / Под ред. Копылова А. И. Ярославль: ЯГТУ, 2001. 427 с.
4. Пивоварова З. И., Стадник В. В. Климатические характеристики солнечной радиации как источника энергии на территории СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 292 с.
5. Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Водоохранилища Верхней Волги. Л.: Гидрометеиздат, 1975. 292 с.
6. Волкова И. И. Гидрохимическая характеристика Красноярского водохранилища после наполнения // Биологические исследования Красноярского водохранилища. Новосибирск: Наука, 1975. С. 36–42.
7. Андреева Т. Г., Космаков И. В. Гидрохимическая характеристика Красноярского водохранилища за 1975–1977 гг. // Биологические процессы и самоочищение Красноярского водохранилища. Красноярск: КрасГУ, 1980. С. 32–37.
8. Космаков И. В., Петров М. В., Андреева Т. Г. Некоторые особенности гидрологического режима Красноярского водохранилища в период нормальной эксплуатации // Биологические процессы и самоочищение Красноярского водохранилища. Красноярск: КрасГУ, 1980. С. 3–26.
9. Frumin G. Population density and water quality of world lakes // Protection and management of Lake Ladoga and other large lakes. Abstr. 4th Internat. Lake Ladoga Symp. Velikiy Novgorod. 2002. P. 33.
10. Кожевникова Н. А. Формирование и современное состояние фитопланктона глубоководного Красноярского водохранилища. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. Красноярск. 2000. 22 с.
11. Иванова Е. А. Динамика и функциональная роль фитопланктона в экосистемах водохранилищ бассейна Верхнего Енисея. Автореф. дисс. ... доктора биол. наук. Красноярск. 2004. 32 с.
12. SCOR-UNESCO Working Group 17. Determination of photosynthetic pigments in sea water // Monographs on Oceanographic Methodology. Paris: UNESCO, 1966. P. 9–18.
13. Jeffrey S. W., Humphrey G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c₁ and c₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton // Biochem. Physiol. Pflanz. 1975. Bd 167. P. 191–194.
14. Лопатин В. Н., Апонасенко А. Д., Щур Л. А. Биофизические основы оценки состояния водных биосистем. Новосибирск: СО РАН, 2000. 360 с.
15. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Под ред. Мордухай-Болтовского Ф. Д. М.: Наука, 1975. 240 с.
16. Корнева Л. Г. Изменение разнообразия флоры и сообществ планктона водохранилищ р. Волги // Динамика разнообразия гидробионтов во внутренних водоемах России. Ярославль: ЯГТУ, 2002. С. 23–33.
17. Гольд В. М., Гольд З. Г. О взаимосвязи фотосинтеза и дыхания в клетках фитопланктона // Экологические исследования водоемов Красноярского края. Красноярск: Ин-т физики СО РАН, 1983. С. 58–68.
18. Апонасенко А. Д., Щур Л. А., Лопатин В. Н. Роль удельной поверхности клеток в продуктивности фитопланктона // ДАН. 2000. Т. 375, № 3. С. 415–417.
19. Одум Ю. Экология. Т.1. М.: Мир, 1986. 328 с.

SUMMARY

Mineeva N. M., Schur L. A. COMPARATIVE STUDY OF PRIMARY PRODUCTION AND DESTRUCTION PROCESSES IN RESERVOIRS OF THE VOLGA AND YENISEI RIVERS

Phytoplankton productivity in the two large reservoirs of European river Volga and Asian river Yenisei are under consideration. Gorki reservoir and Krasnoyarsk reservoir differ in their depth, total storage, water exchange, hydrochemical and hydrophysical parameters, degree of anthropogenic impact. According to chlorophyll content, biomass, and primary production Gorki reservoir is characterized as eutrophic and Krasnoyarsk reservoir is characterized as mesotrophic at its lower edge. Higher species richness testifies a higher algocenoses stability in Gorki reservoir, while lower variation of phytoplankton primary production and respiration in Krasnoyarsk reservoir points at more stable community functioning in the latter.

ФИТОПЛАНКТОН И СОДЕРЖАНИЕ ХЛОРОФИЛЛА «А» В НИЖНЕВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩАХ В ПОЗДНЕЛЕТНИЙ БИОЛОГИЧЕСКИЙ СЕЗОН

В. И. Номоконова, И. И. Попченко, М. М. Выхристюк

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти, vnomokonova@mail.ru

Нижневолжские водохранилища: Куйбышевское, Саратовское и Волгоградское, образованы, соответственно, в 1955-1957, 1967-1968 и 1958-1961 гг. Большая часть Куйбышевского расположена в

лесостепной зоне, Волгоградского – в степной. Саратовское водохранилище находится в степной зоне. Они различаются по водообмену (4,1; 17,97; 7,57) и по другим лимническим характеристикам [1]. Фитопланктон водохранилищ изучается с начала их образования. Результаты исследования обобщены в серии книг «Фитопланктон Волги» [1 – 4].

20-30 августа 1988 г. в целях изучения закономерностей распределения фитопланктона по нижнему течению Волги был проведен рейс от верховьев Куйбышевского до плотины Волгоградского водохранилища и ниже – до г. Астрахани (низовье Волги). Отбор проб на 36 станциях (табл. 1) и их обработку для определения видового состава, численности водорослей и содержания фотосинтетических пигментов проводили по общепринятым методикам [5, 6]. В настоящей работе рассматриваются результаты определения названных показателей развития фитопланктона в поверхностном слое воды.

Таблица 1

Станции отбора проб 20-30 августа 1988 г. в нижеволжских водохранилищах и низовье реки

1	2	3	4	1	2	3	4
Куйбышевское				III	19	Широкий Буерак	
I	1	п. Красновидово	1369	Волгоградское			
I	2	п. Лаишево	1430	I	20	г. Вольск	2045
II	3	г. Тетюши	1442	I	21	г. Маркс	2104
III	4	г. Ундоры	1512	I	22	г. Саратов, выше	2175
III	5	г. Ульяновск	1536	I	23	г. Саратов, ниже	2166
III	6	с. Мордово	1608	II	24	с. Дубовка	2263
III	7	г. Тольятти	1675	II	25	с. Бутковка	2338
Саратовское				II	26	г. Камышин	
I	8	с. Бахилова Поляна	1687	III	27	с. Судовская	
I	9	устье р. Сок, выше	1716	III	28	г. Волгоград, выше	
I	10	устье р. Сок, ниже	1720	Низовье Волги			
I	11	г. Самара, выше	1740	29	-	г. Волгоград, ниже	
I	12	г. Самара, ниже	1745	30	-	с. Светлый Яр	
I	13	р. Самарка, ниже	1760	31	-	с. Садовка	
I	14	р. Чапаевка, выше	1783	32	-	с. Черный Яр	
I	15	р. Чапаевка, ниже	1785	33	-	с. Цаган-Аман	
II	16	с. Печерское	1827	34	-	с. Сероглазка	
II	17	с. Кашпир	1875	35	-	г. Астрахань, выше	
III	18	с. Ивановка	1962	36	-	г. Астрахань, ниже	

Примечание: 1 – район водохранилища (по: [1, 3]), 2 – номер станции, 3 - ближний населенный пункт, 4 – расстояние от Южного порта г. Москвы, км.

Погода во время проведения рейса была неустойчивой (рис. 1 А). Пробы в Куйбышевском водохранилище и верхнем районе Саратовского (до г. Самары) отбирали 20-23 августа при сплошной облачности и скорости ветра северных направлений от 5 до 14 м/с. Во время работы на ст. 1 и 2 был дождь. При дальнейшем отборе проб 23-28 августа на основной акватории Саратовского и Волгоградского водохранилищ стояла в основном ясная погода (на ст. 17, 19 и 20 – штиль). Скорость ветра изменялась от 1-2 до 6-9 м/с. Работа на ст. 28 (в Волгоградском водохранилище) и в низовье реки 28-30 августа вновь, как 20-23 августа, проводилась при сплошной облачности. Но скорость ветра, в основном южных направлений, была меньше - от 0-1 до 2-6 м/с (на ст. 30 – штиль).

Температура воды значительно повышалась в Волгоградском водохранилище – до 21-24,8⁰ С, высокой оставалась и в низовье реки – 21,9-22,9 (рис. 1). Самой низкой при наблюдениях она была в Куйбышевском водохранилище 19,6-19,8 (ст. 1, 2) – 20,5 и немногим выше в Саратовском 20,1-20,9⁰ С.

В Куйбышевском водохранилище численность фитопланктона была низкой и повышалась в нижних озеровидных расширениях, в Новодевиченском и Предплотинном, только до 19,5 и 24,5 млн кл./л соответственно (рис. 1). Такие концентрации, низкие для эвтрофных водохранилищ и Куйбышевского водохранилища в частности, определялись характером погодных условий во время отбора проб. Содержание хлорофилла «а» варьировало от 5,8 до 36 мг/м³.

Ниже плотины обилие фитопланктона резко уменьшается до 1,9-2,1 млн кл./л (содержание хлорофилла «а» до 2,9 мг/м³), что характерно для верховьев нижнего бьефа, принимающего трансформированные водные массы из средних и нижних слоев водохранилища. Не более 3,4 млн кл./л численность фитопланктона и 6,1 мг/м³ содержание хлорофилла «а» оставались и на всем протяжении верхнего района Саратовского водохранилища. В среднем районе количество фитопланктона повышается до 4,2-6,1 млн кл./л (содержание хлорофилла «а» до 8,5), в нижнем до 14,5-15,3 млн кл./л (12,7). В широких пределах численность фитопланктона и содержание хлорофилла «а» варьируют в Волгоградском водохранилище: в верхнем районе 9-57,3 млн кл./л (15,3-23,9 мг/м³), в среднем 53,1-80 (24-69,1 мг/м³, в «пятнах» - до 223), нижнем 46,7-47,4 (22,4-41,2). В низовье Волги содержание фитопланктона, в сравнении с его количеством в Волгоградском водохранилище резко снижалось до 6,4 до 28,6 млн кл./л, в оценке по содержанию хлорофилла «а» - до 4-21 мг/м³.

Как видно, наиболее активно 25-29 августа фитопланктон развивался при благоприятных погодных условиях в Волгоградском водохранилище, в его среднем районе, и наименьшей по всей трассе его концентрация была в верхнем районе Саратовского. Низкое содержание фитопланктона в верхнем районе Саратовского водохранилища связано и с погодными условиями, и с особенностями этого участка реки. Это практически река с крутыми берегами, слабо выраженной поймой, суточными колебаниями уровня воды до 1,5-2,5 м и высокой скоростью течения – до 1,3 м/с [3]. Относительно низкие количества фитопланктона на всем протяжении верхнего района (70 км) регистрировались и в первые годы существования Куйбышевского водохранилища [2].

Максимум флористического разнообразия фитопланктона зарегистрирован в пробах на том же участке продольного профиля, что и его численности - от среднего района Саратовского водохранилища до нижнего Волгоградского. Увеличение здесь видового богатства фитопланктона связано в основном с нарастанием на этом участке видового разнообразия зеленых водорослей. Выше по течению в разных соотношениях были представлены виды из диатомовых, зеленых и синезеленых водорослей. Число видов и внутривидовых таксонов водорослей в пробах, как и их численность, наименьшим было на протяжении верхнего района Саратовского водохранилища (то же наблюдалось и при образовании Куйбышевского водохранилища). В низовье реки по течению увеличивалось разнообразие не только зеленых, но и диатомовых водорослей.

Aphanizomenon flos-aquae (L.) Ralfs. (80 %), реже *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bréb.(66) и *Microcystis pulverea* (Wood) Forti emend. Elenk. (40), виды, входящие, по данным долговременных наблюдений, в доминирующий комплекс водорослей фитопланктона всех нижеволжских водохранилищ. При изменяющихся погодных условиях во время отбора проб в августе 1988 г. в Куйбышевском водохранилище лидирующее положение занимал *Aphanizomenon flos-aquae*. В Саратовском первая позиция по численности преимущественно принадлежала *Aphanizomenon flos-aquae*, эпизодически - *Microcystis pulverea* (ст. 18 и 19) и *Microcystis aeruginosa* (ст. 15). В Волгоградском при ясной погоде, высокой температуре воды и слабом ветровом перемешивании вод максимальным обилием выделялся в основном *Microcystis aeruginosa*. В низовье Волги самая высокая численность также отмечалась у *Microcystis aeruginosa*. На ст. 25 (где регистрировался абсолютный максимум численности фитопланктона) примерно в равных пропорциях доминировали *Aphanizomenon flos-aquae*, *Microcystis aeruginosa* и *Anabaena flos-aquae*. В фитопланктоне в целом *Microcystis aeruginosa* входила в доминирующий комплекс водорослей на 21 станции, *Aphanizomenon flos-aquae* – на 22.

Среди диатомовых водорослей по численности преобладали обычные формы летнего фитопланктона - *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim. (встречаемость 86 %) и *Stephanodiscus hantzschii* Grun. (84). Участие *Skeletonema subsalsum* (Cl.-Euler) Dethge (36) в формировании фитоценотической структуры альгоценозов по трассе было значительно ниже. Весенне-осенние водоросли отмечались реже и обычно при малой численности – *Aulacoseira islandica* (O. Müll.) (25, не встречался в Волгоградском водохранилище), *Stephanodiscus binderanus* (Kütz.) Krieg. встречался только в 2 пробах из Куйбышевского водохранилища. В Волгоградском водохранилище и низовье реки постоянными компонентами фитопланктона, но с небольшой численностью были мелкоразмерные центрические, неидентифицируемые с использованием световой техники.

Видов, доминирующих среди зеленых водорослей, выделить достаточно трудно – они варьируют от станции к станции. Устойчивее в их числе сохранялась *Pandorina morum* (Müll.) Vory в Волгоградском водохранилище – на 5 станциях из 9.

При сложившихся во время проведения рейса погодных условиях по содержанию хлорофилла «а» Куйбышевское водохранилище в основном соответствовало водоемам евтрофного типа (на ст. 1 и 5 – мезотрофного), Саратовское на большей части – мезотрофного (на ст. 8, 18 и 19 – евтрофного), Волгоградское – евтрофного, в низовье Волги – евтрофного (на ст. 29 и 30 в его верховье – мезотрофного).

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, проект № 08-04-00384.

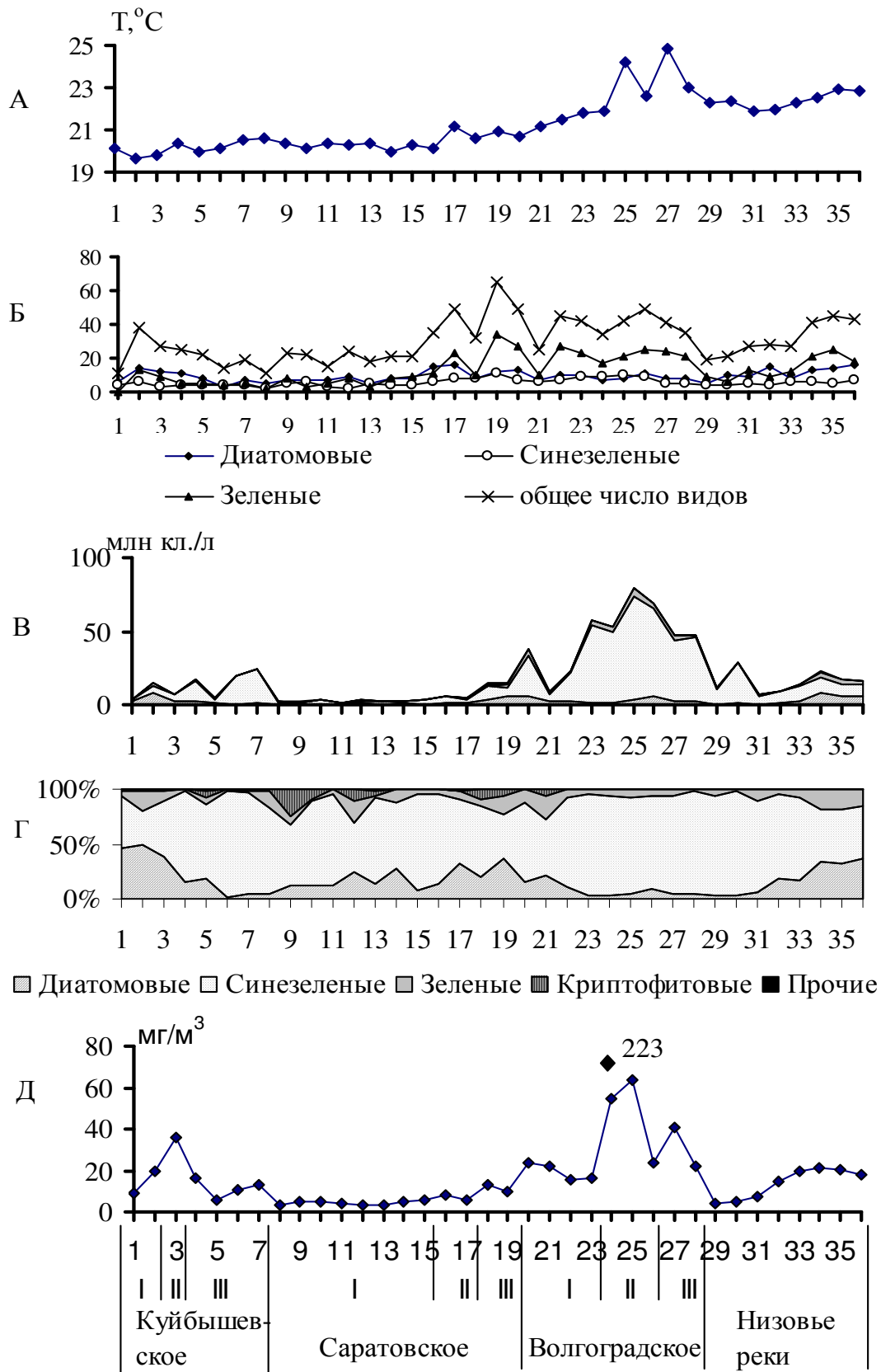


Рис. 1. Температура воды (А), содержание числа видов в пробе (Б), численность водорослей по группам (В), их соотношение (Г) и содержание хлорофилла «а» (Д) в водохранилищах Нижней Волги и низовье реки в августе 1988 г. По оси абсцисс – номера станций, I – III – район водохранилищ. По численности в фитопланктоне, за единичными исключениями (ст. 1 и 2), по всей трассе преобладали синезеленые водоросли. Лидировали среди них (рис. 2) на разных участках *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk. (встречаемость 100%)

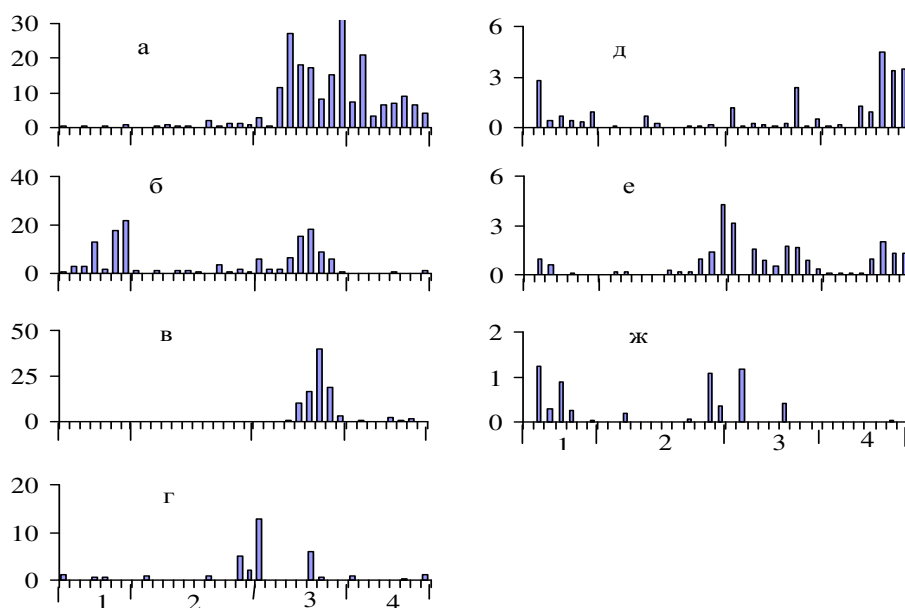


Рис. 2. Динамика численности видов доминирующих среди синезеленых и диатомовых водорослей

Виды: а - *Microcystis aeruginosa*, б - *Aphanizomenon flos-aquae*, в - *Anabaena flos-aquae*, г - *Microcystis pulverea*, д - *Aulacoseira granulata*, е - *Stephanodiscus hantzschii*, ж – *Skeletonema subsalsum*. По оси ординат - численность (млн кл./л), по оси абсцисс - станции, их последовательность соответствует номерам станций в таблице; 1 - Куйбышевское, 2 – Саратовское, 3 – Волгоградское водохранилища, 4 – низовье реки

ЛИТЕРАТУРА

1. Фитопланктон Нижней Волги. Водохранилища и низовья реки / Под редакцией И.С. Трифоновой. СПб.: Наука, 2003. 232 с.
2. Паутова В. Н., Номоконова В. И. Динамика фитопланктона Нижней Волги – от реки к каскаду водохранилищ / Под редакцией Г.С. Розенберга. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2001. 279 с.
3. Герасимова Н. А. Фитопланктон Саратовского и Волгоградского водохранилищ / Под редакцией В. Н. Паутовой, Г. С. Розенберга. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1996. 200 с.
4. Попченко И. И. Видовой состав и динамика фитопланктона Саратовского водохранилища / Под редакцией В. Н. Паутовой, Г. С. Розенберга. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2001. 148 с.
5. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М, 1975. 239 с.
6. SCOR–UNESCO Working group № 17. Determination of photosynthetic pigments in sea water // Monographic on oceanographic methodology. Paris. UNESCO, 1966. P. 9–18.

SUMMARY

Nomokonova V. I., Popchenko I. I., Veichrystyk M. M. PHYTOPLANKTON AND CONTENTS CHLOROPHYLL "A" IN RESERVOIRS OF LOW VOLGA IN LAST SUMMER A BIOLOGICAL SEASON

The characteristic of one of variants of phytoplankton distribution on a longitudinal axis of reservoirs from Low Volga is given under unstable weather conditions. The changes composition and structure of phytoplankton, its aggregate number, number of kinds prevailing among seaweed of the basic regular groups, and contents chlorophyll "a" are shown in connection with dynamics of clouds, speed of a wind and temperature of water.

СЕЗОННЫЕ И МЕЖГОДОВЫЕ ВАРИАЦИИ РАЗВИТИЯ МАССОВЫХ ВИДОВ ИЗ CENTROPHYCEAE В ФИТОПЛАНКТОНЕ КУЙБЫШЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В. Н. Паутова, В. И. Номоконова, Т. И. Богоявленская, Н. Г. Тарасова

Институт экологии Волжского бассейна РАН, г. Тольятти, vpautova@mail.ru

В Куйбышевском, как и в других водохранилищах Волги, в формировании фитоценотической структуры фитопланктона одно из ведущих мест занимают центрические диатомовые водоросли [1, 2 и др.].

В настоящем сообщении рассмотрена сезонная динамика развития представителей массовых видов *Centrophyceae* в фитопланктоне водохранилища в конце 20-го столетия: *Actinocyclus normanii* (Greg.) Hust., *Aulacoseira granulata* ((Her.) Sim., *A. islandica* (O. Müll.) Sim., *Skeletonema subsalsum* (Cl.-Euler) Bethge, *Stephanodiscus binderanus* (Kütz.) Krieg, *S. hantzschii* Grun. Пробы в частом режиме отбирали на ст. 39в в Приплотинном плесе водохранилища в 1989-1994 гг. 1989 г. был жарким и мало-водным, 1990 и 1994 гг. – многоводными и близкими к экстремально многоводному 1979 г. 1994 г. при этом выделялся и низкими температурами воды. Выше 20⁰С она была лишь в отдельные сроки наблюдений.

Aulacoseira granulata и *Stephanodiscus hantzschii* в нижнем течении Волги известны с начала 20 столетия, причем, *A. granulata* - в числе видов, вызывающих «цветение» воды [3 и др.]. *Aulacoseira islandica* и *Stephanodiscus binderanus* были встречены позднее, в конце 30-х лет прошлого столетия [4]. *Skeletonema subsalsum* и *Actinocyclus normanii* – инвазийные виды. *Skeletonema subsalsum* была зарегистрирована в первые годы существования водохранилища, *Actinocyclus normanii* – в 1988 г. [5], в многоводную фазу циклических колебаний водности в регионе.

Aulacoseira granulata в конце 20 столетия остается в числе доминирующих водорослей и отмечается в фитопланктоне с апреля до ноября (рис. 1). Максимум в ее развитии приходится на летний, реже позднелетне-раннеосенний биологический сезон.

Летний максимум численности отмечался в июле или августе при температуре воды 20,8-21,8⁰ С, в экстремально многоводном 1994 г., когда температура воды крайне редко превышала 20⁰ С – при 16-20,1⁰ С. В маловодном и жарком 1989 г. увеличение численности *A. granulata* было продолжительным, и максимумы регистрировались в позднелетне-раннеосенний биологический сезон – в конце августа - сентябре при температуре 18,2-19,9⁰С. В сентябре 1989 г. сезонный подъем в развитии *A. granulata* наблюдался и в Чебоксарском водохранилище [6]. Максимальная численность *A. granulata* в 1989-1994 гг. варьировала в очень широких пределах – от 0,26 (1990 г.) до 2,6 млн кл./л (1989 г.).

Stephanodiscus hantzschii типичен для фитопланктона эвтрофных водных экосистем, выделяется способностью к гетеротрофному типу питания и в сезонной динамике, в зависимости от условий развития формирует от одного до трех максимумов численности – весенний, летний и осенний [6, 7 и мн. др.].

В 1989-1994 гг. *S. hantzschii* с разной периодичностью присутствовал в фитопланктоне с апреля до ноября. В зависимости от протекания весенних процессов его интенсивное развитие начиналось с середины апреля (1990 г.) или начала мая и заканчивалось в разные сроки на протяжении мая. Кратковременным и низким весенний максимум был в экстремально многоводном 1994 г. Сравнительно невысокие повышения численности наблюдались и в летние сезоны.

Максимальная численность *S. hantzschii* в разные годы регистрировалась в первой половине мая при температуре воды 7-13⁰ С и составляла 0,8 (1991 г.) – 18,5 млн кл./л (1989 г.), в экстремально холодном и многоводном 1994 г., как и у *Aulacoseira granulata*, была ниже – 0,34 млн кл./л.

Aulacoseira islandica - весенне-осенний вид. Его присутствие в фитопланктоне в 1989-1994 гг. не было постоянным. В одни годы она встречалась с апреля до октября-ноября (1989-1991), в другие летом и осенью практически не отмечалась (1993, 1994 гг.). Весенний максимум развития обычно наблюдался в конце апреля – первой половине мая при температуре воды 8-9⁰С. Зарегистрированные весенние максимальные численности *A. islandica* колебались от 1,2 (1990 г.) до 1,8 млн кл./л (1989 г.) и только в экстремально многоводном 1994 г. не превышали 0,07 млн кл./л.

Увеличение обилия *A. islandica* в октябре-ноябре 1989-1991 г. было невысоким - до 0,6 млн кл./л (ноябрь 1990 г.). Осеннее развитие водорослей этого вида до уровня «цветения» воды в Приплотинном плесе водохранилища регистрировалось только в ноябре 1986 г. (температура воды – 1-2⁰С), что вызывало большие затруднения в работе очистных сооружений ВАЗа [8]. Редко осенние максимумы *A. islandica* отмечались и в Чебоксарском водохранилище, 2 раза за 10-летний период исследований [6].

Stephanodiscus binderanus – также вид весенне-осеннего комплекса. В 1989-1994 гг. развитие его отличалось крайне высокой межгодовой вариабельностью встречаемости, численности и сезонной периодичности в развитии. Чаще он отмечался в фитопланктоне с конца апреля – мая до ноября, но эпизодически и в небольших количествах.

На этом фоне в 1989 и 1991 гг. формировались осенние максимумы его численности до 1-4,1 млн кл./л при температуре воды 6-11⁰ С. В экстремально многоводном и холодном 1994 г. относительно невысокая вспышка развития этих водорослей (до 0,68 млн кл./л) была в конце июля – начале августа при температуре воды 18-20⁰С. В 1993 г. *S. binderanus* встретился лишь в одной пробе.

Skeletonema subsalsum встречается с мая до ноября. В большинстве водохранилищ Волги относится к доминирующим видам летне-осеннего фитопланктона [6, 9 и др.]. В Куйбышевском максимальная ее численность наблюдалась в конце мая или первой декаде июня при температуре воды 13-15⁰С и составляла 3,7 -22 млн кл./л. В 1993 г. обилие не превышало 0,312 млн кл./л, возможно, при более редких наблюдениях максимум численности был пропущен. Летние и позднелетне-раннеосенние максимумы были не более 5,8 млн. кл./л (1989 г.).

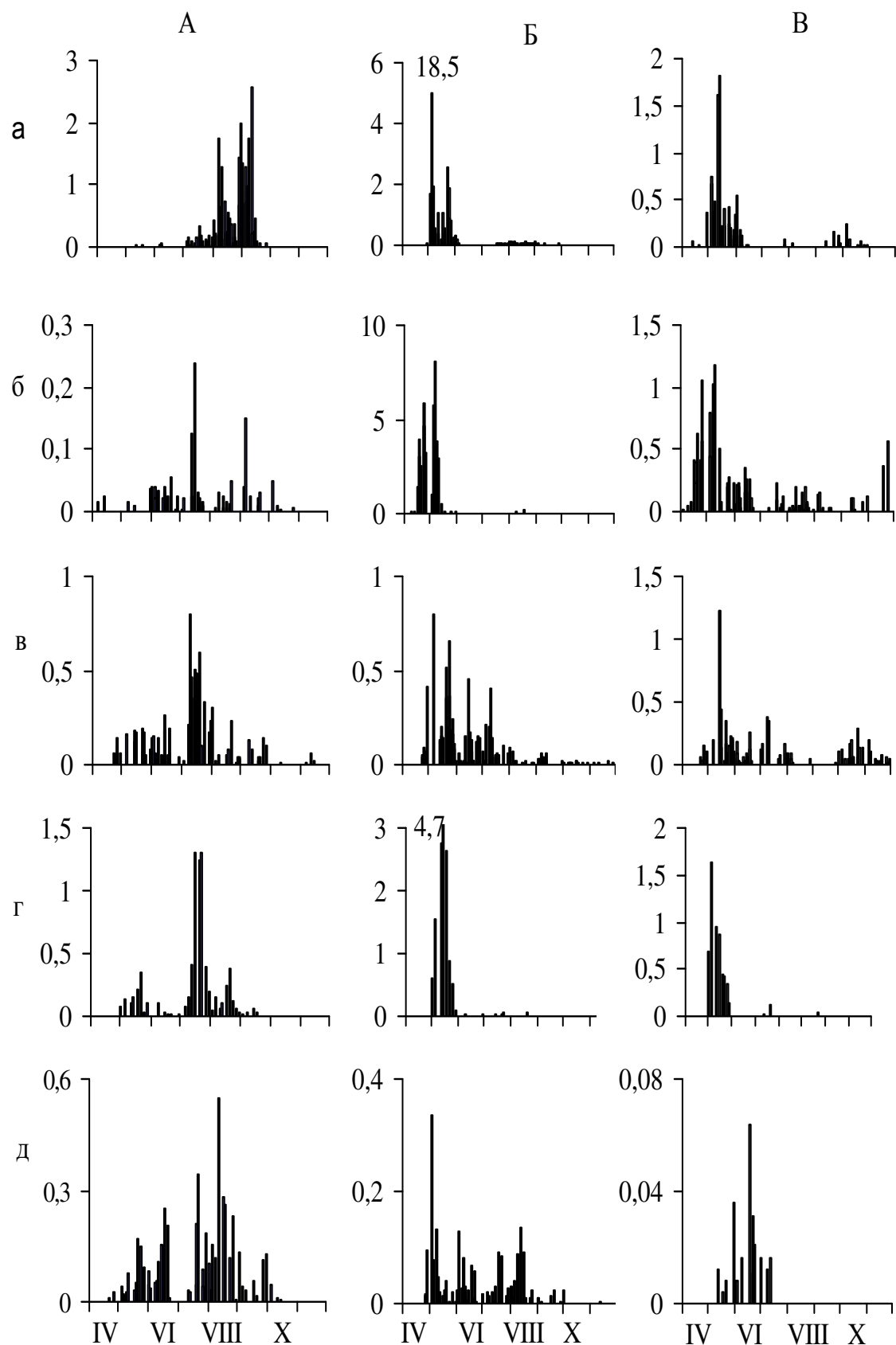
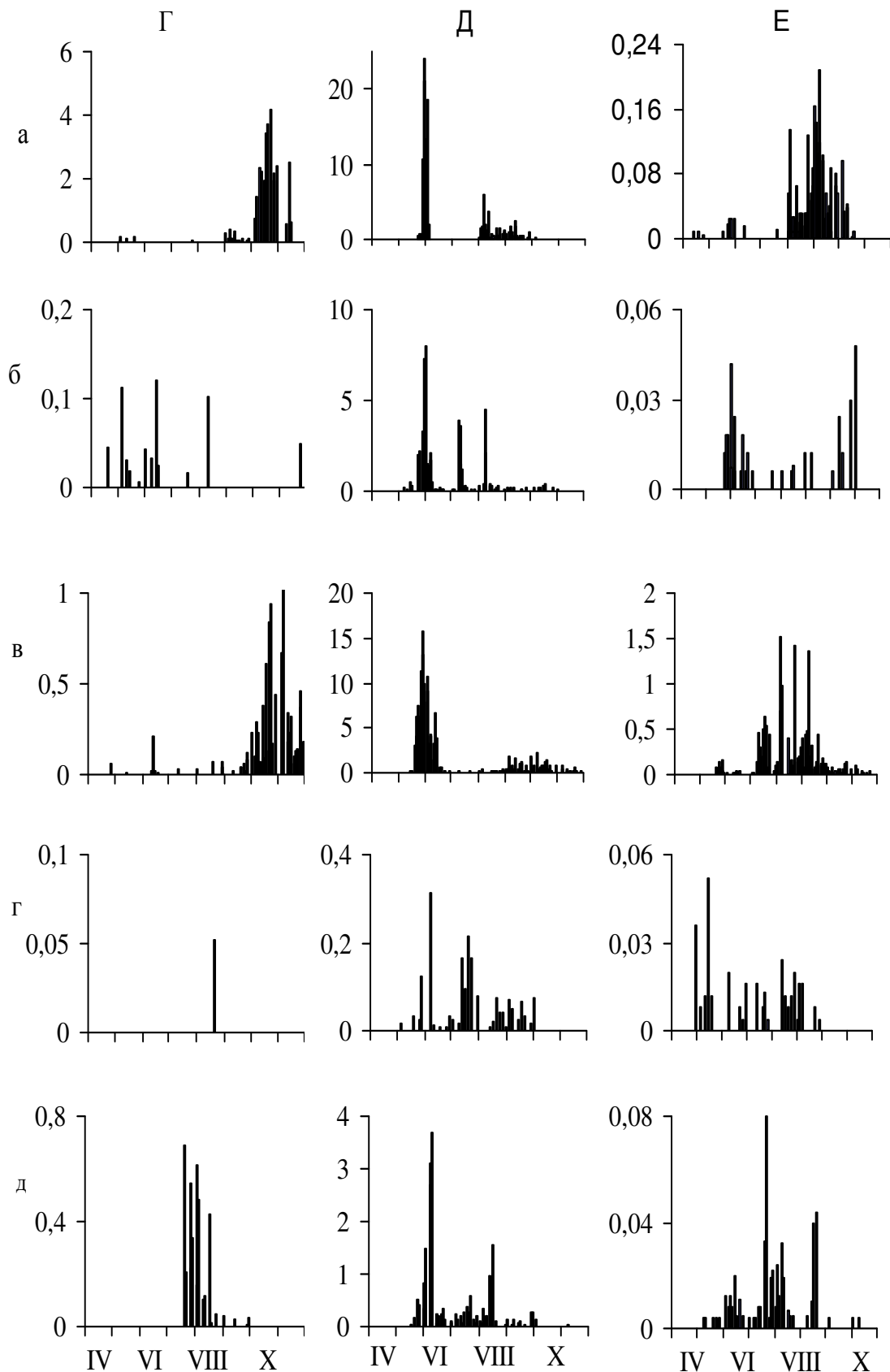


Рис. 1. Сезонная динамика *Aulacoseira granulata* (А) *Stephanodiscus hantzschii* (Б), *Aulacoseira islandica* (В), *Stephanodiscus binderana* (Г), *Skeletonema subsalsum* (Д), *Actinocyclus normanii* (Е) в поверхностном слое воды на ст. 39 в Приплотинном плесе водохранилища в 1989-1994 гг. Годы: а – 1989, б – 1990, в -1991, г -1993, д -1994. По оси ординат – численность в млн кл./л, по оси абсцисс – месяцы с апреля по ноябрь



Продолжение рисунка

Actinocyclus normanii присутствует в фитопланктоне водохранилища с апреля-мая до октября-ноября, но обычно в небольших количествах. Вероятно, это летне-осенний вид. В этот период в годы с более интенсивным развитием *A. normanii* (1989 и 1991 гг.) регистрировались и максимумы его численности, и наибольшая частота встречаемости: в 1991 г. *A. normanii* регулярно отмечался в фи-

топланктоне на протяжении 2 июля -19 ноября (температура воды – 4,5-23⁰С), в 1989 г. с 1 августа до 10 ноября (5-22,6). Оптимальные условия для его развития складывались очевидно в 1991 г., когда наряду с продолжительной вегетацией, максимальные концентрации *A. normanii* достигали 1,3-1,5 млн кл./л (8, 22 августа и 9 сентября).

Как видно, рассмотренные массовые виды среди Centrophyceae по периодичности их развития в озеровидной части Куйбышевского водохранилища относятся к разным по экологии водорослям. Различается сезонная периодичность развития видов весенне-осеннего комплекса - *Aulacoseira islandica* и *Stephanodiscus binderanus*. Для *Stephanodiscus hantzschii* и *Skeletonema subsalsum* характерен весенний максимум численности, летние (*Stephanodiscus hantzschii*), летние и позднелетне-раннеосенние (*Skeletonema subsalsum*). *Aulacoseira granulata* – вид преимущественно летнего фитопланктона, *Actinocyclus normanii* – летне-осеннего.

Абсолютные максимумы обилия всех видов (исключение - *Actinocyclus normanii*) были зарегистрированы в маловодном и жарком 1989 г. Четкое снижение сезонных максимумов численности у одних видов наблюдалось в 1994 г. (*Aulacoseira islandica*, *Stephanodiscus hantzschii*), у других - в 1990 (*Aulacoseira granulata*, *Actinocyclus normanii*) или в 1993 гг. (*Stephanodiscus binderanus*, *Skeletonema subsalsum*).

Работа выполнена при поддержке РФФИ, проект № 07-04-00370.

ЛИТЕРАТУРА

1. Фитопланктон Нижней Волги. Водохранилища и низовья реки. СПб.: Наука. 2003. 232 с.
2. Генкал С. И., Паутова В. Н., Тарасова Н. Г., Номоконова В. И. Центрические водоросли Куйбышевского водохранилища // Известия Самарского научного центра РАН. «Актуальные проблемы экологии». 2006. Т.8, № 1 (15). С.147-162.
3. Бенинг А. Л. К изучению придонной жизни р. Волги. Монографии Волж. биол. ст. Саратов, 1924. N 1. 398 с.
4. Киселев И.А. К вопросу о качественном и количественном составе фитопланктона водохранилища на Волге // Тр. ЗИН АН СССР. - Т. 8, вып. 3. - С. 565-584.
5. Генкал С. И., Королева Н. Г., Попченко И. И., Буркова Т. Н. Первая находка *Actinocyclus variabilis* в Волге // Биол. внутр. вод: Информ. Бюл. 1992. № 94. С.14-17.
6. Охапкин А. Г. Фитопланктон Чебоксарского водохранилища / Под редакцией В. Н. Паутовой, Г. С. Розенберга. Тольятти, 1994. 275 с.
7. Экология фитопланктона Куйбышевского водохранилища / Под редакцией С. М. Коновалова. Л.: Наука. 1989. 304 с.
8. Трифонова И. С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л., 1990. 184 с.
9. Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища / Под редакцией В. Н. Паутовой, Г. С. Розенберга. Тольятти, 1999. 264 с.

SUMMARY

Pautova V. N., Nomokonova V. I., Bogoiyvenskaia T. I., Tarasova N. G. SEASONAL AND INTERANNUAL VARIATIONS OF DEVELOPMENT OF MASS KINDS FROM CENTROPHYCEAE IN PHYTOPLANKTON OF KUIBYSHEV RESERVOIR

Seasonal and interannual dynamics of number *Actinocyclus normanii*, *Aulacoseira granulata*, *A. islandica*, *Skeletonema subsalsum*, *Stephanodiscus binderanus*, *S. hantzschii* in Kuibyshev Reservoir are considered. The temperature optimum of their development and dependence from water-level of year are determined.

ДИНАМИКА РАЗВИТИЯ ПРИРОДНЫХ ОБСТАНОВОК СОЛОВЕЦКОГО АРХИПЕЛАГА ПО ДАННЫМ ИЗУЧЕНИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЕР

Т. В. Сапелко^{1,2}, Д. А. Субетто², А. В. Лудикова¹, Д. Д. Кузнецов¹

¹Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург, tsapelko@mail.ru

²РГПУ им. Герцена, г. Санкт-Петербург

С целью изучения истории озер и изменения уровня Белого моря в течение голоценового периода с 2006 года на Соловецких островах ведутся полевые работы. Отобраны колонки донных отложений 6 озер на разных высотных отметках. Начато изучение донных отложений озер. В настоящий момент выполнен комплексный анализ оз. Лесного (Исаковское).

Лесное озеро (точка 1 – 65°05',669 N, 35°35',874; точка 2 - 65°05',669 N, 35°36',280 E) расположено в западной части о. Б. Соловецкий на а. о. 3 м над уровнем моря и через систему озер имеет сток в

Сосновую губу Белого моря. Максимальная глубина озера по последним данным [1] достигает 20,3 метров, при средней глубине 4,5 м. Проботбор осуществлялся с плота посредством русского торфяного бура (длина пробоотборной части 1 м, диаметр 5 и 7,5 см). Мощность донных отложений составило 2 м.

Лабораторные исследования проводились в Институте озероведения РАН, на факультете географии Российского государственного педагогического университета им. А.И.Герцена, в Институте океанологии им. П.П. Ширшова РАН, МГУ им. М.В. Ломоносова. Выполнены следующие виды исследований: палинологический, диатомовый, литологический, геохимический. В ближайшее время будут получены данные радиоуглеродного датирования.

На основании проведенных анализов выделено 4 этапа развития озера.

1 этап:

Отложения этого этапа представлены сильно опесчаным органогенно-глинистым илом. Ил серо-бурый, однородный, за счет органической примеси и ожелезнения желтоватого оттенка. Зерна преимущественно тонкопесчаной размерности, неокатаны, несортированы, что может говорить практически об отсутствии переноса материала, его быстром поступлении и захоронении [2].

Диатомовые комплексы представлены типично морскими видами – эугалолами и видами, характерными для солоноводно-морских условий – мезогалолами. Из планктонных наиболее характерными видами являются эугалолабы *Paralia sulcata*, *Porosira glacialis* и *Thalassiosira excentrica*, при этом первая играет роль доминанта, имея относительную численность более 30%. Отмечена также планктонная солоноватоводная *Tabularia tabulata*. Диатомеи, чей образ жизни связан с субстратом, представлены эугалолами *Cocconeis costata*, *C. scutellum*, *Diploneis didyma*, *Grammatophora arcuatum*, *G. oceanica* et var., *Opephora marina*, *Plagiogramma stauraphorum*, *Rhabdonema minutum* и др., и мезогалолами *Caloneis formosa*, *Diploneis smithii*, *Nitzschia obtusa*. Большинство этих видов широко представлены в голоценовых отложениях северных морей – Белого, Баренцева и др. В частности, *P. sulcata*, *C. scutellum*, *G. arcuatum*, *R. minutum*, а также мезогалолабная *T. tabulata* отмечались в отложениях послеледниковых трансгрессий в районе Кандалакшского залива Белого моря [3]. Диатомеи-олигогалолабы практически отсутствуют в составе диатомовых комплексов. В целом для этого этапа характерно преобладание донных и эпифитных диатомей, при этом их соотношение изменяется незначительно, тогда, как доля планктонных видов постепенно увеличивается вверх по разрезу. Доминируют так называемые бореальные виды (*C. scutellum*, *D. smithii*, *G. oceanica*, *P. sulcata*, *T. tabulata*) – обитатели водоемов умеренных широт. Достаточно высокой численности достигают также отдельные северопольские виды – стенотермные холодолюбивые диатомеи (*Porosira glacialis*) и космополиты, распространённые в морских водах всего земного шара (*Opephora marina*, *Tabularia tabulata*). Состав диатомовых комплексов данного этапа развития водоема свидетельствует о том, что в это время осадконакопление осуществлялось в условиях морского залива. На это указывает доминирование диатомей-эугалолабов – обитателей морских вод с нормальной соленостью (18-33‰). Залив, по-видимому, был достаточно мелководным, о чем свидетельствует преобладание донных и эпифитных диатомей.

Спорово-пыльцевой анализ показал, что в нижней части, как и по всему разрезу, доминирует пыльца древесных пород. Преобладает пыльца сосны (40-60% от общего состава). Достаточно высок процент содержания пыльцы ели и березы. Отмечено большое содержание пыльцы кустарников. В небольших количествах встречаются *Betula*, *Salix*, *Corylus*, *Ericaceae*, два вида ольхи. Среди травянистых пород преобладают *Poaceae*, *Cyperaceae*, *Chenopodiaceae*, *Rosaceae*. Наряду с пыльцой водных и прибрежно-водных растений, отмечен высокий процент спор полушника, максимальное значение по разрезу (до 5%). Среди других споровых преобладают *Bryales*, *Polypodiaceae*, *Ophioglossaceae*, *Lycopodium*. Полученные данные говорят о формировании отложения на данном этапе в период регрессии моря и образования обособленных морских заливов. На островах Белого моря [4], а также на территории Прибеломорья на материке [5;6] в это время были распространены сосновые леса северотаежного типа. Вокруг оз. Лесного наряду с доминирующими по острову Б. Соловецкому сосновыми лесами распространена ель. Непосредственно котловину и примыкающие понижения рельефа занимали заболоченные березовые леса с ивой, карликовой березкой. Об образовании мелких более закрытых водоемов свидетельствует распространение водной растительности. Наличие спор сфагнома говорит о заболачивании этих водоемов. Судя по отсутствию в литологическом составе соответствующих отложений, можно говорить о непродолжительном существовании водоемов. По всей видимости, это были остаточные небольшие мелководные водоемы, образовавшиеся в понижениях рельефа в пострегрессионное время. Большое количество вереска косвенно может служить подтверждением этого. Появление вереска в растительном покрове болот сопровождается распространением печеночников и лишайников и деградацией сфагнового покрова [5]. Однако связь с морем на данном этапе не было утеряна, о чем свидетельствуют морские диатомовые комплексы.

2 этап:

Отложения этого этапа представляют собой тонко-песчаный-алевроитовый органогенно-глинистый ил с нечетко выраженной слоистостью, с редкими включениями обломков раковин, запахом H_2S и макроостатками. Получены данные по содержанию органического вещества ($C_{орг}$). Количество $C_{орг}$ варьирует от 4,19 до 6,45% [2].

Численность морских диатомей возрастает за счет планктонной *Fragilaria oceanica* и обрастателя *Rhabdonema minutum*. Залив становится более открытым с активной гидродинамикой, на что указывает довольно высокое содержание створок планктонных диатомей (*P. sulcata*, *T. tabulata*), очевидно, привнесенных из глубоководной части морского бассейна.

Пыльца сосны, являясь доминантой по всему разрезу, на данном этапе достигает своего максимума (80%). Значения содержания пыльцы ели меняются на протяжении рассматриваемой зоны, но продолжают оставаться значительными. Количество пыльцы березы резко сокращается. Характерной особенностью этого этапа является минимальное по разрезу ее количество на протяжении всего периода (менее 5%). При этой увеличивается количество пыльцы карликовой березки. В начале и в конце периода отмечено единичное присутствие пыльцы широколиственных пород. Процентное содержание пыльцы трав и спор является довольно низким, самым низким по разрезу.

Этап соответствует стадии трансгрессивного характера. Происходит подтопление ранее освобожденных территорий. Однако в середине зоны вновь появляются водные и прибрежно-водные растения, сфагнум и даже единично отмечен полушник. В это же время немного увеличивается распространение березы, как породы первой заселяющей освобождающиеся пространства. В остальное время формирования донных отложений этого этапа количество березы минимально, что говорит о подтоплении низменных территорий. На остальных более возвышенных участках произрастали в это время сосновые и сосново-еловые леса. При этом значение ели в составе лесов постоянно меняется. Количество споровых и травянистых растений очень невелико, что может свидетельствовать на тот момент о морских условиях водоема на месте современного оз. Лесного. Максимальное количество пыльцы сосны и ели в этой зоне говорит о заносной пыльце с более возвышенных участков острова и прилегающих территорий, т.е. в это время в основном отлагается наиболее летучая пыльца.

3 этап:

Осадки представлены алевритовым органогенно-глинистым илом с песчаной примесью. Ил зеленовато-бурый, с черными прослоями гидротроилита (0,2–0,5 мм). Наличие гидротроилита свидетельствует о восстановительных условиях. Поступающий материал качественно не менялся. Количество $S_{орг}$ увеличивается и составляет от 7,2 до 8%

Для данного этапа характерно резкое снижение содержания диатомей планктона. Наиболее высокую численность здесь имеют морские *Fragilaria oceanica* и *Rhabdonema minutum*. При этом численность эугалобов резко сокращается в середине рассматриваемого периода, тогда как численность мезогалобов в это же время, напротив, увеличивается за счет планктонной *Fragilaria fasciculata*. В конце выделенного этапа отмечается некоторое увеличение содержания диатомей-олигогалобов *Aulacoseira ambigua*, *A. italica* и *Fragilaria construens* et var.

Существенные изменения, наблюдаемые в составе диатомовых комплексов; изменение соотношения эугалобов и мезогалобов в пользу последних; уменьшение относительного содержания планктонных видов, а также появление диатомей-олигогалобов, до сих пор практически не отмечавшихся, – позволяют сделать вывод о постепенном сокращении поступления в котловину озера Лесного морских вод. Тот факт, что морские и солоноватоводные таксоны, тем не менее, по-прежнему доминируют в составе диатомовых комплексов, вероятно, говорит о том, что в условиях сокращения площади и уменьшения глубины залива изменился также характер циркуляции его водных масс [7]. На это указывает также наличие слоистости в отложениях соответствующего горизонта. При этом осадконакопление по-прежнему осуществлялось в морских условиях, о чем говорит устойчивое доминирование в составе диатомовых комплексов морских и солоноватоводных диатомей. Присутствие пресноводных диатомей, в основном, индифферентных к солености, по-видимому, стало следствием некоторого распреснения залива. В целом можно говорить о том, что изоляция от моря происходила достаточно быстрыми темпами, на что указывает резкая смена соотношения основных экологических групп.

Пыльцевая зона на этом этапе выделена по уменьшению содержания пыльцы сосны и увеличению пыльцы берез и кустарников. Постоянно встречается пыльца разных видов ольхи, ольховника, можжевельника, лещины. Растет процент пыльцы травянистых пород. Доминантами среди трав являются *Poaceae*, *Cyperaceae*, *Chenopodiaceae*. Отмечена пыльца сорных растений. Возрастает количество спор. Отмечен максимум спор *Bryales* по разрезу. К концу зоны вновь появляется *Isoetes*.

Наступает период новой регрессии. Палинозона почти целиком соответствует уточненным в ходе выполнения подробного литологического изучения осадков границам переходного горизонта алевритового ила. Здесь же отмечено начало резкого возрастания содержания органического вещества. Характер растительного покрова вновь меняется. Притом, что на региональном уровне по-прежнему господствуют сосновые леса, береза снова занимает значительные пространства освобожденных низин. Начинается процесс образования самостоятельных водоемов, слегка заболоченных, заросших кустарниками. Накопление *Sphagnum* также было незначительным, что свидетельствует о небольшом заболочивании. Идет процесс обособления оз. Лесного. Вокруг значительно увеличиваются открытые пространства, занимаемые луговой растительностью. Характер растительного покрова в этот период, а также появление сорных трав, сопутствующих человеку, таких как *Rumex*, *Plantago* и др., указывает на появление человеческой активности на рассматриваемой территории.

4 этап:

Последний этап собственно озерного сапропелевого коричневого ила полужидкой консистенции, сильно обогащенного органическим веществом. Количество $C_{орг}$ увеличивается от 10,3 до 17%, что связано с более высокой продуктивностью пресноводного озера и с небольшой гидродинамической активностью водоема. Доля фосфора в разрезе изменяется от 0,02 до 0,16%, наибольшие количества этого элемента приурочены к верхней части разреза, т.е к озерному этапу осадконакопления. Между фосфором и $C_{орг}$ устанавливается прямая корреляция с коэффициентом 0,7, причем между фосфором и кремнием устанавливается отрицательная корреляция. Все это может говорить о том, что фосфор в донных отложениях имеет биогенное происхождение [2].

Из состава диатомовых комплексов практически полностью исчезают морские и солоноватоводные диатомеи. Происходит резкий рост содержания диатомей-олигогалобов, главным образом, за счет видов-индифферентов, численность которых увеличивается до 75%. В дальнейшем эта экологическая группа продолжает играть доминирующую роль в составе диатомовых комплексов, представленная планктонными *Aulacoseira alpigena*, *A. ambigua*, *A. italica* и обрастателями *Epithemia adnata*, *Eunotia minor*, *E. pectinalis* и *Fragilaria construens* et var. Менее многочисленны группы галофобов и галофилов, в составе которых доминируют, соответственно, *Tabellaria fenestrata* с *T. flocculosa* и *Cyclotella meneghiniana*. Для зоны характерно преобладание планктонных диатомей (до 70%). Обрастатели имеют более низкую относительную численность, не превышающую 40%, а содержание донных диатомей, как правило, ниже 10-12%. В целом для диатомовых комплексов этого периода характерны олиго-мезотрофные виды-аклалифилы. Сравнительно высокая численность диатомей-обрастателей указывает на то, что после изоляции началось постепенное зарастание озера, продолжающееся и сегодня. Незначительное содержание донных диатомей свидетельствует о существовании условий, неблагоприятных для заселения донного субстрата.

Этап самостоятельного развития озера Лесного характеризуется исчезновением из состава диатомовых комплексов эу- и мезогалобов и формированием основных черт современной диатомовой флоры. Для последней характерно доминирование видов-индифферентов, среди которых преобладают планктонные диатомеи, типичные для олиго- (*Aulacoseira alpigena*) и мезотрофных водоемов (*A. ambigua*, *A. italica* и *A. subarctica*). В отношении рН подавляющее большинство видов представлено алкалифилами, что позволяет охарактеризовать активную реакцию среды как слабощелочную.

В палинозоне последнего рассматриваемого периода вновь увеличивается процентное содержание пыльцы сосны (60-75%). Растет количество пыльцы ели и достигает здесь своего максимума по разрезу (до 50%). Количество пыльцы березы вновь убывает. Однако пыльца кустарников представлена также широко. Несколько уменьшается процентное содержание пыльцы травянистых пород и спор. К концу рассматриваемого этапа появляются в значительном количестве пыльца водных, споры полушника. Постоянно встречаются споры *Sphagnum*. Отмечено большое количество макроостатков. Завершающий период характеризует время самостоятельного собственно озерного этапа развития. Березовые леса сменяются хвойными. К концу периода отмечены кувшинка, полушник, что говорит об образовании неглубокого озера с чистой прозрачной водой.

Что касается хронологии рассматриваемых этапов развития, то ответить на этот вопрос однозначно без абсолютного датирования невозможно. Однако на основе реконструкции растительного покрова и корреляции полученных данных с результатами литологического и диатомового анализа, можно предположить, что вся толща донных отложений сформировалась в субатлантический период. В пользу этого свидетельствует:

- небольшие изменения в составе растительности на протяжении всего разреза, что говорит о несущественных климатических изменениях на протяжении всего изученного периода;
- присутствие почти во всех зонах единичных зерен термофильных пород;
- рассчитанная средняя скорость осадконакопления озерных отложений в озере.

Лесное составляет 0,35 мм в год в течение последних 1000 лет.

В результате выполненных работ удалось проследить эволюцию осадконакопления в оз. Лесное, обусловленную сменой морских обстановок на озерные; установить изменения растительного покрова. Установлена зависимость изменения окружающих ландшафтов от изменения уровня моря, даже от незначительных по мощности его трансгрессивных и регрессивных фаз.

Исследования проводятся при поддержке проектов РФФИ 07-05-01115-а, 07-05-00192-а и 08-05-10027-к.

ЛИТЕРАТУРА

1. Природная среда Соловецкого архипелага в условиях меняющегося климата // Под. ред. Шварцмана Ю. Г., Болотова И. Н. Екатеринбург, 2007. 184 с.
2. Андреева Н. Н., Шевченко В. П., Субетто Д. А., Лудикова А. В. Литолого-геохимическая характеристика донных отложений озера Лесное (Соловецкий архипелаг Белого моря) // Молодежная

научная конференция «Актуальные проблемы геологии докембрия, геофизики и геоэкологии», СПб, 8-13 октября 2007 г. С. 44-47.

3. Лаврова М. А. Четвертичная геология Кольского полуострова. М.-Л.: Наука, 1960. 234 с.

4. Головина Е. О., Баранова Е. В. Флора островов Керетского архипелага белого моря. СПб, 2006. 154 с.

5. Елина Г. А. Типы болот Прибеломорской низменности // Болота Карелии и пути их освоения. Петрозаводск, 1971. с.51-79.

6. Елина Г. А., Лебдева Р. Н. Динамика растительности и палеогеография голоцена Карельского берега Беломорской низменности // Бот. Журнал. 1992, Т. 77, № 5. С. 17

7. Corner G. D., Yevzerov V. A., Kolka V. V., Møller J. J. Isolation basin stratigraphy and Holocene relative sea-level change at the Norwegian-Russian border north of Nikel, northwest Russia // Boreas. 1999. Vol. 28, № 1. p. 146-166.

SUMMARY

Sapelko T. V., Subetto D. A., Ludikova A. V., Kuznetsov D. D. DEVELOPMENT OF ENVIRONMENTAL OF SOLOVETSKY ARCHIPELAGO TO STUDY OF LAKES SEDIMENTS

Paleolimnological studies were carried in the lakes in Bolshoi Solovetsky Island. We are reconstructing 4 periods of development of Lake Lesnoye (Isakovskoye) by lithological, geochemical pollen and diatom methods.

МЕТОДОЛОГИЯ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ РАСТИТЕЛЬНЫХ ПИГМЕНТОВ В ИЗУЧЕНИИ ПРЭСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Л. Е. Сигарёва

Учреждение РАН Институт биологии внутренних вод, п. Борок, sigareva@ibiw.yaroslavl.ru

Введение. Значение изучения пресноводных экосистем для практики обусловлено, прежде всего, необходимостью поддержания на должном уровне качества питьевой воды и продуктивности рыбного населения, а также судоходства и рекреации. Интерес фундаментальной науки к пресноводным экосистемам обусловлен более существенной, по сравнению с морскими экосистемами, вариабельностью природных и антропогенных факторов для жизни гидробионтов. Использование пресноводных водоемов в качестве модельных объектов может способствовать решению многих экологических проблем. Основные положения об экологической и индикаторной роли растительных пигментов, сформулированные в данной работе, разработаны в результате обобщения многолетних исследований автора на волжских водоемах. Пигменты определяли стандартным спектрофотометрическим методом в ацетоновом экстракте из планктонной взвеси и донных отложений. Результаты показали, что растительные пигменты удовлетворяют требованиям, предъявляемым к системным показателям, поскольку обладают такими свойствами и характеристиками связи с гидробионтами и условиями среды, которые не только адекватно отражают свойства водной экосистемы, но и могут быть количественно оценены доступными инструментальными способами.

Основой гидробиологического изучения растительных пигментов служит системный подход, раскрывающий целостность объекта исследования и многообразные связи, обеспечивающие его функционирование с целью получения единой теоретической картины, объясняющей механизм организации водной экосистемы [1]. Изучение экосистемы начинают с характеристики типологической принадлежности, определения границ и размеров, количественного описания отдельных структур и завершают оценкой состояния экосистемы в целом с помощью ряда показателей [2]. Невозможность детального описания экосистем из-за чрезвычайной сложности их структурно-функциональной организации ставит перед исследователями задачу поиска таких интегральных показателей, которые отражали бы и структуру, и функционирование системы. При этом необходимо учитывать, что экосистемы относятся к системам «со случайным управлением» и поэтому их устойчивое функционирование поддерживается за счет структурных перестроек, а не наоборот, как это происходит в биосистемах, т.е. за счет изменения функции для сохранения структуры [3]. В разработке представлений о функционировании экосистем первостепенное значение принадлежит продукционной гидробиологии, изучающей закономерности продукционного процесса в водоемах [1]. Поскольку продуктивность водоемов базируется на первичной продукции органического вещества, исследования первичного звена трофической цепи играют первостепенную роль в изучении водных экосистем. Наличие пигментов в донных отложениях свидетельствует о существовании связи этих индикаторов первичного звена с характеристиками конечного звена, к которому, наряду с выловом рыб и вылетом насекомых, относит и иловые отложения [4].

Функционирование первичного звена экосистемы, прежде всего, связано с растительными пигментами как компонентами фотосинтетического аппарата [5]. Растительные пигменты занимают особое место среди экосистемных показателей, поскольку они непосредственно участвуют в фотосинтезе, создающем энергетическую базу для функционирования всех других звеньев трофической цепи в экосистеме [4]. От растительных пигментов напрямую зависит основное свойство экосистемы - продуктивность. Начало исследований растительных пигментов в отечественной гидробиологии связано с работами Г.Г. Винберга [4], поскольку именно он обосновал необходимость изучения растительных пигментов для оценки подводного фотосинтеза и предложил первую трофическую шкалу водоемов по хлорофиллу. Предпосылками для внедрения методов определения растительных пигментов в гидробиологию послужило наличие прямой положительной связи между содержанием хлорофилла, фотосинтезом и биомассой водорослей. Впоследствии круг вопросов, решаемых с помощью растительных пигментов, существенно возрос, и пигментные работы на водоемах получили самостоятельное развитие [6]. Изучение растительных пигментов как маркеров новообразованного органического вещества стало одним из подходов в исследованиях первичной продукции и продуктивности водоемов с помощью различных инструментальных методов, включая наблюдения за Землей со спутников. Вместе с тем, информационный потенциал растительных пигментов раскрыт далеко не полностью.

Растительные пигменты как показатели биотопической неоднородности водоема. Несмотря на многообразие свойств континентальных водоемов, пресноводные экосистемы предлагается разделить на две группы – реобиомы, объединяющие лотические экосистемы, и лимнобиомы, объединяющие лентические экосистемы [7]. В зависимости от типологической принадлежности и факторов внешней среды изменяется экологическая зональность в конкретном водоеме, влияющая на продуктивность, т.е. способность создавать органическое вещество. Экологические зоны формируются в зависимости от особенностей проникновения и распределения световой энергии, поскольку главным фактором существования пресноводной экосистемы и ее продуктивности является свет. Так, выделяемые в водоемах пелагиаль, бенталь и литораль можно рассматривать как биотопы, различающиеся, прежде всего, соотношением освещенной (фотической) и неосвещенной (афотической) зон. Растительные пигменты отражают неоднородность световых условий следующим образом: в фотической зоне преобладает активная форма хлорофилла, известная в гидробиологии как «чистый» хлорофилл, в афотической зоне доминируют продукты деградации хлорофилла – феопигменты [8, 9]. Соотношение каротиноидов и хлорофилла увеличивается по мере усиления деградации растительных клеток при отсутствии света. Достаточно четко это было прослежено в периоды стратификации на димиктическом оз. Плещеево. В волжских водохранилищах с интенсивным перемешиванием водной толщи вертикальная зональность проявляется крайне редко, и более или менее заметные градиенты концентраций пигментов обнаруживаются лишь между поверхностной и придонной водой [8, 9]. Водный слой в литорали, согласно определению этой зоны, целиком фотический, т.е. с преобладанием «чистого» хлорофилла, роль продуктов деградации хлорофилла здесь начинает резко увеличиваться в пограничном слое с донными отложениями [10]. Бенталь всего водоема характеризуется возрастанием степени деградации хлорофилла по мере увеличения глубины керна, но в литоральных отложениях этот процесс в целом протекает с большей скоростью, чем в профундальных отложениях.

Горизонтальное распределение пигментов по площади дна водоема [8-14]. Горизонтальная структура биотопов озерной экосистемы с котловиной, имеющей симметричную форму, характеризуется симметричным распределением концентрации растительных пигментов [8]. Особенно четко это выражено на поперечных разрезах оз. Плещеево: коэффициент корреляции между содержанием пигментов в донных отложениях и глубиной водной толщи достигал 0.8-0.9.

Продольная структура бентосных биотопов в экосистемах реобиома характеризуется возрастанием валовой концентрации растительных пигментов от верхних участков к нижним по мере перехода от песчаных отложений к илистым. Например, в водохранилищах речного типа с мозаичным распределением грунтов, горизонтальное распределение хлорофилла в донных отложениях характеризуется невысокими коэффициентами корреляции между содержанием пигментов и глубиной водного столба (в Иваньковском водохранилище – 0.3, Угличском – 0.1, Горьковском – 0.5). Минимальное значение показателя связи, отмеченное в Угличском водохранилище, обусловлено существенным влиянием притоков на продуктивность не самого глубокого участка, переходного от верхней части водоема к нижней.

Поперечная структура биотопов на волжских водохранилищах характеризуется более низким содержанием пигментов в глубоководных русловых отложениях по сравнению с менее глубокими участками поймы, что обусловлено различиями гидродинамической активности.

Разграничение роли пространственного и временного факторов по варибельности пигментных характеристик. Роль факторов времени и пространства в изменчивости пигментных характеристик зависит от степени неоднородности условий и может быть выявлена с помощью коэффициентов вариации и корреляции [8, 11]. Наиболее пригодны для этой цели показатели состава и содержания пигментов, отражающие состав и продуктивность растительных сообществ. Попытки исполь-

зовать материалы по пигментам для дифференцированной оценки водных масс и районирования экосистем оказались удачными даже по наблюдениям в одной экологической зоне (фотической). По комплексу показателей абсолютного и относительного содержания хлорофиллов, каротиноидов и феопигментов были проанализированы различия между последовательно расположенными акваториями верхневолжского каскада от верховьев Ивановского водохранилища до Главного плеса Рыбинского водохранилища в пространственном и временном аспектах. Установлено, что сравниваемые участки сохраняют индивидуальность в разные сезоны безледного периода, а вышерасположенные водные массы практически не влияют на расположенные ниже. В пределах верхневолжского каскада изменчивость концентраций хлорофилла по срокам ($C_v=50\%$) оказалась меньше, чем по акватории ($C_v=100\%$), отражая более сильную зависимость пигментного комплекса от действия пространственных факторов по сравнению с временными. В пределах же одной экосистемы (на стандартных станциях Рыбинского водохранилища) выявлено доминирующее влияние временного (сезонного) фактора. Этот же подход хорошо «работает» и на донных отложениях: в пределах фотической зоны дна коэффициент корреляции между пигментными характеристиками близко расположенных участков оказался выше, чем между таковыми для более удаленных друг от друга участков.

Оценка качества воды по пигментным характеристикам основана на связи состава пигментов с составом фитопланктона. Суть нашего способа [12] состоит в использовании таксономических различий коротковолновой и длинноволновой областей спектров поглощения ацетоновой вытяжки из фитопланктона для оценки степени доминирования синезеленых водорослей – возбудителей «цветения», ухудшающего полезные свойства воды. Критерием различий выбрано отношение оптических плотностей на длинах волн 450 и 480 нм, которое у синезеленых близко к единице, а у представителей других отделов – выше единицы, что обусловлено отсутствием у синезеленых водорослей дополнительных хлорофиллов и наличием специфических каротиноидов.

Растительные пигменты как показатели взаимодействия двух ярусов экосистемы [8]. В общем фонде растительных пигментов можно выделить существенно различающиеся по составу части, относящиеся к водной толще и донным отложениям. Особый интерес представляет пигментный фонд литоральных отложений, который представляет интерес как показатель функционирования микрофитобентоса [13]. Все эти части связаны, в основном, за счет гравитации и гидродинамической активности. Несмотря на чрезвычайную мозаичность в горизонтальном распределении пигментов в донных отложениях, соотношение между содержанием пигментов в воде и отложениях в конкретном биотопе зависит, прежде всего, от световых условий, однако в целом для водоема среднее содержание хлорофилла в водной толще сопоставимо с таковым в годовом слое осадконакопления. В пересчете на органическое вещество водорослей содержание хлорофилла с дериватами в среднегодовом слое донных отложений составляет незначительную долю от годовой первичной продукции фитопланктона (чаще всего около 0.5%). Сходство величин этого показателя для пресноводных водоемов разного типа - водохранилищ и озер - позволяет считать ее универсальной системной характеристикой, отражающей высокую степень использования новообразованного органического вещества в продукционном процессе.

Растительные пигменты как показатели трофического состояния экосистем [8, 14]. Исследования состава и содержания растительных пигментов по вертикали в донных отложениях, а также многолетний пигментный мониторинг водной толщи позволяют изучать долговременные изменения продуктивности водной экосистемы. Соответствие между концентрациями пигментов в воде и донных отложениях, а также существование тесных связей содержания растительных пигментов в донных отложениях с концентрацией биогенных элементов и органического вещества является основанием для использования осадочных пигментов в качестве показателей трофического состояния. На озерах и водохранилищах Волги установлено сходное направление развития их экосистем – эвтрофирование, сочетающееся не только с повышением, но и с периодическим понижением продуктивности. Современное состояние исследуемых пресноводных экосистем характеризуется пониженной продуктивностью первичного звена. Материалами о многолетней изменчивости концентрации хлорофилла в озеровидном Главном и речном Волжском плесах Рыбинского водохранилища продемонстрировано, что скорость эвтрофирования различных участков неодинаковая. Наиболее четко процесс эвтрофирования проявляется в лимнических условиях на больших акваториях. На речных участках с интенсивным водообменом ощутимо сказывается роль внешних факторов, обусловленных характером водосборной территории. Периодичность в изменениях продуктивности экосистем существовала и в прошедшее время исторического масштаба, что подтверждают стратиграфические исследования 6-метровый колонки донных отложений возрастом около 12 тыс. лет в оз. Плещеево. В последние несколько тысяч лет происходило уменьшение скорости эвтрофирования.

Заключение. Каждый природный водоем характеризуется наличием фонда растительных пигментов, который находится в динамическом единстве с развитием водорослей и других гидробионтов, а также и с окружающей средой. Изменения фонда, характеризующиеся вариабельностью состава, содержания, функционирования отдельных его компонентов в пространстве и во времени, отражают структурно-функциональную организацию экосистемы и, прежде всего, основное ее свойство – про-

дуктивность, формирующееся под влиянием внутренних и внешних факторов. Уникальность растительных пигментов как системных показателей обусловлена повсеместным распространением. Различия оптических характеристик активных и деградированных форм и возможность инструментального определения концентраций позволяют использовать их для оценки количественной связи между первичным и конечным звеньями продукционного процесса в водоеме.

ЛИТЕРАТУРА

1. Алимов А. Ф. Продукционная гидробиология и функционирование экосистем // Новые идеи в океанологии. Том 1. Физика. Химия. Биология. М. Наука. 2004. С. 264–279.
2. Баканов А. И. О некоторых методологических вопросах применения системного подхода для изучения структур водных экосистем // Биология внутренних вод. 2000. № 2. С. 5–19.
3. Федоров В. Д. Устойчивость экологических систем и ее измерение // Известия Академии наук СССР. Серия биологическая. 1974. № 3. С. 402–415.
4. Винберг Г. Г. Первичная продукция водоемов. Минск. 1960. 329 с.
5. Мокронос А. Т., Гавриленко В. Ф. Фотосинтез. Физиолого–экологические и биохимические аспекты. М.: Изд–во МГУ, 1992. 320 с.
6. Бульон В. В. Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. СПб: Наука. 1994. 222 с.
7. Протасов А. А. Речной и озерный континуумы: попытка анализа и синтеза // Биология внутренних вод. 2008. № 2. С. 3–11.
8. Сигарева Л. Е. Формирование и трансформация фонда растительных пигментов в водоемах верхневолжского бассейна. Автореф. дис. доктора биол. наук. М. МГУ им. М.В. Ломоносова. 2006. 47 с.
9. Сигарева Л. Е., Тимофеева Н. А. Содержание растительных пигментов в донных отложениях мезотрофного Угличского водохранилища // Биология внутренних вод. 2005. № 2. С. 47–55.
10. Сигарева Л. Е., Тимофеева Н. А. Содержание растительных пигментов в литоральных отложениях Рыбинского водохранилища в разные по водности годы // Биология внутренних вод. 2004. № 1. С. 25–35.
11. Сигарева Л. Е., Пырина И. Л. Растительные пигменты как показатели трансформации вод в каскаде верхневолжских водохранилищ // Водные ресурсы. 2006. № 4. С. 475–483.
12. Сигарева Л. Е., Ляшенко О. А. Значимость пигментных характеристик фитопланктона при оценке качества воды // Водные ресурсы. 2004. № 4. С. 475–480.
13. Сигарева Л. Е., Тимофеева Н. А. Некоторые подходы к использованию свойств литоральных отложений для изучения продуктивности микрофитобентоса // Биология внутренних вод. 2004. № 3. С. 52–59.
14. Сигарева Л. Е., Тимофеева Н. А. Растительные пигменты в донных отложениях как показатели экологического состояния водохранилищ // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: Изд–во ОАО «Рыбинский Дом печати». 2005. С. 270–282.

SUMMARY

Sigareva L. Ye. METHODOLOGY OF USE OF PLANT PIGMENTS FOR STUDY OF FRESHWATER ECOSYSTEMS

Plant pigments are unique natural indicators, which reflect the processes of formation, migration, and transformation of organic matter. The characteristics of concentrations, composition, and state of plant pigments are used in attempts to establish the mechanisms of interaction between the processes of primary production and destruction in different water bodies. This work was made to elucidate the possible role of plant pigments of plankton and bottom sediment, assessed by spectrophotometric method, in the environmental monitoring of trophic state of fresh water.

МНОГОЛЕТНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ КОНЦЕНТРАЦИЙ ХЛОРОФИЛЛА “А” В МЕЛКОВОДНОМ ВЫСОКОЭВТРОФНОМ ОЗЕРЕ

С. И. Сиделев, О. В. Бабаназарова, Е. Н. Рычкова

Ярославский государственный университет им. П. Г. Демидова, г. Ярославль, Sidelev@mail.ru

ВВЕДЕНИЕ

Определение растительных пигментов фитопланктона – неотъемлемая часть современных гидробиологических исследований, как в нашей стране, так и за рубежом. При этом наибольшее внима-

ние уделяется основному фотосинтетическому пигменту микроводорослей – хлорофиллу “а”. В современных работах по изучению водных экосистем разного типа концентрации данного пигмента используют в качестве аналога биомассы и продукционных возможностей фитопланктона, достаточно хорошо отражающего пространственное распределение и временную динамику обилия планктонных водорослей. Содержание хлорофилла “а” в сестоне положено в основу трофической классификации водоемов и оценки качества воды.

Несмотря на огромное число работ, касающихся разных аспектов временных изменений содержания хлорофилла “а” в водоемах разного типа, подробные сопряженные исследования сезонной и межгодовой динамики концентраций этого пигмента в высокопродуктивных водоемах немногочисленны. Не разработан вопрос о закономерностях многолетней динамики содержания хлорофилла “а” в подледный период в водоемах разного трофического типа, и в целом, данные по уровню возможных подледных концентраций хлорофилла весьма ограничены. При этом в отечественной гидробиологии предложены общие схемы сезонных изменений обилия фитопланктона в озерах умеренной зоны разных типов, в частности с использованием данных по внутригодовой динамике хлорофилла. Согласно сложившемуся мнению, в сезонном цикле наименьшее развитие фитопланктона отмечается подо льдом, при этом для эвтрофных водоемов типична одновыпуклая кривая обилия водорослей с максимумом в летний период и отсутствие весеннего пика в развитии фитопланктона, наличие которого является отличительной чертой водоемов мезотрофного типа [1,2].

Первые данные о содержании и сезонной динамике хлорофилла “а” в мелководном и высокоэвтрофном озере Неро (Россия, Ярославская область) были получены лишь в 1987-1989 гг. [3]. Данное исследование показало, что оз. Неро является одним из самых высокопродуктивных озер среди других верхневолжских водоемов. Был сделан вывод о наличии одного летнего максимума в сезонной изменчивости концентраций хлорофилла “а” и о незначительных межгодовых колебаниях в содержании данного пигмента.

Цель данного исследования – уточнить и обобщить на основе многолетних данных характер сезонных и межгодовых колебаний концентраций хлорофилла “а” в связи с изменениями ряда абиотических параметров в озере Неро.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Первые данные по уровню содержания хлорофилла “а” в сестоне озера Неро после исследований 80-х гг. были получены в июле, августе, сентябре 2000 года и в июле, августе 2001 года. Начиная с 2002 года и по настоящий момент ведутся непрерывные ежемесячные исследования по содержанию хлорофилла в сестоне. Параллельно измеряются и определяются некоторые гидрофизические (прозрачность, температура) и гидрохимические (содержание азота и фосфора) параметры. В работе используются стандартные гидробиологические методы исследования: концентрация хлорофилла определяется спектрофотометрически [4], содержание биогенных элементов колориметрически [5], прозрачность по диску Секки.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Диапазон концентраций хлорофилла “а”, полученный за период исследований с 2000 по 2008 гг., значительно варьировал и составил 1,2-188,2 мкг/л, что свидетельствует о существенной сезонной и межгодовой вариабельности в обилии фитопланктона в озере в разные годы. Данный размах колебаний концентраций хлорофилла “а” шире диапазона, полученного за трехлетний период исследований в 80-х годах (13-138 мкг/л) [3], что объясняется как более длительным периодом настоящих исследований, так и включением в анализ подледных концентраций данного пигмента.

Изучение сезонной динамики концентраций хлорофилла “а” показало своеобразный характер изменений в каждом конкретном году.

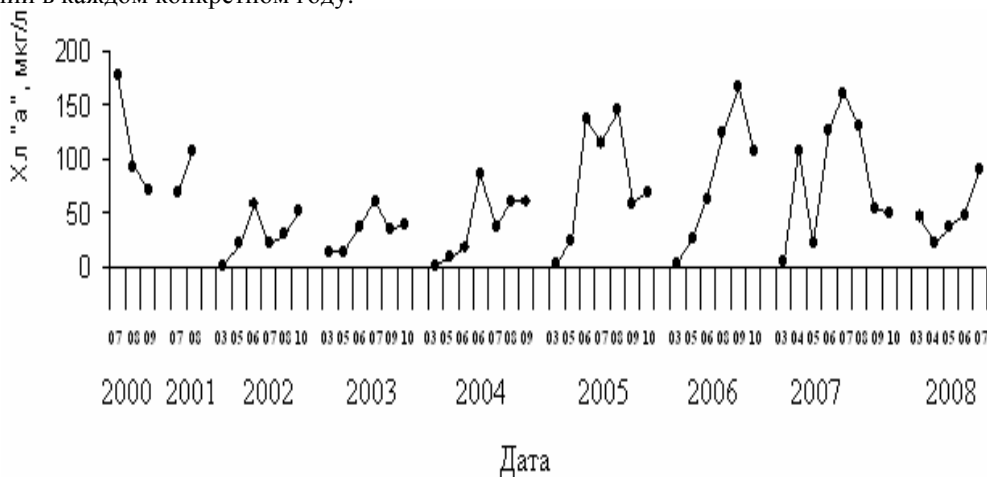


Рис. 1. Многолетняя сезонная динамика концентраций хлорофилла “а” в озере Неро

Одновершинный характер динамики с четким максимумом в летний период был характерен лишь для 2003 и 2006 гг. (рис. 1). В 2002, 2004-2005 гг. было зафиксировано несколько пиков концентраций хлорофилла "а" в летний и осенний периоды (рис. 1). При этом происходило как понижение концентраций в отдельные месяцы лета, так и повышение концентраций в осенний период по сравнению с летним (рис. 1). В 2007 году сезонные изменения количества хлорофилла носили двухвершинный характер с наибольшими значениями весной и летом, что, как считается, является более типичным для мезотрофных водоемов. В 2008 г., как и в 2003 г. был зафиксирован подледный пик в развитии фитопланктона, концентрации хлорофилла достигали 65 и 22 мкг/л соответственно (рис. 1). Многолетние исследования высокопродуктивного водоема показали разнообразие типов кривых сезонной динамики концентраций хлорофилла "а" в конкретные годы (даже при частоте отбора проб 1 раз в месяц), при этом повышенное обилие фитопланктона может наблюдаться в любой сезон года.

Межгодовые изменения в содержании хлорофилла "а" также претерпевали значительные колебания (рис. 2).

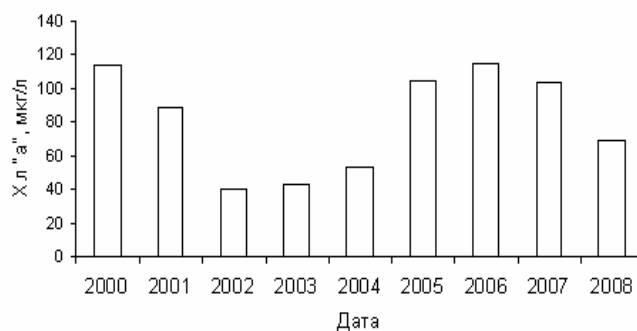


Рис. 2. Межгодовые изменения концентраций хлорофилла "а" в озере Неро

В наших исследованиях различия в средне вегетационных концентрациях хлорофилла за период 2002–2008 гг. превышали трехкратную величину. Анализ межгодовой динамики по отдельным сезонам года показал значительную вариабельность концентраций хлорофилла в зимний (подледный) и летне-осенний периоды. Весеннее содержание данного пигмента за период 2002-2008 гг. оказалось относительно стабильным. Зимние (взяты как средние за март) и летне-осенние (взяты как средние за летние и осенние месяцы) концентрации хлорофилла по годам исследования варьировали в пределах 2,1-46,6 мкг/л ($C_v = 148,6\%$) и 40-115 мкг/л ($C_v = 42,4\%$) соответственно. Диапазон изменений весенних концентраций хлорофилла (взяты как средние за май) в разные годы составил 8,5-38 мкг/л ($C_v = 31,2\%$). Величина содержания хлорофилла в зимний и весенний периоды не определяла уровень концентраций данного пигмента летом и осенью. В многолетней межгодовой динамике содержания основного фотосинтезирующего пигмента фитопланктона прослеживаются 3-хлетние циклы подъемов и следующих за ними спадов в уровне концентраций, что отражает соответствующие колебания первичной продукции озера Неро (рис. 2). Подобные циклы могут определяться как соответствующими климатическими изменениями, так и колебаниями в уровне биогенной нагрузки на водоем.

Для озера Неро прослеживается связь концентраций хлорофилла "а" с биогенными элементами, как в сезонной, так и межгодовой динамике. Установлена обратная корреляция с минеральными формами азота и фосфора для отдельных лет и прямая связь с концентрациями общего фосфора [6]. При этом межгодовая динамика концентраций общего фосфора совпадает с соответствующими спадами и подъемами в содержании хлорофилла "а" в разные годы. Отмечена тесная обратная зависимость сезонных колебаний прозрачности воды от уровня содержания хлорофилла в sestone [7]. Следует отметить, что отсутствие данных по многолетним изменениям концентраций общего азота в воде озера, а также по ряду климатических параметров не позволяет сделать окончательного вывода в вопросе о ключевых факторах, определяющих вариабельность сезонной и межгодовой динамики продукционных возможностей фитопланктона озера Неро.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ковалевская Р. З. Содержание хлорофилла в планктоне // Экологическая система Нарочанских озер. Минск: Изд-во Университетское, 1985. с. 86–92.
2. Грифонова И. С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. 184 с.
3. Сигарева Л. Е., Ляшенко О. А. Пигментные характеристики фитопланктона оз. Неро // Современное состояние экосистемы оз. Неро. Рыбинск: ИБВВ АН СССР, 1991. Ч. 1. с. 32–53.
4. Сигарёва Л. Е. Спектрофотометрический метод определения пигментов фитопланктона в смешанном экстракте // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоёмов. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. с. 75–85.
5. Строганов Н. С., Бузинова Н. С. Практическое руководство по гидрохимии. М.: МГУ, 1980. 196 с.

6. Сиделев С. И., Бабаназарова О. В. Корреляционные взаимосвязи показателей обилия фитопланктона в озере Неро с факторами водной среды // Экологические проблемы уникальных природных и антропогенных ландшафтов. Материалы Всероссийской научно-практической конференции. Ярославль: ЯрГУ, 2006. С. 226–231.

7. Сиделев С. И. Изучение взаимосвязи абиотических параметров среды и показателей обилия фитопланктона в озере Неро для определения направлений по его оздоровлению // Материалы Всероссийской конференции аспирантов и студентов по приоритетному направлению “Рациональное природопользование”. Ярославль: ЯрГУ, 2006. С. 295–299.

SUMMARY

Sidelev S. I., Babanazarova O. V., Rychkova E.N. PERENNIAL CHANGES CONCENTRATIONS CHLOROPHYLL “A” IN THE HIGHLY EUTROPHIC LAKE

Seasonal and interannual fluctuations content chlorophyll “a” in the highly eutrophic lake Nero (Russia, Yaroslavl region) is considered. Considerable seasonal and interannual variability concentrations chlorophyll “a” is registered. Strong correlation between changes chlorophyll “a” and certain abiotic factors is determined.

ОСОБЕННОСТИ РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОНА И КАЧЕСТВО ВОДЫ ШЕКСНИНСКОГО ПЛЁСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В. В. Соловьёва, Л. Г. Корнева

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН, п. Борок Ярославской обл.

На основании морфометрических и абиотических показателей акватория Рыбинского водохранилища условно разделена на несколько участков [1]. В северной части от плотины Череповецкой ГЭС до с. Мякса расположен Шекснинский плёс. Он занимает площадь 75 тыс. га, что составляет 16 % акватории. Вся верхняя часть Шекснинского плёса и впадающие в него реки находятся под влиянием городских сточных вод, большого количества органических соединений бытового и промышленного происхождения г. Череповца – центра черной металлургии, химии и судостроения [2]. Это негативно отражается не только на качестве воды, но и на ее обитателях. Видовой состав, структура и обилие фитопланктона являются важнейшими показателями, позволяющими оценить трофический уровень и состояние водных объектов.

Цель исследования – выявить особенности структуры планктонных альгоценозов Шекснинского плёса Рыбинского водохранилища и дать оценку качества воды по биомассе фитопланктона и индикаторным видам водорослей.

Для анализа использованы данные 2000–2005 гг., собранные на 3-х станциях с мая по октябрь. Отбор проб осуществляли пластмассовым метровым батометром системы Элгморка (объем 4 л) последовательно с каждого метрового горизонта от поверхности до дна. Пробы воды концентрировали путем прямой фильтрации при слабом давлении поочередно через мембранные фильтры с диаметром пор 3–5 мкм, а затем – 1.2–1.5 мкм. Консервацию живого фитопланктона осуществляли раствором Люголя с добавлением формалина и ледяной уксусной кислоты [3]. Биомассу фитопланктона определяли обычным счетно-объемным методом. Для оценки таксономического богатства планктонных водорослей использовали выборки, применяемые для их количественного анализа без специального учета диатомовых в постоянных препаратах.

Изучением фитопланктона Шекснинского плёса Рыбинского водохранилища занимались многие исследователи. До 1956 г. – Е.И. Киселева [4], К.А. Гусева [5–7] и А.Д. Приймаченко [8, 9]. В 60–70-е годы XX в. основные наблюдения проводили Г.В. Кузьмин и В.А. Елизарова [10–12] и в 80–90-е гг. – Л.Г. Корнева [13–18]. До сооружения Шекснинского водохранилища (1963 г.) фитопланктон плёса формировался видами, поступающими из Белого озера [7]. В 50-е годы к основным руководящим видам водорослей относили: *M. italica* (Ehr.) Kütz., *M. distans* (Ehr.) Kütz., *M. distans* var. *alpigena* Grun., *M. binderana* Kütz. (Syn.: *Stephanodiscus binderanus* (Kütz.) Krieger.), *Stephanodiscus astraea* Grun. (= *S. neoastaea* (Håk. et Hick.) emend. Casper, Scheff. et Aug.), *S. hantzschii* Grun., *Asterionella formosa* Hass., а также синезелёные *Microcystis aeruginosa* Kütz. и *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. В 60-е годы их список дополнили: *Melosira islandica* O. Müll., *M. granulata* (Ehr.) Sim., *M. ambigua* (Grun.) O. Müll., *Melosira italica* subsp. *subarctica* O. Müll., *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz., *Anabaena spiroides* Kleb., *Oscillatoria agardhii* Gom., *Mougeotia* sp.. В 70-е гг. в состав доминирующего комплекса добавились *Diatoma elongatum* (Lyngb.) Ag. (Syn.: *D. tenuis* Agardh.), *Stephanodiscus incognitus* Gencal et Kuzmin (Syn.: *S. invisitatus* Hohn et Hellerman), *Fragilaria capucina* Desm., *M. wesenbergii* Kom., *Gomphosphaeria lacustris* Chod. и *Aphanothece clathrata* W. et G. S. West. В 80-е годы – *Skeletonema subsalsum* (A. Cl.) Bethge и *Pandorina morum* (O.F. Müll.) Bory. В летний период 1981 г. в нижней части плё-

са в массе развивался *Pteromonas angulosa* Lemm. [13]. В 1993 г. впервые обнаружен *Actinocyclus normanii* (Greg.) Hust. [19], который в составе доминантов был отмечен летом 1995 г. [16].

В 2000–2005 гг. в фитопланктоне Шекснинского плёса Рыбинского водохранилища выявлено 259 таксонов рангом ниже рода, принадлежащих к 8 отделам, 24 порядкам, 103 родам, 225 видам и 10 внутривидовым таксонам. Из них Cyanophyta – 39, Chrysophyta – 13, Bacillariophyta – 39, Xantophyta – 2, Cryptophyta – 6, Dinophyta – 7, Euglenophyta – 14, Chlorophyta – 138. По видовому богатству преобладали зелёные водоросли (53% от общего количества таксонов) в основном из порядка Chlocoococcales (42% соответственно). Второе место занимали синезелёные из порядка Chroococcales (10%). Общее число таксонов рангом ниже рода увеличивалось от верхнего участка к нижнему (177→192→194) в основном за счет повышения разнообразия синезелёных хроококковых (13→17→22) и зелёных хлорококковых (72→81→82) водорослей. В средней и нижней частях плеса наблюдалось увеличение числа видов (2→6→5) порядка Nostocales (синезелёные). Верховье плеса наиболее богато эвгленовыми (12→6→2) водорослями и золотистыми в основном за счет представителей из порядка Ochromonadales (9→7→6).

Как и в предыдущие годы [11, 12, 15, 18] большинство обнаруженных видов относились к облигатным планктерам (86% таксонов рангом ниже рода) и космополитам (75%). По отношению к галобности основная часть из них – индифференты (75%) и олигогалобы (17%). Из видов, с известным отношением к pH среды, большинство – индифференты (59%) и аликалифилы (39%). Более половины (59%) выявленных таксонов – показатели сапробности вод. Из числа видов – индикаторов органического загрязнения наибольшая часть относилась к β-мезосапробным (58%) и олиго-β-мезосапробным (22%) организмам.

Биомасса фитопланктона Шекснинского плёса на отдельных его участках изменялась от 0.14 г/м³ и до 6.73 г/м³. Максимальные её величины отмечали в конце июля – августе, минимальные – в октябре. Средняя по плесу биомасса варьировала от 1.01±0.08 до 3.73±0.76 г/м³, а средняя на отдельных участках: 2.18±0.66 г/м³→2.63±0.51 г/м³→1.33±0.41 г/м³, от верхнего к нижнему соответственно. По наиболее часто встречаемым величинам биомассы ≤ 4 г/м³ (в 91% случаев) Шекснинский плёс водохранилища можно отнести к мезотрофному типу, согласно принятой классификации [20]. В течение всего периода наблюдений преобладали (77% случаев) диатомовые водоросли, за исключением летне-осенних периодов, благоприятных для развития синезелёных водорослей. Полученные данные по соотношению биомассы ведущих групп фитопланктона сравнимы с таковыми, отмечаемыми в прошлом столетии [10–18]. Вклад диатомовых в общую биомассу фитопланктона уменьшался (80%→83%→54%), а синезелёных увеличивался (6%→12%→43%) по направлению от верхнего участка плёса к открытой части водоёма. В составе доминирующего комплекса фитопланктона (≥ 10% от общей биомассы) выявлено 18 таксонов рангом ниже рода, число которых слабо варьировало на отдельных участках (10–11). Комплекс видов с биомассой >1 г/м³ составляли центрические диатомовые и синезелёные водоросли: *Aulacosira granulata*, *A. islandica*, *Stephanodiscus binderanus*, *S. hantzschii*, *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk., *Aphanizomenon flos-aquae*. Вклад видов в общую биомассу из родов *Aulacosira* Thw. (36%→36%→23%), *Skeletonema* Grev. (7%→3%→3%), *Melosira* Ag. (4%→2%→1%), *Actinocyclus* Ehr. (4%→2%→1%), *Glenodinium* (2%→1%→0) и *Chlamydomonas* (3%→1%→1%) уменьшался от верхнего участка к нижнему. Напротив, таковой из родов *Microcystis* (Kütz.) Elenk. (3%→6%→16%), *Aphanizomenon* Mott. (0→2%→8%), *Anabaena* Vory (0→2%→2%) и *Asterionella* Hass. (4%→6%→14%) увеличивался в этом направлении. Представленность видов из рода *Stephanodiscus* Ehr. была максимальной в среднем участке плеса (16%→30%→17%).

Список доминирующих видов 2000–2005 гг. по сравнению с предыдущими исследованиями дополнили *Gloeotrichia* sp., *Melosira varians* Ag. и *Chlamydomonas reinhardtii* Dangeard. Однако в его состав не вошли безшовные пеннатные диатомеи *Fragilaria crotonensis* Kitt. и *Tabellaria fenestrata* (Lyngb.) Kütz., периодически лидирующие в 60–80-е годы прошлого столетия [10, 11, 18]. В верхнем участке плёса среди доминантов отсутствовали синезелёные водоросли, что отмечалось в предшествующие годы наблюдений [14]. В отличие от ниже расположенных участков здесь в наибольшем количестве развивались фитофлагелляты (12%→5%→6%) и зелёные водоросли (11%→6%→4%). Вегетация первых была в основном приурочена к весенне-летнему периоду, вторых – к летнему. В конце мая 2004 г. по всей акватории Рыбинского водохранилища, в том числе и в Шекснинском плёсе, отмечено значительное развитие криптофитовых водорослей, составлявших 22%→18%→17% от общей биомассы на верхнем, среднем и нижнем участках соответственно. Численно часто лидировали мелкоклеточные синезелёные из родов *Microcystis*, *Aphanothece* (Nag.) Elenk. emend. и *Merismopedia* (Me yen) Elenk. emend.. Однако они не вошли в состав доминирующего комплекса по биомассе.

Индекс Шеннона изменялся от 1.24 до 4.46. Его минимальные величины отмечались на спаде развития весеннего комплекса диатомовых водорослей и в октябре, максимальные – в конце июня – июле. В среднем за период исследований ценоотическое разнообразие альгоценозов уменьшалось от верхней части плеса к нижней 3.69→3.25, что наблюдалось и в 1981 г. 3.24→3.07→2.62 [14]. Однако его средняя величина 3.25±0.12 была выше таковой, полученной в 1981 г. 2.95±0.12, а средняя за летний период 2.07±0.03 – ниже, чем в 1989 г. 3.50±0.13 [15].

Наименьшее число видов в пробе (удельное разнообразие – 27) отмечали в октябре, наибольшее (74) – в конце июля. Среднее по плёсу удельное разнообразие снижалось от верхнего участка к нижнему (59→50→49). Наибольшее варьирование его величин по акватории плеса отмечено в июне. Для Шекснинского плеса коэффициент корреляции ($r=0.6$) между удельным разнообразием и индексом Шеннона был выше, чем для других плёсов водоёма (0.3–0.5).

Сапробность воды (по индексу Пантле–Букка в модификации Сладечека [21, 22]) Шекснинского плеса в среднем за период наблюдений составила 1.97 ± 0.03 . Эта величина незначительно превосходила ее средневегетационные значения, полученные в 1981 г. (1.93 ± 0.11) и 1982 г. (1.88 ± 0.16). Минимальные индексы 1.61–1.74 отмечались в конце мая – начале июня, максимальные 1.98–2.22 – в летний период, которые снижались осенью до 1.78–2.03. В среднем они были выше в верхней и средней частях плёса ($2.01\pm 0.08\rightarrow 2.06\pm 0.12\rightarrow 1.92\pm 0.06$). По их величинам воды плеса соответствовали β -мезосапробной зоне органического загрязнения [23].

Таким образом, в направлении от верхней части Шекснинского плеса к озерной части Рыбинского водохранилища происходило постепенное уменьшение общей биомассы фитопланктона, биомассы диатомовых, ценотического и удельного разнообразия и сапробности. Биомасса синезеленых водорослей и общее богатство флоры наоборот увеличивались в этом направлении. В верховье плеса значительно участие различных групп фитофлагеллят и зеленых водорослей. Средние величины общей биомассы и сапробности были сопоставимы с их значениями, полученными в предыдущие годы наблюдений. По эколого-санитарным (трофо-сапробиологическим) показателям качество воды Шекснинского плеса соответствовало – 3 классу удовлетворительной чистоты [23].

Работа выполнена при поддержке гранта Российского фонда фундаментальных исследований, проект № 07–04–00370.

ЛИТЕРАТУРА

1. Фортунатов М. А. Цветность и прозрачность воды Рыбинского водохранилища как показатели его режима // Тр. Ин-та биологии водохранилищ АН СССР, 1959. Вып. 2(5). С. 246–357.
2. Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. Рыбинск, 1990. 156 с.
3. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 239 с.
4. Киселева Е. И. Планктон Рыбинского водохранилища // Тр. пробл. и тематич. совещ. ЗИН АН СССР, 1954. Вып. II. С. 22–31.
5. Гусева К. А. Фитопланктон Рыбинского водохранилища (сезонная динамика и распределение его основных групп) // Тр. биол. ст. «Борок» АН СССР, 1956. Вып. 2. С. 5–23.
6. Гусева К. А. Влияние режима уровня Рыбинского водохранилища на развитие фитопланктона // Тр. биол. ст. «Борок» АН СССР, 1958. Вып. 3. С. 113–124.
7. Гусева К. А. Роль Белого озера в формировании фитопланктона Рыбинского водохранилища // Тр. Ин-та биологии водохранилищ АН СССР, 1959. Вып. 2(5). С. 32–43.
8. Приймаченко А. Д. Фитопланктон прибрежной зоны Рыбинского водохранилища // Тр. Ин-та биологии водохранилищ АН СССР, 1959. Вып. 1(4). С. 82–101.
9. Приймаченко А. Д. Состав и основные закономерности распределения биомассы фитопланктона в водохранилищах равнинных рек СССР // Тр. Инст. биол. водохр. АН СССР, 1960. Вып. 3(6). С. 59–86.
10. Елизарова В. А. Динамика и пространственное распределение фитопланктона в Рыбинском водохранилище // Водные сообщества и биология гидробионтов. Л.: Наука, 1985. С. 199–223.
11. Кузьмин Г. В., Елизарова В. А. Фитопланктон Шекснинского плёса Рыбинского водохранилища в 1963–1965 гг. // Микрофлора, фитопланктон и высшая растительность внутренних водоёмов. Л.: Наука, 1967. С. 104–134.
12. Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1972. 364 с.
13. Корнева Л. Г., Дружинина Г. В. О летнем фитопланктоне Рыбинского водохранилища в 1981 г. // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л.: Наука, 1985. № 68. С. 7–10.
14. Корнева Л. Г. Сравнительный анализ структуры и динамики фитопланктона Главного и Шекснинского плёсов Рыбинского водохранилища // Структура и функционирование пресноводных экосистем. Л.: Наука, 1988. С. 63–79.
15. Корнева Л. Г. Фитопланктон Рыбинского водохранилища: состав, особенности распределения, последствия эвтрофирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 50–112.
16. Корнева Л. Г., Соловьева В. В., Митропольская И. В., Девяткин В. Г., Гусев Е. С. Сообщества фитопланктона водохранилищ Верхней Волги // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: ЯГТУ, 2001. С. 87–93.
17. Корнева Л. Г., Соловьева В. В. Фитопланктон // Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояние биологических сообществ и перспективы рыбозаведения. Ярославль: ЯГТУ, 2000. С. 41–65.

18. Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: Самарский науч. центр РАН, 1999. 264 с.
19. Генкал С. И., Елизарова В. А. *Actinocyclus variabilis (Makar.) Makar.* –новый представитель Bacillariophyta в Рыбинском водохранилище // Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л.: Наука, 1996. № 1. С. 92–93.
20. Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон // М.: Наука, 1984. 207 с.
21. Sládeček V. System of water quality from the biological point of view // Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol., Stuttgart, 1973. H. 7. S. 218.
22. Pantle F., Buck H. Die Biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. // Gas- und Wasserfach, 1955. Bd. 96. H. 18. S. 604.
23. Окснюк О. П., Жукинский В. Н., Брагинский Л. П. и др. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. 1993. Т. 29. № 4. С. 62–77.

SUMMARY

Solovyeva V. V., Korneva L. G. THE FEATURES OF PHYTOPLANKTON DEVELOPMENT AND WATER QUALITY OF THE RYBINSK RESERVOIR SHEKSNA REACH

The results of the Rybinsk Reservoir Sheksna reach phytoplankton studies for the period of 2000-2005 are summarized. Change in the phytoplankton structural characteristics from upper reach towards a direction to a lacustrine part of the reservoir has been analysed. The water quality assessment is given.

ТРАНСФОРМАЦИЯ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА РУБЕЖЕ ПОЗДНЕ- И ПОСЛЕЛЕДНИКОВЬЯ

Д. А. Субетто

Факультет географии, РГПУ им. А. И. Герцена, г. Санкт-Петербург, subetto@mail.ru

Весь комплекс палеогеографических и палеоклиматических изменений на рубеже позднего плейстоцена и голоцена привел к смене характера озерного осадконакопления. Серые, минерогенные, глинистые отложения сменяются вверх по разрезу бурыми, зеленовато-коричневыми, органогенными осадками – илами или сапропелями. Этот переход был настолько резок, что во многих разрезах озерных отложений можно наблюдать ясную, четкую границу смены позднеледниковых отложений отложениями голоцена.

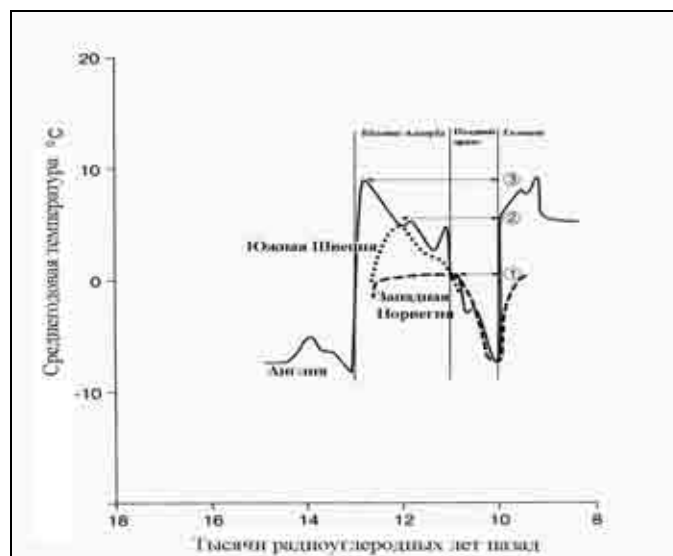


Рис. 1. Кривые палеотемператур, реконструированные для Англии, Южной Швеции и Западной Норвегии, демонстрируют резкое, скачкообразное потепление в северной Европе около 13000 и 10000 ¹⁴С л.н. (Lowe et al. (1995) с авторскими дополнениями). Цифры в кружочках 1, 2 и 3 отмечают продолжительность этапа снижения температуры воздуха для разных регионов

Потепление климата повлекло за собой изменения процессов озерного осадконакопления от минерогенного к органогенному типу, наблюдаемых повсеместно в виде смены глинистых отложений илистыми, и эта смена, по-видимому, была на СЗ России синхронной. Генерализованно, строение кернов озерных отложений, где бы они ни были отобраны, будет иметь, как правило, двухчленное строение. Нижняя часть разреза донных отложений разнотипных озер будет представлена минерогенными

отложениями позднеледниковья, формировавшихся в условиях сурового, холодного, континентального (нивального) климата, а верхняя часть разреза – органогенными отложениями голоцена или межледни-ковья, формировавшихся в условиях умеренно теплого, влажного (гумидного) климата. Следует отметить, что тип донных отложений довольно резко сменяется от серых глин позднеледникового возраста к темно-коричневым сапропелям голоцена. Все это свидетельствует о катастрофических природно-климатических изменениях. Возраст этой границы перехода от минеральных осадков к органогенным для озер севера Восточно-Европейской равнины, по данным многочисленных радиоуглеродных анализов, варьирует в узком диапазоне 9 500-9 000 лет назад (Субетто, 2006).

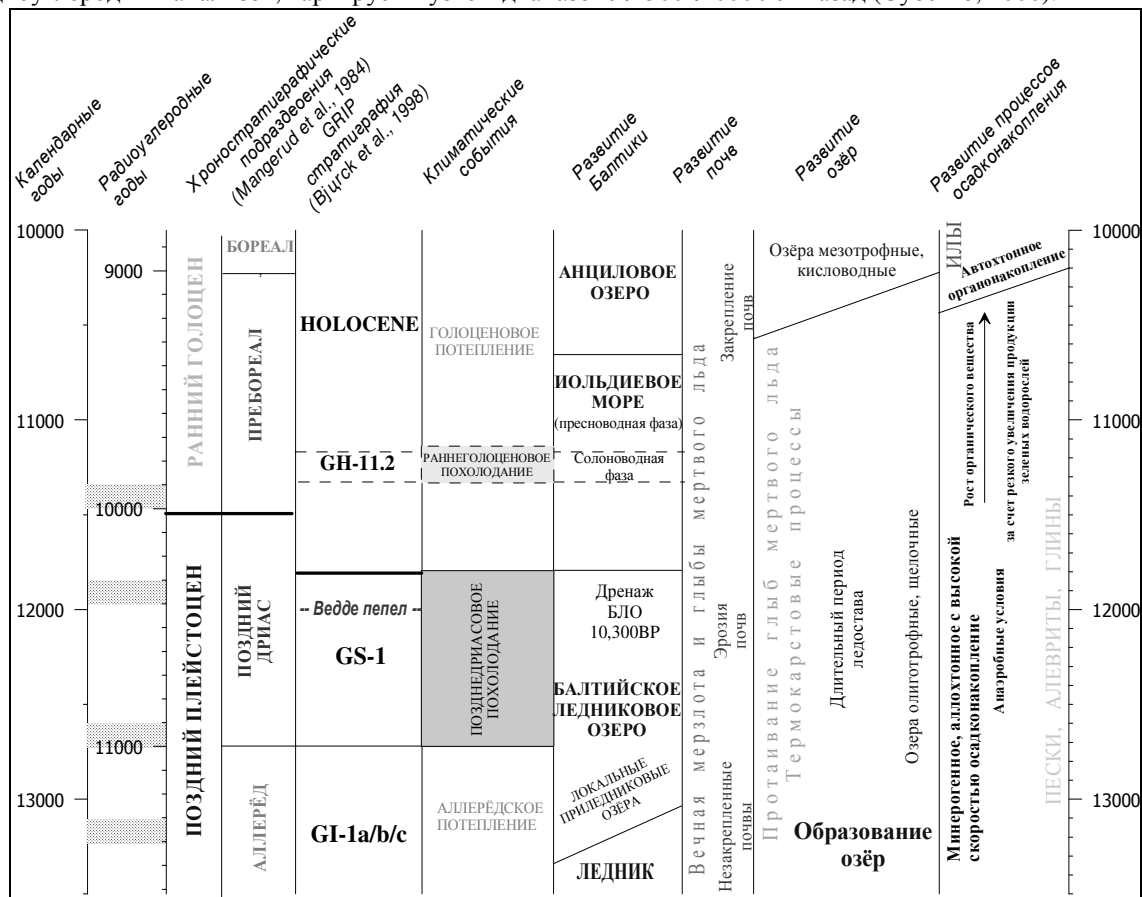


Рис. 2. Палеогеографические обстановки на рубеже позднего плейстоцена и голоцена (Субетто, 2007)

Это свидетельствует, по-видимому, о запоздалой реакции наземных и водных экосистем на резкое потепление около 10000 радиоуглеродных л. н., что связано с отличием природно-климатических условий восточной части Европы от западной. Запоздалая реакция озерных экосистем и наземной растительности на быстрое/катастрофическое потепление на рубеже плейстоцена и голоцена может быть объяснена различием циркуляции воздушных масс на СЗ России по сравнению с западными районами Европы, прилегающими к Северной Атлантике. Экстремальная континентальность климата и/или антициклональная циркуляция из-за возможного господства сильных восточных ветров к югу от Скандинавского ледникового щита могли способствовать сохранению вечной мерзлоты на СЗ России. Зона высокого давления над территорией распространения вечной мерзлоты и преобладание восточных ветров могли блокировать перенос теплых воздушных масс с запада на восток на протяжении более 2000 лет (11000–9000 л.н.) (Субетто и др., 2003).

Быстрая реакция природной среды на резкое потепление на границе плейстоцен/голоцен фиксируется в изученных разрезах озерных отложений и по изменению растительности на рубеже около 9 500 л.н., что соответствует середине биохронозоне пребо-реала. Подробно изученные разрезы донных отложений озер позволили сделать выводы об асинхронности реакции растительности на потепление климата в пребореале. Так, переломные изменения климата и растительного покрова с запаздыванием почти на 500 лет, по сравнению с Западной Европой (Subetto et al., 2002).

Кратковременное похолодание, так называемая пребореальная осцилляция (РВО – Preboreal oscillation), фиксируется в донных отложениях в виде падения кривой содержания органического вещества. Пионерная растительность была не очень чувствительна к этому кратковременному похолоданию, но на некоторых пыльцевых диаграммах фиксируется уменьшение процентного содержания древесных, валового содержания пыльцы и увеличение доли кустарниковых и травянистых ассоциаций.

ций. Такие изменения выявлены, например, в юго-восточной Карелии, в разрезе донных отложений Илекского болота, расположенного в бассейне Белого моря (Сапелко, 2002). Это похолодание наступило около 300 лет позднее после окончания позднелиасового похолодания и имело продолжительность, по данным изотопии кислорода из кернов льда в Гренландии, около 150 лет. Время пребореальной осцилляции совпадает со временем короткой солоноводной фазой Иольдиевого моря в истории Балтики (рис. 2). Это может быть связано с уменьшением притока талых вод в Балтику и, как следствие, увеличением притока придонных, солёных вод из Атлантики. Причиной, послужившей кратковременному похолоданию в пребореале, может быть быстрое таяние Скандинавского, Лаврентьевского и Баренцево-Карского ледниковых щитов, повлекшее за собой поступление огромных масс пресной воды в Атлантику с одновременным спуском вод Балтийского ледникового озера. Большой объём пресной воды, поступивший в Северное море в течение 1-2 лет, явился своеобразным спусковым крючком для пребореальной осцилляции (Vjörck et al., 1996).

Продолжительность позднелиасового похолодания составила около 1000 лет и являлась самой длительной по сравнению с более короткими холодными периодами, прерывавшими длительные периоды потепления. Температура в течение позднего ледникового периода снижалась на 15°C, что значительно ниже, чем во время среднего ледникового периода (11°C), пребореально-го похолодания (4°C).

Похолодание на границе аллерёда и позднего плейстоцена было быстрым и резким (рис. 1). Это может быть объяснено внезапным, катастрофическим притоком больших масс пресной воды в Северную Атлантику, по сравнению с более постепенным поступлением их на более ранних этапах дегляциации. Это произошло из-за спуска огромных приледниковых бассейнов – озера Агассиса, располагавшегося у края ледникового щита в Северной Америке, и Балтийского ледникового озера, прилегавшего к южной окраине Балтийского ледникового щита. Возраст этого катастрофического события варьирует между 11000 и 10500 радиоуглеродных лет (Vjörck et al., 1996).

Для севера Восточно-Европейской равнины и для Балтийского щита характерны следующие типы донных отложений: (1) биогенные озерные отложения – это такие как сапропели, диатомиты и торфа, (2) хемогенные отложения – озерная известь (гажа) и железно-марганцевые озерные руды и (3) минеральные терригенные осадки – глины, алевролиты, пески.

На первых этапах формирования озер происходило осаждение минеральных осадков – песков, алевролитов и глин. Это было обусловлено как выносом обломочного материала с близлежащего ледника, так и интенсивными процессами эрозии отложений открытой поверхности суши, не закрепленных еще почвенным и растительным покровом, ледниковыми водами, атмосферными осадками и ветром. При перемыве свежееотложенных, невыветрелых морен и водно-ледниковых песчано-гравийных осадков в водоемы поступало довольно значительное количество щелочных элементов в огромных объемах холодных, ультрапресных талых ледниковых вод, что определяло щелочной характер среды осадконакопления. Поступление органического вещества с водоразделов и продуцирование органики в самих водоемах было минимальным, в результате чего преобладает накопление терригенных минеральных осадков – глин и песков с минимальным, до 2-3% содержанием органики. В малых перигляциальных водоемах, перекрывавшихся долгое время плавучими льдами, на дне, в условиях дефицита кислорода, возникали и восстановительные условия, формировались зёрна вивианита, слойки гидротроилита и сульфидов.

Массовое накопление органогенных донных отложений – сапропелей, диатомитов и илов, а также процессы почвообразования, эвтрофирования водоемов, заболачивания их побережий и водоразделов начинается только со времени значительного потепления климата в конце пребореала – начале бореала (11000 календарных лет), вызвавшего распространение лесных ценозов почти на всей территории Карелии (Елина и др., 2000).

В целом можно выделить следующие основные этапы образования озер и особенностей озерного седиментогенеза:

1) Бёллинг, средний ледниковый период (15-14 тысяч календарных лет назад) – формирование первых интрагляциальных водоемов. Нестабильная гидрологическая обстановка, берега озер зачастую сложены массивами мертвого льда. В озерах накапливаются минеральные осадки – пески, глины и алевролиты. Растительность характеризуется пионерными полынно-маревые группировками, имеющими локальное распространение среди оголенных субстратов и многочисленных глыб мертвого льда (Wohlfarth et al, 2002, Лаврова, 2005).

2) Аллерёд (~14000-13000 календарных лет назад) – освобождаются ото льда котловины Онеги, Ладоги, Сегозера и Выгозера практически вся южная половина Карелии, но значительные её площади остаются перекрытыми массивами мертвого, погребенного льда. Потепление климата в аллерёде способствует развитию тундровых ландшафтов (Демидов, Шелехова, 2006).

3) Поздний ледниковый период – пребореальный период (~13000 -10500 календарных лет назад). В позднем ледниковом периоде Беломорский водоем достигает максимума в своем размере. На границе верхнего ледникового периода и пребореала происходит масштабная регрессия Беломорского бассейна, что приводит к формированию множества реликтовых озер. В пребореальном периоде климатические условия улучшаются, но привнос минеральных частиц в малые водоемы остается существенным.

4) Бореальный период (10500-9000 календарных лет назад). Значительное потепление климата в первой половине бореального периода способствует развитию лесотундровых и северо-таежных ландшафтов (Елина и др. 2000). Начинаются процессы заболачивания, в малых водоемах формируются горизонты сапропелей, диатомитов, торфов. Накопление органических отложений подтверждается многочисленными радиоуглеродными датировками.

5) Атлантический период (9000–5800 календарных лет назад) – климатический оптимум голоцена, происходит рост среднегодовых температур и среднетаежные ландшафты заключительных этапов бореального периода сменяются южно-таежными елово-сосновыми и сосново-еловыми лесами. Интенсивно идут процессы заболачивания, но формируются и новые озера в результате окончательного таяния вечной мерзлоты и погребенных массивов льда, а также регрессии крупных водоемов, связанных с гляциоизостатическим поднятием Балтийского кристаллического щита.

В последние годы ведутся детальные палеолимнологические исследования, направленные на реконструкцию развития Белого моря в позднем плейстоцене и голоцене. Эти исследования основаны на изучении донных отложений озер, отчленившихся в геологическом прошлом от моря в результате изостатического подъема суши и эвстатического понижения уровня океана. Донные отложения изучаются в озерах, расположенных на разных гипсометрических уровнях и фиксирующих положение береговой линии моря в разные этапы развития. Палеолимнологические исследования включают в себя отбор кернов донных отложений либо в зимнее время со льда, либо летом с различного вида плавсредств (лодок, плотов) с использованием и различных пробоотборников, таких как трубки ударного типа, поршневые, торфяные буры и др. В лабораторных условиях керны обрабатываются набором литологических, геохимических и микропалеонтологических (диатомовый, спорово-пыльцевой, остракодологический и др.) методов с использованием радиометрических методов датирования. Выполненная обработка и анализы донных осадков позволяют, во-первых, определить генетический тип отложений, т.е. сформировались ли отложения в пресноводных условиях приледникового бассейна (различного типа глины, суглинки и супеси), либо в условиях морского бассейна (открытого, залива) и представленные глинистой гиттией, песками, алевритами с включениями остатков морской фауны и флоры (остракоды, фораминиферы, диатомовые). Отложения изолировавшихся от моря озер представлены различного типа органогенными илами (гиттии или сапропели), с соответствующим флористическим и фаунистическим набором палеонтологических остатков.

В последние годы (2006-2008) ведутся комплексные палеолимнологические исследования озер Соловецкого архипелага, проводимых факультетом географии Российского государственного педагогического университета им. А. И. Герцена, Институтом озероведения РАН (Санкт-Петербург), Институтом океанологии им. П. П. Ширшова РАН (Москва) и Соловецким государственным историко-архитектурным и природным музеем-заповедником.

Целью нашего исследования, которое проводилось в период с 25 апреля по 2 мая 2008 г. и возглавлялось автором статьи, является реконструкция природно-климатической обстановки, существовавшей на Соловецком архипелаге в позднем плейстоцене и голоцене, включая историю озер и динамику уровня Белого моря.

На Соловецких островах насчитывается свыше 1000 озер тектонического и ледникового генезиса. Объектами для изучения мы выбрали пять озер, расположенных на Большом Соловецком острове, на разных абсолютных отметках: (1) Святое озеро находится непосредственно в поселке Соловецкий и отделено от Белого моря узким перешейком, на котором стоит монастырь. Абсолютная отметка зеркала озера 8 м над ур.м., максимальная глубина 11 м. Имея зарегулированный сток в море, это озеро служит конечным резервуаром всей озерно-канальной системы Большого Соловецкого острова, в которую включено более 50 озер его центральной части; (2) мелководное Исаковское озеро расположено на гипсометрической отметке 3 м и через систему озер имеет сток в Сосновую губу Белого моря; (3) в центральной возвышенной части острова, на высоте 17 м над ур.м., находится оз. Большое Корзино, тоже входящее в озерно-канальную систему Большого Соловецкого острова; (4) в межморенном понижении на отметке 14 м расположено оз. Никольское; наконец, на абсолютных отметках 32 и 35 м над ур.м. нами исследовались глубокие озера (5) Большое и (6) Малое Зеленое.

В общей сложности был отобран 21 керн донных отложений длиной 1 м. Исследования, выполнявшиеся этим же коллективом на озерах Святое, Большое Корзино и Исаковское в 2006 г., показали, что в прошлом эти три озера заливались морскими водами. Нижние пачки донных отложений представлены глинистыми алевритами, алевритовыми песками с включением раковин моллюсков. При анализе отложений из оз. Исаковское обнаружены створки морских диатомовых водорослей. Переходный горизонт от морских к озерным отложениям фиксируется появлением черных гидротроилитовых прослоев ($\text{FeS} \cdot n\text{H}_2\text{O}$), а также солонатоводных и пресноводных ископаемых диатомей. Озерные отложения представлены сапропелями бурого цвета, имеющими небольшую мощность, которая увеличивается, однако, в ряду от Исаковского озера к Святому и Большому Корзино, что связано соответственно с более ранним временем изоляции озера. Отложения Исаковского озера богаты ископаемыми створками пресноводных диатомовых водорослей.

По данным нивелирования террас и результатам датирования, а также по изученным кернам донных осадков нами построены три оригинальных гипсометрических карты Соловецкого архипелага с очертаниями берегов для временных срезов 7200–6800, 5500–5000 лет назад и для современной эпохи.

Отобранные в этом году керны донных отложений будут проанализированы с использованием всего комплекса литологических, микропалеонтологических, геохимических и радиохронологических методов. Это позволит произвести детальную реконструкцию этапов смены морских условий осадко-накопления озерными и установить точную хронологию колебаний уровня Белого моря в голоцене, а также выявить роль изостатического и эвстатического компонентов в этих колебаниях и оценить потоки ряда тяжелых металлов из атмосферы.

В дальнейшем планируется более широко развернуть лимнологические и Палеолимнологические исследования на многообразных озерах Соловецкого архипелага.

Настоящие исследования проводятся при поддержке Программы 17 Президиума РАН (проект 4.4), Отделения наук о Земле РАН (проект «Наночастицы во внешних и внутренних сферах Земли») и проектов РФФИ 07-05-01115-а, 07-05-00192-а и 08-05-10027-к.

БАКТЕРИОПЛАНКТОН МЕРОМИКТИЧЕСКОГО ГОРОДСКОГО ПРУДА

М. В. Уманская

Институт экологии волжского бассейна РАН, г. Тольятти, mvu@fromru.com

Как правило, водоемы лесостепной зоны высокопродуктивны и отличаются замедленным водообменом. Это закономерно приводит к развитию стратификации, вплоть до меромиктии, даже в относительно неглубоких озерах. Вертикальная анизотропность абиогенных параметров приводит к неоднородному вертикальному распределению организмов бактериопланктона. Для меромиктических водоемов характерны особенно резкие изменения количественных и качественных показателей бактериопланктона.

В данной работе представлены результаты исследования закономерностей вертикального распределения бактериопланктона в Нижнем пруду Самарского ботанического сада, небольшом водоеме с меромиктическим характером перемешивания.

Характеристика гидробиологического режима пруда, его морфометрия и особенности вертикального распределения основных абиотических параметров подробно представлены в работе [1]. Исследования бактериопланктона проводили в различные месяцы 2004, 2005 и 2008 гг. Точка отбора проб располагалась в самой глубокой части пруда. Пробы воды отбирали в стерильные склянки в 2004-2005 гг. батометром Рутнера (длина батометра 50 см) через каждые 0,5 м от поверхности до глубины 4,5 м. В 2008 г. пробы отбирали тонкослойным отборником, аналогичным описанному в работе [2], послойно с интервалом 10-50 см в зависимости от глубины. Для определения общей численности (ОЧБ) пробу фиксировали добавлением профильтрованного 40% формалина до конечной концентрации 4%. Подсчет ОЧБ проводили на мембранных фильтрах после окраски в 2004 и 2005 гг. карболовым эритрозином [3], а в 2005 и 2008 гг. – DAPI [4, 5]. Размерную структуру определяли на эритрозиновых препаратах как описано в [6]. Численность бактерий после окраски DAPI определяли с помощью компьютерного анализа изображений (программа UTHSCSA Image Tool, version 3.00), обработку изображений проводили в соответствии с протоколом [7]. Учет гетеротрофных бактерий вели на твердой среде R2A [8], пурпурных и зеленых серных бактерий – микроскопированием в отраженном свете [3].

В весенне-летний период независимо от года наблюдений численность бактерий в миксолимнионе (0,0-2,0 м) пруда составляет в среднем $8,92 \pm 5,70$ млн кл./мл, а в монимолимнионе (глубина более 2,0 м) – $26,95 \pm 7,67$ млн кл./мл (рис. 1). Пример вертикального распределения некоторых абиотических факторов и общей численности бактерий в один и тот же месяц в разные годы наблюдений показан на рисунке 2. Достоверное увеличение численности бактериопланктона происходит в области особенно резких градиентов абиотических факторов, таких как состав и содержание растворенных газов, освещенность, ОВП и др. С увеличением глубины, в анаэробных условиях, средняя численность бактерий также несколько возрастает, но это различие статистически недостоверно. В целом в пруду можно отметить тенденцию к увеличению общей численности бактерий от поверхности ко дну (рис. 1). Однако, вертикальные изменения численности в микроаэробных-анаэробных слоях не всегда монотонны, имеют сложный характер и зависят от сочетания многих факторов среды (рис. 2).

Общая биомасса бактериопланктона в миксолимнионе (0,0-2,0 м) пруда составляет в среднем $0,81 \pm 0,50$ мг/л, а в монимолимнионе (глубина более 2,0 м) – $8,24 \pm 4,03$ мг/л. Относительно высокая биомасса бактерий в слое воды 2,0-3,0 м ($8,35$ мг/л) связана с наибольшими средними объемами клеток именно в этой области (рис. 1). Средний объем бактериальной клетки определяется соотношении-

ем числа клеток различных размерных классов. Для упрощения картины сложных вертикальных изменений размерной структуры бактериопланктона, мы условно разделили все клетки вне зависимости от их формы на 3 класса (рис. 3): мелкие ($V < 0,200 \text{ мкм}^3$), средние ($0,201-0,799 \text{ мкм}^3$) и крупные ($V > 0,800 \text{ мкм}^3$).

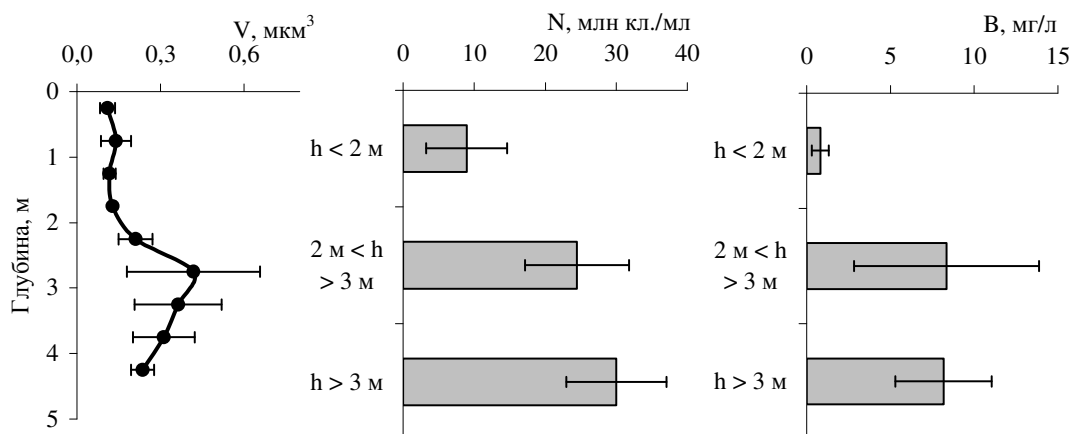


Рис. 1. Вертикальное распределение среднего объема бактериальных клеток (V), общей численности (N) и биомассы (B) бактериопланктона в весенне-летний период 2004-2005 гг.

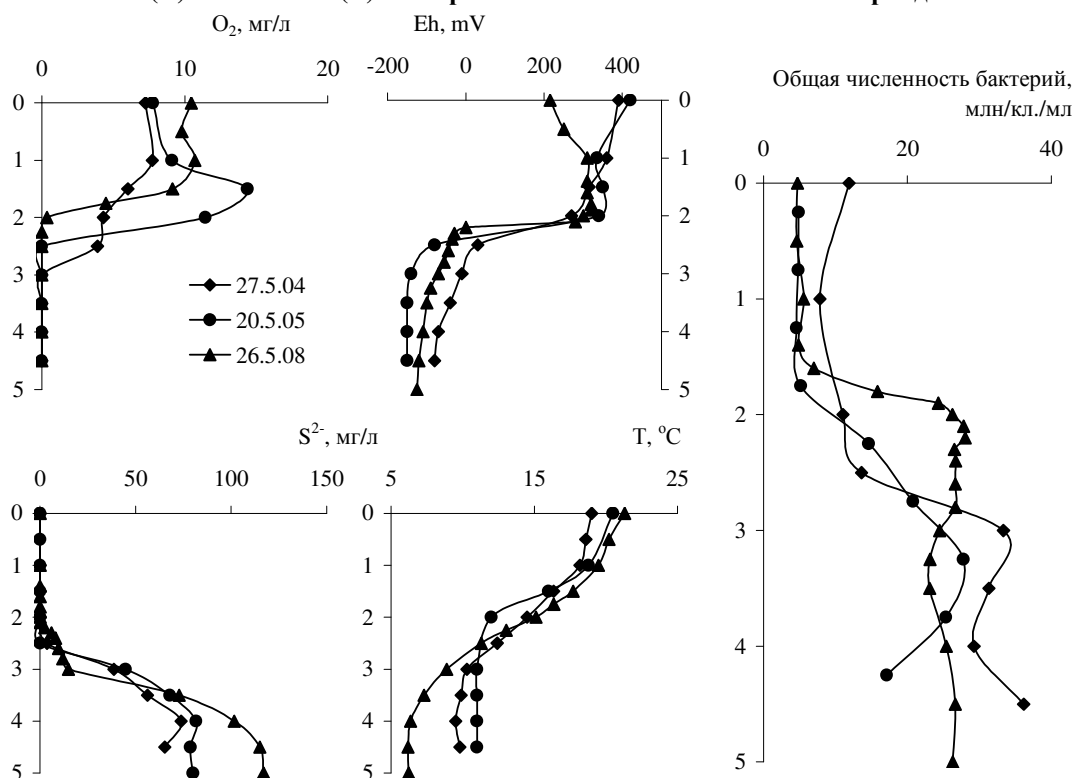


Рис. 2. Вертикальное распределение некоторых факторов среды и общей численности бактерий в мае в разные годы исследования

В аэробных слоях воды в составе бактериопланктона абсолютное большинство (например, на глубине 0 м – 84,3% ОЧБ) составляют мелкие одиночные клетки (рис. 3). Численности мелких кокков (средний диаметр 0,45 мкм) и палочек (средний размер $1,24 \times 0,39 \text{ мкм}$) практически равны между собой. Вклад нитевидных клеток в общую численность невелик, среди них преобладают спирохетоподобные формы. Бактериальных колоний или иных бактериальных агрегатов в этих слоях воды практически не обнаружено.

В зоне окси- и хемоклина (глубины от 2,0 м до 3,0 м для периода наблюдений) происходит значительное изменение структуры бактериопланктона (рис. 3). Соотношение кокков и палочек в зоне хемоклина $\sim 1:2,3$. Доля мелких клеток существенно уменьшается уже на верхней границе этой зоны. Именно здесь появляются в заметном количестве очень крупные кокки (диаметр 1,5-2,5 мкм, средний объем – $3,48 \text{ мкм}^3$). На разных горизонтах области хемоклина эти клетки формируют 60-82% всего класса крупных клеток. Около 50% всех бактериальных клеток в этой области объединено в колонии, агрегаты и консорции различных форм, типов и размеров. В верхних слоях этой зоны еще регистри-

руются спирохетоподобные нити, но ниже они исчезают и заменяются прямыми многоклеточными нитями нескольких видов.

В более глубоких слоях воды (глубины более 3,0 м) в составе бактериопланктона преобладают клетки среднего размерного класса (44-61% ОЧБ в зависимости от условий; рис. 3). Соотношение кокков и палочек в анаэробной водной толще составляет 1:3,1. Доля агрегированного бактериопланктона уменьшается, он представлен в основном различными колониями из крупных палочковидных клеток.

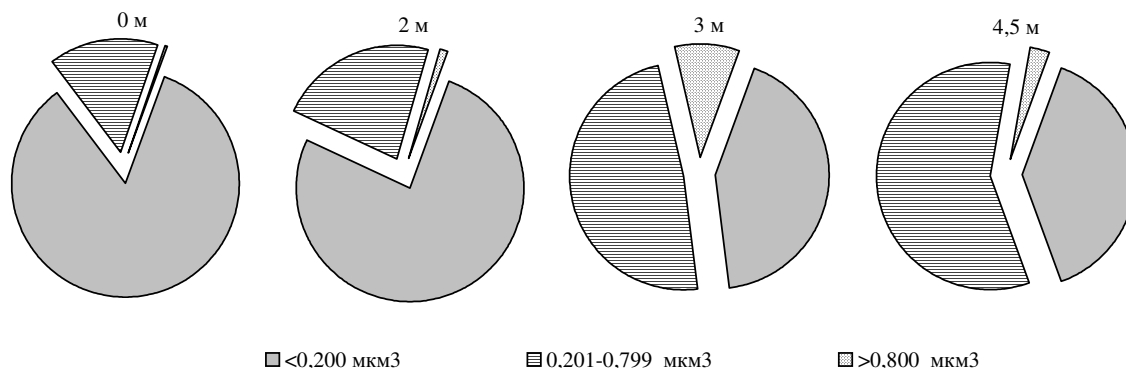


Рис. 3. Изменение размерной структуры бактериопланктона по вертикали в весенне-летний периоды 2004-2005 гг.

Изменение размерной и морфологической структуры бактериопланктона тесно связано с изменением его видовой структуры. В области хемоклина массово развиваются пурпурные серные бактерии сем. Chromatiaceae, численность которых, например, на глубине 2,5 м в июле 2004 г. достигала 3,62 млн кл/мл, формируя 15,7% общей численности и 76% общей биомассы бактериопланктона. Среди Chromatiaceae в весенне-летний период 2004-2008 гг. доминируют колонияльные виды рода *Thiocapsa*, в первую очередь *T. rosea* (Winogradsky 1888) Guyoneaud 1998, образующая крупные колонии из клеток с газовыми вакуолями. Кроме того, встречаются подвижные колонии *Lamprocystis roseopersicina* (Kütz.1849) Schroeter 1886 и одиночные подвижные и неподвижные клетки (р. *Thiocapsa* и *Allochromatium*).

В зоне хемоклина присутствуют также зеленые серные бактерии сем. Chlorobiaceae, которые достигают массового развития ниже. Например, в июле 2004 г. максимальная численность зеленых бактерий (24,27 млн кл/мл) была зарегистрирована на глубине 4 м, это составило 61% общей биомассы и 65% общей численности бактерий. Среди зеленых бактерий обнаружены следующие виды: *Chlorobium limicola* Nadson 1906; *Chl. clathratiforme* (Szafer 1911) Imhoff 2003, *Chl. luteolum* (Shmidle 1901) Imhoff 2003 и "*Chlorochromatium aggregatum*".

В 2008 г. (апрель-июнь) было исследовано вертикальное распределение аэробных гетеротрофных бактерий в пруду. В аэробном миксолимнионе их численность составляла $72,9 \pm 30,7$ тыс.кл/мл (1,17% ОЧБ) с постоянным максимумом на глубине 1 м ($111,5 \pm 5,6$ тыс.кл/мл). В анаэробных условиях количество гетеротрофов снижалось до $33,0 \pm 15,4$ тыс.кл/мл (0,17% ОЧБ).

Таким образом, представленные данные демонстрируют значительную вертикальную неоднородность основных характеристик бактериопланктона пруда. Аэробные гетеротрофные бактерии формируют максимум в средней части аэробного миксолимниона, хотя в значительных количествах регистрируются и в анаэробных слоях воды, вплоть до придонного слоя. Общая численность и биомасса бактерий возрастают в анаэробных слоях воды, причем ОЧБ в мониолимнионе в среднем втрое, а биомасса на порядок превышает численность в миксолимнионе.

ЛИТЕРАТУРА

1. Горбунов М. Ю., Уманская М. В., Краснова Е. С. Характеристика абиотических условий в экосистеме Нижнего пруда Ботанического сада Самарского университета // Самарская Лука: Бюлл. – 2007. – Т.16, №1–2 (19–20). – С. 131–143
2. Jorgensen B. B., Kuenen J. G., Cohen Y. Microbial transformations of sulfur compounds in a stratified lake (Solar Lake, Sinai) // Limnol. Oceanogr. – 1979. – V.24, N.5. – P.799–822.
3. Кузнецов С. И., Дубинина Г. А. Методы изучения водных микроорганизмов. – М.: Наука, 1989.
4. King L. K., Parker B. C. A simple, rapid method for enumerating total viable and metabolically active bacteria in groundwater // Appl. Environ. Microbiol. – 1988. – V.54, N.6. – P. 1630–1631.
5. Porter K. G., Feig Y. S. The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora // Limnol. Oceanogr. – 1988. – V.25, N.5. – P. 943–948.

6. Уманская М. В. Экологические особенности развития бактериопланктона малых эвтрофных озер Самарской Луки // Автореф. дисс...канд.биол.наук. – Тольятти, 2004. – 19 с.

7. Massana R., Gasol J. M., Børnsen P. K., Blackburn N., Hagstrom A., Hietanen S., Hygum B. H., Kuparinen J., Pedros–Alio C. Measurement of bacterial size via image analysis of epifluorescence preparations: description of an inexpensive system and solutions to some of the most common problems / *Sci. Mar.* – 1997 – V. 61, N 3. – P. 397–407.

8. Reasoner D. J., Geldreich E. E. A new medium for the enumeration and subculture of bacteria from potable water // *Aquat. Environ. Microbiol.* – 1985. – V. 49, N. 1. – P. 1–7.

SUMMARY

Umanskaya M. V. BACTERIOPLANKTON OF THE SMALL MEROMICTIC URBAN POND

The results of bacterioplankton investigation in small meromictic urban pond in the Botanic Garden of Samara University (Samara, Russia) are presented. Obtained results illustrate significant vertical heterogeneity of basic bacterioplankton characteristics. Aerobic heterotrophic bacteria form maximum at the middle part of aerobic mixolimnion of the pond. Total bacterial number and biomass increase in anaerobic layers; mean bacterial volume is maximal in the chemocline area due to development of purple sulfur bacteria. The presence of anoxygenic phototrophic bacteria influences the characteristics of bacterioplankton of all anaerobic layers of studied water body.

ОЦЕНКА СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Л. П. Федорова, И. Л. Григорьева

¹ Верхневолжское отделение ФГНУ ГосНИОРХ, г. Конаково, l.fedorova@mail.ru

² Ивановская НИС Учреждения Российской академии наук Институт водных проблем РАН, г. Конаково, Irina_Grigorieva@list.ru

Иваньковское водохранилище, являясь водоемом комплексного использования, обеспечивает водоснабжение г. Москвы на 60%. Водоохранилище создано в 1937 г. на р. Волге. Объем водной чаши водохранилища - 1,12 км³, площадь водного зеркала – 327 км². Площадь водосборного бассейна водохранилища составляет 41000 км² и расположена большей частью на территории Тверской области. Водоохранилище мелководно, глубины до 2 м занимают 48% от водной площади водоема, площадь зарастающих мелководий составляет порядка 27,5%.

Расположение в регионе интенсивного и сельскохозяйственного освоения определило довольно высокий уровень антропогенных нагрузок на аквально-береговые природные комплексы Ивановского водохранилища.

Основные источники поступления загрязняющих веществ (ЗВ) в водохранилище:

1) сточные воды г. Твери и городов и поселков на берегу (Городня, Мелково, Козлово, Новозавидовский, Радченко, Конаково); 2) диффузный сток с береговой зоны;

3) поступление ЗВ из донных отложений.

С середины 90-х годов прошлого столетия происходит хаотическое освоение и застройка водозащитной зоны водохранилища и его основных притоков, ведется строительство в прибрежной защитной полосе и непосредственно на воде, производится застройка островов, ведется прокладка автодорог и инженерных коммуникаций и уничтожение лесов прибрежной зоны.

Интенсивное освоение водоохраных зон привело к ряду негативных геоэкологических процессов. Прежде всего, к сокращению боковой приточности в водохранилище и к деградации и уничтожению лесных биоценозов и почвенного покрова, к поступлению коммунально-бытовых сточных вод непосредственно в водоем, загрязнению поверхностных и грунтовых вод и, как следствие, к ухудшению качества воды Ивановского водохранилища по ряду показателей: фосфаты, нитраты, нитриты, ион аммония, нефтепродукты.

Для водной массы Ивановского водохранилища характерен относительно высокий уровень содержания азота и фосфора, что обусловлено влиянием антропогенных факторов. В последние десять лет наблюдается нарастание среднегодовых концентраций в замыкающем створе нитритного (от 0,013 в 1995 г. до 0,029 мг/л в 2004 г.) и нитратного азота (от 1,34 до 2,25 мг/л в 2004 г.). Во всех створах обнаруживается СПАВ, причем пик его совпадает с максимальным количеством отдыхающих (июль месяц) и составляет порядка 3 ПДК.

Происходит интенсивное зарастание и заболачивание мелководий, изменение флористического состава высшей водной растительности зарастающих мелководий.

В соответствии с морфологией Иваньковское водохранилище подразделяется на четыре плеса: Верхневолжский, Средневолжский, Нижневолжский и Шошинский (табл. 1).

Таблица 1

Морфометрические характеристики плесов Иваньковского водохранилища

Характеристики	Верхневолжский	Средневолжский	Нижневолжский	Шошинский
Площадь, га	3540	3810	14100	11250
Литораль (до 2 м)	1680	1040	5000	7875
Пелагиаль, га	1860	2770	9100	3375
Средняя глубина при НПУ, м	4,2	5,5	4,0	1,7

Степень зарастания акватории Иваньковского водохранилища в настоящее время составляет 27.5%, его мелководий – 61.8%. В пределах плесов водохранилища степень зарастания их акваторий колеблется от 15.5% до 44.7%, мелководной зоны – от 45.2% до 70.4% (табл. 2).

Таблица 2

Площади и степень зарастания плесов Иваньковского водохранилища

Характеристика	Плесы				Все водохранилище
	Шошинский	Верхневолж.	Средневолж.	Нижневолж.	
Площадь плеса, га	11600	4600	2200	14300	32700
Площадь мелководий плеса, га	7685	2272	483	4130	14570
Площадь Зарастания, га	5180	1028	340	2455	9003
Степень зарастания плеса, %	44,7	22,3	15,5	17,2	27,5
Степень зарастания мелководий плеса, %	67,4	45,2	70,4	59,4	61,8

По степени зарастания акваторий (относительно площади их глубоководной зоны) волжские плесы можно охарактеризовать как умеренно-заросшие, а Шошинский плес – как довольно сильно заросший. По степени зарастания мелководной зоны плесов их, кроме Верхневолжского, можно отнести к сильнозаросшим.

В процессе исследования на Иваньковском водохранилище нами установлено несколько типов зарастания:

- бордюрное – заросли в виде бордюров различной ширины размещаются вдоль береговой линии речных участков водохранилища (Верхневолжский и Средневолжский плесы), а также – вокруг островов;
- пятнистое – заросли в виде пятен различной величины размещаются почти повсеместно. Здесь определяющими факторами являются перепады глубин и приуроченность растений к определенным грунтам;
- сплошное – растительные массивы занимают всю площадь какого-либо участка, как правило, в верховьях крупных заливов, которых много в Шошинском и Нижневолжском плесах.

В пределах каждого типа зарастания, в соответствии с известной классической схемой поясного размещения растений [1, 2], нами были отмечены от 2 до 4 поясов зарослей макрофитов. На участках с бордюрным типом зарастания обычно бывает 1-2 пояса – только воздушно-водная или воздушно-водная и погруженная растительность. Участки со сплошным типом зарастания характерны для затишных мест с илистыми грунтами. Здесь можно обнаружить четыре пояса зарослей:

I пояс – от уреза до 0,5 м – высокие надводные травы (тростник обыкновенный, манник большой, виды осок, тростянка овсяницева);

II пояс – 0,5-1,0 м – высокие и средневысокие надводные травы (рогозы широколистный и узколистный, тростник обыкновенный, камыш озерный, манник водяной, хвощ приречный, ежеголовник прямой);

III пояс – 0,8-1,2 м – погруженные растения с плавающими листьями (кувшинка чистобелая, кубышка желтая, горец земноводный, рдест плавающий);

IV пояс – 1,2-1,7 м – полностью погруженные растения (виды рдестов, уруть колосовая, элодея канадская, телорез алоэвидный и др.).

Особо нужно отметить такие образования, как сплавинные фитоценозы, которые возникают в наиболее продуктивных растительных группировках воздушно-водных растений с фитомассой от 500 до 1600 г/кв. м воздушно-сухого веса, на глубине 60-80 см в местах со слабой гидродинамической активностью. В результате скопления и уплотнения растительных остатков образуется плавающий ковер, на котором поселяются виды болотных растений, а со временем и древесных. По доминирующему виду в ассоциации выделены три наиболее распространенных типа сплавин: манниковый, тростниковый, хвощевый. Реже встречаются вахтовые, рогозовые, телорезовые. Растительные сообщества сплавин имеют пятнистый характер, в них зарегистрировано 48 высших сосудистых растений из 25 семейств и 1 вид мха [3].

Состав растительности Ивановского водохранилища в целом одинаков, но некоторые участки в силу местных условий (речной или озерный тип) имеют свои особенности. Повсеместно были обнаружены заросли тростника обыкновенного, манника водяного, рогоза узколистного и рдеста пронзеннолистного. Следует отметить, что ранее широко распространенный рогоз широколистный в настоящее время сменился зарослями рогоза узколистного. Чистые ассоциации камыша озерного характерны для мелководий Нижневолжского и Шошинского плесов. Заросли нимфейников, а также сусаковые, стрелолистные и айровые сообщества больше приурочены к затишным местам заливов и межостровных мелководий. В заливах всех плесов отмечено большое видовое разнообразие погруженной растительности: виды рдестов, уруть колосовая, роголистник темно-зеленый, виды рясок, водокрас лягушачий, телорез алоэвидный, горец земноводный и др. Число видов водных растений мелководной зоны водохранилища колеблется от 20 до 40.

В настоящее время состояние растительного покрова Ивановского водохранилища характеризуется не увеличением площадей зарастания путем расселения растений, а эндогенными процессами в растительных сообществах – уплотнением ассоциаций, увеличением числа болотных видов, сплавинообразованием.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 07-05-96414).

ЛИТЕРАТУРА

1. Сукачев В. Н. Растительные сообщества (введение в фитоценологию). Изд-ние 3-е, М., 1926.
2. Кутова Т. Н. Растительность мелководий Горьковского водохранилища. – Известия ГосНИОРХ, Л., 1974, Т. 89.
3. Экзерцев В. А., Лисицына Л. И., Довбня И. Л. Сукцессии гидрофильной растительности в литорали Ивановского водохранилища. Тр. ИБВВ, вып. 59 (62), 1990.

SUMMARY

Fedorova L. P., Grigoryeva I. L. THE ESTIMATION MODERN CONDITION OF THE AQUATIC VEGETATION IN THE INFLUENCE ANTHROPOGEN FACTORS IN IVANKOVSKOYE RESERVOIR

The increasing anthropogen influence led to the worsening quality of water on aquatic and bank complexes, marshing shallow water and changing of the floristic structure of the aquatic vegetation in Ivankovskoye reservoir. For example in present time the brakes of *Typha latifolia* have replaced with the brakes of *Typha angustifolia*.

The vegetational cover condition in the Ivankovskoye reservoir is characterized not with increase of square overgrowing but by condensation of plant populations? That is by increase of marsh specieses and trembling bogs.

СОСТОЯНИЕ БАКТЕРИАЛЬНОГО СООБЩЕСТВА В ДВУХ ГОРОДСКИХ ВОДОЕМАХ, РАЗЛИЧАЮЩИХСЯ ПО СТЕПЕНИ ЭВТРОФИИ

Е. Н Чеботарев

Институт озераведения РАН, г. Санкт-Петербург

Существование микроорганизмов в озерах неразрывно связано с биологическими и биогеохимическими процессами, которые определяют развитие экосистемы и качество воды. Количественные характеристики бактериального сообщества отражают типологические характеристики водоемов и позволяют контролировать их состояние в условиях увеличивающегося антропогенного воздействия. Круговорот органического вещества и трансформация различных элементов являются важнейшими процессами, протекающими в водоемах. Осуществление этих процессов в значительной мере

обуславливается жизнедеятельностью микроорганизмов, выступающих в роли деструкторов органических веществ. Способность микроорганизмов разрушать естественные и созданные человеком вещества во многом обеспечивает протекание процессов самоочищения воды в водоемах. В связи с этим при проведении гидробиологических работ на системе Суздальских озер, самых крупных естественных водоемов, находящихся в пределах городской черты г. Санкт-Петербурга (Выборгский район), была поставлена задача изучить численность и структуру бактериального сообщества в двух озерах этой системы, различающихся по степени эвтрофии.

В течение вегетационного сезона 2007 года и частично в 2008 г. проводилось изучение бактериопланктона Верхнего Суздальского и Нижнего Суздальского озер, испытывающих постоянный антропогенный пресс со стороны урбанизированного ландшафта [1]. Суздальские озера (Верхнее, Среднее и Нижнее) входят в систему водосбора оз. Лахтинский Разлив и имеют сток через р. Каменку в Невскую губу Финского залива. Озера расположены цепочкой и соединены между собой протоками. Большие уклоны местности в верхней части водосборного бассейна способствуют интенсивному выносу веществ, аккумулятором которых служит Нижнее Суздальское озеро. На прилегающих территориях расположены промышленные предприятия, крупные автомагистрали, свалки, животноводческие комплексы и т.п., что обеспечивает значительную антропогенную нагрузку на эти озера. По площади озера относятся к разряду малых (площадь зеркала менее 1 км²). Верхнее Суздальское озеро самое глубокое с максимальной глубиной около 13 м. Нижнее Суздальское озеро по площади почти в 5 раз больше Верхнего Суздальского, но имеет значительно меньшие глубины (средняя глубина 3,0 м, максимальная – 5,2 м). По концентрации общего фосфора, уровню средних за сезон величин биомассы фитопланктона, составу доминирующих водорослей и концентрации хлорофилла «а» Верхнее Суздальское озеро относится к мезотрофному типу, а Нижнее Суздальское к эвтрофному [2].

В программу микробиологических работ на озерах входило определение численности, биомассы и сезонной динамики развития бактериопланктона, оценка морфологического разнообразия бактериального сообщества и определение наличия и численности в воде озер гетеротрофных бактерий, требующих для своего роста повышенного содержания в среде легко доступных органических соединений белковой природы и выявляемых на питательных средах типа рыбо-пептонного агара (РПА). Пробы воды на анализ отбирались с помощью батометра в стерильные склянки один раз в месяц в течение вегетационного сезона. В озере Нижнем Суздальском пробы воды отбирались на одной станции в центре озера из поверхностного горизонта с глубины 0,2 метра. В озере Верхнем Суздальском пробы воды были отобраны также на одной станции в центре озера из поверхностного слоя и с глубины 10 метров. Отобранные пробы воды обрабатывались вскоре после их доставки в лабораторию.

В работе использовались широко принятые в экологической микробиологии методы, подробно описанные в практическом руководстве [3]. Общая численность бактерий определялась методом прямого счета в световом микроскопе «Цетопан Рейхарт» при увеличении $\times 1500$ с масляной иммерсией в проходящем свете. Микроорганизмы отделяли из пробы воды фильтрацией аликвоты объемом 10 мл через мембранный фильтр «Сынпор» №8 (диаметр пор 0,23 мкм). Фильтры с осевшими на них клетками микроорганизмов сразу же по окончании фильтрации окрашивали карболовым эритрозином в течение суток, затем отмывали от избытка красителя водой, высушивали и хранили до просматривания в микроскопе. Одновременно с определением на фильтрах количества микробных клеток с помощью окулярного микрометра измеряли длину и ширину палочковидных клеток, и диаметр клеток шаровидной формы. Для расчета биомассы бактериопланктона определяли объем палочковидных клеток и кокков по геометрическим формулам соответственно для цилиндра и шара. Удельный вес бактерий считали равным единице. Коэффициент усыхания бактериальных клеток на фильтрах не использовали из-за его достаточно неопределенной величины [4]. Количество в воде гетеротрофных бактерий, нуждающихся в белковых субстратах, определяли методом глубинного посева озерной воды в расплавленный теплый РПА. Чашки Петри в засеянной средой РПА инкубировали при комнатной температуре. Подсчет бактериальных колоний, выросших на среде, производили через 10 и 25 суток после посева.

Общая численность бактерий в Нижнем Суздальском озере оказалась очень высокой, намного выше, чем в озере Верхнем Суздальском (табл. 1). Уже в конце мая она составляла 4,76 млн. клеток/мл. В течение лета она возростала и достигала максимума в июле, когда ее величина была близка к 8,0 млн. кл/мл. В августе наблюдений на озере не было, а сентябре общая численность бактериопланктона снизилась до 3,15 млн. кл/мл. В июне и июле 2008 г. концентрация бактериальных клеток в воде озера была несколько выше, чем в летние месяцы 2007 г., и составляла 6,85–8,50 млн клеток/мл.

В озере Верхнем Суздальском численность бактериопланктона в период с мая по июль 2007 г. возростала в пределах от 1,69 до 4,34 млн кл/мл. Пик численности бактериальных клеток в планктоне озера приходился на 18 июля и составлял 3,25 – 4,34 млн кл/мл. В сентябре общая численность бактериопланктона уменьшилась в поверхностных слоях до величины 1,80 млн кл/мл. В июне-июле 2008 г. концентрация бактериальных клеток в планктоне озера была того же порядка, что и в предыдущий год (2,78–4,16 млн клеток/мл). Вертикальное распределение бактериопланктона в озере носило неод-

нородный характер: Только в мае 2007 г. плотность популяции бактерий в поверхностных слоях и на глубине 10 м была сходной. В остальные сроки наблюдений в придонных слоях общая численность бактерий была несколько выше или ниже, чем в поверхностных слоях.

Таблица 1

Общая численность бактерий (N, млн клеток/мл) в планктоне Суздальских озер						
Озеро	Глубина, м	30.05.07	21.06.07	18.07..07	19.09.07	18.06.08
Нижнее Суздальское	0,2	4,76	5,37	7,88	3,75	6,85
Верхнее Суздальское	0,2	2,54	1,69	3,25	2,16	3,48
Верхнее Суздальское	10,0	2,42	2,18	4,34	1,98	2,96

Динамика сезонного развития бактериопланктона в обоих озерах носила сходный характер с единственным максимумом численности клеток за сезон, который в 2007 г. приходился на июль. Средняя за вегетационный сезон величина общей численности бактериопланктона в Верхнем Суздальском озере составила 2,57 млн. кл/мл, а в Нижнем Суздальском озере была более чем в 2 раза выше - 5,44 млн. кл/мл.

В морфологической структуре бактериопланктона обоих озер преобладали свободноживущие палочковидные микроорганизмы. Их доля в бактериопланктоне составляла 70-80%. Остальная часть бактериального сообщества состояла из клеток других морфологических типов, включая в том числе вибрионы, кокки, извитые и нитевидные формы. Размер палочковидных клеток основной части бактериопланктона составлял 1,0-1,8 мкм в длину и 0,1-0,3 мкм в ширину. Размер овальных и шаровидных клеток составлял 0,4-1,5 мкм в диаметре. В летние месяцы в бактериопланктоне озер также в значительном количестве присутствовали клетки мелких цианобактерий, численность которых доходила до 100-150 тыс. клеток/мл, а размер составлял 1,5-2,5 мкм в диаметре. Рассчитанная на основе среднего размера клеток сырая биомасса бактериопланктона в Верхнем Суздальском озере в летнее время была порядка 0,84-1,65 мг/л, а в Нижнем Суздальском - 1,72-3,88 мг/л.

Общеизвестно, что количество в воде водоемов гетеротрофных бактерий, растущих на богатых питательных средах с белковым субстратом, подобных рыбо-пептонному агару, определяется присутствием в природных водах легкогидролизуемых органических субстратов, часто антропогенного происхождения. В обоих озерах такие бактерии присутствовали в значительных количествах (табл. 2). В верхних слоях озера Нижнего Суздальского гетеротрофные бактерии, растущие на РПА, в период с мая по июль присутствовали в количестве 5750 – 8840 клеток/мл. В сентябре их численность снизилась в несколько раз (1680 клеток/мл), а в октябре она уменьшилась еще существенно (770 клеток/мл). В летние месяцы 2008 г. количество этих бактерий в воде озера было таким же высоким (июнь-июль 2300-5700 клеток/мл). Доля бактерий, растущих на РПА, в общей популяции бактериопланктона в оз. Нижнем Суздальском была порядка 0,1 % и выше, что позволяет отнести воды этого водоема к классу “грязных вод”.

Численность популяции гетеротрофных бактерий, растущих на РПА, в оз. Верхнем Суздальском в период с мая по октябрь 2007 г. колебалась в пределах от 270 до 1740 клеток/мл, а в июне-июле 2008 г. составляла 380-860 клеток/мл (табл. 2).

Таблица 2

Численность гетеротрофных бактерий, растущих на РПА, (клетки/мл)							
Озеро	Глубина, м	30.05.07	21.06.07	18.07..07	19.09.07	18.06.08	27.07.08
Нижнее Суздальское	0,2	6680	5750	8840	1680	5700	2300
Верхнее Суздальское	0,2	1740	388	472	440	860	510
Верхнее Суздальское	10,0	652	270	676	525	680	342

Максимальная величина численности бактерий этой физиологической группы в озере наблюдалась в конце мая, что видимо было связано с поступлением в озеро загрязнённых стоков с городских улиц Выборгского района в весенний период. В остальной период вегетационного сезона численность гетеротрофных бактерий, растущих на РПА, была порядка 300–500 клеток/мл, что несколько выше, чем обычно бывает в чистых мезотрофных озёрах Ленинградской области. [5]. Плотность популяции гетеротрофных бактерий, растущих на РПА, в поверхностных слоях озера Верхнего Суздальского и в придонных слоях на глубине 10 м была одного порядка. В первую половину сезона она была несколько выше в эпилимнионе, а с июля до октября несколько выше (в 1,2 – 1,5 раза) в придонных слоях. Индекс Романенко или процентное содержание гетеротрофных бактерий в общей популяции бактериопланктона был во все периоды наблюдений в пределах 0,01 – 0,04 %, что позволяет

считать воды озера Верхнего Суздальского сравнительно мало загрязненными за период исследований в 2007–2008 гг., особенно во второй половине вегетационного сезона.

Проведенные исследования показали, что два близко расположенные водоема одной гидрологической системы, но различающиеся по трофическому статусу и степени антропогенного воздействия, имеют существенно различающиеся бактериальные сообщества. Высоко эвтрофное оз. Нижнее Суздальское, являющееся аккумулятором выносимых с водосбора антропогенных соединений, обладает более мощным бактериальным сообществом, обеспечивающим деструкцию этих соединений, чем относительно более чистое и менее продуктивное в трофическом плане, расположенное выше по водосбору оз. Верхнее Суздальское.

ЛИТЕРАТУРА

1. Кондратьев С. А., Гронская Т. П., Сорокин И. Н., Алябина Г. А., Ефремова Л. В. Водная система Суздальских озер и Лахтинского Разлива. // Водные объекты Санкт–Петербурга. Санкт–Петербург. 2002. С. 233–246.
2. Павлова О. А. Структура фитопланктона малых озер в условиях урбанизированного ландшафта (на примере суздальских озер Санкт–Петербурга). Автореф. дисс. канд. биол. наук. Санкт–Петербург 2004. 24 с.
3. Кузнецов С. И., Дубинина Г. А. Методы изучения водных микроорганизмов. М.: Наука. 1989. 288 с.
4. Романенко В. И., Кузнецов С. И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Л.: Наука. 1974. 194 с.
5. Чеботарев Е. Н. Многолетние изменения в планктонном бактериальном сообществе озера Красного // Влияние климатических изменений и эвтрофирования на динамику планктонных популяций мезотрофного озера. Санкт–Петербург. 2003. С. 61–76.

SUMMARY

Chebotarev E. N. STATE OF BACTERIAL ASSEMBLAGE IN TWO CITY LAKES DIFFERING ON THE TROPHIC STATUS

While limnological investigation of two lakes situated in the urban district of S-Peterburg the structure of bacterioplankton and quantity heterotrophic bacteria was determined. According to results of chemicals and phytoplankton analysis, the lake Verchnee Suzdalskoe was mesotrophic and the lake Nijnee Suzdalskoe was eutrophic and was found in the zone of strong antropogenic press. The total number of planktonic microorganisms and the quantity of living heterotrophic bacteria was significantly more high in the dirtwater eutrophic lake N. Suzdalskoe than in the mesotrophic lake V. Suzdalskoe. The dependence between the number of microorganisms and the lake tape was determined in this investigation.

АКТИНОМИЦЕТЫ В МИКРОБНОМ СООБЩЕСТВЕ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

Л. А. Ширенко

Институт озераедения РАН, г. Санкт-Петербург, larisashirenko@hotmail.com

В Ладожском озере при участии микроорганизмов постоянно идут процессы деструкции органического вещества автохтонного и аллохтонного происхождения в результате которых происходит интенсивное самоочищение водоема. Участие в процессах деструкции каждой физиологической группы микроорганизмов, как и каждой бактерии, неотделимы друг от друга и протекают в комплексе. Являясь неотъемлемой частью микробного сообщества актиномицеты представляют значительный интерес в связи с их способностью к трансформации устойчивого, и труднодоступного для других микроорганизмов органического вещества и влиянием на экологию всего микробного сообщества.

Актиномицеты, составляющие порядок *Actinomycetales*, представляют собой группу прокариотических организмов, принадлежащую к грамположительным бактериям. Тело актиномицетов представляет систему длинных ветвящихся нитей или гиф, на которых образуются споры. Актиномицеты можно определить как бактерии, которые на собственной прокариотом ультраструктурной и химической основе реализуют мицелиальный план организации в более сложной форме свойственной эукариотам-грибам [1]. Актиномицеты считаются одним из самых сильных антагонистов среди микроорганизмов и способны влиять на состав и видовое разнообразие микробного сообщества.

Существуют две точки зрения по поводу активной жизнедеятельности актиномицетов в водной среде. По мнению одних ученых, большинство актиномицетов являются аллохтонными микроорганизмами, которые вымыты ручьями из окружающих водоемы почв, поэтому они не могут быть активными. Попавшие в воду споры могут находиться там в течение долгого времени в “дремлющем

состоянии”. Некоторые из них могут находить подходящие условия для роста и жизнедеятельности [2]. По мнению других ученых, актиномицеты являются частью автохтонного коренного микробного сообщества и способны к активной жизнедеятельности в воде и донных осадках [3].

Исследования, проведенные во время летнего рейса 2007 года (август), позволили получить некоторое представление о численности, пространственном и вертикальном распределении актиномицетов на акватории Ладожского озера.

Отбор проб проводили по стандартной сетке станций [4]. По вертикали пробы отбирали на 2-5 горизонтах, в зависимости от глубины станций. Подсчет актиномицетов в исследуемых образцах производили после 35 дней инкубации на специализированной агаризованной среде [5].

Цветность пигментов при визуальном изучении колоний варьировала от полупрозрачной и молочно-белой до красной, оранжевой, темно-коричневой и черной.

В прибрежной зоне Ладожского озера численность актиномицетов колебалась в пределах 4 – 20 КОЕ мл⁻¹ в поверхностном горизонте и возрастала до 13-26 КОЕ мл⁻¹ в придонном горизонте (Рис. 1). Практически во всех исследованных пробах воды численность актиномицетов в придонном горизонте увеличивалась. Наибольшие величины численности актиномицетов были отмечены на станции 1 в районе Волховской губы и в придонном горизонте на станции G. Последнее вероятнее всего связано с влиянием Сясьского целлюлозного комбината.

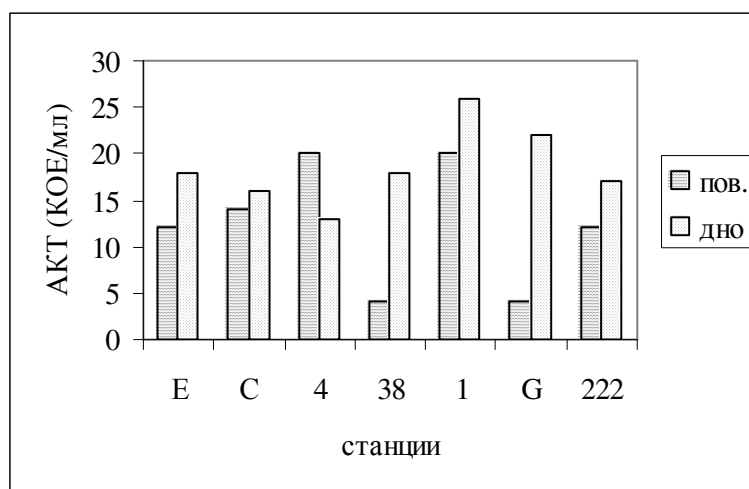


Рис. 1. Численность актиномицетов в поверхностном и придонном горизонтах прибрежной зоны Ладожского озера (август, 2007 г.)

В деklinальной зоне, также отчетливо прослеживалась тенденция к увеличению количества актиномицетов в придонном горизонте. Максимальное количество актиномицетов – 30 КОЕ мл⁻¹ было отмечено в придонном горизонте на станции P1, в районе Питкяранты.

На глубоководных станциях в профундальной и ультрапрофундальной зонах наблюдали снижение численности актиномицетов в поверхностном водном слое (рис. 2) Наименьшие величины численности актиномицетов за период исследования наблюдали повсеместно в эпимимнионе профундальной ультрапрофундальной зон, что совпадает с данными, полученными в предыдущие годы [6]. На станции 55 актиномицеты были обнаружены только в придонном горизонте в количестве 12 КОЕ мл⁻¹.

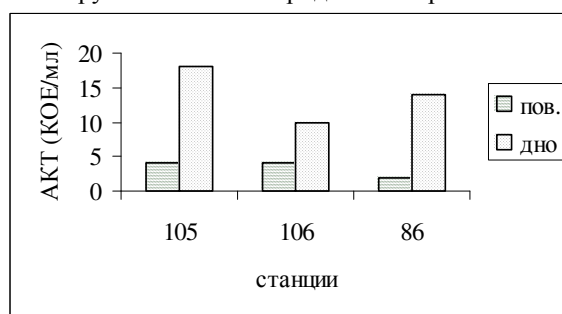


Рис. 2. Численность актиномицетов в поверхностном и придонном горизонтах ультрапрофундальной зоны Ладожского озера (август, 2007)

Рассматривая вертикальное распределение актиномицетов на глубоководной станции 105 и деklinальной станции P1 можно отметить периодическое снижение численности в промежуточных водных горизонтах со скачком в сторону увеличения в придонном слое (рис. 4). Вероятнее всего, это связано с наличием труднодоступного органического вещества, аккумулированного в придонном горизонте. Кроме того, донные осадки (особенно поверхностный слой) наиболее богаты актиномицетами, откуда эти бактерии могут вымываться в придонный водный горизонт.

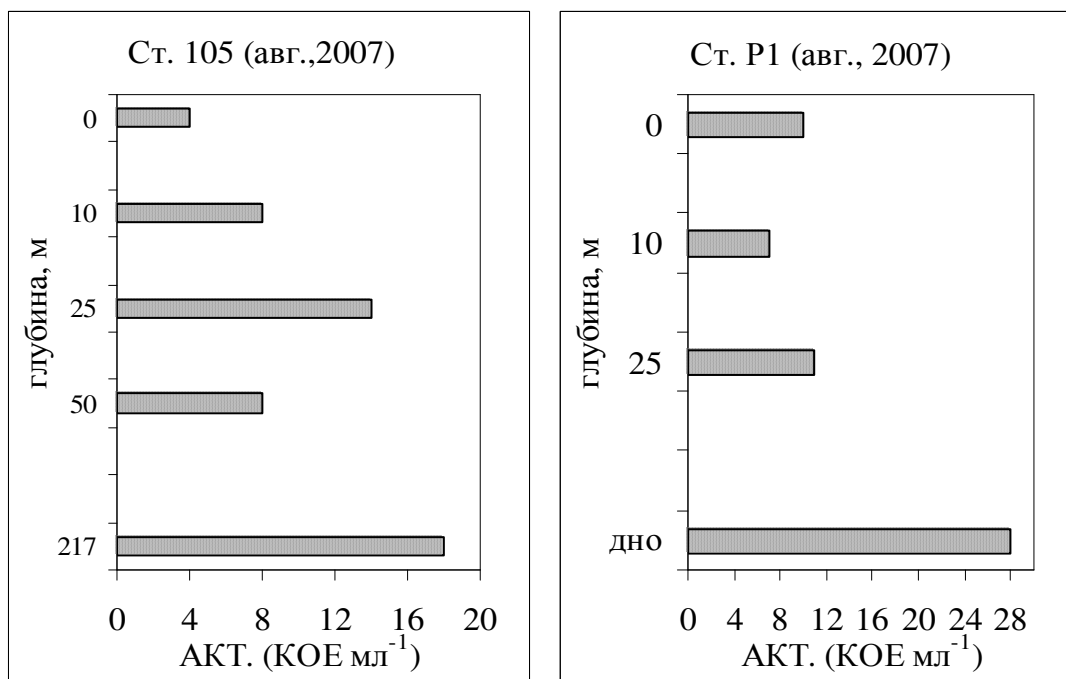


Рис. 3. Вертикальное распределение актиномицетов на станциях 105 и P1
Выводы

В отношении особенностей распределения актиномицетов в различных районах Ладожского озера выявлены следующие закономерности:

- Численность актиномицетов снижается в эпилимнионе глубоководных районов озера по сравнению с прибрежной зоной озера.
- Отчетливо прослеживается тенденция к увеличению численности актиномицетов в придонном горизонте. Вероятнее всего, это связано с наличием труднодоступного органического вещества.

Результаты исследования показали постоянное присутствие актиномицетов в Ладожском озере, что является дополнительным аргументом в пользу гипотезы, представляющей актиномицетов как часть автохтонного коренного микробного сообщества озерной экосистемы, ответственную за процессы минерализации труднодоступного органического вещества.

ЛИТЕРАТУРА

1. Goodfellow M., Williams S. T. Ecology of Actinomycetes // *Annals of Review of Microbiology.* – 1983.- V.37. – P.189-216
2. Bull A. T., Ward A. C., Goodfellow M. Search and discovery strategies for biotechnology: the paradigm shift // *Mol. Biol. Rev.* – 2000.- V.64.-P.573-606
3. Mincer T. J., Jensen P. R., Kauffman C. A., Fenical W. Widespread and persistent populations of a major new marine actinomycete taxon in ocean sediments // *Appl. Environ. Microbiol.* – 2002.-V.68.-P.5005-50011.
4. Ладожское озеро. Прошлое, настоящее, будущее / Под ред. В. А.Румянцева, В. Г.Драбковой-СПб, Наука, 2002, 327 с.
5. Добровольская Т. Г., Скворцова И. Н., Лысак Л. В. Методы выделения и идентификации почвенных бактерий, МГУ, 1989, 72 с
6. Ширенко Л. А. Распределение Актиномицетов на акватории Ладожского озера // Труды симпозиума « М.М. Тереховский и развитие экологической микробиологии», 13 апреля 2006 г. Санкт-Петербург с.118-12

SUMMARY

Shirenko L. A. ACTINOMYCETES AS A PART OF LAKE LADOGA MICROBIAL DIVERSITY

The eco-physiology of Actinomycetes as well as its horizontal and vertical distribution in Lake Ladoga has been discussed. In August 2007, a lake-wide survey indicated next trends :numbers of Actinomycetes steadily declined in the epilimnion of deep-water zone to compare with littoral zone and increased in the near – bottom waters in contrast with surface waters. Actinomycetes were constantly presented in Lake Ladoga water that is an additional evidence to support the hypothesis actinomycetes are part of lake ecosystem autochthonous microbial community.

СОСТАВ БАКТЕРИОПЛАНКТОНА ЭСТУАРНОЙ ЗОНЫ БАРЕНЦЕВА МОРЯ.

Т. И. Широколобова, М. П. Венгер

Мурманский морской биологический институт КНЦ РАН, г. Мурманск, *shirokolobova@mmbi.info*

Губы и заливы Мурманского побережья с активным водообменом характеризуются достаточно высокой плотностью бактериального населения. Ее значения в весенне-летнее время могут достигать 1–2 млн. [1], а численность культивируемых форм бактерий – сотен тысяч клеток в мл [2].

Кольскому заливу, наиболее крупному из краевых бассейнов в системе губ и заливов, в полной мере свойственны особенности гидрологического режима неритических областей Баренцева моря. Вместе с тем морфометрические особенности и наличие значительного пресного стока способствуют существованию в бассейне залива экосистем как эстуарного, так и морского типов.

Настоящая работа – результат сезонных наблюдений за структурными показателями бактериального сообщества пелагиали эстуарной зоны южного участка (колена) Кольского залива. С марта по октябрь 2006 г. на станции постоянного мониторинга для исследования отобрано 18 проб морской воды. Средняя глубина на станции составляла 9.5 м, а ее удаленность от уреза воды – 126 м. Отбор проводили в последнюю фазу прилива с поверхностного горизонта стерильной стеклянной емкостью, с придонного – пластиковым батометром «HYDRO-BIOS» объемом 1.7 л, предварительно обработанным этиловым спиртом. Параллельно регистрировали температуру и соленость воды. Микробиологический анализ проводили не позднее чем через 1.5 ч после взятия проб. Использовали микроскопический и культуральный методы исследования. Общее число бактерий (фракции 0.2–2 мкм) учитывали на мембранных фильтрах (диаметр пор 0.1 мкм), окрашенных флуорескаминол, под люминесцентном микроскопом [4]. В составе бактериопланктона выделяли экологические группы: олиготрофов – на «голодном агаре Дифко» [5], факультативных олиготрофов – на 10%-ном СПА [6], копиотрофов – на СПА [7]. Посев осуществляли на предварительно охлажденную питательную среду соленостью 18 ‰, которая позволяет выделять максимальное количество колоний микроорганизмов из воды исследуемой акватории [8]. Бактерии культивировали (25–30 сут.) при температуре 8 ± 2 °С с целью создания условий приближенных к естественным. При подсчете выросших колоний использовали МБС -1.

В ходе исследований минимум температуры воды приходился на март, когда в поверхностном слое ее средние значения составляли 0.7 °С, а в придонном – 2.5 °С. К июлю температура повысилась в поверхностном и придонном слое до 12.5 и 6.8 °С соответственно. В осенний период при инверсии температур ее средние показатели равнялись 5.9 °С в поверхностном и 7.4 °С в придонном слоях.

Поверхностный водный слой характеризовался большими изменениями не только температуры, но и солености. Перепады значений солености в течение отбора проб по каждому из сезонов достигали: в весенний – 8.3 ‰ (средняя соленость 16.3 ‰), в летний и в осенний – 8.4 и 5.3 ‰ (при средней солености для каждого сезона 13 ‰). С глубиной соленость повышалась, и на протяжении всего периода исследований в придонном горизонте сохранялась в диапазоне 31.1–33.7 ‰.

Таким образом, с марта по октябрь водную массу южного колена Кольского залива по гидрологическим параметрам можно разделить на две зоны: распресненную поверхностную, со средней соленостью примерно 14.7 ‰, и морскую придонную, слабо трансформированную с соленостью примерно 32.7 ‰.

За период наблюдения установлена высокая численность бактериального населения пелагиали южной части Кольского залива. Средние показатели его общего числа составили 1400 тыс. кл/мл, что характеризует воды акватории как мезотрофные. В вертикальном распределении наибольшие значения абсолютного числа бактерий были приурочены к поверхностному слою воды. Их средние показатели были минимальными для весны и максимальными для лета. На фоне повышенных летних концентраций бактериальных клеток отмечен один максимум численности – 3300 тыс. кл/мл.

В придонном слое максимум микроорганизмов (970 тыс. кл/мл) отмечен в июле, минимальные их количества были характерны для марта и апреля. В течение трех сезонов средняя численность общего бактериопланктона не превышала сотен тысяч кл/мл, что в 2–3 раза меньше аналогичного показателя для поверхностного слоя.

Отличительной чертой «биологического лета» на акватории южной части Кольского залива является наличие кратковременных, аномально высоких всплесков численности микропродуцентов [9, 10, 11], при которых трофность воды изменяется от олиго- до гипертрофных показателей [12]. В ходе исследований поверхностного слоя акватории залива в 2003 и 2005 гг. регистрировался один (июльский) пик развития фитопланктонного сообщества [13]. Выявленный нами в этом слое максимум общего числа бактерий совпадает по времени с появлением автохтонной органики, вызванной деградацией микрофитоцены.

Исследование основных морфологических групп планктонных микроорганизмов показало доминирование в водной толще южной части залива клеток минимальных размеров кокковидной формы. Их максимальное количество зарегистрировано в летне-осенний период, а доля в сообществе соответствует приводимым ранее данным [14].

Наибольший процент палочковидных форм бактерий (от всех клеток в пробе) отмечен в начале календарной весны, а наименьший – характерен для летне-осеннего периода наблюдений. По литературным данным [15], зоны локальных максимумов кокковидных клеток в основном совпадают с зонами «свежесинтезированного» органического вещества (ОВ), а зоны максимумов палочковидных форм – с зонами трансформированного или переходными зонами от свежего к трансформированному ОВ. Это положение подтверждается и нашими исследованиями. Так максимальная доля палочковидных клеток в сообществе наблюдалась в период гидрологической зимы, когда основная часть ОВ в прибрежье представлена его трансформированной формой.

Режим размахом колебаний характеризовались показатели численности культивируемой части бактериопланктона. За исследуемый период максимальные значения числа гетеротрофных бактерий на плотных питательных средах более чем в 800 раз превосходили минимальные, в то время как для общего бактериопланктона частное от деления аналогичных показателей не превышало 11.

Среди трофических групп микроорганизмов количество копиотрофных бактерий, выделенных на средах с высокими концентрациями органики, в среднем по водному столбу не превышало 6 тыс. колониеобразующих единиц (КОЕ) в 1 мл. Средние значения числа олиготрофных и факультативно олиготрофных бактерий, использующих для роста низкие концентрации ОВ, составляло соответственно 61 и 38 тыс. КОЕ/мл, превышая на порядок показатели группы копиотрофных микроорганизмов. При этом численность жизнеспособных бактериальных клеток в исследуемой акватории за все время отбора проб была распределена неравномерно и убывала с глубиной.

В поверхностном горизонте количество эколого-трофических групп микроорганизмов изменялось в широком диапазоне: копиотрофы – от 2 до 37 тыс. КОЕ/мл (при среднем значении 11 тыс. КОЕ/мл), факультативные олиготрофы – от 3 до 170 тыс. КОЕ/мл (67 тыс. КОЕ/мл), олиготрофы – от 2 до 415 тыс. КОЕ/мл (106 тыс. КОЕ/мл).

Сопоставление данных по органотрофным бактериям и общему бактериопланктону выявило совпадение линий тренда в их сезонной динамике. Так численность микроорганизмов в поверхностном слое резко увеличивалась от весны к лету и более плавно понижалась к осени. Максимальному значению общего числа клеток в пробе соответствовало наибольшее число олиготрофных бактерий, выросших на голодном агаре Дифко.

В придонном слое, с более сглаженными изменениями значений температуры и солености, наименее выраженной была динамика количества копиотрофных бактерий – от 0.5 до 4 тыс. КОЕ/мл (в среднем 1.2 тыс. КОЕ/мл). Для других групп гетеротрофных микроорганизмов, как и в поверхности, отмечена закономерность увеличения плотности в летний и уменьшение ее в осенний периоды. Колебания численности в придонном слое в течение трех сезонов составили: факультативные олиготрофы 2–21 тыс. КОЕ/мл (в средней 10 тыс. КОЕ/мл), олиготрофы 1–71 тыс. КОЕ/мл (20 тыс. КОЕ/мл). При этом летний максимум численности принадлежал олиготрофным бактериям.

Анализ полученного материала свидетельствует о своеобразии гидробиологических процессов протекающих в южной акватории Кольского залива, условия которой сходны с условиями стратифицированного эстуария. Накопление в районе исследований легко усвояемой органики и ответное увеличение числа микроорганизмов носит кратковременный, импульсный характер благодаря процессам разбавления и выноса субстрата и организмов за пределы южного колена. Исходя из высокого процента кокковых клеток в составе бактериального ценоза, можно предположить, что субстрат для их роста и развития в моменты отбора проб в летне-осенний сезон был представлен слабо трансформированным органическим веществом. О его дисперсном распределении в акватории косвенно свидетельствует доминирование олиготрофного комплекса в сообществе органотрофных бактерий.

ЛИТЕРАТУРА

1. Мишустина И. Е., Байтаз О. Н., Москвина М. И. Бактериопланктон Баренцева моря. Исследования 1983 – 1993 гг. // Планктон морей Западной Арктики. Апатиты: изд-во КНЦ РАН, 1997. С. 7 – 50.
2. Теплинская Н. Г. Бактериопланктон и бактерии-деструкторы органического вещества // Жизнь и условия ее существования в пелагиали Баренцева моря. Апатиты: изд-во КНЦ РАН, 1985. С. 74 – 99.
3. Кольский залив: океанография, биология, экосистемы, поллютанты. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1997. 265 с.
4. Поглазова М. Н., Мицкевич И. Н. Применение флуорескамина для определения количества микроорганизмов в морской воде эпифлуорисцентным методом // Микробиология, 1984. Т.54. Вып. 5. с. 850 – 857.
5. Олейник Г. Н. Бактериопланктон и бактериобентос в экотонных экосистемах // Гидробиол. журн., 1997. Т.33, № 1. С. 51–62.
6. Горбенко Ю. А. О наиболее благоприятном количестве «сухого питательного агара» в средах для культивирования морских микроорганизмов – гетеротрофов // Микробиология, 1961. том 30, вып. 1. С. 168 – 172.

7. Руководство к практическим занятиям по микробиологии: Практ. пособие. – 2-е изд.– М.: Изд-во Моск. ун-та, 1983. 215 с.
8. Венгер М. П. Структура гетеротрофного бактериопланктона южной части Кольского залива // Материалы XXV юбилейной конференции молодых ученых Мурманского морского биологического института. Мурманск: Изд-во ММБИ КНЦ РАН, 2007. С. 23–29.
9. Ежегодник качества морских вод по гидрологическим показателям за 1982 год. М.: Изд-во ГОИН, 1984. 149 с.
10. Ежегодник качества морских вод по гидрологическим показателям за 1984 год. М.: Изд-во ГОИН, 1985. 158 с.
11. Ежегодник качества морских вод по гидрологическим показателям за 1988 год. Обнинск: ВНИИГМИ–МЦД, 1989. 132 с.
12. Бардан С. И., Бобров Ю. А., Дружков Н. В. Комплексный экологический мониторинг в губе Дальнезеленецкая (Баренцево море): летне–осенний период 1989 г. Функциональные характеристики. Апатиты: изд-во КНЦ АН СССР, 1990. 44 с.
13. Трофимова В. В. Фотосинтетические пигменты фитопланктона эстуарных пелагических экосистем Баренцева моря (на примере Кольского залива): Автореф. дис. канд. биол. наук: 25.00.28 (океанология). Мурманск: ММБИ КНЦ РАН, 2007. 30 с.
14. Байтаз В. А., Байтаз О. Н. Количественные и продукционные характеристики бактериопланктона прибрежной зоны Баренцева моря // Продукционно–деструкционные процессы пелагиали прибрежья Баренцева моря. Апатиты: изд-во КНЦ РАН, 1991. с. 20 – 33.
15. Байтаз В. А., Байтаз О. Н., Мишустина И. Е Морфометрия клеток, численность и биомасса основных морфологических групп бактериопланктона Баренцева моря // Океанология, 1996, том 36. № 6. С. 883 – 887.

SUMMARY

Shirokolobova T. I., Venger M. P. THE COMPOSITION OF BACTERIOPLANKTON OF THE BARENTS SEA ESTYARIAN ZONE

In the course of examination of the bacterioplankton from the southern part of the Kola Bay with two independent methods it was demonstrated that its number during the period of pelagic photosynthetics activity was correlated with temporal dynamics of the phytoplankton and not so much depend on introduced allochthonic organic matter.



Водные экосистемы: планктонные и бентосные сообщества

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДОВ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ИНДИКАЦИИ И ПОКАЗАТЕЛЕЙ СТРУКТУРНОЙ ОРГАНИЗАЦИИ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ ПРИ ХАРАКТЕРИСТИКЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ В ЛОТИЧЕСКИХ СИСТЕМАХ

Б. В. Адамович, В. Д. Сенникова, Т. В. Копылова

РУП "Институт рыбного хозяйства" РУП "Научно-практический центр Национальной академии наук Беларуси по животноводству", г. Минск, Беларусь

Комплексное использование водных ресурсов внутренних водоемов и водотоков, бурное развитие промышленности и сельского хозяйства приводят к загрязнению большинства водных экосистем и способствуют сокращению пресноводного стока водотоков. Совместное влияние органического и токсического загрязнения создают предпосылки для формирования комплекса гидробионтов наиболее приспособленных к жизни в условиях постоянного загрязнения водоемов. В связи с этим, изменение структуры и функциональных характеристик сообществ гидробионтов под влиянием загрязнений приобретает показательное значение для оценки качества воды.

Не вызывает сомнений, что оценка экологического состояния водных объектов должна в обязательном порядке включать как гидрохимическую, так и гидробиологическую составляющую. Кроме того, биологические методы контроля качества воды имеют ряд существенных преимуществ по сравнению с оценкой только по гидрохимическим показателям. Связано это с тем, что гидробионты испытывают на себе длительное влияние всего комплекса загрязняющих водоем веществ, отдельные компоненты которого могут и не превышать установленных норм. Кроме того, биологическая оценка качества воды дает динамическую характеристику водоема, т.к. изменение состава среды вызывает структурные и функциональные перестройки гидробиоценозов, протекающие во времени. Нарушение гомеостаза в водоеме может приводить к тому, что сами гидробионты становятся фактором загрязнения, и даже если сток химзагрязнителей в водоем прекратится, водоем уже перешел на иную ступень трофности и необходимо продолжительное время для возвращения его в предыдущее состояние.

Биологическая оценка водоема по структурным показателям планктона, основана на численном выражении видового разнообразия и преобладания в сообществе видов-индикаторов, приспособленных к жизни в условиях определенного загрязнения водоема. Видовое разнообразие является важным критерием оценки влияния факторов окружающей среды на биологические сообщества, а его изменения отражают направленность этого влияния. Из индексов видового разнообразия чаще всего используются индексы Шеннона, Маргалефа и Пиелу, которые учитывают видовое богатство и выравниваемость сообществ; из индексов сапробности – индекс Пантле–Бука. Эти индексы наиболее часто применяются для отражения изменений, происходящие под воздействием антропогенных факторов в экосистеме. Тестирование наиболее популярных индексов видового разнообразия с использованием имитационных данных о видовом составе сообщества различного типа показало, что индексы Шеннона и Пиелу обладают достаточно высокой чувствительностью [1].

В 1972 г. в СССР гидробиологические методы были в обязательном порядке включены в систему контроля качества вод [2]. Был проведен ряд всесоюзных симпозиумов и семинаров, посвященных контролю качества вод по гидробиологическим показателям [3–5]. Предприняты попытки классификации пресноводных экосистем по уровням токсичности для организмов [6].

В 80-х годах были предложены системы комплексной индикации поверхностных вод суши, которые предусматривали оценку качества воды одновременно по гидрохимическим, бактериологическим и гидробиологическим показателям. Такой подход, по мнению ряда ученых имеет преимущества перед системами биоиндикации, основанными на системе Кольквица–Марсона, т.к. комплексные методы отражают результаты процесса эвтрофирования вод, когда сами гидробионты, в зависимости от их количества, могут становиться причиной загрязнения [7, 8].

Следует отметить, что в 2000 г. в странах ЕС началось внедрение положений Рамочной водной директивы (WFD), одной из основ которой является мониторинг, включающий систему биоиндикации водных объектов. Продолжительность использования биологической индикации, а также включение биологических методов оценки, в том числе в речных экосистемах, в Рамочную водную директиву ЕС (WFD) [9, с. 39, таблица 1.2.1] говорит о том, что они являются неотъемлемой частью комплексного контроля качества поверхностных вод, и способны адекватно отражать изменение антропогенной нагрузки на экосистемы водных объектов.

Как показали наши исследования фито- и зоопланктона, проведенные в вегетационный сезон 2001–2004 гг. на 9-ти створах р. Днепр, значения индекса видового разнообразия фитопланктона, рас-

считанные по Шеннону, которые учитывают степень участия каждого вида в сообществе обнаруживают существенные изменения от верхнего участка реки к нижнему (рис. 1). Створы, на которых проводили исследования, были расположены в районе городов Орши, Могилева и Речицы (выше городов (№№ 1, 4, 7), ниже сброса с очистных сооружений в 0,5 км (№№ 2, 5, 8) и ниже сброса с очистных сооружений в 5–12 км (№№ 3, 6, 9)). Вплоть до створа № 7 индекс Шеннона находился в пределах 3,38–3,59 Бит/экз. по численности и 3,13–3,67 Бит/мг по биомассе, лишь на 2-ом створе в зоне действия сточных вод г. Орши снижаясь до 3,20 Бит/экз. по численности и 2,67 Бит/мг по биомассе, причем наибольшие межгодовые колебания отмечены на 5-ом створе. С 7-го по 9-ый створ (в районе г. Речицы) показатели индекса Шеннона не поднимались выше 2,45 Бит/экз. по численности и 2,66 Бит/мг по биомассе, опускаясь на створе № 8 до самого низкого значения на всем исследованном участке, как по численности так и по биомассе – 1,97 Бит/экз. и 1,49 Бит/мг.

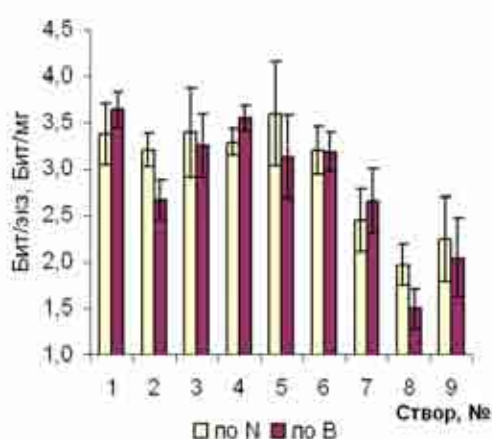


Рис. 1. Значения индекса Шеннона, рассчитанные по численности (N) и по биомассе (B) для фитопланктона реки Днепр, 2001-2004 гг.

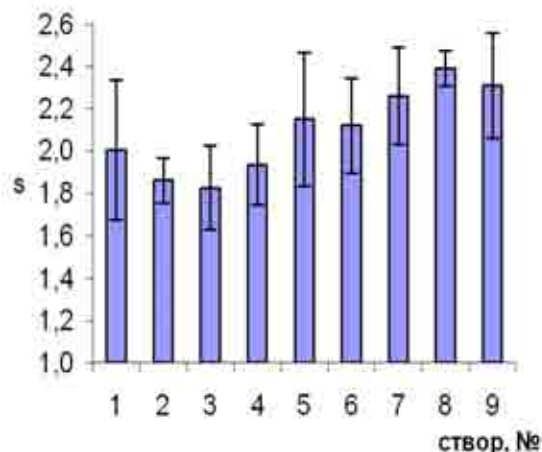


Рис. 2. Индексы сапробности воды, рассчитанные по фитопланктону реки Днепр по методу Пантле-Бука 2001-2004 гг.

Значения индекса сапробности Пантле–Бука находились в пределах 1,83–2,39, указывая тем самым, что класс качества воды р. Днепр, оцененной по этому индексу на всем протяжении исследованного участка, находился в пределах β-мезасапробной зоны (умеренно–загрязненные). На створе № 8 значение индекса сапробности вплотную приблизилось к IV классу – загрязненные воды. Из рисунка 2 видно, что значения индекса увеличивались вниз по течению реки, причем на створах, находящихся в непосредственной близости от точек сброса сточных вод (створы №№ 5, 8) индексы Пантле–Бука несколько выше чем на створах, расположенных выше городов и ниже сброса на 5–10 км, хотя эта разница не очень существенна, и может объясняться разбавлением загрязненной воды вниз в речном потоке.

Коэффициенты корреляции (r), рассчитанные между значениями индексов видового разнообразия, сапробности воды по Пантле-Буку, основными гидрохимическими показателями, которые отслеживали параллельно с гидробиологическими [10], и температурным режимом показали наличие математически достоверных связей. Так, отчетливо прослеживается обратная связь между величинами индексов видового разнообразия фитопланктона и сапробности Пантле-Бука. Коэффициент корреляции между этими показателями находился в пределах -0,73 – -0,87. На рисунке 3 показано увеличение индекса сапробности воды по Пантле–Буку с уменьшением видового разнообразия Шеннона.

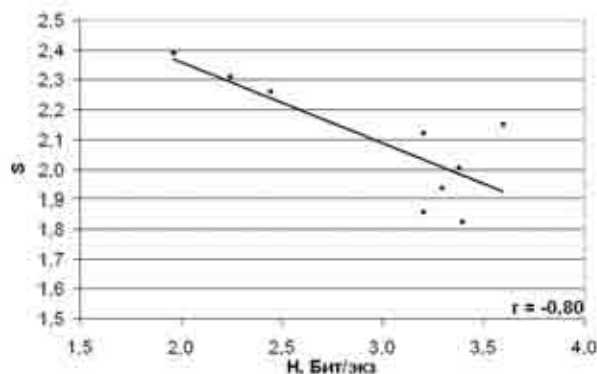


Рис. 3. Связь индексов сапробности Пантле–Бука (s) с индексами видового разнообразия Шеннона (H) для реки Днепр, 2001–2004 гг.

Сходная картина наблюдается с величинами аммонийного, нитратного (рис. 4), общего минерального азота (рис. 5), перманганатной окисляемости и БПК₅ – обратная связь с коэффициентом видового разнообразия и прямая связь с индексом сапробности Пантле–Бука.

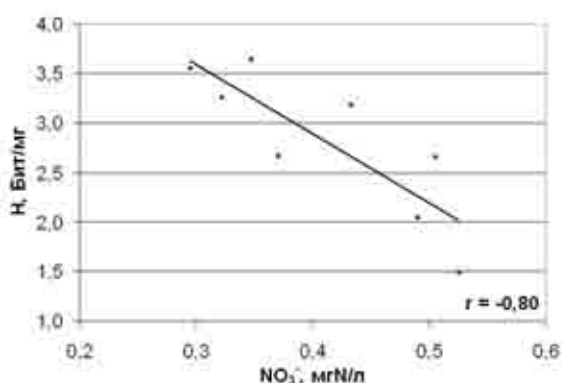


Рис. 4. Связь содержания нитратного азота с индексами видового разнообразия Шеннона (H) для реки Днепр, 2001–2004 гг.

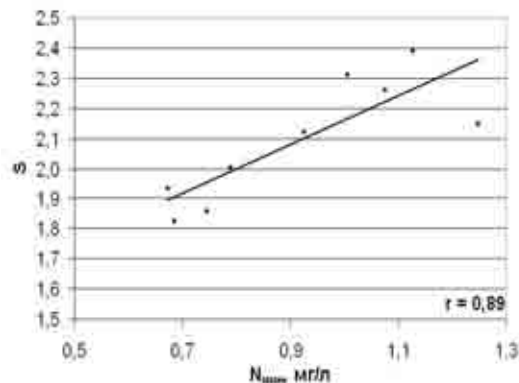


Рис. 5. Связь содержания минеральных форм азота с индексами сапробности воды Пантле–Бука (s) для реки Днепр, 2001–2004 гг.

Достоверная обратная связь прослеживается также между индексами видового разнообразия фитопланктона и температурным режимом ($r = -0,70 - -0,82$), в то время как между температурой и индексом сапробности воды отмечается прямая зависимость ($r = 0,94$). Это говорит о том, что при повышении температуры качество воды ухудшается, видовое разнообразие фитопланктона снижается.

Антропогенное загрязнение воды влечет за собой таксономические и структурные изменения и в сообществе зоопланктона. Из обзора И.Н. Андрониковой [11] видно, что соотношения различных структурных показателей внутри сообщества зоопланктона, а также их соотношение с количественными показателями фитопланктона отражает степень антропогенной нагрузки на водоем.

Значения индекса Шеннона, рассчитанные для зоопланктона на исследуемом участке Днепра, находились в пределах 0,56–2,03 Бит/экз. по численности и 0,26–1,59 Бит/мг по биомассе. На первых четырех створах значения индекса не превышали 0,82 Бит/экз. Такие небольшие значения объясняются сильно выраженным доминированием небольшого количества видов на фоне слабого развития зоопланктона на участке реки до г. Могилева (средняя численность составляла 2,84–2,89 тыс.экз./м³). С 5-го по 9-й створ значения индекса Шеннона составили 1,18–2,03 Бит/экз. по численности и 0,75–1,59 Бит/мг по биомассе, отреагировав уменьшением своей величины на качество воды в районе сброса сточных вод с очистных сооружений г. Речицы. Повышение индексов видового разнообразия вниз по течению реки определяется существенным увеличением видового разнообразия коловраток. В межгодовой динамике индексы видового разнообразия изменяются незначительно, и, в отличие от фитопланктона, не уменьшаются в годы с более высокой температурой в летний период.

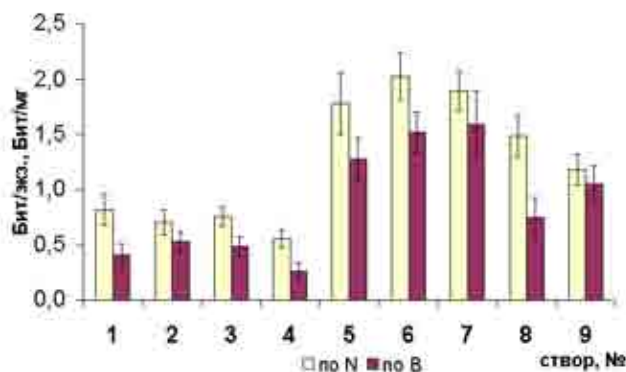


Рис. 6. Значения индекса Шеннона, рассчитанные по численности (N) и по биомассе (B) для зоопланктона реки Днепр, 2001–2004 гг.

Значения индекса сапробности Пантле–Бука, рассчитанные по зоопланктону, колебались в пределах 1,46–1,96. Большинство значений индекса (8 из 9-ти) находились в пределах показателей, характеризующих участок реки как β -мезасапробный, только на створе № 2 значение индекса составило 1,46 – α - β -мезасапробный. В отличие от индексов для фитопланктона, распределение значений индексов сапробности Пантле–Бука, рассчитанных по зоопланктону, не показало достоверных корреляционных связей с гидрохимическими показателями и температурным режимом. По литературным

данным [12, 13], в местах точечного загрязнения водотока (сброс сточных вод) количественные показатели развития зоопланктона снижаются, что отражается и на количестве индикационных таксонов зоопланктона, и, как следствие, может приводить к недостаточной информативности индекса сапробности Пантле–Бука. При достаточно сильном загрязнении воды организмы зоопланктона на определенном участке реки могут вообще не встречаться, что, к примеру, наблюдалось на р. Виллой В.А. Соколовой [14]. Изучение зоопланктона р. Днепр показало, что из ракообразных в данном водотоке наиболее устойчивы к загрязнению реки *Cyclops strenuus* Fischer и *Bosmina longirostris* Müller. Последнему рачку, определён индекс сапробности 1,55 (о-β-мезосапробные условия) [15]. Ряд авторов относит этого рачка к индикаторам существенного загрязнения [16–18]. А В. Макрушин считает, что рачок *B. longirostris* не может служить достоверным индикатором какой-либо одной зоны сапробности [19]. По нашему мнению рачок *B. longirostris* имеет более высокий индекс сапробности и более широкий диапазон резистентности, устойчив к загрязнению и способен жить в β- и β-α-мезосапробной зоне.

Таким образом, применение методов биологической индикации с использованием показателей структурной организации планктонных сообществ, в том числе и в лотических системах, продолжает оставаться неотъемлемой частью оценки качества вод. В то же время очевидно, что биологическая индикация водотоков, по возможности, должна проводиться по нескольким биологическим сообществам и интерпретироваться конкретно для каждой реки или ее участка.

ЛИТЕРАТУРА

1. Mouillot D. A comparison of species diversity estimators. Res. Popul. Ecol. 1999., 41., № 2., P. 203–215.
2. Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод; по ред. Г.Г. Винберга. – Ленинград, 1974. – С. 1–2.
3. Макрушин А. В., Алимов А. Ф. Гидробиологические методы контроля качества вод // Гидробиол. журн. – 1976. – Т 12. – №. 5. – С. 127–130.
4. Брагинский Л. П. Всесоюзный симпозиум по гидробиологическим методам контроля качества вод // Гидробиол. журн. – 1983. – Т 19. – №. 4. – С. 105–106.
5. Брызгалов В. А., Хоружая Т. А. Всесоюзная конференция «Биоиндикация и биотестирование природных вод» // Гидробиол. журн. – 1987. – Т 23. – №. 3. – С. 111–112.
6. Брагинский Л. П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсического загрязнения // Гидробиол. журн. – 1985. – Т 21. – №. 6. – С. 65–74.
7. Жукинский В. Н., Окснюк, О. П. Методологические основы экологической классификации качества поверхностных вод суши // Гидробиол. журн. – 1983. – Т. 19. – № 2. – С. 59–67.
8. Флеров Б. А., Комов, В. Т. Оценка экологического состояния водоемов при антропогенном воздействии // Гидробиол. журн. – 1991. – Т. 27. – № 3. – С. 23–31.
9. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy, of 23 October 2000 // Official Journal of the European Communities. – 2000. – L.327. – P. 1–72.
10. Adamovich B., Voronova G., Kucko L., Sennicova V., Kopylova T. The hydrobiological and hydrochemical estimation of the transboundary Dnieper river // The materials of III International conference “Fishery”, Belgrade, 1–3 February 2007. – Belgrade, 2007. – P. 230–235.
11. Андроникова И. Н. Структурно функциональная организация озерных экосистем разных трофических типов / И. Н. Андроникова // СПб.: Наука, 1996. – 189 с.
12. Ковалева О. В. Использование показателей структурной организации речного зоопланктона для биоиндикации (на примере реки СОЖ): автореф. дис. ... канд. биол. наук, 2002. – 25 с.
13. Зиновьев В. П. Специфика использования метода Пантле–Бука в условиях р. Ангары и Братского водохранилища (до г. Свирска) // Гидробиологические и ихтиологические исследования в Восточной Сибири: чтения памяти проф. М. М. Кожова; под ред. О. М. Кожовой. – Иркутск, 1979. – Вып. 3. – С. 75–83.
14. Соколова В. А. Санитарно-биологическая оценка р. Виллой по зоопланктону // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22. – № 1. – С. 74–76.
15. Унифицированные методы исследования качества вод. Часть III. Методы биологического анализа вод. Приложение 2. Атлас сапробных организмов // М.: Секретариат СЭВ, 1997. 227 с.
16. Hakkari L. Zooplankton species as indicators of environment // Aqua Fennica. – 1972. – P. 46–54.
17. Karabin A. Pelagic zooplankton (Rotatoria+Crustacea) variation in the process of lake eutrophication // Structural and quantitative features. Ekol. Pol. – 1985. – V. 33. – I. 4. – P. 567–616.
18. Paturej E. Assessment of the trophic state of the coastal lake Gardno based on community structure and zooplankton-related indices /E. Paturej // Electronic Journal of Polish Agricultural Universities. Biology [Electronic resource]. – 2006. – V. 9, I. 2. Mode of access: <http://www.ejpau.media.pl/volume9/issue2/art-17.html>. – Date of access: 19.08.2006.

19. Макрушин А. В. Кутикова Л. П. Сравнительная оценка методов Пантле и Бука в модификации Сладечека, Зеленки и Марвана для определения степени загрязнения по зоопланктону // Методы биологического анализа пресных вод. – Л., 1976. – С. 90–94.

SUMMARY

Adamovich B. V., Sennikova V. D., Kopylova T. V. USE OF METHODS OF BIOLOGICAL INDICATION AND PARAMETERS OF STRUCTURAL ORGANIZATION OF PLANKTON COMMUNITIES FOR THE CHARACTERISTIC OF QUALITY OF WATER IN LOTIC SYSTEMS

It is necessary to note, that use of biological methods in the system of estimation of water quality has a number of essential advantages in comparison with only hydrochemical control. The biological estimation gives a dynamic characteristic of a reservoir, since the change of quality of environment causes structural and functional reorganizations of community of aquatic life, proceeding in time. The biological estimation of water in Dnieper river in the area of large cities on the basis of planktons data carried out. Indexes of a species diversity of Shennon, the index of Pantle-Buck have been designed. It is shown, that the species diversity of the phytoplankton is reduced and zooplankton is increased, mainly for the account higher species diversity of Rotifera, with increase of anthropogenous pollution.

РОСТ И ПРОДУКЦИЯ *LITTORINA SAXATILIS*, ОБИТАЮЩИХ НА РАЗНЫХ УРОВНЯХ ЛИТОРАЛИ БЕЛОГО МОРЯ

Е. С. Аракелова

Зоологический институт РАН, г. Санкт-Петербург, gambar@EA3784.spb.edu

Участие моллюсков в биотических процессах литорали зависит от продуктивности их популяций. В основе продукционных характеристик лежат показатели, характеризующие особенности жизненного цикла. Важнейшими из них, непосредственно связанными с ростом и развитием, являются возраст и длительность жизненного цикла особей популяции. Кроме наследственности и необходимого уровня пищевых ресурсов, на размер взрослых особей и возраст влияет множество факторов, к числу которых относятся и зональность обитания. Известно, что широкое географическое распространение *Littorina saxatilis* связано с вариабельностью, которая достигается благодаря локально адаптированным экотипам. Существование последних подтверждается внутривидовыми морфологическими и электрофоретическими различиями, а также физиологическими, наблюдающимися в скорости индивидуального роста в популяциях из разных мест обитания. Живородящие *L. saxatilis* имеют прямое развитие в отличие от планктонных стадий у других представителей рода, поэтому отрожденное потомство обладает высокой адаптивной способностью и приспосабливается к условиям существования в зависимости от места поселения. Ранее на популяциях из Галиции было показано, что высокий полиморфизм раковины и различия в скорости роста *L. saxatilis*, приводящие к большим размерам у взрослых особей верхней литорали по сравнению с более низкими ее горизонтами, связаны с гетерогенностью среды и, частично, генетической наследственностью [1].

Пространственно популяция *L. saxatilis* обитает вдоль береговой линии и в градиенте уровня приливо-отливной зоны литорали, распространяясь до зоны фукусов и мидий. При суточных изменениях уровня воды поселения моллюсков, растянувшиеся в поперечном направлении вдоль береговой линии, будут испытывать разное воздействие прилива, подвергаясь воздушной экспозиции различной длительности. Как это отражается на максимальных размерах особи в популяции и длительности жизненного цикла можно определить, имея представление о скорости роста и ее связи с возрастом. Максимальный размер особи – это не просто самый крупный экземпляр популяции, а важнейший параметр, необходимый для оценки эффективности роста и продуктивности популяции. С изменением размеров организма, его генеративных продуктов, наблюдаемым при жизни, связано индивидуальное, или «внутреннее», время организма, ограниченное длительностью его жизненного цикла [2]. Для моллюсков, замедляющих темп роста после периода репродукции, при описании роста наиболее часто применяется уравнение Бергаланфи, а кривая отражает асимптотический рост. Именно к таким моллюскам относится подавляющее большинство пресноводных и морских брюхоногих моллюсков. Возраст брюхоногих морских литоральных моллюсков может быть определен с помощью анализа динамики размерной структуры популяции, на основе экофизиологических параметров, характеризующих метаболизм, либо прямым наблюдением за ростом в эксперименте, что трудно достижимо, учитывая особенности жизни на литорали.

Целью данной работы было оценить влияние микрозональности, связанной с поселением на разных уровнях открытой литорали, на рост и продукцию *L. saxatilis*. Для определения популяционных характеристик использованы данные по динамике численности и размерно-частотному анализу популяции на разных горизонтах.

Работа проводилась в июле 2000 г. на Беломорской биологической станции Зоологического института РАН. Моллюски собирались с камней небольших размеров на литорали Белого моря. Пробы брались с трех участков, расположенных на разных уровнях в градиенте приливно-отливной зоны, растянутой по ширине в сторону моря на 8 - 10 м. Первый участок (s 1) граничил с супралиторалью. Второй (s 2) также находился в верхней зоне, но при максимальном отливе оказывался на равноудаленном расстоянии между фукусами и супралиторалью. Третий участок (s 3) был у уреза воды при отливе и условно отнесен к средней литорали, где воздушная экспозиция моллюсков была наименее длительной по сравнению с s 1 и s 2. Площадь каждого участка ограничивалась территорией не более 1 м². При сборе моллюсков с каждого камня определялось общее их количество, и также численность и биомасса выделенных размерных групп, присутствовавших на данном субстрате. В результате суммировалась численность моллюсков с 7 - 10 субстратов, для каждого из которых рассчитывалась площадь. Контур камня очерчивался на масштабной бумаге, что позволяло легко определить площадь проекции. Общая площадь определялась как суммарная площадь камней, на которых обитали моллюски. По данным анализа размерно-возрастной структуры *L. saxatilis* с трех биотопов за период наблюдений были выделены пять размерных групп, в которых моллюски отличались по длине раковины на ± 0.5 мм в 1-3 группе, и в 4 -5 - на ± 1 мм.

Скорость роста особи в популяции можно охарактеризовать более или менее точно, если наблюдения ограничить периодом, когда устанавливаются оптимальные для роста и относительно стабильные суточные температуры. Таким периодом на побережье Белого моря в районе мыса Картеш является июль, наиболее теплый месяц в году, когда температура воды колеблется незначительно (16 ± 2 °С). Данные по среднему абсолютному приросту разных размерных групп моллюсков за равные короткие промежутки времени использованы для расчета продукции моллюсков. Продукция популяции (P) на каждом из трех исследуемых биотопов рассчитывалась как сумма продукций особей разных возрастных групп (P_i): $P = \sum P_i = N_i \cdot dw/dt$, где N_i - средняя за месяц численность моллюсков i-размерной группы, dw_i/dt - абсолютная скорость роста. Общая продукция за весь период наблюдения определялась по формуле $P = \sum P = N \cdot t \cdot aW^b$, где N - средняя численность за месяц, dw/dt = aW^b, t - время (сут). На основе этих же данных по приросту рассчитаны параметры уравнения Бергаланфи методом Форда-Валфорда и построена кривая роста. Подобный способ, когда одновременно прослеживается рост разных когорт и разных возрастных групп популяции, позволяет за короткий период наблюдений теоретически охарактеризовать жизненный цикл популяции в целом при данных стабильных температурных условиях. Далее определяется реальная длительность жизненного цикла популяции с учетом соотношения длительности вегетационного и зимнего периодов, а также сезонных изменений температуры.

Аллометрическая связь между массой и размером моллюсков выражена степенным уравнением $W = 0.42 L^{2.74}$ (n = 68, r² = 0.98), где W - сырая общая масса моллюска в мг и L - высота раковины в мм. Из обобщенных данных по биомассе и численности по результатам наблюдений видно (табл. 1), что максимальная численность на всех трех биотопах пришлась на середину июля. Из-за короткого срока наблюдений по гистограмме плотности распределения размерных групп трудно составить представление о росте популяции. Тем не менее, приведенные в таблице массы средней особи популяции W_{ср.}, рассчитанные по соотношению W/N, показывают очевидный и существенный прирост популяции на всех трех участках за общий период наблюдения, о чем свидетельствует двукратное увеличение, по сравнению с началом наблюдения, массы средней особи популяции (табл. 1).

Для расчета кривой роста в целом за жизненный цикл была использована вся совокупность данных по размерно-возрастному составу популяции. Для *L. saxatilis* разных возрастов была получена линейная связь между размерами L_t и L_(t+τ), которая явилась основой для расчета параметров уравнения роста Бергаланфи. Для расчета кривой весового роста уравнение линейного роста было пересчитано при помощи вышеприведенного уравнения аллометрической связи между W и L и с учетом длительности периода роста в сезон. Полученное уравнение

$$W_t = 0.403 [1 - \exp(-0.0038 t)]^{2.74}$$

характеризует рост *L. saxatilis* на протяжении жизненного цикла, максимальная длительность которого T_{max} не превышает 3 - 3.5 лет, если принять, что сезон роста моллюсков длится 4 -5 месяцев в году. При менее (≈ 90 сут) длительном периоде роста за сезон для баренцевоморских популяций, протяженность жизненного цикла меняется и составляет 4.5 года. На севере в короткий вегетационный сезон, когда наступают благоприятные условия для роста, следует ожидать высокой эффективности роста, однако, во всех случаях, независимо от времени закладки половых продуктов, возможность появления потомства зависит от количества градусодней, необходимых для завершения эмбрионального развития.

Для трех биотопов (s1, s2 и s3) были рассчитаны уравнения зависимости абсолютной скорости роста dw/dt (мг сут⁻¹) от средней массы особи W (мг):

$$\begin{aligned} s1: dw/dt &= (0.231 \pm 0.029)W^{0.66 \pm 0.04} (r^2 = 0.96, n = 10) \\ s2: dw/dt &= (0.068 \pm 0.028)W^{0.81 \pm 0.17} (r^2 = 0.69, n = 12) \\ s3: dw/dt &= (0.151 \pm 0.047)W^{0.72 \pm 0.11} (r^2 = 0.84, n = 11). \end{aligned}$$

Таблица 1

Некоторые популяционные характеристики *Littorina saxatilis*

Дата	Биотоп	*S, см ²	N экз.	N м ⁻²	B г м ⁻²	W ср., г	dw/dt	P г сут ⁻¹
10.07	1	288	89	3090	35.8	11.6	0.86	2.65
	2	350	60	1714	18.3	10.7	0.82	1.40
	3	157.5	61	3873	15.6	4.0	0.46	1.78
	1 - 3					8.8 ± 3.2		
17.07	1	271	109	4022	20.1	5.0	0.52	2.10
	2	328.7	134	4077	27.5	6.7	0.62	2.54
	3	330.5	196	5930	47.2	8.0	0.69	4.08
	1 - 3					6.6 ± 1.1		
24.07	1	196.5	60	3153	26.6	8.4	0.71	2.24
	2	303.5	92	3031	14.1	4.6	0.50	1.52
	3	307.5	113	3675	26.3	7.2	0.65	2.37
	1 - 3					68 ± 1.4		
31.07	1	300.5	60	1997	60.0	30.1	1.50	3.00
	2	302.2	64	2117	39.8	18.8	1.14	2.42
	3	339	66	1947	32.9	16.9	1.07	2.08
	1 - 3					21.9 ± 5.4		
за июль							P г мес ⁻¹	
	1			3065	35.6			77.48
	2			2735	24.9			60.99
	3			3856	30.5			79.95

Оценка расхождения между значениями средней скорости роста на каждом из трех горизонтов за весь период наблюдения была проведенная с применением t-теста последовательно для вариантов s1-s2, s1-s3 и s2-s3. Во всех случаях различие средних недостоверно ($p > 0.05$), хотя в случае s1-s2 фактическое значение t (1.75) было незначительно меньше 5%-ного критического значения t_{α} (1.78). Зоны колебаний, определяемые основной ошибкой корреляционных уравнений (показаны пунктиром на рис. 1), перекрываются для s1 и s2 частично и лишь в области ббльших значений массы. Несмотря на различия коэффициентов в приведенных уравнениях, все данные по скорости роста, как показал ковариантный анализ, принадлежат к единой генеральной совокупности ($t = 0.604$, $df = 18$, $p = 0.05$) (рис. 1), что позволяет использовать их для расчета единого уравнения $dw/dt = 0.202 W^{0.59}$ ($r^2 = 0.71$, $n = 33$). В результате, на исследуемом участке Белого моря влияние локальных особенностей среды в пределах открытой литорали практически не сказывается на продуктивности популяции (табл. 1). Продукционные характеристики популяций на океанической литорали в этом отношении могут показать большее разнообразие по сравнению с беломорской, что и было отмечено для популяции *L. saxatilis* из Галиции [1].

Несмотря на отсутствие различий в скорости роста на разных участках литорали, средняя масса особи в популяции в конце июля был выше на участке s1 (30 мг) по сравнению с другими (19 и 17 мг). Так как средняя масса особи популяции отражает соотношение биомассы и численности, различия в величинах $W_{ср.}$, наблюдаемые в конце июля, можно объяснить некоторым смещением сроков массового появления ювенильных особей на нижней границе обитания s3. Здесь температура окружающей среды менее подвержена суточным колебаниям, но она ниже по сравнению с супралиторалью, где камни прогреваются быстрее и воздушная экспозиция при отливе длиннее. Соответственно, появление ювенильных особей запаздывает по сравнению с s2 и s3. Во всех случаях вслед за массовым рождением ювенильных особей, судя по снижению величины средней массы особи (рис. 2), имело место отмирание старых особей. Параболический характер кривой изменения средней массы популяции с середины июля соответствует периоду интенсивного роста.

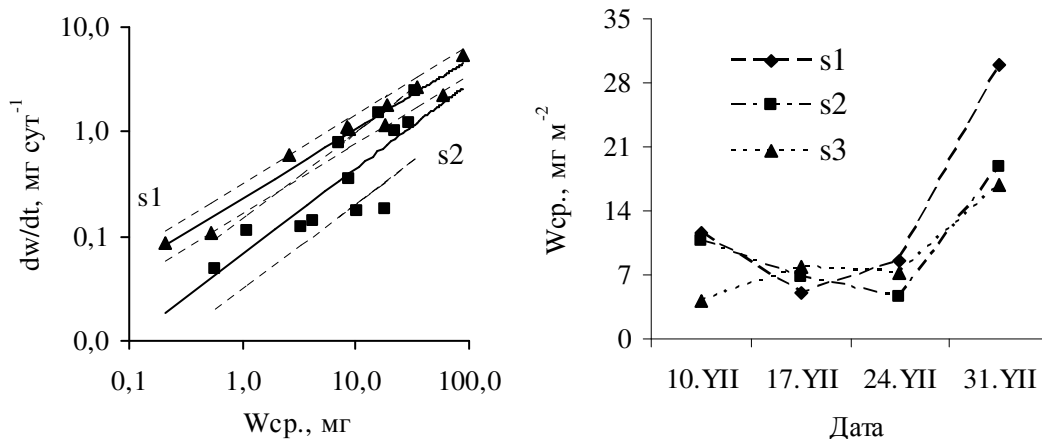


Рис. 1. Зависимость между средней скоростью роста моллюсков dw/dt и средней массой особи W (биотопы s1 и s2). Пунктиром обозначены доверительные интервалы регрессий ($p \leq 0.05$)

Рис. 2. Изменение средней массы особей из трех локальных популяции в июле

В заключение необходимо отметить, что в естественной среде проследить за индивидуальным приростом верхнелиторальных гастропод, в отличие от моллюсков, обитающих на более низких горизонтах литорали и способных к жизни в аквариуме, практически невозможно. Широкий диапазон размеров репродуцирующих особей (от 3.5 мм и выше) и, в особенности, живорождение – характеристики, указывающие на приобретенные в эволюции высокие адаптивные способности вида выживать в условиях, пограничных с экстремальными. Как показали популяционные данные, жизненный цикл *L. saxatilis* на побережье Белого моря ограничен более короткой продолжительностью жизни, чем было принято считать до настоящего времени. Рассчитанная кривая S-образного роста *L. saxatilis* показывает соответствие между максимальным размером и продолжительностью жизненного цикла. Согласно полученному уравнению все основные этапы жизненного цикла этого вида, а именно, достижение размера, при котором начинается закладка половых продуктов (> 3.5 мм) и продолжительность жизни (3 – 4 г), удовлетворительно описываются модельной кривой роста и на временной шкале совпадают с реальными сроками в природе. В целом, микроразнообразие литорали Белого моря, определяемая в данном случае уровнем обитания в приливной зоне, не сказывается на продуктивности популяции и длительности жизненного цикла локальных популяций. Она отражается на сроках массового пополнения численности и на среднем размере популяции - в зоне фукусов средний размер популяции в конце июля был почти в два раза меньше (на 57%), чем в пограничной с супралиторальной зоне.

Работа поддержана грантом РФФИ НШ-1993.2008.4 и Программой ОБН РАН «Фундаментальные основы управления биологическими ресурсами».

ЛИТЕРАТУРА

1. Johannesson K., Rolan-Alvarez E., Erlandsson J. Growth rate differences between upper and lower ecotypes of the marine snail *Littorina saxatilis* (Olivi) (Gastropoda) // Biol. J. Linn. Soc. 1997. V. 61. No. 2. P. 267–279.

2. Алимов А. Ф., Казанцева Т. И. Некоторые представления о соотношении между физическим и биологическим временем у животных // Журн. общ. биол. 2005. Т. 66. № 1. С. 3–12.

SUMMARY

Arakelova E. S. GROWTH AND PRODUCTION OF *LITTORINA SAXATILIS* INHABITING ON DIFFERENT LEVELS OF INTERTIDAL ZONE OF WHITE SEA

Settlements of *Littorina saxatilis* on the shore of the White Sea differing in microzones were studied during July to reveal differences in growth and production of local populations. Data on size-frequency dynamics of population inhabiting at different levels of horizons were used for assessing growth, production and life cycle characteristics. As a whole, the growth efficiency and duration of life cycle at studied sites of the White Sea are not linked with different levels of shore extending from the spray zone to fucus bed. The main reason of differences in population characteristics has been determined as not synchronous appearance of juveniles in different sites of littoral which are under press of various temperature effects linked to closeness to lowest horizon of middle shore. Population located on gravel reproduces earlier than the ones from the low site. As a result, in low site the average size of individual in population at the end of July was almost twice less (57%), than in the spray zone where temperatures was less stable but higher due to heating stones and longer air exposition at low tide.

**СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА СТРУКТУРНЫХ И КОЛИЧЕСТВЕННЫХ
ПОКАЗАТЕЛЕЙ МАКРОЗООБЕНТОСА В ЦЕНТРАЛЬНОЙ ЧАСТИ БУХТЫ
ПЕТРОКРЕПОСТЬ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА**

М. А. Барбашова

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

Бухта Петрокрепость – мелководный залив, расположенный в юго-западном районе прибрежной зоны Ладожского озера. Площадь его составляет 867 км², объем водной массы – 6 км³, средняя глубина – 5.8 м [1]. Залив имеет свободный водообмен с озером и по своим гидрохимическим характеристикам не отличается от основной водной массы. Гидрологический режим и характер седиментации в заливе определяется тем, что из него вытекает р. Нева. Регулярные наблюдения за состоянием донных сообществ в бухте Петрокрепость проводятся с середины 70-х годов [2-5]. В настоящей работе рассматриваются особенности сезонной динамики макробентоса.

Пробы бентоса отбирались с 20 мая по 4 ноября 2004 г. на станции 114(Е) (60°01,1' с. ш.; 31°15,0' в. д., глубина 6 м, грунт мелкий песок). Для сбора применялся дночерпатель Петерсена с площадью захвата 1/40 м², по 2 выемки на точке. Пробы грунта промывались через капроновое сито № 38 и разбирались в полевых условиях. Беспозвоночные фиксировались 70%-ном спиртом. Дальнейшая обработка (разборка по систематическим группам, определение видового состава) осуществлялась в лаборатории. Параллельно отбору проб проводили исследования основных гидрохимических параметров.

За период наблюдений отмечен 41 таксон донных животных. Наиболее разнообразны по видовому составу хирономиды (20 видов и форм), олигохеты (8 видов), моллюски (6 видов двустворчатых и 1 вид брюхоногих), амфиподы (2 вида). Единично встречались личинки ручейников (*Oecetis lacustris* (Pictet), *Agraylea multipunctata* Curtis), гидры и гидракарини.

Сообщество макробентоса характеризуется высоким видовым разнообразием (в среднем 3.41 ± 0.19 бит экз.⁻¹). Минимальное значение (2.2 бит экз.⁻¹) наблюдалось в середине июня, что связано с сильным доминированием олигохеты *Lamprodrilus isoporus* Svetlov. Количество видов изменялось от 10 до 25 (табл. 1).

Численность зообентоса в течение вегетационного сезона варьировала от 920 до 5180 экз. м⁻², а биомасса от 1.72 до 9.965 г м⁻² (в среднем 2300 экз. м⁻² и 4.439 г м⁻²). По численности в среднем за сезон преобладали хирономиды (43.8%) и олигохеты (38.4%), доля моллюсков и амфипод составила 11.1% и 5.7 % соответственно, на остальные группы приходится только 1% общей численности макрофауны. По биомассе доминировали олигохеты (63.4%), хирономиды (17.5 %), доля моллюсков составила 11.9 %, амфипод 6.8 %. Изменения соотношения основных систематических групп макробентоса показаны на рисунке 1.

Сезонная динамика олигохет обусловлена сезонными изменениями доминирующих видов: *L. isoporus*, широко распространенного в озере ледникового реликта, а также *Tubifex newaensis* (Mich) – реофильного вида, предпочитающего незагрязненные, хорошо аэрируемые биотопы. В мае численность олигохет составила 1140 экз. м⁻². Повышение этого показателя в середине июня связано с максимальным развитием *L. isoporus* (1860 экз. м⁻²; 4.2 г м⁻²). Снижение численности олигохет до 780 экз. м⁻² отмечалось в середине июля, затем регистрировался дальнейший спад, и с конца июля до ноября численность изменялась от 300 до 640 экз. м⁻² (рис. 2).

Таблица 1

Некоторые характеристики макробентоса (численность (N, экз. м⁻²), биомасса (B, г м⁻²), индекс видового разнообразия Шеннона (H, бит экз.⁻¹)) и химические показатели поверхностного слоя воды на станции 114(Е) в 2004 г.

Дата	Характеристики бентоса				Химические показатели*					
	N	B	кол-во видов	H	t, °C	pH	мгО ₂ /л	O ₂ , %	P _{общ.} , мгP/л	N _{общ.} , мгN/л
20.05	1800	9.965	17	3.33	7.4	7.66	11.97	103	14.6	0.73
03.06	3040	5.520	16	3.47	10.2	7.66	11.93	110	12	0.64
18.06	3000	5.892	15	2.20	13.2	7.71	11.3	111	12.5	0.69
13.07	5180	4.250	25	3.55	17.7	8.01	8.97	97	10	0.65
28.07	2620	2.360	22	3.91	20.05	7.88	9.4	106	13	0.60
11.08	2700	2.420	23	4.16	18.2	7.88	9.35	102	10.5	-
14.09	1600	2.746	19	3.92	14.6	7.76	9.78	99	11.5	0.66
08.10	1180	2.330	14	3.45	9.95	7.5	10.2	94	16.8	-
19.10	920	1.720	14	3.41	6.8	7.53	9.75	82	14.8	-
04.11	960	7.186	10	2.66	5.1	7.49	10.89	88	12	-

Примечание: * – данные лаборатории гидрохимии ИНОЗ РАН.

В мае наблюдались высокие значения биомассы олигохет (5.86 г м^{-2}), это в основном крупные половозрелые *T. newaensis* (67%). В начале июня отмечалось небольшое снижение биомассы олигохет (4.64 г м^{-2}), затем небольшой рост этого показателя (5.24 г м^{-2}) с последующим уменьшением к середине октября (0.96 г м^{-2}). Увеличение биомассы олигохет до 6.48 г м^{-2} происходит в ноябре, когда среди донных животных вновь появляются крупные тубифициды: *T. newaensis* (40 экз. м^{-2} ; 2.2 г м^{-2}) и *Isochaetides michaelsoni* (Lastočkin) (200 экз. м^{-2} ; 2.88 г м^{-2}). Наибольшие значения биомассы олигохет достигались весной и осенью при температуре воды, равной 7.4°C и 5.1°C соответственно. Кроме перечисленных выше олигохет здесь также обитают тубифициды - *Spirosperma ferox* Eisen, *Psammonicoides barbatus* (Grube), *Limnodrilus sp*; люмбрикулиды - *Stylodrilus heringianus* Claparède; наидиды - *Uncinails uncinata* (Oersted).

Сезонная динамика численности хирономид также характеризуется одним летним пиком (3460 экз. м^{-2}), который приходится на середину июля, когда температура воды достигала 17.7°C . Доминировал вид *Cladotanytarsus mancus* Walk (1520 экз. м^{-2} , 0.4 г м^{-2}). При увеличении температуры воды в конце июля до 20.1°C происходит интенсивный вылет насекомых и за счет этого падает их численность и биомасса (рис. 3). В течение сезона массовыми видами были: *Pseudodiamesa bathyphila* Kieff, *Heterotrissocladius grimschawi* Edw., *Polypedilum scalaenum* Schr., *C. mancus*, *Tanytarsus gregarius* Kieffer, *Procladius ferrugineus* Kieffer. Динамика биомассы хирономид имела более сложный характер, что обусловлено богатым видовым составом этой группы бентоса. Биомасса на протяжении всего исследованного периода оставалась сравнительно низкой и колебалась от 0.22 г м^{-2} до 1.08 г м^{-2} . Осенью доминировал *Chironomus plumosus* (Linnaeus), так его биомасса в середине сентября составила 0.38 г м^{-2} (40% общей биомассы хирономид), а в ноябре - 0.44 г м^{-2} (72%).

Амфиподы представлены двумя видами: *Monoporeia affinis* Lindstr. и *Gmelinoides fasciatus* Stebb. Наибольшие значения численности (540 экз. м^{-2}) и биомассы (0.78 г м^{-2}) амфипод достигались в середине июля при температуре 17.7°C , при доминировании *M. affinis*. Летом встречаются оба вида, а осенью в октябре преобладает *G. fasciatus*.

Численность моллюсков колебалась от 120 до 360 экз. м^{-2} . Наибольшая биомасса (3.64 г м^{-2}) зарегистрирована в мае, этот пик был обусловлен развитием моллюска *Amesoda draparnaldi* (Clessin) - 3.44 г м^{-2} . В июне наблюдалось резкое падение биомассы моллюсков, которая до ноября изменялась в пределах $0.05 - 0.42 \text{ г м}^{-2}$. Доминировали более мелкие виды семейства *Pisidiidae*: *Neopisidium tenuilineatum* (Stelfox) и *N. moitessierianum* (Paladilhe).

Сезонные наблюдения на мелком песке показали, что динамика биомассы бентоса данного биотопа обусловлена сезонными изменениями доминирующих групп. В целом, сезонная динамика сообщества макрозообентоса в 2004 г. характеризуется одним ярко выраженным летним пиком численности (5180 экз. м^{-2}), который приходится на середину июля и двумя пиками биомассы: в мае (9.965 г м^{-2}) и в ноябре (7.186 г м^{-2}). Максимальная численность донных беспозвоночных обусловлена массовым развитием хирономид (66%), высокие значения биомасс связаны с развитием олигохет (59% в мае; 90% в ноябре).

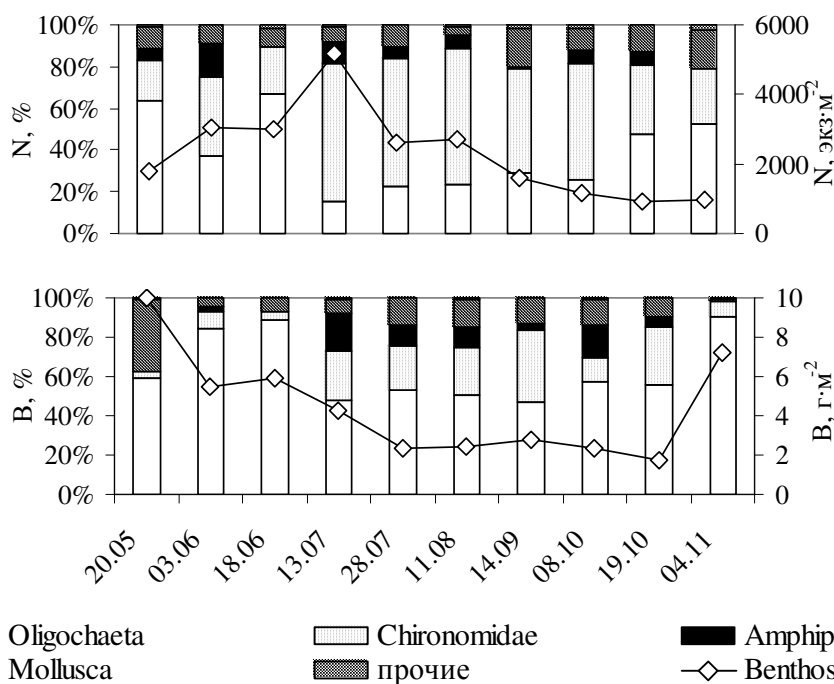


Рис. 1. Сезонная динамика численности (N, экз. м^{-2}) и биомассы (B, г м^{-2}) макрозообентоса и соотношение основных систематических групп на станции 114(E) в 2004 году

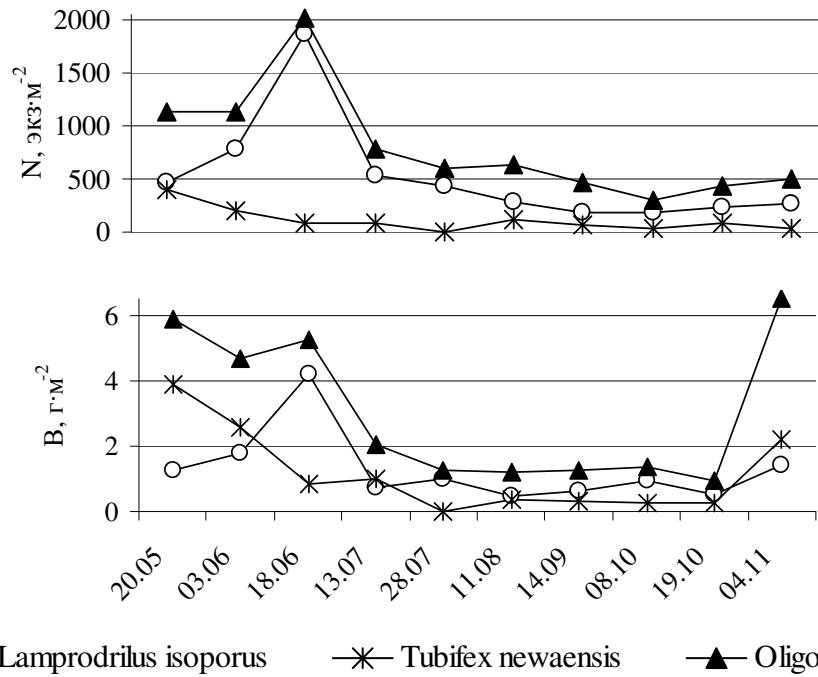


Рис. 2. Сезонное изменение численности (N, экз. м⁻²) и биомассы (B, г м⁻²) доминирующих видов олигохет *Lamprodrilus isoporos* и *Tubifex newaensis* на станции 114(E) в 2004 году

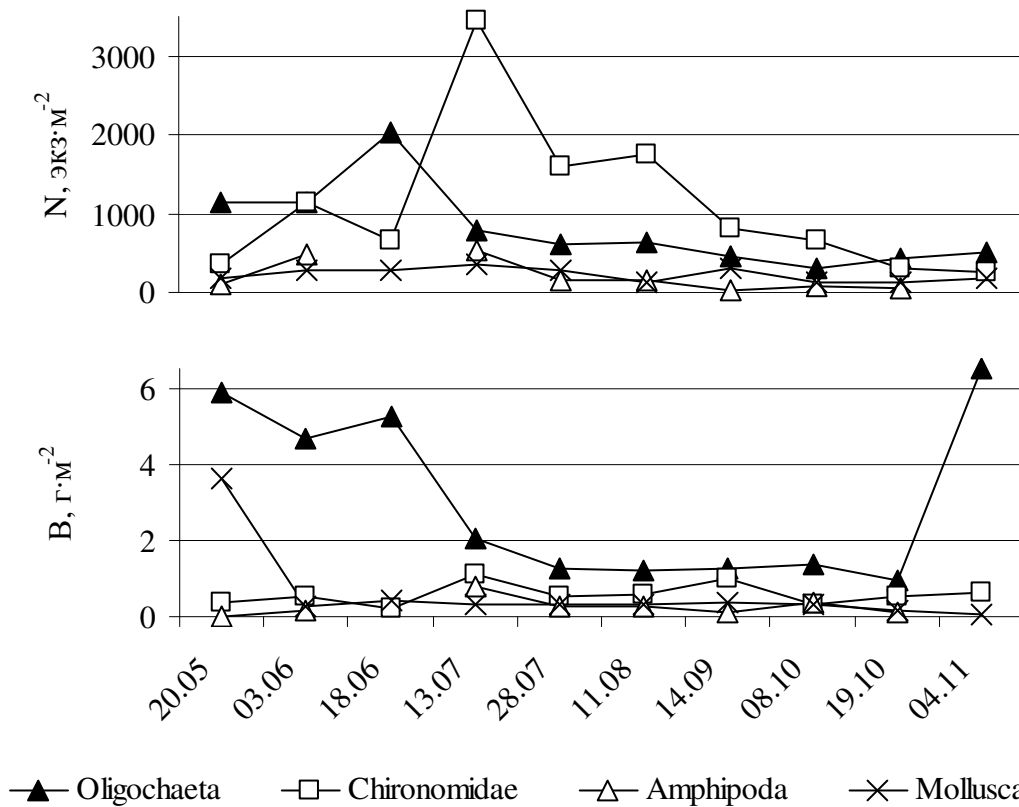


Рис. 3. Сезонное изменение численности (N, экз. м⁻²) и биомассы (B, г м⁻²) основных систематических групп на станции 114(E) в 2004 году

Средние количественные характеристики бентоса этого года не превышают среднегодовые значения, которые в бухте Петрокрепость за период 1992-2000 гг. составили: численность - 1920 ± 332 экз. м⁻², биомасса - 5.44 ± 1.37 г м⁻² [6], а на станции 114(E) за период 1994-2005 гг. - 1939 ± 299 экз. м⁻²; 4.31 ± 0.7 г м⁻² соответственно [7]. Среднесезонная величина биомассы бентоса в 2004 г. равна 4.439 г м⁻². Таким образом, согласно существующим в настоящее время классификационным шкалам [8] и особенностям таксономической структуры, сообщество макробентоса бухты в целом характерно для слабomezотрофных вод.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гусаков Б. Л., Петрова Н. А. Влияние водной и антропогенной нагрузок на отдельные участки прибрежной зоны озера // Ладожское озеро – критерии состояния экосистемы. – СПб.: Наука, 1992. С. 266–279.
2. Слепухина Т. Д., Алексеева Н. А. Донные беспозвоночные // Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера Л.: Наука, 1982. С. 181–191.
3. Слепухина Т. Д. Особенности развития макрозообентоса в разных озерных зонах // Ладожское озеро – критерии состояния экосистемы. – СПб.: Наука, 1992. С. 214–218.
4. Балушкина Е. В., Финогонова Н. П., Слепухина Т. Д. Изменение характеристик зообентоса в системе Ладога – р. Нева – Невская губа – Восточная часть Финского залива // Экологическое состояние водоемов и водотоков бассейна реки Невы. СПб. Научный центр РАН, 1996. С. 91–130.
5. Финогонова Н. П., Слепухина Т. Д., Голубков С. М., Балушкина Е. В., Старобогатов Я. И., Барбашова М. А. Состав и количественные показатели донных беспозвоночных // Финский залив в условиях антропогенного воздействия. СПб. 1999. С. 189–211.
6. Барбашова М. А., Слепухина Т. Д. Макробентос и его многолетняя изменчивость в открытых районах озера // Ладожское озеро – прошлое, настоящее, будущее. СПб, Наука, 2002. С. 202–210.
7. Барбашова М. А. Использование структурных характеристик макробентоса для оценки качества вод юго-западного района Ладожского озера // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. Сборник материалов международной конференции. СПб.: ЛЕМА, 2007. С. 267–272.
8. Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М.: Наука, 1984. 207 с.

SUMMARY

Barbashova M. A. SEASONAL SUCCESSION STRUCTURAL AND QUANTITATIVE CHARACTERISTICS OF MACROZOOBENTHOS IN THE CENTRAL PART OF PETROKREPOST BAY OF LAKE LADOGA

Macrobenthos samples were collected in May–November 2004 in Lake Ladoga. Changes of the macrobenthos density were characterized by maximum at the middle of July (5180 ind.m^{-2}) and by decrease till $920\text{--}960 \text{ ind.m}^{-2}$ at the end of October–November. In seasonal dynamic of macrobenthos biomass two peaks were observed – in the May and in the beginnings November. The biomass of macrobenthos fluctuated from 1.72 to 9.965 g.m^{-2} (average 4.439 g.m^{-2}). These values are usual for mesotrophic lake conditions. The changes of complexes of dominating species are revealed and discussed.

РОЛЬ ОТДЕЛЬНЫХ РАЗМЕРНЫХ ФРАКЦИЙ ПРОСТЕЙШИХ В ПЛАНКТОНЕ МЕЗОТРОФНОГО ОЗЕРА КРАСНОГО

Д. С. Бардинский

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

Изучение структуры планктонных сообществ имеет большое значение для познания процессов функционирования водных экосистем, важным звеном которых являются простейшие. Планктонные инфузории – многочисленная и представительная группа простейших, на долю которой приходится значительная часть общей продукции и метаболизма микрогетеротрофов водных экосистем [1]. Создаваемая ими продукция в различных водоемах может быть сравнима, а в некоторых случаях и превосходить продукцию метазойного планктона [2]. Результаты исследования сообщества планктонных инфузорий могут быть использованы при оценке биологической продуктивности водоемов, а также в качестве экспресс-анализа качества вод и в мониторинге долговременных процессов, протекающих в экосистемах озер [3]. Многие виды инфузорий являются биоиндикаторами органического загрязнения водной среды, что позволяет использовать их для оценки сапробного состояния водоёмов.

Цель работы – выявить роль отдельных размерных фракций протозоопланктона в численности и биомассе планктонного сообщества в различные сезоны в мезотрофном оз. Красном. Данный водоём расположен в центральной части Карельского перешейка и относится к бассейну реки Вуоксы. Площадь зеркала – $9,13 \text{ км}^2$. Максимальная глубина 11 м. Многолетние исследования оз. Красного обобщены в ряде монографий, последняя из которых опубликована в 2003 году [4].

Изучение сообщества планктонных инфузорий было начато в 2000 году и продолжается по настоящее время. Пробы отбирались с мая по октябрь на центральной станции в центре озера на глубине 10 м. Сбор проб проводился послонно через 2 м с 6 горизонтов (0, 2, 4, 6, 8 и 10 м). Использовался батометр Руттнера объёмом 2 литра. Пробы обрабатывались в живом виде по общепринятой гидробиологической методике сразу же по возвращении в лабораторию [5] [6]. Известно, что основную

долю (до 80%) в составе протозойного планктона составляют инфузории. При обработке проб инфузории были разделены на группы по размерам: мелкие (до 40 мкм), средние (40-100 мкм), крупные (100-200 мкм) и группа размером свыше 200 мкм.

Основу сообщества составляют 18 видов из 5 отрядов (*Gymnostomata*, *Oligotricha*, *Peritricha*, *Hyumenostomata* и *Heterotricha*) (табл. 1).

Таблица 1

Список наиболее встречающихся видов планктонных цилиат оз. Красного

<i>Amphileptus claparedi</i> Stein	<i>Strobilidium gyrans</i> Stokes
<i>Coleps hirtus</i> Nitzsch	<i>Strobilidium velox</i> Faure-Fremiet
<i>Didinium balbianii</i> Fabre-Domergue	<i>Strombidium mirabile</i> Penard
<i>Didinium nasutum</i> O.F.Muller	<i>Strombidium viride</i> Stein
<i>Epistylis rotans</i> Svec	<i>Strombidium viride f. Pelagica</i> Kahl
<i>Kondyliostoma vorticella</i> Ehrenberg	<i>Tintinnopsis cratera</i> Hada
<i>Halteria grandinella</i> O.F.Muller	<i>Vorticella anabena</i> Stiller
<i>Paramecium bursaria</i> Ehrenberg	<i>Vorticella natans</i> Faure-Fremiet
<i>Stokesia vernaes</i> Kahl	<i>Urotricha farcta</i> Claparede et Lachmann

Массовые виды принадлежали, в основном, отряду Oligotricha, рода *Strombidium* - *Strombidium mirabile*, *Strombidium viride f. pelagica*; рода *Strobilidium* (*Strobilidium velox*), рода *Tintinnopsis* (*Tintinnopsis cratera*). Из отряда Gymnostomata массовым видом был *Urotricha farcta*.

По размерным фракциям массовые виды распределились следующим образом: мелкая фракция (до 40 мкм.; *Urotricha farcta*), средняя фракция (40-100 мкм.; *Strombidium mirabile*, *Strobilidium velox*, *Tintinnopsis cratera*, *Halteria grandinella*). Наиболее часто встречаемые виды крупноразмерной фракции (100 - 200 мкм) - *Didinium balbianii*, *Didinium nasutum* и *Amphileptus claparedi*). В размерной фракции более 200 мкм доминировал вид рода *Stokesia* - *S. vernaes*. Также весной и осенью в незначительном количестве присутствовал холодолюбивый вид *Amphileptus trachelioides*, относящийся к размерной фракции длиной более 200 мкм. Также эпизодически отмечался *Stentor polymorphus*, *Paramecium caudatum*. Необходимо отметить, что из-за их незначительной численности значения этой размерной фракции были объединены со значениями размерной фракции 100-200 мкм.

Вклад планктонных инфузорий разных размерных фракций в общие значения численности и биомассы сообщества неоднороден. Так основная роль мелко-размерной фракции прослеживается во влиянии на численность сообщества, в то время как среднеразмерная фракция в основном влияет на значение биомассы. При этом необходимо отметить, что виды, входящие в среднеразмерную фракцию имеют разный индивидуальный вес клетки. Наличие крупных инфузорий, таких как *Strombidium mirabile*, *S. viride* при сопоставимой численности с остальными представителями фракции может повлиять на значение общей биомассы группы. Крупноразмерные фракции, несмотря на высокий удельный вес входящих в неё инфузорий, оказывает заметное влияние на биомассу сообщества лишь весной и осенью из-за малой численности группы и нерегулярном присутствии в планктоне озера (рис. 1 А, Б).

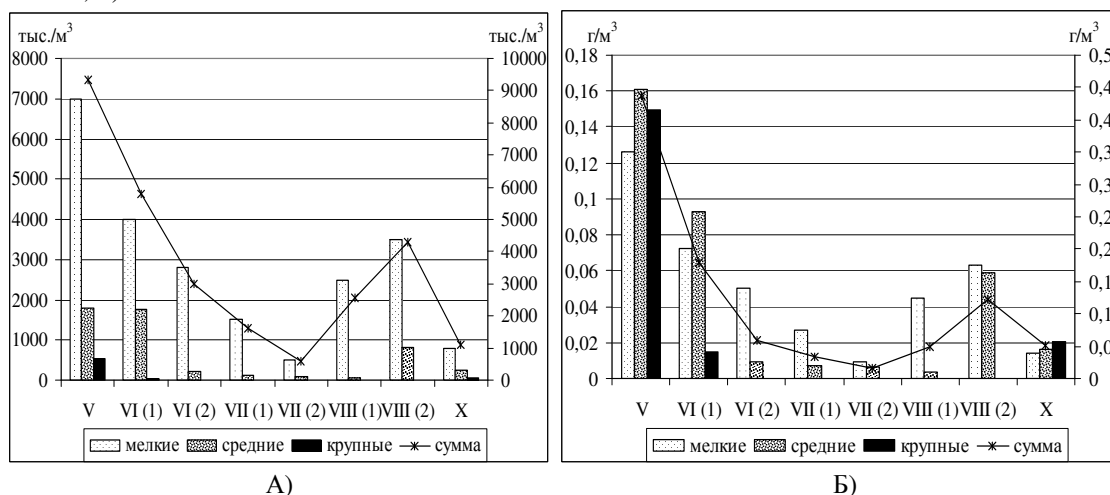


Рис. 1. Сезонная динамика численности (А) и биомассы (Б) сообщества планктонных простейших оз. Красного в 2002 году

Следует отметить, что в 2002 году отмечены самые высокие средние за сезон показатели численности (3,5 млн/м³) и биомассы (0,12 г/м³) сообщества простейших за исследованный период с 2000 года по 2007. Ниже для сравнения приведены значения сообщества за 2007 год с наиболее низкими средними показателями численности (0,9 млн/м³) и биомассы (0,05 г/м³) (рис. 2, А, Б). Необходимо отметить, что сбор проб во второй половине августа (VIII (2)) не производился.

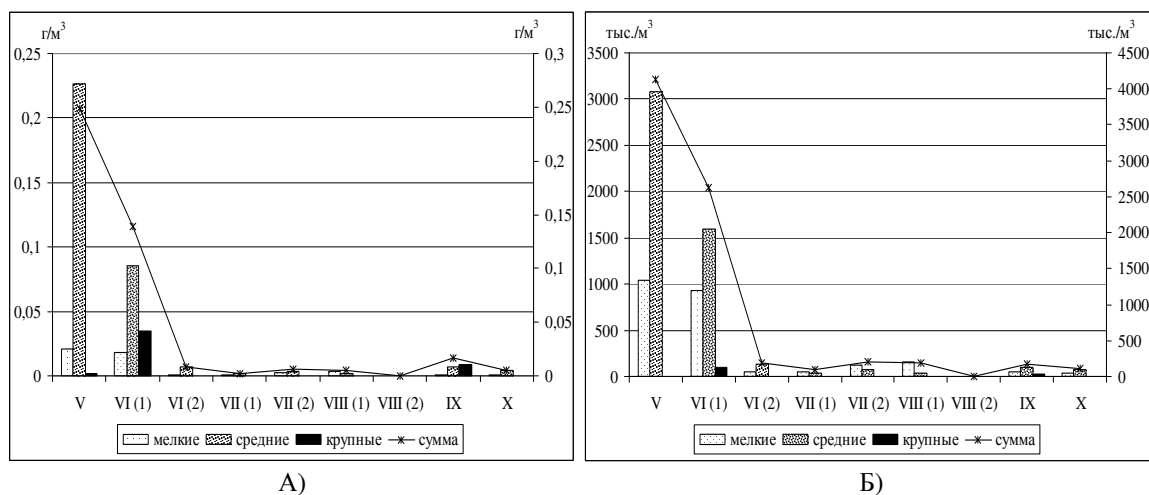


Рис. 2. Сезонная динамика численности (А) и биомассы (Б) сообщества планктонных простейших оз. Красного в 2007 году

Среднеразмерная фракция является основной в сообществе планктонных инфузорий и в исследованном озере в нее входят основные виды: *Strombidium mirabile*, *S. viride*, *S. viride f. pelagica*, *Strobilidium velox*, *Tintinopsis cratera*, *Halteria grandinella*, *Tintinnidium fluviatile f. cylindrica*, *Vorticella anabena*, *Vorticella natans*, *Epistylis rotans*. Так как индивидуальный вес клеток указанных видов весьма различается, то высокие значения численности не подтверждаются высокими значениями биомассы. На рисунке 3 приведены численные значения некоторых видов среднеразмерной группы в виде столбчатой диаграммы, рассчитанной под 100%.

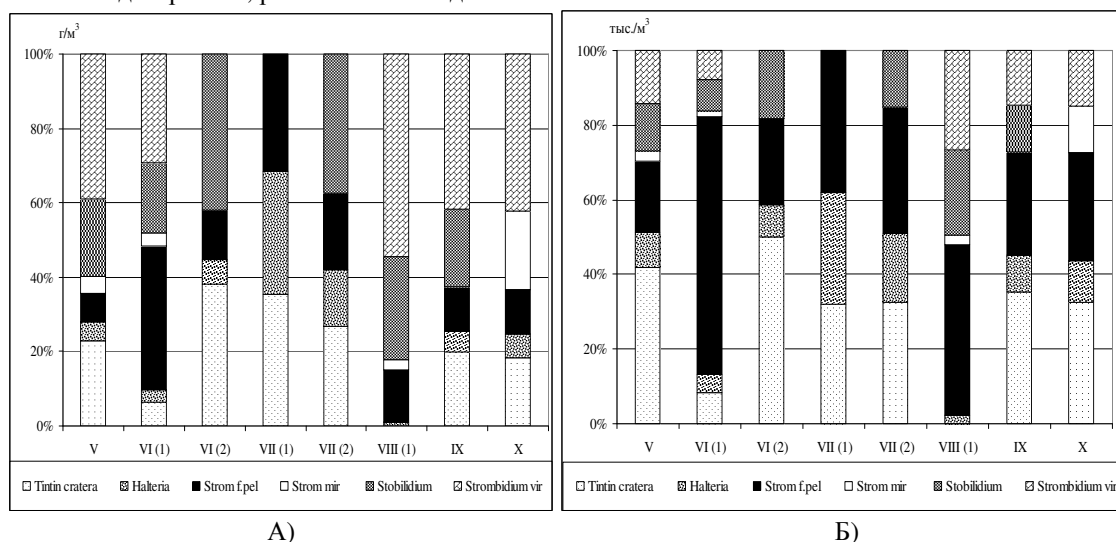


Рис. 3. Соотношение численности (А) и биомассы (Б) некоторых видов среднеразмерной фракции оз. Красного в 2007 году

Сюда вошли следующие виды по порядку: *Tintinopsis cratera*, *Halteria grandinella*, *Strombidium viride f. pelagica*, *Strombidium mirabile*, *Strobilidium velox*, *Strombidium viride*. Заметно влияние на общую биомассу группы крупных инфузорий *Strombidium viride* и *Strobilidium velox*.

Динамика численности и биомассы планктонных инфузорий в период открытой воды оз. Красного имеет два явно выраженных максимума – ранне-весенний и поздне-летний (рис. 1, 2). В мае при T воды 10°C обилие в озере alloхтонной органики и отсутствие конкурентов со стороны фильтраторов метазойного планктона способствуют максимальному развитию инфузорий за весь период исследований. Так в отдельные годы в это время численность инфузорий составила от 5 до 11 млн/м³, биомасса от 0,17 до 0,42 г/м³. Как правило, структурообразующими видами в это время являются инфузории мелкоразмерной фракции (0–40 мкм) с доминирующим видом *Urotricha farcta*. Среднеразмерная фракция представлена в основном *Strombidium viride f. Pel*, *Strombidium mirabile*, *Strobilidium velox*. Значительную долю в это время в общей биомассе составляют крупные виды из фракции 100–200 мкм (*Didinium sp.*, *Amphileptus claparedi*) и холодолюбивый вид - *Amphileptus trachelioides*, длиной более 200 мкм. Начавшееся интенсивное прогревание озера в конце мая – начале июня (до 15°C) приводит к увеличению численности метазойного планктона, особенно коловраток и вышедших из пелогена копепоидов циклопов. Это вызывает резкое уменьшение количества инфузорий в воде, которое не восстанавливается в дальнейшем в течение летнего сезона (рис. 1, 2). Структура цилиат ле-

том изменяется в сторону доминирования средней фракции, в которую входят массовые виды инфузорий – *Strobilidium velox*, *Strombidium mirabile*, *Strombidium viride*, *Strombidium viride f. pel.* Следует отметить, что в это время наблюдается значительное увеличение численности *Tintinopsis cratera* (до 0,4 млн./м³). Численность крупных виды заметно снижается, что приводит к уменьшению общей биомассы простейших. Второй максимум в течение вегетационного сезона обычно наблюдается в начале августа, но иногда (как в 2003 году) отмечается во второй половине месяца. В отличие от весеннего максимума, в это время разница в численности между инфузориями мелкой и средней фракций незначительна. Основную биомассу сообщества создают инфузории средней фракции, вклад крупных инфузорий в общие показатели минимален. В августе как правило доминируют виды из среднеразмерной фракции - *Tintinopsis cratera* и *Strombidium viride f. pel.* Как правило, по численности мелкая фракция (0,04–0,01 млн./м³) незначительно превышает среднюю (0,02–0,006 млн./м³), хотя в отдельные годы (2004, 2005 гг.) наблюдалась обратная картина. Доминирующими видами осеннего планктона являются виды среднеразмерной фракции – *Tintinopsis cratera*, *Strombidium viride f. pel.*, *Strombidium viride*, из крупных форм отмечены *Didinium sp.*, *Stokesia vernaes* (100–200 мкм) и *Amphileptus trachelioides* (более 200 мкм).

Вертикальное распределение инфузорий в течение вегетационного сезона различно. В мае, вскоре после вскрытия озера мелкие инфузории наиболее обильны в поверхностных слоях воды (до 2 м), средне- и крупноразмерные формы распространяются на глубину до 6 м. С дальнейшим прогреванием воды происходит опускание мелких инфузорий на глубине до 4 метров, при обилии видов среднеразмерной фракции на глубине 4-6 метров. Крупные и холодолюбивые инфузории выпадают из планктона до осени, за исключением *Stokesia vernaes*, которая появляется в планктоне с середины августа. Осенью представители средней группы инфузорий как и мелкие, обитают в верхних слоях эпилимниона, а инфузории крупноразмерной фракции опускается до нижней границы металимниона.

Результаты исследований, проведённых на озере Красном в 2000-2007 гг, показали как меняется структура сообщества в течении вегетационного сезона, а также важность соотношения простейших в размерных группах. Общий подсчет данных по популяции, основанный на усредненных значениях для размерных групп может привести к недооценке значений биомассы в среднеразмерной группе из-за большой разницы в индивидуальных весах клеток инфузорий.

По типу сезонной динамики простейших, уровню развития в течение сезона, доминирования характерных массовых видов инфузорий озеро Красное можно охарактеризовать как водоём мезотрофного типа.

ЛИТЕРАТУРА

1. Мамаева Н. В. Инфузории бассейна Волги // Л.: Наука, Ленингр. отделение, 1979. 150 с.
2. Локоть Л. И. Продуктивность свободноживущих планктонных инфузорий // Проблемы гидробиологии на рубеже веков. – СПб.: ЗИН РАН, 2000.
3. Лаврентьев П. Я. Сообщество планктонных инфузорий субарктических тундровых озёр, структура, роль в экосистеме, реакция на антропогенное воздействие // Сборник научных трудов ГосНИОРХ, вып. 292, 1989. С. 110–121.
4. Влияние климатических изменений и эвтрофирования на динамику планктонных популяций мезотрофного озера // под ред. И. С. Трифоновой. – СПб.: НИИ хими СПбГУ, 2003. 125 с.
5. 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.
6. Локоть Л. И. Экология ресничных простейших в озёрах Центрального Забайкалья // Наука, Сибирское отделение, 1987.

SUMMARY

Bardinski D. S. ROLE SEPARATE DIMENTION OF FRACTIONS CILIATE IN PLANKTON OF MEZOTROPHIC LAKE RED

Dynamics of number and biomass plankton protozoa in the season of the open water lake Red in 2000–2007 years was typical of the majority of reservoirs of such type. It has two obviously expressed peaks of development. The maximal parameters (spring peak) number and biomass – spring after dissecting the lake. The second peak was observed in August. The maximal values for a season of number and biomass in 2002 – N=3,5 mln/m³, B=0,12 g/m³. The lowest values were in 2007 – N=0,9 mln/m³, B=0,05 g/m³. Were secured following dimention of bunch protozoa and the mass kinds are marked: fine (up to 40 microns; *Urotricha farcta*), average (40-100 microns.; *Strombidium mirabile*, *Strobilidium velox*, *Tintinopsis cratera*), large (100–200 microns.; *Didinium sp.*, *Amphileptus claparedi*). A fraction more than 200 microns – kind of a sort *Stokesia* – *S. vernaes*.

ОЛИГОХЕТЫ В ЭКОСИСТЕМАХ МАЛЫХ РЕК СРЕДНЕТАЕЖНОЙ ЗОНЫ

М. А. Батурина

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

В последнее время в литературе появляются работы посвященные исследованиям малых водотоков [1–4 и др.], которые, являясь начальным звеном речной сети, определяют гидрологический режим и качество воды в крупных и средних водоемах. На современном этапе развития промышленности бассейны малых рек часто подвергаются интенсивной эксплуатации природных ресурсов, что в свою очередь приводит к истощению и загрязнению поверхностных вод.

Общее число малых рек на территории Республики Коми определяется десятками тысяч [5]. Однако до настоящего времени целенаправленных комплексных работ по их изучению практически не проводилось. В 2005–2007 гг. впервые проведены рекогносцировочные исследования с целью оценки экологического состояния и структурных изменений природных комплексов рек бассейна р. Вычегда (бассейн Северной Двины) в среднем ее течении в естественных и нарушенных условиях. Анализ фауны и количественных показателей развития олигохет составляли часть проведенных исследований. Олигохеты определялись из гидробиологических проб бентоса, отобранных согласно методике, принятой в Институте биологии Коми НЦ УрО РАН [6].

Все исследованные водотоки протекают по территории средней тайги. Это равнинные сильно мезандрирующие реки, берущие начало на плоских заболоченных водоразделах, изобилующие мелями и песчаными перекатами и относящиеся к категории *самых малых* [7, 8]. Их протяженность не превышает 25 км, ширина составляет от 3 до 6 м, глубина – 0.3 – 0.7 м, прозрачность воды – до дна, скорость течения 0.1 – 0.3 м/сек, грунт в основном песчаный, гравийно-песчаный со слоем наилка или детрита.

Согласно литературным данным [9] и результатам наших исследований фауна олигохет среднего течения р. Вычегда включает более 40 видов и форм олигохет (табл. 1), относящихся к пяти семействам. Около 40 % видов обнаружено только в малых притоках Вычегды: 12 видов олигохет (табл. 1), относящихся к 3-м семействам: *Naididae* (5 видов), *Lumbriculidae* (1), *Tubificidae* (6 видов и 3 формы до вида не определенные). Сходство фаун *Oligochaeta* основного русла реки и малых притоков не более 40 % [10].

Таблица 1

Состав и распределение по типам грунта малощетинковых червей в малых водотоках среднего течения р. Вычегда

Семейство, вид	каменистый грунт	песок + опад	песок	ил
<i>NAIDIDAE</i>				
<i>Amphychaeta leydigi</i> Tauber	*			
<i>Chaetogaster diaphanus</i> (Gruithuisen)	*			
<i>Nais pseudobtusa</i> Pigueti	*	*		
<i>Slavina appendiculata</i> (d'Udekem)				*
<i>Uncinails uncinata</i> (Oersted)	*			
<i>TUBIFICIDAE</i>				
<i>Aulodrilus sp</i>				*
<i>Limnodrilus udekimianus</i> Claparede				*
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparede				*
<i>Limnodrilus sp</i>	*		*	*
<i>Spirosperma ferox</i> Eisen	*			
<i>Tubifex ignotus</i> (Stolk)				
<i>Tubifex tubifex</i> Muller	*	*	*	*
<i>Tubificidae sp jwv bez vol</i>	*			
<i>Tubificidae sp jwv s vol</i>	*			*
<i>LUMBRICULIDAE</i>				
<i>Lumbriculus variegatus</i> (Muller)	*	*		*
Всего видов	10	3	2	8

Примечание: * – вид присутствует.

Доля олигохет от общего бентоса рек составляет по численности от 2.9 % до 70.0 %, по биомассе от 0.4 % до 25.0 %.

Малые реки часто характеризуются доминированием небольшого количества биотопов и обедненными биоценозами [2, 4]. Нами было проанализировано распределение червей в зависимости от двух факторов: характера субстрата и скорости течения, которые могут быть взаимосвязаны между собой, так как сильное течение промывает мягкие субстраты (детрит, ил, опад), что мы и наблюдаем на перекатах, а на слабом течении (плесы) камни заносятся илом и песком. На каменистом грунте (галька, гравий или мелкие камни) общий бентос менее разнообразен, но более многочисленен. Олигохеты доминировали на данном грунте по численности и частоте встречаемости (до 62.7 % от общей численности бентоса при 100 % встречаемости в пробах) наравне с личинками хируномид. Черви преобладают и по числу видов (10 видов), при этом в данном биотопе заметна роль сем. *Naididae* (4 вида), которое на других типах грунта практически отсутствует. На рыхлом субстрате (песок, детрит, ил) общий бентос более разнообразен и менее многочисленен. В цепочке «песок + опад» - «песок» - «ил» наблюдалось снижение количества групп бентоса при общем увеличении количественных показателей развития донной фауны и возрастания в ней доли олигохет. Так, на чистом песчаном грунте и грунте с опадом доля малощетинковых червей составляла 3.0 – 3.8 % общей численности и 0.2 – 0.4 % общей биомассы зообентоса, а на илах эти показатели возрастали до 30.9 и 15.9 % общей численности и биомассы соответственно. Количество видов олигохет увеличилось от 3 до 8, при этом на 90 % олигохетофауна представлена тубифицидами. Одновременно снизилось разнообразие моллюсков, кладоцер, некоторых групп амфибиотических насекомых.

Олигохеты известны и как группа, являющаяся хорошим биоиндикатором [11]. Была проведена оценка состояния экосистемы одного из исследованных водотоков (р. Важелью), который подвергается сильному антропогенному воздействию: в его бассейне расположена птицефабрика. Структура фауны малощетинковых червей на разных станциях была неоднородна. Доминировали виды сем. *Tubificidae*, численность которых, вдоль продольного профиля реки от истока к устью увеличивается в 10 раз. При этом на верхнем участке по численности преобладает вид *T. tubifex*, а также ювенильные формы лимнодрилов и тубифицид (ближе до вида не определенных). На втором участке отмечалось три вида и три формы тубифицид (ближе до вида не определенных), по численности доминировали лимнодрилы. На 3 участке (в устье реки) сообщество олигохет представлено одним видом сем. *Tubificidae* – *T. tubifex*. Оценка качества вод с использованием индексов, основанных на видовом составе и количественных показателях развития олигохет [11], показала изменения в состоянии водной экосистемы: в верхнем течении вода по качеству оценивается как «чистая» или «слабо загрязненная», в среднем течении - «в сомнительном состоянии», в нижнем течении реки - «сильно загрязненная». По-видимому, оседание наносов, увеличение концентрации органических веществ приводит к смене естественного грунта илами, и как следствие, к изменению состава донного населения.

Таким образом, комплексные исследования показали наличие разнообразной донной фауны, в том числе и малощетинковых червей в малых притоках р. Вычегда. Распределение червей в водотоках зависит, прежде всего, от типа грунта. Антропогенное воздействие на малые притоки рано или поздно приведет к непоправимым изменениям гидрологического и гидрохимического режимов, что скажется на трофическом статусе водоемов и, в дальнейшем приведет к перестройке структуры бентосных сообществ.

ЛИТЕРАТУРА

1. Малые реки: современное экологическое состояние, актуальные проблемы. Тезисы докладов Международной научной конференции. Тольятти, 2001. 247 с.
2. Экосистема малой реки в изменяющихся условиях среды. М., 2007. 370 с.
3. Экосистемы малых рек: биоразнообразие, экология, охрана. Тез. докл. II Всероссийской конф. Борок, 2004.
4. Экологическое состояние малых рек Верхнего Поволжья. М., 2003. 389 с.
5. Зверева О. С., Кучина Е. С., Соловкина Л. Н. Рыбные богатства Коми АССР и пути их освоения. Сыктывкар, 1955. 106 с.
6. Шубина В. Н. Гидробиология лососевой реки Северного Урала Л., 1986. 158 с.
7. Крылов А. В. Зоопланктон равнинных малых рек. М., 2005. – 263 с.
8. Фильчаков Л. П., Полищук В. В. Возрождение малых рек. Киев, 1989. 184 с.
9. Зверева О. С. Особенности биологии главных рек Коми АССР в связи с историей их формирования. Л., 1969. 280 с.
10. Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М., 1982. 288 с.
11. Батурина М. А. Донные беспозвоночные в оценке качества поверхностных вод (на примере класса Oligochaeta). Научные доклады / Коми научный центр УрО РАН; Вып. 441. Сыктывкар, 2001. 24 с.

SUMMARY
Baturina M. A. OLIGOCHAETA IN ECOSYSTEMS OF SMALL RIVERS
IN MIDDLE TAIGA ZONE

This article represents data on Oligochaeta fauna in the small tributaries of the Vychegda River. There are 12 species that is approximately 40% from general fauna of the Vychegda River basin.

The oligochaeta distribution in channels depends on the type of bottom: more variability of Oligochaeta species is registered on the pebble-gravel bottom. The stream exposure to anthropogenic factor (Vazelju river for example) is a cause of structural changes in Oligochaeta community: one or two species are dominant. Basically, numerous and different bottom invertebrates community is shown in the small tributaries of the Vychegda River basin and these rivers water quality is satisfactory.

ВОЗДЕЙСТВИЕ УДАРНОЙ ВОЛНЫ НА ЗООПЛАНКТОН ПРИ ПРОВЕДЕНИИ
БУРОВЗРЫВНЫХ РАБОТ

Е. Ю. Диева

Пермское отделение ФГНУ «ГосНИОРХ», г. Пермь, dieva-elena@yandex.ru

Целый ряд форм деятельности человека на водоемах связан с проведением взрывных работ – дноуглубительные работы, разработка подводных траншей, разведка полезных ископаемых. Сейсмические методы разведки с использованием взрывной волны все шире применяются при геофизических работах и на морях, и в пресноводных водоемах.

При проведении подводных взрывов различных сейсмических источников (взрывчатые вещества, газовые смеси, пневматические и электроискровые источники) механизмы воздействия на рыб аналогичны. В определенном радиусе от места взрыва при резком перепаде давления, у рыб возникает баротравма плавательного пузыря, наблюдаются разрывы крупных кровеносных сосудов, кровоизлияния в органах и тканях. Рыбы погибают даже на значительном расстоянии от мест проведения взрыва [1].

Более чувствительна к ударной волне кормовая база рыб. Морской планктон подвергается воздействию в радиусе до 10 м. Зообентос, имея естественную защиту в виде слоя грунта, а моллюски – в виде раковины, не погибают в самой ближней от источника зоне. Речной же зообентос, представленный в основном личинками хирономид, моллюсками и олигохетами, подвержен воздействию пневмоисточников в радиусе 1–2 м. Зоопланктон пресноводных водоемов поражается на расстоянии 5–7 м [1].

С целью изучения влияния ударной волны на зоопланктон были проведены опытные взрывы в Кондасском заливе Камского водохранилища. На месте проведения работ акватория залива открытая, лишь у берегов имеются заросли растительности. Берег пологий, глубина воды плавно увеличивается от берега, дно песчаное, заиленное. Эксперимент проводился на глубине 1.0 м. Для проведения взрывов бурились скважины глубиной 4 м (один вариант) и 6 м (второй вариант), в них закладывался заряд массой 85 г. Всего было выполнено два пробных взрыва.

Так как действие ударной волны в воде по своему характеру близко к гидростатическому давлению, действующему одинаково по всем направлениям [1], пробы зоопланктона были взяты по радиусу от места проведения взрыва и на расстояниях 1, 3, 7, 15 и 25 м от эпицентра до и сразу после проведения взрывных работ. Пробы планктона отбирали путем процеживания 100 л воды через планктонную сеть. Всего было отобрано 12 проб. Для оценки влияния ударной волны на зоопланктон применяли метод прижизненного окрашивания организмов для сортировки живых и мертвых зоопланктеров, в качестве красителя использовали трипановый синий [2]. Так как в процессе взятия проб часть зоопланктеров гибнет, для учета их в дальнейших расчетах краситель вносился и в контрольные пробы, и в пробы отобранные после проведения взрывов. Затем пробы фиксировались 4%-ным формалином. Камеральная обработка материала проводилась по стандартным методикам [3–5]. По полученным результатам эксперимента было проанализировано состояние зоопланктона до и после проведения буровзрывных работ.

Всего в ходе исследований, проведенных в августе 2008 г., в Кондасском заливе, в составе зоопланктона отмечено 78 видов, из которых коловраток – 34, ветвистоусых ракообразных – 32, веслоногих рачков – 12 видов. Зоопланктон этого открытого (не заросшего) мелководного участка залива Камского водохранилища довольно разнообразен, так как здесь создаются благоприятные условия для его развития. Видовое разнообразие зоопланктонного сообщества обеспечивают:

- эвритопные виды: *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin), *Latona setifera* O.F. Muller, *Ceriodaphnia pulchella* (Sars), *Bosmina longirostris* (Muller), *Chydorus sphaericus* (Muller), виды родов *Acanthocyclops*, *Polyarthra* и *Keratella*;

- типичные зарослевые и прибрежные формы: *Sida crystallina* (O.F. Muller), *Scapholeberis mucronata* (O.F. Muller), *Eurycercus lamellatus* (O. F. Muller), *Acroperus harpae* (Baird), *Camptocercus rectirostris* Schoedler, *C. lilljeborgii* Schoedler, *Graptoleberis testudinaria* (Fischer), *Polyphemus pediculus* (Linne);
 - донные формы: *Ilyocryptus sordidus* Lievin, *Monospilus dispar* (Sars), *Disparalona rostrata* (Koch), *D. falcata* (Sars), виды рода *Alona*;
 - пелагические виды: *Daphnia cucullata* Sars, *D. cristata* Sars, *Bosmina coregoni* (Baird), *Leptodora kindtii* (Focke), виды рода *Mesocyclops*.

В контрольных пробах зоопланктона до проведения взрывов в составе зоопланктона отмечено 62 вида: коловраток – 26, ветвистоусых ракообразных – 28, веслоногих рачков – 8 видов. В пробах зоопланктона, взятых до проведения взрывных работ (контрольные пробы), основу численности и биомассы составляли веслоногие ракообразные при доминировании взрослых рачков р. *Mesocyclops*, науплиальных и копепоидных стадий циклопов. Из коловраток довольно многочисленны *Polyarthra dolichoptera* Idelson, *Polyarthra vulgaris* Carlin, *Asplanchna priodonta* Gosse, из ветвистоусых рачков большего численного развития достигали *Diaphanosoma brachyurum* (Lievin), *Bosmina coregoni* (Baird), *Bosmina longirostris* (Muller), *Chydorus sphaericus* (Muller). Средние количественные показатели развития зоопланктона в контрольных пробах составили 230.1 тыс.экз./м³ и 640.6 мг/м³.

После проведения взрывных работ на участке в радиусе 25 м от эпицентра взрывов в планктоне залива обнаружено 65 видов зоопланктонных организмов: 30 видов коловраток, 23 – кладоцер, 12 – копепод. Средние величины численности и биомассы зоопланктона после проведения взрывных работ находились на уровне 211.2 тыс. экз./м³ и 616.3 мг/м³, при этом доля мертвых организмов составила 39.5% по численности и 39.3% по биомассе (табл. 1).

Непосредственно над эпицентром взрыва численность зоопланктона снизилась на 49.9%, биомасса – на 50.2%. Значительный процент гибели над эпицентром взрыва отмечался для видов *Trichocerca* (*D.*) *similis* Wierzejski (80%), *T. (s. str.) capucina* (Wierzejski et Zacharias) (97%), *Keratella cochlearis* (Gosse) (100%), *Daphnia cucullata* Sars (100%), *Disparalona rostrata* (Koch) (100%), *Bosmina coregoni* (Baird) (81%), *Leptodora kindtii* (Focke) (81%), *Eurytemora velox* (Lilljeborg) (80%), *Hetercope appendiculata* (Sars) (100%), *Thermocyclops crassus* (Fischer) (89%).

Таблица 1

Средние показатели численности и биомассы зоопланктона в Кондасском заливе Камского водохранилища после проведения взрывных работ в августе 2008 г.

Группы	Общие показатели (живой и мертвый планктон)		Живой планктон		Погибший планктон		Потери, %	
	N	B	N	B	N	B	N	B
Rotifera	89,8	83,0	43,0	55,4	46,8	27,6	52,1	33,2
Cladocera	29,6	96,1	19,4	61,9	10,2	34,2	34,4	35,6
Copepoda	100,8	437,3	65,2	256,9	35,6	180,4	35,3	41,2
Всего	211,2	616,3	127,7	374,2	83,5	242,1	39,5	39,3

Примечание: N – численность, тыс. экз./м³, B – биомасса, мг/м³.

По мере удаления от эпицентра взрыва отмечается снижение потерь организмов зоопланктона в целом, хотя у ряда видов доля погибших особей на расстоянии 1 - 15 м от места взрыва выше, чем над эпицентром. Это виды *Polyarthra vulgaris* Carlin, *Polyarthra dolichoptera* Idelson, *Conochilus unicornis* Rousselet, гибель которых составляет здесь 50-70%. В тоже время значительно снижается процент гибели *Daphnia cucullata* Sars (24.5%), *Bosmina coregoni* (Baird) (13%), *Leptodora kindtii* (Focke) (9%). На расстоянии 7 - 15 метров от эпицентра взрыва погибшие организмы не отмечены у многих видов зоопланктона, высокий процент гибели которых отмечался над эпицентром взрыва, в том числе у *T. (s. str.) capucina* (Wierzejski et Zacharias), *Keratella cochlearis* (Gosse), *Eurytemora velox* (Lilljeborg), *Hetercope appendiculata* (Sars).

На расстоянии 25 м от эпицентра взрыва травмированные организмы зоопланктона отмечены в небольшом количестве - лишь у 11 видов из 65, зарегистрированных на данном участке водоема. Значительное снижение гибели зоопланктона связано с тем, что при взрыве заряда взрывчатого вещества в однородной водной среде энергия, переносимая ударной волной, быстро уменьшается по мере ее распространения (1). По полученным данным при воздействии взрывной волны в радиусе 25 м средний процент гибели зоопланктонных организмов составляет 39.5 %.

Как показали исследования, под воздействием взрывной волны особенно страдают крупные формы – *L. kindtii*, *Daphnia*, *Cyclopoida*, *Asplanchna*. Среди ветвистоусых и веслоногих ракообразных (дафнии, циклопы, лептодоры, диафаномы и другие) обнаружены организмы, у которых повреждены отдельные части тела, оборваны фурки, антенны; среди коловраток у представителей родов *Asplanchna*, *Keratella*, *Polyarthra* отмечаются сплюснутые и раздавленные особи.

Вследствие того, что при взрывах происходит перемешивание водной толщи с придонным слоем, в планктонных пробах содержалось большое количество песка и детрита, а также по сравнению с контрольными пробами отмечено большее количество организмов зоопланктона - обитателей дна и придонных слоев и представители зообентоса (личинки поденок, хирономид, олигохеты).

ЛИТЕРАТУРА

1. Протасов В. Р., Богатырев П. Б., Векилов Э. Х. Способы сохранения ихтиофауны при различных видах подводных работ. М., 1982.
2. Фрайштат Д. М. Реактивы и препараты для микроскопирования. М.: Химия, 1980.
3. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975.
4. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. Л., 1984.
5. Киселев И. А. Методы исследования планктона. Жизнь пресных вод СССР, т. IV, ч. 1. Л., 1956.

SUMMARY

Dieva E.Yu. IMPACT OF SHOCK WAVE ON ZOOPLANKTON DURING TRIAL BLASTS

Trial blasts were made in Kondasskiy Bay of Kamskoye water storage in order to study shock wave influence on zooplankton. Plankton samples were taken from above the epicenter of explosion and at the distance of 1, 3, 7, 15 and 25 m from the epicenter before and after blasting works. Brief description of zooplankton had been made before explosion, and influence of blasting works on the plankton organisms had been shown. It has been revealed that the average mortality of zooplankton within the range of 25 m from epicenter of explosion is 39.5%.

ФАУНА ГАРПАКТИЦИД (СОРЕРОДА: НАРПАКТИСОИДА) ЛИТОРАЛЬНОЙ ЗОНЫ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

Д. С. Дудакова

Институт озераведения РАН г. Санкт-Петербург, Judina-D@yandex.ru

Введение

Гарпактициды являются одним из постоянно встречающихся компонентов эумейобентоса, имея порой достаточно большую долю в его составе.

Наибольшее число видов гарпактицид приурочено, как правило, к небольшим глубинам (от 0 до 20 м), где они находят наиболее подходящие условия. Согласно исследованиям Е. А. Курашова в Ладожском озере максимальное обилие рачков наблюдалось в литоральной зоне [1]. Это послужило поводом для детального изучения этой группы с целью понимания особенностей ее распределения.

Материалы и методы

В конце июля – начале августа 2006 года была проведена массовая съемка в литоральной зоне Ладожского озера. Были отобраны пробы мейобентоса с 27 станций, различавшихся типами биотопов. Глубины варьировали от 0.3 до 0.7 м. Для отбора проб использовался микробентометр МБ-ТЕ с площадью сечения 12.6 см². Пробы фиксировались 3-4% раствором формалина. Затем в лаборатории проводилась их камеральная обработка с выделением разных групп мейобентосной фауны (описание методики: [2]). Далее проводилось видовое определение рачков группы Harpacticoida с использованием определителей Е. В. Боруцкого [3].

Результаты и обсуждение

1. Количественные характеристики развития фауны гарпактицид в литоральной зоне Ладожского озера

Особенности количественного развития гарпактицид на разных участках литорали Ладожского озера показаны на рисунке 1.

Значения численности рачков на разных станциях варьировали в пределах от 0.4 до 579.2 тыс. экз./м², биомассы – от 6 до 5637 мг/м². Значения численности и биомассы рачков были невелики в южной и западной литорали. Несколько станций восточной части озера показывали достаточно высокие значения. Наибольшего развития они достигали в северной части озера. Две «северные» станции, где отмечено наиболее интенсивное развитие фауны гарпактицид, характеризовались следующими условиями. Станция 12, расположенная на входе в залив Импилахти (рис. 1), представляла собой ассоциацию тростника и ситняка игольчатого на песчаном грунте. Температура воды на этой станции была 18.8°C. Количественные показатели для гарпактицид на этом участке были крайними верхними величинами диапазона численности и биомассы (указаны чуть выше). Вторая станция –

станция 20 – расположена у западного берега о. Путсари. Растительная ассоциация этой станции была составлена рдестом и лютиком. Грунт - вязкий песок на глине. Температура воды - 18,2°C. Величины численности и биомассы гарпактицид достигали 328,8 тыс. экз./м² и 1800 мг/м² соответственно. Среднее значение численности по всем остальным литоральным станциям, исключая эти две, составляли 7,5 тыс. экз./м², а биомассы – 102 мг/м².



Рис. 1. Распределение численности и биомассы гарпактицид в литоральной зоне Ладожского озера

2. Видовой состав

Среди изученных рачков были выделены представители 10 видов: *Canthocamptus staphylinus* (Jurine), *Attheyella crassa* (Sars), *Attheyella nordenskjoeldii* (Lilljeborg), *Paracamptus schmeili* (Mrazek), *Briocamptus minutus* (Claus), *Moraria brevipes* (Sars), *Echinocamptus* sp., *Nitocra spinipes* (Boeck) и два вида, которых пока не представляется возможности точно идентифицировать из-за их очень малой численности (ниже обозначены как N1 и N2). Отмечались значительные различия в плотности разных видов (табл. 1). Наиболее массовым оказался вид *A. crassa*. Очень большие численности гарпактицид на северных станциях были по причине интенсивного развития популяций рачков этого вида. Большую численность на ряде станций давал и другой вид – *M. brevipes*. На двух станциях (ст. 5 и ст. 8) был встречен новый для Ладожского озера вид - *Nitocra spinipes*. Наибольшим видовым богатством выделялись две станции в северной части озера на ст. 17 – залив у п-ва Рауталахти (6 видов) - и ст. 15 – около пос. Ляскеля (5 видов).

3. Возрастная и половая структура массовых видов гарпактицид

Массовых видов в литорали Ладожского озера во второй половине лета было четыре. Выделение особенностей половой и возрастной структур каждого из них в разных частях озера представляет интерес при изучении экологии этих видов и адаптации их к условиям изучаемого водоема.

Таблица 1

Плотности разных видов гарпактицид на литоральных станциях

	<i>Cantho- camptus staphylinus</i>	<i>Attheyella crassa</i>	<i>Para- camptus schmeili</i>	<i>Brio- camptus minutus</i>	<i>Moraria brevipes</i>	<i>Echino- camptus sp.</i>	<i>Nitocra spinipes</i>	<i>Attheyella nordensk- jordii</i>	N1	N2
ст. 1	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
ст. 2	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-
ст. 3	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-
ст. 5	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
ст. 7	**	-	*	-	-	-	-	-	-	-
ст. 8	-	*	-	*	-	-	*	*	-	-
ст. 9	*	*	*	*	*	-	-	-	-	-
ст. 10	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
ст. 12	-	*****	****	***	**	-	-	-	-	-
ст. 13	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ст. 15	*	*	-	*	-	-	-	**	*	-
ст. 17	*	*	*	*	-	*	-	-	-	*
ст. 19	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-
ст. 20	-	*****	-	*****	-	-	-	***	-	-
ст. 21	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-
ст. 22	*	**	-	-	-	-	-	-	-	-
ст. 23	**	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ст. 26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ст. 27	-	**	-	-	-	-	-	-	-	-
ст. 28	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
ст. 29	-	*	-	*	-	-	-	-	-	-
ст. 30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Примечание: - – вид на данной станции не встречен; * – 0,4–9 тыс. экз./м²; ** – 10–19 тыс. экз./м²; *** – 20–40 тыс. экз./м²; **** – 60–80 тыс. экз./м²; ***** – более 100 тыс. экз./м².

Canthocamptus staphylinus

Встречаемость вида на исследованных литоральных станциях составила 33.3%. Численность рачков варьировала от 0.8 до 12.7 тыс. экз./м². Самые высокие значения численности и биомассы рачков были в зарослях тростника на песчаном грунте станций восточной и западной частей озера. Прочие участки отличались невысокими количественными показателями. Особенно мало кантокампуса встречено в литорали южной части озера, которая в целом была более прогрета.

Характерной особенностью этого вида является его способность инцистироваться при неблагоприятных условиях. Являясь холодолюбивым видом, кантокампус реагирует таким способом на повышение температуры. Порогом для развития популяции рачка является 12°C [3, 1, 4, 5]. Но в ряде

случаев эта особенность не всегда проявляется полностью, и часто случается ситуация, когда наряду с инцистированными особями встречаются и активные. Это было отмечено ранее и для Ладожского озера [1], и для ряда других водоемов [6].

Во всех случаях в нашем исследовании температуры на станциях, где встречен данный вид, были выше пороговой величины (от 15.1 до 22.2°C). При этом было отмечено немало неинцистированных особей. Что интересно, чаще всего активными оставались самцы, тогда как самки на этих станциях уже инцистировались. Подобную особенность ранее отмечал Т. F. Nalera для озера Мичиган [7]. Единственным исключением была ситуация на станции, расположенной вблизи от г. Приозерска в устье р. Вуоксы (ст.23). Все самцы здесь уже перешли в покоящуюся стадию, в то время как одна треть самок еще была активна. Температура воды на этой станции была самой высокой из всех, где был отмечен вид.

В целом численность самок на станциях превышала численность самцов: на станциях наибольшей плотностью вида это соотношение составляло 4-5:1. Не встречено ни одной самки с яйцами, что опять же связано с биологией вида. Размножаются они осенью и зимой; пик продукции яиц отмечается в зимний период и ранней весной [5].

Attheyella crassa

Во второй половине лета этот вид оказался самым массовым, его встречаемость составила 44%. Численность варьировала от 0.8 до 463 тыс. экз./м². Особенно высокие значения численности и биомассы *A. crassa* отмечались для литоральных станций северной части Ладоги, причем на различных биотопах.

Для данного вида характерны полицикличность и эвритермичность [3]. Вероятно, в период наблюдений происходило активное размножение вида. В уже отмеченном северном районе озера в популяции наблюдалось преобладание самок (в 2 раза больше, чем самцов), в том числе достаточно много самок с яйцами и большие количества молоди разных возрастов. Достаточно распространенным видом был и в других частях озера. Восточный берег отличался небольшими численностями *A. crassa* и отсутствием молоди. Соотношение самцов и самок здесь равное. На одной из станций западного района (в зарослях тростника на мелком заиленном песке) количество самок в 3 раза превышало количество самцов, на других станциях соотношение было равное. На одной станции отмечено преобладание самцов над самками при относительно очень высокой численности молоди.

Briocamptus minutus

Данный вид встречался на 30% станций. В ряде случаев численность бриокамптуса была относительно высокой. Чаще всего он встречался совместно с *A. crassa*. И, так же, как и в случае с *A. crassa*, размножение вида отмечалось в северной части озера, где встречались самки с яйцами, а на одной станции было много молоди. Но, если у *A. crassa* количество молодых рачков часто в 2-3 раза превышало число самок, у *B. minutus* а такого не наблюдалось: копеподитов было в 4 раза меньше, чем самок. Самцы практически не встречались. Лишь на одной станции на западном берегу о. Путсари (ст. 20) самцы в популяции обнаружены. Соотношение рачков здесь было следующее: самок в популяции - 58%, самцов - 26% и молоди - 16%.

Paracamptus schmeili

Встречаемость вида - 22%. Численность варьировала от 0.4 до 66 тыс. экз./м². Самок с яйцами в нашем исследовании не встречено, и молоди было мало (причем встречались только копеподиты старших возрастов). Согласно литературным данным [8] у *P. schmeili* самки с яйцами встречаются с апреля по октябрь с пиками весной и поздним летом. Рост и воспроизводство рачков ограничены летними месяцами.

Заключение

Проведенное исследование позволило выявить особенности летнего пространственного распределения разных видов гарпактицид и некоторые структурные особенности их популяций. Высокие численности и биомассы популяций рачков во второй половине лета приурочены к северным участкам озера. Вероятнее всего здесь действует температурный фактор, а также особенности гидрохимии данного участка, в меньшей степени - особенности биотопов. Но этот вопрос требует более детального изучения.

Среди девяти уже ранее описанных для водоема видов выявлен новый вид вселенец, чье присутствие в Ладоге отмечается нами уже с 2004 года - солоноватоводный *Nitocra spinipes*. Причем его присутствие на удаленных друг от друга станциях позволяет говорить о его распространении по акватории озера. Судя по наличию взрослых самок и самцов, а также самок с яйцами вид, по всей вероятности, успешно адаптировался к новым условиям и успешно размножается.

Два вида, которые на момент, когда проводилось исследование, активно размножались и были хорошо представлены по всему водоему, очень часто сосуществуя вместе, были *A. crassa* и *B. minutus*. Самок в обоих случаях в два раза больше, чем самцов, но молоди гораздо больше встречалось у первого из названных видов. Холодолобивый *C. staphulinus* в летний период не размножается. Вместе с тем, что многие особи переживали неблагоприятный для себя период в форме цист, встречались активные неинцистированные рачки.

ЛИТЕРАТУРА

1. Курашов Е. А. Мейобентос как компонент озерной экосистемы СПб, 1994. – 224 с.
2. Курашов Е. А. Методы и подходы для количественного изучения пресноводного мейобентоса // Актуальные вопросы изучения микро-, мейзообентоса и фауны зарослей пресноводных водоемов. Тематические лекции и материалы I международной школы-конференции, Россия, Борок, 2–7 октября 2007 г. – Нижний Новгород: Вектор ТиС. 2007. – С. 5–35.
3. Боруцкий Е. В. Harpacticoida пресных вод. (Фауна СССР. Ракообразные. Т. 3. Вып. 4). М., Л., 1952. – 425 с.
4. Kurashov E. A. Distribution and summer diapause of *Canthocamptus staphylinus* (Jurine) (Copepoda: Harpacticoida) in Lake Ladoga // *Hydrobiologia*. – 1996. – V.320. – pp. 191–196.
5. Sarvala J. A parthenogenetic life cycle in a population of *Canthocamptus staphylinus* (Copepoda, Harpacticoida) // *Hydrobiologia*. – 1979. – V. 62, Issue 2. – Pp. 113–129.
6. Гусаков В. А. Мейобентос Горьковского водохранилища // Биологические ресурсы пресных вод: беспозвоночные. – Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский дом печати», 2005. – С. 98–141.
7. Nalepa T. F. Occurrence of resting stage in cyclopoid and harpacticoid copepods in nearshore Lake Michigan // *J. Great Lakes Res.* – 1985. – V.11. – pp. 59–66.
8. Sarvala J. Complex and flexible life history of a freshwater benthic harpacticoid species // *Freshwater biology*. – 1989. – V. 23, Issue 3. – Pp. 523–540.

SUMMARY

Dudakova D. S. FAUNA OF HARPACTICOIDA (COPEPODA: HARPACTICOIDA) IN THE LITTORAL ZONE OF LAKE LADOGA

The subject of this paper is Harpacticoid Copepods in the littoral zone of Lake Ladoga. The paper discusses the distribution of the Harpacticoida number and biomass along the shore of the Ladoga. A special attention is given to the composition of this species and its diversity in the different parts of the lake. Four different mass species of the Ladoga (*Canthocamptus staphylinus*, *Attheyella crassa*, *Paracamptus schmeili* and *Briocamptus minutus*) are discussed here in the structural aspects of their gender and age. A particular attention is given to the special features of the distribution of these four species.

ЗООПЛАНКТОН КАК ПОКАЗАТЕЛЬ СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ КРУПНЫХ ОЗЕР ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ

Н. В. Думнич

Вологодская лаборатория ФГНУ «ГосНИОРХ», г. Вологда, gosniorch@vologda.ru

Вологодская область располагается на Северо-Западе Европейской части России и отличается высокой степенью озёрности. В ее пределах располагаются крупные озера Белое, Кубенское, Воже, юго-восточная часть Онежского и более 4 тысяч малых озер. Формирование структуры зоопланктона в крупных мелководных озерах во многом определяется абиотическими факторами. Это интенсивное ветровое перемешивание, колебания уровня режима, высокая прогреваемость воды, зарастание и заиливание. Наряду с этим, специфика формирования зоопланктона зависит также от морфометрических особенностей озер. В озерах Воже и Кубенское как водоемах литорального типа большее развитие получает зарослевый зоопланктоценоз в отличие от озера Белого с большими глубинами и низкой степенью зарастания.

В озерах Белом, Кубенском и Воже как водоемах комплексного назначения усиливается процесс антропогенного эвтрофирования, повышается степень органического и токсикологического загрязнения [1]. Это приводит к изменению качества воды, что ухудшает условия обитания для водных животных и отражается на структурных изменениях разных трофических уровней, включая зоопланктонное сообщество [2, 3]. Поэтому структурные перестройки являются наглядным показателем изменений качества воды и могут быть использованы при мониторинговых исследованиях. Оценка качества воды актуальна для озер, которые служат источником водоснабжения для населения. Структурные изменения зоопланктона могут служить удобным объектом не только для оценки качества воды, но и для оперативного наблюдения за процессом антропогенного эвтрофирования озер. Как известно, для диагностики состояния водных экосистем широко применяются структурные и функциональные характеристики зоопланктонного сообщества [4–8]. Это общее число видов, численность, биомасса, сезонная динамика количественных показателей, соотношение таксономических групп, отношение $N_{\text{clad}}/N_{\text{cop}}$, $V_{\text{crus}}/V_{\text{rot}}$ и другие. Также информативными являются расчетные величины, интегрирующие в себе сведения о видовом составе организмов-индикаторов и их роли в сообществах. Это, в частности индексы видового разнообразия и сапробности, которые отражают изменение усло-

вий обитания и для других групп водных животных особенно при увеличении органического загрязнения.

Для подтверждения индикаторной значимости зоопланктона нами проведена сравнительная оценка состояния структуры зоопланктонных сообществ в крупных водоемах. Анализ по соотношению таксономических групп зоопланктона позволяет выделить ряд особенностей. Так, в озере Воже как мелководном водоеме литорального типа наибольшую долю по показателям средней численности занимают ветвистоусые ракообразные и коловратки (табл. 1). Сравнение соотношения разных групп зоопланктона по биомассе указывает на более высокие значения по коловраткам в озере Кубенском, по ветвистоусым – в озере Воже, по веслоногим – в озере Белом. В озерах Кубенском и Воже в отдельные годы на долю кладоцер приходится более 80%. Эта зависимость ярко выражена в середине лета при благоприятных температурных и трофических условиях для развития крупных кладоцер, приуроченных к зарослям макрофитов. В этот период основу биомассы ветвистоусых ракообразных создают крупные формы *Sida crystallina*, *Polyphemus pediculus*, *Limnoscia frontosa* и другие.

Другим показателем индикаторной возможности зоопланктона является изменение видового разнообразия. Показатели видового разнообразия зоопланктона озера Белого заметно варьируют за период открытой воды, составляя в среднем по численности от 1,2 до 2,2, а по биомассе от 1,0 до 1,9. Самые низкие средние значения индекса по численности (1,2) и биомассе (1,0) наблюдаются поздней осенью при заметном снижении температуры воды. Повышение видового разнообразия зоопланктона в летний период обусловлено благоприятными трофическими и температурными условиями. В этот сезон средние значения индекса разнообразия по численности и биомассе составляют более 2,0. Зоопланктон Кубенского озера отличается высоким видовым разнообразием в августе месяце. За период открытой воды показатели индекса варьируют по численности от 1,9 до 2,4, а по биомассе от 1,6 до 2,2. В озере Воже зоопланктон также характеризуется высокими значениями видового разнообразия в середине лета. За вегетационный период (май – октябрь) средние показатели индекса разнообразия зоопланктона изменяются по численности от 1,7 до 2,3, а по биомассе от 1,3 до 2,0.

В целом, для крупных водоемов области выявлены локальные загрязненные участки (вблизи населенных пунктов, устья крупных притоков) с минимальными значениями (озеро Белое – 0,3; озеро Кубенское – 0,4; озеро Воже – 0,3) индекса видового разнообразия по численности в отдельные сезоны года. Средние показатели разнообразия зоопланктона для озера Белого составляют 1,7 по численности, 1,6 по биомассе; в озере Кубенском – 2,1; 1,8, в озере Воже – 1,7; 1,6 соответственно (табл. 1). В целом, видовое разнообразие позволяет оценить сезонное состояние планктонного сообщества, сравнить видовую структуру планктёров открытой воды и зарослей и в целом оценить состояние водоемов. По показателям видового разнообразия зоопланктонного сообщества крупные озера области можно отнести к водоемам мезо-эвтрофного типа.

Таблица 1

**Показатели структуры зоопланктона и качества воды крупных озер
Вологодской области (2000–2007 г. г.)**

Группа	Соотношение таксономических групп зоопланктона					
	по численности			по биомассе		
	Белое	Кубенское	Воже	Белое	Кубенское	Воже
Rotatoria	21 (16–28)	16 (3–38)	22 (4–83)	12 (2–36)	22 (1–58)	7 (2–27)
Cladocera	30 (8–55)	32 (3–50)	38 (7–66)	48 (13–70)	51 (17–93)	56 (56–89)
Copepoda	48 (25–65)	51 (38–66)	40 (10–61)	34 (18–51)	23 (6–50)	29 (8–40)
Индекс видового разнообразия	1,7 (1,2–2,2)	2,1 (1,9–2,4)	1,7 (1,7–2,3)	1,6 (1,0–1,9)	1,8 (1,6–2,2)	1,6 (1,3–2,0)
Сапробность, S	1,6 (1,2–2,2)	1,9 (1,5–2,6)	1,8 (1,5–2,6)	1,5 (1,3–1,8)	1,8 (1,6–2,0)	1,7 (1,4–2,4)
	Белое		Кубенское		Воже	
Nclad/Ncop	12 (0,1–89)		1,0 (0,04–2,5)		1,0 (0,5–2,5)	
Vcr/Brot	33 (5,5–141)		33 (0,7–123)		22 (2,8–29)	

Примечание: в скобках – диапазон изменений средних показателей за вегетационный период.

Для оценки состояния озерных экосистем используется и такой структурный показатель зоопланктона как отношение численности ветвистоусых к численности веслоногих (Nclad/Ncop). Проведение сравнительного анализа показало, что в пелагиали озер Воже и Кубенское по усредненным данным примерно одинаковую численность занимают обе группы ракообразных. В зоопланктоне озе-

ра Белое в отдельные годы заметно преобладают по численности клadoцеры за счет массового развития босмин и дафний.

Роль зоопланктона как индикатора среды обитания можно оценить также по величине биомассы. В этом отношении широко применяется такой показатель как отношение биомассы ракообразных к биомассе коловраток ($Bcrus/Brot$). По усредненным данным этот показатель для зоопланктона озер Белое и Кубенское составляет по 33 соответственно, а для озера Воже – 22. За период с 2000 по 2007 годы наибольший размах значений этого показателя характерен для озер Белое и Кубенское. Такой широкий диапазон определяется сезонной динамикой развития разных групп зоопланктеров.

Другим информативным показателем состояния качества воды является индекс сапробности. Значения индекса по акватории крупных озер заметно отличаются, что связано с локальным органическим загрязнением. На таких участках наблюдается повышение показателей сапробности и происходит снижение индексов видового разнообразия зоопланктона. За анализируемый период величина индекса сапробности по показателям средней численности зоопланктона изменяется от 1,2 до 2,2 (max 3,0) в озере Белое; 1,5-2,6 (max 3,0) в озере Кубенское; 1,5-2,6 (max 3,7) в озере Воже (табл. 1). По средней биомассе зоопланктона индекс сапробности варьирует в пределах 1,3- 1,8 (max 3,1) в озере Белое; 1,6- 2,0 (max 3,0) в озере Кубенское; 1,4-2,4 (max 3,7) в озере Воже. За вегетационный период для крупных озер области средняя величина индекса сапробности колеблется в пределах 1,6 – 1,9 по численности, 1,5 – 1,8 по биомассе зоопланктона. В целом, по состоянию зоопланктонного сообщества озера Белое, Кубенское и Воже можно отнести к среднезагрязненным водоемам. Следует подчеркнуть, что высокая вариабельность в отдельные сезоны года некоторых структурных показателей ($Nclad/Ncor$, $Bcrus/Brot$) зоопланктона с одной стороны отражает неблагоприятие экосистем, а с другой стороны не позволяет их использовать для адекватной оценки состояния водоемов.

Проведенный сравнительный анализ состояния зоопланктона в крупных рыбопромышленных озерах области позволил выявить некоторые закономерности. Выражена тенденция снижения видового богатства и видового разнообразия, сужается комплекс структурообразующих видов. Выявлены отличия по соотношению таксономических групп зоопланктона, отношению $Nclad/Ncor$ и $Bcrus/Brot$ как в сезонном аспекте, так и по акватории водоемов в целом. На локальных загрязненных участках повышаются показатели сапробности, что отражает ухудшение качества воды и соответственно условий обитания гидробионтов. Выявленные изменения структуры зоопланктона отражают повышение органического загрязнения озер. Это связано с интенсивным лесо- и сельскохозяйственным освоением их водосборов. Дополнительным источником поступления органики в крупные озера является водный транспорт. На изменение качества воды также влияет поступление токсических веществ через атмосферный перенос от крупных промышленных центров.

Таким образом, по изменению структурных показателей зоопланктона можно оценить качество воды как среды обитания гидробионтов и уровень трофности водоемов. Учитывая биоиндикаторные возможности зоопланктона и его способность быстро реагировать на изменение среды обитания можно прогнозировать антропогенную трансформацию озерных экосистем и разрабатывать оперативные меры по их оздоровлению.

ЛИТЕРАТУРА

1. Болотова Н. Л. Изменения экосистем мелководных северных озер в антропогенных условиях (на примере водоемов Вологодской области): Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. – СПб., 1999. – 51 с.
2. Думнич Н. В. Ракообразные (Crustacea) и коловратки (Rotatoria) крупных озер Вологодской области: Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. – Петрозаводск, 2000. – 25 с.
3. Думнич Н. В. Коловратки как индикаторы среды обитания оз. Кубенское (Вологодская область) // Тезисы докладов Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных систем». СПб., 2006. – С. 52–53.
4. Андроникова И. Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем. СПб.: Наука, 1996. – 189 с.
5. Андроникова И. Н. Оценка информативности показателей зоопланктона как биоиндикатора в мониторинге озерных экосистем // Тезисы докладов Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных систем». СПб., 2006. – С. 6–7.
6. Пидгайко М. Л. Зоопланктон водоемов европейской части СССР. М.: Наука, 1984. – 208 с.
7. Родионова Н. В. Биоиндикация качества воды по зоопланктону // Особенности формирования качества воды в разнотипных озерах карельского перешейка. Л., 1984. – С. 151–159.
8. Столбунова В. Н. Зоопланктон озера Плещеево / отв. ред. И. К. Ривьер. – М.: Наука, 2006. – 152 с.

РАСПРОСТРАНЕНИЕ И НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ БИОЛОГИИ *PALAEMON ELEGANS* (DECAPODA, PALAEMONIDAE) В ЮГО-ВОСТОЧНОЙ БАЛТИКЕ – НОВОЙ ДЛЯ ВИДА АКВАТОРИИ

Е. Е. Ежова

Атлантическое отделение института океанологии им. П. П. Ширшова РАН, г. Калининград, elena_e@ioran.baltnet.ru

Каменная креветка *Palaemon elegans* Rathke 1837 (Decapoda: Caridea, Palaemonidae) – широко распространенный вид населяющий прибрежные воды западной Атлантики от Норвегии до Намибии, а также – Средиземного, Черного, Каспийского и Аральского морей. В Балтийском море вид появился сравнительно недавно – *P. elegans* был впервые отмечен в его западной части в 1994 г. [1]. В 2002 году вид был найден в немецких [2], а в 2003 г. – в польских водах [3] и Финском заливе [цит. по: 4]. Как показала последующая ревизия более ранних сборов, в польских водах Гданьского залива креветка встречалась уже в 2001 г. [4, 5]. В российской части Юго-Восточной Балтики (ЮВБ) *P. elegans* массово отмечался в 2001 году: в Вислинском заливе (наши данные) и вдоль всего морского побережья Калининградской области [6]. Учитывая, что в 2001 креветка встречалась уже в больших количествах, наиболее вероятно появление здесь данного вида в 2000 г. К настоящему времени в ЮВБ вид является массовым и практически вытеснил из сообществ близкородственный аборигенный вид *P. adspersus*, последний факт пока не нашел своего объяснения [4]. Всеядный *P. elegans* может потреблять моллюсков, полихет, ракообразных, молодь рыб в той же мере как водоросли или органический детрит [7], и в силу достаточно крупных размеров, высокой численности и повсеместной встречаемости, должен вносить весьма заметный вклад в как в биомассу бентоса, так и в формирование трофических связей в биоценозах. Кроме того, весьма вероятно его заметное участие в рационе рыб, питавшихся ранее *P. adspersus* [5]. Есть сведения о том, что в последние годы вселенец стал основным компонентом в рационе европейского угря Вислинского залива (I.Psuty-Lipska, устное сообщение).

Изученность *P. elegans* в новой для вида акватории недостаточна. Кроме морфометрического исследования популяции *P. elegans* из Гданьского залива и устья Вислы [4], известны две публикации, касающиеся размерной и половой структуры популяций *P. elegans* в российском секторе ЮВБ. В одной из них не определена достоверно таксономическая принадлежность креветки [6], в другой сделана попытка проанализировать структуру популяции на основании нескольких малых выборок [8]. Мало исследованы размерные характеристики, особенности репродукции, поло-возрастная структура популяции, нет каких-либо количественных оценок для данного вида в условиях ЮВБ. В связи с несомненной востребованностью такого рода данных по *P. elegans* для рыбохозяйственных и экосистемных оценок, а также ввиду того, что исследование процесса адаптации видовой популяции к новым географическим и биотопическим условиям имеет теоретическую значимость, и была предпринята данная работа.

Материалы и методы. Материал собирали в Вислинском заливе, расположенном в восточной части южного побережья Балтийского моря и на российском побережье Гданьского залива. Вислинский залив – отчлененная от моря косой мелководная эвтрофная лагуна, в которой воды значительно разбавлены материковым стоком. Соленость варьирует от 1 до 6‰, составляя в среднем 4.5‰. На морском побережье соленость вод мало изменчива – около 7‰. Материал получен в ходе гидробиологического мониторинга АО ИОРАН в Вислинском заливе, и дополнительных сборов на выбранных станциях побережья залива и моря в июне, июле и ноябре 2006 и в июне-сентябре 2007 г. Обработано 13 количественных и 10 качественных проб нектобентоса, проведен биоанализ 2685 особей *P. elegans*. Для количественных сборов использован трубчатый нектобентосный пробоотборник [9], качественные отбирали протяжками мизидного трала на глубине 0-0,5 м. Биоанализ, включавший измерения, взвешивание, определение пола, стадии зрелости гонады у самок, определение стадии эмбрионального развития яиц на плеоподах самок, а также определение средних размеров яиц и индивидуальной плодовитости, проводили по методике [10]. Пол определяли по наличию или отсутствию *appendix masculine* у особей длиннее 8 мм. Взвешивание проводили на торсионных весах с точностью до 0.001 г, общую длину тела и длину карапакса измеряли с использованием микроскопа МБС-10 и окуляр-микрометра.

Результаты. *Рост.* Анализ размерно-весовых характеристик креветок прибрежной зоны Балтийского моря (n=300) и Вислинского залива (n=250) позволили охарактеризовать тип группового роста *P. elegans*, как S-образный. Рост креветок хорошо описывается экспоненциальной кривой, за исключением тех особей, размер которых приближается к 30 мм и более. При достижении креветками размеров 28-30 мм в морской популяции (рис. 1, А) и 23-25 мм в лагунной (рис. 1, Б), наблюдается замедление роста.

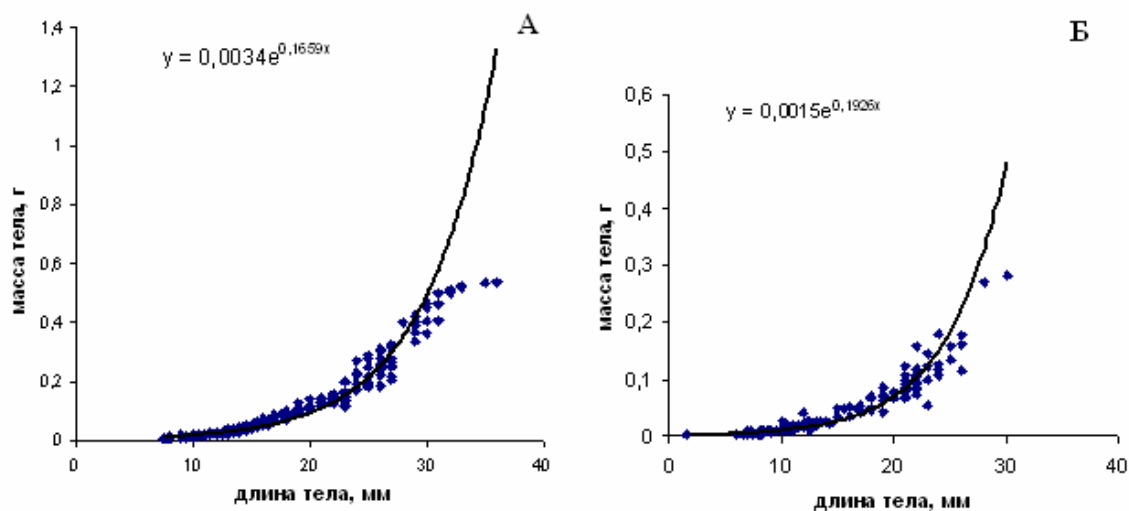


Рис. 1. Соотношение массы и линейных размеров в популяции *P. elegans*, А – Гданьский залив (n=300), Б – Вислинский залив Балтийского моря (n=250)

Положение о том, что характер роста и его параметры существенно зависят от условий местообитания [11], хорошо иллюстрируется морфометрическими различиями особей *P. elegans* из морского и лагунного местообитаний. Креветки в морской части изученной акватории (Гданьский залив) в среднем несколько крупнее, чем в лагунной - их максимальный размер – 36 мм, тогда как в Вислинском заливе никогда не встречались креветки больше 32 мм. Самки в среднем крупнее самцов. Длина тела самок в Вислинском заливе варьировала от 10 до 32 мм, в морской акватории – до 36 мм, в то время как самцы достигали в лагуне лишь 21 мм, в море – 27 мм. Размер ювенильных особей составляет 7–10 мм.

Размерно-возрастная и половая структура популяции. Самые крупные креветки были отмечены в июне, когда присутствовали особи максимальной длины (32-36мм) и отсутствовали ювенилы. В разные месяцы в популяции можно было выделить 3 или 4 размерные группы особей. Половая структура популяции также не оставалась постоянной на протяжении вегетационного сезона (рис. 2). Соотношение самок и самцов в популяции *P. elegans* в Вислинском заливе колеблется от 2:3 до 1:3. В июне, августе и сентябре доля самок превышали долю самцов, и лишь в середине июля, самцы незначительно преобладали в выборке. В море соотношение полов такое же, но самки преобладали во все месяцы. Интересно, что в Вислинском заливе ювенилы присутствовали с июля по сентябрь, в море же они отмечены только в августе.

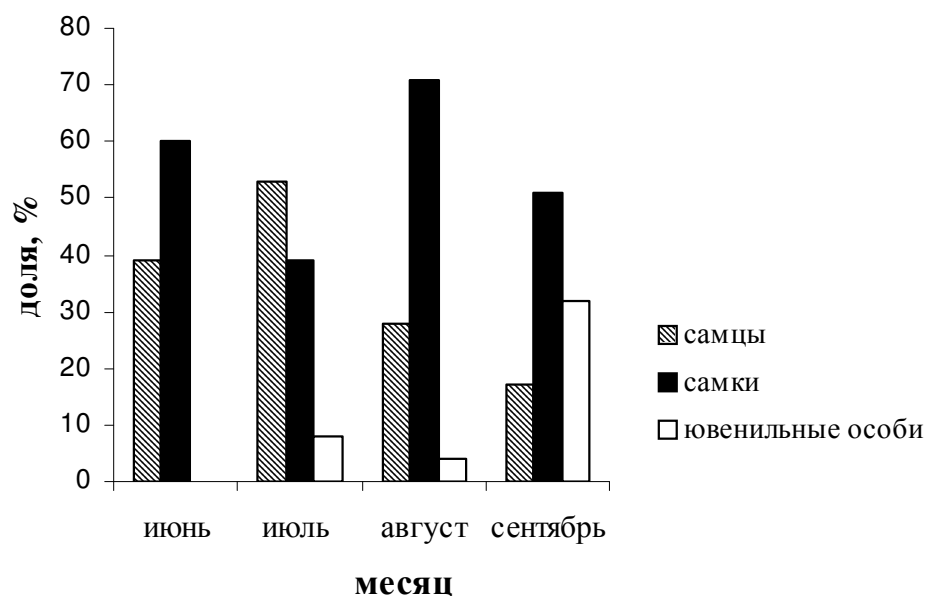


Рис. 2. Половая структура популяции *P. elegans*, Вислинский залив, 2007 (n=300)

Анализ размерно-частотных гистограмм и сезонного изменения половой структуры *P. elegans* в ЮВБ, позволил каждую из выделенных размерных групп соотносить с определенным возрастом (табл. 1).

Размерно-возрастная шкала для *P.elegans* в Юго-Восточной Балтике

Возраст	Длина тела	Описание
0 ⁺	7-10 мм	Ювенильные особи, не различимые по полу
0 ⁺⁺	10-21 мм	По полу отличаются, но не половозрелые
1 ⁺	23-25 мм	Взрослые половозрелые особи, находящиеся на первом году жизни
2 ⁺	25-28 мм	Взрослые половозрелые особи находящиеся на втором году жизни
3 ⁺	30-36 мм	Взрослые половозрелые особи находящиеся на третьем году жизни.

Особенности репродуктивного цикла. В зависимости от стадии зрелости гонад, наличия или отсутствия кладки на брюшных ножках, самок исследуемого вида можно разделить на несколько группировок: 1. Ювенильные особи (самки с гонадами 1-2 стадии зрелости, без яиц на плеоподах); 2. Впервые созревающие самки (гонады в 3-5 стадиях зрелости, на плеоподах нет яиц); 3. Недавно отнерестившиеся особи (гонады во 2 стадии зрелости, на плеоподах яйца 1 и 2 стадии эмбрионального развития); 4. Креветки, готовые к повторному нересту (гонады в 3-5 стадиях зрелости, на плеоподах развивающиеся яйца). Поскольку в Вислинском заливе в конце июня 49% самок несли на плеоподах яйца 4-5 стадии эмбрионального развития, а ювенилы отсутствовали, то нерест уже имел место, но пополнения нектобентосной популяции еще не произошло. В июле 62% самок имели гонаду 1-2 стадии зрелости, в то время как количество самок со зрелыми гонадами уменьшилось до 38%. Это, а также наличие на плеоподах 64% самок яиц 1-2 стадии, свидетельствует, что около половины всех самок составляют недавно отнерестившиеся особи. В августе нами были встречены лишь единичные экземпляры ювенильных особей, а все самки имели гонады 1-2 стадии зрелости и не несли яиц. Это свидетельствует о недавнем вылуплении личинок из развивающихся яиц, которые еще находятся в планктоне. В сентябре, количество ювенильных особей резко возрастает (рис. 2) – произошло пополнение нектобентосной популяции. Таким образом, в условиях Вислинского залива, нерест (откладка яиц на брюшные ножки) и пополнение популяции происходит не менее 2-3 раз за вегетационный сезон.

Плодовитость и размеры яиц. Яйценосные самки имели размеры от 23 мм до 35 мм, индивидуальная плодовитость колебалась от 222 до 645. Наибольшие показатели ИП имели самки с длиной тела 31–32 мм, наименьший показатель был отмечен у 24-26- мм особей, таким образом показатели индивидуальной плодовитости положительно коррелируют с размером самок. Размер яйца или развивающегося эмбриона увеличивается в зависимости от срока развития, наибольшие размеры имели эмбрионы 5 стадии - $0,65 \pm 0,04$ мм x $0,43 \pm 0,04$ мм.

Количественные характеристики популяции *P.elegans*. В июле на разных участках залива, численность и биомасса изменялись от 6 до 114 экз./м² и 0,16 до 6,3 г/ м², в августе - от 122 до 415 экз./м² и от 3,4 до 14,5 г/м² соответственно. Самая высокая численность и биомасса отмечены в защищенных от ветра, мелководных, хорошо прогреваемых участках залива, с преобладанием мягких грунтов, большим количеством растительных остатков и зарослями рдеста гребенчатого и рдеста пронзеннолистного.

Обсуждение. Отмеченное нами замедление роста, приводящее к тому, что кривая становится S-образной, отмечено для многих видов ракообразных [12], и обычно связано с наступлением половой зрелости. Можно поэтому предположить, что в условиях ЮВБ наступление половой зрелости у *P. elegans* происходит уже при длине тела 23 мм, поскольку в этом размерном классе наблюдается перегиб кривой. Этот вывод и наша размерно-возрастная шкала не соответствуют таковым для креветок Черного моря: согласно классификации Gurney [13], самки становятся половозрелыми в возрасте одного года при длине 25-30 мм, в возрасте двух лет длина тела составляет 30-50 мм, а самки третьего года жизни достигают 60 мм в длину. Нашу точку зрения косвенно подтверждают результаты исследования плодовитости и размера яиц и эмбрионов. Поздние эмбрионы *P.elegans* в ЮВБ ($0,430 \pm 0,040$ мм x $0,650 \pm 0,040$ мм) несколько меньше таковых в черноморской популяции ($479 \pm 0,008$ мм x $0,707 \pm 0,007$) [12], а плодовитость в условиях Балтийского моря ниже вдвое - 487 ± 152 (222 -645) против 1057 ± 88 (308-2628). Показано нами и Bülgün & Samsun [12] что размер эмбрионов коррелирует с длиной тела яйценосной самки.

Несовпадение размерно-возрастных шкал для черноморских и балтийских *P. elegans*, свидетельствует, на наш взгляд, о более высоких темпах роста *P. elegans*, в условиях теплого моря, а также согласуется с закономерностью увеличения длины тела по мере повышения солености водоема. Максимальная длина тела *P. elegans* в условиях Вислинской лагуны (S 3-5‰) составила 32 мм, в российской части Балтийского моря (S 7-8 ‰) - 36 мм., в Гданьском заливе (S 8-11‰) – 50 мм, в Черном и Азовском морях (S 18-26‰) - 59 мм, в западной Балтике и Северном море (S 20-30‰) - 63-65 мм. Прослеживается закономерное изменение длины тела *P. elegans*, по мере увеличения солености водоема. Явление, когда один и тот же вид достигает больших размеров в тех морях, где соленость выше известна для многих гидробионтов.

Сравнение репродуктивных особенностей *P. elegans* в лагунных и морских условиях показало что в Вислинском заливе нерест и пополнение популяции более ранние и происходят не один, а два-три раза в год. Этому может способствовать лучший прогрев вод, избыток легкоусвояемой органики и мел-

ких организмов в условиях Вислинского залива. Количественные популяционные показатели также свидетельствуют о том что условия мелководного эвтрофного водоема более благоприятны для *P. elegans*, чем морская обстановка: согласно [4], численность его в Гданьском заливе составляет несколько десятков особей на квадратный метр, а в условиях Вислинского залива достигает нескольких сотен.

Благодарности. Автор признателен студентке РГУ им. И. Канта Анне Бабич за участие в сборе и обработке материала.

ЛИТЕРАТУРА

1. Campbell A. Seashores and shallow seas of Britain and Europe. Hamlyn Publ.Group Ltd. London, 1994. – 320 p.
2. Zettler M. L. Benthologischer Arbeiten zur ökologischen Bewertung von Windenergie– Anlagen– Eignungsgebieten in der Ostsee, Endbericht für die Areale Kriegers Flak (KF) und Westlicher Adlergrund (WAG) [computerlesbares Material]. Institut für Ostseeforschung, Section für Biologische Meereskunde FKZ. – 2003. – 802–85–210.
3. Janas U., Zarzycki T., Kozik P. *Palaemon elegans* – a new component of the Gulf of Gdańsk macrofauna // *Oceanologia*, 2004. – v. 46. – pp. 143–146.
4. Grabowski M. Rapid colonization of the Polish Baltic coast by an Atlantic palaemonid shrimp *Palaemon elegans* Rathke, 1837 // *Aquatic Invasions*, 2006 Volume 1, Issue 3.– pp. 116–123.
5. Janas U., Distribution and individual characteristics of the prawn *Palaemon elegans* (Crustacea, Decapoda) from the Gulf of Gdansk and the Dead Vistula River // *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 2005. – v. 34. – pp. 83–91.
6. Цигвинцев С. В. О биологии креветки *Palaemon elegans* в водах Калининградского залива // Сборник трудов КГТУ – Калининград: Изд-во КГТУ, 2004. С. 180–201.
7. Köhn J., Gossele F. Identification key for the Malacostraca of the Baltic Sea. Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin, 1989. – v. 65(1).– pp. 3–114.
8. Цигвинцев С. В. Биология креветки из рода *Palaemon* в Приморской бухте Вислинского залива / Труды ВГБО. – Тольятти, 2006, т. 2. С. 222.
9. Панов В. Е., Павлов А. М. Методика количественного учета водных беспозвоночных в зарослях камыша и тростника // *Гидробиологический журнал*. – 1986, т. 2. № 6, – С. 87–88.
10. Буруковский Р. Н. Методика биологического анализа некоторых тропических и субтропических креветок // Сб. науч. тр. Всеросс. НИИ рыб. хоз-ва и океанографии. – М. – 1992. – 77–91.
11. Мина М. В., Клевезаль Г. А. Рост животных. – М: Наука. – 1976.
12. Bülgün S., Samsun O. Fecundity and Egg Size of Three Shrimp Species, *Crangon crangon*, *Palaemon adspersus*, and *Palaemon elegans* (Crustacea: Decapoda: Caridea), off Sinop Peninsula (Turkey) in the Black Sea // *Turk J. Zool.*, 2006.– v. 30, pp. 413–421
13. Gurney R., Some notes on *Leander longirostris* M. Edwards, and other British Prawns, *Proc. Zool. Soc.*, VII .– 1923.– pp. 97–123.

SUMMARY

Ezhova E. E. DISTRIBUTION AND BIOLOGY OF PALAEMON ELEGANS (DECAPODA, PALAEMONIDAE) IN SOUTH-EASTERN BALTIC SEA – NEW AREA OF THE SPECIES DISPERSAL

Growth, size-age structure, peculiarities of life cycle, individual fecundity, egg size and quantitative population parameters were studied in shrimp *Palaemon elegans* population in marine and lagoon environments of the South-Eastern Baltic. Morphometric parameters of body and embryo, age of sexual maturity, type of growth curve were detected and size-age scale of *P. elegans* for the study area was compiled. It was shown, breeding in the marine environment tooks place once, in the lagoon it occurs two or three times and breeding season lasts 4 months. The influence of environmental variables on species biology is discussed.

НОВЫЕ ДАННЫЕ ПО ПЛАНКТОНУ И БЕНТОСУ РЕЛИКТОВОГО ОЗЕРА МОГИЛЬНОЕ (О. КИЛЬДИН, БАРЕНЦЕВО МОРЕ)

Е. Е. Ежова, Ю. Ю. Полунина, Е. К. Ланге, М. Ф. Маркиянова, О. В. Перетергова, С. Г. Матвий

Атлантическое отделение института океанологии им. П. П. Ширшова РАН, г. Калининград, elena_e@ioran.baltnet.ru

Озеро Могильное расположено на юго-восточной оконечности острова Кильдин (Баренцево море) и является водоемом морского происхождения. Водоем невелик по размерам – всего 526х275м при глубине 16,3 м. Его классифицируют как «субполярное экзогенное меромиктическое экзотерми-

ческое реликтовое морское озеро» [1]. Как указывает этот же источник [1], он, возможно, единственный на планете, где в течение длительного времени сохраняется устойчивая стратификация вод и в каждом слое существует характерное для данного типа вод население. В силу необычности гидрологического режима, уникальное озеро привлекает внимание различных специалистов уже более 200 лет.

Основные результаты исследований конца 19 - начала 20 вв. (морфометрия, гидрологическая характеристика, инвентаризация флоры и фауны) были обобщены в монографии К.М.Дерюгина [2]. В двух других монографиях по озеру Могильному сведены и проанализированы данные многолетних комплексных исследований за периоды 1966-1974 - экспедиций ММБИ [3] и 1996-2000 - ПИНРО [1]. В большей степени эти работы касаются топографии, геологии, геоморфологии, гидрологии, и гидрохимии. Изученность биологических аспектов несравнимо ниже. Состав фито- и зоопланктона и макрозообентоса, приведенный в сводке К. М. Дерюгина [2], благодаря длительному периоду сборов и большому общему объему материала должен достаточно полно отражать разнообразие биоты 80-100 лет назад. Данные по распределению имеются лишь для планктонных организмов, а количественные характеристики для того времени отсутствуют.

Достаточно подробно изучена голоценовая флора и фауна [3]. Сведения о современной флоре, фауне и состоянии биологических сообществ немногочисленны: исследованы микробиальные процессы, экология кильдинской трески [1, 3], есть сведения 1997-1999 гг. по зоопланктону, первичной продукции и предварительная количественная оценка популяции *Gammarus locusta* [1]. После К.М.Дерюгина не был изучен фитопланктон, зообентос, донные водоросли. Недавние совместные исследования СПбГУ, ЗИН РАН и МГТУ [4, 5] внесли вклад в уточнение видового состава макрофитов и макрозообентоса и описали характер вертикального распределения зоопланктона и зообентоса в южной части озера. По-прежнему отсутствуют сведения по фитопланктону и какие-либо количественные характеристики зообентоса. Вся имеющаяся сегодня биологическая информация не позволяет подойти к пониманию функционирования экосистемы этого уникального водоема.

В рамках темы «Исследование гидрохимических особенностей и геоэкологической обстановки в анаэробных бассейнах (на примере озера Могильного и впадин Балтийского моря)», при поддержке проекта РФФИ 06-05-64242, был получен материал, который после детальной обработки и анализа с привлечением гидрофизических, гидро- и геохимических данных, собранных параллельно с гидробиологическими, позволит несколько восполнить эти пробелы. Основной целью наших работ было: оценить современное состояние, состав и структуру сообществ фитопланктона, зоопланктона и зообентоса озера. Ниже приводятся первые результаты.

Материал и методы Работали в открытой и прибрежной зоне оз. Могильного 30 июля - 3 августа 2008 г. Перед отбором биологических проб выполнялось зондирование многоканальным зондом Idronaut для определения температуры, солености, концентрации растворенного кислорода, Eh, pH и характера их вертикального распределения, на основании чего планировались горизонты пробоотбора. Выполнены зондирования на 15 станциях (рис. 1) в открытой части водоема. Пробы мезозоопланктона на глубоководных станциях озера отбирали малой сетью Джели с замыкателем (размер ячеек 100 мкм, диаметр входного отверстия 17 см) вертикальным ловом по горизонтам: 0-2,5 м; 2,5-7 м; 7 м - дно. На прибрежных станциях процеживали через сетку 105 л воды из горизонта 0-0,5 м. Фиксировали 4% формалином. На 10 станциях собрано 20 проб. *Фитопланктон* брали на тех же станциях, что и зоопланктон, на горизонтах 0 м, 2,5 м, 7 м и дно, отбирая по 1 л из 2-литрового пластикового батометра Нискина. Фиксировали формалином до конечной концентрации 2%, с добавлением жидкости Кузьмина. Всего отобрана 21 проба. *Зообентос* собран на 13 станциях в открытой части озера, где использовали дночерпатель Петерсена (1/40 м²), по 3 пробы на станции, и на 6 – в литоральной. В прибрежной зоне применяли трубчатый пробоотборник (0,01 м²) и рамку (0,126 м²). Пробы промывали в сачках из капронового сита (размер ячеек 0,4 мм) и фиксировали 4% формалином, всего собрано 47 проб. Весь материал обрабатывали в лаборатории по стандартным методикам.

Результаты и обсуждение

Фитопланктон. В начале августа 2008 г. в планктоне глубоководной части озера Могильного (13-15 м) таксономическое разнообразие альгофлоры было незначительным – не более 10 таксонов в пробе. В поверхностном слое, при температуре около 11°C и солености воды не выше 4 ‰, доминировали, благодаря развитию *Anabaena mendotae* Trelease., синезеленые водоросли (31-44% общей биомассы). Вклад диатомовых был выше – 56-68%. Массовым развитием до уровня «цветения» характеризовалась мелкоклеточная солоноватоводная неритическая бореальная диатомея *Chaetoceros muelleri* Lemm., наряду с ней, основу количественных параметров фитопланктона обеспечили виды рода *Diatoma*. На 2,5-ти м глубине, где величины солености и температуры оставались теми же, что и на поверхности, структура доминантного комплекса практически не менялась, доминировали те же виды (табл. 1; рис. 2).

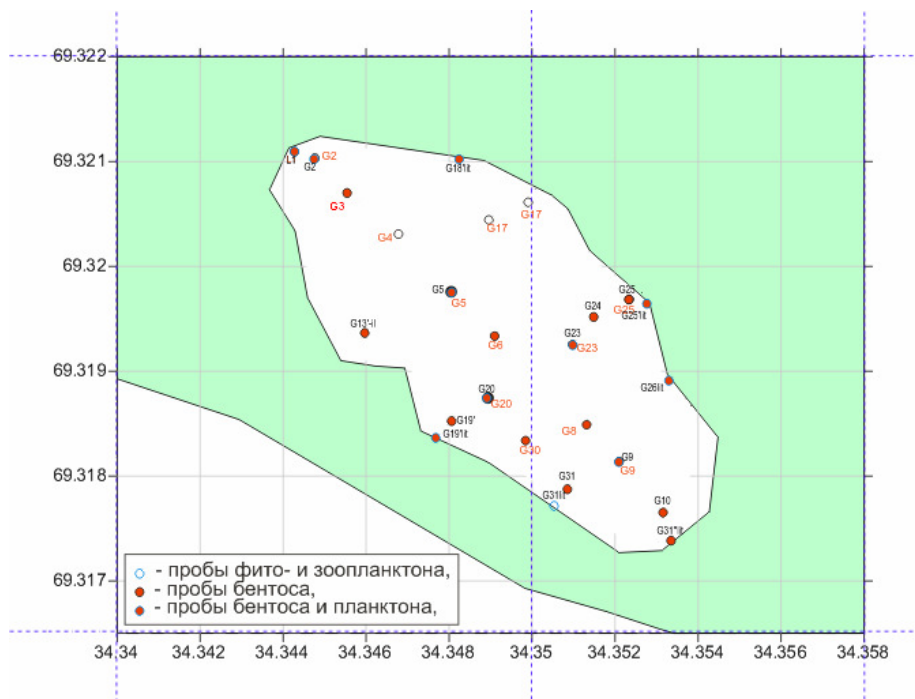


Рис. 1. Расположение станции отбора проб в озере Могильном, август 2008 г.

Таблица 1

Структура доминантного комплекса фитопланктона оз. Могильное, август 2008 г.

Горизонт, м	<i>Anabaena mendotae</i>		<i>Chaetoceros muelleri</i>		<i>Diatoma spp.</i>	
	N	B	N	B	N	B
0	3,2-3,8	0,88-1,29	7,3-11,0	0,80-1,12	1,6-1,7	0,75-0,77
2,5	1,3-1,6	0,35-0,73	8,0-13,4	1,23-1,35	1,4-2,8	0,69-1,44

Примечание: N – численность, млн.кл/л; B – биомасса, г/м³.

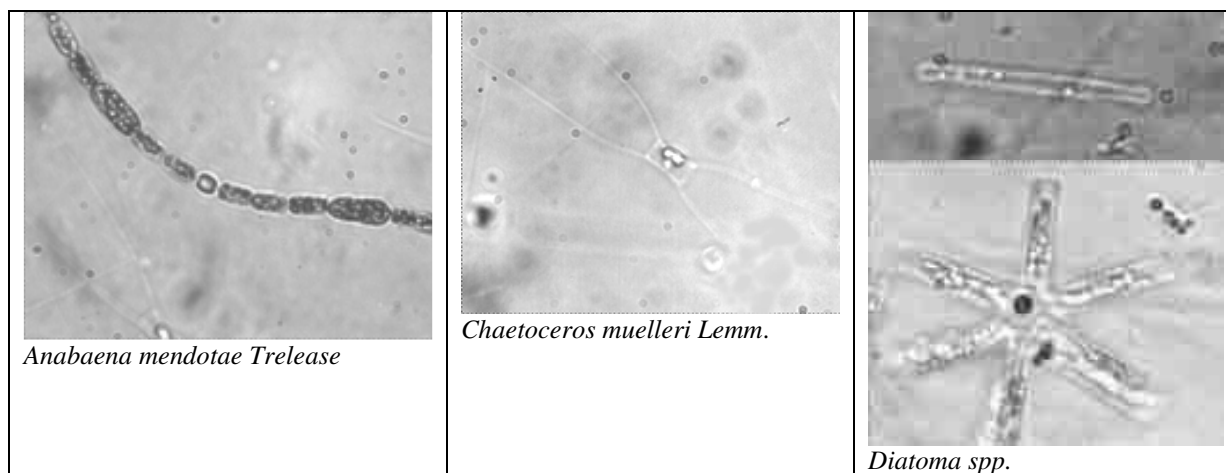


Рис. 2. Доминантные виды фитопланктона оз. Могильное (глубина 0-2,5 м), август 2008 г.

В то же время отмечено небольшое (в 2-2,5 раза) снижение обилия *A. mendotae*, что отразилось на соотношении синезеленых и диатомовых в суммарной биомассе фитопланктона - соответственно 12-26 и 73-88%. Вследствие увеличения солёности воды до 29‰ на 9-ти метровой изобате отмечена смена доминантов. Преобладали динофитовые (94% общей биомассы) (порядок Gymnodiniales), численность которых составила 0,5-0,7 млн.кл/л, биомасса – 0,78-1,12 г/м³.

Таким образом, наиболее продуктивным в глубоководной части озера оказался слой воды до галоклина в пределах 0-2,5 м (наиболее прогреваемый, с низкой солёностью воды), где общая биомасса фитопланктона варьировала от 2,78 до 3,08 г/м³. Следует отметить, что в более ранних исследованиях оз. Могильное [1, 2] в списках видов не указывались водоросли за исключением *Diatoma tenuis* Ag., доминирующие в настоящее время.

Зоопланктон озера был представлен 13 видами голопланктона, из которых Copepoda – 5, Cladocera – 4, Rotatoria -3, Cnidaria – 1 вид. Меропланктон состоял, преимущественно, из личинок Polychaeta и Bivalvia, в небольшом количестве встречались хирономиды, личинки Gastropoda, нематоды, остракоды и Oligochaeta.

В целом, в зоопланктоне озера преобладают три вида: эврибионтная коловратка *Keratella quadrata*, копепоидитные и науплиальные стадии, самки и самцы *Pseudocalanus sp.* и морская клadoцера *Pleopis polyphemoides*. Большое количество особей имели яйцевые мешки и молодь в выводковой камере, что указывает на активное размножение этих видов животных в данный период. В верхнем слое от 2,5 м до поверхности преобладали первые два вида, в то время как в нижних слоях основу сообщества составлял *Pseudocalanus sp.*, его копепоидитные и науплиальные стадии.

Численность зоопланктона значительно изменялась по станциям. В прибрежье численность варьировала от 799 и до 11666 экз./м³, в среднем составляя 3654 экз./м³ (рис. 3). Основу сообщества составляли коловратки и клadoцеры, на некоторых станциях встречен *Tachidius* spp. и его копепоидитные стадии. В пробах отмечены эфиппиумы дафний.

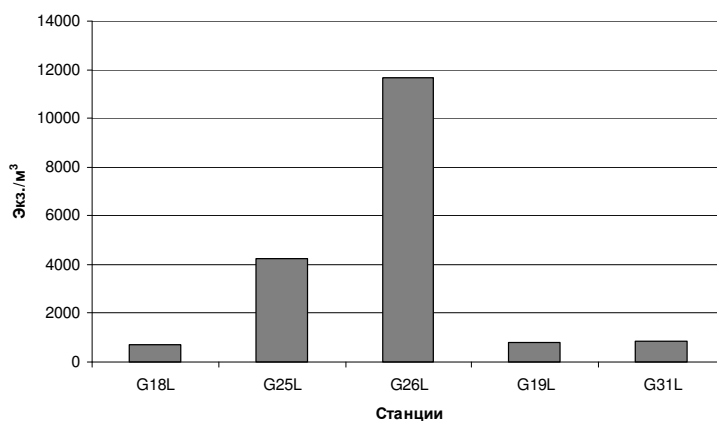


Рис. 3. Численность зоопланктона в прибрежной зоне озера Могильное, август 2008 г.

Прибрежные пробы зоопланктона собирали на станциях со стороны перемычки (ст. G19L, 31L) и у северного берега, наиболее удаленного от перемычки (ст. G18L, 25L, 26L). Существенных отличий в видовом составе не обнаружено. Однако, на северном, удаленном от перемычки, берегу, куда впадают несколько ручьев (станции G18 L, G 25, G 26), численность существенно выше (5555 экз./м³ в среднем), чем на северном, мористом (800 экз./м³) (рис. 3).

В открытой части озера плотность планктонных животных была в среднем 32604 экз./м³, что почти в 10 раз превышает этот показатель в прибрежной зоне. Слой глубже 7 м характеризуется высокими численностями. Здесь доминирует *Pseudocalanus sp.* и его копепоидитные стадии, массово встречаются личинки полихет. Горизонт 2,5-7 м характеризуется самыми низкими численностями зоопланктона. В этом слое преобладали науплиальные и копепоидитные стадии *Pseudocalanus sp.* и *K. quadrata*. В пробах с этого горизонта много мертвого зоопланктона, преимущественно *P. elongates*. Необходимо коснуться вопроса видовой принадлежности псевдокалянуса, доминанта в зоопланктоне озера. Все исследователи зоопланктона озера Могильного [2,1], обозначали найденный вид как *Pseudocalanus elongatus*. В отчете [5] вид определен как *Pseudocalanus minutus*. В 1989 г. таксономия рода *Pseudocalanus* претерпела существенные изменения, были разработаны новые ключевые признаки для семи видов, сведены синонимы [6]. Для Баренцева моря достоверно были определены *P. minutus* и *P. acuspes*. По нашему мнению, в озере могут обитать оба вида, поскольку некоторые экземпляры морфометрически отличаются от образцов типовой серии *P. minutus* [6].

Таким образом, зоопланктон озера представлен как пресноводными, так и морскими видами. В открытой части озера численность зоопланктона в целом выше, чем в прибрежной зоне. Распределение животных в толще воды не однородно. Общая численность зоопланктона в горизонте 2,5-7 м самая низкая, горизонт ниже 7 м характеризуется высокими показателями общей численности зоопланктона.

Бентос. В исследованиях бентоса 2003-2005 [4,5] решали задачу описания и картирования основных типов сообществ южной (мористой) части озера в «морской фации». Отбор, выполнялся аквалангистами и не предусматривал получения количественных данных. В результате этих работ получена достаточно детальная картина поясного распределения доминирующих бентосных форм в диапазоне глубин 4.6-8,5 м. на южном подводном склоне озера, а также уточнен и пополнен список видов бентоса характерных для озера в настоящее время, но не описана структура и состав сообществ. Количественных представлений о зообентосе озера в целом, и даже для сообществ, приуроченных к каменистой фации перемычки, до сих пор не имеется. Остальные районы озера тем более остаются неизученными в отношении состава, структуры, распределения и современного состояния зообентоса. Наши количественные данные охватывают всю акваторию озера за исключением склона каменистой перемычки, где пробоотбор с использованием дночерпателей невозможен.

Нами обнаружено 15 таксонов: 3 вида полихет, 2 вида ракообразных, 1 двустворчатый моллюск, тубифицида, хирономиды, турбеллярия, немертина, нематоды, мшанки, губки а также гарпак-

тициды и остракоды, не определенные до вида. Не найдены в бентосных пробах но, судя по планктонным пробам, встречаются, представители Cnidaria и брюхоногие моллюски. Действительное разнообразие выше, поскольку группы Porifera, Ascidia, Bryozoa еще не обработаны, а сессильные морские формы, приуроченные к твердым субстратам перемычки мы не отбирали.

Биомасса и численность бентоса варьируют в широких пределах – от 0,05 до 66,1 г/м² и от 53 до 157680 (7920 без мейобентоса) экз./м². Распределение бентоса по площади дна неравномерно. Зона наиболее высоких биомасс (среднее 42 г/м²) приурочена к пологому подводному склону северного берега до глубин 2-3 м (рис. 1, табл. 2), где соленость не превышает 4‰, дно сложено песком и галькой. Здесь распространены сообщества с доминированием *M.baltica* и Chironomidae. Для глубин 4-8 м, на илистых осадках и с соленостью более 18 ‰ характерны биомассы до 10 г/м² (табл. 2). Здесь развиты сообщества с доминированием полихет *Polydora* sp., достаточно разнообразные по составу. Участки дна с сапропелевыми илами, расположенные в глубоководной части озера, как правило почти безжизненны, уже на 10 м содержание кислорода очень низко, появляется сероводород и лишь единичные особи хирономид и губки могут присутствовать в пробах, биомасса не достигает и 1 г/м². Т.о., очевидно поясное распределение бентоса, определяемое типом донных осадков и гидрохимическими условиями.

Таблица 2

Характеристики зообентоса оз. Могильное, август 2008 г.

Глубины, м	Станции	Грунт	N, экз./м ²	B, г/м ²	Таксоны	Доминант	С/доминант
0-2	25	галька и	10093	18,75	4	Chironomidae	
	26	песок	15493	66,09	7	<i>Macoma baltica</i>	Chironomidae
			12793	42,42			
4-8	2	мелко-	5240	3,15	4	<i>Polydora</i> sp.	
	3	алевр.	7600	5,04	2	<i>Gammarus locusta</i>	<i>Polydora</i> sp.
	24	ил	157680	9,24	9	<i>Polydora</i> sp.	<i>Oligochaeta</i>
			56840*	5,81			
10 - 16	5	жидкий	53	0,05	2	Chironomidae	
	9	ил с	147	1,07	1	Porifera	
	10	H ₂ S	+	+	1	Porifera	
			100	0,56			

Примечание: 7920 экз./м² – без учета нематод.

ЛИТЕРАТУРА

1. Реликтовое озеро Могильное (исследования 1997–2000 гг.) /Коллектив авторов. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2002. – 164 с.
2. Дерюгин К. М. Реликтовое озеро Могильное (остров Кильдин в Баренцевом море) // Тр. Петергофский естест.-науч. ин-т. – Л.: Главнаука, 1925. –111с.
3. Реликтовое озеро Могильное. Л.: Изд-во «Наука», Ленингр. Отделение, 1975. – 298 с.
4. Стрелков П. П., Фокин М. В., Шунатова Н. Н., Усов Н. В., Федюк М. Л., Шошина Е. В., Малавенда С. С., Самысько Ю. В., Редькин Д. В., Корсун С. А. Реликтовое озеро Могильное (остров Кильдин в Баренцевом море): 80 лет после Дерюгина // Матер. научн. семинара «Чтения памяти К.М.Дерюгина», С.-Петербургский универс. – 2005. – С. 44–59.
5. Фокин М. В., Шунатова Н. Н., Усов Н. В., Буфалова Е. Н., Малавенда С. С., Редькин Д. В., Стрелков П. П., Шошина Е. В. Реликтовое озеро Могильное – 2003. Научный отчет экспедиции СПбГУ–МГТУ–ЗИН РАН на остров Кильдин и озеро Могильное в августе 2003 года. С.–Петербург, 2004. – 20 с.
6. Frost B. W. A taxonomy of the marine calanoid copepod genus *Pseudocalanus* // Can. Zool. 1989.– V. 67. – P. 525–551.

SUMMARY

Ezhova E. E., Polunina J. J., Lange E. K., Markyanov M. F., Peretertova O. V., Matvyi S. G. A. NEW DATA ON PLANKTON AND BENTHOS OF THE RELIC LAKE MOGILNOE (KILDIN ISLAND, THE BARENTS SEA)

First results of multidisciplinary hydrobiological study of Mogolnoe Lake in 2008 are shown. Quantitative data on phyto-, zooplankton and zoobenthos are given. The character of spatial distribution of these

ecological groups is described. Phytoplanktic species, are dominating now was not ever before included in the list of Lake Mogilnoe species. Data on zoobenthos biomass, abundance and spatial distribution were firstly defined for the Lake Mogilnoe.

О НАХОДКЕ *KELLICOTTIA BOSTONIENSIS* (ROUSSELET, 1908) (ROTIFERA: BRACHIONIDAE) В РАЗНОТИПНЫХ ВОДОЕМАХ ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ

С. М. Жданова, А. Э. Добрынин

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН, пос. Борок, Ярославская обл., Smirn_Sv@ibiw.yaroslavl.ru

Вид *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) типичен для водоемов и водотоков Северной Америки. Недавно этот вид обнаружен и в Южной Америке: Бразилии [1] и Аргентине [2]. В Европе *K. bostoniensis* впервые найдена Карлином в 1943 г. (цит. по [3]) в одном из озер Швеции на участке, загрязненном сточными водами целлюлозно-бумажного комбината. Позднее *K. bostoniensis* была отмечена более чем в 11 озерах и реках Швеции [3]. Исследователи обращали внимание, что вид чаще встречался в водоемах, находящихся под влиянием сточных вод целлюлозно-бумажной промышленности. В настоящее время он считается самым обычным для водоемов юга Швеции [4]. В Нидерландах *K. bostoniensis* обнаружена в 1960 г. в маленьком мезотрофном пруду с кислой темной водой [5]. В Финляндии вид отмечен в в трех озерах, на участках, слабо загрязненных сточными водами [6]. В 1993 г. в небольшом кислотном озере (рН 5) *K. bostoniensis* была самым обильным видом [7] Во Франции она обнаружена в гумидном кислотном озере [8]. На территории России вид впервые отмечен в 2000 г. в озерах Придорожное и Пионерское (Ленинградская обл.) во всей толще воды [9]. Таким образом, североамериканский вид *K. bostoniensis* достаточно широко распространился относительно первых находок. Расселение *K. bostoniensis* – один из примеров биоинвазий в пресных водах [10, 11]. Иммиграцию вида из Северной Америки в Южную Америку связывают с его переносом балластными водами крупных судов и переносом покоящихся яиц коловратки перелетными птицами [12]. Дальнейшее расселение в водоемы Аргентины и Бразилии могло проходить по речной системе [2]. Появление *K. bostoniensis* в Европе, в частности в Швеции, так же связывают с переносом ее балластными водами и последующим расселением по речным бассейнам и дренажным каналам [3]. Цель работы – выявить особенности морфологии *K. bostoniensis* в пресных озёрах разного типа и установить их связь с условиями среды.

В пойменных водоемах Окского заповедника (озера Лопата, Алексеевское, Нефедово, Белое) пробы зоопланктона собирали с 7 по 12 июля 2007 г. На участках с глубинами ≤ 1 м 50 л воды с поверхности процеживали через планктонную сеть (газ №70), на участках с глубинами > 1 м протягивали сети Джеди (диаметр входного отверстия 12 см, газ №70) от дна до поверхности. В озерах Валдайской возвышенности (Большое Яичко, Малое Яичко, Глухое, Брагино) пробы собирали с 23 по 25 июля 2007 г. с помощью сети Джеди (диаметр входного отверстия 18 см, газ №76). В оз. Кшара (Владимирская обл.) пробы зоопланктона собирали 24 сентября 2004 г. при помощи 2-литрового батометра Рутнера с горизонтов 0, 2, 4, 6, 7, 8, 10 и 12 м (по 3 подъёма с каждого горизонта) с последующим процеживанием через газ № 76.

Для анализа морфологической изменчивости *K. bostoniensis* промеряли по 100 экз. из пробы. Определяли общую длину тела ($l_{\text{общ}}$), длину панциря ($l_{\text{пан}}$) и самых длинных переднего ($l_{\text{пш}}$) и заднего ($l_{\text{зш}}$) шипов. Измерения проводили с помощью окуляр-микрометра под световым микроскопом МБИ-3. Содержимое желудков коловраток рода *Asplanchna* просматривали на фиксированных формалином препаратах с использованием светового микроскопа МБИ-3. Для анализа морфологической изменчивости *K. bostoniensis* из оз. Кшара коловраток фотографировали под микроскопом Jenaval (Karl Zeiss, Jena) цифровой фотокамерой Canon Power Shot A720IS. Калибровку масштаба полученных изображений осуществляли путём фотографирования при тех же условиях объект-микрометра. Измерения коловраток на фотографиях выполняли в графическом редакторе Adobe Photoshop CS2. Статистическую обработку данных проводили в пакете статистических программ Statistica 6.0.

В Центральном регионе *K. bostoniensis* найдена в пойменных водоемах рек Пра и Ока на территории Окского заповедника (Рязанская обл.), а так же карстовом озере Кшара (Владимирская обл.), в Северо-Западном регионе – в небольших озерах Валдайской возвышенности.

В пойменных водоемах рек Пра и Ока вид отмечен в прибрежной зоне среди зарослей макрофитов и на центральных участках. Численность изменялась от единиц до 1.24 млн. экз./м³. Эти пойменные водоемы мелководны (за исключением оз. Лопата), высокоцветны (за исключением оз. Нефедово) с низкой прозрачностью воды (0.3–0.6 м), с рН 6.6–7.47. В водоемах Валдайской возвышенности *K. bostoniensis* отмечена в значительно меньших количествах – от 0.1 до 11.1 тыс. экз./м³. Озера ха-

рактически характеризуются большими глубинами (1.4–4.2 м) и прозрачностью воды (0.5–1.4 м). Цветность озер варьирует от 130⁰ до 370⁰, что соответствует темноводному классу вод.

Оз. Кщара – крупнее (площадь зеркала 1.32 км²) и глубже (максимальная глубина 12 м) вышеописанных озёр. Водоём относится к мезотрофному типу [13] прозрачность воды в период наблюдений составляла 2.4 м. Концентрация кислорода менялась от 8.6 мг/л у поверхности до 5.46 мг/л на глубине 7 м, на 10 м и глубже кислород отсутствовал. В оз. Кщара низкие численности *K. bostoniensis* отмечены в зоне эпи- и металимниона (0–6 м) – от 10 до 30 тыс. экз./м³. Невысокая плотность коловратки на этих горизонтах не позволили получить статистически значимые результаты измерений их морфологических признаков. На границе мета- и гиполимниона (7 м) наблюдался резкий скачок концентрации коловраток – до 4.36 млн. экз./м³. В гиполимниальной зоне, численность *K. bostoniensis* постепенно уменьшалась – с 753 тыс. экз./м³ на 8 м до 467 тыс. экз./м³ на 10 м и 167 тыс. экз./м³ на 12 м. Поскольку в оз. Кщара термо- и оксиклины практически совпадали, то можно констатировать, что *K. bostoniensis* опускается на значительные глубины, но слабо распространяется ниже оксиклина. Это согласуется с данными Кэмпбелла (цит. по [6]), который отмечает, что в начале лета *K. bostoniensis* гиполимнический вид, но, когда в гиполимнионе развивается дефицит кислорода, мигрирует в эпилимнион.

Анализ морфометрических показателей *K. bostoniensis* выявил достоверные различия в размерах тела особей из пойменных водоемов Окского заповедника и оз. Малое Яичко Валдайской возвышенности. Наиболее крупные особи отмечены в озерах Малое Яичко и Лопата, мелкие – в пойменном водоеме Алексеевское. В оз. Кщара в зависимости от глубины размеры коловраток варьировали в 1.2 раза (табл. 1).

Как известно, выросты панциря (шипы) служат с одной стороны приспособлением для парения в толще воды, с другой – для защиты от хищников. Коловратки рода *Asplanchna* являются одними из потребителей *Kellicottia bostoniensis*. В оз. Малое Яичко род *Asplanchna* представлен двумя крупными видами *A. priodonta* (0.92±0.02 мм) и *A. herricki* (1.11±0.03 мм). Особи *Kellicottia bostoniensis* обнаружены в 2% просмотренных желудков *A. priodonta* и в 46% желудков *A. herricki*. В пойменном озере Лопата из рода *Asplanchna* в массе присутствовали крупные *A. bringtwelli* (0.69±0.01 мм) и более мелкие *A. henrietta* (0.51±0.01 мм). Панцири *Kellicottia bostoniensis* находили в 48% желудков *Asplanchna bringtwelli* и в 1% желудков *A. henrietta*. В оз. Нефедово хищные коловратки представлены только некрупной формой *A. priodonta* (0.36±0.01 мм), в желудках которой *K. bostoniensis* не обнаружена. В оз. Алексеевское, где обнаружены самые мелкие экземпляры *K. bostoniensis*, аспланхны представлены некрупной формой *Asplanchna priodonta* (0.41±0.01 мм) и *A. henrietta* (0.40±0.01 мм), в их желудках *K. bostoniensis* не обнаружена. Таким образом, именно *Asplanchna herricki* и *A. bringtwelli* являются потребителями *Kellicottia bostoniensis*.

Отмечен полиморфизм популяции *K. bostoniensis* из оз. Кщара. Достоверные различия ($p \leq 0.05$) всех трёх морфологических характеристик (длина панциря, самых длинных переднего и заднего шипов) выявлены на горизонтах 7, 8 и 10. Наибольшие их значения наблюдались для *K. bostoniensis* с горизонта 7 м, далее они последовательно уменьшались для коловраток с глубин 8 и 10 м. В оз. Кщара не выявлена связь между распределением численности *Asplanchna priodonta*, единственного представителя рода в озере, и *K. bostoniensis*. Некрупная (0.4±0.1 мм) *Asplanchna priodonta* занимала эпилимнион и верхнюю часть металимниона с максимумом численности (7.8 тыс. экз./м³) на горизонте 4 м и полностью отсутствовала на глубинах >6 м. Для объяснения этих различий выдвинуто два предположения. Во-первых, распределение *K. bostoniensis* и копеподитов циклопид ($r=0.92$, $p=0.001$) практически полностью совпадало. Так же, как и для *K. bostoniensis* максимум численности копеподитов циклопид находился на горизонте 7 м. Последние были в подавляющем большинстве представлены III–IV копеподитными стадиями хищника-хватателя *Mesocyclops leuckarti*, которые, как и у других хватателей, имеют сходный способ питания с взрослыми циклопами [14, 15]. Таким образом, при крайне малой подвижности *K. bostoniensis* увеличение размеров тела и шипов может служить защитным механизмом от выедания. К сожалению, непосредственный анализ кишечников копеподитов циклопид затруднён ввиду того, что они обычно не поглощают свою жертву целиком или по частям, а съедают лишь её содержимое [16]. Во-вторых, на горизонтах 7–10 м происходит переход от мета- к гиполимниону, сопровождающийся падением температуры с 12.6 до 8.4°C и, соответственно, увеличением плотности и вязкости воды. Ввиду этого на нижних горизонтах значение шипов как приспособления для парения уменьшается. Необходимо отметить, что у особей *K. bostoniensis* с придонного горизонта (12 м) значения морфологических характеристик опять возрастали и были примерно такие же, как у особей на 8-метровой глубине. В настоящее время авторы не могут дать однозначного ответа о причинах их увеличения. Возможно, это связано с присутствием в придонном слое бентических хищников, питающихся *K. bostoniensis*.

Анализ литературных и собственных данных показал, что особи *K. bostoniensis* пойменных водоемов Окского заповедника значительно мельче, найденных в различных водоемах стран Европы и Северной Америки и по размерам сходны особями из водоемов стран Южной Америки (табл. 1). Авторы связывают мелкие размеры коловраток из тропических водоемов с недавним вселением *K.*

bostoniensis и отсутствием избирательного хищника коловраток рода *Asplanchna* [17]. Коловратки *K. bostoniensis* из оз. Малое Яичко были наиболее близки по размерам к особям из водоемов Европы и Северной Америки. Именно в этом озере наблюдали самых больших особей *K. bostoniensis* и высокую биомассу (1.9 г/м^3) крупных ($\geq 0.8 \text{ мм}$) хищных коловраток р. *Asplanchna*. Размеры *K. bostoniensis* в оз. Кшара находились в пределах, описанных для вышеуказанных водоёмов.

Выявлено наличие положительной связи между длиной переднего шипа и длины заднего шипа. Сильная связь ($r=0.81$, $p \leq 0.05$) отмечена у особей из пойменных водоёмов Окского заповедника, значительная ($r=0.68$, $p < 0.001$) у коловраток из оз. Кшара.

На основании полученных данных можно предполагать, что в мелких водоёмах размер шипов *K. bostoniensis* в основном связан с присутствием потребляющих её хищников. В глубоководных озёрах, обладающих температурной стратификацией, в дополнение к этому свою роль может играть изменение плотности и вязкости воды с глубиной.

Таблица 1

Морфометрические параметры *K. bostoniensis* из различных водоемов

Водоем	n*	$l_{\text{общ}}$, МКМ	$l_{\text{пш}}$, МКМ	$l_{\text{зш}}$, МКМ	$l_{\text{пан}}$, МКМ	Литературный источник
озеро Лопата	100	335±2	133±1	94±1	107±0.0	Данные авторов
озеро Алексеевское	100	273±2	93±1	73±1	106±0.0	–"–
озеро Нефедово	100	309±2	119±1	86±1	105±0.0	–"–
озеро Белое	100	312±2	122±1	86±1	104±0.0	–"–
озеро Малое Яичко	100	380±2	145±1	123±1	110±0.0	–"–
озеро Кшара						
7 м	100	368±2.1	150±1.3	117±1.2	102±0.8	–"–
8 м	100	325±1.6	133±0.9	103±1.0	89±0.7	–"–
10 м	100	296±2.1	119±0.9	94±1.0	83±0.7	–"–
12 м	100	320±1.9	127±1.0	102±1.0	91±0.6	–"–
озеро Ö. Vättern (Швеция)	100	380	150	130		[3]
озеро Tarjannevesi (Финляндия)	20	381±5		125±6		[6]
озеро Devesset (Франция)	51	374±2	139±1	123±1	109±1	[8]
водохранилище Furnas (Бразилия)	55	306±3	115±1	90±2	101±1	[17]
Lagoa do Nado (Бразилия)	65	285±2	108±1	74±1	105±1	–"–

Примечание:* – количество особей.

ЛИТЕРАТУРА

1. Landa G. G.; Del Aguila L. R., Pinto-Coelho R. M. Distribuição espacial e temporal de *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera) em um grande reservatório tropical (reservatório de Furnas), Estado de Minas Gerais, Brasil // Acta Scientiarum. 2002. V. 24. P. 313–319.
2. Paggi J. New Data on the Distribution of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Monogononta: Brachionidae): Its Presence in Argentina // Zool. Anzeiger. 2002. V. 241. № 4. P. 363–368
3. Arnemo R., Berzins B., Gronberg B., Mellgren I. The Dispersal in Swedish Waters of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet) (Rotatoria) // Oikos. 1968. V. 19. № 2. P. 351–358.
4. Josefsson M., Andersson B. The Environmental Consequences of Alien Species in the Swedish Lakes Mälaren, Hjälmaren, Vänern and Vättern // Ambio. 2001. V. 30. № 8. P. 514–521.
5. Leentvaar P. Quelques rotateurs rares observés em Hollande // Hydrobiologia. 1961, V. 18. P. 245–251.
6. Eloranta P. *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet), a plankton rotifer species new to Finland // Ann. Zool. Fennici. 1988. V. 25. P. 249–252.
7. Keskitalo J., Salonen K., Holopainen A.L. Long-term fluctuations in environmental conditions, plankton and macrophytes in a humic lake, Valkea-Kotinen // Boreal environ. res. 1998. V. 3. № 3. P. 251–262.
8. Balvay G. First record of the rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) in France // J. of Plankton Research. 1994. V. 16. № 8. P. 1071–1074.
9. Иванова М. Б., Телеш И. В. Сезонная и межгодовая динамика планктонных коловраток и ракообразных // Закономерности гидробиологического режима водоемов разного типа. М.: Научный мир, 2004. С.71–83.

10. Dumont H. J. Biogeography of rotifers // *Hydrobiologia*. 1983. V. 104. P. 19–30.
11. Pejler B. History of rotifer research in northern Europe // *Hydrobiologia*. 1998. V. 387/388. P. 1–8.
12. Lopes R. M., Lansac-Tôha F. A. Comunidade zooplancônica do reservatório de Segredo // *Bases Ecológicas para o Manejo*. Maringá: Universidade Estadual do Maringá, 1997. P. 39–60.
13. Корнева Л. Г., Гусаков В. А., Гусев Е. С., Жгарева Н. Н., Крылов А. В., Павлов Д. Ф., Романенко А. В. К вопросу об экологической характеристике слабоминерализованных карстовых озёр Центральной России (Владимирская область) // *Природное наследие России: изучение, мониторинг, охрана: Матер. Международ. конф. Тольятти: Ин-т экологии Волж. бассейна РАН, 2004. С. 138–139.*
14. Добрынина Т. И. Возрастные изменения питания *Cyclops vicinus* Uljan. и *Eucyclops serrulatus* Fisch. (*Copepoda*, *Cyclopoida*) // Трофические связи пресноводных беспозвоночных. Л.: Зоол. ин-т, 1980. С. 59–62.
15. Монаков А. В. Питание и пищевые взаимоотношения пресноводных копепод. Л.: Наука, 1976. 170 с.
16. Монаков А. В. Питание пресноводных беспозвоночных. М.: Ин-т проблем экологии и эволюции РАН, 1998. 319 с.
17. Bezerra-Neto J. F., Aguila L. R., Landa G. G., Pinto-Coelho R. M. The exotic rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Brachionidae) in the zooplankton community in a tropical reservoir // *Lundiana*. 2004. V. 5(2). P. 151–153.

SUMMARY

Zhdanova S. M. Dobrynin A. E. ABOUT FIND OF *KELLICOTTIA BOSTONIENSIS* (ROUSSELET, 1908) (ROTIFERA: BRACHIONIDAE) IN DIFFERENT-TYPE WATER BODIES OF THE EUROPEAN PART OF RUSSIA

Kellicottia bostoniensis (Rousselet, 1908) that is typical for North American water bodies was found in 9 lakes of different types of European part of Russia. Morphometric analysis was carried out for populations from 6 lakes. There is made the proposal that *K. bostoniensis* spine size in shallow water bodies is mainly due to presence of predators feeding on the rotifer. Additionally, the depth depended change of density and viscosity in deep lakes can also have an influence on this characteristic.

ЗООБЕНТОС РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА (МОЛОЖСКИЙ ПЛЕС), СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И РОЛЬ В ЕГО СТРУКТУРЕ ВИДОВ-ИНТРОДУЦЕНТОВ

В. К. Иванов

Дарвинский государственный природный биосферный заповедник, п. Борок Вологодской обл.

В работе использованы данные бентосных съемок на 5 стандартных станциях Моложского плеса Рыбинского водохранилища характеризующих основные грунтовые комплексы за 1998-2005 гг., а также данные по водным балансам водохранилища. Для сравнения результатов и тенденций анализировали материалы исследований за аналогичный период проводимых по данной тематике Институтом биологии внутренних вод РАН им. И. Д. Папанина.

Водоохранилище как и любой биологический объект в ходе своего развития претерпевает сукцессионные изменения, которые также отражаются на структуре и функционировании бентосных сообществ. В настоящее время продолжается вторичное эвтрофирование, вызванное накоплением на дне водохранилища богатых легкоусвояемым ОВ илов, которое началось в маловодные 70-е годы XX века. Для рассматриваемого временного отрезка характерна активизация инвазионных видов, сопровождающаяся формированием новых биогенных биотопов (например: широко распространенных в прибрежье водорослевых матов с гигантской продукцией байкальского бокоплава *Gmelinoides fasciatus* (Stebb.), или заиленных ракушечников, сформировавшихся в водоеме в последнее десятилетие как результат жизнедеятельности другого вселенца – дрейссены).

Анализ полученных результатов показывает, что к концу XX века в бентосе водохранилища происходило некоторое снижение биоразнообразия и биомассы. Эти явления могут быть сопряжены с цикличностью гидроклиматических процессов над водосборной площадью бассейна. Отмечено [6] снижение доли крупных моллюсков – унионид, что подтверждается и нашими наблюдениями. Вероятно имеют место обострение конкурентных отношений с другим моллюском - дрейссеной и гибель молоди унионид в прибрежье, при летне-осенней сработки уровня воды. Гибель молоди дрейссены компенсируется высоким воспроизводительным потенциалом, что позволяет моллюску быстро восстанавливать свою численность. Своей мощной фильтрационной деятельностью дрейссена существенно модифицирует среду для других организмов и образует сообщества которые можно рассматривать как гетеротрофные консорции [4]. При исследовании консорций с эдификатором *Dreissena polymorpha* в 2002 г. нами показано, что такое сообщество существенно отличалось от сообществ при-

брежного биотопа без дрейссены (на рисунке 1 – Контроль). Для консорции отмечены более высокие показатели видового разнообразия и численности. Графики разнообразия – доминирования весьма показательны и высокоинформативны для демонстрации основных характеристик структуры сообществ. Для консортивных сообществ с высоким видовым разнообразием и низким доминированием характерна линия сложной конфигурации (рис. 1), соответствующая модели разломанного стержня (MacArthur, 1957, цит. по Левич, 1977 [3]). Такая модель свидетельствует, что виды – консорбенты делят между собой ресурсы аналогично тому, как целый стержень разламывается случайным образом на фрагменты. Интерпретация такого распределения довольно сложна, однако предполагает незначительное различие потребностей консорбентов в ресурсах. Рост доминирования в контрольных сообществах приводит к выпрямлению линии, что связано со слабым перекрытием ниши главного доминанта – олигохеты *Isochaetides nevaensis* с другими детритофагами. В данном случае гиперпространства ниш сообщества распределяются по иерархическому принципу, обилие вида прямо пропорционально количеству общего ресурса, которого ему удалось захватить (Motomura, цит. по Левич, 1977). Для объяснения этой модели устойчивого существования как видов – субдоминантов, так и следующих видов в иерархии, предложена гипотеза стохастического остатка, суть которой во флуктуациях внешней среды и как следствие к постоянной перестройки плотностной регуляции [5].

В целом максимальная биомасса бентоса в водохранилище, как и ранее, отмечается на серых и переходных илах русловых участков (табл. 1). Однако площадь этих илов к концу XX века уменьшилась в 2,3 раза [1]. Вместе с тем, в зоне возможного осушения, или на песчаных илах отмечается рост численности и биомассы крупного вида олигохет *Isochaetides newaensis*. Это второй по продуктивности биотоп водохранилища (табл. 1). Относительно недавно сформировавшийся биотоп заиленного ракушечника, также отличается повышенными продукционными характеристиками бентосных сообществ. Велика продукция байкальского бокоплава *Gmelinoides fasciatus* (Stebb.), отличающегося высокими показателями плодовитости и несколькими генерациями за сезон [2]. Не менее продуктивным остается биотоп открытого мелководья (табл. 1).

Таким образом, в настоящее время причинно-следственные связи прослеживавшиеся до 90-х годов перестали быть столь очевидными. Экосистема водохранилища, пройдя перечисленные этапы развития перешла в колебательный режим, определяемый сезонными и многолетними гидрологическими циклами. Наблюдается так называемая “импульсная стабилизация” экосистемы и ее компонентов (зоопланктон, зообентос), представляющая своего рода лабильный “климакс”, который может продолжаться намного дольше, чем все пройденные ранее стадии развития водохранилища.

Таблица 1

Рыбинское водохранилище (Моложский плес) донные биотопы, число видов бентоса, биомасса (средние данные за 1998-2005 гг.)

	Биотоп	Число видов	Биомасса, г/м ²
1.	Биотоп серых илов на участках бывших русел рек	30	27,4
2.	Биотоп песчаных серых илов прирусловой поймы	24	12,6
3.	Биотоп чистых песков на участках литорали подверженных волновому размыву	12	1,5
4.	Биотоп защищенного мелководья	28	5,8
5.	Биотоп открытого мелководья	17	3,5

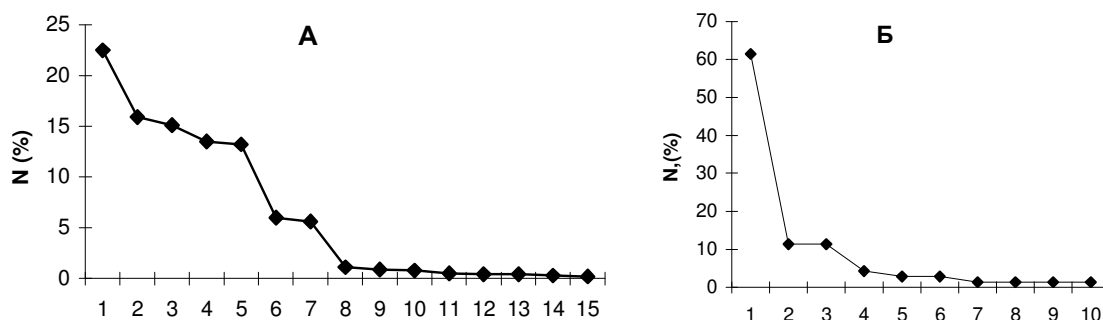


Рис. 1. Графики разнообразия-доминирования сообществ зообентоса по численности (%)
А. Консорция. Б. Контроль.

ЛИТЕРАТУРА

1. Законнов В. В. Пространственно-временная неоднородность распределения и накопления донных отложений верхневолжских водохранилищ // Водные ресурсы. 1995. Т. 22. № 3. С. 362–371.
2. Иванов В. К. Размерно-весовая и половая структура байкальского бокоплава *Gmelinoides fasciatus* (Stebb.) в Моложском отроге Рыбинского водохранилища // Актуальные проблемы водохранилищ. Тез. докладов. Ярославль. 2002. С. 116.
3. Левич А. П. Структура экологических сообществ // Биол. науки. 1977. № 10. С. 63–74.
4. Протасов А. А., Афанасьев С. А. Основные типы сообществ дрейссены в перифитоне // Гидробиол. журн. 1981. Т. 17. № 4. С. 15–22.
5. Романовский Ю. Э. Конкуренция за флуктуирующий ресурс: эволюционные и экологические последствия // Журн. общ. биол. 1989. Т. 50. № 3. С. 304–315.
6. Щербина Г. Х. Роль массовых видов-вселенцев в повышении продуктивности верхневолжских водохранилищ // Актуальные проблемы водохранилищ. Тез. докладов. Ярославль. 2002. С. 333–334.

КОНЦЕПТУАЛЬНОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ВОЗМОЖНОСТЕЙ ВСЕЛЕНИЯ МОРСКИХ МОЛЛЮСКОВ-ДРЕВОТОЧЦЕВ В ВОДЫ РОССИИ И СОПРЕДЕЛЬНЫХ СТРАН

И. Н. Ильин, В. Г. Петросян, С. А. Бессонов, Н. Н. Дергунова

Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН, г. Москва, iljin@sevin.ru

Морские моллюски-древоточцы - теоретически и практически важная группа животных - представлены в водах России и сопредельных стран семействами *Teredinidae* (*Bankia setacea*, *Lyrodus pedicellatus*, *Nototeredo norvegica*, *Psiloteredo megotara*, *Teredo navalis*, *T. utriculus*) и *Pholadidae* (*Xylophaga dorsalis*) [1].

Распространение моллюсков-древоточцев в рассматриваемых акваториях было неплохо изучено в прошлом веке. Эти животные изучались почти исключительно с практической точки зрения как вредители. Сравнительно полно были исследованы многие лимитирующие их факторы среды [1, 5, 8, 9, 15 и др.].

Некоторые исследователи пытались прогнозировать (и нередко весьма успешно) возможности вторжения древоточащих моллюсков в различные акватории (включая моря) России (см., например [1–3, 9, 11]). Однако до сих пор не было предпринято попыток модельного обоснования подобных прогнозов. Мы попытались проанализировать возможности концептуального моделирования такого рода вторжений.

Обнаружение этих вредителей и их повреждений отмечалось в очень отличающихся условиях среды. Их существование может лимитироваться множеством факторов. Полевые и экспериментальные исследования показали причины нахождения этих древоточцев в определенных акваториях и возможности их инвазий в воды вне их постоянных ареалов. Оказалось, что функционально важных факторов такого рода немного. Рассмотрим их.

Глубина. Животных находили от литорали до глубин в сотни и тысячи метров. Часто наблюдается резкое усиление вредоносности *Teredinidae* в придонной зоне (обычно менее метра выше грунта). Нередко они прогрызают ходы в древесине, находящейся на десятки сантиметров ниже грунта. Глубина может обуславливать соответствующие температуру, соленость, загрязнение вод, наконец, просто наличие подходящего для поселения вредителей субстрата [1, 9].

Температура воды. Личинки *P. megotara* в Норвегии оседают при среднемесячной температуре воды не ниже 9–10°C. Дальнейшее развитие животных может происходить при более низкой температуре воды. Летальная температура для личинок *T. navalis* – около 10° и 30°. Их размножение наблюдали при температуре выше 19°. Размножение *B. setacea* – при 7–12° [9, 15].

Соленость. *B. setacea* убивает соленость 7‰. *T. navalis* чувствует себя нормально при солености воды 11–12 или даже 8‰. Взрослые животные переносят ее колебания от 8 до 40‰ неограниченное время. Моллюски-древоточцы, находящиеся в ходах, могут значительное время выдерживать пребывание даже в пресной воде. Так, *T. navalis* выдерживали опреснение до 3 недель. При очень низкой (0–5°C) и высокой (25–30°C) температуре все животные погибали значительно быстрее: на 8-й и 3-й день соответственно [1, 5, 6, 9, 17].

Загрязнение воды. Оно, бесспорно, должно ограничивать деятельность и само наличие древоточцев. Но в наших крупнейших и, следовательно, очень загрязненных портах уменьшения вредоносности древоточцев из-за загрязнения вод не наблюдали [1].

Осушение древесины. Морские древоточцы легко переносят кратковременное осушение древесины, например, при отливах. Так, *T. navalis* может не погибнуть даже после 25–27 дней пребыва-

ния на воздухе. Конечно, при этом определяющее значение имеют его влажность и температура [5, 11].

Лед. Он, предохраняя лежащие ниже слои от переохлаждения, способствует созданию более подходящих для древоточцев термических условий. Считается, что в Японском море этим объясняется обилие древоточцев в местах со сплошным ледовым покровом и их отсутствие или малое количество там, где этого покрова нет. Древооточцы выдерживают кратковременное пребывание в обмерзающем при отливах субстрате [6, 9, 16].

Скорость тока воды. В текущей пресной воде *T. navalis* погибали на 12-14-й день, а в стоячей - лишь на 20-23-й день. При увеличении скорости движения воды они погибали еще раньше [5, 6 и др.]. Е. Н. А. Timmerman (1956, цит. по: [6]) считает, что при скорости течения больше 1 м/с *Teredo* не могут напасть на деревянные сваи.

Наличие в воде личинок Teredinidae. Количество древооточащих моллюсков в конструкциях и иных субстратах зависит в первую очередь от наличия их личинок в воде. Хотя они могут переноситься течениями на значительные расстояния, измеряемое длительностью их жизни. Поэтому эти древооточцы, в основном, встречены в прибрежье вблизи от "очагов" зараженной ими древесины [1, 9, 10 и др.].

Субстрат. Таким образом, субстрат с поселившимися древооточцами, является поставщиком личинок вредителей. Но этим его значение далеко не ограничивается.

Так, субстрат должен удовлетворять требованиям древооточцев и в качестве пищи, и в качестве убежища. Teredinidae, помимо древесины, найдены во многих целлюлозосодержащих субстратах, например, в манильских и пеньковых тросах. Иногда животные проникали внутрь кабелей даже через свинец, каучук, различные пластмассы и др. [1, 5, 6, 9, 11, 12].

Teredinidae разрушают дерево различных видов, применяемых в гидротехническом строительстве б. СССР (сосна, ель, лиственница), приблизительно одинаково. Только дуб и бук, видимо, разрушаются медленнее. Кора многих деревьев устойчива к нападению древооточцев в течение нескольких месяцев, что, видимо, объясняется содержанием в ней дубильных веществ, алкалоидов и ее волокнистой структурой. Различные части древесины разрушаются с различной скоростью и нередко по-разному [1, 9, 11, 12 и др.].

Teredinidae живут в одном ходе всю жизнь, не имея возможности его покинуть. Их переход из одной части конструкции в другую возможен лишь при очень плотном их соединении, как, например, в клееных сваях. При недостатке субстрата Teredinidae изменяют направление своего сверления. Если это невозможно, моллюски прекращают его и замуравывают передний конец хода [1, 6, 9, 11].

Внутри- и межвидовые отношения. За некоторыми исключениями у морских древооточцев они мало исследованы. При чрезмерной плотности древооточащих моллюсков в субстрате наблюдается угнетение их роста и, как следствие - меньшая длина ходов. При жизни животных они никогда не пересекаются. Если же при сверлении *Teredo*, например, встречает ход соседней особи и не может его обогнуть, он замуравывает свой ход, прекращает сверление и рост и вскоре погибает [1, 6].

Teredo не поселяются в древесине, если на ее поверхности отсутствуют грибы, что обуславливает особую чувствительность к ним рецепторов личинок этих животных [12, 13].

Интересны и важны отношения ракообразных древооточцев Limnoriidae (Crustacea) и Teredinidae. Образованная лимнорией на древесине "губчатая" поверхность препятствует поселению личинок этих моллюсков. Правда, после ее освобождения от рыхлого слоя, обнажаются новые, пригодные для поселения и тех, и других древооточцев, части древесины. Если *Teredo* достиг достаточных размеров до образования лимнорией губчатой поверхности, она сколько-нибудь заметно не влияет на его рост: моллюск лишь утолщает известковую выстилку части своего хода. Древесина конструкций служит дольше при совместном нападении на них (по сравнению с нападением только *T. navalis*) тередо, лимнории и хелюры. Разрушительную деятельность тередо и лимнории может резко ограничить морское обрастание [9, 18].

Болезни, паразиты морских древооточцев, уничтожающие их хищники исследованы незначительно. Известно, например, что Teredinidae пожирают полихеты *Taenioplana teredini* и *Neries fucata*. В известковой выстилке ходов этих моллюсков поселяются морские грибы. Описаны паразитирующие в Teredinidae инфузории *Boveria teredinidi* и *Architophrya* sp. [7, 11, 14 и др.].

Конструкционные и эксплуатационные факторы. Они обуславливают многие рассмотренные выше факторы, часто определяя скорость разрушения древооточцами древесины. Решающим может быть не только выбор акватории и соответствующей глубины, но и конструктивные особенности сооружений. Именно этим объясняется более медленное (по сравнению со сваями) разрушение *Bankia* ряжевых причалов. Она могла их повреждать обычно только с внешней стороны, внутри же ряжей был грунт. Даже незначительные, с технической точки зрения, особенности конструкций могут быть определяющими во вредоносности древооточцев. Так, Teredinidae в небольших (сравнительно с их потребностями) деревянных элементах не могут достигнуть больших размеров и гибнут (см. выше) из-за недостатка места [9].

Таким образом, для вторжения моллюсков-древоточцев в рассматриваемые местообитания функционально важны факторы: абиотические – температура и солёность воды, ледовые условия, биотический – наличие в воде готовых к оседанию личинок, антропогенный – наличие и особенности субстрата. Последний может быть обусловлен и природными причинами [1, 2].

Вышеприведенное описание может быть представлено в виде концептуальной схемы (рис. 1). Видно, что в такого рода схемах могут участвовать далеко не все функционально важные факторы. На основе этой схемы может быть созданы соответствующие прогностические математические модели.

Таким образом, весьма целесообразно использовать концептуальные модели для прогнозирования возможностей вторжения моллюсков-древоточцев в новые для них местообитания. Конечно, это применимо для акваторий любого размера. Практически весьма важно, что в конкретной акватории каждый из видов древоточцев лимитируется небольшим количеством (нередко – одним) определяющих факторов.



Рис. 1. Концептуальная схема функционально важных факторов вторжения моллюсков-древоточцев в моря России и сопредельных стран

Еще меньшее число факторов может быть вполне достаточным для моделирования вторжения отдельных видов рассматриваемых животных. Так, например, инвазия *Teredo navalis* в Азовское море определяется (рис. 2) величиной солёности воды, наличием подходящего для их обитания субстрата, течениями, могущими принести в море их оседающих личинок, межвидовыми отношениями между *T. navalis* и их возможными конкурентами [1, 9–11 и др.]. Субстрат в море представлен огромным количеством постоянных и временных деревянных конструкций. Колоссальное число личинок этих древоточцев поставляется их «очагами», находящимися в Черном море у Керченского пролива. Существуют постоянные и мощные течения, направленные от него в Азовское море. Межвидовые отношения между древоточцами и видами обрастания, например, не могут являться серьезным препятствием для их вселения в названные конструкции. Оставшийся фактор - солёность воды – и обуславливает возможность инвазии *T. navalis* в Азовское море. Такое вторжение, носившее катастрофический характер, и произошло в 50-е годы прошлого века [10] после небольшого (на 1-2‰) повышения солёности воды. Подобное, надо полагать, происходило и в последующие годы.

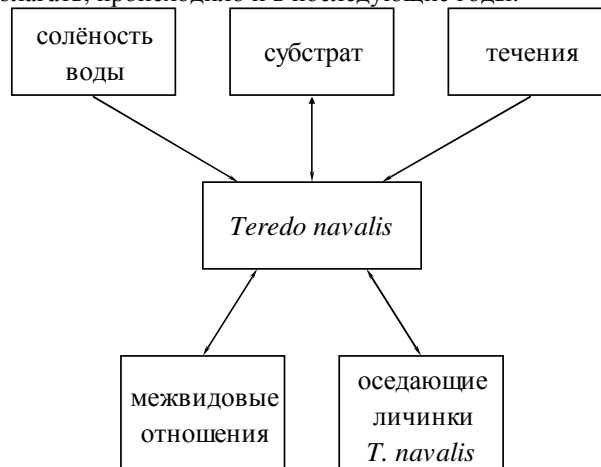


Рис. 2. Концептуальная схема функционально важных факторов вторжения *Teredo navalis* в Азовское море

Отметим также, что описанные нами соображения могут быть применимы в иных областях экологии и для многих других организмов и сообществ.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ильин И. Н. Обрастание и биоповреждения. Эколог. проблемы. Наука: М., 1992. С. 21-56.
2. Ильин И. Н. Мат. Шестой Всерос. школы по мор. биологии. Биоразнообр. сооб-в мор. и пресноводных экосистем России. Мурманск, 2007. С. 85-90.
3. Ильин И. Н. РЖБИ. Т. 2, 2008.
4. Ильин И. Н., Петросян В. Г., Павлов А. В., Бессонов С. А. Мат. Симп. Инф. системы и WEB-порталы по разнообр. видов и экосистем. КМК: М., 2006. С. 140-142.
5. Кудинова-Пастернак Р. К. Науч. докл. высш. шк. Биол. науки. 1958. № 2. С. 10-13.
6. Кудинова-Пастернак Р. К. Биоповреждения материалов и изделий в пресных и морских водах. М.: МГУ, 1971. С. 174-228.
7. Мальке Ф., Трошель. Консервирование древесины. М., 1930. 312 с.
8. Рох Ф. Зоол. журнал. 1934. Т. 13, вып. 3. С. 437-452.
9. Рябчиков П. И. Распространение древоотщепов в морях СССР. М., 1957. 230 с.
10. Солдатова И. Н., Лукашева Т. А., Ильин И. Н. Тр. ИОАН, 1967. Т. 85. С. 185-199.
11. Тарасов Н. И. Биология моря и флот. М.: Военмориздат, 1943. 192 с.
12. Clapp W. F., Kenk R. Marine borers. An annotated bibliography. Wash., 1963. 1136 p.
13. Kampf W. D., Becker G., Kohlmeyer J. Z. Angew. Zool. 1959. Bd. 11.
14. Kohlmeyer J. Amer. Zool. 1969. Vol. 9, N 3. P. 741-746.
15. Norman E. Mater. und Organism. 1975. Vol. 11, N 4. P. 303-316.
16. Roch F. Ark. f. Zool. Svenska Vetensk. 1932. Bd. 24A, N 5. P. 1-18.
17. Sordyl H., Bonsch R., Gercken J., Gosselck F., Kreuzberg M., Schulze H. Deutsche Gewasserkund. Mitteil. 1998. Bd. 42, N 4.
18. Weiss C. M. Ecology. 1948. Vol. 29, N 1. P. 120.

SUMMARY

Pjin I. N., Petrosyan V. G., Bessonov S. A., Dergunova N. N. CONCEPTUAL MODELING OF INVASION POSSIBILITIES FOR MARINE BORER MOLLUSKS INTO THE WATERS OF RUSSIA AND ADJACENT COUNTRIES

The capabilities of conceptual modeling for the prognosis of the probability of bivalve mollusks-borers invasion (Teredinidae and Pholadidae) into the sea-waters of Russia and adjacent countries are suggested to use. Accordingly, functionally important for these borers environmental factors are singled out and flow blocks of these factors interaction with the hydrobionts mentioned are created.

ТАКСОНОМИЧЕСКАЯ СТРУКТУРА И КОЛИЧЕСТВЕННОЕ РАЗВИТИЕ ГЕТЕРОТРОФНЫХ ЖГУТИКОНОСЦЕВ В ЭВТРОФНОМ МЕЛКОВОДНОМ ОЗЕРЕ

Н. Г. Косолапова

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН, п. Борок Ярославской обл., kng@ibiw.yaroslavl.ru

Зоофлагеллатам или гетеротрофным нанофлагеллатам (ГНФ) – наиболее широко распространенная и многочисленная группа водных простейших. Они доминируют в составе протозоопланктона и играют важную роль в трофических сетях большинства водоемов. Основной пищей жгутиконосцев являются бактерии. ГНФ осуществляют, так называемый, «контроль сверху» бактериопланктона, определяя его таксономическую и размерную структуру. ГНФ также используют в пищу одноклеточные цианобактерии, эукариотные водоросли и органические макромолекулы. В свою очередь, жгутиконосцы служат важным пищевым объектом для инфузорий и метазойного зоопланктона. Однако, несмотря на важные функции ГНФ в водоемах, изучение их видового разнообразия и экологии, в частности, взаимоотношения с другими компонентами микробной «петли», особенно с учетом сезонных изменений, проводится редко.

Цель данной работы – определение видового состава, количественного развития и трофической структуры сообщества гетеротрофных жгутиконосцев, также исследование обилия их основных пищевых объектов – бактерий в водной толще оз. Неро.

Оз. Неро – самое крупное озеро Ярославской обл. Длина озера 12.5 км, максимальная ширина 8 км, средняя площадь зеркала 51.7 км². В озеро впадает 20 притоков, самый большой из которых р. Сара. Вытекает из озера р. Векса. Озеро мелководное (средняя глубина ~1 м), характеризуется невы-

сокой прозрачностью воды, которая в вегетационный период составляет 30-50 см. Дно озера покрыто слоем сапропеля толщиной 5–20 м, содержащим 25-43% органических веществ. Оз. Неро находится под сильным загрязняющим влиянием г. Ростова и поселков, расположенных на его берегах, что ухудшает его экологическое состояние [1]. Планктонное сообщество гетеротрофных жгутиконосцев оз. Неро исследовали с мая по октябрь в 2003 – 2004 гг. на пяти станциях, из которых одна (ст. 4) находилась в центральной наиболее глубокой части озера.

Видовой состав ГНФ определяли с помощью фазово-контрастной микроскопии в нефиксированных пробах согласно стандартной методике [2, 3]. Численность и размеры жгутиконосцев и бактериопланктона учитывали методом эпифлуоресцентной микроскопии с использованием флуорохромов примулина и 4,6-диамидино-2-фенилиндола соответственно [4, 5].

В планктоне оз. Неро идентифицировано 70 видов и форм бесцветных жгутиконосцев. Максимальное количество видов ГНФ (48) обнаружено в центральной открытой части озера (ст. 4). На других участках зарегистрировано от 27 до 34 видов. Наибольшим видовым богатством отличался отряд Choanoflagellida, насчитывавший 19 видов. Остальные отряды содержали ≤ 9 видов.

Основу разнообразия нанофлагеллят на различных участках озера составляли представители отрядов Choanoflagellida, Chrysomonadida и Kinetoplastida. Воротничковые жгутиконосцы доминировали по числу видов на станциях 3, 4 и 7, где на их долю приходилось от 21 до 26% общего числа видов ГНФ. В месте добычи сапропеля (ст. 5) и в прибрежной зоне озера (ст. 8) преобладали представители отрядов Chrysomonadida и Kinetoplastida, или 23% и 21% общего числа видов соответственно.

К постоянно встречающимся в водной толще озера видам (частота встречаемости $\geq 50\%$) относились *Codonosiga botrytis*, *Bodo designis*, *B. saltans*, *Monosiga ovata*, *Paraphysomonas imperforata* и *Spumella* sp. 1. Однако наибольший вклад в видовое разнообразие ГНФ в оз. Неро, вносили редкие виды (с частотой встречаемости $< 25\%$), они составляли 62% общего числа видов, обнаруженных в озере. На всех участках отмечены 10 видов жгутиконосцев, или 14% общего числа: *Codonosiga botrytis*, *Bodo designis*, *Phyllomitus apiculatus*, *Rhynchomonas nasuta*, *Goniomonas truncata*, *Spumella* sp. 2, *Paraphysomonas imperforata*, *Bicosoeca lacustris*, *Heteromita reniformis* и *Kathablepharis* sp. Некоторые виды встречались только на отдельных станциях. Наибольшее количество таких видов (15) отмечено в центральной части озера (ст. 4), наименьшее – на участках озера, расположенных в 50 м севернее о. Рождественский (ст. 3) и в прибрежной зоне у западного берега озера (ст. 8) (по 2 вида). В месте добычи сапропеля в северной части (ст. 5) и в литоральной зоне у западного берега (ст. 7) зарегистрировано 6 и 5 специфических видов соответственно.

Видовой состав жгутиконосцев оз. Неро оказался во многом сходен с таковым других озер, рек и водохранилищ бассейна р. Волги [6–9]. Только некоторые обнаруженные в оз. Неро виды из отряда Choanoflagellida (*Desmarella moniliformis*, *Diplosiga francei*, *D. Socialis* и *Salpingoeca schilleri*) редко упоминаются в фаунистических сводках водоемов.

Среди ГНФ бактериодетритофаги-фильтраторы считаются главными потребителями одиночных свободноживущих бактерий. Бактериодетритофаги-собиратели питаются эпифитными бактериями, прикрепленными к поверхности различных субстратов. В составе этой группы простейших есть также хищники, которые питаются более мелкими жгутиконосцами, а также всеядные организмы. Большинство планктонных жгутиконосцев оз. Неро отнесены к бактериодетритофагам (60 видов), из которых 34 вида - фильтраторы и 26 видов – собиратели. Обнаружено также четыре вида эврифагов (*Goniomonas truncata*, *Paraphysomonas imperforata*, *P. vestita* и *Paraphysomonas* sp.) и шесть видов облигатных хищников (*Allantion tachyploon*, *Aulacomonas submarina*, *Colpodella angusta*, *Colponema loxodes*, *Kathablepharis* sp. и *Phyllomitus apiculatus*). Трофическая структура сообществ ГНФ исследованных участков озера различалась незначительно. Преобладали бактериодетритофаги-собиратели и фильтраторы, регулирующие обилие и структуру бактериопланктона.

Простейшие организмы служат хорошими индикаторами качества воды, они первыми реагируют на различные изменения в водной среде. Более 280 видов флагеллат имеется в таблице Фойснера, которые могут отражать уровень трофии, степень и характер загрязнения водоемов [10].

В основном на всех станциях озера Неро преобладали виды, относящиеся к β -, β - α -, α - мезо-сапробы, и лишь на ст.7 и 8 был обнаружен вид *Mastigella* sp, который имеет высокий индекс экологической валентности, причем на ст.7 данный вид встречался довольно часто.

В течение вегетационного периода в оз. Неро число видов ГНФ в пробе воды варьировало от 2 до 16 (в среднем 10.6 ± 0.9) видов. Численность и биомасса жгутиконосцев изменялись в пределах 960-13200 экз./мл (в среднем 4921 ± 648 экз./мл) и 19.8-1414 мг/м³ (в среднем 451 ± 91 мг/м³) соответственно. Пики в сезонной динамике численности и биомассы ГНФ наблюдались в июне и сентябре (7319 экз./мл и 675 мг/м³ и 7447 экз./мл и 711 мг/м³ соответственно), минимум отмечался в августе (1862 экз./мл и 75 мг/м³ соответственно). Число зарегистрированных видов жгутиконосцев было наибольшим в конце лета (12 видов) и осенью (14 видов). Средние за вегетационный сезон количественные показатели развития ГНФ различались между участками озера незначительно (рис. 1 а). Однако отмечается, что число видов, численность и биомасса ГНФ в центральной открытой части озера (ст. 4) были ниже, чем в прибрежно-мелководных участках.

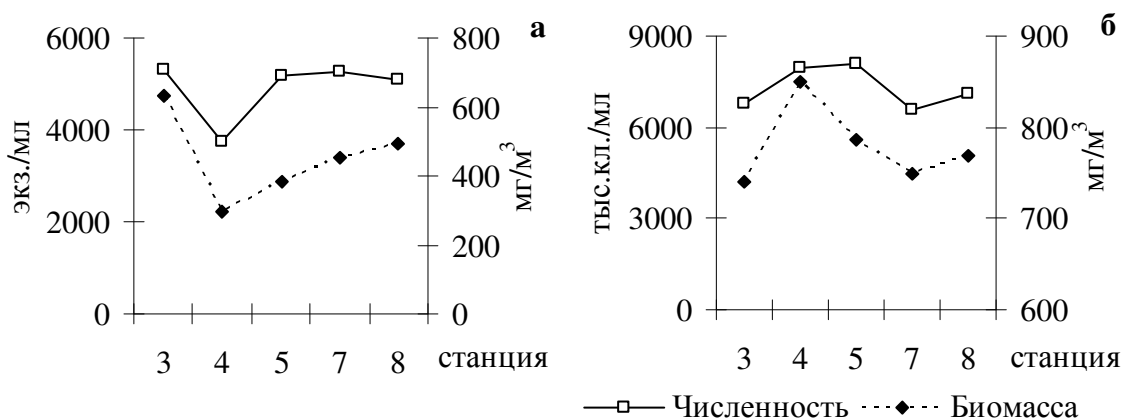


Рис. 1. Средние за вегетационный период численность и биомасса ГНФ (а) и бактериопланктона (б) на различных участках озера

Численность и биомасса бактериопланктона в озере были высокими и изменялись в пределах $(4.2-13.6) \times 10^6$ кл./мл (в среднем $(8.1 \pm 3.2) \times 10^6$ кл./мл) и $444-1472$ мг/м³ (в среднем 858 ± 327 мг/м³) соответственно. Максимальные значения этих параметров зарегистрированы в августе (11.9×10^6 кл./мл 1276 мг/м³ соответственно) когда количественное развитие ГНФ было минимальным. Средние за вегетационный сезон величины численности бактерий, также как и жгутиконосцев, изменялись по акватории озера незначительно (рис. 1 б). Однако амплитуда колебания биомассы выражена наиболее заметно (с уменьшением на ст. 3 и увеличением на ст. 4).

Изучение вертикального распределения жгутиконосцев и бактерий в центральной части озера (ст. 4) в период летней штилевой погоды показало, что максимальное число видов ГНФ регистрировалось у дна, минимальное – у поверхности (рис. 2 а).

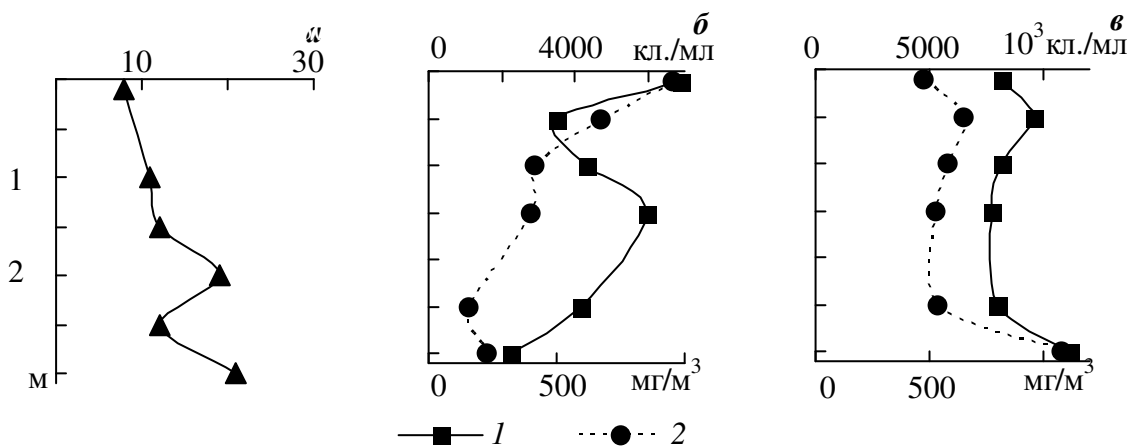


Рис. 2. Вертикальное распределение числа видов (а), количества и биомассы (б) ГНФ и количества и биомассы (в) бактериопланктона в центральной части озера (ст. 4): 1 – численность (верхняя ось абсцисс), 2 – биомасса (нижняя ось абсцисс); по оси ординат – глубина

Напротив, наибольшие величины их численности и биомассы отмечались в поверхностном слое воды, наименьшие – в придонном (рис. 2 б). Важно отметить, что во всем столбе воды доминировали воротничковые жгутиконосцы, - планктонные формы, а также церкомонады, относящиеся преимущественно к бентосным организмам. Численность и биомасса бактериопланктона увеличивались в подповерхностных и придонных горизонтах (рис. 2 в).

Обычно в продуктивных водоемах сезонная динамика ГНФ характеризуется весенним максимумом и резким спадом в летний период [11, 12]. В сезонной динамике численности жгутиконосцев в оз. Неро выделялись два пика – раннелетний и осенний, и один минимум – в августе. Интересно отметить, что в течение вегетационного периода увеличение численности жгутиконосцев сопровождалось уменьшением количества бактериопланктона и, наоборот, минимальной численности жгутиконосцев соответствовала максимальная численность бактерий. Сильная корреляционная связь между численностью жгутиконосцев и биомассой бактерий ($r = -0.9$) выявлена в центральной части озера (ст. 4), где с уменьшением численности ГНФ возрастала биомасса всех эколого-морфологических групп бактерий. Корреляционный анализ, проведенный для массива данных по всему озеру, не выявил достоверных связей между количественными характеристиками ГНФ и бактериопланктона. Это подтверждает ранее высказанное предположение о слабой связи ГНФ и бактерий в эвтрофных водах

[13]. Считается, что тесное взаимодействие этих двух групп микроорганизмов наблюдается в малопродуктивных водоемах с низкой численностью бактерий [14].

Таким образом, в планктоне оз. Неро идентифицировано 70 видов и форм гетеротрофных нанофлагеллят. Наибольшим видовым богатством отличался отряд Choanoflagellida. Большинство планктонных жгутиконосцев оз. Неро относились к бактериодетритофагам – фильтраторам. Количественный уровень развития ГНФ в оз. Неро соответствует таковому высокопродуктивных водоемов. Сезонная динамика численности ГНФ характеризуется двумя пиками (в июне и сентябре) и одним минимумом (в августе), который совпадает с максимальным развитием бактериопланктона.

ЛИТЕРАТУРА

1. Современное состояние экосистемы оз. Неро. Рыбинск: Дом печати, 1991. 176 с.
2. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
3. Vørs N. Heterotrophic amoebae, flagellates and Heliozoa from the Tvärminne Area, Gulf of Finland, in 1988–1990 // *Ophelia*. 1992. V. 36. № 1. P. 1–109.
4. Caron D. A. Technique for enumeration of heterotrophic and phototrophic nanoplankton, using epifluorescence microscopy, and comparison with other procedures // *Appl. Environ. Microbiol.* 1983. V. 46. № 34. P. 491–498.
5. Porter K. G., Feig Y. S. The use of DAPI for identifying and counting of aquatic microflora // *Limnol., Oceanogr.* 1980. V. 25. № 4. P. 943–948.
6. Жуков Б. Ф. Бесцветные жгутиконосцы в планктоне некоторых волжских водохранилищ // *Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л.*, 1989. № 83. С. 28–31.
7. Косолапова Н. Г. Фауна планктонных гетеротрофных жгутиконосцев малых водоемов // *Биология внутренних вод*. 2005. № 1. С. 11–17.
8. Косолапова Н. Г. Сообщества планктонных гетеротрофных жгутиконосцев малых водных объектов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Борок, 2005. 24 с.
9. Мазей Ю. А., Тихоненков Д. В., Мильников А. П. Распределение гетеротрофных жгутиконосцев в малых пресных водоемах Ярославской области // *Биология внутренних вод*. 2005. №4. С. 23–29.
10. Foissner W. Evaluating water quality using protozoa and saprobity indexes // *Protocols in Protozoology*. Lawrence. Society of protozoology. 1992. pp. B 11.1–11.20.
11. Gaedke U., Straile D. Seasonal changes of the quantitative importance of protozoans in a large lake. An ecosystem approach using mass-balanced carbon flow diagrams // *Mar. Microb. Food Webs*. 1994. V. 8. P. 163–188.
12. Nixdorf B., Arndt H. Seasonal changes in the plankton dynamics of a eutrophic lake including the microbial food web // *Int. Rev. Hydrobiol.* 1993. V. 78. P. 403–410.
13. Wieltchnig C, Kirschner A.K.T., Steitz A, Velimirov B. Weak coupling of heterotrophic nanoflagellates and bacteria in a eutrophic freshwater environment // *Microb. Ecol.* 2001. V. 42. P. 159–167.
14. Gasol J. M., Vaqué D. Lack of coupling between heterotrophic nanoflagellates and bacteria: A general phenomenon across aquatic systems? // *Limnol., Oceanogr.* 1993. V. 38. № 5. P. 657–665.

SUMMARY

Kosolapova N. G. TAXONOMIC STRUCTURE AND QUANTITATIVE DEVELOPMENT OF HETEROTROPHIC FLAGELLATES IN EUTROPHIC SHALLOW LAKE

The fauna and abundance of heterotrophic flagellates (HNF) as well as a quantitative distribution of bacterioplankton as their main food source were studied in a highly eutrophic shallow lake (Lake Nero, Yaroslavl region). 70 species and forms of HNF were found, and representatives of order Choanoflagellida dominated among them. Abundance of HNF was high and in limits of values recorded in productive waters. The pattern of HNF seasonal dynamics was characterized by two peaks in June and September and one minimum in August. The minimum of HNF contemporized with the peak of bacterioplankton abundance.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, грант № 06-04-49024.

ВИДОВОЕ РАЗНООБРАЗИЕ И КОЛИЧЕСТВЕННОЕ ОБИЛИЕ ЗООПЛАНКТОНА В ИСТОКЕ ИЗ ОЗЕРА

А. Н. Круглова

Институт биологии Карельского научного центра РАН, г. Петрозаводск, ecofish@bio.krc.karelia.ru

Озера, входящие в речные бассейны служат одним из основных источников пополнения речного русла зоопланктоном. Планктосток из озер в реки может достигать значительных величин, что существенно при формировании кормовой базы для молоди лососевых рыб [5].

Изучение зоопланктона проводилось в летне-осенний период 2004-2006 гг. в истоке р. Сяся из Сямозера. Сбор и обработка материала проводились по стандартной методике [2]. Река Сяся расположена в южной части Карелии, относится к бассейну Онежского озера, имеет большое значение в естественном воспроизводстве лососевых и сиговых рыб. Она отличается сравнительно небольшой протяженностью (34 км), площадью водосбора (1803 км²) и высокой озерностью (20.4%) – [1].

По результатам исследований [3; 4] в истоке реки Сяся из Сямозера обнаружено 56 видов планктонных организмов (общий список зоопланктона реки включает 66 видов). В составе планктонных беспозвоночных, поступающих из озера, преобладают типичные представители северной планктофауны, из которых клadoцеры - 28 видов (50%), коловраток – 18 (32%) и веслоногих ракообразных – 10 (18%). Максимальное качественное разнообразие (35 видов) планктонной фауны зафиксировано в августе. Среди ветвистоусых ракообразных, выносимых из озера, наибольшим видовым разнообразием отличаются представители сем. Chydoridae и Daphniidae, среди коловраток - сем. Synchaetidae, Brachionidae. Видовой состав копепоид формируется за счет ракообразных сем. Cyclopidae. Большинство встреченных ракообразных и коловраток широко распространены в водоемах Европейского Севера, многие являются космополитами. Основу планктофауны в истоке реки из озера составляют ракообразные и коловратки, входящие в озерный планктический комплекс, главным образом, круглогодично встречающиеся виды (*Eudiaptomus gracilis*, *Mesocyclops oithonoides*, *Bosmina coregoni*, *Daphnia cristata*, *Daphnia longispina*, *Asplanchna priodonta*, *Conochilus unicornis*, *Kellicottia longispina*). Наибольшие значения численности и биомассы зоопланктона в истоке реки Сяся отмечены в летний период (табл. 1).

Таблица 1

Количественные показатели зоопланктона р. Сяся в истоке из Сямозера

Группы	2004 г.		2005 г.			2006 г.	
	Август	Октябрь	Июнь	Июль	Октябрь	Июль	Октябрь
Коловратки	<u>*5.2</u> 0.09	<u>0.7</u> 0.01	<u>3.6</u> 0.03	<u>3.4</u> 0.01	<u>3.0</u> 0.09	<u>12.2</u> 0.01	<u>0.3</u> 0.01
Кladoцеры	<u>17.1</u> 1.43	<u>10.0</u> 1.40	<u>8.3</u> 1.02	<u>4.9</u> 0.26	<u>15.4</u> 2.10	<u>10.6</u> 1.24	<u>2.2</u> 0.13
Копеподы	<u>33.9</u> 0.60	<u>16.0</u> 0.72	<u>28.0</u> 1.10	<u>38.9</u> 1.20	<u>15.6</u> 0.74	<u>46.4</u> 1.34	<u>5.5</u> 0.15
Всего ракообразных	<u>51.0</u>	<u>26.0</u>	<u>36.3</u>	<u>43.8</u>	<u>31.0</u>	<u>57.0</u>	<u>7.7</u>
	2.03	2.12	2.12	1.46	2.84	2.58	0.28
Итого	<u>56.2</u>	<u>26.7</u>	<u>39.9</u>	<u>47.2</u>	<u>34.0</u>	<u>69.2</u>	<u>8.0</u>
	2.12	2.13	2.15	1.47	2.93	2.59	0.29

Примечание: * в числителе – численность, тыс. экз./м³; в знаменателе – биомасса, г/м³.

По мере удаления от истока из озера заметно уменьшается видовое разнообразие организмов планктона и его количественные показатели за счет исчезновения крупных озерных видов ракообразных [3].

В начале лета (июнь) наблюдается преобладание ракообразных, обусловленное повышением температуры воды и активным их размножением в озере. В зоопланктоне, поступающем в речное русло из Сямозера, по численности доминировали (70%) веслоногие ракообразные (*E. gracilis*, *M. leuckarti*, *M. oithonoides*, *Cyclops strenuus*), по биомассе – копепоиды (51%) и клadoцеры (47%). Из ветвистоусых ракообразных наиболее распространены *B. coregoni*, *Holopedium gibberum*, *D. cristata*, среди коловраток - *K. longispina*, *C. unicornis*, *A. priodonta*.

В июле с дальнейшим прогреванием озерной воды происходит увеличение количества летних видов планктонных организмов. Роль веслоногих и ветвистоусых ракообразных в планктоне истока из озера продолжает возрастать и эти группы остаются преобладающими как по численности (копепоиды до 82% от общей численности), так и по биомассе (кladoцеры до 99% от общей биомассы). К числу доминирующих видов добавился ветвистоусый рачок *Diaphanosoma brachyurum*. У коловраток лидирующее положение оставалось за *Conochilus*, *Asplanchna*, *Kellicottia*.

В августе численное преимущество (70%) копепоид (*E. gracilis*, виды *Mesocyclops*) в зоопланктоне, поступающем из Сямозера, сохранилось. Руководящая роль (67%) в создании биомассы зоопланктона переходит к ветвистоусым (*D. longispina*, *D. cristata*, *D. cucullata*, *B. coregoni*). Из коловраток усиливается значение *A. priodonta*. В этом месяце отмечены максимальные количественные показатели зоопланктона (табл. 1).

С наступлением осеннего периода (октябрь) отмечается некоторое обеднение выносимого зоопланктона за счет выпадения летних форм, но по-прежнему количественное обилие (до 68% от общей численности) остается за веслоногими ракообразными, основу биомассы (более 80%) чаще формируют клadoцеры (*B. coregoni*, *D. longispina*, виды *Chydorus*). Из коловраток многочисленна *A. priodonta*.

Наибольшего видового разнообразия и обилия зоопланктон в истоке р. Сяся из Сямозера достигает в летние месяцы. В течение всего периода исследований в составе планктофауны, поступающей в речное русло, сохранялось численное преимущество копепод. Видовой состав их доминирующих видов оставался довольно стабильным. Начиная с конца лета, усиливается значение ветвистых ракообразных. Среднегодовые величины численности зоопланктона в истоке составляли 38–41 тыс. экз./м³, биомассы – 1.4–2.1 г/м³.

ЛИТЕРАТУРА

1. Берсонов С. А. Водноэнергетический кадастр Карельской АССР. М.-Л.: Изд. АН СССР, 1960. 407 с.
2. Комулайнен С. Ф., Круглова А. Н., Хренников В. В., Широков В. А. Методические рекомендации по изучению гидробиологического режима малых рек. Петрозаводск. КарНЦ РАН, 1989. 41 с.
3. Круглова А. Н. Видовое разнообразие зоопланктона р. Сяся (бас. Онежского озера) // Мат-лы междунар. научно-практич. конф. “Экологические проблемы отраслей народного хозяйства”. Пенза, 2006. С. 55–58.
4. Круглова А. Н. Планктонная фауна р. Сяся (бас. Онежского озера) // Мат-лы междунар. конф. «Современные экологические проблемы Севера». Апатиты, 2006 а. С. 185–187.
5. Круглова А. Н., Филимонова З. И., Смирнов Ю. А. Планктосток в лососевых реках Онежского озера // Лимнология Северо-Запада СССР. Мат-лы XVII научн. конфер. по изучению внутренних водоемов Прибалтики. Таллин, 1973. С. 65–66.

SUMMARY

Kruglova A. N. SPECIES DIVERSITY AND ABANDANCE OF ZOOPLANKTON IN EFFLUENTS FROM A LAKE

Data are reported about the formation of zooplankton communities in River Syapsya (Lake Onego catchment) under the effect of effluent discharges from a trout farm. At present, effluents discharged into the river from the trout farm cause no profound transformations in the structure of zooplankton communities. Variations in the structure of communities are due primarily to specific hydrographic and hydrological characteristics of river stretches.

ЗООПЛАНКТОН ЗАРАСТАЮЩИХ МЕЛКОВОДИЙ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ КОЛОНИАЛЬНЫХ ПОСЕЛЕНИЙ ПТИЦ

А. В. Крылов¹, Д. В. Кулаков², Н. А. Касьянов¹

¹ *Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанова РАН, п. Борок Ярославской обл., krylov@ibiw.yaroslavl.ru*

² *Череповецкий государственный университет, г. Череповец, dvkulakov@mail.ru*

Исследования влияния жизнедеятельности ключевых видов водных и околоводных позвоночных животных занимают особое положение при изучении пресноводных экосистем – они позволяют выявить все разнообразие факторов, играющих существенную роль в организации и поддержании разнообразия сообществ [1]. Ранее было показано, насколько ярко воздействие ключевых видов проявляется на малых реках, заселенных бобрами, в процессе своей жизнедеятельности кардинально изменяющих гидрологический, химический и биологический режим водотоков [2–8]. Однако мы предполагаем, что и на отдельных участках крупных водоемов в качестве ключевого фактора для сообществ беспозвоночных могут выступать позвоночные животные, в частности, колониальные поселения околоводных птиц. С целью изучения их влияния на зоопланктон были проведены исследования полузащищенного (2006 г.) и защищенного (2007 г.) зарастающих макрофитами мелководий Рыбинского водохранилища.

Участок полузащищенного мелководья располагался на мелководье Волжского плеса Рыбинского водохранилища (58°06' с.ш., 38°14' в.д.), в 250 м от берега был защищен лишь полосой рогаза. В 100–150 м от берега гнездились речные крачки (*Sterna hirundo*). Площадь колонии составляла ~300×70 м в ширину, ядро колонии – 100×60 м. Колония включала ~200 птиц, количество гнезд с яйцами ~70. Контрольный (фоновый) участок находился в том же плесе (58°02' с.ш., 38°15' в.д.). Сбор материала проводили в июне–июле каждые 4–6 дней. Заселение участка птицами началось во второй половине мая, откладка яиц и насиживание – с первой декады июня. Максимальная нагрузка на биотоп пришлась на период кормления птенцов – в июле. К концу июля почти все птенцы подросли, лишь единично встречались гнезда с повторной кладкой (1–2 яйца). Уровень воды начал падать с 5 июля, а к полному вылету птенцов (начало августа) он понизился на ~0.8 м (с 1.1 до 0.3 м).

Исследования на защищенных мелководьях Волжского плеса (58°02' с.ш., 38°15' в.д.) Рыбинского водохранилища проводили в мае–июле. Пробы собирали на фоновом и заселенном колонией озерной чайки (*Larus rudibundus*) участках. Чайки гнездились в зарослях макрофитов в удалении от берега на 40–120 м. Глубина под гнездами составляла 30–80 см. Колония занимала участок ~250×80 м и включала ~250 птиц, количество гнезд с яйцами ~150. В каждом гнезде к моменту обнаружения колонии находились по 2–4 яйца. Впоследствии количество яиц увеличилось до 4-х, исключение составляли 10–15 гнезд, в которых насчитывали по 3 яйца. Отбор проб проводили один раз в неделю в период гнездования птиц (с конца мая до второй половины июля), выбирая участки, максимально сходные по видовому составу и зарастанию макрофитами.

С помощью ведра через газ с размером ячеек 64 мкм процеживали 10–50 л воды, пробы фиксировали 4%-ным формалином. Камеральную обработку проводили согласно стандартной методике [9]. Зоопланктон оценивали по числу видов, численности, биомассе, соотношению таксономических групп по численности и биомассе, индексу Шеннона (по численности H_N и биомассе H_B). Статистический анализ полученных данных (определение средней величины, ее ошибки и достоверности по критерию Стьюдента ($P = 0.05$)) проводили с использованием программы STATISTICA 6.0.

На полузащищенном мелководье максимальное число видов отмечено на контрольном биотопе (табл. 1). При этом, как за весь период изучения, так и в среднем за одну съемку в зоне влияния жизнедеятельности птиц наблюдалось снижение количества видов коловраток.

Таблица 1

Число видов (S) за весь период исследований (a) и в среднем за одну съемку (b), численность (N , тыс. экз./м³), биомасса (B , г/м³) и величины индекса Шеннона (H_N, H_B) зоопланктона на исследованных мелководьях

Тип мелко-водья*	Участок**	S								N	H_N	B	H_B
		Rotatoria		Copepoda		Cladocera		Всего					
		a	b	a	b	a	b	a	b				
I	1	36	9	14	4	29	10	79	23	48.9	2.78	1.8	2.56
	2	28	6	14	5	24	11	66	22	114.4	2.17	2.3	2.68
II	1	22	6	12	5	22	8	56	19	109.8	2.52	6.3	1.60
	2	28	5	12	6	24	11	64	22	147.8	2.54	16.0	1.78

Примечание: здесь и в табл. 2. * I – полузащищенное мелководье; II – защищенное мелководье; ** 1 – фоновый участок; 2 – заселенный птицами участок.

В зоне зарослей макрофитов, используемых птицами для гнездования, наблюдалось увеличение численности и биомассы зоопланктона (табл. 1). Основу численности здесь составляли ветвистые ракообразные, в то время как на контрольном биотопе – коловратки (табл. 2). В течение всего периода исследований на контрольном мелководье увеличивалась доля коловраток, в то время как в условиях колониального поселения птиц – веслоногих ракообразных.

Таблица 2

Доля (%) таксономических групп зоопланктеров на исследованных мелководьях

Таксон	Тип мелководья и участок							
	I		II		I		II	
	По численности				По биомассе			
	1	2	1	2	1	2	1	2
Rotatoria	40.3*	8.7	25.1*	6.1	19.9*	0.4	4.5	0.8
Copepoda	29.5	50.7	32.9	31.9	14.4	22.3	16.0	9.7
Cladocera	30.2*	40.6	41.9	61.9	65.7*	77.3	79.5	89.4

Примечание: * достоверные различия.

По численности на контрольном биотопе на протяжении периода исследований доминировали nauplii и copepoditae Cyclopoida, *Filinia major* (Colditz), *F. Longiseta* (Ehrenberg), *Asplanchna priodonta* Gosse, *A. sieboldi* (Leydig), *Trichotria truncata* (Whitelegge), *Polyphemus pediculus* (L.), *Ceriodaphnia reticulata* (Jurine), *C. quadrangula* (O.F. Müller), *Bosmina longirostris* (O.F. Müller), *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, *Keratella cochlearis* (Gosse), *Trichocerca brachyuran* (Gosse), *T. capucina* (Wierzejski et Zacharias), *T. elongata* (Gosse), *Polyarthra major* Burckhardt, *P. vulgaris* Carlin, *Diaphanosoma brachyurum* Lievin, *Brachionus angularis* Gosse, *Bipalpus hudsoni* (Imhof), на заселенном птицами участке – nauplii и copepoditae Cyclopoida, *Trichotria truncata*, *Polyphemus pediculus*; *Ceriodaphnia reticulata*, *C. quadrangula*, *Bosmina longirostris*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Polyarthra vulgaris*, *Thermocyclops crassus* (Fischer), *Synchaeta tremula* (Müller), *Scapholeberis mucronata* (O.F. Müller). Важно отметить, что на

контрольном биотопе среди доминантов зафиксировано 9 видов коловраток, в то время как среди зарослей макрофитов с гнездами – всего 1 вид. В целом отмечена тенденция снижения числа доминирующих видов на участках, подверженных влиянию птиц, в связи с чем зарегистрировано снижение величины индекса Шеннона, рассчитанного по численности (табл. 1).

Основу биомассы большую часть периода исследований на участках составляли ракообразные, а в зоне поселения птиц никогда не наблюдалось высокого обилия коловраток (табл. 2). Среди доминирующих видов на контрольном участке отмечены nauplii и copepoditae Cyclopoida, *Asplanchna priodonta*, *Polyphemus pediculus*, *Scapholeberis mucronata*, *Synchaeta pectinata*, *Acroperus harpae* (Baird), *Diaphanosoma brachyurum*, *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *Sida crystallina* (O.F. Müller), *Bipalpus hudsoni*, *Thermocyclops crassus*, *Alona quadrangularis* (Fischer), в зоне гнездовой – nauplii и copepoditae Cyclopoida, *Thermocyclops crassus*, *Scapholeberis mucronata*, *Pleuroxus truncatus*, *Ceriodaphnia quadrangula*, *C. reticulata*, *Simocephalus vetulus* (O.F. Müller), *Polyphemus pediculus*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Alona quadrangularis*. Необходимо сказать, что в зарослях контрольного мелководья среди доминантов по биомассе отмечено 3 вида коловраток, а в зоне, подверженной влиянию птиц их не отмечено, но здесь сокращалось число доминирующих видов. Минимальные величины индекса Шеннона, рассчитанного по биомассе, зарегистрированы в условиях влияния крачек (табл. 1).

Среди защищенных зарастающих мелководий максимальное число видов обнаружено на участке, заселенном птицами (табл. 1). Число видов, отмеченных в среднем за одну съемку, достоверно не различалось, однако в зоне поселения птиц наблюдалась тенденция незначительного увеличения общего разнообразия, количества видов копепоид и кладоцер, снижение – коловраток (табл. 1).

В среднем за период исследования в поселении чаек численность зоопланктона была выше, чем на фоновом биотопе, хотя в отдельные даты наблюдений преобладали сообщества фоновой биотопы (табл. 1). Основу численности на обоих биотопах составляли ветвистоусые рачки, причем в условиях колониального поселения чаек их доля была выше (табл. 2). В начале и середине периода исследований на участке гнездования доля веслоногих ракообразных была достоверно больше, в середине и в конце – ниже доля коловраток. На фоновом биотопе в течение периода исследования отмечена тенденция увеличения обилия коловраток, а на заселенном птицами – его снижения. По численности на фоновом биотопе доминировали *Asplanchna priodonta*, *Polyphemus pediculus*, *Conochilus unicornis* Rousset, *Bosmina longirostris*, *Acroperus harpae*, *Ceriodaphnia pulchella* Sars, *Polyarthra vulgaris*, *Synchaeta pectinata*, *Brachionus angularis*, науплиусы и копепоидиты циклопов, на заселенном птицами – *Asplanchna priodonta*, *Polyphemus pediculus*, *Acroperus harpae*, *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller), *Ceriodaphnia pulchella*, *Simocephalus vetulus*, nauplii и copepoditae Cyclopoida. Значимых различий по величинам индекса Шеннона, рассчитанных по численности, на изученных мелководьях не зафиксировано (табл. 1).

Средняя за исследованный период максимальная биомасса зарегистрирована на мелководье, находящемся под влиянием птиц (табл. 1). Основу биомассы на обоих участках составляли кладоцеры (табл. 2). В течение срока исследования отмечена тенденция увеличения обилия коловраток на фоновом биотопе и снижения – на подверженном влиянию птиц. По биомассе на контрольном мелководье доминировали *Polyphemus pediculus*, *Bosmina longirostris*, *Ceriodaphnia pulchella*, *Acroperus harpae*, *Simocephalus vetulus*, *Sida crystallina*, науплиусы и копепоидиты циклопов, на заселенном птицами – *Simocephalus vetulus*, *Polyphemus pediculus*, *Acroperus harpae*, *Macrocyclus albidus* (Jurine), *Eurycercus lamellatus* (O.F. Müller), *Scapholeberis mucronata*, *Biapertura affinis* (Leydig), *C. dubia* Richard. По величине индекса Шеннона, рассчитанного по биомассе, достоверных различий между зоопланктоном исследованных биотопов не выявлено (табл. 1).

Таким образом, независимо от степени защищенности зарастающих мелководий, находящихся в условиях влияния жизнедеятельности колониальных поселений птиц, в зоопланктоне увеличивается число видов ракообразных, отмеченных в среднем за одну съемку, снижается доля коловраток в общей численности и биомассе сообщества, среди доминантов сокращается число видов Rotatoria, повышается биомасса зоопланктона за счет возрастания доли веслоногих и ветвистоусых ракообразных и снижается обилие коловраток. Однако зарегистрирован и ряд отличий: по сравнению с фоновым участком на полузащищенном мелководье снижается разнообразие коловраток, а в условиях защищенного мелководья – возрастает; на полузащищенном мелководье сокращается общее разнообразие зоопланктеров, на защищенном – увеличивается; на полузащищенном мелководье в течение периода гнездования происходит повышение доли веслоногих ракообразных по численности и биомассе, на защищенном наиболее ярко возрастает обилие ветвистоусых и снижается доля коловраток; на полузащищенном мелководье наблюдается тенденция сокращения величин индекса Шеннона, рассчитанного по биомассе, на защищенном однонаправленной тенденции не обнаружено.

Работа выполнена при финансовой поддержке программы фундаментальных исследований ОБН РАН «Биологические ресурсы России».

ЛИТЕРАТУРА

1. Pain R. T. A note on trophic complexity and community stability // Amer. Natur. 1969. Vol. 103. P. 91–93.
2. Завьялов Н. А., Крылов А. В., Бобров А. А., Иванов В. К., Дгебуадзе Ю. Ю. Влияние речного бобра на экосистемы малых рек. М.: Наука, 2005. 186 с.
3. Крылов А. В. Влияние деятельности бобров как экологического фактора на зоопланктон малых рек // Экология. № 5. 2002. С. 350–357.
4. Крылов А. В., Чалова И. В., Цельмович О. Л. Ветвистоусые ракообразные в условиях зарегулирования малых рек человеком и бобрами // Экология. 2006. №6. С. 1–6.
5. Легейда И. С., Долинский В. Л., Рогозянская Т. Д. О влиянии бобров на гидрофауну // Гидробиол. журн. 1987. Т. 23. № 6. С. 97–98.
6. Легейда И. С., Рогозянская Т. Д. Зоопланктон мест обитания бобров // Гидробиол. журн. 1981. Т. 17. № 2. С. 16–21.
7. Naiman R. J., Melillo J. M., Hobbie J. E. Ecosystem alteration of boreal forest streams by beaver (*Castor canadensis*) // Ecology. 1986. V. 67. № 5. P. 1254–1269.
8. Naiman R. J., Johnston C. A., Kelley J. C. Alteration of North American streams by beaver // BioScience. 1988. V. 38. P. 753–761.
9. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.

SUMMARY

Krylov A. V., Kulakov D. V., Kasyanov N. A. THE COLONIAL BIRDS SETTLEMENT INFLUENCE ON THE ZOOPLANKTON OF OVERGROWING SHOAL OF A RYBINSK REZERVOIRS

It is shown, that irrespective of vulnerability of the overgrowing shoal under influence of vital activity of colonial birds settlements in zooplankton the number of Cladoceran species increases, the part of Rotatoria by number and biomass is reduced, the number of Rotatoria species is reduced among dominants, the biomass of zooplankton raises due to increase of a Copepoda and Cladocera and decrease of Rotatoria abundance. The differences of zooplankton communities' organization in semiprotected and protected shoal are determined.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДОВ ПРОТОЧНОЙ ЦИТОМЕТРИИ ДЛЯ ИЗУЧЕНИЯ ЗАЩИТНЫХ РЕАКЦИЙ МОРСКИХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ

И. В. Кудрявцев, А. Н. Сухачев, А. В. Полевщиков

ГУ НИИ экспериментальной медицины РАМН, г. Санкт-Петербург, igorek1981@yandex.ru

Возможности применения методов проточной цитометрии в биологических и медицинских исследованиях крайне широки. В основе этих методов лежит измерение оптических свойств различных частиц (клетки, отдельные ядра и другие органеллы). Частицы по одиночке попадают в ламинарный поток в проточной ячейке, где они пересекают сфокусированный световой пучок, не касаясь стенок кюветы. Источником света могут быть различные лазеры, ультрафиолетовая лампа или их комбинация. Свет определенной длины волны возбуждает молекулы флуоресцирующих красителей, связанных с различными клеточными компонентами. В том случае если имеет место одновременное возбуждение нескольких разных красителей, то происходит оценивание сразу несколько клеточных параметров. При помощи сложной оптической системы световые сигналы улавливаются и преобразуются в электрические импульсы фотоумножительным устройством, в дальнейшем происходит обработки информации в цифровом режиме. Величины, измеренные фотоумножителем, отображаются на гистограммах. Современные проточные цитофлуориметры позволяют одновременно измерять несколько (до восьми - двенадцати) параметров: рассеяние света на малые углы (до 19°), которое еще называют прямым светорассеянием (forward scattering или FS), рассеяние света на угол 90° или боковое светорассеяние (side scattering или SS, PMT1), а также интенсивность флуоресценции на разных длинах волн. Параметры светорассеяния позволяют проводить разделение клеток по размерам, структуре, наличию или отсутствию определенных поверхностных маркеров, соответственно [1].

Проточная цитометрия на протяжении более чем двух десятков лет находит широкое применение в клинической практике и фундаментальных исследованиях, однако основными модельными объектами остаются представители класса млекопитающих (главным образом, человек и различные линии лабораторных мышей и крыс). В сравнительной иммунологии рамки применения проточной цитометрии гораздо уже. В первую очередь это обусловлено отсутствием антител к поверхностным маркерам циркулирующих клеток «немодельных» животным. Именно поэтому ключевое место в сравнительно-иммунологических исследованиях занимают методы, направленные на изучение функ-

циональной (фагоцитоз, кислородный метаболизм, изменение концентрации кальция в цитоплазме) и пролиферативной (определение ploидности ДНК, анализ клеточного цикла) активности циркулирующих клеток [2, 3]. Для анализа пула циркулирующих клеток широкое применение находит двухпараметрический анализ [4], основанный на определении прямого и бокового светорассеивания, что позволяет выделять различные популяции клеток, основываясь на размерах клеток и структуре их цитоплазмы (например, наличие гранул различных размеров). Методы проточной цитометрии находят широкое применение в экологических исследованиях, при этом ведущее место отводится определению жизнеспособности (уровень апоптоза) циркулирующих клеток в ответ на внесение в инкубационную среду солей тяжелых металлов и других токсичных веществ [5].

Использование проточной цитометрии в подобном роде исследованиях позволяет получать статистически достоверные результаты и выявлять редкие типы клеток, так как число анализируемых клеток может достигать $1-3 \times 10^6$, тогда как микроскопия позволяет исследовать только несколько сотен клеток. Помимо того, проточная цитометрия позволяет одновременно исследовать несколько характеристик одной клетки и проводить количественные измерения путем дифференцировки интенсивности флуоресценции на различных длинах волн. Использование этих возможностей позволило в ходе собственных исследований изучить клеточный состав гемолимфы асцидий и разработать новый метод оценки цитотоксической активности циркулирующих клеток морских беспозвоночных.

Объектом исследования были розовые асцидии *Halocynthia purpurea* (*H.auranthum*) (Urochordata, Ascidiacea: Pyuridae), собранные в августе 2008 г. на базе «Восток» Института биологии моря ДВО РАН. Всего в экспериментах было использовано более 100 животных возрастом 4-6 лет. Гемолимфу с циркулирующими клетками получали путем пункции субэпидермального синуса и собирали в пробирки объемом 15 мл (Sarstedt, USA). С целью предотвращения коагуляции клеток в пробирки добавляли раствор ЭДТА ("Нева-Реактив", Россия) на фильтрованной морской воде (ФМВ), получая финальную концентрацию ЭДТА 30 мМ. Полученные образцы гемолимфы мягко центрифугировали при 100g в течение 10 мин при 4 °С, отмывали раствором Дальбекко без Ca^{2+} и Mg^{2+} , содержащим 34 г/л NaCl ("ПанЭко", Россия).

Анализ образцов проводили на проточном цитометре COULTER EPICS ALTRA (Beckman Coulter, Inc., USA). Для исследования клеточных популяций использовались следующие цитометрические параметры: FS – прямое светорассеивание, размеры клеток и PMT1 – боковое светорассеивание, структура клеток. Для выявления популяций морулярных клеток использовали канал PMT2 (максимум поглощения 520 нм), так как эти группы клеток обладают выраженной автофлуоресценцией в этой части спектра. После проведения компенсации PMT2 использовали для выделения популяции клеток-мишеней, меченых сукцинилимидным эфиром карбоксифлюоресцеина (CFSE, фильтр – 520 нм, PMT2), а также PMT3 (йодистый пропидий, 635 нм) для выявления разрушенных клеток после постановки цитотоксической реакции. Все цитометрические параметры оценивали по 30000 событиям для каждой из проанализированных проб.

В основу нового метода оценки цитотоксической активности циркулирующих клеток морских беспозвоночных был положен принцип использования флуоресцентных клеток-мишеней и «нативных» клеток-эффекторов. Использование подобного подхода позволяет на гистограммах отделить клетки-мишени от клеток-эффекторов и произвести количественный подсчет обеих популяций клеток. Клетки-мишени предварительно метили сукцинилимидным эфиром карбоксифлюоресцеина. В ходе разработки метода были использованы концентрации CFSE от 0 до 5 мкМоль на 1 мл суспензии клеток-мишеней. Оптимальной стала концентрация 1 мкМоль на мл суспензии, так как использование более высоких концентраций красителя приводило к сильной «засветке» фильтра PMT3 635 нм (который использовали для оценки включения в клетки пропидия, PI) и невозможности настройки коэффициентов компенсации, что, в конечном итоге, не позволяло отделить разрушенные клетки от живых. Клетки-мишени окрашивали в течение 10 минут (при 4°С, в темноте), после чего трижды отмывали раствором Дальбекко без Ca^{2+} и Mg^{2+} , содержащим 34 г/л NaCl. Затем клетки фиксировали 1% раствором параформальдегида в течении 20 минут (при 4°С, в темноте) и трижды отмывали избытком раствором Дальбекко без Ca^{2+} и Mg^{2+} . При постановке экспериментов использовали соотношение клеток-мишеней и клеток-эффекторов 1:1, 1:5 и 1:10. Для постановки экспериментов использовали полную культуральную среду, составленную на основе модифицированной питательной среды RPMI-1640, содержащей 34 г/л NaCl, 10 мМ HEPES, 2% телячьей эмбриональной сыворотки, 2 мМ L-глутамина и 100 мкг/мл пенициллина и 100 Ед/мл стрептомицина (все реактивы - "ПанЭко", Россия). Время инкубации составляло 6 и 24 часа при температуре 18-20°С в атмосфере 3% CO_2 , что соответствовало физиологическим условиям. По завершении инкубации в образцы вносили по 3 мкл раствора йодистого пропидия (1 мкг/мл), инкубировали 20 мин в темноте при комнатной температуре и отмывали избытком раствора Дальбекко. Цитотоксическую активность оценивали по числу CFSE-позитивных клеток-мишеней, включивших йодистый пропидий. Образцы фиксировали охлажденным 4% раствором параформальдегида для проведения цитометрического учета.

На рисунке 1 приведены результаты исследования пула циркулирующих клеток асцидии *H.purpurea* при помощи проточной цитометрии. Для построения гистограммы А использованы два

канала светорассеивания: малоугловое или прямое (ось абсцисс, FS Lin) и боковое или рассеивание света под углом 90° (ось ординат, PMT1). Малоугловое светорассеивание представляет собой рассеивание света от поверхности клеток под малыми углами ($1-19^\circ$) и пропорционально диаметру гемочитов. Тогда как канал бокового светорассеивания регистрирует свет, рассеянный как самой клеткой, так и ее органеллами, и характеризует структуру и гранулярность гемочитов. С использованием этих двух параметров можно локализовать основные клеточные популяции в рамках всего пула гемочитов. На данном рисунке цифрой «0» отмечены разрушенные клетки (дебрис), цифре «1» соответствует популяция лимфоцитоподобных клеток, обладающих высоким ядерно-цитоплазматическим соотношением. Расположение на гистограмме А второй популяции соответствует гиалиновым амебцитам (размер и объем клеток несколько увеличивается, появляются отдельные вакуоли и лизосомы).

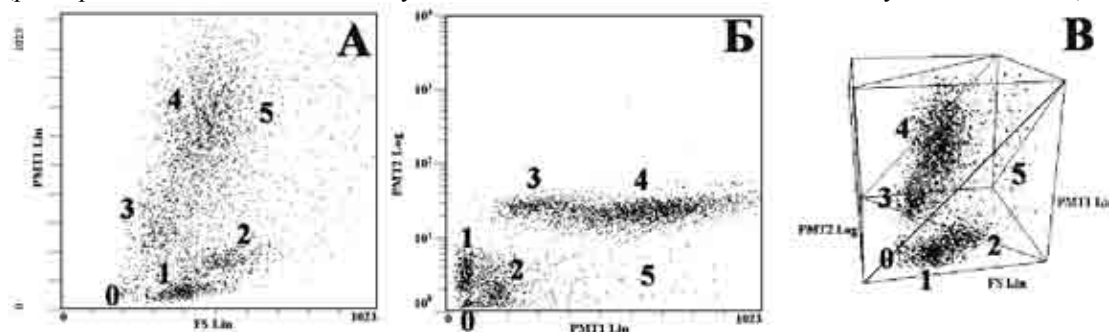


Рис. 1. Исследование циркулирующих клеток асцидии *H.purpurea* при помощи проточной цитометрии

Гистограмма А: ось абсцисс – прямое светорассеивание, ось ординат – боковое светорассеивание; гистограмма Б: ось абсцисс – боковое светорассеивание, ось ординат – автофлуоресценция морулярных клеток (PMT2, фильтр 520 нм); гистограмма В – комментарии в тексте.

Популяции 3–5 соответствуют гранулоцитов, различающихся по размерам и степени гранулярности. Вместе с тем, принимая во внимание выраженную автофлуоресценцию морулярных клеток асцидий (популяции 3 и 4) по PMT2 для более точного выделения этих популяций клеток можно использовать двухпараметрическую диаграмму (рис. 1, Б), которая учитывает структуру клеток (PMT1) и их автофлуоресценцию (PMT2). Такая диаграмма позволяет обнаружить популяцию крупных гранулярных амебцитозитов (популяция 5, не более 2-5% от общего числа циркулирующих клеток), расположение которой при анализе прямого и бокового светорассеивания (рис. 1, А) соответствует таковому крупных морулярных клеток. Таким образом, для исследования циркулирующих клеток асцидий можно использовать трехпараметрические диаграммы, образец которой приведен на рисунке 1В. В настоящее время единая классификация гемочитов асцидий отсутствует. Число выделяемых популяций сильно зависит от возраста особи, времени года, места сбора животных и методов фиксации. При этом наиболее общими типами клеток, в существовании которых уже никто не сомневает, являются гранулоциты (базофильные и эозинофильные, которые подразделяются на морулярные клетки и эозинофильные амебцитозиты), макрофагподобные (гиалиновые амебцитозиты) и лимфоцитоподобные клетки [6, 7]. В ходе серии собственных экспериментов нами были выделены пять популяций гемочитов, цитометрические параметры которых соответствуют лимфоцитоподобным клеткам (1), гиалиновым амебцитозитам (2), клеткам-морулам (3 и 4) и гранулярным амебцитозитам.

В рамках отдельной серии экспериментов нами была разработана новая модельная система для исследования цитотоксических реакций циркулирующих клеток беспозвоночных в условиях *in vitro* (рис. 2).

По оси абсцисс – интенсивность флуоресценции CFSE (PMT2), по оси ординат – интенсивность флуоресценции PI (PMT3). А – клетки-эфффекторы, негативное окрашивание по CFSE (разрушенных клеток, включивших PI, менее 1,5%). Б – клетки-мишени, окрашенные CFSE (разрушенных клеток, включивших PI, менее 2%). В и Г – инкубация клеток-эфффекторов с изотипичными клетками-мишенями в соотношении 1:10 и 1:1, соответственно (негативный контроль, разрушенных клеток, включивших PI, менее 1-3%). Д и Е – инкубация клеток-эфффекторов с клетками-мишенями в соотношении 1:10 и 1:1, соответственно (появляются популяции клеток, окрашенных CFSE и включивших PI – разрушенные клетки-мишени).

Принципиальная новизна состоит в том, что в качестве клеток-мишеней используются клетки одного и того же вида (для изучения реакций аллораспознавания) или другого вида (для изучения реакций ксенораспознавания) морских беспозвоночных, предварительно инактивированные и окрашенные флуоресцентным красителем CFSE. Использование подобной системы позволяет решить проблему с инкубацией клеток-мишеней в гиперосмотической среде, так как для подобного рода исследований традиционно используются эритроциты [8] или клеточные линии млекопитающих (например, K562, [9]). Это приводило искажению результатов вследствие спонтанного разрушения клеток-мишеней. Использование нашей модели позволяет получать достоверные результаты, так как соблюдается и осмотический, и температурный режим инкубации клеток.

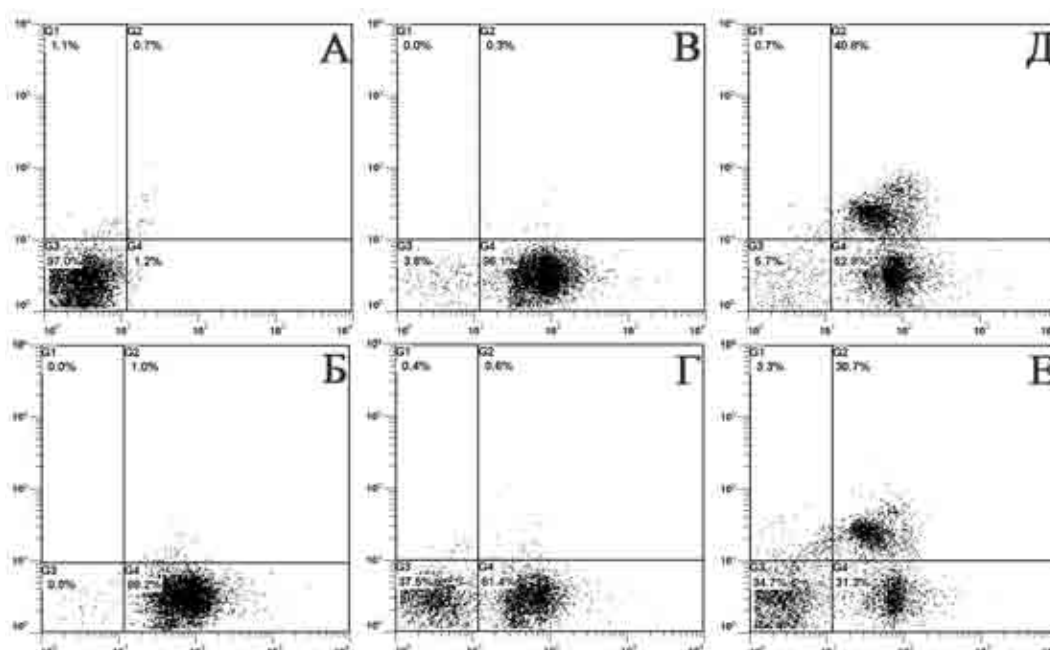


Рис. 2. Гистограммы распределения клеток при исследовании цитотоксической активности циркулирующих клеток асцидии *H.purpurea*

Использование методов проточной цитометрии позволяет значительно расширить методическую базу сравнительной и экологической иммунологии, повысить достоверность получаемых результатов и разработать адекватные модели для изучения защитных реакций морских беспозвоночных. Работа поддержана грантами РФФИ № 07-04-00084 и 08-04-00111.

ЛИТЕРАТУРА

1. Вопросы современной проточной цитометрии. Клиническое применение / Под. ред. С. В. Хайдуков, А. В. Зурочка. – Челябинск, 2008. – 195 с.
2. Goedken M., De Guise S. Flow cytometry as a tool to quantify oyster defence mechanisms // Fish Shellfish Immunol. – 2004. – Vol. 16. – P. 539–552.
3. Ling E., Xiao-Qiang Yu. Hemocytes from the tobacco hornworm *Manduca sexta* have distinct functions in phagocytosis of foreign particles and self dead cells // Dev.Comp. Immunol. – 2006. – Vol. 30. – P. 301–309.
4. Travers M-A., Mirella da Silva P., Le Goïc N. et al. Morphologic, cytometric and functional characterization of abalone (*Haliotis tuberculata*) haemocytes // Fish Shellfish Immunol. – 2008. – Vol. 24. – P. 400–411.
5. Radford J. L., Hutchinson A. E., Burandt M., Raftos D. A. Effects of metal-based environmental pollutants on tunicate hemocytes // J. Invert. Pathol. – 2000. – Vol. 76. – P. 242–248.
6. Smith V. J., Peddie C. M. Cell cooperation during host defense in the solitary tunicate *Ciona intestinalis* // Biol. Bull. – 1992. – Vol. 183. – P. 211–219.
7. Cima F., Ballarin L., Gasparini F., Burighel P. External amoebocytes guard the pharynx entry in a tunicate (Ascidacea) // Dev. Comp. Immunol. – 2005. – Vol. 30. – P. 463–472.
8. Parrinello N., Cammarata M., Arizza V. Univacuolar refractile hemocytes from the tunicate *Ciona intestinalis* are cytotoxic for mammalian erythrocytes in vitro // Biol. Bull. Vol. 190, № 4. – P. 18–425.
9. Cooper E. L., Cossarizza A., Suzuki M. M. et al. Autogenic but not allogeneic earthworm effector coelomocytes kill the mammalian tumor cell target K562 // Cell Immunol. – 1995. – Vol. 166. – P. 113–122.

SUMMARY

Kudryavtsev I. V., Sukhachev A. N., Polevshchikov A. V. FLOW CYTOMETRY AS A TOOL FOR ANALYSING MARINE INVERTEBRATE DEFENSE REACTIONS

Flow cytometry is a powerful tool that allows analysis of thousand of cells in a few seconds, at the single cell level. There are a lot of reagents and fluorescent dyes that can be used for the investigation of different cellular activities of invertebrates circulating cell. Here we describe a new model system, which can be used for studying invertebrate allo- and xenogeneic recognition reactions. During our experiments a cytometric approach was used to investigate the main features of natural cytotoxicity in haemocytes from ascidia *H.purpurea*, that were used as effector cells against CFSE-positive isogenic and/or allogenic cells from the same or another ascidians. The cytotoxic activity of ascidian's haemocytes was related with the percentage of

dead target cells showing green (CFSE) and red (PI) fluorescence. Samples contained solely effectors or targets, incubated for the same time and stained with PI were used as controls to determine initial viability. Furthermore effectors cells incubated with isogenic CFSE-positive haemocytetes were used as a negative control. Our model system can be widely adopted in comparative immunological investigation.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СТРУКТУРНО-ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ДОННЫХ СООБЩЕСТВ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЯДА МАЛЫХ ОЗЕР СЕВЕРО-ЗАПАДА РОССИИ

А. Ю. Куличенко

Российский Государственный Гидрометеорологический Университет, г. Санкт-Петербург, au_kulichenko@mail.ru

Проблема оценки состояния природных систем в последние десятилетия является приоритетной в эколого-географических исследованиях [1]. В настоящее время особенно актуально изучение водных объектов, сохраняющих естественный режим функционирования, в частности озер, расположенных на ООПТ. Информация, полученная при исследовании подобных акваторий, способствует адекватной оценке изменений в структуре сообществ в экосистемах, подверженных антропогенному воздействию.

Изучение озерных групп, расположенных на небольшом удалении друг от друга позволяет, не учитывая действие макроклиматических параметров, выполнить оценку экологического состояния малых разнотипных озер с использованием структурных и функциональных характеристик донных сообществ. К подобным группам могут быть отнесены малые озера Валаамского архипелага (Ладожское озеро), озера Аккахарской группы (Юго-Запад Карелии), озера Нижнее-Свирского государственного заповедника (Ленинградская область).

Острова Валаамского архипелага характеризуются значительным разнообразием геоморфологического строения, гетерогенностью условий почвообразования и типов растительности, развивающейся на водосборе, что приводит к большому разнообразию микроландшафтов [2]. 11 озер, являющихся их важными составными частями, вследствие этого различаются по ряду лимнологических параметров.

Озера Аккахарской группы относятся к бассейну Ладожского озера и расположены между 61° 30' и 61° 30' с.ш. и 29° 50' и 29° 55' в.д. Озера Котомоярви и Моллюсочное - сточные, остальные 4 водоема данной группы - замкнутые инфильтрационные [3]. Как и озера Валаамского архипелага, водоемы Аккахарской группы отличаются значительной вариабельностью лимнологических параметров.

Озера Нижне-Свирского государственного природного заповедника (НСГПЗ) представляют собой небольшие по площади поверхности, неглубокие водоемы, связанные протоками с Ладожским озером. Водосбор озер Кандольское и Канковское значительно заболочен.

Основные лимнологические характеристики изученных водоемов приведены в таблице 1.

Таблица 1

Основные лимнологические параметры изученных озер

озера	Площадь зеркала, га	Средняя глубина, м	Прозрачность, м	pH	Цветность, Pt-Co
озера Валаамского архипелага					
Сисьярви	80,5	7,0	2,0-4,6	6,9-8,5	34-60
Лещевое	23,8	1,6	1,1-1,7	6,4-8,2	92-106
Игуменское	2,1	4,0	1,2-2,8	6,1-7,4	63-118
Черное	0,8	3,0	1,4-2,6	5,6-7,1	71-111
Оссиёво	0,3	1,4	1,0-1,4	5,6-7,1	102-121
Никоновское	1,1	2,0	0,6-0,9	7,1-7,6	188-301
Крестовое	1,4	1,7	0,8-1,7	6,1-8,7	159-164

озера	Площадь зеркала, га	Средняя глубина, м	Прозрачность, м	pH	Цветность, Pt-Co
Германовское	1,0	1,9	0,4-1,3	4,1-5,9	196-197
Антониевское	2,4	1,7	1,2-1,7	6,5-7,5	100-116
Симняховское	1,9	1,0	0,8-1,2	5,9-6,5	148-149
Витальевское	0,5	0,7	0,7- 1,0	6,5-6,8	242-289
озера Аккахарской группы					
Костомоярви	41,2	2,4	1,0-1,5	7,0	125-140
Моллосочное	9,3	3,0	2,0-3,5	6,9	32-40
Сплавинное	7,5	6,8	0,8-1,5	4,10	188-291
озера НСПЗ					
Кандольское	18,1	0,5	0,4-0,7	6,0-6,7	271-239
Канковское	10,2	1,2	0,3-0,6	6,3-6,8	292-339

Таким образом, в каждом из 16 озер формируются специфические гидрологические и физико-гидрохимические условия, которые определяют структурно-функциональные характеристики сообществ гидробионтов. Цель исследования – выполнить оценку экологического состояния малых разнотипных озер Северо-запада России на основе изученных структурных и функциональных характеристик сообществ макрозообентоса.

Основной объем данных получен в 2000–2007 гг., также использованы литературные данные и материалы собственных качественных сборов с 1996-1999 гг. Всего было изучено 16 разнотипных озер. Число станций для оценки качественного состава и количественного развития макрозообентоса каждого исследованного водоема определялось площадью его поверхности и составляло от 3-х до 15 станций. Оно обязательно включало станции с максимальной и доминирующей глубинами, а также станции в наиболее распространенной ассоциации макрофитов. На каждой станции водоема в 3-х повторностях отбирали пробы грунта с помощью дночерпателя Экмана – Берджа (1/40 м²). В дальнейшем обнаруженные беспозвоночные идентифицировались до таксонов различного уровня, при этом *Oligochaeta* и *Diptera* определяли только до семейства.

В течение всего периода исследований в изученных озерах обнаружено 141 таксон беспозвоночных различного ранга. Ведущую роль среди изученных таксонов по числу видов играют *Trichoptera* (29 видов), *Mollusca* (28 вида), *Odonata* (19 видов). Наименьшим числом видов (менее 3) были представлены следующие таксоны: *Porifera*, *Aranei* (включая *Hydracarina*) и *Crustacea*, *Neuroptera* и *Megaloptera*. Это может быть связано, с одной стороны, с особенностями определения некоторых групп беспозвоночных до таксонов высокого ранга, с другой стороны - с реально существующим низким видовым разнообразием целого ряда таксонов.

Интересные данные получены для доминирующих по количеству видов групп беспозвоночных: ручейники, моллюски, стрекозы. Наименьшее число видов в двух первых группах характерно для неглубоких лесных озер с небольшой площадью зеркала и кислой или близкой к нейтральной реакцией среды (озера Оссиево, Черное, Германовское, Кандольское, Сплавинное – 1-4 вида), а максимальное количество – для крупных, нейтрально-олигощелочных водоемов (озера Сисъярви, Лещевое, Костомоярви – 12-21 вид).

Значительное видовое разнообразие в указанных озерах может быть связано не только с перечисленными выше параметрами, важную роль также играет наличие постоянной связи озер между собой и с Ладожским озером. Распределение видов стрекоз не связано с перечисленными параметрами. Также хотелось бы отметить, что в состав фауны стрекоз внутренних озер Валаамского архипелага входят следующие виды: *Epitheca bimaculata* Charpentier и *Somatochlora sahlbergi* Trybom, которые относятся к категории редковстречающихся и подлежащих охране на территории Ленинградской области и Республики Карелии.

Количество идентифицированных видов макрозообентоса в изученных водоемах варьирует от 8 до 97 видов. Наибольшее число видов обнаружено в крупных озерах Сисъярви и Лещевое (84 и 97

вида), а минимальное - в малых лесных озерах (8 видов – озеро Оссиево). Отмечено, что небольшое число встреченных видов, в целом, характерно для водоемов с неблагоприятными условиями для развития бентоса (низкая реакция среды, высокие значения цветности, небольшая площадь поверхности водоемов).

Анализ сходства видовых списков исследованных озер, проведенный на основании коэффициента Жаккара, показал, что исследуемые озера имеют значительные отличия. Действительно, максимальная величина коэффициента Жаккара составила 0,54 и была характерна для олигоацидно – нейтральных (рН=6,4-8,5) с невысокой цветностью воды озер Сисьярви, Лещевое и Кандольское. Наибольшее сходство среди малых лесных озер имеют оз. Игуменское и оз. Черное (0, 42). Для других водоемов характерны меньшие значения (0,05 – 0,35). Максимальной обособленностью фаун отличаются небольшие лесные озера с кислой реакцией среды (оз. Германовское).

Сходные результаты исследований были получены при изучении макрозообентоса малых озер юго-запада Карелии [3]. Авторами найдена тесная положительная корреляция видового богатства и количества групп зообентоса с активной реакцией воды. Наибольшее число видов донной фауны встречено в нейтрально-щелочных озерах (87 видов), среднее – в олигоацидных (60 видов), а наименьшее (26 видов) – в мезо – полиацидном.

Количественное развитие макрозообентоса изучали в 2002-2007 гг. на акватории 6 озер. Максимальные значения биомассы бентоса отмечены в оз. Германовское (9,33 г/м²), минимальные - в Ондатовом заливе оз. Сисьярви (1,01 г/м²). В среднем биомасса бентоса в исследованных озерах составила $4,45 \pm 0,95$ г/м². Численность варьировала от 168,4 до 1074,8 экз./м². Средняя численность составила $521,2 \pm 126,0$ экз./м².

Необходимо отметить, что в точке максимальной глубины озер Черное и Игуменское в течение всего периода исследования донная фауна не была обнаружена. Очевидно, это обусловлено постоянным дефицитом кислорода вследствие устойчивой температурной стратификации в летний период.

По количественному развитию макрозообентоса исследованные озера отличались друг от друга на порядок и более. Наибольший градиент биомассы и численности был характерен для озер системы в августе 2003 г. В целом, показатели обилия макрозообентоса внутренних озер Валаамского архипелага по сравнению с озерами сходного режима в Карелии имеют меньшие значения [3].

Изученные озера могут рассматриваться как фоновые водоемы для данного региона, а полученные характеристики бентосного сообщества как эталонные при исследованиях сообществ малых озер в условиях антропогенного загрязнения.

ВЫВОДЫ. 1. Общее число видов макрозообентоса, обнаруженных в изученных озерах составило 130 видов. Максимальное число видов характерно для двух отрядов вторичноводных насекомых: стрекоз и ручейников – 20 и 30 видов соответственно.

2. Наибольшее видовое разнообразие характерно для наиболее крупных проточных нейтрально-олигощелочных озер Валаамского архипелага – Сисьярви и Лещевое и озера Костомоярви Аккахарской группы.

3. Наименьшее число видов обнаружено в небольших по площади, мелководных водоемах с высокими значениями цветности и низкими прозрачности и реакции воды.

4. Особенностью изученных озер является образование обособленных фаунистических комплексов, что связано, в первую очередь, со своеобразным сочетанием лимнологических параметров, характерных для каждого внутреннего водоема Валаамского архипелага.

ЛИТЕРАТУРА

1. Дмитриев В. В., Фрумин Г. Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. СПб, Наука, 2004 – 294 с.
2. Комплексные природоведческие исследования на северо-западе России: Валаамская и Кургальская Экспедиции СПбОЕ. Труды СПбОЕ, серия 1, Т.92. СПб, 1998. – 112 с.
3. Ильяшук Б. П. Влияние активной реакции воды на структуру макрозообентоса малых лесных озер юго – запада Карелии. Гидробиологический журнал. – 1998. – Т. 34. №1. С. 49 – 56.

SUMMARY

Kulichenko A. Y. THE FUNCTIONAL AND STRUCTURE CHARACTERISTICS OF BOTTOM COMMUNITY USED FOR ESTIMATION OF THE ECOLOGICAL STATUS OF SMALL SHALLOW LAKES

The benthic macrofaunal communities' structure of 11 inner lakes of Valaam archipelago and 2 Accachariyu lakes was investigated. The purpose of the research is to consider ecological status of the Russian North-West small lakes. Quantitative monthly (June-August) sampling took place over 3 years at 32 representative sites of 6 shallow lakes, covering littoral and profundal sediments. Qualitative sampling took place over 10 years at 13 lakes. The interaction between basic limnology characteristics of the lakes and species number, composition and abundance were established using conditioned methods of aquatic ecology. Maxi-

imum of biodiversity and abundance was found in oligo-acidneutral lakes Leshevoe and Sisyarvi. Benthic species number of these lakes was about 100 species. Dragonfly larvae and mollusks were the most wide spread in the lakes. While Chironomidae larvae were the most abundant. At the same time benthos in profundal zone of Ygumenskoe, Germanovskoe and Chernoe lakes were absent. Probably it was connected with oxygen deficiency on the bottom of aforesaid lakes. Due to the especial benthic complexes were combined into.

ПОГРУЖЕННЫЕ ГИДРОФИТЫ КАК ФАКТОР ФОРМИРОВАНИЯ ЗООПЛАНКТОННОГО СООБЩЕСТВА

С. А. Курбатова, И. Ю. Ершов, Е. В. Борисовская

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

Взаимоотношения водных растений и зоопланктона в настоящее время не вполне ясны. Ряд явлений и фактов свидетельствуют, что взаимодействие между ними не может быть сведено только к рассмотрению зарослей гидрофитов как убежища от хищников [1].

С целью определения влияния гидрофитов на некоторые гидрохимические и биологические параметры среды и выявления особенностей формирования зоопланктонного сообщества в этих условиях, был проведен эксперимент. В полевых условиях были созданы экспериментальные экосистемы – микрокосмы. Квадратные лотки со сторонами 1 м помещали в бетонный бассейн, заполненный водой, с целью предотвращения резких суточных колебаний температур. В лотки заливали отфильтрованную через газ № 76 речную воду до уровня 0.3 м. Объем воды в каждом микрокосме составлял 300 л. В лотки примерно в равных количествах заселяли зоопланктон из одной емкости, с предварительно сконцентрированными организмами. Варианты опытов имели 3 или 4 повторности. Изучали влияние погруженных, не укореняющихся растений – роголистника *Ceratophyllum demersum* и пузырчатки *Utricularia vulgaris*. Растения помещали по 300 г на лоток после недельной адаптации зоопланктона к условиям эксперимента. Поверхность лотков на 1/3 закрывали тканью для создания тени и предотвращения чрезмерной инсоляции гидрофитов, обитающих в природе, как правило, под ряской или в тени воздушно-водных растений. Наблюдения вели 12 недель (26.05.07–18.09.07). В течение эксперимента ежедневно регистрировали значения температуры, pH, содержание O₂, еженедельно – концентрация основных катионов (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺), общую электропроводность, содержание хлорофилла *a*, отбирали пробы зоопланктона и бактерий.

До конца августа температура воды менялась в пределах 15–23°C. В сентябре происходило ее снижение до 9°C.

C. demersum значительно увеличивал содержание O₂ в воде. Это приводило к смещению значений pH в щелочную сторону. В микрокосмах с роголистником концентрация O₂ составляла 10.2–12.5 мг/л, pH 8.8–9.4. В контроле и лотках с пузырчаткой было 8.5–10.5 мг/л O₂, pH колебалась в пределах 8.3–8.6.

Присутствие гидрофитов не оказывало никакого влияния на содержание Mg²⁺ в воде. Концентрация Na⁺ в большинстве случаев была близка в опытных и контрольных микрокосмах, за исключением трех дат (26.06, 14.08, 4.09) когда Na⁺ в воде было достоверно больше в лотках с роголистником и пузырчаткой, чем в контроле. Жизнедеятельность *U. vulgaris* сказывалась на содержании K⁺ и Ca²⁺. До начала августа концентрация K⁺ была значимо выше контрольной, а с конца августа достоверно ниже. Возможно это связано с изменениями в физиологии растений в связи с образованием в августе на вершинах побегов зимующих почек. Концентрация Ca²⁺ в лотках с пузырчаткой с конца июля и до конца опыта достоверно превышала контрольную. Динамика K⁺ и Ca²⁺ в экосистемах с роголистником не отличалась значимо от наблюдаемой в контроле.

Среднее за опыт содержание хлорофилла *a* было близко во всех микрокосмах. В контроле и с роголистником оно составило 1.71 мкг/л, с пузырчаткой – 1.98 мкг/л. Достоверные от контроля отличия регистрировали в лотках с роголистником. В первые 2 нед эксперимента хлорофилла *a* было достоверно меньше в присутствии роголистника, с 4-ой по 8-ю неделю – больше. Очевидно это связано со специфической сменой доминирующих форм водорослей в экосистемах с роголистником. Известно, что альгицидный эффект *C. demersum* проявляется по отношению не ко всем видам водорослей, а для некоторых из них [2].

В пробах зоопланктона было определено 13 видов Copepoda, 19 Cladocera и 24 Rotatoria. Средние за опыт значения индекса видового сходства (Серенсена) между всеми вариантами были близки и составляли ~ 0.50. Несколько ниже индекс видового сходства был в начале опыта: во вторую и третью недели между вариантами контроль – *Utricularia* (0.40 и 0.33) и контроль – *Ceratophyllum* (0.29 и 0.29). В последующем во всех комбинациях вариантов он, в основном, принимал значения в интервале 0.4–0.6. Это свидетельствует об умеренном влиянии гидрофитов в опыте на состав рачков и колеров.

Общая численность зоопланктона в микрокосмах с роголистником достоверно превышала контрольную весь период активной вегетации – до конца августа (рис. 1). В большинстве проб в этот период численность всех основных групп зоопланктона – Copepoda, Cladocera и Rotatoria была больше в присутствии *C. demersum*, чем в контроле. Общая биомасса была сопоставима с контрольными значениями (рис. 2). Достоверное снижение биомассы в лотках с роголистником происходило с конца августа. В первую очередь снизилась биомасса Cladocera, а в сентябре и Copepoda.

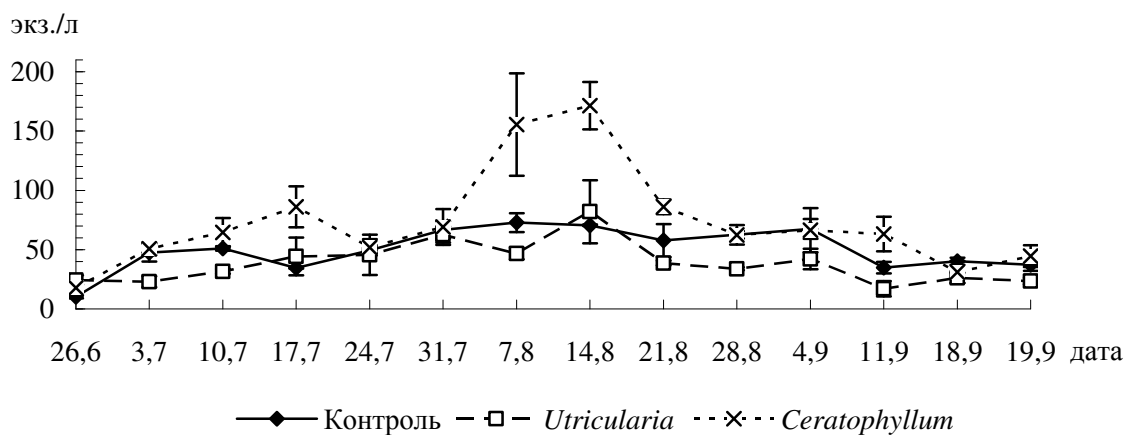


Рис. 1. Общая численность зоопланктона в эксперименте

В экосистемах с *U. vulgaris* общая численность зоопланктона была ниже или близка к контрольной в течение всего периода наблюдений. Биомасса Copepoda и Cladocera и, как следствие, общая биомасса зоопланктона (рис. 2) в период наиболее активной вегетации растений была ниже, чем в контроле. Низкая численность и биомасса зоопланктона в лотках с *U. vulgaris* в большой степени, по-видимому, объясняется хищничеством этого растения. В сентябре, когда на вершинах побегов образовались зимующие почки, а с базальной части побеги начали постепенно отмирать, биомасса Copepoda и Cladocera возросла и значимых отличий от контроля уже не было.

Численность доминирующего в контроле ветвистого рачка *Daphnia longispina* была ниже в экосистемах с пузырчаткой в течение первых 4-х нед, а впоследствии дафния отсутствовала в пробах или отмечалась эпизодически. В микрокосмах с роголистником численность дафний была ниже контрольной в первые 2 нед и с 7-ой по 12-ю нед. С 3-ей по 6-ю нед (вторая половина июля) численность дафний превышала контрольную, хотя разница была недостоверной.

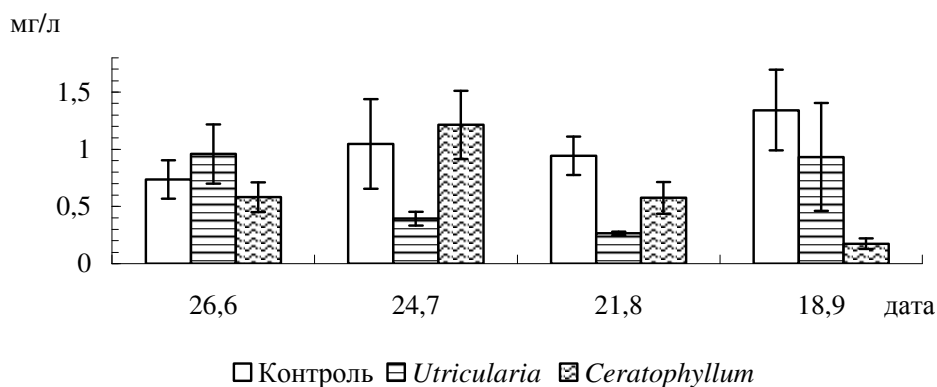


Рис. 2. Общая биомасса зоопланктона

В лотках с гидрофитами происходило увеличение численности видов сем Chydoridae. Количество этих рачков в микрокосмах с роголистником было достоверно больше, чем в контроле в течение первых 7-ми нед эксперимента (до середины августа), а с пузырчаткой – весь период наблюдений.

Спустя 1 мес от начала эксперимента в присутствии гидрофитов увеличилась доля Rotatoria в зоопланктонном сообществе. В лотках с роголистником уменьшилось относительное количество Cladocera, а с пузырчаткой этого не произошло из-за более обильного развития хидорид.

Таким образом, *C. demersum* и *U. vulgaris* вносили определенные достоверные изменения в гидрохимические параметры среды и в структуру зоопланктонного сообщества.

ЛИТЕРАТУРА

1 Семенченко В. П. Роль макрофитов в изменчивости структуры сообщества зоопланктона в литоральной зоне мелководных озер // Сибирский экологический журн. 2006. Т. 1. С. 89–96.

SUMMARY

Kurbatova S. A., Yershov I. Yu., Borisovskaya E. V. SUBMERGED PLANTS AS A FACTOR FOR FORMING OF A ZOOPLANKTON COMMUNITY

The impact of submerged macrophytes *Ceratophyllum demersum* and *Utricularia vulgaris* on some hydrochemical and biological parameters was studied under experimental conditions. *C. demersum* increased the concentration of O₂ in the water and the values of pH. *U. vulgaris* changed the content of K⁺ and Ca²⁺ in the environmental. Concentration of chlorophyll *a* in some periods was for certain differ from control with *C. demersum*. In microcosms with *C. demersum* the abundance of zooplankton was higher and biomass was not change. In ecosystems with *U. vulgaris* biomass of zooplankton was low in the period of active vegetation of plants. The abundance of *Daphnia longispina* declined. Hydrophytes increased the number of Chydoridae and a share of Rotatoria in zooplankton community.

МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К АНАЛИЗУ СТРУКТУРЫ ТРОФИЧЕСКОЙ СЕТИ ОЗЕР: СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПРОБЛЕМЫ

В. И. Лазарева

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН, lazareva_v57@mail.ru

Понимание сложных взаимодействий внутри сообществ, их влияния на энергетические потоки и структуру трофической сети представляет основу эффективного управления экосистемами. Любой антропогенный фактор действует на многовидовое сообщество двумя путями: непосредственно, угнетая или стимулируя развитие отдельных популяций, и косвенно, через изменение условий обитания и трофических взаимоотношений. Однако при изучении в природе взаимодействий хищник-жертва или, в широком смысле, потребитель-ресурс возникают большие методологические трудности, кроме того, до настоящего времени отсутствует единое представление об организации и функционировании трофических сетей [1, 2].

В конце XX века сформировались два направления анализа трофической сети. «Европейское», которое предполагает разделение сети на трофические уровни или крупные блоки видов (фильтраторы, хищники, сообщества микробной «петли») с последующим расчетом продукции и потоков энергии по трофическим цепям [1, 3, 4]. И «американское» с максимальной детализацией сети и сравнительным анализом отдельных ее фрагментов (сообществ) в идеале на уровне доминантных видов [2, 5, 6, 7, 8]. Возможен и комбинированный анализ с учетом сезонных вариаций структуры сети [9]. Практическим приложением полученных знаний стали биоманипуляции – направленные воздействия на трофическую сеть целого водоема или его фрагмента «снизу (bottom-up)» через изменение потока биогенных веществ или «сверху (top-down)» – через вселение/исключение отдельных видов рыб, например, с целью снижения негативных последствий эвтрофирования [10, 11].

Современная американская теория трофической сети основана на представлениях о связности (connectance), общие свойства сети выводятся из положения о том, что число наблюдаемых трофических связей обратно количеству максимально возможных парных взаимодействий между видами в сообществе из S видов [2, 12]. Связность определяют как отношение количества реализованных парных взаимодействий к числу потенциально возможных. Последнее (знаменатель) рассчитывают как S^2 , если учитывают каннибализм и как $S(S - 1)$, если не учитывают.

$$C = 2 T_L / S(S - 1)$$

Здесь C – связность, S – число видов, T_L – количество реализованных взаимодействий «потребитель – ресурс», $S(S - 1)$ – количество потенциальных взаимодействий. Связность строго математически показывает, какая доля теоретически возможных парных взаимодействий реализуется в конкретной трофической сети (связь между видами **A** и **B** считается как два взаимодействия). Однако реализованные связи учитываются во многом субъективно и в этом состоит слабость теории.

График зависимости C от S обычно имеет форму гиперболы, наиболее устойчивые сообщества группируются вблизи области перегиба кривой [2, 12]. В трофических сетях из 3–48 видов среднее число взаимодействий равно $2S$, а плотность связей (d) = 2, что подтверждает такую аппроксимацию [2]. По выражению Пэйна [12], суть теории состоит в «попытке исследовать законы природы через описание некоторых общих свойств трофических взаимодействий». Первичные данные для анализа составляют описания локальных трофических сетей отдельных сообществ – фрагментов общей сети водоема. В современных американских базах данных есть статистики параметров сети для >500 озер [2].

Анализ [по: 6, 7] зависимости C от S в трофических сетях бентали, пелагиали и литорали трех болотных озер с pH 4.4-7.5 показал, что в рамках существующей теории наиболее ус-

тойчивы сообщества бентоса, к ним близок зоопланктон нейтрального ($pH > 7$) озера (рис. 1). Сообщества планктона кислотных ($pH < 5$) озер (внизу слева) характеризуются малым числом видов, плотностью связей (табл. 1) и, согласно теории сети, представляют плацдарм для биоинвазий, так как содержат свободные экологические ниши. Считают [13], что наличие свободных ниш способствует сравнительно быстрому, хотя и не полному, восстановлению фауны после снижения кислотного стресса. Сообщества литорали болотных озер (правая ветвь графика) характеризуются высокой плотностью связей ($d > 4$) при относительно небольшом числе видов в сети ($S < 30$) (табл. 1). Согласно теории, такие сообщества должны быть не стабильны, однако с ростом S критическая величина плотности межвидовых взаимодействий снижается [2]. По нашим наблюдениям они распадаются на две секции – группировки видов, слабо связанные друг с другом [7].

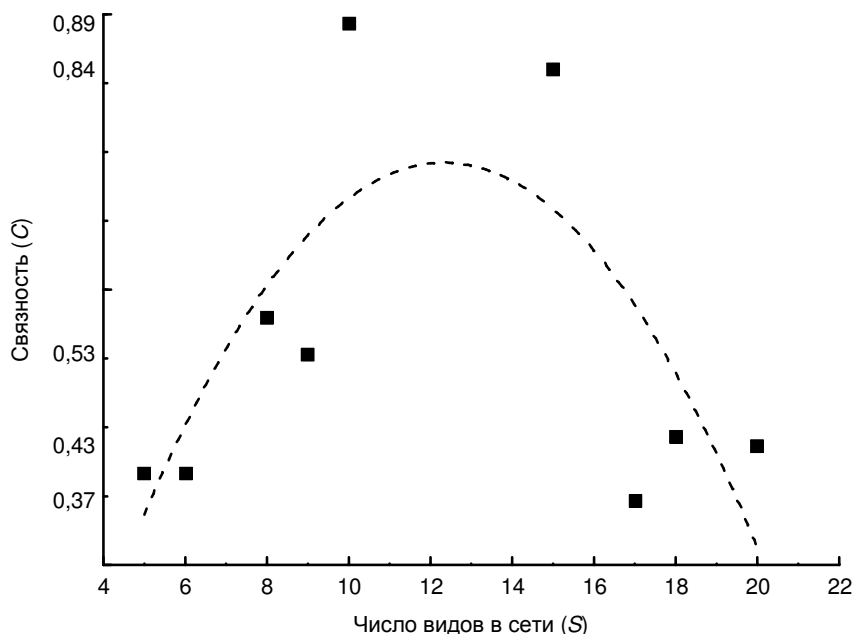


Рис. 1. Зависимость связности от видового богатства сообществ планктона, бентоса и литорали в озерах с различным уровнем pH воды

Ряд авторов считают [10, 12], что связность, рассчитанная по приведенному выше уравнению, слабо соотносится со стабильностью сообществ и представляет слишком общий показатель, который маскирует важные для понимания функционирования сети детали межвидовых отношений. Однако главная слабость теории сети – отсутствие единого подхода к выделению и описанию частных сетей (фрагментов сети водоема). Часто реальные границы локальной сети оказываются не четкими, подвижные виды (рыбы) могут питаться за ее пределами. Природные сети динамичны, тогда как их модели статичны. «Кумулятивные» сети, суммирующих данные за сезон, выглядят более сложными по сравнению с мгновенными схемами. Большие различия в сложности сети характерны для разных биотопов одного водоема [6, 7].

Таблица 1

Параметры трофической сети зоопланктона, зообентоса и литоральных сообществ в озерах с различным уровнем закисления [по: 6, 7]

Параметры сети	pH<5						pH>7		
	Озера								
	Мотыкино			Дубровское			Хотаец		
	П	Б	Л	П	Б	Л	П	Б	Л
Количество нехищных видов	4	4	3	4	2	4	5	3	9
Количество хищных видов	1	11	15	2	8	16	4	5	8
Количество хищников высшего порядка	1	1	2	1	1	2	2	1	1
Значение хищничества, %	20	73	83	33	80	80	44	63	47
Доля факультативных хищников, %	0	47	22	17	63	20	22	38	12
Доля каннибалов, %	20	13	16	17	20	10	22	0	18
Количество связей “хищник-жертва”	4	88	67	6	40	82	19	16	50
Плотность (d) связей “хищник-жертва”	0,8	5,9	3,7	1,0	4,0	4,1	2,0	2,0	2,9
Модальное число трофических уровней	3	6	6	4	5	5	4	4	7
Генерализация	5±0	8±1	4±1	4±2	5±1	4±1	4,8±1	3±1	7±2
Количество генерализующих видов	1	4	7	1	5	6	3	2	3

Примечание: П – пелагиаль, Б – бенталь, Л – литораль.

В то же время, у данного подхода есть неоспоримые преимущества, которые с успехом компенсируют большинство его недостатков. Он позволяет быстро оценить степень сложности трофической сети, выделить трофические уровни, рассчитать параметры сети для многих водоемов (биотопов). Их анализ позволяет прогнозировать результаты вселения или удаления видов, а также теоретически моделировать биоманипуляции и биоинвазии. Например [по: 2], простые сообщества более чувствительны к удалению или внедрению видов-продуцентов, сложные – к манипуляциям с консументами верхнего трофического уровня.

Количество измеряемых параметров в эмпирических трофических сетях варьирует от 7 до >10 [2, 5 – 8]. Степень рассеивания энергии на верхних трофических уровнях оценивают по уровню генерализации [2, 8], а также по количеству генерализующих хищников, для которых число потребляемых видов равно или превышает уровень генерализации в сети [6]. Чем больше рассеивается энергия, тем меньше доступных ресурсов для консументов более высокого уровня, тем больше среди них генерализующих видов, потребляющих разнообразные пищевые ресурсы и, таким образом, аккумулирующих энергию в своих популяциях. Для определения характеристик сети составляются таблицы межвидовых взаимодействий или строятся графы трофических связей [2, 4, 5, 6, 7, 8, 9]. Реальность трофических взаимодействий чаще оценивают по литературным данным о спектрах питания видов.

Сравнение эмпирических трофических сетей зоопланктона, зообентоса и литоральных сообществ двух озер с рН воды от 4.4–4.8 и одного с рН 6.7–7.5 показало (табл. 1), что структура сети планктона упрощается, резко снижается число мирных и, особенно, хищных видов, плотность межвидовых взаимодействий и относительное значение хищничества [6]. Сети бентоса и литоральных зооценозов, напротив, становятся сложнее. В них возрастает количество хищников (насекомых), генерализующих видов, доля хищных и всеядных популяций, плотность межвидовых связей [7]. Во всех водоемах сложность сети возрастает в ряду: планктон → бентос → литоральные зооценозы. При рН воды <5 более половины видов в бентосной сети и до 100% в литоральной составляют гетеротопные личинки насекомых. При рН >6, напротив, преобладают гомотопы (моллюски, пиявки, олигохеты, ракообразные). Эффективность использования энергии в длинных пищевых цепях бентали и литорали кислых водоемов повышается за счет распространения факультативных и генерализующих хищников.

Характеристику сложности сети дополняет расчет элементов суточного баланса вещества для основных трофических групп планктона, что позволяет обсудить преобладающие пути переноса энергии по трофическим цепям (табл. 2). В работе [9] в трофические группы планктона гипертрофного оз. Неро объединены как виды с близкими пищевыми спектрами, так и возрастные группы, например, мирные копеподы представлены науплиусами *Cyclopoidea*. Для каждого компонента планктонного сообщества рассчитаны элементы суточного баланса вещества ($C = P + R + F$) в единицах углерода ($\text{мг С/м}^3 \times \text{сут}$) в центре озера и в прибрежье, а также их средние суточные значения в столбе воды ($\text{мг С/м}^2 \times \text{сут}$) с учетом сезонной динамики глубины (табл. 2). Рацион каждого потребителя распределен по пищевым объектам (частные рационы) пропорционально их биомассам с учетом избирательности питания. Расчеты выполнены для четырех сезонов: весна (май), первая половина лета (июнь–середина июля), вторая половина лета (середина июля–август) и осень (сентябрь–октябрь). Это позволяет выделить сезонные модификации структуры пищевой сети и потоков энергии через микробную «петлю».

Таблица 2

Элементы суточного баланса (среднее май–октябрь) вещества ($\text{мг С/м}^2 \times \text{сут}$) в оз. Неро в 2004 г. [по: 9]

Трофическая группа	<i>P</i>	<i>R</i>	<i>F</i>	<i>C</i>	Выедание
Фитопланктон	1562.36	520.79	312.47	2395.62	429.32
Бактерии	273.38	410.07	0	683.45	227.03
Солнечники	62.29	62.29	53.39	177.97	13.22
Гетеротрофные флагелляты	60.36	60.36	30.18	150.90	36.40
Инфузории мирные	73.83	73.83	63.32	211.06	38.35
Инфузории хищные	22.45	22.45	19.24	64.14	1.79
Мирные коловратки 100–300 мкм	26.68	40.02	54.57	121.27	21.57
Всеядные коловратки 0.3–0.6 мм	1.63	2.44	1.75	5.82	0.02
Хищные коловратки 0.4–1.0 мм	0.15	0.23	0.09	0.47	<0.01
Мирные кладоцеры 0.2–0.4 мм	2.96	4.44	6.05	13.45	1.29
Хищные кладоцеры (<i>Leptodora</i>)	0.37	0.56	0.23	1.16	–
Мирные копеподы (науплиусы)	0.31	0.47	1.16	1.94	0.19
Всеядные копеподы (копеподиты I–III)	0.35	0.52	1.32	2.19	0.23
Хищные копеподы (копеподиты IV–VI)	2.19	3.28	8.22	13.69	0.09

Примечание: Выедание – суммарное потребление консументами организмов данной группы, *P* – продукция, *R* – дыхание, *F* – неусвоенная часть рациона, *C* – рацион.

В оз. Неро сравнительно высокая (~30%) доля продукции метазоопланктона в общей продукции зоопланктона (метазоа+протозоа) отмечена только весной [9], в это время максимальны плотность связей в трофической сети и уровень генерализации [14]. Весной в сети озера формируется мощный поток энергии по прямой пастбищной пищевой цепи: фитопланктон → мирный зоопланктон → хищный зоопланктон → рыбы. В другое время метазоопланктон использует <3% первичной продукции и <1% бактериальной, при этом большая (до 98%) часть энергии продуцентов остается внутри микробной «петли». Результатом служит развитие всеядных форм (~50% видов в сети) и появление циклических взаимодействий. Особенно мощный (12.9–67 мг С/м³ сут) поток вещества формируется весной в цикле между мирными коловратками и инфузориями. Для рыб доступно ~30% продукции метазойного планктона в среднем за вегетационный сезон, основную (70%) ее часть потребляют беспозвоночные хищники (*Mesocyclops leuckarti* и коловратки *Asplanchna*).

ЛИТЕРАТУРА

1. Андроникова И. Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем. СПб.: Наука, 1996: 189 с.
2. Pimm S. L., Lawton J. H., Cohen J. E. Food web patterns and their consequences (a review) // Nature. 1991. V. 350. P. 669–674.
3. Иванова М. Б. Продукция планктонных ракообразных в пресных водах. Л.: Зоол. ин-т АН СССР, 1985. 222 с.
4. Бульон В. В., Никулина В. Н., Павельева Е. Б., Степанова Л. А., Хлебович Т. В. Микробная «петля» в трофической сети озерного планктона // Журн. общ. биологии. 1999. Т. 60. №4. С. 431–444.
5. Иванова М. Б. Изменение трофической структуры мезозоопланктона бессточных озер при воздействии антропогенных факторов // Структурно-функциональная организация пресноводных экосистем разного типа. СПб.: Зоол. ин-т РАН, 1999. С. 179–194.
6. Лазарева В. И., Жгарева Н. Н., Гусаков В. А., Иванов В. К. Структура трофической сети сообществ беспозвоночных в трех небольших озерах с различным уровнем закисления вод: зоопланктон // Биология внутр. вод. 2003. №1. С. 49–57.
7. Лазарева В. И., Жгарева Н. Н., Гусаков В. А., Иванов В. К. Структура трофической сети сообществ беспозвоночных в трех небольших озерах с различным уровнем закисления вод: бентос и литоральные зооценозы // Биология внутр. вод. 2003. № 4. С. 73–84.
8. Locke A., Sprules W. G. Effects of lake acidification and recovery on the stability of zooplankton food webs // Ecology. 1994. V. 75. № 2. P. 498–306.
9. Копылов А. И., Лазарева В. И., Косолапов Д. Б. Потоки вещества и энергии в планктонной трофической сети озера // Состояние экосистемы оз. Неро в начале XXI века. М.: Наука, 2008. С. 293–324.
10. Crowder L. B., Drenner L. W., Kerfoot W. C. et al. Food web interactions in lakes // Complex Interaction in Lake Communities. N. Y.: Springer-Verlag, 1988. P. 141–160.
11. Гладышев М. И. Биоманипуляция как инструмент управления качеством воды в континентальных водоемах // Биология внутр. вод. 2001. № 2. С. 3–15.
12. Paine R. T. Food webs: road maps of interactions or grist for theoretical development // Ecology. 1988. V. 69. № 6. P. 1648–1654.
13. Schindler D. W., Frost V. E., Mills K. H et al. Comparison between experimentally- and atmospherically-acidified lakes during stress and recovery // Proc. Royal Soc. Edinburg. 1991. V. 97. P. 193–226.
14. Смирнова С. М. Трофическая структура зоопланктона высокотрофного озера Неро // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды. Минск: Изд. центр. Белорусского гос. ун-та, 2007. С. 256.

SUMMARY

Lazareva V. I. THE METHODOLOGY OF ANALYSIS OF FOOD WEB STRUCTURE IN LAKES: CURRENT STATE OF THE PROBLEM

“European” and “American” analysis technique of pelagic food web structure was investigated. Based on study published data of food web models of lake zooplankton, zoobentos and litoral macroinvertebrate communities are web common properties analysed. Causes of web structure distinctions between lakes with different water pH and other factors are discussed.

ЗАРОСЛЕВЫЙ ЗООПЛАНКТОН НЕКОТОРЫХ МАЛЫХ ОЗЕР ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ

Е. В. Лобуничева

Вологодская лаборатория ФГНУ «ГосНИОРХ», г. Вологда, lobunicheva_ekat@mail.ru

Происхождение и особенности развития экосистем малых мелководных озер таежной зоны обуславливают интенсивное развитие зарослей высшей водной растительности. Разнообразие биото-

пов, их значительная гетерогенность, особые температурный и газовый режимы, трофические условия обуславливают формирование специфических сообществ гидробионтов. Заросли макрофитов являются убежищем для молоди многих видов рыб, а фитофильные беспозвоночные ценным кормовым объектом. Зоопланктон зарослей высшей водной растительности отличается разнообразным видовым составом и высокими количественными показателями. Различия в плотности зарослей и степеней их развития в пределах водоемов влияют на состав и структуру планктонных животных, определяют характер пищевых отношений. Изучение особенностей зарослевого зоопланктона дает возможность адекватной оценки видового разнообразия и уровня развития зоопланктоценозов водоемов.

В работе приведены результаты изучения особенностей зоопланктонных сообществ разнотипных зарослей восьми малых озер Вологодской области. Исследованные малые озера расположены в пределах Белозерского моренно-озерно-холмистого ландшафта и принадлежат к двум озерным группам – Андозерской и Лозско-Азатской. Несмотря на значительное сходство по происхождению и характеру развития, изученные водоемы различны по морфометрическим и гидрохимическим показателям (табл. 1).

Таблица 1

Характеристика исследованных малых озер

Озеро	Площадь, км ²	Коэффициент изре- занности	Глубина макси- мальная, м	Глубина средняя, м	Кислород, мг/л	Прозрачность, м	Цветность, град.	Минерализация, мг/л	Аммонийный азот, мг/л
Озера Андозерской группы									
Андозеро	44,4	1,61	6,0	2,63	10,33	0,8	10	81,6	0,31
Ильино	0,6	1,6	3,4	2,03	10,10	1,0	20	87,8	0,49
Лохотское	0,5	1,75	3,3	2,10	9,73	0,8	50	94,6	0,64
Новозеро	12,2	2,9	11,5	3,72	10,05	0,6	25	97,2	0,31
Озера Лозско-Азатской группы									
Ангозеро	1,3	1,24	3,0	2,05	9,40	1,0	40	126,4	0,50
Ворбоземское	13,9	1,72	6,6	2,70	9,84	0,8	10	95,4	0,34
Кумозеро	0,4	1,48	10,2	4,20	6,64	1,4	40	178,0	0,47
Люпинское	2,6	1,57	7,6	5,70	7,47	1,5	10	86,6	0,30

Первые исследования зоопланктона данных водоемов проводились в рамках кадастровых и рыбохозяйственных исследований в начале 1970-х годов [1, 2, 3]. Однако, имеющиеся материалы содержат данные о состоянии зоопланктоценозов в основном пелагических участках озер. Изучение зарослевых сообществ, как правило, носило отрывочный характер. На основании исследований, проведенных в летний период 2007 года, проанализированы особенности зоопланктонных сообществ разнотипных зарослей малых озер. Среди обследованных зарослей для дальнейшего отбора проб зоопланктона были выбраны широко распространенные ассоциации макрофитов. Сбор гидробиологического материала проводился в июле, в основных растительных ассоциациях литорали озер, а также участках открытой воды. Отбор проб проводился согласно стандартным методикам [4] с применением количественной сети Джели. Для уточнения видового состава отдельно брались пробы смывов организмов с растений. Параллельно с отбором проб зоопланктона оценивались структура зарослей макрофитов и их общая площадь.

По результатам исследований 1970-х годов [5] изучаемые озера по структуре зарослевых биоценозов относятся к камышево-тростниково-рдестовому типу с наиболее интенсивным развитием надводных и погруженных в воду растений. По нашим наблюдениям в составе зарослей озер практически на всех участках выделяются: пояс воздушно-водных растений, представленный ассоциациями тростника южного (*Phragmites australis*) и камыша озерного (*Scirpus lacustris*). Далее расположены участки развития растений с плавающими листьями – кубышка желтая (*Nuphar lutea*), кувшинка чисто-белая (*Nymphaea candida*), а также сравнительно обширный в отдельных озерах пояс погруженных растений (рдесты пронзеннолистный (*Potamogeton perfoliatus*) и/или блестящий (*P. lucens*)). Помимо этого, в озерах отмечены отдельные участки, занятые зарослями рдеста плавающего (*P. natans*), горца земноводного (*Polygonum amphibium*), элодеи канадской (*Elodea canadensis*). Вдоль урезом воды в озерах встречаются отдельные куртины осок, хвощей.

По результатам проведенных исследований в составе летнего зоопланктонного сообщества малых озер обнаружено 57 видов беспозвоночных, из них коловраток – 12 видов, ветвистоусых ракообразных – 32 вида, веслоногих ракообразных – 13 видов. Количество видов зоопланктеров в разных озерах изменяется незначительно. Меньшим видовым богатством отличается летний зоопланктон

озера Ильино (26 видов), число видов в остальных озерах варьирует от 35 до 38. Зоопланктонные сообщества всех озер представлены комплексом мезо-, эвтрофных видов.

Сравнение видовой структуры зоопланктона сообществ макрофитов и открытой воды показало, что во всех водоемах видовое богатство зоопланктона в зарослевой зоне закономерно выше, чем в планктонных сообществах открытой части озер. Наиболее высокие показатели видового богатства сообществ зоопланктона открытой воды характерны для крупных озер (Андозеро, Люпинское, Новозеро). В связи с особенностями морфометрических характеристик (площадь, глубина) и сравнительно небольшой площадью зарастания в этих водоемах формируется разнообразный комплекс пелагических видов. Для озер с высокими показателями зарастания характерно увеличение видового богатства зоопланктона различных растительных ассоциаций.

Число видов зоопланктона в отдельных растительных ассоциациях варьирует, что связано со структурой зарослевых участков (табл. 2). В большинстве озер наибольшее видовое богатство зоопланктона характерно для зарослей рдестов. Более однородными, как по показателям видового богатства, так и по набору видов, являются зоопланктонные сообщества ассоциаций тростника и камыша. Во всех озерах максимальное число видов зоопланктона отмечается в растительных ассоциациях, отличающихся большим развитием в пределах водоема. Например, для Андозера наибольшее число видов отмечается в ассоциациях тростника, который образует пояс шириной 10–50 м практически вдоль всего берега озера. В Кумозере наибольшим видовым богатством отличается зоопланктон зарослей кувшинки, которые составляют порядка 80% от площади всей зарослевой зоны.

Специфика зарослевой зоны способствует формированию особого видового состава зоопланктона. К видам, характерным лишь для растительных ассоциаций относятся 11 видов ветвистоусых ракообразных: *Alona affinis*, *Alonopsis elongata*, *Bosmina longirostris*, *Camptocercus lilljeborgi*, *C. rectirostris*, *Drepanothrix dentata*, *Eurycercus lamellatus*, *Graptoleberis testudinaria*, *Rhynchotalona rostrata*, *Sida crystallina*, *Simocephalus vetulus*. Среди веслоногих ракообразных только в зарослях встречается *Acanthocyclops bicuspidatus*. В то же время ряд типичных фитофильных видов (*Polyphemus pediculus*, *Scapholeberis mucronata*, *Paracyclops affinis*) отмечается и в составе зоопланктонных сообществ пелагиали, хотя в этих ценозах они не достигают высокой численности. Проникновение этих видов на участки открытой воды возможно при интенсивном перемешивании водной толщи. В структуре зоопланктона участков открытой воды увеличивается количество видов веслоногих ракообразных.

Выявлены также заметные отличия показателей видового разнообразия зоопланктона в различных растительных ассоциациях (табл. 2). Наиболее адекватным для оценки видового разнообразия является индекс Шеннона, рассчитанный по величинам численности зоопланктона. Менее показателен индекс видового разнообразия по биомассе, имеющий значительную амплитуду колебаний. Это связано с развитием в зарослевой зоне зоопланктона крупных размеров, часто образующих скопления. Наибольшие величины индексов видового разнообразия зоопланктона характерны для ассоциаций кувшинки (2,4–3,7 по численности, 2,7–4,3 по биомассе), кубышки (2,5–4,2 по численности, 2,0–4,0 по биомассе), тростника (2,4–4,0 по численности, 2,3–3,5 по биомассе). Для большинства растительных ассоциаций характерны более высокие значения индекса Шеннона по численности зоопланктона. Особенно это характерно для сообществ ассоциаций рдестов, где крупные по размерам особи *S. crystallina* составляют от 58% (Кумозеро) до 92% (Ворбоземское) от биомассы всего зоопланктона. В целом по величинам индексов видового разнообразия изученные озера могут быть охарактеризованы как мезотрофные водоемы.

Таблица 2

Структурные показатели зоопланктона разных растительных ассоциаций некоторых малых озер Вологодской области (июль 2007 г.)

А - озера Андозерской группы: 1 - Андозеро; 2 - Ильино; 3 - Лохотское; 4 - Новозеро																								
Показатели	Тростник				Камыш				Кубышка				Кувшинка				Рдесты				Открытая вода			
	1	2	4	1	2	3	4	2	3	4	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4			
п видов общее	22	18	9	15	7	15	20	8	11	16	18	12	24	13	11	22	26	24	16	20	26			
п видов Rotatoria	4	3	0	3	0	4	4	1	0	1	3	1	4	2	1	3	2	6	2	4	4			
п видов Cladocera	14	10	7	8	5	8	10	4	8	11	11	9	12	7	6	12	17	14	9	8	14			
п видов Сopepoda	4	5	2	4	2	3	6	3	3	4	4	2	8	4	4	7	7	4	5	8	8			
H _N	1	2,9	2,4	1,7	2,4	2,6	3,7	2,9	2,5	4,2	3,3	2,6	3,6	2,4	3,4	3,1	3	1,3	3,6	3,2	3,8			
H _B	1,2	2,1	2,1	1,8	1,8	2,2	4	2,7	2,8	4	3,7	2,8	4,3	1,9	3,2	1,8	2,2	1,6	3,3	2,7	3,3			
Б - озера Лозско-Азатской группы: 1 - Ангозеро; 2 - Ворбоземское; 3 - Кумозеро; 4 - Люпинское.																								
Показатели	Тростник				Камыш				Кубышка				Кувшинка				Рдесты				Открытая вода			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	4	2	3	1	2	3	4	1	2	3	4			
п видов общее	19	22	17	19	20	16	19	19	18	11	7	32	12	24	20	10	13	12	19	25				
п видов Rotatoria	4	1	3	5	3	2	3	3	2	2	2	7	1	7	4	1	2	2	3	6				
п видов Cladocera	10	15	10	8	13	12	9	12	14	6	2	17	9	11	9	6	7	7	10	13				
п видов Сopepoda	5	6	4	6	4	2	7	4	2	3	3	8	2	6	7	3	4	3	6	6				
H _N	2,4	4	2,6	3,8	2,7	2,8	3,5	3,5	3,5	2,5	2,4	3,7	3,1	2,8	4,1	2,5	3,6	2,9	3,5	4,1				
H _B	2,3	3,5	2,7	3,5	2,8	3	3,5	3,5	2,8	2	2,7	3,1	2,1	1,5	2,1	2,1	3,4	2,9	2,7	3,6				

Уровень развития зоопланктонных сообществ изученных малых озер различен. Наиболее выражены отличия по величинам биомассы между зоопланктоном открытой воды и зарослевых участков. Показатели биомассы в большинстве водоемов закономерно выше в зарослях. В тоже время численность зоопланктеров пелагиали и зарослей в среднем мало различается (рис. 1). В разных растительных ассоциациях плотность зоопланктона отличается незначительно. Как видовое богатство, так и наибольшая численность зоопланктеров характерна для доминирующих ассоциаций макрофитов. В зарослях рдестов развиваются структурообразующие виды, которые определяют повышенные величины биомассы зоопланктона. Это – эврибионтный вид *Chydorus sphaericus*, имеющий высокую численность и крупная прикрепленная форма – *S. crystallina*. По величинам численности и биомассы в составе зоопланктона как зарослевых участков, так и зоне открытой воды доминируют ветвистоусые ракообразные. Для зоопланктона ассоциаций камыша и кувшинки Новозера характерны сравнительно высокие величины численности *Rotatoria* (р.р. *Polyarthra*, *Keratella cochlearis*) и *Copepoda* (*Cyclops strenuus*, *Nauplii* циклопов). Минимальными величинами биомассы (0,0003 – 0,07 г/м³) во всех озерах отличается группа коловраток.

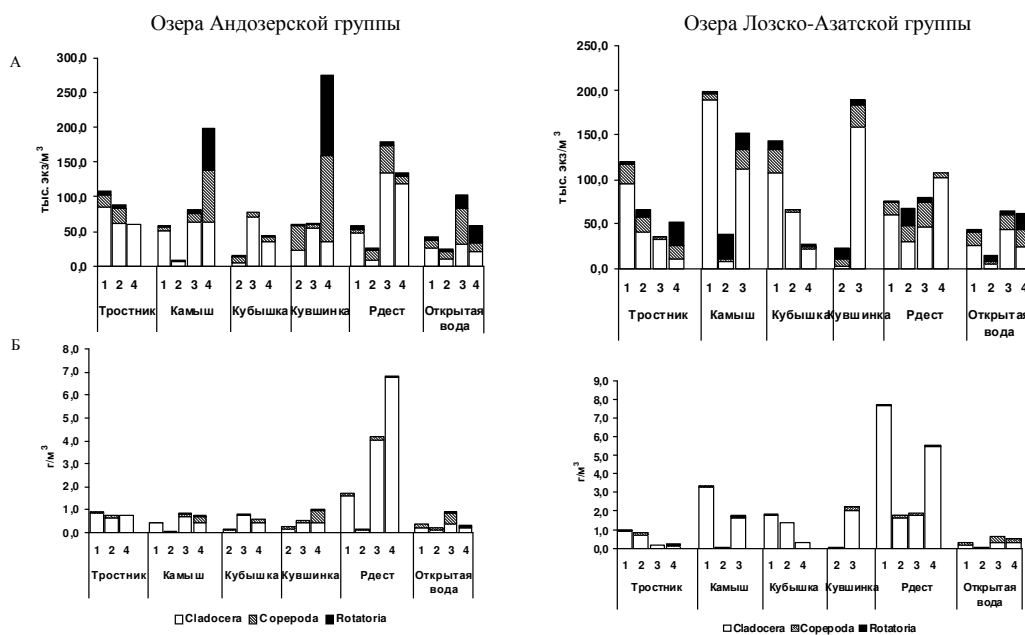


Рис. 1. Численность (А, тыс. экз./м³) и биомасса (Б, г/м³) зоопланктона различных растительных ассоциаций некоторых малых озер Вологодской области (нумерация озер в группах аналогично таблице 2)

Проведенные исследования малых водоемов подтвердили важную роль зарослевого зоопланктона в структуре водных сообществ. Изучение видового состава зоопланктеров разнотипных зарослей позволило расширить фаунистический список планктонных животных за счет типичных фитофильных видов. Структурные показатели зарослевого зоопланктона в водоемах зависят от площади растительной ассоциации. Установлено что в большинстве водоемов наибольшее видовое богатство и количественные показатели зоопланктеров характерны для зарослей рдестов. Благодаря морфологическим особенностям эти растения являются своеобразным убежищем для беспозвоночных. Кроме того, для этого типа зарослей, которые чаще всего граничат с участками открытой воды, характерно проникновение пелагических видов. Различия в зоопланктонных сообществах участков открытой воды и зарослей озер отражаются в особенностях видовой структуры сообществ, а также величинах биомассы.

ЛИТЕРАТУРА

1. Жаков Л. А. Общая гидробиологическая характеристика и рыбохозяйственная оценка озер // Озерные ресурсы Вологодской области. – Вологда, 1981. – С. 27–37.
2. Рыбоводно-биологическое обоснование целесообразности создания товарного рыбоводного хозяйства на озерах Андозерской группы (Андозеро, Лохотское, Ильино, Новозеро, Верхняя и Нижняя Валгома. Отчет Вологодской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ». – Вологда, 1977. – 65 с.
3. Разработка рекомендаций по рациональному ведению рыбного хозяйства на озерах Лозско-Азатского рыбоводного хозяйства. Биолого-экономическое обоснование. Отчет Вологодской лаборатории ФГНУ «ГосНИОРХ». – Вологда, 1977. – 101 с.
4. Методические рекомендации по сбору и обработке материала при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. – Л.: ЗИН АН СССР, ГосНИОРХ, 1982. – 33 с.

SUMMARY

Lobunicheva E. V. ZOOPLANKTON IN DENSE MACROPHYTE STANDS OF SOME SMALL LAKES OF THE VOLOGDA REGION

The zooplankton small lakes Vologda region in summer 2007 were researched. The new species for lakes are found. The number, biomass and species diversity of zooplankton a depends on the area of dense macrophyte stands.

ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ЗООПЛАНКТОНА В УСЛОВИЯХ ИНТЕНСИВНОГО ЗАРАСТАНИЯ (НА ПРИМЕРЕ ОЗ. СВИНЕЧНОЕ)

Е. С. Макарецва

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

Оз. Свиночное расположено в Лужском районе Ленинградской области и является типичным для этого региона водоёмом макрофитного типа. Мелководность озера (максимальная гл. 6 м), и интенсивное использование в рекреационных целях способствовало его интенсивному зарастанию нитчатками и погруженной водной растительностью. Почти 60 % площади озера заросло харовыми водорослями, роголистником, рдестом, элодеей и кубышкой. Исследования проводили в течение мая-сентября 2007 года. Пробы отбирались один раз в месяц и обрабатывались по общепринятой гидро-биологической методике [1].

Основную продуктивность зоопланктона озера Свиночное создают 25 видов, из которых почти половину составляют коловратки. В экологическом аспекте это эврибионтные и фитофильные виды. Состав видов и их количество связано как с экологией самого вида, так и с типом растительности и степенью зарастания ею озера. В открытой, свободной от зарослей части озера, доминируют ракообразные и коловратки озерного комплекса: *Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*, *Synchaeta pectinata*, *Mesocyclops leuckarti*, *M. oithonoides*, *Eudiaptomus gracilis*, *Daphnia cucullata*, *Bosmina longirostris*. В литорали, заросшей подводной растительностью к ним присоединяются немногочисленные виды фитофильного комплекса: *Ceriodaphnia*, *Scapholeberis*, *Eurycercus* и др.

Для весеннего зоопланктона озера Свиночное характерна картина, типичная для зоопланктона мелководных озёр Севера-Запада: массовое развитие его мелкой фракции – коловраток и вышедших из пелогена крупных циклопов. В этот период основными структурообразующими были 15 видов, из которых половину составляют коловратки: *Keratella quadrata*, *K. cochlearis*, *Synchaeta pectinata*, *Filinia longiseta*, *Polyarthra trigla*. Ракообразные представлены лишь крупными хищниками – *Cyclops strenuus*, *Paracyclops sp.*, *Mesocyclops leuckarti*. Низкие температуры воды ($T=8,0^{\circ}$) препятствуют в это время развитию ветвистоусых раков (Cladocera), являющихся основными фильтраторами и потребителями продукции водорослей. Доминирование в весеннем планктоне коловраток и циклопов характерно для всех водоёмов Северо-запада. Однако озеро Свиночное отличается необычайно высоким уровнем развития коловраток. По сравнению с другими озерами, где весенний максимум, как правило, не превышает 500,0 тыс./м³, в оз. Свиночном на отдельных станциях эти показатели составляют от 500,0 до 4800 тыс./м³. Такая высокая продукция мелкой фракции живого планктона наряду с присутствием в центральных участках крупного (до 1,5 мм) циклопа *Cyclops strenuus*, обитающего в более крупных озёрах в литоральной зоне, свидетельствует о высокой трофии оз. Свиночного и приближает его к озёрам прудового типа. Биомасса, составляющая в его центральной зоне 0,83 г/м³ довольно высока для этого времени года, и несмотря на то, что 99% общей численности составляют коловратки, основную биомассу (56 %) создают циклопы. Пробы, взятые на двух мелководных станциях в литоральной зоне озера, показали неоднородность, как видового состава, так и количественных показателей сообщества. Это объясняется неоднородностью биотических условий на мелководьях (ветровой фактор, зарастание водной растительностью и др.). Присутствие в весеннем планктоне озера хищников свидетельствует о напряжённых трофических связях внутри самого сообщества зоопланктона. Их рацион равен продукции, создаваемой коловратками и молодью самих циклопов. Это свидетельствует о наличии в это время для них других источников питания, например простейших, развивающихся в массе именно в это время года. Отсутствие в планктоне озера ветвистоусых раков тепловодного комплекса с высокими скоростями фильтрации, способствует недоиспользованию водорослей, создающих первый высокий весенний максимум ($B = 11,2 \text{ г/м}^3$). Расчёты показывают, что обилие коловраток, являющихся в основном бактерио-детритофагами, привело к тому, что рацион мирного зоопланктона использует лишь 30 % первичной продукции при соотношении продукций двух трофических уровней, равной 7 % (табл. 1). Невелика его роль и в минерализации органического вещества, создаваемого водорослями и составила в мае лишь 20

%, уступая деятельности бактерий. Большое количество в это время органической взвеси в воде озера при недоиспользовании ее зоопланктоном привело к низкой прозрачности воды озера (меньше 1 м).

В июне с прогреванием воды до 20°C структура зоопланктона и его роль в круговороте органического вещества резко менялась. Роль мелкой фракции снижается до 11 %, на всех центральных участках резко доминирует тонкий фильтратор *Bosmina longirostris* (Cladocera), - типичный представитель водоёмов высокой трофии. Её численность на отдельных участках составляет от 96,0 до 270,0 тыс./м³, что способствует повышению общей биомассы сообщества до 2,2 – 2,95 г/м³. Центральные участки озера с глубинами 5-6 м довольно однородны по составу и продуктивности беспозвоночных. Вторым доминантом по-прежнему остаются циклопы. Поскольку основным фильтратором в это время является босмина, то рассчитанный по формуле Бёрнса (Burns, 1968) размер потребляемых ею частиц не превышает 20 мкм. Эта доля в общей численности фитопланктона по данным А.Л.Афанасьевой составляла в мае до 80 % его общей численности, снижаясь в июне до минимальных значений. Вспышке тонкого фильтратора способствовало и максимальное развитие мелких цианобактерий. Из таблицы 1 видно, что соотношение планктона двух трофических уровней (P_м/P_ф) увеличивается с 7 до 68 %, а рацион фильтраторов превышает создаваемую в озере продукцию водорослей почти в 3 раза. Энергичная трансформация зоопланктоном в это время органического вещества способствовало повышению прозрачности воды в оз. Свиное с 0,7 до 4,0 м.

Таблица 1

Энергетические показатели зоопланктона оз. Свиное в ккал/м³ сут

Дата	Фильтраторы			P _{фито}	P _м / P _ф	C _м / P _ф
	P _м	R _м	C _м			
V	0.14	0.24	0.63	2.0	0.07	0.31
VI	0.55	0.84	2.31	0.8	0.68	2.9
VII	0.14	0.28	0.70	0.26	0.54	2.7
VIII	0.18	0.63	1.35	0.57	0.31	2.2
IX	0.17	0.50	1.10	0.60	0.28	1.8

Примечание: P_м – продукция фильтраторов; R_м – дыхание; C_м – рацион; P_ф – продукция водорослей (по данным А. Л. Афанасьевой).

Это период так называемой “чистой” воды, характерный для многих водоёмов Европы и России, обусловленный энергичным выеданием фильтраторами обильного весеннего планктона. На этих трофических взаимоотношениях основан метод биоманипуляции как одного из способов восстановления экосистемы озера.

С началом летнего сезона в озере начинают интенсивно развиваться погруженная растительность, которая распространяется в центральные участки озера. Их интенсивная вегетация приводит к уменьшению количественных показателей конкурирующих с ними планктонных водорослей. Биомасса их уменьшается в 3 раза, продукция в 2,4 раза. В центральных участках ещё сохраняется лимнический комплекс, представленный взрослыми особями *Eudiaptomus gracilis*, молодью *Mesocyclops* и немногочисленных Cladocera.

Эти ракообразные создают основную летнюю биомассу в июле – августе 2,4-3,0 г/м³ (табл. 2). Однако, если до начала вегетации водной растительности состав зоопланктона различных участков озера был более однородный, то с усилением зарастания зоопланктон более резко делится на лимнический и литоральный комплексы. В участках надводной растительности доминируют разнообразные хидриды, *Ceriodaphnia pulchella*, *Simoccephalus vertulus*, *Sida crystallina*. Однако уровень их развития невысок, в течении июля – августа их биомасса составила от 0,05 до 0,44 г/м³. Обилие в озере нитчаток и подводной растительности летом привело к резкому сокращению вегетации водорослей. Их биомасса не превышала 1,2 г/м³, фотосинтез в июле был минимальным за весь период и составил 0,26 ккал в сутки (табл. 1). Это является причиной напряжённых трофических отношений зоопланктон-фитопланктон, который не обеспечивает пищевые потребности его мирной части, чей рацион в 2 – 3 раза превышает растительную продукцию. Очевидно, что в экосистеме водоёмов такого типа большую роль играет детритная составляющая, обеспеченная разлагающимися нитчатками и водной растительностью. Осенние показатели биомассы зоопланктона за весь период исследований были максимальными и составили в центральной части 3,9 - 5,2 г/м³, в литорали 0,5 – 2,9 г/м³. Высокую биомассу (65%) создаёт *Asplanchna priodonta*. Различная скорость отмирания растительности в литоральных участках озера приводит в сентябре к резким колебаниям биомассы зоопланктона 0,5 – 2,9 г/м³.

Таким образом, антропогенное влияние привело к эвтрофированию оз. Свиное, которое шло по бентосному типу и привело к обилию в нём нитчаток и погружённых макрофитов. Такие показатели зоопланктона как низкое видовое разнообразие, вспышка численности коловраток в начале сезона, наличие видов эвтрофного комплекса - *Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata* и др., большая роль хищных циклопов, свидетельствуют о эвтрофном характере озера Свиное. Однако общая численность и биомасса для озера такого типа невелика и составила в среднем за май-сентябрь для периода открытой воды 500,0 тыс./м³ и 2,17 г/м³, для литорали соответственно 436 тыс./м³ и 0,68 г/м³ (табл. 3).

Таблица 2

**Численность (N тыс./м³), биомасса (B г/м³) зоопланктона в различных участках озера
Свинечного (средние за период V-IX 2007 г)**

Участок озера станция	Май		Июнь		Июль		Август		Сентябрь	
	N	B	N	B	N	B	N	B	N	B
Центральная Станция	1348,0	0,84	354,0	3,0	170,0	2,42	390,0	1,6	233,0	4,0
Литораль:										
Станция 1	4800,0	0,85	293,0	2,14	46,0	0,20	92,2	0,36	170,0	2,9
Станция 2	488,0	0,11	22,0	0,14	45,0	0,25	18,0	0,10	110,0	1,0
Станция 3	-	-	196,0	0,93	39,2	0,44	8,5	0,05	133,0	0,52

Таблица 3

Средние для зон озера количественные показатели зоопланктона за период май-сентябрь 2007

Участки озера	Численность тыс./м ³	Биомасса г/м ³
Центральная открытая часть озера	500,0	2,17
Заросшая литораль	436,0	0,68

Такие невысокие показатели характерны для озер мезотрофного типа и объясняются отрицательной ролью зарастания водоёма высшей водной растительностью. Эти показатели, как и сезонная динамика зоопланктона, находятся в тесной связи с составом и уровнем зарастания акватории озера. В начале лета массовое развитие тонкого фильтратора *B. longirostris* привело к выеданию мелкоразмерной фракции фитопланктона, следствием чего явилось повышение прозрачности воды. В дальнейшем при увеличении роли циклопов и хищной *Asplanchna priodonta* фильтрационная способность зоопланктона резко снижается, как в центральной, так и в литоральной зонах. Большую часть вегетационного сезона из-за низкой продуктивности фитопланктона зоопланктон функционирует в состоянии дефицита пищи в форме планктонных водорослей. По всем структурным и количественным показателям зоопланктона озеро Свинечное сходно с заросшим озером Едрово в Новгородской области, где была установлена оптимальная норма зарастания озера (20%), после которой происходит снижение продукции зоопланктона [3].

ЛИТЕРАТУРА

1. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях // Зоопланктон и его продукция. Л., 1982. С. 33.
2. Burns C. W. The relationship between body size of filter – feeding Cladocera and the maximum size of particle ingested // Limnol. And Oceanogr. – 1968, 13, № 4, p. 675–678.
3. Кутова Т. Н., Пидгайко М. Л., Саватеева Е. Б. Некоторые закономерности гидробиологического режима малых озёр в связи с зарастанием // Изв. ГосНИОРХ 1973, т. 84. С. 119–128.

SUMMARY

Makarceva E. S. FUNCTIONING OF THE ZOOPLANKTON IN CONDITIONS OF THE INTENSIVE OVERGROWING (ON EXAMPLE OZ. SVINECHNOE)

Influence macrophytes in the shallow, strongly overgrowing (60 % of the area) is shown Svinechnoe Leningrad region on structure and productivity of the zooplankton. Communication of these parameters with a level of development phytoplankton in the season from May till October, 2007 is shown. On structure of the zooplankton the lake is characterized as a reservoir eutrophic type, however its low biomass (2,1 г/м³) speaks low productivity phytoplankton and its deficiency in alimentary needs crustacea. Its greatest role is marked in the beginning of summer when crustacea all production of seaweed is eaten away and the transparency of water increases.

ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ СТРУКТУРА ПЕЛАГИАЛИ ОЗЕРА БАЙКАЛ И ЭКОЛОГИЯ ЖИВОТНЫХ

**Н. Г. Мельник, Н. Г. Гранин, П. Н. Аношко, О. И. Белых, В. В. Блинов, Е. В. Дзюба,
В. А. Дегтярев, В. Г. Иванов, М. И. Лазарев, Е. Ю. Наумова, Л. А. Оболкина, Г. В. Помазкина,
Г. И. Помазкова, Н. В. Потанская, Ю. П. Сапожникова, Н. С. Смирнова-Залуми, Е. П. Тереза,
И. В. Тихонова, И. В. Ханаев**

Лимнологический институт СО РАН, г. Иркутск, melnik@lin.irk.ru

Исследование структуры пелагиали дает основополагающую информацию для понимания функционирования водной экосистемы, выявления причин тех или иных адаптаций животных и по-

нимания процессов микроэволюции, для правильной оценки биологических ресурсов и корректной экстраполяции данных биологического мониторинга. Применение традиционных батометрических, сетных и траловых сборов синхронно с регистрацией параметров экосистемы гидрофизическими зондами, оптическими датчиками, гидроакустическими и видео системами позволило развить существовавшие представления об экологии пелагических животных озера Байкал (получить доказательства важных закономерностей) и обнаружить новые феномены.

Уровень современных знаний о пелагиали Байкала позволяет утверждать, что открытые воды озера сложно устроены в пространстве и времени. С использованием высокоточной аппаратуры – CTD зондов SBE-25 с датчиками давления, температуры, электропроводности, обратного рассеяния, прозрачности и кислорода, дающих хорошее вертикальное разрешение (менее 1 м), получены данные о тонкой структуре водной толщи. Применение T, S-анализа позволило выделить до 6-ти водных масс в водной толще открытого Байкала [1], сезонную подвижность их границ (рис. 1) и различия структуры водной толщи трех котловин озера. Каждой водной массе в ходе годового цикла изменений температуры воды и суммы ионов (рис. 2) свойственны определенные значения этих (и других) параметров, а также скорость их внутригодовых изменений в фазах прогрева и охлаждения. Сезонная трансформация водных масс и их характеристик охватывает *деятельный слой* до глубины 150-250 м. Процесс конвективного перемешивания и следующая за ним дважды в год гомотермия (когда температура близка к 4°C) прослеживается до глубин 150-250 м (рис. 1). Сезонная изменчивость не распространяется на три нижние водные массы – придонную, глубинную и нижнюю промежуточную. Традиционно выделяемые в горизонтальном направлении прибрежная, присклоновая и глубоководная зоны пелагиали; фронтальные зоны, связанные с системой стационарных течений и влиянием вод притоков в их приустьевых участках; наличие различных механизмов перемешивания водных масс и всей водной толщи, включая апвеллинги и даунвеллинги, выходы газов из донных осадков, обновление вод глубинной и придонной зоны чрезвычайно усложняют пространственно-временную изменчивость гидрофизических процессов в пелагиали Байкала.

Пелагические животные имеют различные стратегии в использовании структурированности водной толщи открытого Байкала и в условиях олиготрофности демонстрируют четкое расхождение в пространстве и времени для потребления различных пищевых ресурсов и прохождения этапов жизненного цикла. Показано [2], что наличие трех пелагических биоценозов (эпипелагического, прибрежно-пелагического и склонового) определяет формирование в озере трех внутривидовых комплексов популяций омуля. Строгое расхождение фаз жизненного цикла, стратегий питания и вертикальных миграций по двум основным периодам – подледному и открытой воды – демонстрируют большая и малая голомянки.

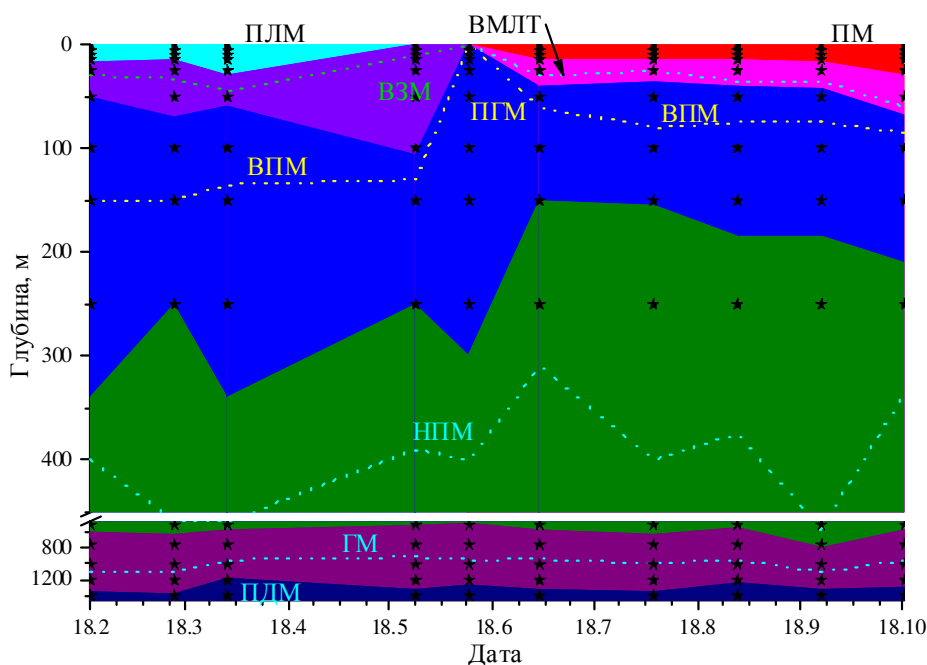


Рис. 1. Сезонная изменчивость характеристик водных масс и глубин их залегания в Южном Байкале (2005 г.). Пунктиром показаны глубины залегания ядер водных масс, звездочками – горизонты отбора проб. ПДМ – придонная водная масса, ГМ – глубинная, НПМ – нижняя промежуточная, ВПМ – верхняя промежуточная, ПЛМ – подледная, ВЗМ – верхняя зимняя, ПГМ – поверхностная гомогенная, ПМ – поверхностная водная масса, ВМЛТ – водная масса летнего термоклина

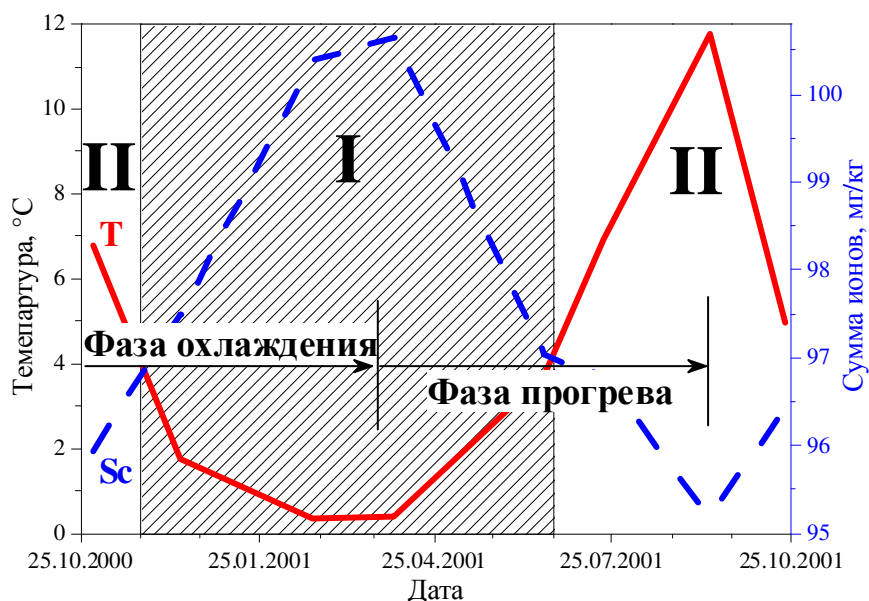


Рис. 2. Изменение температуры (Т) и суммы ионов (Sc) на горизонте 10 м на центральной станции разреза «п. Листвянка - п. Танхой» в Южном Байкале. Римскими цифрами обозначены периоды с обратной (I) и прямой (II) температурной стратификацией

Короткоциклические виды зоопланктона (инфузории и коловратки) обитают в поверхностных водных массах (в зоне фотосинтеза, фактически – несколько десятков метров), нижележащие слои воды для большинства из них – зона выноса. Здесь могут регистрироваться вспышки их численности, причины которых – опускающиеся после вегетации водоросли и связанные с ними бактериальные агрегаты. Обнаружено, что нахождение коловраток в более глубоких слоях имеет причины гидродинамического характера (например, опускание поверхностных вод, связанное с фронтом весеннего термобара). Главный структурообразующий фактор для сообществ байкальского микрозоопланктона, формирующий его видовое разнообразие и доминирующие формы – альгоценозы пелагиали. На примере подледных сообществ, основу которых составляют холодолюбивые стенотермные эндемичные формы животных, показано расхождение в пространстве инфузур и коловраток по слоям прибрежной водной толщи в соответствии с их пищевыми и температурными предпочтениями, а также расхождение видов одного рода в узких метровых слоях подледной водной массы. В самом мелководном участке открытого побережья (глубина дна 1-3 м) зарегистрирована сравнительно высокая численность самцов коловраток (крайне редких в планктонных пробах), что свидетельствует о локализации здесь их полового размножения. В летне-осенний период при прямой стратификации вод структура микрозоопланктона может отличаться в эпи-, мета – и гипolimнионе (рис. 3), но устойчивость этих различий можно гарантировать только в пределах одного синоптического периода (6-8 суток), вследствие характерной для Байкала «бурности» (ветровое и волновое воздействие может проникать как минимум до 25 м).

Общепринято, что интерзональные эндемичные виды мезо- и макрозоопланктона – каланоида эпишура (*Epischura baicalensis*) и амфипода макрогектопус (*Macrohectopus branickii*), а также рыбы большая и малая голомянки (Cottoidei) обитают во всех 6 водных массах пелагиали, т.е. от поверхности озера до максимальных глубин. Действительно, это виды облигатно глубоководные, с океаническим типом жизненного цикла, когда зоны размножения, роста (онтогенеза) и питания разнесены на сотни метров. Относительно эпишуры получены современные данные, подтвердившие результаты о резком снижении ее численности в глубинной и придонной водной массе, т.е. глубже 800 м. Недавние сборы специализированными ловушками голомянок [5] и видео наблюдения из подводных аппаратов «Мир» в 2008 г. (устное сообщение И. В. Ханаева) показали наличие донных амфипод не только в придонной, но и в глубинной водной массе. Хотя эти данные требуют подтверждения, следует более детально изучить распределение макрогектопуса в водной толще, поскольку гидроакустические наблюдения подтвердили, что, также как и голомянки, макрогектопус не обитает в прибрежной зоне озера, где в массе на дне и в придонных слоях воды встречаются другие многочисленные байкальские амфиподы. Эпишура имеет меньше возможности сопротивляться движениям воды, и ее науплиусы – обычные обитатели водной толщи над открытой литоралью. Это говорит о том, что сама по себе глубина не лимитирует распространение ее молоди. Для этого вида исключительно важна температурная зональность: эпишура облигатно не выходит за пределы изотермы 14-15 °С.

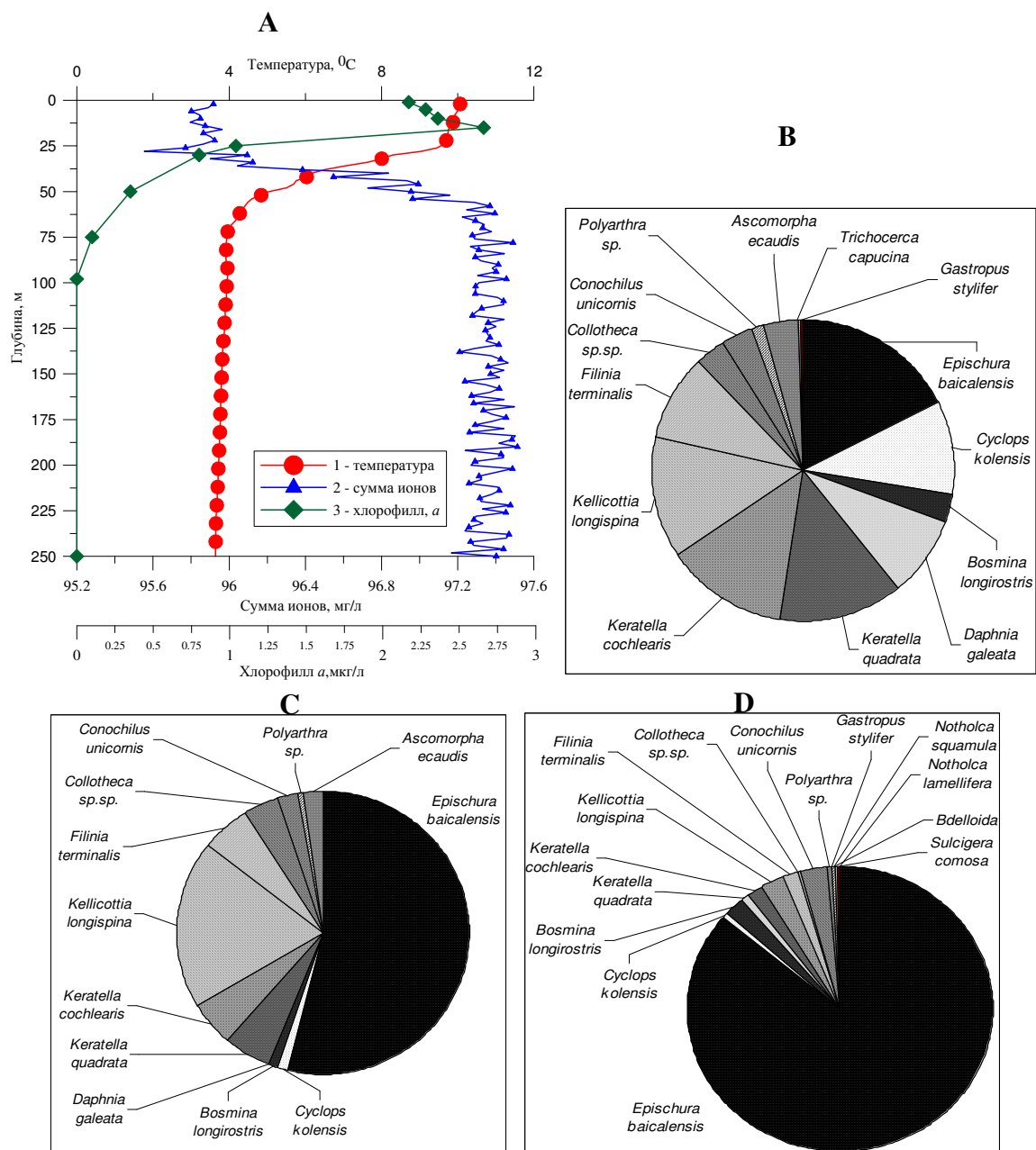


Рис. 3. Распределение параметров среды (А) и структура зоопланктона в эпи- (0-25 м - В), мета- (25-50 м - С) и гипolimнионе (50-250 м - Д) деятельного слоя пелагиали Южного Байкал 8 октября 2007 г.

Локализация фаз жизненных циклов эндемичных пелагических ракообразных и рыб в той или иной водной массе, онтогенетические миграции, роль ресурсов водных масс ниже деятельного слоя в питании видов, периодичность пищевых вертикальных миграций из этих водных масс в поверхностные, а также роль адвективного и турбулентного перемешивания вод в жизнедеятельности глубоководных животных требуют дополнительных исследований. В 2000-х гг. обнаружены такие феномены как регистрируемый в течение года в наиболее стабильной по условиям нижней промежуточной водной массе фонд свободноплавающих яиц эпишуры, с наличием покоящихся, а также отсутствие (или малочисленность) яиц эпишуры в течение года в центре южной котловины при одновременном их наличии в присклоновой зоне. Это ставит вопросы о более точном определении приуроченности ее размножения и о способе онтогенетических миграций, в т.ч. использовании для передвижения в толще воды гидродинамических феноменов или каких-то других адаптаций, направленных на энергосбережение. Сравнение сетных и батометрических проб показало, что при больших расстояниях между точками отбора батометром могут не учитывать тонкие (< 1 м) слои зоопланктона. Проблема «тонких» слоев сейчас активно разрабатывается в мировой экологии [6; и мн. др.], поскольку это важно для правильного построения моделей трофических взаимоотношений планктона и рыб. Актуально также изучение структуры скоплений рыб; опыт гидроакустических съемок показал, что это один из краеугольных вопросов усовершенствования метода оценки запаса байкальского омуля. В

конечном итоге желательно иметь четкое представление о иерархичной (разномасштабной) пространственной структуре видовых популяций и самой пелагиали с применением 3D и ГИС-технологий.

Сенсорная экология байкальских видов – важный, но слабо разработанный вопрос. Необходимо выявить пределы чувствительности видов и информационное значение для них тех или иных гидрофизических и геофизических явлений и процессов. Так, в 2000 г. обнаружен эффект снижения пищевой активности эпишуры и личинок голомянок при прохождении штормового фронта, а гидроакустическими съемками в 2007 г. показано, что байкальский омуль может использовать фронт термобара как сигнал для начала весеннего привала. В настоящее время активно изучается морфологическое строение сенсорных органов байкальских рыб и ракообразных.

Полученные результаты позволяют считать, что при проведении исследований любого рода структура пелагиали в данный сезон и в данном районе должно быть рассмотрена в первую очередь. Исследования частично поддержаны грантами РФФИ № 08-04-48878, 08-04-90009, 08-05-98091.

ЛИТЕРАТУРА

1. Блинов В. В., Гранин Н. Г., Гнатовский Р. Ю., Жданов А. А., Римкус С. Определение водных масс в озере Байкал методом T-S-анализа // География и природные ресурсы. – 2006. - № 2. – С. 63–69.
2. Смирнов В. В. Экология байкальского омуля *Coregonus autumnalis migratorius* (Georgi): автореф. дис. на соиск. уч. ст. доктора биол. наук. – Екатеринбург, 1997. – 42 с.
3. Мамонтов А. М. Изменения в вертикальном распределении голомянок и вынос донных амфипод в толщу воды как свидетельства мощных процессов на дне Байкала // Четвертая Верещагинская Байкальская конференция: Тез. докл. – Иркутск, 2005. – С. 121–123.
4. Lough R. G., Broughton E. A. Development of micro-scale frequency distributions of plankton for inclusion in foraging models of larval fish, results from a Video Plankton Recorder // Journal of Plankton Research. – 2007. – No. 1. – P. 7–17.

SUMMARY

Melnik N. G., Granin N. G., Anoshko P. N., Belykh O. I., Blinov V. V., Dzyuba E. V., Degtyarev V. A., Ivanov V. G., Lazarev M. I., Naumova E. Yu., Obolkina L. A., Pomazkina G. V., Pomazkova G. I., Potapskaya N. V., Sapozhnikova Yu. P., Smirnova-Zalumi N. S., Tereza E. P., Tikhonova I. V., Khanaev I. V. STRUCTURA OF PELAGIAL ZONE OF LAKE BAIKAL AND ANIMAL ECOLOGY

In Lake Baikal animals are characterized by various strategies when utilizing structuring of the water column in open Baikal. In oligotrophic conditions they are definitely divergent in time and space that enable them to consume different food resources and undergo all their life cycles.

РОЛЬ ВОДОРΟΣЛЕЙ В ПИТАНИИ САМОК И САМЦОВ *METRIDIA LONGA* (COPEPODA) В БЕЛОМ МОРЕ В ОСЕННИЙ ПЕРИОД (СЕНТЯБРЬ)

К. А. Михальчук¹, Д. М. Мартынова²

¹Санкт-Петербургский государственный университет

²Зоологический Институт РАН, Санкт-Петербург

Metridia longa Lubbok – один из доминирующих видов копепод в Белом море. Это эврифаг с преимущественно хищным типом питания, встречающийся круглогодично [1, 2]. Считается, что для успешного размножения самки метридии должны потребить определённое количество фитопланктона [3, 4, 5]. В летний период метридия не поднимается в верхние теплые слои воды, богатые фитопланктоном, поскольку её вертикальное распределение ограничено высокой температурой. В начале осени, когда вода верхнего слоя остывает и там ещё присутствует фитопланктон, метридия начинает совершать суточные вертикальные миграции, которые наиболее сильно выражены у неполовозрелых самок 5 копеподитной стадии, в этот же период наблюдается пик размножения [6]. Цель настоящей работы – изучение избирательности питания *M. longa* фитопланктонными водорослями в связи с её суточными вертикальными миграциями.

В сентябре 2006 г. на ББС ЗИН РАН (Белое море) были проведены эксперименты с половозрелыми и неполовозрелыми (CV) самками и половозрелыми самцами *M. longa*. В качестве корма предлагали натуральную смесь фито- и микрозоопланктона с размером пищевых частиц от 20 до 200 мкм с глубин 0-50 м и 50-100 м. Фиксацию и обработку проб фитопланктона проводили по стандартной методике Утермёля [7]. Избирательность питания определяли по формуле Ивлева [8].

Суммарная концентрация фитопланктона в начале эксперимента составляла порядка 30 кл/мл (0-50 м) и 10 кл/мл (50-100 м), что свидетельствовало об обеднённости нижнего слоя фитопланктоном. В экспериментах со смесями корма из слоя 0-50 м в начальной концентрации по численности

доминировали интактные *Dinoflagellata* (50%). В экспериментах со смесями корма из слоя 50-100 м в пробах начальной концентрации наибольшую долю составляли интактные *Diatomea*, длиной 50-100 мкм (30%), интактные *Diatomea* длиной 0-50 мкм и интактные *Dinoflagellata* (по 20%). Массовыми видами были *Ceratium fusus* (*Dinoflagellata*) и *Protoperidinium spp.* (*Dinoflagellata*), их доли составили 32% и 28%, соответственно. В то же время в смеси корма с глубин 50-100 м в начальной концентрации доминирующей группы нет, каждый из обнаруженных здесь представителей доминирующих родов (*Pseudonitzschia spp.*, *Protoperidinium spp.*, *Ceratium fusus*) занимал по одной трети от общей концентрации.

Концентрация живых динофлагеллят оставалась практически неизменной во всех экспериментальных сосудах, за исключением сосудов с неполовозрелыми самками в горизонте 0-50 м (рис. 1). Для этой стадии вообще было характерно более активное питание. Почти не изменялась концентрация мелких диатомовых водорослей во всех случаях, за исключением экспериментов с половозрелыми самцами (на горизонтах 0-50 м, 50-100 м) и половозрелыми самками на горизонте 50-100 м. Также во всех случаях заметно изменялись концентрации крупных диатомовых водорослей.

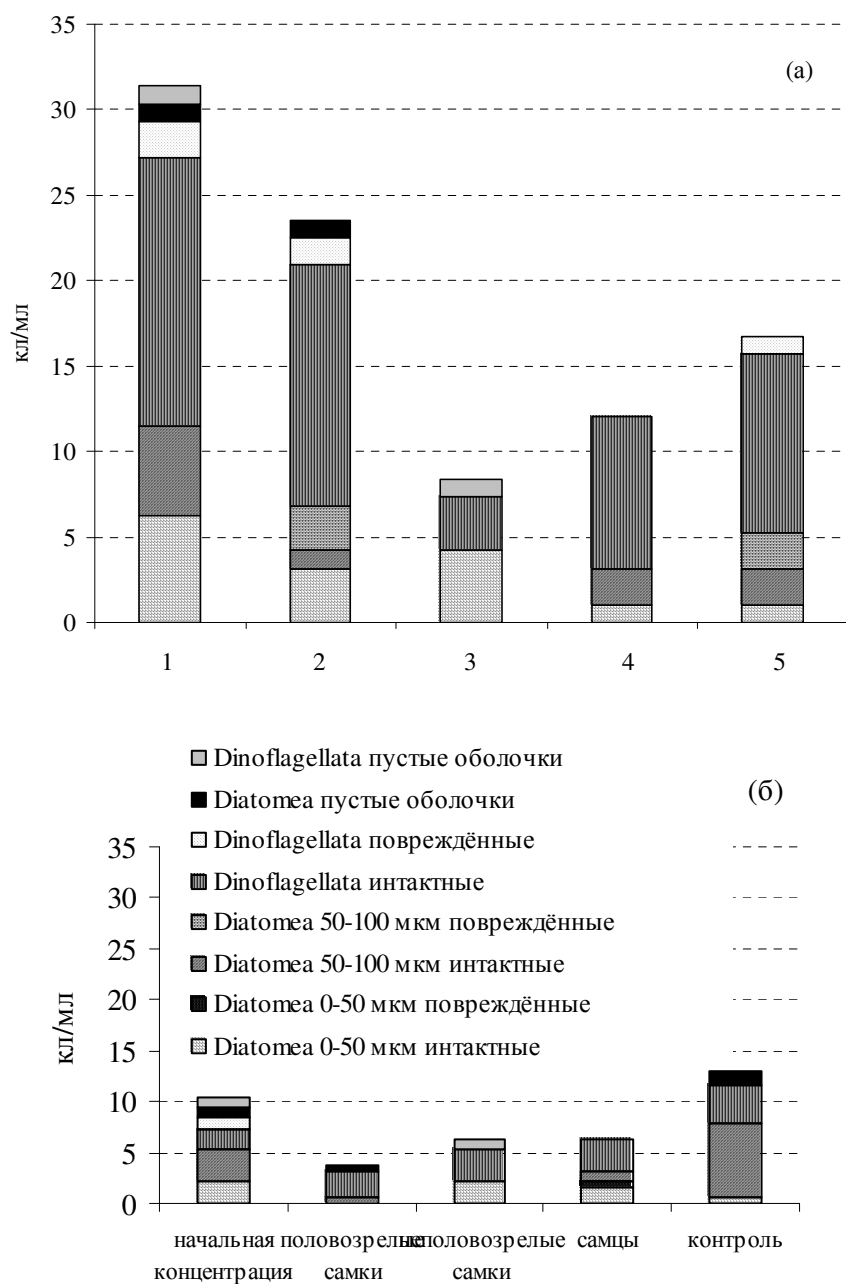


Рис. 1. Концентрация клеток водорослей (таксономические группы) в сосудах до и после эксперимента. (а) – 0-50 м, (б) – 50-100 м. 1 - начальная концентрация, 2 - половозрелые самки, 3 - неполовозрелые самки, 4 - самцы, 5 – контроль

Схожая картина наблюдалась и при рассмотрении массовых видов (рис. 2). Во всех категориях концентрация *Protoperidinium spp.* (Dinoflagellata) оставалась почти неизменной, за исключением сосудов с неполовозрелыми самками в горизонте 0–50 м (рис. 2 а). Распределение *Ceratium fusus* (Dinoflagellata) и *Pseudonitzschia spp.* (Dinoflagellata) в обоих горизонтах примерно одинаковое. Представителей этих родов не обнаружено по окончании экспериментов с неполовозрелыми самками.

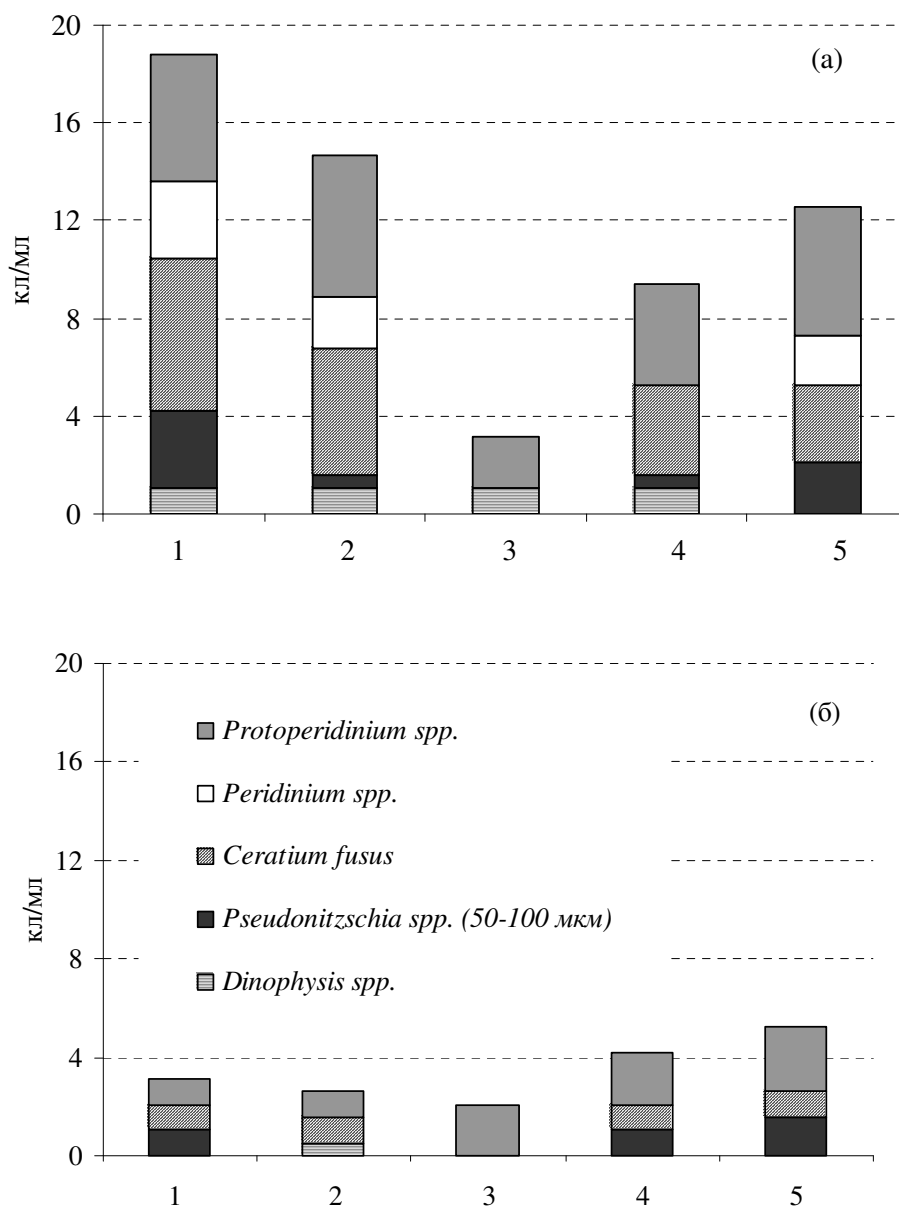


Рис. 2. Концентрация клеток водорослей (массовые виды) в сосудах до и после эксперимента. (а) – 0-50 м, (б) – 50-100 м. 1 - начальная концентрация, 2 - половозрелые самки, 3 - неполовозрелые самки, 4 - самцы, 5 – контроль

При определении избирательности питания *M. longa* (подсчете индекса Ивлева) были получены следующие результаты. По нашим данным наименее избирательными, по отношению к растительной пище в сентябре являются неполовозрелые самки (копеподиты V), а наиболее – половозрелые самки. Это несколько противоречит с результатами одной из работ Перуевой Е. Г. [1], в которой говорится, что наивысшая степень избегания водорослей обнаруживается у половозрелых самок, затем следуют копеподиты V, и наименее „разборчивыми“ в потреблении растительной пищи являются самцы. Возможно, это расхождение в результатах связано тем, что исследования Перуевой проходили в июле, а данная работа основана на экспериментах, поставленных в сентябре, когда метридия характеризуется другим поведением.

Также при сравнении индексов Ивлева (табл. 1) видно, что неполовозрелые самки из групп фитопланктона больше предпочитают питаться крупными диатомовыми водорослями, а из массовых видов отдают предпочтение *Ceratium fusus* и крупным представителям *Pseudonitzschia spp.* (индекс

Ивлева везде равен единице). Самцы отдают предпочтение мелким представителям диатомовых (индекс равен 0,7). У половозрелых самок наибольшее значение индекса (0,5) присуще для крупных представителей диатомовых. У всех рассмотренных возрастных групп метридии обнаружена наибольшая степень избегания по отношению к представителям рода *Protoperidinium*, индекс Ивлева равен -1.

Таблица 1

Избирательность питания (индекс Ивлева, 0-50 м)

	половозрелые самки	неполовозрелые самки	половозрелые самцы
Diatomea 0-50 мкм интактные	0,3	0,1	0,7
Diatomea 50-100 мкм интактные	0,5	1	0,2
Dinoflagellata интактные	-0,5	0,3	-0,3
<i>Pseudonitzschia</i> spp. (50-100 мкм)	0,3	1	0,3
<i>Ceratium fusus</i>	-0,3	1	-0,1
<i>Protoperidinium</i> spp.	-1	-1	-1

Таким образом, как летом, так и в начале осени, *M. longa* предпочитает диатомовые водоросли всем остальным группам фитопланктона (оригинальные данные, [9]). Летом основу составляют наиболее массовые представители родов *Coscinodiscus* и *Chaetoceros*, тогда как осенью это в основном представители рода *Pseudonitzschia*, а также некоторые представители мелких диатомовых. Изменение видов массового потребления связано с тем, что к концу лета представители *Coscinodiscus* и *Chaetoceros* практически исчезают из фитопланктона. Разные пищевые предпочтения *M. longa* старших копепоидных стадий, обитающих в одно и то же время в планктоне, могут свидетельствовать об ослаблении внутривидовой пищевой конкуренции в данный период. Также можно предполагать, что неполовозрелые самки, скорее всего, совершают активные вертикальные миграции именно для того, чтобы накопить необходимое количество питательных веществ, содержащихся в фитопланктоне (скорее всего именно в диатомовых водорослях), которые им необходимы для дальнейшего размножения. Осенние миграции, вероятно, направлены на восполнение недостающих веществ, которые в силу особенностей биологии метридии она недополучает в летний период.

ЛИТЕРАТУРА

1. Перуева Е. Г. Характер питания и пищевые взаимоотношения пятой копепоидной стадии, самцов и самок *Metridia longa* в Белом море // Океанология, т. 32, 1982. С. 1098–1105.
2. Перуева Е. Г. Суточный ритм питания *Metridia longa* Белого моря // Океанология, т. 34, 1983. С. 654–677.
3. Becker K., Boersma M. Effect of essential fatty acids on the reproduction of a generalist herbivore // Journal of Plankton Research. Vol 29(5), 2007: 463–470.
4. Halsband–Lenk C. *Metridia pacifica* in Dabob Bay, Washington: the diatom effect and the discrepancy between high abundance and low egg production rates // Progress in Oceanography, 67, 2005: 422–441.
5. Klein Breteler W. C. M., Schogt N., Rampen S. Effect of diatom nutrient limitation on copepod development: role of essential lipids // Marine Ecology Progress Series, 291, 2005: 125–133.
6. Перцова Н. М. Распределение и жизненный цикл *Metridia longa* Lübbok в Белом море // Тр. Беломор. биол. станции Моск. ун-та, т. 4, 1974. С. 14–31.
7. Utermöhl H. Mitt. Int. Ver. Limnol., v. 9, 1958. P. 1–12.
8. Ивлев В. С. Экспериментальная экология питания рыб. М.: Пищепромиздат, 1955. 252 с.
9. Перуева Е. Г. Сравнительная оценка питания двух массовых копепод Белого моря // Океанология, т. 24, 1984. С. 813–818.

SUMMARY

Mikhailchuk K. A., Martynova D. M. THE IMPACT OF PHYTOPLANKTON IN FOOD SPECTRA OF MATURE AND IMMATURE *METRIDIA LONGA* (COPEPODA) IN THE WHITE SEA DURING AUTUMN PERIOD

Metridia longa Lübbok is one of the key arctic copepod species in the White Sea, preferring deep waters of the temperatures below 0°C. The diatoms and dinoflagellates are quite important in the diet of this species in the reproduction period, which occurs in autumn. The phytoplankton bloom occurs in the upper layers of high temperature, and in the summer period *M. longa* cannot use this food source due to its ecological peculiarities. However, in the autumn, when water temperature decrease, *M. longa* starts diel vertical migrations (DVM), which allow it to feed on the phytoplankton in the upper layers. The immature females tend to consume even all the phytoplankton species and are the most active in DVM. We propose strong interactions between DVM, feeding and reproduction peculiarities of *M. longa* in the autumn.

ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННЫХ ФАКТОРОВ НА ДИНАМИКУ МАКРОЗООБЕНТОСА ОЗЕР ВОСТОЧНОЙ ФЕННОСКАНДИИ

С. А. Павловский

Институт биологии КарНЦ РАН, г. Петрозаводск, ecofish@bio.krc.karelia.ru

В Карелии донная фауна изучалась в озерах, имеющих важное рыбопромысловое значение [1, 2, 3, 4 и др.]. К числу таких водоемов относится и Сямозеро (61° 55' с.ш., 33° 11' в.д., бассейн р. Шуя, Онежского озера), на котором проводятся многолетние наблюдения (с 1933г.) за состоянием отдельных составляющих элементов экосистемы от фито – зоопланктона, макрофитов, зообентоса до рыб. После 1974г. данные о состоянии донного сообщества Сямозера отсутствуют. В рамках долгосрочного мониторинга с 1982 по 1993 гг. проводились исследования макрозообентоса Сямозера в период возрастающего антропогенного воздействия на экосистему озера. С 2003 г. и по настоящее время наблюдения за макрозообентосом продолжаются в связи с новым аспектом хозяйственной деятельности: использование водоема для садкового выращивания товарной радужной форели. В озере Сямозеро с 2003 г. функционирует садковая линия для выращивания товарной радужной форели с проектной мощностью 200 т. в год (в заливе у м. Шапнаволоок). Одним из заливов, который в наибольшей степени испытывает влияние бытовых стоков, является залив Эссойльский, на берегах которого расположен самый крупный на Сямозере населенный пункт - п. Эссойла. Учитывая, расположение форелевых садков над глубинами в 10-12 м, в данной работе приводится анализ многолетней динамики и оценка состояния макрозообентоса в профундали заливов (табл. 1, 2).

Таблица 1

Многолетняя динамика средней за вегетационный сезон численности и биомассы олигохет и общего макрозообентоса залива Эссойльский (глубина 7 – 12 м.)

Показатели	Годы			
	1955	1961	1974	1982
$N_{\text{OLIGOSCHAETA}} \%$	2	41	6	27
$N_{\text{OLIGOSCHAETA}} \text{ экз./м}^2$	13	47	50	650
$B_{\text{OLIGOSCHAETA}} \%$	1	54	11	23
$B_{\text{OLIGOSCHAETA}} \text{ г/м}^2$	0.03	0.2	0.08	0.2
$N_{\text{TOTAL}} \text{ экз./м}^2$	707±317	113±65	213±60	2410±840
$B_{\text{TOTAL}} \text{ г/м}^2$	2.1±0.6	0.3±0.2	0.7±0.2	0.7±0.2

Таблица 2

Средняя за вегетационный сезон биомасса и численность макрозообентоса в профундали Сямозера в районе установки садков форелевой фермы у мыса Шапнаволоок для разных лет (глубина 7 -12м)

Показатели Таксоны	$N \text{ экз./м}^2$	$N\%$	$B \text{ г/м}^2$	$B\%$	$f\%$
Профундаль, 1955 г.					
Oligochaeta	9	3.0	Менее 0.1	0.1	20
Chironomidae	413	97.0	4.8±1.6	99.9	100
Varia	0	0	0	0	0
Total	422±83	100	4.8±1.6	100	-
1974 г.					
Oligochaeta	73	8.3	0.1	1.0	39
Chironomidae	228	83.3	2.5	98.5	90
Varia	42	8.4	0.01	0.5	1
Total	343±78	100	2.6±0.5	100	-
1982 г.					
Oligochaeta	37	9.1	Менее 0.1	0.1	67
Chironomidae	360	89.1	9.1	99.9	100
Varia	7	1.8	Менее 0.1	Менее 0.1	17
Total	404±53	100	9.1±2.3	100	-
Профундаль. Садки. 2003* г.					
Oligochaeta	36	5.7	0.04(менее0.1)	0.8	60
Chironomidae	500	80.7	0.4.	93.7	80
Varia	96	13.6	0.02	5.5	40
Total	632±357	100	0.5±0.2	100	-

Показатели Таксоны	N экз./м ²	N%	B г/м ²	B%	f%
2004* г.					
Oligochaeta	24	28.2	Менее 0.1	0.6	56
Chironomidae	58	66.7	1.5	98.7	78
Varia	5	5.1	Менее 0.1	0.7	11
Total	87±29	100	1.5±0.8	100	-
2005* г.					
Oligochaeta	37	17.8	Менее 0.1	0.4	50
Chironomidae	177	79.1	3.5	99.6	100
Varia	7	3.1	Менее 0.1	Менее 0.1	16.7
Total	220±71	100	3.5±1.6	100	-

Примечание: N - средняя численность, N% - относительная численность, B средняя биомасса, B% - относительная биомасса, f % - встречаемость таксонов в пробах от общего числа проб, годы* эксплуатации садковой линии.

Как свидетельствуют данные в таблицах 1 и 2, средняя за вегетационный сезон относительная численность олигохет в профундали Эссольского залива для разных лет отражает динамику многолетних колебаний, достигая при этом, как и биомасса, в отдельные годы значительных значений (27-41% - численность и 23-54% - биомасса). Для сравнения в заливе м. Шапнаволок аналогичные показатели достигали значений 8-9% и не более 1% соответственно. При эксплуатации садков до 28% численности и не более 0.8% по биомассе.

В глубоководной части залива, где установлены садки средняя за вегетационный сезон общая биомасса макрозообентоса за последние три года изменялась от $0.5 \pm 0.2 \text{ г/м}^2$ (в 2003 г.) до $3.5 \pm 1.6 \text{ г/м}^2$ (в 2005г.) при численности от 87 ± 29 (в 2004г.) до $632 \pm 357 \text{ экз./м}^2$ (в 2003 г.). Подобные колебания численности и биомассы донных беспозвоночных укладываются в размах колебаний за предыдущий период наблюдений в Сямозере для осени с 1982 по 1993гг. [5]. Основную роль в формировании биомассы и численности макрозообентоса, как и в прошлые годы играют хирономиды (*Chironomus sp.*+*Procladius sp.*). Таким образом, сравнительный анализ состояния макрозообентоса в 2003–2005гг. не выявил достоверных изменений в донном сообществе профундали залива за три года эксплуатации садков (табл. 2). Результаты влияния товарного форелеводства на сообщества водных беспозвоночных приводятся в немногочисленной научной литературе последних лет [6 – 10]. Негативных последствий от влияния садкового форелеводства на сообщества водных беспозвоночных ни одним из авторов установлено не было. Типичным примером озера, испытывавшим хронический стресс в результате многолетнего поступления бытовых и промышленных стоков, является озеро Весиярви ($61^\circ \text{ с.ш.}, 25^\circ 30' \text{ в.д.}$), расположенное в южной части Финляндии. Результаты наших исследований макрозообентоса Весиярви в 1988 и 1990 г.г. и представлены в таблицах 3, 4.

Весиярви – мелководное озеро, состоящее из бассейнов (selka) на берегу самого южного и наиболее эвтрофного из них находится г. Лахти (около $61^\circ \text{ с.ш.}, 25^\circ 30' \text{ в.д.}$). Поступление сточных, бытовых и промышленных вод, в результате их отвода, было прекращено в 1976 г. В результате этого экологическая ситуация улучшилась в течение одного года. Для восстановления качества воды до рыбохозяйственных требований потребовалось два года. Сравнение результатов изучения макрозообентоса Весиярви и Сямозера позволяет констатировать, что доминирующими донными беспозвоночными в названных озерах являются хирономиды (табл. 3). Численность их выше для Весиярви ($1560 \pm 597 \text{ экз./м}^2$, в Сямозере $750 \pm 218 \text{ экз./м}^2$). В то же время биомасса хирономид почти в 1.5 раза больше в Сямозере ($2.8 \pm 0.5 \text{ г/м}^2$ и $1.9 \pm 0.7 \text{ г/м}^2$ для Весиярви), что соответствует и большей индивидуальной средней массе личинок, благодаря обитанию крупных форм рода *Chironomus*, масса которых достигает в Сямозере 60-70 мг сырого веса. Субдоминирующими обитателями в донных сообществах озер являются малоцетинковые черви, численность и биомасса их выше для Весиярви. Общая численность макрозообентоса Весиярви заметно выше, чем в Сямозере ($2843 \pm 942 \text{ экз./м}^2$ и $1758 \pm 486 \text{ экз./м}^2$ соответственно), а биомасса несколько меньше (2.5 ± 0.7 и $3.4 \pm 0.6 \text{ г/м}^2$). По величине биомассы бентоса Весиярви, как и Сямозеро по шкале “трофности” С.П. Китаева [11] ближе к α - мезотрофным озерам. По данным Н. Jarnefelt за 1925г. [12] в Весиярви имели широкое распространение реликтовые ракообразные *Monoporeia affinis* Lind., *Pallasiola quadrispinosa* G.O. и водяной ослик, которые отсутствовали в наших пробах. Из литературы известно, что реликтовые ракообразные очень чувствительны к снижению содержания растворенного в воде кислорода [13, 14] Следует отметить, что в истории развития экосистемы Весиярви существовал период, к началу 70-х годов прошлого столетия, когда на дне водоема наблюдался полный дефицит кислорода, и донная фауна практически отсутствовала (по устному сообщению Ю. Кето). Основной причиной, приведшей к катастрофическим изменениям экосистемы озера, являлась высокая скорость эвтрофирования, как указывал Г. Г. Винберг, может приводить к вторичному органическому загрязнению водоема [15].

Учитывая близкое географическое расположение Сязозера и Весиярви, автор счел возможным применить индексы Шеннона-Уивера, выравненности и Симпсона для характеристики структурной организации макрозообентоса исследованных озер (табл. 4).

Таблица 3

Средняя численность и биомасса макрозообентоса Весиярви и Сязозера осенью 1988 и 1990 гг.

Показатели	N экз./м ²	N%	B г/м ²	B%	f%
Таксоны					
Весиярви 1988 и 1990 гг., объем выборки n = 26					
Nematoda	669	28.78	0.013	0.51	35.6
Oligochaeta	525	18.46	0.515	20.67	96.2
Bivalvia	34	1.68	0.011	0.43	26.9
Ephemeroptera	34	0.72	0.009	0.35	11.5
Trichoptera	5	0.16	0.003	0.14	15.4
Chironomidae	1560	49.86	1.943	77.85	96.2
Varia	16	0.34	0.001	0.05	11.5
Total	2843±943	100.00	2.495±0.699	100.00	-
Стандартная ошибка общей численности 33%, биомассы 28%					
Сязозеро 1988 и 1990 гг., объем выборки n = 42					
Nematoda	546	31.09	0.034	0.99	47.6
Oligochaeta	233	13.27	0.276	8.10	64.3
Hirudinea	3	0.19	0.009	0.26	4.8
Bivalvia	106	6.02	0.178	5.22	16.7
Gastropoda	5	0.28	0.063	1.86	9.5
Ephemeroptera	31	1.75	0.039	1.15	16.7
Trichoptera	22	1.25	0.021	0.61	23.8
Chironomidae	750	42.71	2.757	80.88	100.0
Heleida	60	3.38	0.032	0.92	28.6
Varia	1	0.06	0.001	менее 0.01	4.8
Total	1757±486	100.00	3.409±0.578	100.00	-
Стандартная ошибка общей численности 27 %, биомассы 17 %					

Таблица 4

Структурные характеристики макрозообентоса Весиярви и Сязозера осенью 1988 и 1990 гг.

Показатели	Весиярви, 1988; 1990	Сязозеро, 1988; 1990
Объем выборки M	26	42
Количество таксонов S	8	11
Индекс Шеннона H	1.66	2.06
Индекс выравненности (%) I=(H-Hmin)/(Hmax-Hmin)	54.98	59.20
Индекс Симпсона IS	0.37	0.30

Как свидетельствуют данные таблицы 4, несмотря на видимое сходство макрозообентоса озер донное сообщество Сязозера имеет более сложную структуру и выше по уровню биологического разнообразия, о чем свидетельствуют данные представленные в таблице 4. Донное население Сязозера представлено 11 таксонами (Весиярви - 8), индексы Шеннона-Уивера и выравненности имеют большее значение, индекс Симпсона меньше, чем для макрозообентоса Весиярви, что соответствует системам с более сложной организацией.

ЛИТЕРАТУРА

1. Герд С. В. Биоценозы бентоса больших озер Карелии. Петрозаводск, 1949. 194 с.
2. Герд С. В. Фауна озер Карелии. М., Л: Наука, 1965. 333 с.
3. Соколова В. А. Кормовые ресурсы бентоса Сязозера // Тр. Сязозер. комплексной экспедиции. Петрозаводск. Т. 2, 1962. С. 36–55.
4. Соколова В. А. Зообентос и его кормовое значение // Сязозеро и перспективы его рыбохозяйственного использования. Петрозаводск, 1977. С. 93–114.
5. Стерлигова О. П., Павлов В. Н., Ильмаст Н. В., Павловский С. А., Комулайнен С. Ф., Кучко Я. А. Экосистема Сязозера (биологический режим, использование). Петрозаводск.: Карельский научный центр РАН, 2002. 119 с.

6. Павловский С. А. Состояние макрозообентоса Тарасозера в первые годы эксплуатации форелевой фермы // Тез. докл. Межд. конф. "Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европ. Севера". Петрозаводск, 1995. С. 64–65.
7. Павловский С. А. Влияние рыбной фермы на макрозообентос озера Тарасозера // В сб.: Тез. докл. всероссийское совещание и выездной научной сессии "Антропогенное воздействие на природу севера и его экологические последствия". Апатиты. КНЦ РАН, 1998. С. 92.
8. Павловский С. А. Состояние макрозообентоса озер Карелии при выращивании радужной форели // Рыбоводство и рыбное хозяйство. М. № 9, 2007. С. 31–35.
9. Китаев С. П., Стерлигова О. П., Павловский С. П., Комулайнен С. Ф., Кучко Я. А. Оценка влияния форелевой фермы на озерно-речную систему реки Лижма (бассейн Онежского озера) // Биология внутренних вод. М. № 2, 2003. С. 91–99.
10. Рыжков Л. П., Крупень И. М., Артемьева Н. В., Гура В. В., Иешко Т. А., Полина Е. Г., Со рокина С. Н., Тимакова М. В. Оценка состояния водной среды Лахтинской губы Онежского озера и ее биоресурсов // В сб.: IV (XXVII) Междунар. конф. "Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского севера". Ч. 2. Вологда, 2005. С. 108–111.
11. Китаев С. П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М.: Наука, 1984. 207 с.
12. Jarnefelt H. Zur Limnologie einiger Gewässer Finlands V. Vesijärvi // Vanamon Julkaisuja. Osa 8. No: o 1, 1928. P. 13 – 16.
13. Гордеев О. Н. Условия обитания реликтовых ракообразных в озерах Онежского ареала и их распространения // Рыбное хозяйство внутренних вод Лат. ССР. Рига. Т. 7, 1963. С. 129 – 141.
14. Сушня Л. М., Семенченко В. П., Вежновец В. В. Биология и продукция реликтовых ракообразных. Минск, 1986. 159 с.
15. Винберг Г. Г. Эвтрофирование озер и первые итоги гидробиологических исследований на р. Тюп и Тюпском заливе оз. Иссык-Куль // Гидробиологические исследования на реке Тюп и Тюпском заливе озера Иссык-Куль. Л., 1977. С. 132 – 139.

SUMMARY

Pavlovsky S. A. INFLUENCE OF ANTHROPOGENIC FACTORS ON MACROZOOBENTHO DYNAMICS OF EASTERN FENNOSCANDIA LAKES

The study results of macrozoobenthos of L.Syamozero – Russia, Karelia (3.4 g/m², 1757 ind/m²) and L.Vesijärvi – Finland (2.5 g/m², 2843 ind/m²) are presented. The negative influence of salmon farming on macrozoobenthos of L.Syamozero is not found.

ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ЗООБЕНТОСА В ДОННЫХ ОСАДКАХ ВИСЛИНСКОГО ЗАЛИВА БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

О. В. Перетергова, Е. Е. Ежова

Атлантическое отделение института Океанологии им. П. П. Ширшова РАН, г. Калининград, olyarc@yandex.ru

Введение. Вислинский залив – одна из двух крупнейших лагун Балтийского моря. Этот мелководный солоноватоводный бассейн, расположенный в Юго-восточной Балтике, отделен от Гданьского залива песчаной пересыпью и соединяется с морем лишь узким Балтийским проливом. Площадь залива - 838 км² (из них 472.5 км² – российская акватория), средняя глубина 3.1 м, максимальная - 5.2 м. Средняя соленость вод в российской акватории 3,5-5.5 ‰. Наиболее часто встречаемый тип осадков - мелкоалевритовые илы [1].

Донное население Вислинского залива представлено эвригалинными видами морского и пресноводного происхождения, а также небольшим числом солоноватоводных видов. Массовыми представителями бентоса являются полихеты, хирономиды, олигохеты, моллюски-гидробииды и остракоды [2]. За последнее столетие облик донного населения в целом стал более солоноватоводным, видовое богатство бентоса снизилось, а доля чужеродных видов возросла [3]. Наиболее значимым вселенцем в залив в последние десятилетия стала североамериканская полихета *Marenzelleria neglecta* (Verrill, 1883). Маренцеллерия распространилась по всему заливу и стала доминировать в донных сообществах. Крупная, активно роющая полихета заметно повлияла на состояние верхнего слоя осадков в масштабах залива, что не могло не сказаться на характере распределения бентоса по площади залива и в толще донных осадков.

В Вислинском заливе полихета встречается почти повсеместно. Границы ее распространения зависят от солености, а количественные характеристики могут зависеть от типа грунта. Разные авторы указывают, что *M. neglecta* обитает на мягких донных осадках различных типов от крупнозерни-

стых песков до илов, предпочитая грунты, обогащенные органическим веществом [4]; предпочитает песчаные осадки, но обосновывается на всех осадках с низким содержанием глины [5], предпочитает гравийный субстрат [6].

Для рыбохозяйственного Вислинского залива точные прогнозные оценки биомассы кормового бентоса очень важны. Для этого необходимо, на наш взгляд, исследовать зависимость биомассы доминантного вида *M. neglecta* от характеристик донных осадков залива и оценить влияние биотурбационной активности *M. neglecta* на вертикальное распределение организмов в осадках, что и стало задачами данной работы.

Материал и методы

Использованы материалы, собранные и обработанные коллективом группы гидробиологии АО ИОРАН, в летне-осенний период 1998-2000 гг. Пробоотбор выполняли дночерпателями Петерсена (1/40 м²) и ДАК-100(1/100 м²), по 3 и 5 выемок на станцию, и малой ударной грунтовой трубой, погружающейся в осадок на 45-60 см. (ø 62 мм, 3-5 выемок/станцию). Колонку грунта делили на подпробы длиной 5 см, в каждой из них определяли состав, число и массу организмов бентоса. Всего проанализированы данные 68 грунтовых колонок и более 500 дночерпательных проб.

Результаты и обсуждение. Характер пространственного и вертикального распределения донных организмов зависит от различных факторов внешней среды, важнейшими из которых являются механико-динамические свойства грунтов и трофические ресурсы.

Механико-динамические свойства грунтов, такие как размеры частиц, плотность их прилегания друг к другу и стабильность взаиморасположения, во многом определяют условия существования бентосных организмов. Ранее нами было показано [7], что для большей части залива характерна зависимость, при которой с уменьшением размеров частиц донных отложений происходит увеличение биомассы бентоса. Так, если на песчаных грунтах ее значения не превышают 20 гм⁻², то на станциях с преобладанием мелкоалевритовых фракций биомасса достигает 80 и более гм⁻². Это объясняется тем, что развитие инфауны во многом зависит от наличия в осадке легкоусвояемого органического вещества. Содержание органики, как правило, возрастает в ряду пески – алевриты – илы. Однако такая закономерность не прослеживается в центральной зоне российской части Вислинского залива, где участкам распространения песков и крупных алевритов соответствуют высокие, не менее 60-70 гм⁻², биомассы [7]. Большую часть площади Вислинского залива занимает биоценоз, где вид-вселенец *M. neglecta* является руководящим, внося до 90% в общую биомассу. Биомасса полихеты в разных частях биоценоза изменяется от 4,6 г/м² до 286,3 г/м². В центральной зоне российской части Вислинского залива она максимальна.

Для объяснения причин неравномерного распределения доминирующего вида по площади залива исследовали зависимость биомассы маренцеллерии от типа донных осадков, поскольку они достаточно разнообразны. Были объединены карты грунтов российской [8] и польской [9] частей Вислинского залива, и после кореллирования седиментологических шкал, примененных в этих работах, определены гранулометрические характеристики осадков на 107 станциях. Проведенный многофакторный статистический анализ показал, что в Вислинском заливе распространение маренцеллерии не определяется грунтами ($P > 0.05$).

Маренцеллерия относится к видам с высокой пищевой пластичностью и в зависимости от трофических условий способна переключаться между типом питания собирающего детритофага и сестонофага-фильтратора [10]. Район залива, где биомасса вида максимальна, характеризуется активными гидродинамическими условиями: перенос взвешенного вещества преобладает над оседанием, не происходит заиления дна. Напротив, здесь отмечены участки эрозии, где органический детрит вымывается из осадков и переходит во взвешенное состояние, обогащая тем самым токи воды, проходящие над дном, дополнительными пищевыми частицами. Локализация солевого барьера «река-море» в этом районе способствует увеличению доли органических частиц во взвеси [7]. Такая совокупность факторов среды создает благоприятные условия для переход *M. neglecta* к сестонофагии, что и объясняет, на наш взгляд, высокий уровень биомасс, несмотря на низкое содержание органики в распространенных здесь песчаных грунтах.

Биомасса бентоса в Вислинском заливе в настоящее время достаточно велика (рис. 1), она существенно выросла в 1990-е гг. (рис. 1, врезка), и как упоминалось выше, на 90 % обеспечена маренцеллерией. На протяжении многих десятилетий величина общей биомассы бентоса оставалась стабильной, и как полагали, соответствовала «емкости среды». Для того чтобы понять, что, кроме несомненного влияния антропогенного эвтрофирования [3], способствовало 3-4-кратному увеличению бентосной биомассы, проанализировали изменение вертикального распределения бентоса в осадке за 40 летний период. Современное вертикальное распределение бентоса в толще осадка заметно отличается от наблюдавшегося в 50-60 гг. прошлого века [11, 3]: в 1950-1960-е гг. 83 % биомассы было приурочено к горизонту 0-10 см и только 17 % - к нижележащим горизонтам. В настоящее время, в верхнем десятисантиметровом слое сосредоточено в среднем 54 % общей биомассы, а в нижележащих горизонтах – 45 %.

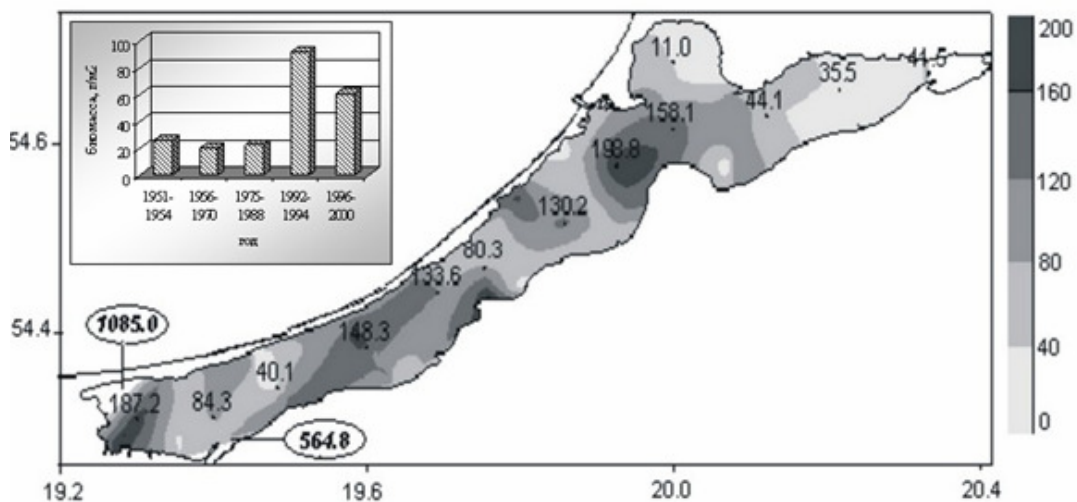


Рис. 1. Биомасса макрозообентоса в Вислинском заливе в 1994-2000 гг.

На врезке – средние значения биомассы бентоса в 1951-2000. 1951-1954 по: Мурина, 1951, Żmudziński, 1957; 1956-1970 по: Аристова, 1973; 1975-1988 по Крылова и Тэн, 1992; Cywińska and Róžańska, 1978, Róžańska and Cywińska, 1983; 1992-1994 и 1996-2000 – наши данные

Таким образом, существенно увеличилась биомасса бентоса в слоях осадка глубже 10 см. Это объясняется, в первую очередь, вертикальным распределением самой маренцеллерии – максимум ее биомассы приурочен, как оказалось, к горизонту 10-15 см. Кроме того, дополнительный вклад в отмеченное распределение массы бентоса по вертикали осадка, вносят и другие виды, например, моллюски-гидробииды и остракоды (рис. 2 А, Б). Достигая больших численностей и являясь активно роющим видом, *M. neglecta* меняет структуру осадка, степень связности частиц и повышает его аэрацию. Это позволяет мелким организмам обитать в настоящее время глубже в слоях грунта, чем 40-50 лет назад, когда полихета в заливе отсутствовала.

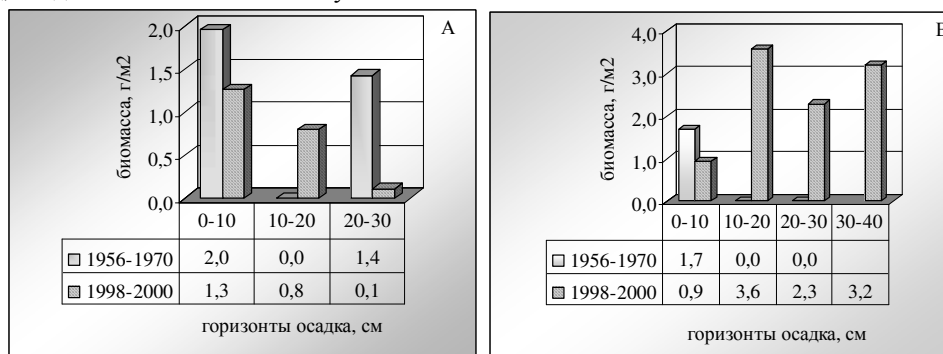


Рис. 2. Вертикальное распределение биомассы (г/м²) макрозообентоса в донных осадках Вислинского залива. А - Mollusca, В – Ostracoda. Были использованы данные: 1956-1970 Г. И. Аристова (1973); 1996-2000 – наши данные

Закключение. Пространственное распределение североамериканской полихеты *M. neglecta*, доминирующей в бентосе Вислинского залива, не зависит от типа осадка. Количественное развитие данного вида определяется сложившейся на конкретном участке акватории седиментационной обстановкой. Биотурбационная активность доминирующего вида существенно влияет на перераспределение биомассы бентоса в толще осадка. Разветвленные норки *M. neglecta* обеспечивают возрастание биомассы бентобионтов, приходящейся на единицу площади дна посредством расширения доступного жизненного пространства и, следовательно, плотности поселений. Разрыхление и аэрирование осадка позволяет обитать на более глубоких горизонтах также некоторым мелким бентобионтам (олигохеты, гидробииды, остракоды и др.).

ЛИТЕРАТУРА

1. Беренбейм Д. Я. Гидрометеорологическое описание Вислинского залива // Экологические рыбохозяйственные исследования в Вислинском заливе Балтийского моря. Сб. науч. тр. Атлант. НИИ рыб. хоз-ва и океаногр. Калининград, 1992. С. 5–14.
2. Ежова Е. Е., Рудинская Л. В., Павленко-Лятун М. В. Вислинский залив. Макрозообентос // В: Закономерности структурно-функциональной организации водных экосистем различного типа. М.: Научный мир, 2004. С. 146–164.

3. Ezhova E. E., Zmudzinski L., Maciejewska K. Long term trends in macrobenthos state of the Vistula Lagoon, SE Baltic Sea. Species composition and biomass distribution. Bulletin of Sea Fisheries Institut, Gdynia. No.1 (164), 2005., pp. 55–73.
4. Żmudziński L., Chubarova–Sokolova S., Dobrowolski Z., Gruszka P., Olenin S. & Wolnomiejski N., 1996. Expansion of the Spionid Polychaete *Marenzelleria viridis* in the Southern Part of the Baltic Sea. [in:] Proc. 13 Symposium of the Baltic Sea Biologists, Riga: 127 – 129.
5. Neideman R., Wenngren J., Ólafsson E. Competition between the introduced polychaete *Marenzelleria* sp. and the native amphipod *Monoporeia affinis* in Baltic soft bottoms. // Marine ecology progress series. v. 264. – 2003. – p. 49–55.2.
6. Kotta J., Kotta I. Distribution and invasion ecology of *Marenzelleria viridis* (Verrill) in the Estonian coastal waters. // Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol. v. 47. № 3. – 1998. – p. 210–217.3.
7. Ежова Е. Е., Чечко В. А., 2003. О зависимости распределения донных организмов от механического состава осадков Вислинской лагуны Балтийского моря // Уч. записки Российского Географического общества (Калининградское отделение). Калининград: Изд-во КГУ. С. 91–97.
8. Chechko V. A., Blazhchishin A. I. Bottom sediments of the Vistula Lagoon of the Baltic Sea // Baltica № 15. – 2002. – С. 13–22.
9. Uścinowicz S., Zachowicz J. Atlas geochemiczny zalewu wiślanego. Warszawa, 1996.
10. Kube J., Zettler M. L., Gosselck F., Ossing S., Powilleit M. Distribution of *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in the southwestern Baltic Sea in 1993/94 – 10 years after introduction // Sarsia, v. 81. – 1996. – p. 131–142.
11. Аристова Г. И. Бентос Вислинского залива. // Исследования в Куршском и Вислинском заливах. Калининград: Атлант. НИИ рыб. хоз. и океанографии. – 1965. – С. 40–49.

SUMMARY

Peretertova O. V., Ezhova E. E. PECULARITIES OF DISTRIBUTION OF ZOOBENTHOS IN THE VISTULA LAGOON BOTTOM SEDIMENTS, BALTIC SEA

Spatial distribution of *M. neglecta*, benthic predominate species in the Vistula Lagoon, not depend on sediment type. Abundance of the species is defined by the set of sedimentary condition. Bioturbation activity of *M. neglecta* significantly influences on biomass distribution inside sediment layer. Extensive network of *marenzelleria* burrows supports increase of benthic biomass per unite of bottom surface through a widening of available living space, and population density. Loosening and aeration of sediments allow oligochaetes, ostracods and other small-sized animals to dwell deeper sediment horizons.

ЗАВИСИМОСТЬ ЦИКЛОМОРФНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ У *DAPHNIA GALEATA* И *D. HYALINA* ОТ ПЛОТНОСТИ ПОПУЛЯЦИИ БЕСПОЗВОНОЧНОГО ХИЩНИКА (*LEPTODORA KINDTI*)

С. И. Питулько

Лимнологический институт СО РАН, г. Иркутск, info@lin.irk.ru

Исследование особенностей морфологической изменчивости ракообразных, обеспечивающих их защиту от хищников, представляет интерес для понимания адаптивных стратегий организмов в меняющихся условиях среды. Одним из наиболее известных адаптивных механизмов, связанных с селективным хищничеством, является цикломорфоз, описанный для нескольких таксонов ракообразных [1 – 9]. Цикломорфоз обычен у среднеразмерных дафний, одинаково подверженных влиянию позвоночных и беспозвоночных хищников [2]. Эти кладоцеры экологически очень пластичны и поэтому широко распространены в литоральной и пелагической зонах водоёмов [7, 10].

Целью настоящей работы, впервые для Байкала, является изучение изменения структуры популяций *Daphnia galeata* Sars, 1863 и *Daphnia hyalina* Leydig, 1860 из различных участков Байкала по частоте встречаемости “нормального” и “шипового” морфотипов, морфологической изменчивости цикломорфных признаков в зависимости от пресса хищника *Leptodora kindti* (Focke, 1844).

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Рачков (*L. kindti*, *D. galeata*, *D. hyalina*) собирали сетью Джеди (площадь входного отверстия 0,1 м², ячея фильтрующего конуса 90 мкм) в пелагиали и заливах оз. Байкала в августе-сентябре 1993, 1995 и 1997 гг. на 27 станциях. Пробы фиксированы 40 % формалином. Основные данные получены для двух крупных заливов (Баргузинский и Чивыркуйский – ст. 10–25), а также для пелагиали Среднего Байкала (ст. 6–9). Используются данные по открытому побережью в районе Ушканьих островов (ст. 19), Селенгинскому району (ст. 4-5), прибрежной пелагиали Южного Байкала (1–3), а также по открытой части Северного Байкала (ст. 26–27). Плотность рачков рассчитывалась на 1 м³ по стандартной методике [11]. Наиболее многочисленна в озере *D. galeata*, в наших пробах её численность

составила 1852 экземпляра. Второй по встречаемости была *D. hyalina*, её численность в наших материалах была меньше и составляла 500 экземпляров, преобладали ювенильные рачки.

У лептодоры измеряли полную длину тела от фуркальной части до вершины головного отдела. У дафний (*D. galeata* и *D. hyalina*) измеряли полную длину тела, высоту шлема и рассчитывали отношение высоты шлема к длине тела [1, 3, 6, 12, 13]. Морфотипы разделяли по абсолютной и относительной высоте шлема [14, 15, 16] и анализировали численность морфотипов в пробах из различных участков акватории озера при разной плотности хищника. Морфологическая изменчивость изучалась у *D. galeata* и *D. hyalina*. Полученные выборки дафний разбивали на зрелых, предзрелых и ювенильных самок по методу, предложенному Х. Стибором и В. Лампертом [17].

Статистическую обработку проводили стандартными методами, использовали корреляционный анализ [18, 19].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЯ

Лептодора (*L. kindti*) встречалась в Чивыркуйском и Баргузинском заливах, в их створовых частях, в зонах выноса рачков в пелагиаль, в Селенгинском районе и в открытом мелководье у Ушканьих островов. Максимальная плотность лептодоры (140 экз./м³) отмечена в срединной части Чивыркуйского залива, минимальная (менее 1 экз./м³) – в створе Баргузинского залива. Диапазон длины тела лептодоры во всех местообитаниях равен 0,82-7,45 мм (n = 646 экз.), т.е., согласно [5, 6], она была способна потреблять жертв с широким диапазоном размеров тела до 1 мм.

В представленной работе исследовано влияние хищника на различные характеристики рачков в популяциях *D. galeata* и *D. hyalina*. Плотность лептодоры слабо влияет на плодовитость и величину выводка у исследованных видов (для *D. galeata* $r = 0,08$ и $0,11$, для *D. hyalina* $r = 0,12$ и $0,01$, соответственно). Для обоих видов в периоды съемок во внутренних частях заливов на наиболее прогреваемых участках прибрежного мелководья плодовитость выше, чем в створах заливов и в открытой пелагиали. Для *D. galeata* значения плодовитости для мелководий варьируют от $2,29 \pm 0,14$ до $4,70 \pm 0,80$, а для более глубоководных местообитаний от $0,93 \pm 0,32$ до $3,53 \pm 0,33$. Для *D. hyalina* эти диапазоны равны для мелководий: $1,07 \pm 0,89$ и $5,42 \pm 0,96$, для глубоководных участков $1,47 \pm 0,49$.

Для *D. galeata* характерна слабая обратная связь средних размеров тела взрослых рачков с плотностью хищника ($r = -0,379$) (рис. 1). Ранговая корреляция Спирмена показала достоверную обратную связь длины тела рачков с плотностью хищника ($r_s = 0,93$, $P < 0,001$). Подобный эффект отмечен и для *D. hyalina* (рис. 1). Длина хищника не имеет выраженного эффекта на размеры рачков.

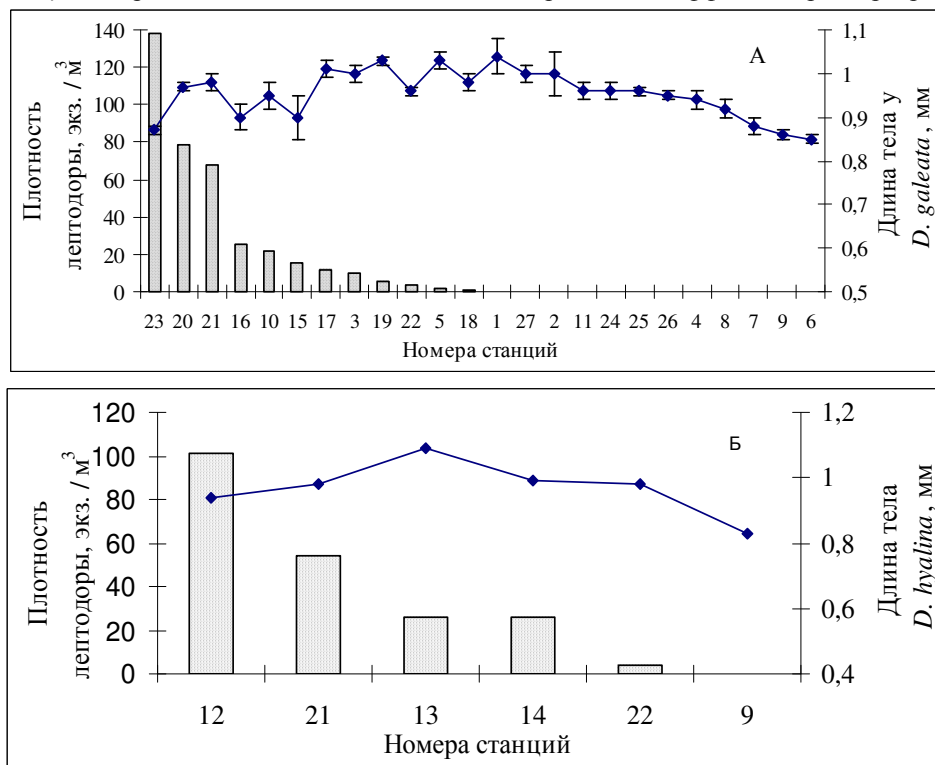


Рис. 1. Зависимость длины тела взрослых рачков *Daphnia galeata* (А) и *Daphnia hyalina* (Б) от плотности хищника (*Leptodora kindti*)

Зависимость высоты шлема *D. galeata* от плотности хищника хорошо выражена, особенно при высоких значениях его плотности (рис. 2). Отмечена высокая корреляция высоты шлема с плотностью лептодоры ($r = 0,951$) и достоверная корреляция Спирмена ($r_s = 0,93$, $P < 0,001$). Для *D. hyalina* высота шлема также зависит от плотности хищника (рис. 2).

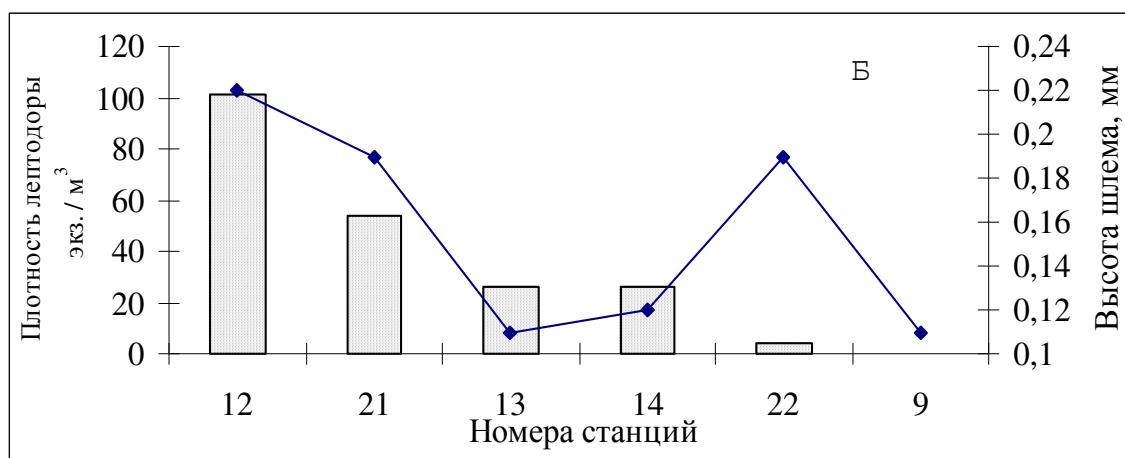
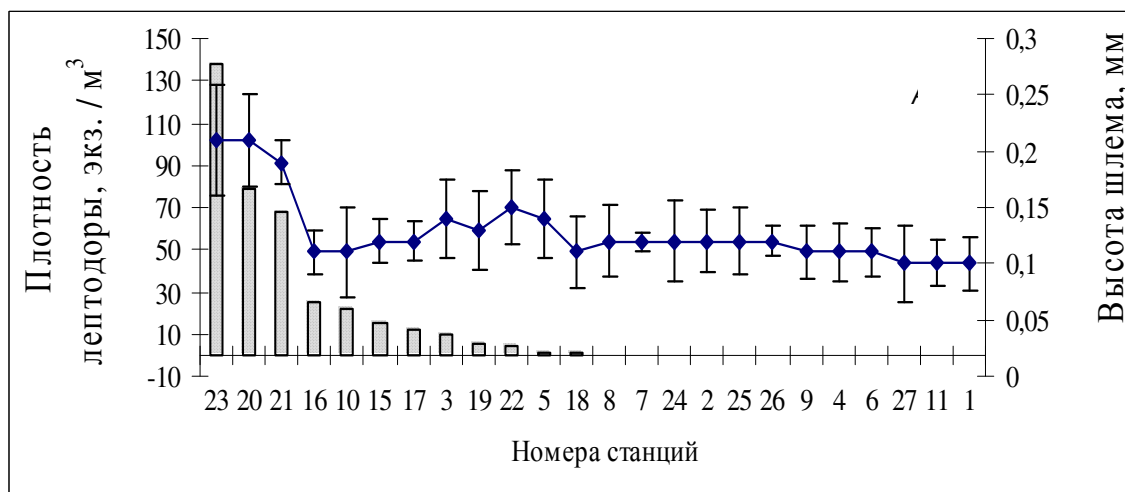


Рис. 2. Зависимость высоты шлема взрослых рачков *Daphnia galeata* (А) и *Daphnia hyalina* (Б) от плотности хищника (*Leptodora kindti*)

Каждая исследованная популяция *D. galeata* включала рачков двух, хорошо различимых морфотипов: нормальной с округлой головой и шиповой (или шлемовой, с высоким шлемом). Наиболее высокошлемовые морфотипы *D. galeata* зарегистрированы в Чивыркуйском заливе. Частоты этих морфотипов изменялись в зависимости от плотности *L. kindti*. Из рисунка 3 следует, что при снижении пресса хищника доля шипового морфотипа снижается. Коэффициент ранговой корреляции Спирмена между этими показателями для зрелых, предзрелых и ювенильных дафний равен 0,92 ($P < 0,01$), 0,94 ($P < 0,01$), 0,93 ($P < 0,01$). Ранговая корреляция между плотностью лептодоры и численностью шипового морфотипа у зрелых рачков *D. hyalina* составила 0,93 ($P < 0,001$), для предзрелых рачков 0,94 ($P < 0,001$) и для ювенильных рачков 0,94 ($P < 0,001$). Высокие коэффициенты корреляции доли шипового морфотипа дафний с плотностью хищников отмечены и в других водоёмах [15, 20, 21].

Длина хвостовой иглы – ещё один классический цикломорфный признак - по полученным нами данным не обнаруживает чётко выраженной реакции на плотность лептодоры. Низкие значения имеет коэффициент корреляции: для длины хвостовой иглы $r = 0,50$ и для отношения длины хвостовой иглы к длине тела $r = 0,59$. В то же время, для этого признака получены высокие значения ранговой корреляции Спирмена: $r_s = 0,94$, $P < 0,001$ (для хвостовой иглы) и $r_s = 0,94$, $P < 0,001$ (для отношения длины хвостовой иглы к длине тела). Это показывает, что кроме влияния хищника наблюдается действие других факторов (прежде всего, температуры воды и подвижности водных масс). Подобная неоднозначная зависимость этого признака дафний от наличия хищника отмечена и в литературе [16].

Таким образом, в популяциях обоих видов дафний в озере Байкал присутствие лептодоры изменяет соотношение морфотипов в сторону шипового для всех возрастных групп, т.е. численность дафний с шиповым морфотипом в популяции увеличивается с ростом плотности хищника. Наибольшему прессу со стороны лептодоры подвергаются ювенильные рачки, имеющие "уязвимые" размеры тела менее 1 мм. Наибольшая численность дафний с шиповым морфотипом (по сравнению с нормальным морфотипом) наблюдается в Чивыркуйском заливе (87%), где численность лептодоры также максимальна.

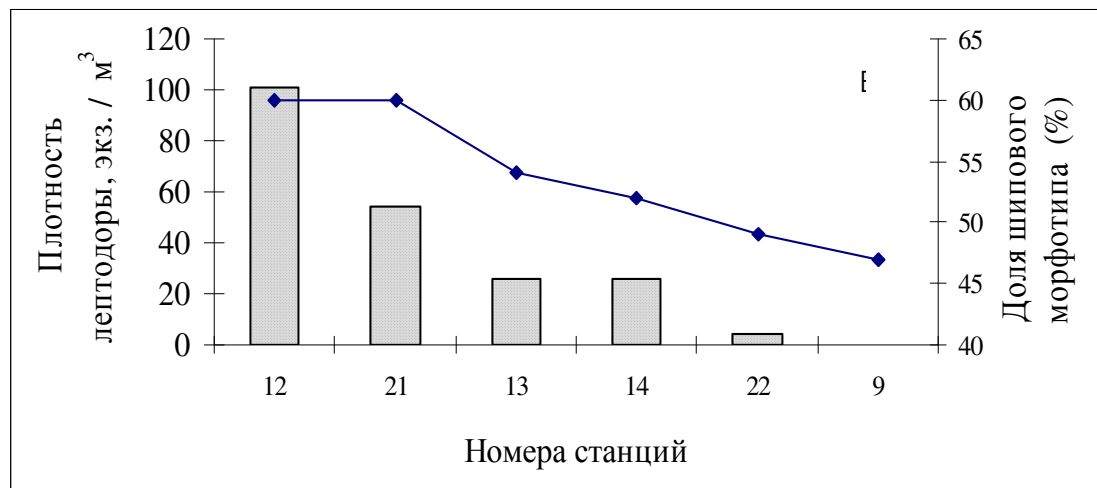
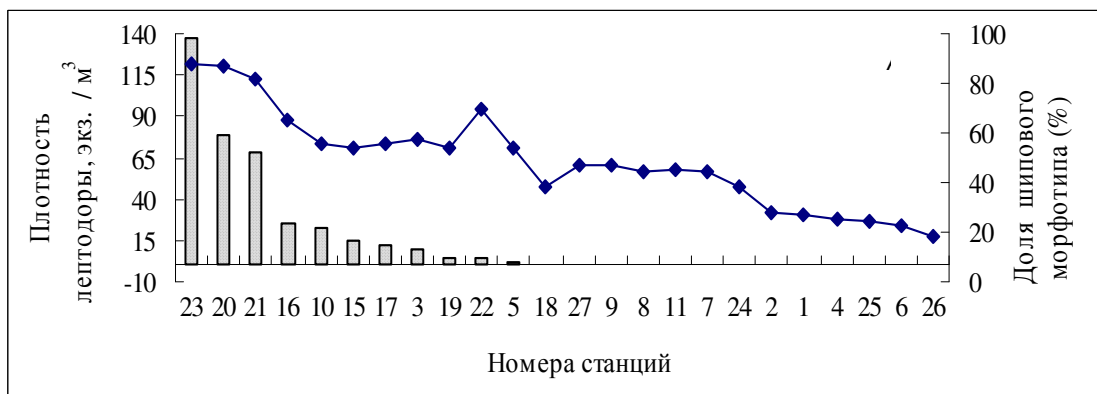


Рис. 3. Зависимость доли шипового морфотипа взрослых рачков *Daphnia galeata* (А) и *Daphnia hyalina* (Б) от плотности хищника (*Leptodora kindti*)

ЛИТЕРАТУРА

1. Мануйлова Е. Ф. Ветвистоусые рачки (*Cladocera*) фауны СССР. Определители по фауне СССР. – М.-Л.: Изд-во Зоол. института АН СССР, 1964. – 327с.
2. Dodson S. I. Zooplankton competition and predation: An experimental test of the size-efficiency hypothesis // *Ecology*. - 1974. – V. 55, No. 3. – P. 605–613.
3. Dodson S. I. Cyclomorphosis in *Daphnia galeata mendotae* Birge and *D. retrocurva* Forbes as a predator-induced response // *Freshwater Biology*. - 1988, – V. 19, No. 1. – P. 109–114.
4. Dodson S. I. The ecological role of chemical stimuli for the zooplankton: predator-induced morphology in *Daphnia* // *Oecologia* / - 1989. – V. 78, No. 3. – P. 361–367.
5. Шкуте А.О. Питание *Leptodora kindti* (Crustacea, Cladocera) в Можайском водохранилище // Научные Доклады Высшей Школы. Биологические науки. - 1987. – № 5. – С. 55–60.
6. Black R.W., Slobodkin L.B. What is Cyclomorphosis // *Freshwater Biology*. – 1987. – V.18, № 2. – P. 373–378.
7. Гиляров А. М. Популяционная экология. - М., 1990. – 191 с.
8. Branstrator D. H. Predict diet composition from body length the zooplankton predator *Leptodora kindti* // *Limnol. Oceanogr.* - 1998. – V. 43, No. 3. – P. 530–535.
9. Laforsch Ch., Beccara L., Tollrian R. Inducible defenses: The relevance of alarm cues in *Daphnia* // *Limnol. Oceanogr.* - 2006. - V. 51, № 3. – P. 1466–1472.
10. Leibold M., Tessier A.J. Contrasting patterns of body size for *Daphnia* species that segregate by habitat // *Oecologia*. - 1991. - V. 86, № 4. - P. 342–348.
11. Киселёв И.А. Планктон морей и континентальных водоёмов. Т.1. - Л.: Наука, 1969. – 658 с.
12. Ranta E., Tjossem S. Size and shape of *Daphnia longispina* in rock-pool // *Hydrobiologia*. - 1987. - V. 145, No. 2. - P. 259–268.
13. Ranta E., Bengtsson J., McManus J. Growth, size and shape of *Daphnia longispina*, *D. magna* and *D. pulex* // *Ann. zool. Fennici*. - 1993. – V.30, No. 4. – P. 299–311.
14. Havel J. E. Cyclomorphosis of *Daphnia pulex* spined morphs // *Limnol. Oceanogr.* - 1985. - V. 30, № 4. - P. 853–861.

15. Mort A. Cyclomorphosis in *Daphnia galeata mendota*: variation and stability in phenotypic cycles. - *Hydrobiologia*. - 1989. - V. 171, No. 2. - P. 159–170.
16. Riccardi N., Giussani G., Lagorio L. Morphological variation and life history changes of a *Daphnia hyalina* population exposed to *Chaoborus flavicans* larvae predation (L. Candia, Northern Italy). - *J. Limnology*. - 2002. - V. 61, No 1. - P. 41–48.
17. Stibor H., Lampert W. Estimating the size at maturity in field populations of *Daphnia* (Cladocera) // *Freshwater Biology*. - 1993. - V. 30, No. 3. - P. 433–438.
18. Рокицкий П. Ф. Биологическая статистика. - Минск: Высшейша школа, 1973. - 320 с.
19. Лакин Г. Ф. Биометрия. - М., 1990. - 352 с.
20. Pijanowska. L. Seasonal changes in morphology of *Daphnia cucullata* Sars // *Arch. Hydrobiol.* - 1991. - V. 121, No. 1. - P. 79–89.
21. Jeschke M., Tollrian R. Density-dependent effect of prey defences // *Oecologia*. - 2000. - V. 123, No. 2. - P. 291–296.

SUMMARY

Pitulko S. T. DEPENDENCE OF CYCLOMORPHIC CHANGE IN *DAPHNIA GALEATA* AND *DAPHNIA HYALINA* FROM DENSITY OF INVERTEBRATE PREDATOR (*LEPTODORA KINDTI*)

The influence of population density of an invertebrate predator *Leptodora kindti* (Focke, 1848) on characteristics of two species of crustaceans *Daphnia galeata* Sars, 1863 and *Daphnia hyalina* Leydig, 1860 has been studied. There is a slight effect of predator density on reproduction. An insignificant reverse dependence of body length in both species and significant dependence of helmet height and the percentage of toothed morphotypes on predator density were revealed. Elongated tail spine was recorded not only at high predator density but also in populations inhabiting bays and littoral zone of Lake Baikal.

ХИЩНЫЕ КЛАДОЦЕРЫ (CRUSTACEA, CLADOCERA) КУРШСКОГО И ВИСЛИНСКОГО ЗАЛИВОВ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

Ю. Ю. Полунина

Атлантическое отделение института океанологии им. П. П. Ширшова РАН, г. Калининград, jul_polutina@mail.ru

Куршский и Вислинский заливы - самые крупные лагуны в Юго-восточной Балтике. Эти акватории имеют огромное значение для хозяйственной деятельности Калининградского региона, в т.ч. рыбопромысловое, транспортное, реакционное. Заливы близко расположены географически, связаны друг с другом системой рек Дейма-Преголя. Оба залива - портовые акватории, что открывает возможность вселений новых, неаборигенных видов. Однако они существенно отличаются по набору абиотических и биотических факторов. Заметны отличия в зоопланктонных сообществах этих экосистем. В Куршском заливе преобладают виды пресноводного комплекса, где доминируют дафнии, циклопы и пресноводные каляниды. В Вислинском заливе основу сообщества по численности и биомассе составляют солоноватоводная *Euritemora affinis* Рорре и морские виды рода *Acartia* spp. Хищные ветвистоусые ракообразные играют важную роль в функционировании планктонных сообществ двух заливов. Списки видов хищных ветвистоусых ракообразных заливов сходны: морские подониды *Pleopis polyphemoides* (Leuck.) и *Evadne nordmani* Lov., пресноводный вид *Polyphemus pediculus* (Linne), обитающий в прибрежной зоне с развитой водной растительностью и пелагические виды *Leptodora kindtii* (Focke) и вид-вселенец *Cercopagis pengoi* (Ostroumov). Два последних вида, часто встречающиеся и имеющие относительно высокие численности и биомассы наиболее значимы для сообществ заливов.

L. kindtii в заливах отмечали еще немецкие исследователи в начале XX-го века [1; 2; 3]. В Куршском заливе вид регистрировали все исследователи в последующие годы, в то время как в Вислинском он встречался не ежегодно. *C. pengoi*, исходный ареал обитания которого Каспийское море, впервые был обнаружен в Вислинском заливе в августе 1999 г. [4]. Встречаемость и пространственное распределение церкопагиса и лептодоры в Вислинском заливе представлено в работе [5]. С 1999 г. *C. pengoi* встречается в Вислинском заливе ежегодно, и к настоящему времени натурализовался на данной акватории [6]. В Куршском заливе *C. pengoi* был также отмечен в 1999 г. в северной его части [7]. Однако вид встречается лишь в районе, прилегающем к проливу, куда, вероятно, заносится морскими водами. В центральной и южной частях залива вид не был отмечен до настоящего времени. Одновременного исследования популяций хищных *Cladocera* в двух заливах ранее не проводили. Цель нашего исследования – сравнить популяции *L. kindtii* и *C. pengoi* в Куршском и Вислинском заливах.

Работы проводили в летний период 2005-2006 гг. в российской части Куршского и Вислинского заливов. Пробы отбирались количественной сетью Джеди с размером ячеи 138 мкм вертикальным ловом от дна до поверхности и качественной сетью с диаметром 45 см и размером ячеи 0,55 мм траповым горизонтальным ловом. Всех особей разбирали на ювенильных, партено- и гамогенетических самок и самцов, измеряли длину тела. Подсчитывали число яиц в выводковых камерах.

Хищные ветвистоусые ракообразные Куршского залива в период наших исследований были представлены одним видом – *L. kindtii*. В популяции отмечены метанауплиусы и партеногенетические самки. Самцы и гамогенетические самки в пробах обнаружены не были, но на основании того, что в пробах присутствовали метанауплиусы, которые выходят из латентных яиц, можно сделать вывод, что половое поколение в заливе присутствовало. Размер особей изменялся от 0,55 мм до 10,50 мм. Метанауплиусы имели длину тела от 0,55 до 0,75 мм и составляли 8,4% от общей популяции. Самки с партеногенетическими яйцами имели размеры от 3,60 мм. В выводковых камерах присутствовали от одного до пяти партеногенетических яиц.

Распределение лептодоры в заливе неравномерно. Количественные показатели всегда выше в центральной части залива, чем в прибрежье (табл. 1). В 2005 году на разных участках акватории численность рачков изменялась от 365 до 2031 экз./м³. Доля всех ветвистоусых от общей численности зоопланктона составила 56,2%, а доля лептодоры от общей численности кладоцер была 1%. Средняя биомасса по заливу лептодоры составила 42 мг/м³, что от общей биомассы кладоцер составило 6,4%.

Таблица 1

Средняя и максимальная численность *L. kindtii* в Куршском заливе

Даты	Численность, экз./м ³	Центральная часть	Прибрежная часть	Весь залив
Июль 2005	Средняя	934	0	467
	Максимальная	2031	0	
Июнь 2006	Средняя	112	60	96
	Максимальная	586	260	

C. pengoi в наших пробах не обнаружен. Можно предположить, что этот вид не образовал устойчивую популяцию в Куршском заливе по нескольким причинам. Во-первых, Куршский залив по особенностям гидрологического режима является закрытым пресноводным эстуариумом, имея слабый водообмен с морем, высокую долю пресной речной воды и низкую соленость [8]. Южная часть залива, в которой проводилось исследование, практически пресноводная. Хотя *C. pengoi* вид эвригалинный, в исходном ареале он обитает при солености от 2 до 10‰. Таким образом, низкая соленость является одним из сдерживающих факторов для развития его популяции. Во-вторых, в Куршском заливе массово обитает облигатный хищник *L. kindtii* со сходным спектром питания. Высокая конкуренция со стороны *L. kindtii*, которая занимает данную нишу, также является одним из наиболее важных сдерживающих факторов для развития *C. pengoi* в Куршском заливе.

В Вислинском заливе было отмечено два вида хищных Cladocera *C. pengoi*, который встречался регулярно в больших количествах, и *L. kindtii* которая встречалась единично в приустьевой зоне реки Преголя. Популяция лептодоры была представлена молодью без яиц и партеногенетическими самками. Средняя длина партеногенетических самок была 5,35мм.

В популяции церкопагиса было отмечено бесполое (молодь, партеногенетические самки) и половое (гамогенетические самки, самцы) поколение. Средняя длина тела партеногенетических и гамогенетических самок была максимальна в августе, а самцы и ювенильные особи имели максимальную длину тела в июне (табл. 2). Особи *C. pengoi* из Каспийского моря и других регионов Балтийского моря достигают меньших размеров [9], чем особи из Вислинского залива. В Каспийском море партеногенетические самки имеют размеры 1,2-2,0 мм, а самцы лишь 1,1-1,4 мм [10]. Увеличению размеров *C. pengoi* в Вислинском заливе способствовало, на наш взгляд, несколько факторов: благоприятный соленостный и температурный режим, достаточное количество пищевых ресурсов и специфический пресс рыб на зоопланктон. Основной потребитель зоопланктона (в т. ч. хищных кладоцер) в заливе – молодь салаки, которая питается здесь в начале лета, а затем уходит в море. Разные исследователи отмечали снижение численности уловов салаки и других рыб-планктофагов в Балтике в конце 1990-х начале 2000 г., что снизило пресс на зоопланктон, и, вероятно, способствовало активному расселению церкопагиса по морю [9], а так же могло привести к увеличению его средних размеров.

Таблица 2

Средняя длина тела особей *C. pengoi* (мм) из Вислинского залива, 2006 год

Стадия / Дата	1-2 июня	5 июля	9 августа
Партеногенетические самки	1,92±0,08	2,05±0,33	2,13±0,24
Гамогенетические самки	2,17±0,35	2,22±0,16	2,34±0,12
Самцы	1,89±0,14	1,53±0,35	1,25±0,08
Ювенилы	1,37±0,38	1,29±0,04	1,03

Партеногенетические самки *C. pengoi* в марсупиуме несли, в среднем, по 8 яиц.

В Вислинском заливе переход популяции к двуполому размножению отмечали почти с начала появления церкопагиса в зоопланктоне (конец мая, июнь). Доля полового поколения в летний период 2006 г. изменялась от 40 до 77%. Наблюдения в разных районах Балтики показали, что более половины гамогенетических самок были с двумя яйцами [5; 11; 12]. В Вислинском заливе с 2001 г. были встречены самки с тремя латентными яйцами, которые имели одинаковый размер и форму. В 2006 г. доля самок с тремя яйцами от всех гамогенетических самок была значительна и возростала к концу лета до 50%, самок с одним яйцом не обнаружено. Таким образом, у *C. pengoi* из Вислинского залива отмечены существенные изменения репродуктивных характеристик данного вида: увеличение продолжительности периода двуполого размножения с возрастающим продуцированием большого количества покоящихся яиц. Вероятно, это важный механизм, обеспечивающий устойчивость популяции в новых условиях обитания (создание «банка» латентных яиц и генетического разнообразия особей в популяции).

Таким образом, в двух заливах обитают два вида хищных клadoцер. В Куршском заливе постоянно встречалась только *L. kindtii*, достигающая в определенные периоды значительных численностей. В Вислинском заливе массово развивалась популяция вида-вселенца *C. pengoi*, а лептодора встречалась единично. Условия в Куршском заливе не благоприятны для развития популяции *C. pengoi*, в то время как в Вислинском заливе *C. pengoi* образовал размножающуюся популяцию, однако и в настоящее время продолжают изменяться в жизненном цикле этого вида.

ЛИТЕРАТУРА

1. Riech F. Faunistische und experimentell-biologische Untersuchungen über die Tierwelt, insbesondere die Parasiten des Frischen Haffes // Schriften der Königsberger Gelehrten Gesellschaft. – 1927. – 4. Jahrgang, Heft 8. – S. 283.
2. Schmidt – Ries H. Untersuchungen zur Kenntnis des Pelagials eines Strandgewässers (Kurisches Haff). Schriften der Physikalisch – ökonomischen Gesellschaft zu Königsberg. 1940.
3. Szidat L. Beilage zur Faunistik und Biologie des Kurischen Haffes. Schriften d. Phys. – ök. Ges. Zu Kbg. i. Pr. Bd. 65, H. 1. 1926.
4. Науменко Е. Н., Полунина Ю. Ю. *Cercopagis pengoi* (Ostroumov, 1891) (Crustacea, Cladocera) – новый вселенец в Вислинский залив Балтийского моря // Виды-вселенцы в европейских морях России: Сб. науч. тр. – Апатиты, 2000. – С. 121–129.
5. Polunina Ju. Ju. 2005. Populations of two predatory cladocerans in the Vistula Lagoon – native *Leptodora kindtii* and non-indigenous *Cercopagis pengoi*. Oceanol. And Hydrobiol. Studies. Vol. XXXIV, Supplement 1. p. 246–260
6. Полунина Ю. Ю. Сообщество ветвистоусых ракообразных (Crustacea, Cladocera) в специфических условиях эстуария (на примере системы река Преголя – Вислинский залив). Автореф. дис. канд. биол. наук. – Калининград, 2006. 23 с.
7. Gasiūnaitė Z. R. Seasonal dynamics and spatial heterogeneity of the plankton crustaceans in the eutrophic coastal lagoon. Summ. doct. diss. – Klaipėda, 2000. 32 p.
8. Науменко Е. Н., Сенин Ю. М., Смыслов В. А. Общая характеристика Куршского залива // Закономерности структурно-функциональной организации водных экосистем различного типа. М.: Научный мир. С.15–17.
9. Крылов П. И., Большагин П. В., Панов В. Е., Быченков Д. Е., Науменко Е. Н., Полунина Ю. Ю. Инвазии хищных планктонных Cladocera и возможные причины их успеха [в кн:] Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. Под ред. Алимова А. Ф., Богущкой Н. Г. М.: Товарищество научных изданий КМК. 2004. С. 100–130
10. Мордухай-Болтовской Ф. Д., Ривьер И. К. Хищные ветвистоусые *Podonidae*, *Polyphemidae*, *Cercopagidae* и *Leptodoridae* фауны мира. – Л.: Наука, 1987. – 182 с.
11. Телеш И. В., Литвинчук Л. Ф., Большагин П. В., Крылов П.И., Панов В. Е. Особенности биологии понтно-каспийского вида *Cercopagis pengoi* (Crustacea: Onychopoda) в Балтийском море // Виды-вселенцы в европейских морях России: Сб. науч. тр. – Апатиты, 2000. – С. 130–151.
12. Krylov P. I., Panov V. E. Resting eggs in the life cycle of *Cercopagis pengoi*, a recent invader of the Baltic Sea // Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol. – 1998. – Vol.52. – P.383–392.

SUMMARY

Polunina J. J. PREDATORY CLADOCERANS FROM THE CURONIAN AND VISTULA LAGOONS (THE BALTIC SEA)

The populations of two predatory cladocerans *C. pengoi* and *L. kindtii* were studied in the Vistula and Curonian Lagoons during the 2005-2006 summers. In the Curonian Lagoon one species – *L. kindtii* was recorded. The population of *L. kindtii* was represented by metanaupliuse, juveniles with out eggs and parthenogenetic females with 3-5 eggs. In the Vistula Lagoon two species were presented. *L. kindtii* has presented by single speci-

mens, its population mainly consisted of parthenogenetic females. The population of *C. pengoi* was represented by asexual and sexual generations. The population of *C. pengoi* turns into sexual reproduction earlier and produce more resting eggs, than in the Caspian Sea. The environment conditions in the Curonian Lagoon are not favorable for the development of *C. pengoi*, while in the Vistula Lagoon population *C. pengoi* was self-reproducing.

ПРОДУКЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЛИЧИНОК *DYTISCUS MARGINALIS* L. (COLEOPTERA) БАСЕЙНА РЕКИ СЫСОЛЫ

В. М. Садырин

Институт биологии КНЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, v.sadyrin@ib.komisc.ru

Введение

Личинки *D. marginalis* L. – плавунец окаймленный – наиболее ярко выраженные хищники семейства плавунцовых (Dytiscidae), является массовым видом в старицах и заливах рек, побережье озер и, особенно, в прудах. Личинки жуков плавунцов являются постоянным компонентом зарослевой зоны водоемов. Пресс хищников на фитофильное сообщество трудно оценить, не зная основные продукционные характеристики по данному виду. В работе описаны рост и его особенности, суточная удельная и экзувальная продукция.

Материал и методы

Экспериментальную работу проводили на базе прудов ботанического сада Сыктывкарского университета, а также в лабораторных условиях с двумя размерными группами: 31-342 мг и 335-795 мг. В первой серии опытов эксперимент проводили непосредственно в побережье пруда N 2, во второй серии – в экспериментальной установке в лаборатории, согласно методики уже описывавшейся ранее [1, 7, 8, 9, 10]. Из наблюдений в побережье прудов следует, что *D. marginalis* наиболее охотно захватывает и высасывает личинок стрекоз, поденок, щитней, мелкие экземпляры нападают на больших стрекоз подотряда Zygoptera, крупных Cladocera.

В опытах кормом личинкам размерной группы первой серии были личинки поденок – *Baetis fuscatus* L., *Caenis macrura* Steph., по мере роста вводили в рацион личинок фитофильных хирономид (*Endochironomus* sp., *Glyptotendipes* sp., *Cricotopus* sp.). Во второй серии опыты со второй размерной группой проводили в лаборатории в экспериментальной установке. Кормом более крупным личинкам служили личинки стрекоз *Coenagrion hastullatum* Chaгр., а также фитофильные хирономиды. Опыты вели при колеблющейся температуре, на ночь терморегулятор выключали [2]. В связи с ярко выраженным каннибализмом в каждую склянку помещали по 1 экземпляру личинок плавунца, проведено 15 повторностей, из которых 8 использовали для расчетов суточной удельной продукции. Проведена статистическая обработка полученных данных [3, 4].

Результаты и их обсуждение

В выростных прудах Абалакского экспериментального завода Тюменской области по данным лова мальковым тралом численность личинок составляет 0,3 экз./м². В пруду N 2 Сыктывкарского ботанического сада в побережье до глубины 0,5-0,6 м численность составляет 0,4 экз./м². У личинок *D. marginalis* имеет место каннибализм, и поэтому личинки имеют свои охотничьи территории. Дефинитивные линейные размеры по литературным данным [5, 6] составляют 70-80 мм. Частично продукционные показатели на личиночной стадии вида уже изучались [9].

Рост *D. marginalis* прослежен в течение сравнительно продолжительного времени (примерно 7 недель) с конца мая по первую декаду июля. Особенности роста вида лучше наблюдать на росте отдельного экземпляра, а не на групповом росте. Прирост массы личинок плавунца, обладающим мягким эластичным покровом идет постоянно, как во время линек, так и в интервалах между ними. Характерной особенностью роста, как постэффект линьки, является падение массы личинки после интенсивного прироста первых двух-трех суток после потери экзоскелета (рис. 1 А), что уже отмечали ранее [2]. Линейный рост менее интенсивен после потери экзоскелета и увеличение линейных размеров в первые сутки после линьки составляет от 7 до 20 % от предлиночных линейных размеров, уменьшение длины тела в связи с последующим падением массы тела не наблюдается. Визуальные наблюдения, а также взвешивание в процессе опытов дают основание предположить, что после потери экзувия увеличение массы личинки примерно вдвое связано с обводнением тканей, через 3-4 суток происходит падение массы тела в связи с потерей излишков воды. Индивидуальный рост личинок имеет ступенчатый характер, а если рассматривать групповой рост, то рост группы является экспоненциальным. Подобная специфика роста вида уже была частично прослежена ранее [9].

Соотношение длины и массы личинки хорошо аппроксимируется степенной функцией с большой достоверностью (коэффициент детерминации $R^2=0,945$ (рис. 1 Б). В процессе онтогенеза форма тела личинок меняется, на основании значения степенного коэффициента = 2,73, можно говорить об отрицательном аллометрическом росте данного вида.

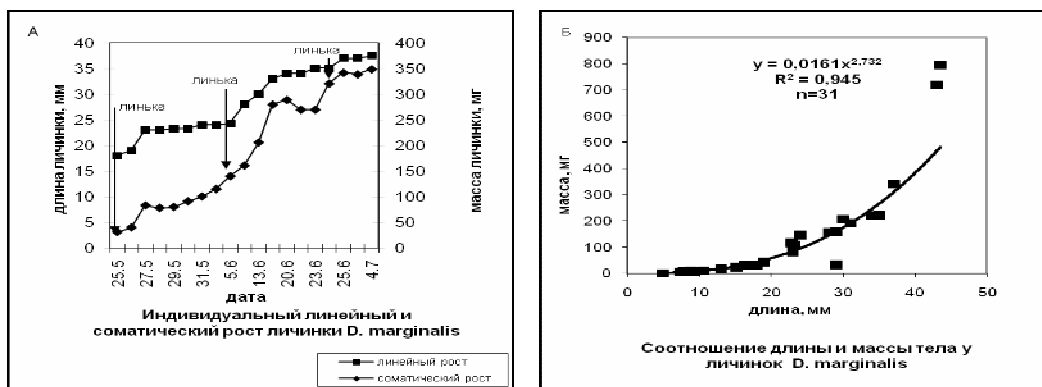


Рис. 1. А

Б

Экзувиальная продукция, рассчитанная по соотношению массы экзuvia к массе предличиночной особи по уравнению линейной зависимости, равна $P_{\text{экз.}} = 0,034 \cdot P_{\text{лич.}} + 11,103$ при сравнительно невысоком коэффициенте детерминации $R^2 = 0,62$ (рис. 1 В). Экзувиальная продукция рассчитанная в долях от продукции популяции в водоеме равна $P_{\text{экз.}} = 0,1 \cdot P_{\text{поп.}} \pm 0,03$. По мере роста личинки и увеличения возраста происходит снижение отношения массы экзuvia к массе предличиночной особи. Доля уменьшается от 40 до 6-8% в отдельных повторностях.

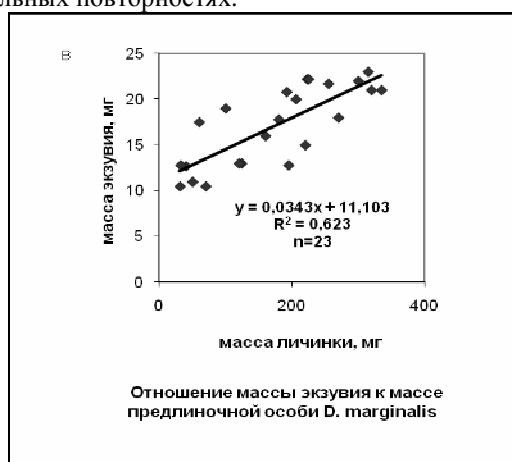


Рис. 1. В

Суточная удельная продукция изучалась в двух модификациях – в опытах в водоеме и лаборатории (табл. 1). В водоеме вели опыты с более молодыми личинками массой от 30 до 342 мг, в лабораторной установке со старшей возрастной группой массой от 335 до 795 мг. При сравнительно одинаковой температуре суточная удельная продукция более молодых личинок выше, чем у взрослых. Полученные значения близки к значениям, определенным по прудам Абалакского рыбзавода в Тюменской области [9].

Таблица 1

Характеристики эксперимента и суточная удельная продукция *D. marginalis*

N серии	Размерная группа (мг)	C_w (сутки ⁻¹)	Число повторностей (n)	Средняя температура (Т°С)	Продолжительность опытов (сутки)	Начало – конец эксперимента (2002г.)
1	31,0 - 342,0	$0,07 \pm 0,008$	4	22,7	30	27,05 – 25,06 пруд
2	335,0 – 795,0	$0,05 \pm 0,006$	4	23,1	14	05 - 13,06 лаборатория

Заключение

Индивидуальный и групповой рост личинок *D. marginalis* несколько различен. Первый имеет ступенчатый характер, второй экспоненциальный. В онтогенетическом плане его можно характеризовать как отрицательный аллометрический.

Соотношение длины и массы личинок хорошо аппроксимируется степенной функцией: $y = 0,0161x^{2,732}$ с высокой степенью достоверности.

Экзувиальная продукция личинок плавунца окаймленного в водоеме равна: $P_{\text{экз.}} = 0,1 \cdot P_{\text{поп.}} \pm 0,03$.

Суточная удельная продукция личинок плавунца окаймленного колеблется: для начального периода роста (размерная группа 31,0-342,0 мг.) $C_w = 0,07 \pm 0,008$; для второй половины онтогенеза личиночной стадии (размерная группа 335,0-795,0 мг.) $C_w = 0,05 \pm 0,006$.

Полученные продукционные характеристики личиночной стадии *D. marginalis* можно использовать для расчетов продукции популяций плавунца окаймленного лесной зоны европейского Северо-Востока.

ЛИТЕРАТУРА

1. Барков Д. В. Экология и биология байкальского вселенца *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing, 1899) и его роль в экосистеме Ладожского озера // Автореф. на соискание уч. степени канд. биол. наук. СПб. 2006, 26 с.
2. Галковская Г. А., Сушеня Л. М. Рост водных животных при переменных температурах. Минск, «Наука и техника», 1978, 144 с.
3. Ивантер Э. В. Коросов А. В. Основы биометрии. Петрозаводск 1992. 164с.
4. Лакин Г. Ф. Биометрия. «Высшая школа». М., 1973. 343с.
5. Мамаев Б. М. Определитель насекомых по личинкам. М., «Просвещение», 1972. С. 27-31.
6. Павловский Е. Н., Лепнева С. Г. Очерки из жизни пресноводных животных. «Советская наука», М. 1948. 192с.
7. Панов В. Е. Рост *Asellus aquaticus* (L.), структура и продукция популяции // Труды зоологического института. «Сообщества пресноводных беспозвоночных в зарослях макрофитов». Л., 1988, т. 186, С. 53-73.
8. Садырин В. М. Скорость роста и суточная удельная продукция некоторых видов фитофильных беспозвоночных // Гидробиологический журнал, Киев, 1977 т. 13, вып. 3. С. 22-24.
9. Садырин В. М. Скорость роста и суточная удельная продукция личинок *Dytiscus marginalis* L., *Graphoderes sp. Aube*, *Rhantus sp.* Лас., моллюсков *Planorbis planorbis* (L.) // Гидробиологич. журнал, Киев, 1983. т. 19, N 3, С. 37-41.
10. Садырин В. М. Скорость роста и суточная удельная продукция *Anisus stroemi* (Westerlund) // Труды Коми НЦ УрО РАН. Сыктывкар, 2003, № 170, С. 73-76.

SUMMARY

Sadyrin V. M. THE FEATURES OF PRODUCTION LARVA OF DYTISCUS MARGINALIS L. (COLEOPTERA) IN SYSOLA BASIN

We have studied lineal, somatic, exuvial growth, daily specific production of *D. marginalis* larvae.

It established curve of individual lineal and somatic growth have step like, and group one have exponential. Growth characterizes negative allometry. Correlation length and mass approximate power mode function $y = 0,016x^{2,732}$. Exuvial production of population is $P_{экз.} = 0,1 \cdot P_{поп.} \pm 0,03$. Daily specific production is $0,05-0,07$ daily⁻¹.

The received feature of production may use for calculation population production *Dytiscus marginalis* na forest zone of european North-East of Russia.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МАКРОЗООБЕНТОСА В ОЦЕНКЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ Р. ЧИТА (ВЕРХНИЙ АМУР)

Н. В. Салтанова

Институт природных ресурсов, экологии и криологии СО РАН, г. Чита, saltnat@yandex.ru

В настоящее время на реки Забайкальского Края усилилась антропогенная нагрузка. Особенно страдают реки, протекающие в селитебных зонах. Одной из них является р. Чита. Река Чита входит в западную часть Верхнего Амура и является левым притоком р. Ингода, которая является левой составляющей р. Шилка [1]. Эта часть бассейна в целом представляет собой горную страну, с преобладающими средневысотными горами (1000 – 1500 м н.у.м.). Основными элементами рельефа являются горные хребты, слаборасчлененные плато, межгорные впадины и котловины, средняя высота всего района составляет 600 – 700 м. н.у.м. Отметки поймы р. Чита находятся в пределах 640 – 653 м, максимальная отметка прилегающего водосбора – г. Сенная 1037 м.

Горные хребты имеют мягкие очертания и простираются с юго-запада на северо-восток. Преобладающее положение среди них занимают Яблоновый хребет и вытянутый параллельно ему хребет Черского [1]. Горные хребты и склоны речных долин сложены преимущественно гнейсами, кристаллическими сланцами, кварцитами, нитрузиями гранитоидного состава. Межгорные впадины заполнены осадочными отложениями песком, галечником.

Долина р. Чита расположена в осевой части Читино-Ингодинской депрессии. В геолого-геоморфологическом отношении Читино-Ингодинская впадина относится к впадинам забайкальского типа.

В зоне города река частично зарегулирована набережными плитами противопаводковой защиты [1]. В местах отсутствия сооружений берега на вогнутых участках подмываются. Высота этих обрывистых берегов от 1,5 до 3 м. На выпуклых пологих берегах зачастую образуются отмели, которые по мере их роста сужают поток и способствуют дальнейшему размыву вогнутых берегов. С левого берега в р. Чита впадают три временных водотока пади Сенная, Сухая и Кайдаловка. В верхних течениях этих водотоков наблюдается водная эрозия. В нижнем течении процессы эрозии находятся в стадии затухания.

Для верхней части р. Чита типичны горно-тундровые почвы с высокогорной растительностью [1]. Из растительности наиболее распространены горные лиственничные и лиственнично-таежные леса, состоящие из даурской лиственницы, сосны, кедра, березы. В долинах рек встречаются заросли из тополя, черемухи, боярышника, дикой яблони, ивняков. Общая залесенность бассейна составляет 75%, заболоченность 10%. Болота наблюдаются на верхних террасах речных долин, пологих склонах гор и плоских водоразделах, преобладают моховые болота небольшой мощности и влагоемкости. В окрестностях поймы и на самой пойме р. Чита имеется островная многолетняя мерзлота с температурой ниже $-10 - 1,5^{\circ}\text{C}$, находящаяся в неустойчивом термодинамическом равновесии. Мощность многолетнемерзлотных пород составляет 20 – 40 м и более [1].

На качество вод р. Чита оказывают наибольшее влияние процессы водной эрозии и оврагообразования, так как при этом происходит поступление взвешенных веществ в водоем. Самое мощное антропогенное воздействие на реку оказывает г. Чита, краевой центр Забайкальского края, являясь крупным водопотребителем. Кроме того, в устье реки расположены очистные сооружения города, вода из которых поступает в р. Чита, а затем и в р. Ингода.

Материалом для данной работы послужили пробы, отобранные на р. Чита в сентябре 2007 г. от верховья до устья реки. Пробы на галечных и песчано-галечных грунтах отбирались бентометром конструкции В. Я. Леванидова с площадью захвата $0,061 \text{ м}^2$, на песчаных и песчано-илистых грунтах – дночерпателем Петерсена с площадью захвата $0,025 \text{ м}^2$, на каменистых грунтах – методом смыва с камней [2]. Обработка собранного материала была проведена по стандартным методикам.

Условия обитания макрозообентоса на исследованных участках реки имеют определенные отличия (табл. 1). Если в верхнем и среднем течении на реку практически не оказывается антропогенного воздействия, кроме небольших сел и деревень, то в своем нижнем течении река протекает по г. Чита и претерпевает значительные изменения, связанные с ее водозабором и загрязнением.

Таблица 1

Характеристика станций отбора проб р. Читинка

№ точки отбора	расположение точки	T °C	характеристика точки	глубина, м
1	выше с. Бургень	8,9	плес, каменистый грунт с обрастаниями нитчатых водорослей и наличием опавшей листвы	0,5
2	выше с. Бургень	8,1	перекат, песчано-галечный грунт (мелкий) с обрастаниями нитчатых водорослей, мхов и колоний ностока	0,1
3	выше с. Бургень	8,9	стрезжень, галечный грунт с обрастаниями мхов и нитчатых водорослей	0,3
4	выше с. Бургень	4,5	рукав реки, каменисто-песчаный грунт с наилком, водорослями, листвой	0,15
5	выше с. Бургень	4,4	старица, песчаный грунт с наилком и нитчатыми водорослями	1
6	ниже с. Шишкино	8,6	перекат, каменистый грунт	0,25
7	устье	6,5	заиленный каменисто-песчаный грунт с небольшими обрастаниями	0,2
8	устье	6,5	заиленный каменисто-песчаный грунт с небольшими обрастаниями	0,5

В связи с изменением условий обитания изменяется и состав, численность и биомасса сообществ макрозообентоса (табл. 2).

Отличаются станции и по качественному составу бентоса (табл. 3). Если в верхнем течении отмечались веснянки, симулиды, и речные раки, то в нижнем эти животные отсутствовали. Связано это с тем, что данные организмы являются типичными реофилами и считаются индикаторами высокого качества вод. Личинки хирономид, ручейников и поденок не так требовательны к чистоте воды, поэтому отмечаются и в устье реки.

Характеристика макрозообентоса р. Читинка

номер станции	число групп	Общая численность, экз./м ²	Общая биомасса, г/м ²
1	3	1282,60	0,174
2	5	7310,00	10,49
3	4	904,21	0,233
4	5	5406,00	40,17
5	6	5640,00	13,29
6	4	1158,02	21,42
7	4	1156,00	1,73
8	3	2091,00	6,39

Таблица 3

Распределение групп организмов на р. Чита по станциям

группа организмов	1	2	3	4	5	6	7	8
хируномиды	+	+	+	+	+	+	+	+
олигохеты		+		+	+		+	+
поденки	+	+	+	+	+	+	+	
ручейники	+	+	+	+		+	+	+
веснянки		+						
мошка			+					
типулиды				+	+			
гастроподы					+			
жуки					+			

Макрозообентос на станциях отличается и по структуре доминантов (рис. 1).

а)



б)

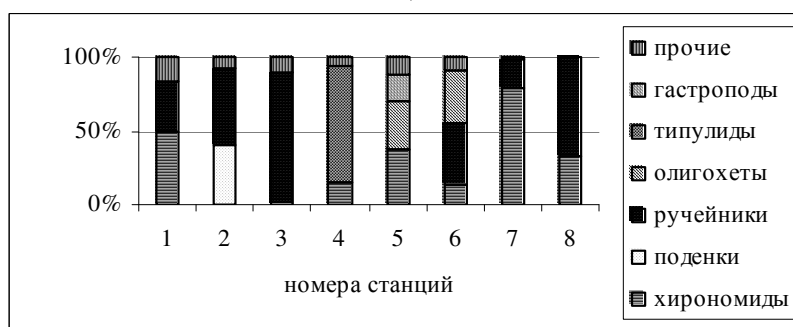


Рис. 1. Структура доминантов макрозообентоса р. Читинка: а) по численности, б) по биомассе

В целом на исследованном участке реки в макрозообентосе по численности доминирующую группу составили личинки хируномид (48%), по биомассе – личинки ручейников (25%) (рис. 2).

Качество воды в р. Чита определялось по биотическому индексу Вудивисса [3]: чем выше значение индекса, тем чище вода. На рисунке 3 видно, что индекс в р. Чита в верхнем и среднем течении имеет высокое значение (6), в устье (в г. Чита) он падает до 5. То есть, исходя из значения индекса, качество воды ухудшается.

Таким образом, из полученных данных по макрозообентосу можно сказать о том, что р. Чита, протекая по городу, претерпевает значительные изменения. Это связано с нагрузкой, которую на нее оказывает город, являясь крупным водопотребителем и источником загрязнения реки.

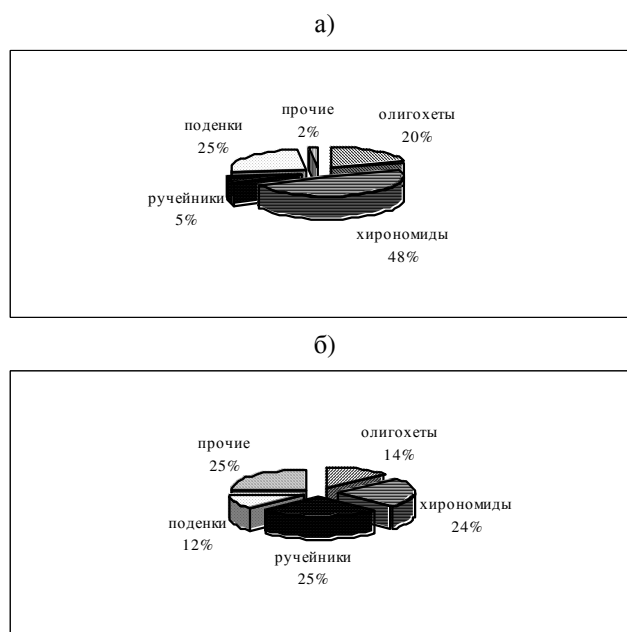


Рис. 2. Структура доминантов макрозообентоса р. Чита: а) по численности, б) по биомассе

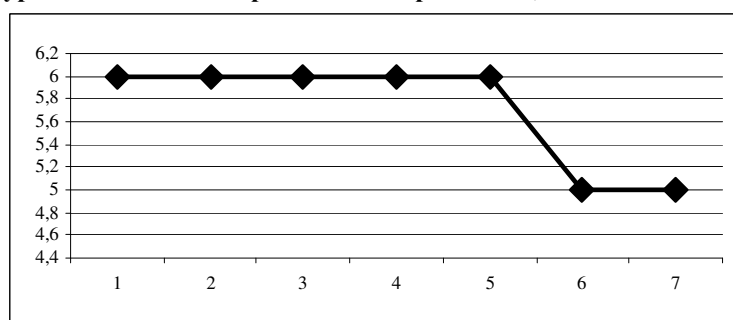


Рис. 3. Качество воды по индексу Вудивисса

ЛИТЕРАТУРА

1. Проект водоохранных зон и прибрежных защитных полос р. Чита. Книга 1. Пояснительная записка. Восток НИИВХ, Чита. 2005 г., – 86 с.
2. Методические рекомендации по сбору и определению зообентоса при гидробиологических исследованиях водотоков Дальнего Востока России:
3. Методическое пособие. – М.: Изд-во ВНИРО. 2003г. – 95 с.
4. Мокрушин А. В. Биологический анализ качества вод. Л., 1974.

SUMMARY

Saltanova N. V. USE OF MACROZOOBENTHOS BY ESTIMATION QUALITY OF WATER CHITA RIVER (UPPER PART OF AMUR RIVER)

Research show, what above town and in town qualitative composition, quantity, biomass and structure of dominants of macrozoobentos is differ. Besides indices, which reckon with quality of water, be corroborated anthropogenic influence town to Chita River.

ОСОБЕННОСТИ СТРУКТУРЫ ЗООБЕНТОСА НА ПРИУСТЬЕВОМ УЧАСТКЕ РЕКИ УЛЕЙМА

В. П. Семерной, С. Л. Зарубин

Ярославский государственный университет им. П. Г. Демидова, г. Ярославль, semernoy@bio.uniyar.ac.ru

Река Улейма берет начало в заболоченной местности близ села Тутково в западной части Борисоглебского района Ярославской обл. Это приток Волги второго порядка – приток р. Юхоть, впадает

в нее в 6 км от устья. Длина р. Улеймы – 83 км, площадь водосбора – 732 км². Она принимает в себя 40 мелких притоков общей длиной 93 км [4].

Приустьевой участок р. Улеймы ограничивается зоной выклинивания при максимальном подпорном уровне (МПУ) в пределах 6 км от устья, т. е. у д. Кузнецово.

Изучение зообентоса рек с неустойчивым гидрологическим режимом представляет определенный научный и практический интерес. Отсутствие условий для формирования устойчивых сообществ и, тем более, донных биоценозов ставит под сомнение формирование определенной трофocenотической структуры речной экосистемы, как «речного континуума» [1], а периодическое разрушение сообществ во время колебания уровня изменяет и перераспределяет кормовую базу рыб бентофагов. Взмучивание прибрежных грунтов вызывает массовую гибель организмов от механических повреждений и выедания рыбами, а также вынос организмов в толщу воды (эвиртон) и формирования дрифтерного сообщества [9, 10].

Исследуемый участок представляет собой экосистему потамали реки с лимническим режимом при высоком уровне воды, переходящую в гипоритраль при низком уровне. При высоком уровне здесь слабо ощущаются шлюзовые попуски Угличской ГЭС. При низком уровне воды в пределах коренного, меженного русла на этом участке в течение суток наблюдается неоднократно прямое и обратное течение, вызывающее динамичный и неблагоприятный режим для формирования донных сообществ на подводных склонах речной долины. При НПУ (высокий уровень) речная экосистема имеет тесную связь с прибрежными наземными и прибрежно-водными растительными сообществами, образуя единую георастительную систему [8]. При этом, в результате функционирования речного сообщества происходит постоянный обмен веществом и энергией с наземными системами. Многие речные животные находят убежище и питаются в прибрежных зарослях. Особенно благоприятные условия складываются для нагула молоди рыб. При низком уровне, вызывающем обсыхание обширных зарослей рипали и образовании песчаных пляжей между рекой и прибрежными зарослями связь между речными и наземно-водными сообществами теряется, детритная цепь обедняется. Многочисленная молодь рыб оказывается вне зарослей, скатывается в открытое русло и подвергается нападению хищных рыб – окунь, щука.

Преобладающими грунтами на исследуемом участке являются пески, от чистых промытых по коренному руслу и в разной степени заиления в рипали. В устьях притоков, в заливах и затонах пески перекрываются илом от серого до черного с крупным или мелким детритом. Практически по всему левому берегу вдоль уреза воды при высоком уровне тянется осоковый пояс. По правому берегу его почти нет, лишь встречаются небольшие участки в районе «купальни», лодочной станции, ниже и выше, в заливе, от мыса «старая столовая» и в районе «аспирантского мыса». Вглубь рипали заходят заросли камыша озерного и рдесты (против мыса «старая столовая»). Заросли служат укрытием и местами нагула молоди рыб. Особенностью исследуемого участка можно считать наличие по правому берегу выше мыса «старая столовая» большого залива 400 x 100 м, который играет в жизни реки важную роль в качестве рефугия для накопления и распространения фауны в русловую зону.

Условия для формирования зообентоса на приустьевом участке неустойчивы и не одинаковы при разном уровне воды в реке. Состав сообществ и показатели обилия представителей претерпевают значительные многолетние и сезонные колебания.

Материал и методы

Материалом для данной статьи послужили сборы зообентоса в зоне подпора реки Улейма на протяжении 30 лет в разные по водности годы, но обобщение данных проведено по многогодным годам. Пробы отбирались коробчатым дночерпателем усовершенствованной модели Экмана-Берджа, 1/40 кв. м, по 2-3 подъема на пробу. Концентрация зообентоса проводилась методом отмучивания песчаного грунта. Пробы фиксировались формалином 10%. Определение организмов велось по: «Определитель пресноводных организмов, 1977» и серии определителей пресноводных беспозвоночных России под ред. С.Я. Цалолихина (1994-2004).

Видовой состав зообентоса приустьевого участка р. Улеймы и распространение его представителей в далеко неполном объеме можно показать в таблице 3. Показанный состав относится к кормовому зообентосу и близок наблюдаемому в прибрежных биотопах Рыбинского водохранилища [5 – 7]. Кроме него постоянно встречаются нематоды, личинки стрекоз, личинки и имаго жуков, клопы и клещи. Многие из них попадают в пищевой рацион рыб, но в незначительном числе и не постоянно. Представительность зообентоса и распределение по биотопам сильно колеблется в зависимости от гидрологической ситуации по годам. Наименее разнообразным зообентос оказывается в маловодные годы, когда практически весь зообентос сосредоточен в коренном, меженном русле. Вместе с тем, здесь можно наблюдать и концентрации олигохет, моллюсков и хирономид. При постепенном снижении уровня воды в реке происходит вымывание зообентоса из зоны грунтов по урезу воды и пассивное перемещение его вглубь. Активная миграция моллюсков – унионид и крупных сферид видна по их дорожкам. Зообентос при любом гидрологическом режиме играет важную роль в питании рыб и хищных беспозвоночных.

Видовой состав зообентоса приустьевого участка Улеймы, хотя и значителен (89 видов: *Chironomidae* – 35, *Oligochaeta* – 25, *Hirudinea* – 4, *Mollusca* – 15, *Ephemeroptera* – 6, *Trichoptera* – 4), но далеко не полон. Это организмы макрозообентоса. В то же время здесь может обитать не меньшее число видов мезо- и мейобентоса (мелкие нематоды, остракоды, донные кладоцеры, водяные клещи и др.). Изучение их не входило в нашу задачу.

Формирование донных биоценозов в реке сильно зависит от следующих условий: 1) скорости придонного потока, определяющего возможность отложения ила и крупных растительных остатков на дне и 2) характера русла, выстилающих грунтов и образования речных наносов.

Таблица 1

Распределение доминирующих групп зообентоса на приустьевом участке р. Улеймы

Участок	<i>Oligochaeta</i> N / B	<i>Chironomidae</i> N / B	<i>Mollusca</i> N / B	Прочие N / B
Устье	453 / 2,44	836 / 1,40	177 / 1,8	71 / 0,59
Устьевое расширение				
Купальня	322 / 0,76	444 / 2,63	157 / 0,52	548 / 1,08
Лодочная станция	669 / 1,06	1511 / 1,55	130 / 0,9	157 / 1,06
Старая столовая (мыс)				
Залив	1314 / 2,7	2190 / 3,12	212 / 1,5	962 / 3,62
Аспирантский мыс	266 / 0,7	736 / 1,7	160 / 1,2	412 / 1,3
д. Метево	264 / 0,6	315 / 0,8	126 / 0,8	134 / 0,7
д. Кайлово				

Структурная организация зообентоса в самом устье и приустьевом расширении (рассматривается вместе) оказывается наиболее устойчивой.

Относительная стабильность экологических условий, особенно в правобережной части (отсутствие зарослей, слабозаиленные и заиленные пески) создает условия для обитания постоянного состава олигохет (*T. newaensis*, *L. hoffmeisteri*, *I. michaelsoni*), хирономид (р.р. *Chironomus*, *Cryptochironomus*, *Procladius*), моллюсков (р.р. *Unio*, *Sphaerium*, *Dreissena*). Из олигохет наименьшую численность (80-120 экз./м²) при наибольшей биомассе (1,2-1,7 г/м²) имеет *T. newaensis* (при летнем учете – крупные половозрелые особи). Два других вида: *L. hoffmeisteri*, *I. michaelsoni* имеют обычно сходную численность (180-260 экз./м²) при большей биомассе у *L. hoffmeisteri* (0,5-0,8 г/м²). Из моллюсков в численности учитывались все виды, а в биомассе только сферииды и мелкие дрейссены. Доминантной группой на устьевом расширении являются хирономиды. В медиали и ближе к правому берегу, где глубины максимальны, до 4 м, и имеются значительные отложения ила, постоянно встречаются виды родов *Chironomus* (*Ch. plumosus*, *Ch. dorsalis*) и р. *Cryptochironomus* (*C. gr. defectus*). Они же и доминируют по биомассе (до 2,0 г/м²). В связи с отсутствием здесь подводной растительности личинки поденок встречаются спорадически и ближе к зарастающему левому берегу.

Район купальни можно считать нижней границей метапотамали. Здесь мы наблюдаем несколько большую, чем на расширении реки ниже динамику вод. По всему поперечному профилю реки отсутствуют отложения илов; имеются лишь слабо заиленные пески ближе к правому берегу, где полосой в 6-8 м есть заросли макрофитов. По всему профилю реки от глубины 1,0 м встречаются крупные двустворчатые моллюски – униониды с обычно сидящими на них дрейссенами. Указанная в табл. 1 биомасса моллюсков относится к сфериидам. Состав олигохет обычный для всего участка, однако соотношение показателей обилия в пользу *I. michaelsoni*. Из хирономид наиболее постоянен р. *Cryptochironomus* (*C. gr. defectus* и *C. vulneratus*).

Наиболее разнообразен видовой состав зообентоса в районе залива выше мыса «старая столовая». В многоводные годы залив с его срединной косой полностью затапливается и обильно зарастает погруженной и надводной растительностью. Противоположная сторона по левому берегу так же обильно зарастает. Доминирующими группами организмов при этом становятся гетеротопы. Массовое развитие получают олигохеты наидиды и моллюски лимнеиды. Важно отметить, что даже при минимальном уровне реки в межень в заливе остаются небольшие бочажины, куда откочевывают различные организмы, составляя биофонд реки. Таким образом, залив становится рефугиумом для восстановления фауны реки после маловодных лет [1].

ЛИТЕРАТУРА

1. Богатов В. В. Экология речных сообществ российского Дальнего востока. Владивосток. Дальнаука. 1994. 218 с.
2. Определитель пресноводных организмов Европейской части СССР. Гидрометеиздат, Л., 1977. – 510 с.
3. Определитель пресноводных организмов России и сопредельных территорий. Под ред. С. Я. Цалолихина. Серия, т. 1-6. 1994-2004.
4. Рохмистров В. Л. Гидрохимический режим малых рек Ярославского Поволжья // Вопросы геоморфологии и гидрологии Северной половины Русской равнины. Ярославль. 1974.
5. Семерной В. П. Зимовка водных олигохет в промерзающем грунте // Биология внутренних вод. Инф. Бюлл. № 9. Л., Наука. ЛО. 1971. С. 28-32.
6. Семерной В. П. Биологическая характеристика реки Улеймы и задачи ее охраны // Вопросы общей экологии и исследования элементов экосистем Нечерноземной зоны РСФСР. Иваново. 1981. С. 122-134.
7. Семерной В. П., Митропольский В. И. Зообентос прибрежных мелководий Рыбинского водохранилища // Тр. Института биол. внутр. вод, вып. № 39 (42). Фауна беспозвоночных и условия воспроизводства рыб в прибрежной зоне Верхне-Волжских водохранилищ. Рыбинск. 1978. С.74-103.
8. Титов В. А. Взаимодействие растительных сообществ и условий среды. М. Изд-во «Советская наука». 1952. 470 с.
9. Waters T. F. Standing crop and drift of stream bottom organisms // Ecology, 1961, v. 42, p. 532-537.
10. Waters T. F. Diurnal periodicity in the drift of stream invertebrates // Ecology, 1962, v. 43, p. 316-320.

СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОНА В ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ СЕВЕРНОГО КАСПИЯ ПО ЗОНАМ ГЛУБИН В ИЮНЕ 2002-2006 гг.

Л. И. Тарасова

Каспийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства, г. Астрахань, dmitrakhkova@rambler.ru

В 2002–2006 гг. отмечались благоприятные условия для развития зоопланктона: высокое половодье, повышенные концентрации биогенных элементов, благоприятный температурный режим, а также интенсивное развитие в фитопланктоне мелкоклеточных водорослей обеспечивали оптимальные трофические условия [1]. Исключение составил 2006 г., когда экстремально низкая водность привела к увеличению солености вод [2].

Материалом для данной работы послужили пробы, регулярно отбиравшиеся в июне с 2002 г. по 2006 г. в западной части Северного Каспия по диапазонам глубин 0-3 м., 3-6 м., 6-9 м. и в районах с глубиной, превышающей 9 м.

Видовой состав биоты района моря тем богаче, чем разнообразнее в нем условия среды. Условия среды в рассматриваемом районе наиболее однородны в зоне глубин менее 3-х метров. Для данной зоны характерно минимальное число таксонов – 22 (2004 г.). Мелководная зона по числу встречаемых видов уступала остальным зонам глубин на протяжении всех рассматриваемых пяти лет. Возрастание числа видов и разновидностей в этой зоне в июне 2006 г., возможно, обусловлено значительной горизонтальной стратификацией солености в этом году. В указанный период наблюдений наибольшим было число таксонов в зоне 3-6 м (74 в 2005 г.). Данная зона является переходной от мелководий к более глубоководным районам Северного Каспия и гетерогенной по условиям среды. Она включает в себя ареалы обитания видов нескольких экологических комплексов. Количество таксонов в зонах глубин 6-9 м. и более 9 м. в рассматриваемый период сходно, с небольшим преобладанием числа видов в районах с глубиной более 9 м.

Наиболее высокие значения биомассы зоопланктона за рассматриваемый период отмечались в зонах глубин менее 3 м. (9023,3 мг/м³ в 2006 г.) и 3-6 м. (1843,0 мг/м³ в 2004 г.). Высокая продуктивность этих районов объясняется благоприятным воздействием речного стока и оптимальными кормовыми условиями. С глубины 6 м. происходило снижение значений биомассы планктона. Самые значительные изменения зоопланктона в период с 2002 г. по 2006 г. проявлялись в зоне глубин до 3 м., здесь присутствовали минимальное и максимальное значения биомассы (23,1 мг/м³ и 9023,3 мг/м³ соответственно) (табл. 1). Мелководная северокаспийская зона наиболее чувствительна к изменениям факторов среды, чем и вызваны подобные колебания.

Соотношение видов зоопланктона по биомассе по зонам глубин неодинаково. В 2002 г. в зоне глубин до 3 м. наибольший вклад в биомассу зоопланктона вносили *Cyclopoida (Copepoda)* (35,3 %) и личинки двустворчатых моллюсков (21,2 %). В зоне глубин 3-6 м. преобладали ветвистоусый рачок *Podonevadne trigona* (47,1 %) и коловратка *Asplanchna priodonta* (74,6 %); более 6 м. - доминировала *A. priodonta* (55,7 %).

В 2003 г. *A. priodonta* составляла более половины биомассы планктона в зоне глубин до 3 м. С 2003 г. в числе биомассообразующих видов появляется ветвистоусый рачок *Bosmina longirostris* (14,6 %). В зоне глубин 3-6 м. значимый вклад в общую биомассу вносили представители всех групп планктона: коловратка *A. priodonta*, личинки двустворчатых моллюсков, веслоногий рачок *Acartia tonsa* и представитель клadoцер рачок *B. longirostris* с преобладанием доли последнего. В районах с глубиной 6-9 м состав доминирующих по биомассе видов был менее разнообразным: *A. tonsa* (57,0 %) и *A. priodonta*; в зоне глубин более 9 м. преобладали *A. tonsa* (22,0 %), *Podonevadne camptonux* и личинки *Balanus (Cirripedia)*.

Таблица 1

Динамика биомассы зоопланктона в Северном Каспии в июне 2002-2006 гг. по глубинам

Глубина, м	Годы исследований				
	2002	2003	2004	2005	2006
менее 3	23,1	860,0	696,2	1337,2	9023,3
3-6	693,0	444,0	1843,0	1054,0	1559,4
6-9	562,2	89,5	-	179,6	155,6
свыше 9	174,3	42,9	-	99,1	72,6

Примечание: в 2004 г. зоны с глубинами более 6 м не исследовались

В 2004 г. исследовались только зоны с глубиной менее 6 м. В зоне 3-6 м. отмечалась сходная тенденция с зоной с глубиной до 3 м.: более 60 % общей биомассы зоопланктона составлял вид *B. longirostris*. В зоне до 3 м. заметен вклад в общую биомассу клadoцеры *Diaphanosoma brachium* и копеподы *Eurytemora affinis*, последняя вместе с *Heterocope caspia* и *A. priodonta* входила в число субдоминантов в зоне глубин 3-6 м.

В 2005 г. в зонах глубин до 3 м. и 3-6 м. более половины общей биомассы зоопланктона составлял вид *B. longirostris*. Кроме него в зоне до 3 м. были многочисленны коловратки *A. priodonta* и *A. siebold*, личинки *Bivalvia* – в зоне 3-6 м. В районах с глубиной 6-9 м. биомасса *B. longirostris* была значительно ниже, чем на мелководье (20 % от общей биомассы зоопланктона). Среди представителей Cladocera в этой зоне в число биомассообразующих входили виды *P. trigona* и *P. camptonux*, из копепод доминировали *A. tonsa* и *Calanipeda aquaedulcis*. Эти же виды (*A. tonsa* и *C. aquaedulcis*) вместе с личинками *Bivalvia* составляли основу биомассы зоопланктона в районах с глубиной более 9 м.

В 2006 г. в районах с глубиной менее 6 м. абсолютным доминантом по биомассе был вид *B. longirostris* (87,5 % – зона до 3 м. и 67,2 % – 3-6 м.). В зоне глубин 6-9 м. значимый вклад в общую биомассу вносили представители всех групп зоопланктона. В районах с глубиной более 9 м. основу биомассы планктона составлял вид *A. tonsa* (55,8 %).

Зоны с глубинами менее 3 м. и 3-6 м. в период исследования проявляли сходные тенденции в динамике основных групп, так же как зоны 6-9 и более 9 м., исходя из этого, четыре рассматриваемые зоны были объединены в две: зона глубин до 6 м. и зона глубин более 6 м.

На графике динамики биомассы основных групп зоопланктона в зоне глубин до 6 м. (рис. 1 а) линия общей биомассы имеет вид возрастающей ступенчатообразной кривой. Кривая биомассы *Cladocera* повторяет ход общей биомассы зоопланктона, из чего можно сделать вывод, что колебания общей биомассы зоопланктона в июне 2002-2006 г. определялись динамикой биомассы ветвистоусых рачков. Учитывая, что более 90 % биомассы этой группы приходится на вид *B. longirostris*, можно сказать, что колебание количественных показателей именно этого вида определяло динамику общей биомассы. Кривые динамики *Cladocera* и *Rotatoria* разнонаправлены: резкое увеличение биомассы ветвистоусых рачков сопутствовало снижению биомассы коловраток.

В зоне глубин более 6 м. с 2002 г. по 2003 г. и с 2005 г. по 2006 г. происходило снижение биомассы всех групп зоопланктона (рис. 1 б). Показанная на графике пунктиром линия тренда отражает тенденцию снижения биомассы зоопланктона в этой зоне.

В средневодные годы (с 2002 г. по 2004 г.) объем стока не оказывал заметного влияния на динамику биомассы зоопланктона в зоне глубин до 6 м., однако в многоводный 2005 г. и маловодный 2006 г. такое воздействие проследить можно. В районах с глубиной менее 6 м. в годы отличной от средней водности существует обратная связь между объемом стока и величиной биомассы зоопланктона: увеличение стока вызывает снижение общей биомассы зоопланктона, а снижение объема стока, напротив, способствует увеличению продуктивности этой зоны (рис. 1 а).

В районах с глубиной более 6 м. влияние объема речного стока проявляется и в годы средней водности (рис. 1 б). Эта зона более удалена от побережья и более чувствительна к снижению поступ-

ления с речным стоком биогенных элементов. Таким образом, для этой зоны в рассматриваемый период характерна прямая связь между колебаниями биомассы зоопланктона и объемом речного стока.

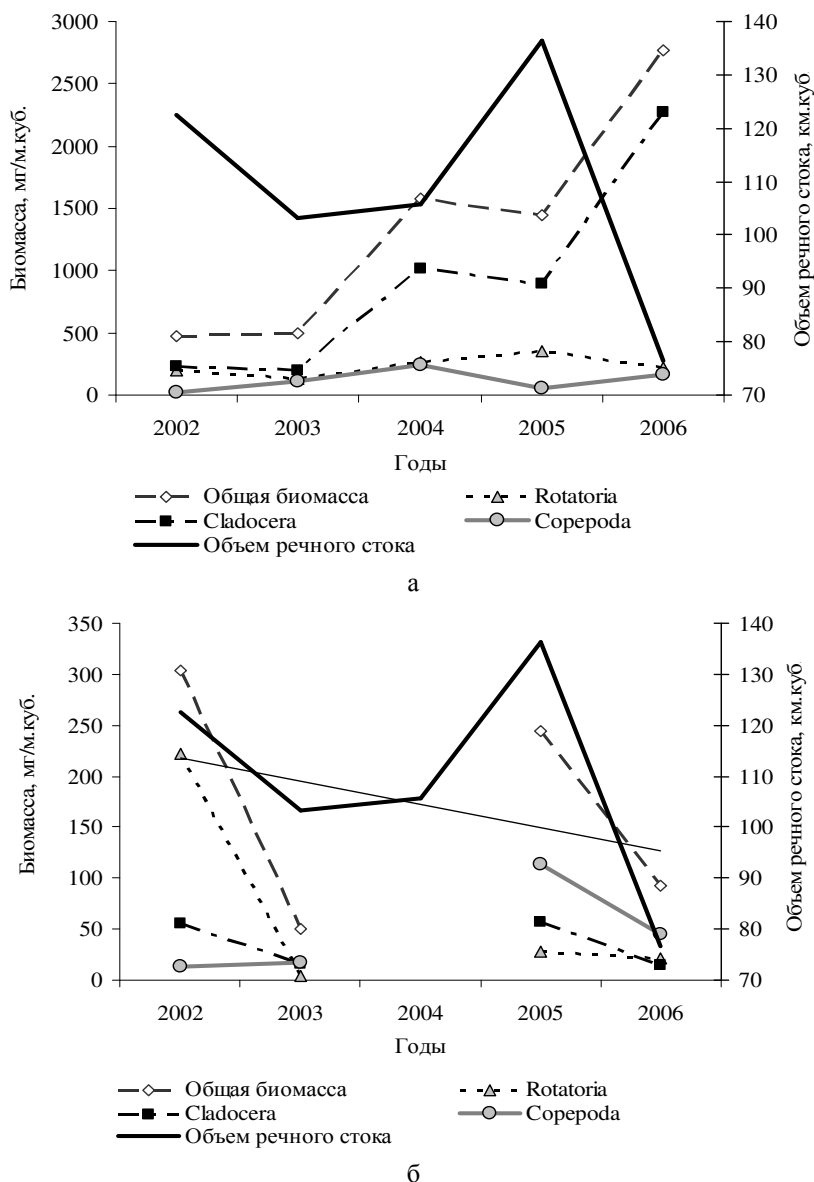


Рис. 1 Динамика биомассы зоопланктона по зонам глубин до 6 м (а) и более 6 м (б) в июне 2002-2006 гг.

Примечание: прямая на нижнем рисунке показывает общий тренд биомассы

Сложившуюся картину можно объяснить тем, что в годы высокой водности происходит вынос биогенных элементов в зону глубин более 6 м.

Таким образом, в рассматриваемый период происходила выраженная смена доминирующих видов и групп, особенно ярко проявившаяся в зонах глубин менее 3 м. и 3-6 м.: 1) *Rotatoria* (*A. priodonta*) и *Copepoda* (*Cyclopoida*) в 2002 г.; 2) *Rotatoria* (*A. priodonta*), *Copepoda* (*Acartia tonsa*) и *Cladocera* (*Bosmina longirostris*) в 2003 г.; 3) возрастание количественных показателей *B. longirostris* с 2004 г. по 2006 г. Наибольшая амплитуда межгодовых колебаний биомассы в указанный период отмечалась в зоне глубин до 3 м., что может быть обусловлено несколькими причинами: колебанием объема речного стока и повышенной чувствительностью зоны до 3 м. к изменению абиотических условий.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ардабева А. Г. Многолетние изменения фитопланктона Северного Каспия // Материалы международно-практической конференции «Проблемы изучения, сохранения и восстановления водных биологических ресурсов в XXI веке» (16–18 октября 2007 г., Астрахань). – Астрахань: изд-во КаспНИРХ, 2007. – С. 133–135.

2. Кашин Д. В. Экологические мониторинговые исследования на лицензионном участке «Северный» ООО «Лукойл-Нижневожскнефть» (1997–2006 гг.) (глава 4. Физико-географическая ха-

рактеристика района исследований, абиотические условия среды обитания гидробионтов, п. 4.3. Соленость). – Астрахань: изд. КаспНИРХа, 2007. – С. 27–29.

SUMMARY

Tarasova L. I. THE CONDITION OF ZOOPLANKTON IN THE NORTH-WEST CASPIAN SEA IN JULY 2002–2006

The publication is devoted to changes of zooplankton quantity and biomass in the northern Caspian Sea in July 2002–2006. Paper shows information on dynamics of dominated zooplankton species in some depth zones such as less than 3 meters, from 3 to 6 meters, from 6 to 9 meters and more than 9 meters. During the period under study the considerable changes of zooplankton structure took place notably this fact concerned to the structure of the dominated organisms. In the beginning of above mentioned period the most numerous group of northern Caspian zooplankton was presented by rotifers and copepods whereas cladocera occupied this position in 2006. The author examined zooplankton dynamic in interconnection with environment.

ПОДХОДЫ К ЭКСПРЕСС-ОБРАБОТКЕ ПЕРВИЧНЫХ ДАННЫХ ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Р. А. Тарасова

Астраханский государственный технический университет, г. Астрахань, dmitrachkova@rambler.ru

Статистическая обработка данных является неотъемлемым этапом современных биологических исследований. Промежуточную стадию между сбором данных и их анализом представляет первичная обработка полученных данных, которая зачастую оказывается наиболее трудоемким и длительным этапом исследовательского процесса. В гидробиологических исследованиях на промежуточной стадии обработки данных производится пересчет числа организмов в пробе на единицу объема (зоопланктон, фитопланктон) или площади (бентос). До настоящего времени не существует универсального программного приложения, позволяющего гидробиологам осуществлять обработку первичных данных полностью автоматизировано. Сложившаяся ситуация отчасти может быть объяснена тем, что при подсчете количественных характеристик гидробионтов на единицу объема или площади необходимо учитывать ряд специфических параметров и коэффициентов, которые варьируют в зависимости от водоема, метода отбора проб, а также видового состава исследуемого водоема, что значительно осложняет создание универсальной программы. В различных научных учреждениях данная проблема решается посредством составления специализированных приложений для внутреннего использования или, в другом случае, некоторые специалисты пользуются для этой цели программой MS Excel.

Использование программы MS Excel для первичной обработки данных позволяет экспортировать результат в другие программные приложения для продолжения работы с данными, решает проблему быстрого поиска нужных данных, но также требует значительных временных затрат от пользователя, поскольку в этом случае приходится вводить вручную формулы, указывать адреса ячеек и индивидуальный вес организма (если это требуется). Однако перечисленные неудобства могут быть решены написанием специализированных макросов для автоматизации подсчета количественных характеристик гидробионтов, поскольку MS Excel содержит встроенный редактор языка VBA (Visual Basic for Applications), позволяющий осуществлять подобные операции.

Применение макросов MS Excel для экспресс-обработки результатов исследований имеет ряд преимуществ, как для составителей программ, так и для пользователей. Методики пересчета численности и биомассы гидробионтов на единицу площади или объема предполагают довольно простой программный алгоритм, а ячеистая структура страниц MS Excel обеспечивает легкость обращения программного кода к обрабатываемым данным, поскольку каждое число имеет четко определенный адрес. Кроме этого, табличная организация страниц позволяет быстро обрабатывать массивы данных с помощью циклических алгоритмов. Основными преимуществами данного подхода для пользователей являются удобство работы с привычным интерфейсом MS Excel и простота ввода данных, таким образом исследователь может работать с программой без посторонней помощи. Файл, содержащий специализированный макрос, доступен для эксплуатации на любом компьютере с установленным Microsoft Office, не требует предварительной инсталляции и может быть использован для работы с данными в полевых условиях.

Для автоматизированной обработки первичных данных о распределении зоопланктона в Северном Каспии был создан макрос на базе Microsoft Office Excel. Пересчет количественных характеристик зоопланктона на единицу объема осуществляется по счетному методу Гензена [1] и в соответствии со стандартной инструкцией [2].

Файл состоит из двух листов, первый содержит форму для ввода данных. Обязательными для заполнения являются поля: «Дата», «Станция», «Глубина, м», «Объем разбавления», «Код организ-ма», «Первый просчет», «Второй просчет», «Третий просчет». Данные в поля «Температура воды» и «Координаты» вносятся по желанию пользователя. Дату и станцию необходимо указывать, поскольку время и место гидробиологических исследований является «именем» и «адресом» пробы. Глубина станции является одной из главных ее гидрологических характеристик, а также используется программой для вычисления коэффициента пересчета, необходимого для определения численности зоопланктона. На втором листе файла располагается сводная таблица, содержащая информацию по всем станциям.

Разработка отличается простотой и удобством в использовании. Работа с файлом начинается со вставки необходимого числа станций на листе «Сводная таблица». Эта процедура осуществляется автоматически, для этого необходимо нажать кнопку «Вставить станции» и указать их число. По умолчанию вместе со станцией вставляется ее номер, начиная от 1, однако при необходимости номера вставляемых станций могут быть изменены пользователем. Всего макрос позволяет вставить 94 станции на листе.

Индивидуальным именем каждого вида в программе является код, содержащий информацию о полном латинском названии организма и его средней массе. После заполнения формы пользователем производится автоматический подсчет численности и биомассы видов а также суммарных показателей по группам, происходит автоматическое заполнение полей «Вид», «Численность, экз/м³» и «Биомасса, мг/м³» (рис. 1).

Вод организм	Вид	Первый просчет	Второй просчет	Третий просчет	Численность, экз/м ³	Биомасса, мг/м ³
200923	Acartia tonsa III	18	14	0	4227.4	27.0564
200924	Acartia tonsa IV	14	17	0	4056.3	57.3343
200925	Acartia tonsa V	5	2	0	1056.9	16.9096
200926	Acartia tonsa VI	9	7	0	2113.7	33.8193
200927	Acartia tonsa VII	0	5	315	603.9	16.3057
200928	Acartia tonsa VIII	2	1	0	396.3	12.2859
206920	Всего Acartia tonsa				21344.7	179.4971
20097	Acartia tonsa (nauplii+copepodini)				24383.1	187.8196
20065	Naupliocoida	0	0	7	13.2	0.0925
200161	Naupliocyclops sarsi Akatova fem.	5	4	0	1189.0	7.1338
200162	Naupliocyclops sarsi Akatova fem. tova	0	0	7	13.2	0.0793
200160	всего Naupliocyclops sarsi Akatova				1202.2	7.2130
20000	ВСЕГО COPEPODA				30016.5	234.7065
230671	Eubria anomys typica Sars	0	0	7	13.2	0.2642
23053	Comperus maenoticus ssp. hircus	0	0	7	13.2	0.2642
230951	Proboscovadna tripota typica Sars	0	1	14	28.3	0.3963
23000	ВСЕГО CLADOCERA				64.7	0.9247
24122	Synchaeta stylata Wiers	0	4	189	364.2	0.3642
24000	ВСЕГО ROTATORIA				364.2	0.3642
15035	Foraminifera	0	1	7	15.1	0.0006
22001	nauplii Balamus	1	4	0	660.6	1.3211
22002	cypria Balamus	0	0	21	39.6	0.4756
22000	ВСЕГО CIRRIPIEDIA				700.2	1.7967
11001	Lamellibranchiata larvae	0	0	35	66.1	0.3303
10	Итого по зоопланктону				31216.8	238.1224
2	Итого с учетом пробы				31216.8	238.1224

Рис. 1. Результат обработки исходных данных

Полученные значения численности и биомассы видов зоопланктона на определенной станции из счетной формы переносятся в сводную таблицу, содержащую только результирующие показатели по виду (отсутствует дифференцировка на стадии развития или подвиды), исключение составляют количественные характеристики представителей отряда *Copepoda* – данные по науплиальным и copepodитным стадиям развития представлены отдельно. Соотношение их очень показательно и позволяет судить об активности размножения одной из главных групп кормового планктона. Информация о численности и биомассе зоопланктона с учетом стадий развития и подвидов может быть сохранена пользователем путем копирования страницы с полученными результатами и сохранения ее в отдельном файле, куда могут быть в последствие добавлены страницы с данными по другим станциям.

Программа осуществляет счет численности и биомассы зоопланктона на единицу объема и может также использоваться для счета некоторых статистических показателей, таких как средняя численность и биомасса каждого вида, встречаемость вида, коэффициент обилия (иначе называемый

индексом доминирования Паляя-Ковнацки) по численности и биомассе, индекс разнообразия Симпсона, индекс биоразнообразия Шеннона (по численности и биомассе) и индекс видового богатства Маргалефа. Данные показатели были рассчитаны по стандартным общедоступным формулам [3].

Автоматизация подсчета этих информативных показателей совместно с первичной обработкой полезна как с точки зрения экономии времени исследователя-гидробиолога, так и с позиции удобства представления первичных и интегральных характеристик зоопланктонного сообщества на одной странице MS Excel. Необходимо также отметить, что созданные макросы не дублируют встроенные статистические функции MS Excel, и предназначены только для вычисления специфических «биологических» характеристик.

Одним из плюсов организации автоматизированной обработки гидробиологических данных в Microsoft Office Excel является возможность продолжать анализ полученных данных, используя статистические возможности этой программы, или представлять материал обобщенно, в виде графиков. Кроме того, компактное представление результатов гидробиологических исследований на одном листе обеспечивает удобство хранения данных, поиска и доступа к ним.

Таким образом, макросы Microsoft Office Excel могут быть использованы для автоматизации анализа данных биологических исследований, поскольку при таком подходе доступен как учет индивидуальных характеристик отдельных водоемов и организмов, так и набор универсальных статистических функций самой программы. Быстрота обработки и доступа к данным, удобство их хранения и возможность экспорта в другие приложения, такие как STATISTICA и MS Access, позволяет организовать рабочий процесс максимально эффективно.

ЛИТЕРАТУРА

1. Березина Н. А. Практикум по гидробиологии. М.: Агропромиздат, 1989. – С. 24-30.
2. Инструкция по сбору и обработке планктона. М.: ВНИРО, 1977. – С. 19-20.
3. Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения. – М.: Наука, 2005. – С. 221-233.

SUMMARY

Tarasova R. A. THE APPROACHES TO PRIMARY HYDROBIOLOGICAL DATA EXPRESS – PROCESSING

This paper suggests a way to solve a problem of primary hydrobiological data automatic processing. A special macro development on Microsoft Office Excel base allows to apply and to optimize computing of the main hydrobiological adjectives on PC. The created macros calculate values of zooplankton species quantity and biomass in 1 m³ and also some indexes and integrated characteristics, which are used by marine specialist for scientific analysis. The significant positive side of this approach is compact presenting of the hydrobiological research results in one electronic sheet. Such problem solution lets suitable data storage, easy access and also an opportunity to continue of statistic analysis using MS Excel functions.

ВИДОВОЙ СОСТАВ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКОВ НАДСЕМЕЙСТВА PISIDIOIDEA В МАЛЫХ ВОДОЕМАХ ВОЛОГОДСКОЙ ОБЛАСТИ

А. А. Фролов

Мурманский морской биологический институт КНЦ РАН, г. Мурманск

Актуальность изучения видового разнообразия водных экосистем в настоящее время связана как с оценкой воздействия антропогенного фактора на биоту, так и с разработкой стратегий природоохранных мероприятий. Значительный вклад в решение этой проблемы вносят исследования региональных фаун.

Фауна пресноводных моллюсков Pisidioidea Европейской части России хорошо изучена [1, 2]. Однако данные, полученные ранее с применением различных таксономических подходов, вызывают определенные трудности при сопоставлении с результатами современных исследований.

Цель данной работы – фаунистический анализ пресноводных двустворчатых моллюсков надсемейства *Pisidioidea* центральной части Вологодской области по современной таксономической схеме [3, 4]. Задача работы заключалась в определении видового состава моллюсков и изучении распределения видов в исследованных водоемах.

Исследования проводились в июле-августе 2000-2007 гг. в нижнем течении р. Сямжена, а также в водоемах и водотоках ее водосборного бассейна: дренажных канавах, лужах в колеях дорог, ручьях, родниках, колодцах, малых лесных реках, прудах и озерах.

Пробы отбирали с помощью бентосного сачка с лодки и с берега. Всего было собрано более 300 проб. Идентификация моллюсков до вида произведена с использованием комплексного подхода – по конхологическим, анатомическим и морфометрическим ключам [1, 3, 5, 6]. Районирование водоемов по сходству видового состава моллюсков проведено методом кластерного анализа с использованием коэффициента сходства Чекановского–Серенсена [7].

В результате исследований было установлено, что двустворчатые моллюски надсемейства *Pisidioidea* обитают практически во всех водоемах, кроме луж с большим количеством перегнивающей растительности и колодцев. В районе исследования отмечено 34 вида *Pisidioidea*: *Musculium creplini* (Dunker, 1845), *Sphaerium corneum* (L., 1758), *S. levinodis* (Westerlund, 1876), *S. westerlundi* (Clessin in Westerlund, 1873), *Parasphaerium nitidum* (Clessin in Westerlund, 1873), *Henslowiana (Henslowiana) ostroumovi* (Pirogov et Starobogatov, 1974), *H. (H.) polonica* (Anistratenko et Starobogatov, 1990), *H. (Supiniana) infirmicostata* (Pirogov et Starobogatov, 1974), *H. (Arcteuglesa) lilljeborgi* (Clessin in Esmark et Hoyer, 1886), *E. (Euglesa) personata* (Malm, 1853), *E. (Casertiana) buchtarmensis* (Krivosheina, 1978), *E. (C.) obliquata* (Clessin, 1874), *E. (C.) ponderosa* (Stelfox, 1918), *E. (C.) rivularis* (Clessin, 1874), *E. (Potamopisidium) likharevi* (Korniushin, 1991), *Roseana globularis* (Clessin in Westerlund, 1873), *Cyclocalyx (Cyclocalyx) obtusalis* (C. Pfeiffer, 1821), *C. (C.) scholtzii* (Clessin, 1871), *P. humiliumbo* (Krivosheina, 1978), *P. pallida* (Gassies, 1855), *P. rotundotrigona* (Krivosheina, 1978), *P. subtruncata* (Malm, 1853), *Pulchelleuglesa pulchella* (Jenyns, 1832), *C. (Cingulipisidium) fedderseni* (Westerlund, 1890), *C. (C.) nitidum* (Jenyns, 1832), *C. (Costopisidium) crassum* (Stelfox, 1918), *Pseudosphaerium pseudosphaerium* (Favre, 1927), *H. normalis* (Stelfox, 1929), *H. parvula* (Clessin in Westerlund, 1873), *H. portentosa* (Ellis, 1940), *Tetragonocyclus baudoniana* (de Cessac, 1855), *Pisidium inflatum* (Muehlfeld in Porro, 1838), *Neopisidium moitessierianum* (Paladilhe, 1866) и *N. torquatium* (Stelfox, 1918).

По сходству видового состава *Pisidioidea* на уровне 33% все водоемы исследованного района разделяются на три комплекса. Первый, наибольший, комплекс объединяет небольшие стоячие постоянные и полупостоянные водоемы: пруды, дренажные каналы и лужи в колеях лесных и полевых дорог. Грунт большинства этих водоемов представлен тонким слоем ила на подстилающем суглинке. Глубина таких водоемов составляет 0.05–0.5 м. Температура воды варьировала в широких пределах, как в течение периода наблюдений, так и в течение суток, а при максимальном прогреве составляет 9–24°C в зависимости от затененности водоема. В водоемах первого комплекса обитает 4 вида моллюсков: *C. scholtzii* (частота встречаемости 70%), *M. creplini*, *R. globularis* (по 60%) и *E. obliquata* (20%).

Второй комплекс объединяет ручьи, имеющие протяженность в среднем 2 ± 1 км. Скорость течения в водотоках составляет 0.3 ± 0.10 м/с. Грунт здесь разнообразен, от илистого на береговых склонах плесов, до песчаного и каменисто-песчаного на быстрине. Глубина в исследованных водоемах составляет 0.2–0.6 м. Питание ручьев, в основном родниковое, поэтому температура воды не превышает 16–18°C. В выделенном комплексе обитают 8 видов *Pisidioidea*, из которых на всех станциях встречается *P. subtruncata*. У других видов частота встречаемости составляет: у *E. obliquata* – 67%, у *E. personata*, *E. ponderosa*, *R. globularis*, *P. pallida*, *H. normalis* и *T. baudoniana* – по 33%.

Третий комплекс включает в себя малые реки, имеющие длину в среднем 40 ± 26 км. Скорость течения здесь в среднем составляет 0.1 ± 0.03 м/с. Максимальная температура воды в реках имеющих преимущественно родниковое питание, небольшую ширину (до 5 м) и протекающих в затененных лесных районах – 15–16°C. В относительно широких (до 40 м) реках, имеющих смешанное питание, вода прогревается до 24°C. В комплексе обитает 26 видов (76% от всех видов исследованного района) двустворчатых моллюсков. Широко распространенными видами комплекса являются *S. westerlundi*, *P. subtruncata*, *C. nitidum*, *T. baudoniana* (частота встречаемости по 100%), а также *H. polonica*, *E. likharevi*, *E. personata*, *E. ponderosa*, *P. pallida*, *P. acuticostata*, *H. normalis*, *H. parvula* и *P. inflatum* (по 67%). Моллюски *E. buchtarmensis*, *C. obtusalis* и *H. portentosa* были отмечены только в р. Талица. Исключительно в р. Шокша встречаются *C. scholtzii* и *P. humiliumbo*. Виды *M. creplini*, *S. levinodis*, *P. nitidum*, *H. infirmicostata*, *H. lilljeborgi*, *H. ostroumovi*, *E. rivularis*, *N. moitessierianum* и *N. torquatium* обитают только в р. Сямжена.

Обособленное положение занимают эвтрофные озера, включая болотную сплавину вокруг них. Озера имеют небольшую площадь (не более 0.02 км²). Максимальная глубина достигает 9 м. Температура поверхности воды при максимальном прогреве достигает 24°C, тогда как придонная на глубине 5 м – 15°C. Исследования показали, что *Pisidioidea* в таких озерах единичны и встречаются, в основном, в мелководной зоне. Так, на глубине 0.5–0.6 м обитают единичные особи *P. rotundotrigona* и *C. tanugum*. Наибольшее количество видов отмечено на кромке болотной сплавины в зарослях рогаза и осок: *S. corneum*, *C. obtusalis*, *C. fedderseni*, *P. pseudosphaerium* и *H. portentosa*. В небольших лужах на границе сплавины и твердого берега обитает один вид *C. obtusalis*.

Анализируя распределения видового состава двустворчатых моллюсков надсемейства *Pisidioidea* в самой большой из исследованных рек – р. Сямжена, было выделено 2 фаунистические области: литоральная с высшей водной растительностью и медиальная. Первая зона расположена вне речного потока или на его границе у берегов, за мысами, камнями или бревнами. Она характеризуется мягкими илистыми грунтами и скоростью течения, близкой к нулю (0.03 ± 0.002 м/с). Здесь обитает 21

вид моллюсков. Видовая плотность составляет 10 ± 1 вид на станцию. Наиболее распространены в этой зоне *H. polonica*, *C. nitidum* (по 100% встречаемости), *P. subtruncata*, *H. normalis*, *P. inflatum* (93%), *S. westerlundi* (73%) и *H. infirmicostata* (60%). У других видов отмечена избирательность по отношению к течению. При слабом течении (на границе водной растительности) встречаются *E. rivularis* (частота встречаемости 33%), *P. acuticostata* (27%) и *E. likharevi* (20%). Остальные Pisidioidea обитают вне речного потока, ближе к урезу воды (в зарослях водной растительности): *T. baudoniana* (47%), *H. ostroumovi*, *E. ponderosa* (по 40%), *N. moitessierianum* (33%), *P. pallida* (27%), *N. torquatum* (20%), *M. creplini*, *H. lilljeborgi*, *H. parvula* (по 13%), *S. levinodis* и *E. personata* (по 7%).

Вторая область находится в речном потоке, где скорость течения достигает 0.2 м/с (в среднем 0.1 ± 0.03 м/с). Здесь преобладают песчаные грунты с гравием. В этой зоне обитает 9 видов Pisidioidea. Видовая плотность составляет 4 ± 0.3 вида на станцию. Доминирующими по частоте встречаемости в этой области являются *C. nitidum* (100%), *H. polonica* (96%) и *H. normalis* (75%). Реже, чем в затишной зоне, встречаются *S. westerlundi* и *P. subtruncata* (по 50%), *H. infirmicostata* (42%). Виды *P. nitidum*, *E. ponderosa* и *E. rivularis* встречены исключительно в небольшом заливе (частота встречаемости по 4%).

Проведенные исследования показали, что многообразие условий обитания, от небольших луж в колеях дорог до рек, обуславливает относительно богатую фауну двустворчатых моллюсков надсемейства Pisidioidea в исследованном районе Вологодской области. Выделены специфические видовые группировки моллюсков, населяющих водоемы различных типов. В условиях пересыхающих водоемов многочисленны *M. creplini* и *R. globularis*, *C. scholtzii*, крайне редко встречающиеся или не встречающиеся в больших по площади постоянных водоемах. Только к речным биотопам приурочены виды родов *Sphaerium* (кроме *S. corneum*), *Parasphaerium*, *Henslowiana*, *Euglesa* (*Potamopisidium*), *Pseudeupera* (кроме *P. rotundotrigona*), *Tetragonocyclus*, *Pisidium* и *Neopisidium*. Представители рода *Euglesa* (*Casertiana*) наиболее экологически пластичны, однако в прудах, лужах и ручьях обитают исключительно *E. obliquata*, тогда как в реках – *E. ponderosa* и *E. rivularis*. В свою очередь, в водотоках *E. rivularis* предпочитают биотопы с течением, а *E. ponderosa* – затишные участки. Схожее распределение наблюдается и у видов рода *Henslowiana*: представители подрода *Henslowiana* обитают на мягких грунтах в литоральной затишной зоне, тогда как виды подрода *Supiniana* предпочитают течение и гравянисто-песчаные грунты. Виды рода *Cingulipisidium* и *Hiberneuglesa* в исследованном районе также специализированы по проточности водоемов и типу грунта: *C. nitidum*, *H. normalis* и *H. parvula* – обитатели ручьев и рек, *H. portentosa* – ручьев и заболоченных берегов озер, *C. fedderseni* – болотной сплавины у озер, а *C. crassum* – исключительно мелководья озер.

Таким образом, фауна Pisidioidea исследованного района Вологодской области относительно богата видами. Большинство видов моллюсков (24 или 71% от всех видов) являются узкоспециализированными к условиям обитания, из них 19 (56%) – предпочитают малые реки.

ЛИТЕРАТУРА

1. Жадин В. И. Моллюски пресных и солоноватых вод СССР. М.– Л.: Изд-во АН СССР. 1952. 376 с.
2. Старобогатов Я. И. Определитель пресноводных беспозвоночных Европейской части СССР. Л.: Гидрометеиздат. 1977. С. 123–151.
3. Корнюшин А. В. Двустворчатые моллюски надсемейства Pisidioidea Палеарктики. Фауна, систематика, филогения. Киев: Институт зоологии НАНУ, 1996. 176 с.
4. Кантор Ю. И., Сысоев А. В. Каталог моллюсков России и сопредельных стран. М.: Товарищество научных изданий КМК. 2005. 627 с.
5. Корнюшин А. В. Таксономическая ревизия и филогения рода *Euglesa* s. lato (*Bivalvia*, *Euglesidae*) // Зоол. журн., 1990. Т. 69. Вып. 7. С. 42–54.
6. Кривошеина Л. В. Мелкие двустворчатые моллюски семейства *Pisidiidae* (подсемейство *Euglesinae*) бассейна Верхнего Иртыша // Зоол. журн., 1978. Т. 57. Вып. 10. С. 1489–1499.
7. Czehkanowski J. Zur differential Diagnose der Neandertalgruppe Korrespbl // Dtsch. Es. Antropol. 1909. Bd. 40. – S. 44–47.

SUMMARY

Frolov A. A. THE SPECIES COMPOSITION AND DISTRIBUTION OF THE BIVALVES MOLLUSKS (SUPERFAMILY PISIDIOIDEA) ON SMALL RESERVOIRS OF THE VOLOGDA AREA

Researches are carried out in the central part of the Vologda area. The material was selected in various reservoirs: puddles, ditches, wells, ponds, small lakes, brooks and the small rivers. The species composition of bivalve mollusks (superfamily Pisidioidea) is established.

34 species of the genus *Musculium*, *Sphaerium*, *Parasphaerium*, *Henslowiana* (подроды *Henslowiana*, *Supiniana*, *Arcteuuglesa*), *Euglesa* (subgenus *Euglesa*, *Casertiana*, *Potamopisidium*), *Roseana*, *Cycloclalyx*, *Pseudeupera*, *Pulchelleuglesa*, *Cingulipisidium* (subgenus *Cingulipisidium*, *Costopisidium*), *Hiberneug-*

glesa, *Tetragonocyclas*, *Pisidium* and *Neopisidium* are found in explored reservoirs. 24 species of Pisidioidea are highly specialized to existence conditions; of them 19 species prefer the small rivers. The main factor of mollusks distribution in the small rivers is current and type of a substrate.

СОСТАВ И СТРУКТУРА ЗООПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ ОЗЕР КРИОЛИТОЗОНЫ СЕВЕРА РОССИИ

Л. А. Фролова

Казанский государственный университет, г. Казань, Larisa.Frolova@ksu.ru

На территории республики Саха (Якутия) расположены сотни тысяч озер, основная масса которых сосредоточена в Вилюйской, Яно-Индигирской и Колымо-Индигирской низменностях, где озерами покрыто 10—12, местами 60 % территории [1, 2]. В районе исследований, в бассейне р. Анабар число озер превышает 22 тыс. [3]. Многочисленные озерные экосистемы Якутии из-за их удаленности и труднодоступности слабо изучены и освоены, хотя и относятся к числу важнейших природных и хозяйственных богатств данного региона России.

Зоопланктон является важным структурным и функциональным звеном водных экосистем – принимает участие в процессах самоочищения, служит кормовой базой рыб, используется в качестве индикаторной группы в мониторинге экологического состояния водоемов. Цель нашей работы было исследование зоопланктона ряда озер бассейна нижнего течения р. Анабар, его качественных, количественных и структурных характеристик, оценки экологического состояния данных озер; выявление особенностей фауны ракообразных (Cladocera, Copepoda) и роли этих групп в экосистемах якутских озер. Материалом для данной статьи послужили предварительные результаты полевых работ, проведенные в июле-августе 2007 г. в рамках совместной российско-германской экспедиции. Обработка проб и расчеты проведены в соответствии с общепринятыми гидробиологическими методиками [4] с использованием классических определителей [4, 5, 6, 7, 8].

Для большей степени выраженности типичных характеристик озерных экосистем для гидрохимических и гидробиологических исследований выбирались бессточные озера, не подверженные влиянию со стороны речной гидрографической сети, незаливаемые в период весеннего половодья. В общей сложности были исследованы экосистемы 20 озер, расположенных в зоне тундровой и лесотундровой растительности, между 71°50'30" и 73°38'71" с. ш., 110°81'90" и 115°75'50" в. д. Климат региона характеризуется экстремально коротким вегетационным периодом, где продолжительность безморозного периода составляет 43-51 день [10]. Среднеиюльская температура воздуха в районе исследований по многолетним данным не превышает 10,9±0,33°С.

Большинство исследованных озер термокарстового, небольшое число – пойменного происхождения. По химическому составу вода озер нижнего течения бассейна р. Анабар – гидрокарбонатного типа кальциевой группы [10]. Изученные озера характеризовались низкой степенью минерализации, т. к. питание их происходит за счет поступления слабоминерализованных талых и дождевых вод. Средние значения удельной электропроводности вод озер составляют 45.9±19 мС/см (табл. 1). По жесткости вода озер характеризуется как «очень мягкая». Активная реакция среды водоемов нейтральная или слабोकислая, но в нескольких озерах показатели рН ниже предела ПДК (6.5-8.5). В частности, закисленные торфяные озера были отмечены в районе п. Саскылах, где были зафиксированы значения рН 4.5 и 5.2.

Прибрежная и водная растительность развиты слабо. Заросли макрофитов однотипны и представлены вахтой трехлистной, пузырчаткой, урутью, калужницей болотной, сабельником болотным, рдестами.

В составе летнего зоопланктона в озерах нижнего течения р. Анабар в 2007 г. было обнаружено 26 видов: 10 видов коловраток, 7 – ветвистоусых, 9 – ветвистоусых.

Известно, что в реофильных зоопланктонных сообществах низовьев р. Анабар доминирующее положение занимают коловратки, субдоминантами являются ветвистоусые и веслоногие ракообразные, как по частоте встречаемости, так и по количественным показателям [10]. В озерах картина несколько иная, т.к. отсутствует отрицательное влияние течения на развитие ракообразных и происходит закономерная смена доминантов на лимнофильные виды надкласса Crustacea. По структуре групп организмов в озерах развит копеподитно-ротаторный комплекс: доминантные по численности виды как правило принадлежали в классу Rotatoria, биомассу чаще обуславливали веслоногие ракообразные.

Видовое разнообразие озерного зоопланктона колебалось от 4 до 13 видов. Несколько видов являются массовыми для большинства водоемов, создавая экологический фон фауны зоопланктона. Это виды *Kellicottia longispina*, *Keratella cochlearis*, *Chydorus sphericus*, *Heterocope borealis*, *Cyclops scutifer*. В зоопланктоне летнего периода водоемов с пониженными значениями рН присутствуют ацидофильные виды, в частности встречен ветвистоусый рачок *Holopedium. gibberum*. Интересно от-

метить встречи в зоопланктонных сообществах редких реликтовых эфемероидных раков *Cyzicus tetracerus* группы *Concostraca* различных возрастных стадий, отличающихся коротким сроком активной фазы одной генерации и высокими темпами роста и развития.

Таблица 1

Отдельные гидрохимические характеристики озер бассейна нижнего течения р. Анабар

N озер	Размеры озер (м)	Глубина озер (м)	Прозрачность (м)	Еh потенциал мВ	pH	Удельная электропроводность (мС/см)
07-SA-01	2000 x 1000	4.5	0.5	-7.4	6.88	33
07-SA-02	30 x 30	0.6	0.5	-7.4	6.87	33
07-SA-03	150 x 100	4	0.5	-5.6	6.86	63
07-SA-04	500 x 300	0.3	0.5		6.32	133
07-SA-05	1000 x 1000	0.3	0.5		4.85	67
07-SA-06	300 x 200	4.0	2.0	86.4	5.2	25
07-SA-07	500 x 500	5.9	1.5	37.9	6.10	17
07-SA-08	2000 x 2000	3.4	1.3	-37.2	7.47	31
07-SA-09	100 x 100	0.9	0.9	-40.7	7.46	46
07-SA-10	2000 x 2000	7.0	1.5	-7.0	6.92	65
07-SA-11	4000 x 300	3.8	1.5	-0.1	6.80	21
07-SA-12	2000 x 2000	2.0	1.6	-23.6	7.14	20
07-SA-13	500 x 500	1.0	1.0		6.9	23
07-SA-14	300 x 300	2.3	2.2	-26.7	7.23	23
07-SA-15	800 x 800	1.3	1.3	-18.8	7.1	29
07-SA-16	800 x 800	1.6	1.6	-25.3	7.2	28
07-SA-17	500 x 500	7.4	2.3	-36.6	7.4	50
07-SA-18	500 x 300	1.1	>1.1	-32.1	7.42	131
07-SA-19	600 x 500	1.2	>1.2	-7.8	6.99	21
07-SA-20	700 x 300	1.2	>1.2		7.32	59

Показатели численности и биомассы зоопланктона колебались в значительных пределах от 3.6 тыс. экз/м³ до 85.3 тыс.экз/м³ и от 0,1 мг/м³ до 29,1 мг/м³ соответственно (M±m по численности 30.8±9.1 тыс.экз/м³, M±m по биомассе 4.8±3.2 мг/м³). В абсолютном большинстве озер биомасса обуславливалась крупными хищными копеподами рр. *Heterocope* и *Cyclops*. Доминирование *Copepoda* в сообществах вместе с низкой общей численностью и биомассой зоопланктона позволяет характеризовать озера как олиготрофные. Однако в наших исследованиях плотность и биомасса зоопланктона больше соответствовали мезотрофному уровню трофии. Таким образом, зоопланктонные сообщества за счет доминирования рачьего планктона создают достаточную кормовую базу для сиговых и карповых рыб.

В целом, зоопланктон по сравнению с более южными зоопланктонными сообществами, беден как в видовом, так и в количественном отношении.

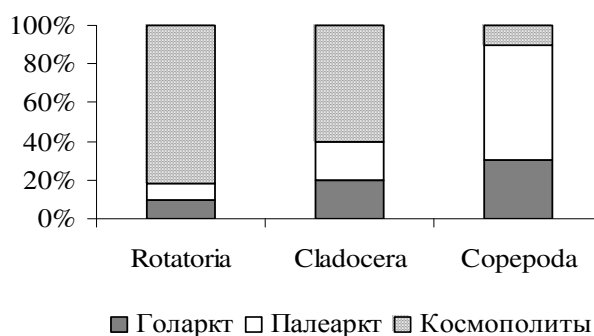
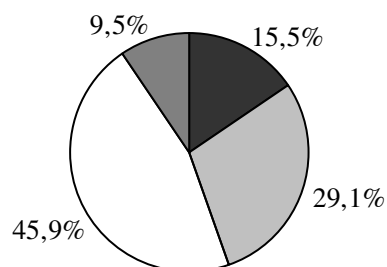


Рис. 1. Зоогеографическая характеристика зоопланктонных сообществ озер северо-запада Якутии (бассейн нижнего течения р. Анабар)

По зоогеографическому районированию основную массу видов анабарской озерной фауны составляют организмы, имеющие космополитическое, палеарктическое и голарктическое распространение (рис. 1). Около половины отмеченных видов характеризовалось всесветным ареалом географического распространения (*Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia longispina* и др.), но среди обуславливающих количественные показатели видов чаще присутствовали

холодноводные виды с ограниченным северным ареалом распространения. Так, доминирующий среди веслоногих рачков *Cyclops scutifer* (частота встречаемости 65.0%) характеризуется как пелагический озерный вид с голарктическим распространением, обитающий в основном в зоне тундры и тайги до 60° с. ш. в олиго – и слабо эвтрофных водоемах [11]. Аналогично, наиболее часто встречающийся среди коловраток вид – *Kellicotia longispina* (ЧВ 45.0%) – по зоогеографическому районированию характеризуется как холодноводный голарктический вид.

Трофическая структура зоопланктонных сообществ озер северо-запада Якутии отличается от озер средней полосы России несколько большей долей организмов с хищным типом питания, что косвенно свидетельствует об отсутствии загрязняющего антропогенного воздействия и, в частности, отсутствии антропогенной эвтрофикации (рис. 2).



■ фильтраторы □ хищники □ седиментаторы ■ смешанный тип питания

Рис. 2. Трофическая структура зоопланктонных сообществ озер бассейна р. Анабар

Для анализа структуры зоопланктона озер был использован индекс видового разнообразия Шеннона-Уивера (ИВР), который рассчитывали по численности (H_N) и биомассе (H_B) организмов зоопланктона [12]. ИВР в совокупности с другими биологическими показателями качества среды отражает не только число видов, но и их выравненность, сбалансированность, что возможно только в нормально функционирующих экосистемах. При использовании ИВР (табл. 2), рассчитанного по численности (H_N), получены значения, которые позволяют охарактеризовать большинство озер, как мезотрофные водоемы, ряд озер – как олиготрофные (табл. 2). Согласно ИВР, рассчитанного по биомассе (H_B) (табл. 2), озера можно отнести к категории эвтрофных водоемов с умеренно-чистым качеством воды. На основе индекса сапробности большинство озер характеризуются как олигосапробные, причем значения индекса сапробности зачастую находились на границе перехода к β -мезосапробной зоне и лишь 20.0 % озер могут быть охарактеризованы как истинно β -мезосапробные, с соответствующим комплексом видов индикаторов.

Благодаря отсутствию структуронарушающего антропогенного воздействия исследованные озера могут быть рекомендованы для использования в качестве контрольных водных экосистем при математическом моделировании, например, в исследованиях по палеореконструкции климата.

Таблица 2

Результаты оценки качества вод озер северо-запада Якутии на основе индекса видового разнообразия Шеннона-Уивера (H_N – по численности, H_B – по биомассе) и индекса сапробности (S)

Индекс	Номера озер									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
H_N	2.84	1.79	2.55	-	3.09	2.98	3.00	2.59	2.52	3.01
H_B	0.87	1.25	0.95	-	0.33	1.52	1.90	-	0.53	0.40
S	1.60	1.23	1.37	1.30	1.85	1.53	1.64	1.45	1.40	1.59
Индекс	Номера озер									
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
H_N	1.86	3.02	1.81	2.76	2.43	2.92	1.38	2.37	1.91	0.72
H_B	0.66	2.01	1.64	1.780	1.14	1.09	1.52	1.80	1.53	0.66
S	1.45	1.25	2.25	-	1.80	1.20	1.20	1.48	1.43	2.05

ЛИТЕРАТУРА

1. Доманицкий А. П., Дубравина Р. Г., Исаева А. И. Реки и озера Советского Союза (справочные данные). – М., Гидрометеиздат, 1971. – 361 с.
2. Коржуев В. В. Природные районы Якутии. – М. Наука. – 1965. – С. 331 – 364.
3. Глушков А. В. 100 рек Якутии – Якутск, 1966 – 368 с.
4. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. – Л.: 1982. – 33 с.
5. Кутикова Л. А. Коловратки фауны СССР. – М.-Л.: Изд-во Наука, 1970.- 745 с.
6. Мануйлова Е. Ф. Ветвистоусые рачки (*Cladocera*) фауны СССР. - М.-Л.: Изд-во Наука, 1964. – 328 с.
7. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Низшие беспозвоночные. - СПб.: ЗИН РАН, т. 1. – 1994. – 396 с.
8. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. Ракообразные. - СПб.: ЗИН РАН, т. 2. – 1994. – 628 с.
9. Рылов В. М. *Cyclopoida* пресных вод Фауна СССР (Ракообразные). - М.-Л.: Изд-во Академии Наук СССР, т. 3, вып. 3. – 1948 – 320 с.
10. Биология реки Анабар / А. Ф. Кирилов, Ходулов В. В., Собакина И. Г. и др.; отв. ред. А.Ф. Кирилов – Якутск: Изд-во ЯНЦ СО РАН, 2007. - 224 с.
11. Боруцкий Е. В. Определитель свободноживущих пресноводных веслоногих раков СССР и сопредельных стран по фрагментам в кишечниках рыб. – М.: Изд-во АН СССР. – 1960. – 219 с.
12. Гиляров А. М. Структурные особенности пресноводных планктонных ракообразных. - Автореф. ... канд. биол. наук. – М. – 1970. – 24 с.

SUMMARY

Frolova L. A. COMPOSITION AND STRUCTURE OF ZOOPLANKTON COMMUNITIES OF THE LAKES IN PERMAFROST AREA IN NORTH RUSSIA

Results of the investigation of 20 lakes, situated in permafrost area in the Republic of Sakha (Yakutia) are presented. The taxa found are generally typical of arctic zooplankton assemblages. The species richness of zooplankton is relatively low. Copepoda dominates the majority of the lakes. Rotatoria dominates in abundance. Although abundance of zooplankton in average is not very high, the predominance of large size zooplankters (Heterocope, Cyclops) provides in some lakes in July a biomass at the level of oligo-mesotrophic reservoirs. Trophic structure of the investigated lakes is characterized by high ratio of predators. Absence of any significant anthropogenic influence on lakes ecosystems has allowed us to estimate the majority of the lakes as oligosaprobic, part of the lakes showed features of mesosaprobity.

О МАКРОЗООБЕНТОСЕ РУЧЬЕВ Г. ЖИГУЛЁВСКА И ЕГО ОКРЕСТНОСТЕЙ

Т. А. Чужекова, Е. В. Шатских, Л. Б. Зимарева

Кафедра ихтиологии и гидробиологии биолого-почвенного факультета СПбГУ, г. Санкт-Петербург, hydro@pobox.spbu.ru

Введение

Самарская Лука образовывалась как результат поднятия Жигулевских гор около 7 млн. лет назад. Основными породами, слагающими горный массив, являются доломиты и карбонаты, которые послужили естественной преградой для р. Волги. В результате была образована излучина. Особенности горного рельефа послужили естественной преградой для ледника, который обошел стороной данную территорию. Этот факт стал причиной создания уникального флористического и фаунистического комплекса. Здесь сохранились различные реликтовые виды растений и животных - жук альпийский усач, кузнечик степная дыбка, растения короставник татарский, лазурник трехлопастной, шиверекия подольская и многие другие [1]. Поэтому Самарская Лука представляет интерес для ученых уже более двух веков. Начало исследования природы было положено еще в 1771 г. во время экспедиции П. С. Палласа и И. И. Лепехина. В настоящее время научные работы, посвященные природе Самарской Луки, проводятся специалистами Жигулевского Государственного Заповедника, Национального парка Самарская Лука, Института Экологии Волжского бассейна РАН, Самарского Государственного Университета, Самарского педагогического университета и Санкт-Петербургского Государственного Университета. Большинство их исследований посвящено наземным экосистемам и меньшей степени водным, из-за их слабого развития в связи с геологическим строением территории. Согласно Кадастру беспозвоночных Самарской Луки [2] на данной территории обнаружено около 7000 видов беспозвоночных, что составляет всего лишь 30-40% фаунистического разнообразия по предварительным

оценкам. Поэтому является весьма интересным исследование именно водных объектов на Самарской Луке. Институтом Экологии Волжского Бассейна РАН было проведено достаточно подробное исследование планктонных сообществ карстовых и пойменных озер, однако сообщества макрозообентоса оказались практически не охваченными. Поэтому изучение сообществ макрозообентоса ручьев на данной территории представляется весьма интересным.

Целью нашей работы стало исследование видового состава макрозообентоса ручьев Самарской Луки на территории г. Жигулевска и его окрестностях.

Материалы и методы

Материалом исследования послужили сборы макрозообентоса проведенные в ручьях г. Жигулевска и его окрестностях в 2005-2008 годах. Всего было обследовано 7 ручьев (6 из них имеют родниковое происхождение), длиной от 15 до 2000 м и глубиной от 2 до 50 см. Зообентос отбирали зубчатым водолазным дночерпателем 1/40 м² и сачком. Образцы промывали через сито с диаметром ячеек 1 мм (в 2005) и 0.6 мм (в 2006-08) и фиксировали 4% формалином. Общее число проб составило – 231.

Результаты и обсуждение

В составе макрозообентоса ручьев г. Жигулевска и его окрестностей за 4 года исследований было обнаружено 99 таксонов рангом вида и выше. Наибольшим разнообразием отличались Diptera – 50 таксонов (из них 30 – Chironomidae). Так же отмечено Mollusca – 12 видов, Oligochaeta, Coleoptera и Odonata по 8, Hirudinea и Hemiptera по 4. Максимальное число таксонов было обнаружено в ручьях с наибольшими различиями между верхним и нижним течением - по ул. Морквашиной (58) и по ул. Жигулевской (45). Меньшее количество видов (24-35) было отмечено при однородности условий в независимости от протяженности водотока.

Таблица 1

Видовой состав макрозообентоса ручьев г. Жигулевска и его окрестностей (2005-2008 гг.)

№	Таксон	РХ	РР	РП М	РП Ж	РЧГ	РЖ Д	РМ
1	<i>Nematoda gen. sp.</i>		+		+			
2	<i>Tubifex tubifex (Müll.)</i>	+	+	+	+	+	+	+
3	<i>Limnodrilus hoffmeisteri Clap.</i>	+	+	+	+	+	+	+
4	<i>Limnodrilus undekemianus Clap.</i>	+	+	+	+	+	+	+
5	<i>Lumbricidae gen. sp.</i>	+		+	+	+	+	
6	<i>Eseniela tetraedra (Savigny)</i>	+	+	+	+	+	+	
7	<i>Fridericya sp.</i>	+						
8	<i>Enchytraeidae gen sp</i>						+	
9	<i>Nadidae gen. sp.</i>		+					
10	<i>Erpobdella lineata (Müll.)</i>		+	+	+	+	+	
11	<i>Erpobdella octoculata (L.)</i>			+		+		
12	<i>Glossiphonia complanata (L.)</i>		+	+	+	+	+	
13	<i>Hirudo medicinalis (L.)</i>			+				
14	<i>Pisidium sp.</i>			+	+	+	+	
15	<i>Sphaerium sp.</i>						+	
16	<i>Physa acuta Drap.</i>			+	+			
17	<i>Aplexa hypnorum (L.)</i>						+	
18	<i>Lymnaea gr. Stagnicola</i>						+	
19	<i>Lymnaea (Radix) ovata</i>						+	
20	<i>Lymnaea pereger (Mull.)</i>			+		+	+	
21	<i>Lymnaea palustris (Mull.)</i>				+		+	
22	<i>Aenigmomphiscola uvalievae Krugluy et Starobogatov</i>	+			+		+	
23	<i>Planorbis planorbis (L.)</i>			+	+	+		
24	<i>Valvata trochoidea Menke</i>				+	+		
25	<i>Anisus spirobis (L.)</i>				+			
26	<i>Gammarus sp.</i>	+	+	+	+			
27	<i>Baetidae gen. sp.</i>			+	+		+	
28	<i>Orthetrum cancellatum (L.)</i>		+	+				
29	<i>Libellula quadrimaculata L.</i>			+				
30	<i>Libellula fulva Mull.</i>					+		
31	<i>Libellula depressa L.</i>			+		+		

№	Таксон	РХ	РР	РП М	РП Ж	РЧГ	РЖ Д	РМ
32	<i>Cordulegaster annulatus</i> Lart.,					+		
33	<i>Coenagrion armatum</i> (Charpentier)			+				
34	<i>Erythromma najas</i> (Hansenmann)			+				
35	<i>Aeshna grandis</i> (L.)			+		+		
36	<i>Gerris palludum</i>						+	
37	<i>Corixa</i> sp.			+			+	
38	<i>Nepa cinerea</i> L.			+	+			
39	<i>Notonecta glauca</i> L.			+	+			
40	<i>Plectonemia conspectra</i> (Curtis)	+			+			
41	<i>Limnephilus</i> sp.	ДОМИК	+		+			
42	<i>Dytiscidae</i> gen. sp. Imago		+		+			
43	<i>Agabus</i> sp.	+		+	+	+	+	
44	<i>Agabus uliginosus</i> L.					+		
45	<i>Ilybius opacus</i> (Aube)						+	
46	<i>Ilybius wasastjenae</i> (C. Sahlbert)					+		
47	<i>Haliphus</i> sp.			+		+		
48	<i>Brychius elevatus</i> (Panzer)					+		
49	<i>Chrysomelidae</i> gen. sp.			+				
50	<i>Psychodinae</i> gen sp	+	+		+			
51	<i>Sycoracinae</i> gen sp	+						
52	<i>Tipula</i> (<i>Acrotipula</i>) <i>salisetorum</i> Siebke			+				
53	<i>Tipula</i> (<i>Platytipula</i>) sp.	+		+	+	+	+	
54	<i>Tipula</i> (<i>Yamatotipula</i>) sp.			+	+	+		
55	<i>Lymoniidae</i> gen. sp.			+				
56	<i>Dicranota</i> (<i>D.</i>) <i>bimaculata</i> (Schummel)			+				
57	<i>Phalacrocera replicata</i> (L.)			+				
58	<i>Simulium</i> sp.			+			+	
59	<i>Anopheles</i> sp.			+				
60	<i>Culicoides pulicaris</i> (L.)				+			
61	<i>Diamesa</i> sp.			+				
62	<i>Pseudodiamesa</i> gr. <i>nivosa</i> Goetghebuer			+				
63	<i>Prodiamesa olivacea</i> (Meigen)	+	+	+	+			
64	<i>Hydrobaenus</i> gr. <i>Pilipes</i>						+	
65	<i>Cricotopus</i> sp. s. str. van der Wulp	+						
66	<i>Orthocladius</i> (<i>Eudactiocladius</i>) sp.	+	+	+	+		+	
67	<i>Limnophyes prolongatus</i> (Kieffer)		+	+	+		+	
68	<i>Ablabesmyia monilis</i> (L.)	+	+	+				
69	<i>Zavreliomyia</i> sp.	+			+			
70	<i>Zavreliella marmorata</i> (van der Wulp)	+						
71	<i>Macropelopia nebulosa</i> (Meigen)	+	+	+	+	+	+	
72	<i>Anatopynia plumipes</i> (Fries)	+	+	+	+	+	+	
73	<i>Telmatopelopia nemorum</i> (Goetburger)			+				
74	<i>Brundiniella</i> sp.			+	+			
75	<i>Clinotanypus nervosus</i> (Meigen)	+		+			+	
76	<i>Djalmbatista</i> sp.			+				
77	<i>Krenopleopia</i> sp. Fittkau	+			+			
78	<i>Procladius</i> (<i>H.</i>) sp.					+		
79	<i>Procladius</i> (<i>P.</i>) sp.	+		+	+	+	+	
80	<i>Psectrotanypus varius</i> (F.)	+	+	+	+	+	+	
81	<i>Paraspectra uliginosa</i> Riess	+						
82	<i>Microspectra</i> sp.	+						
83	<i>Krenospectra fallax</i> Riess	+		+	+			

№	Таксон	РХ	РР	РП М	РП Ж	РЧГ	РЖ Д	РМ
84	<i>Tanytarsus sp.</i>	+	+	+	+		+	
85	<i>Chironomus gr. Plumosus</i>		+	+	+	+	+	
86	<i>Chironomus thummi</i>	+			+		+	
87	<i>Cryptochironomus gr. defectus</i>			+	+			
88	<i>Omisis caledonicus (Edwards)</i>			+				
89	<i>Rheotanytarsus curtistilus Goetghebuer</i>	+		+				
90	<i>Sergentia gr. longiventes Kieffer</i>			+				
91	<i>Oxycera nigricornis Olivier</i>				+			
92	<i>Oxycera meigenii Staeger</i>							
93	<i>Odontomyia tigrina (F.)</i>	+	+					
94	<i>Odontomyia ornata (Meigen)</i>	+						+
95	<i>Nemotelus pantherinus (L.)</i>	+	+					
96	<i>Tabanus sp.</i>	+		+	+			
97	<i>Ochthera mantis De Geer</i>			+				
98	<i>Graphomyia maculata Scopoli</i>				+			
99	<i>Helophilus hybridus (Leow)</i>							+
	Число видов	35	24	58	45	29	34	5

Общий видовой состав макрозообентоса ручьев г. Жигулёвска и его окрестностей в целом характерен для других водоемов Самарской области. Суммарное количество таксономических единиц донных беспозвоночных (99) соответствует литературным данным, приводимых для отдельных малых водотоков [3 – 5]. Но на отдельных станциях число видов, отмеченных за единичное наблюдение, не превышало 20. Соотношение основных крупных таксонов совпадает с таковым, указанным рядом авторов [6, 7] для малых равнинных ручьев средней полосы: до 30% всего разнообразия макрозообентоса составляют личинки сем. Chironomidae. В то время как другие группы беспозвоночных представлены в меньшей степени. Из-за слабого течения в изучаемых ручьях практически отсутствуют реофильные виды, которые начинают появляться при более высоких скоростях (выше 0,33 м/с) [8]. Некоторыми авторами [6, 9] отмечается для ручьев, что до 70% их видового разнообразия Chironomidae могут составлять представители п/с. Orthocladinae. Однако в нашем случае на долю данного подсемейства приходится лишь 13%, тогда как наиболее разнообразны были Tanytarsinae (43%) и Chironominae (30%), что характерно для городских водотоков и водотоков с замедленным течением [4]. Из всего полученного нами списка Chironomidae лишь 3 вида (*Chironomus spp.*, *Prodiamesa olivacea*, *Tanytarsus sp.*) относятся к комплексу массовых видов *Chironomidae* Самарской области (Зинченко, 2002). Видовой состав комаров-звонцов имел сходство с реками Верхнего Поволжья (р. Латка), так нами были отмечены виды – *Macropelopia nebulosa* и *Anatopynia plumipes*, являющихся типичными для мягких песчано-илистых и илистых грунтов в прибрежьях небольших водоемов [10,7]. В целом макрозообентос ручьев г. Жигулёвска напоминает таковой реки Хорошенькая (Самарская область) [3,4], в связи со значительным развитием *Oligochaeta* рода *Limnodrilus*, чистоводных личинок *Chironomidae Prodiamesa olivacea*, оксифильных двукрылых *Dicranota bimaculata*, эврибионтных *Chironomidae Tanytarsus sp.* и *Chironomus spp.*. На многих станциях были отмечены личинки *Psectrotanypus varius* – эвритопный вид, часто встречаемый в малых водотоках с замедленным течением [6, 11].

Благодарности: Авторы выражают глубокую признательность научному руководителю асс. каф. ихтиологии и гидробиологии – Н. В. Поляковой.

ЛИТЕРАТУРА

1. Губернаторов А. Е., Карта «Национальный парк «Самарская Лука»» / А. Е. Губернаторов, И. В. Губернаторова. – Жигулевск: ОРФ «Самарская Лука», 2003.
2. Кадастр беспозвоночных Самарской Луки: учебное пособие / под ред. Г.С. Розенберга. – Самара, 2007. – 471 с.
3. Голубая книга Самарской области: редкие и охраняемые гидробиоценозы // под ред. Г. С. Розенберга, С. В. Саксонова. – Самара, 2007. – 200 с.
4. Зинченко Т. Д., Изменение состояния бентоса малых рек бассейна Средней Волги / Зинченко Т. Д., Головатюк Л. В // Изв. Самарского научного центра РАН. – 2000 – т.2, №2. – С. 257–267.
5. Филиппов А. А., Структура макрозообентоса и качество вод водоемов и водотоков бассейнов рек Чапаевка, Чагра и Большой Иргиз (Средняя Волга) / А. А. Филиппов, М. А. Барбашова // Биология внутренних вод. – 2006. – №3. – С. 57–64.

6. Зинченко Т. Д., Хирономиды поверхностных вод бассейна Средней и Нижней Волги (Самарская область). Эколого-фаунистический обзор / Т. Д. Зинченко. – Самара: ИЭВБ РАН, 2002 – 174 с.
7. Экосистема малой реки в изменяющихся условиях среды / под ред. А. В. Крылова, А. А. Боброва. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2007. – 372 с.
8. Чертопруд М. В., Географические параллели организации литореофильных сообществ малых рек Восточной Европы и Северной Азии / М. В. Чертопруд, К. В. Песков // Журнал общей биологии. – 2003. – т. 64, №1. – С. 78–87.
9. Поздеев И. В. Роль личинок хирономид в донных сообществах рек бассейна Верхней и Средней Камы. / И. В. Поздеев. – автореферат дисс. ... канд. биол. наук. – СПб: ГосНИОРХ, 2006. – 22 с.
10. Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий, т.4. Высшие насекомые: двукрылые // под ред. С. Я. Цалолихина. – СПб: Наука, 1999. – 998 с.
11. Чужекова Т. А. Макрозообентос некоторых водоемов Самарской Луки / Т.А. Чужекова, Н.В. Полякова // Самарская Лука: бюлл. – 2007. – т. 16, №3. – С. 538–546.

SUMMARY

Chuzhekova T. A., Shatskikh E. V., Zimareva L. B. SOMETHING ABOUT THE STREAM MACROZOOBENTHOS OF ZHIGULEVSK TOWN AND ITS VICINITIES

Macrozoobenthos of 7 streams in Zhigulevsk town and its vicinities were investigated. A total of 99 taxa were identified to species or some larger group. So the composition of macrozoobenthos could be described as typical for the region in its taxa number and quality. The biggest diversity was shown for *Chironomidae* and 30% from all the invertebrates. Some new species of *Chironomidae* for the region were found. The research has describable character and needs future continuation.

ВИДОВАЯ СТРУКТУРА И ПРОСТРАНСТВЕННОЕ РАЗМЕЩЕНИЕ ЗООПЛАНКТОЦЕНОЗОВ ДВУХ ВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

Г. В. Шурганова, В. В. Черепенников

Нижегородский госуниверситет им. Н. И. Лобачевского, Нижний Новгород, shurganova@sandy.ru

На основе развиваемых нами представлений о видовой структуре сообществ зоопланктона как многомерной динамической системе на акваториях Чебоксарского и Горьковского водохранилищ нами выявлены пространственно непрерывные области, характеризующиеся сходством видовой структуры, которые мы считаем областями пространственного расположения отдельных планктонных сообществ [1 – 5].

Изменения пространственного размещения зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища закончились к началу 90-х годов прошлого, XX века. На современном этапе существования водохранилища на его акватории размещены четыре зоопланктоценоза с достаточно четким пространственным разделением и характерными для них особенностями видовой структуры (рис. 1).

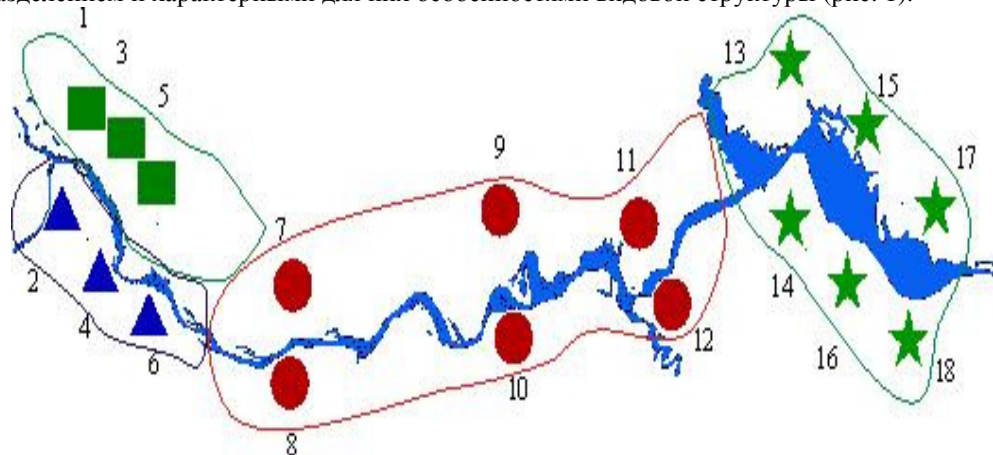


Рис. 1. Пространственное размещение зоопланктоценозов на акватории Чебоксарского водохранилища. Станции отбора проб: 1,2 Нижний Новгород; 3,4 Артемовские луга; 5,6 Кстово; 7,8 Лысково; 9,10 Фокино; 11,12 Васильсурск; 13,14 Козьмодемьянск; 15,16 Ильинка; 17,18, Чебоксары
(■ – левобережный речной; ▲ – правобережный речной; ● – переходный; ★ – озерный)

Левобережный речной зоопланктоценоз представляет собой трансформированный и обедненный количественно зоопланктоценоз озерной части Горьковского водохранилища.

Правобережный речной зоопланктоценоз, находящийся под формирующим влиянием р. Оки, остается реофильным. Наибольшее число видов зоопланктона принадлежит коловраткам, преимущественно представителям рода *Brachionus* (*B. calyciflorus*, имеющего несколько морфологически различных форм), *B. quadridentatus*, *B. angularis*, *B. diversicornis*. Ракообразные характеризуются меньшей численностью и видовым богатством по сравнению с коловратками.

Зоопланктоценоз переходного участка водохранилища, занимающий акваторию между лево- и правобережными речными и озерным зоопланктоценозами имеет как лимнофильные, так и реофильные черты. Наряду с лимнофильными коловратками (*Euchlanis dilatata*, *Filinia longiseta*, *Conochilus unicornis*) здесь присутствуют представители реофильного планктона, преимущественно, *B. calyciflorus*. Преобладающими видами рачкового планктона являются *Chydorus sphaericus*, *Daphnia galeata*, *Mesocyclops leuckarti*, *Cyclops strenuus* и др.

Видовая структура озерного зоопланктоценоза отличается значительным преобладанием ракообразных, преимущественно, *Cladocera*. Доминирующими видами в этом ценозе является *Daphnia galeata* и *Chydorus sphaericus*, *Mesocyclops leuckarti*, *Cyclops strenuus* и др. Коловратки в озерном планктонном сообществе малочисленны, их видовой состав беден.

Таким образом, два из четырёх выделенных зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища – левобережный речной и озерный являются лимнофильными, однако, различающимися по видовой структуре; правобережный речной несёт реофильный характер, а переходный сочетает лимнофильные и реофильные черты.

В Горьковском водохранилище на современном этапе его существования, как и в предыдущие годы выделяется несколько лимнофильных зоопланктоценозов с достаточно четким пространственным разделением (рис. 2).

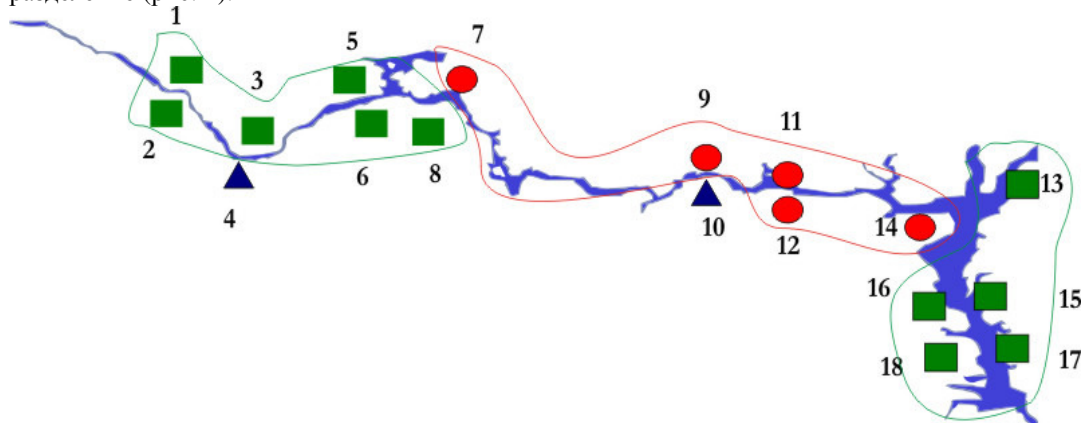


Рис. 2 Пространственное размещение зоопланктоценозов на акватории Горьковского водохранилища. Станции отбора проб: 1, 2 – выше Ярославля; 3, 4 – ниже Ярославля; 5, 6 - выше Костромы; 7, 8 – ниже Костромы; 9, 10 – выше Кинешмы; 11, 12 – ниже Кинешмы; 13, 14 – ниже Юрьевца; 15, 16 – ниже Пучежа; 17, 18 – ниже Чкаловска
■ I – верхний речной, ■ II – озерный, ● – речной зоопланктоценозы, ▲ – станции отбора проб, характеризующиеся сходством видовой структуры.

Выделяются зоопланктоценозы, характеризующиеся сходством видовой структуры и занимающие акватории водохранилища, удаленные друг от друга (зоопланктоценозы одного типа видовой структуры). Две пространственно непрерывные области водохранилища, занимающие верхний речной и озерный участки водохранилища характеризуются доминированием видов зоопланктона, характерных для приплотинного плеса Рыбинского водохранилища.

На участке речной части Горьковского водохранилища (в левобережье ниже г. Костромы, выше и ниже г. Кинешмы) размещен зоопланктоценоз, лидирующее положение в котором наряду с науплиальными и копепоидитными стадиями веслоногих занимают *Bosmina coregoni*, *Chydorus sphaericus*, *Polyarthra vulgaris* и др. На правобережных станциях водохранилища ниже г. Ярославля и выше г. Кинешма видовая структура сходна и характеризуется наряду с доминированием типичных представителей озёрных ракообразных присутствием как речных (*Brachionus diversicornis*), так и озерных (*Euchlanis dilatata*, *Polyarthra vulgaris*, *Conochilus unicornis*) коловраток.

Таким образом, в Горьковском водохранилище на современном этапе его существования выделены зоопланктоценозы, по своим экологическим характеристикам являющиеся лимнофильными. Различия между их видовой структурой значительно менее существенны, чем между видовой структурой зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища.

ЛИТЕРАТУРА

1. Шурганова Г. В., Черепенников В. В. Оценка динамики соотношения численностей популяций гидробионтов Чебоксарского водохранилища с использованием метода многомерного векторного анализа // Методы популяционной биологии. Сборник материалов УП Всероссийского популяционного семинара (16-21 февраля 2004, Сыктывкар). Сыктывкар: Коми научн. центр Уро РАН, 2004. Ч. 1. С. 246 – 247.
2. Черепенников В. В., Шурганова Г. В., Гелашвили Д. Б., Артельный Е. В. Исследование различий видовой структуры основных зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища методом многомерного анализа // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2004. Т. 6. №2 (12). С. 328 – 333.
3. Шурганова Г. В., Черепенников В. В., Крылов А. В., Артельный Е. В. Пространственное размещение и особенности зоопланктоценозов Горьковского водохранилища // Биологические ресурсы пресных вод: беспозвоночные. Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский дом печати», 2005. С. 384 – 396.
4. Shurganova G. V., Cherepennikov V. V. Long-term observations of dynamics of species and trophic structures communities of zooplankton of Cheboksarskoe Reservoir // Aquatic ecology at the dawn of XXI century. Thesis of the International Hydrobiological conference (St. Petersburg, RUSSIA, 3–7 October 2005). St. Petersburg, 2005.
5. Шурганова Г. В., Черепенников В. В. Формирование и развитие зоопланктонных сообществ водохранилищ Средней Волги // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2006. Т. 8. №1. С. 241 – 247.

SUMMARY

Shurganova G. V., Cherepennikov V. V. THE SPECIES STRUCTURE AND SPATIAL DISTRIBUTION ZOOPLANKTON COMMUNITIES TWO WATER RESERVOIR OF VOLGA

On the basis of the analysis of the long-term data on population of zooplankton species on water body of the Cheboksarskoe and Gorkovskoe water resevoirs are revealed separate zooplankton communities, and also their spatial distribution obtained.

