



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

Институт проблем экологии и эволюции  
им. А.Н. Северцова РАН

# **АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ РАЦИОНАЛЬНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ ВОДОХРАНИЛИЩ**

РЫБИНСК  
2005

УДК [574.5+556.53+556.55](282.247.41)

ББК 26.222.6(Яр)

А 43

Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. – Рыбинск: Изд-во ОАО «Рыбинский Дом печати», 2005. – 339 с. Ил. 67. Табл. 58.

Topical Problems of Rational Exploitation of Biological Resources in Reservoirs. – Rybinsk, 2005. – 339 p.

В книге представлены работы по следующим направлениям: вопросы теории функционирования водных экосистем; многолетние изменения в сообществах и экосистемах водохранилищ в связи с антропогенным воздействием и эвтрофированием; реакции организмов и сообществ гидробионтов на изменения окружающей среды; инвазии чужеродных видов в водохранилища и их отдаленные экологические последствия; рациональное использование рыбных ресурсов водохранилищ; управление водными ресурсами; эколого-географические и социальные изменения в бассейнах рек при создании крупных водохранилищ; особенности гидрологического и гидрохимического режимов и проблемы формирования качества воды в водохранилищах.

Научные редакторы:

Е. И. Извеков, А. С. Литвинов, В. К. Голованов

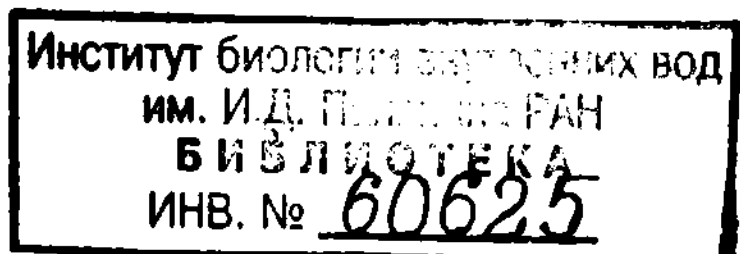
Книга печатается по решению Ученого совета ИБВВ РАН  
от 26 ноября 2004 г.

*Издание осуществлено при финансовой поддержке программы  
«Фундаментальные основы управления биологическими ресурсами»*

© Институт биологии внутренних вод РАН, 2005

© Институт проблем экологии и эволюции РАН, 2005

ISBN 5-88697-127-0



## **АРТУР БОРИСОВИЧ АВАКЯН**

Эта книга посвящена памяти Артура Борисовича Авакяна, одного из крупнейших знатоков водохранилищ и их проблем в нашей стране. В конце 2002 г. в Борке состоялась Всероссийская конференция «Актуальные проблемы водохранилищ», в которой он не принимал непосредственного участия. Однако его мысли, слова и особый «водохранилищный» дух незримо присутствовали при обсуждении докладов, в дискуссиях гидрологов, географов и биологов. Доклад А.Б. Авакяна был зачитан на конференции первым. Неповторимый по стилю и глубине проникновения в суть проблем водохранилищ России и мира, Артур Борисович успел передать редакторам рукопись статьи, закономерно открывающей и эту книгу – «Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ».

Он мечтал о конференции, которая после долгого 20-летнего перерыва даст новый импульс исследованиям внутренних водоемов. Эти исследования объединили несколько поколений советских, а в настоящее время российских ученых и их коллег из ближнего и дальнего зарубежья. Чем бы ни занимался на своем творческом пути А.Б. Авакян, водохранилища были смыслом его напряженной творческой жизни, его излюбленным объектом, его путеводной звездой. А.Б. Авакян, родившийся 19 июля 1920 г. в Москве, в 1938 г. поступил на географический факультет Московского государственного университета имени М.В. Ломоносова. Начавшаяся война прервала обучение. В июле 1941 г. Артур вступил добровольцем в Московское ополчение, прошел трудные военные годы и в 1945 г. закончил службу в 131-м полку 9-й гвардейской армии. Остались позади тяжелые бои первых военных лет, Вяземское окружение, немецкий плен и побег из него с последующей труднейшей проверкой. В 1945 г. возобновились прерванные занятия на географическом факультете МГУ.

После окончания университета с отличием в 1948 г. А.Б. Авакян поступает на работу в отдел водохранилищ института «Гидроэнергопроект». Именно здесь проявились его удивительные способности и беспримерное трудолюбие. Так, уже через несколько лет он стал руководителем проекта «Повышение подпорной отметки Рыбинского водохранилища». С этого времени его жизнь, где бы он ни работал, незримыми нитями была связана с этим рукотворным пресноводным «морем», образованном на месте слияния трех рек – Волги, Мологи и Шексны. Занимаясь вопросами эксплуатации водохранилищ и изучением изменений, вносимых ими в природу и хозяйственную деятельность человека, Артур Борисович быстро вырос из рядового инженера в начальника сектора и главного специа-

листа. В 1966 г. он защитил кандидатскую диссертацию, посвященную этим проблемам.

С 1968 г. в Институте водных проблем АН СССР начинается новый плодотворный период в его деятельности: сначала в должности заведующего сектором, а затем заведующего крупнейшим в институте «отделом научных основ и управления использованием внутренних водоемов» и главного научного сотрудника. Совместно с коллегами им была проведена инвентаризация и исследованы системные характеристики фонда искусственных водоемов земного шара, выявлены основные процессы и закономерности изменения географических условий и инфраструктуры в пределах континентов, регионов и отдельных стран. Разработаны положения типологии, типизации и классификации водохранилищ. Именно здесь, в стенах института, им были сформулированы основные принципы создания водохранилищ как одного из ведущих факторов изменения географической среды, рассмотрены наиболее сложные вопросы проектирования, строительства и эксплуатации водохранилищ, выдвинута концепция повышения эффективности использования внутренних водоемов исходя из принципов их акваториального районирования, планировки и обустройства.

Под руководством А.Б. Авакяна создавались монографии, освещающие проблемы комплексного использования водохранилищ. В его работах систематизированы многочисленные противоречия, возникающие в процессе эксплуатации водохранилищ, а также предложена концепция разрешения этих противоречий (основная идея которой состоит в преобладании экосистемных требований над интересами хозяйственными). С исключительной любовью пишет Артур Борисович об этом «феномене XX века», предостерегая от формального отношения человека к водохранилищам.

Работая в академическом учреждении, А.Б. Авакян продолжал интересоваться практическими вопросами проектирования, строительства и эксплуатации водохранилищ. Он никогда не порывал связи со своими бывшими коллегами и постоянно помогал им в качестве консультанта и эксперта. В 1973 г. Артур Борисович защитил докторскую диссертацию, а в 1985 г. получил звание профессора.

Удивительна и неповторима судьба нашего коллеги и учителя, опубликовавшего за свою долгую жизнь в науке множество печатных трудов. Артур Борисович Авакян – автор более 20 монографий, брошюр и не менее 400 научных и научно-популярных публикаций по вопросам комплексного и рационального использования водных ресурсов, а также по экологическим аспектам функционирования природно-технических водных объектов и систем. Более 100 его научных трудов переведены на англ-

лийский, немецкий, французский, испанский, китайский и другие языки. Слово и мысль А.Б. Авакяна пересекли границы России и широко известны как в ближнем, так и в дальнем Зарубежье.

Монографические обобщения «Водохранилища гидроэлектростанций СССР», «Гидроэнергетические ресурсы СССР», «Использование водной энергии», «Гидрология водохранилищ», «Водохранилища мира», «Водохранилища и их воздействие на окружающую среду», «Водохранилища», учебник «Рациональное использование и охрана водных ресурсов» стали настольными книгами проектировщиков и исследователей, географов и гидрологов, экологов и биологов, а также руководителей разного ранга.

А.Б. Авакян известен не только как крупный ученый-энциклопедист, внесший существенный вклад в учение о природных водах, но и как один из пламенных популяризаторов науки. В течение многих лет он выступал в периодической печати с активных позиций борца за сохранение и рациональное использование водных ресурсов. Его полемическая статья «Культура и нравственность общества как важные факторы решения водных проблем» и научно-популярная книга «О воде с тревогой» сыграли огромную роль в осознании обществом уникальности пресной воды как первоисточника человеческой жизни. А.Б. Авакян первым показал ключевую роль этических норм в охране водных ресурсов.

Артур Борисович вел напряженную педагогическую работу, читал спецкурсы в университетах страны, на международных курсах ЮНЕСКО, ЮНЕП и ЭКА ООН, в организациях нескольких зарубежных стран (Белоруссия, Чехия, Польша и др.). Он также проводил большую научно-организационную работу в ряде научных советов, в редакционных коллегиях журналов РАН «Водные ресурсы» и «Биология внутренних вод», журналов «Гидротехническое строительство» и «Водохозяйственные проблемы», газеты «Вода России», был организатором и идейным вдохновителем Секции водохранилищ при Государственном комитете по науке и технике при Совете министров СССР. Принимал непосредственное участие в работе Совета экономической взаимопомощи, общества «Знание», в подготовке разделов Большой советской энциклопедии, а также в работе экспертного совета РФФИ. Его научные заслуги были высоко оценены Родиной – в 1991 г. он был удостоен звания заслуженного деятеля науки РСФСР.

Последние три года Артур Борисович увлеченно работал над темой, неожиданно ставшей в последнее время особо актуальной – «Наводнения, их социально-экономические последствия и методы защиты». Тема была поддержана Российским фондом фундаментальных исследований (РФФИ). Всего лишь за два года (2001–2002 гг.) совместно с участниками возглавляемого им коллектива было опубликовано 15 научных работ по

различным аспектам этой темы. Лучшей памятью об Артуре Борисовиче Авакяне, замечательном человеке и ученом, послужит завершение многогранного комплекса исследований о влиянии наводнений, губительные последствия которых в России и во всем мире требуют активных и согласованных действий инженеров и ученых.

Артур Борисович отнюдь не был ученым «кабинетного» склада ума или так называемым «функционером от науки». Наоборот, он был очень живым человеком, имел множество друзей, был легок на подъем, любил знакомиться с новыми людьми и новыми местами. Знавшие Артура Борисовича мгновенно поддавались обаянию его улыбки. Остроумный, веселый, находчивый, эрудированный, он сразу становился эпицентром любого общества, притягивая к себе как магнит. Доброжелательный к людям, он умел бескорыстно помогать им в трудных ситуациях. Рядом с ним все становилось простым и понятным.

23 января 2003 г. на 83-м году жизни после тяжелой болезни не стало выдающегося российского ученого, специалиста в области комплексного использования и охраны водных ресурсов, лидера российской науки о водохранилищах, заслуженного деятеля науки Российской Федерации, академика Академии водохозяйственных наук, доктора географических наук, профессора Артура Борисовича Авакяна. Однако, как уже не раз бывало, все звания и должности блекнут перед простой человечностью, меткостью его слова и обаянием его взгляда. Будучи уже тяжелобольным, Артур Борисович нашел в себе силы издать сборник смешных историй из жизни водников, которые он собирал в течение ряда лет – «Давайте улыбнемся». Давайте улыбнемся и мы, вспомнив, каким был и остается для всех нас этот удивительный, не похожий ни на кого человек – ученый, до последней капли отдавший всю свою жизнь пресной воде и водохранилищам.

*А.С. Литвинов, Б.Г. Кочарян, А.Е. Асарин, В.К. Голованов*

УДК 556.55

## ВОДОХРАНИЛИЩА – ФЕНОМЕН XX СТОЛЕТИЯ

**А.Б. Авакян**

*Институт водных проблем РАН, Москва, Россия, avakian@aquas.laser.ru*

Среди ресурсных и экологических проблем в современном мире одними из наиболее сложных и трудно разрешимых являются проблемы обеспечения населения и хозяйства пресной, доброкачественной водой, а также сохранения водных и наземных экосистем.

Известно, что важнейшими средствами управления водными ресурсами служат создание и эффективная эксплуатация водохранилищ. Однако эти объекты, давая ключ к решению многих водных проблем, в то же время становятся фокусом противоречий между участниками водохозяйственного комплекса и, в особенности, между целью их создания и нежелательными экологическими последствиями. За последние полвека было установлено, что воздействие водохранилищ на природу и хозяйство в прилегающих районах и нижних бьефах гидроузлов весьма многообразно и может быть как положительным, так и отрицательным. Объективное и доскональное знание закономерностей влияния водохранилищ на окружающую среду (так же, как и окружающей среды – на выбор оптимальных параметров водохранилищ), их комплексное использование и режимы эксплуатации – залог разумного подхода общества к созданию и обеспечению эффективного функционирования этих объектов. Вот почему исследования взаимодействия водохранилищ с окружающей средой, особенно учитывая масштабы их создания за последние пять десятилетий, уделяют столь большое внимание в институтах Российской академии наук и ведущих университетах страны.

До начала второй половины прошлого века в России и других странах мира в основном создавались небольшие водохранилища, преимущественно одноцелевого назначения, не оказывавшие существенного влияния на природные, хозяйственные и социальные условия жизни населения. Создание и эксплуатация этих водохранилищ не выдвигали перед учеными каких-либо серьезных научных проблем. Инструкции, на основе которых создавались водохранилища, назывались «Затопление и подтопление при крупном гидротехническом строительстве». С возникавшими локальными проблемами успешно справлялись проектные организации, в необходимых случаях привлекая научных работников из отраслевых научно-исследовательских институтов.

Опыт проектирования, подготовки и эксплуатации первых крупных водохранилищ в России – на Волге, Каме, Ангаре, Иртыше и других больших реках, а также в различных странах мира – выдвинул перед проектировщиками, строителями и учеными ряд новых проблем, которые пришлось решать одновременно с гидростроительством. Среди них в первую очередь возникли такие проблемы, как прогнозирование перестроения берегов и всплывания торфяников; влияние водохранилищ на гидродинамический, гидрохимический и гидробиологический режимы зарегулированных рек; их воздействие на условия воспроизводства, нагула и миграций проходных, полупроходных и туводных рыб. Не успевали проектировщики и ученые решить одни проблемы, как практика ставила перед ними другие, которые требовали немедленного решения. Потребовались углубленные исследования изменений режима грунтовых вод в прибрежной полосе, влияния водохранилищ на климат, почвы, растительность и животный мир как в зонах затопления, так и на прилегающих территориях.

Первым институтом, подключившимся к решению этих проблем, был Институт географии, занявшийся разработкой вопросов взаимодействия крупных водных систем с окружающей природной средой. Особенно активно это направление начало развиваться с приходом в Институт в 1962 г. д.г.н. Семена Леонидовича Вендрова. Важнейшей заслугой группы географов Института, работавших под руководством С.Л. Вендрова (Л.К. Малик, К.Н. Дьяконов, А.Ю. Ретеюм), была разработка основных положений и первая попытка комплексной оценки воздействия водохранилищ на окружающую среду.

Широкое развитие гидротехнического строительства в бассейне Волги и ввод в эксплуатацию Иваньковского, Угличского, Рыбинского, Горьковского, Куйбышевского, Волгоградского и Камского гидроузлов в конце 30–50-х годов коренным образом изменили гидрологический, гидрохимический и гидробиологический режимы Волги и Камы. В 1956 г. в п. Борок Ярославской области был создан Институт биологии водохранилищ АН СССР, который в 1962 г. был переименован в Институт биологии внутренних вод. В настоящее время институт, который носит имя И.Д. Папанина, его организатора и первого директора, стал всемирно известным научным центром. Здесь ведутся фундаментальные исследования в области гидробиологии и экологии пресных вод, структуры и функционирования пресноводных экосистем, биологии, морфологии и систематики водных организмов, генетики и иммунологии рыб, биотического круговорота веществ и других биологических проблем внутренних водоемов. Весомый вклад в исследование волжских водохранилищ внес за



последние два десятилетия Институт экологии Волжского бассейна, созданный в г. Тольятти.

Несмотря на высокую значимость работ, проводимых в Институтах географии и биологии внутренних вод, а также во многих других проектных и отраслевых институтах, настоятельно требовалось создание единого научного центра, в котором бы рассматривались и решались проблемы оценки водных ресурсов и комплексного их использования с максимальным учетом интересов всех отраслей хозяйства, а также осуществлялся бы прогноз изменений, вносимых водохозяйственным строительством в окружающую среду и влияющих на условия жизни и состояние здоровья населения. В 1967 г. было принято решение о создании Института водных проблем АН СССР.

В число важнейших направлений его деятельности входило изучение воздействия водохранилищ на окружающую среду, оценка влияния изменений гидрологического режима на функционирование экосистем внутренних водоемов и наземных биогеоценозов, обоснование экологических требований к режимам водных объектов, медико-биологическая оценка влияния изменений режима и качества вод на условия жизни и состояние здоровья населения. Это был единственный в системе АН СССР институт, в котором был создан сектор водохранилищ.

С момента его создания и до настоящего времени проводится систематическое изучение мирового фонда водохранилищ. Многолетний анализ научных отчетов, литературных и проектных материалов, выполнявшийся автором и сотрудниками сектора, позволил составить представление о распределении водохранилищ на Земном шаре, о динамике их создания и представить феномен водохранилищ как явление планетарного масштаба, наиболее ярко выразившееся во второй половине XX века.

Ежегодно на Земле вступает в эксплуатацию несколько сотен новых водохранилищ. Сегодня их число превышает 60 тыс., объем – 6.6 тыс. км<sup>3</sup>, а площадь водного зеркала приблизительно равна 400 тыс. км<sup>2</sup>. Трудно теперь найти реку, на которой нет хотя бы одного водохранилища. Волга, Днепр, Ангара, Колумбия, Миссури, Теннесси, Парана и сотни других больших и средних рек, по существу, превратились в каскады водохранилищ.

Основное представление о числе водохранилищ полным объемом свыше 0.1 км<sup>3</sup> и динамике его роста дает представленная ниже таблица. Из приведенных данных видно, что пик создания водохранилищ на Земном шаре пришелся на 60-е годы прошлого столетия. Затем темпы создания водохранилищ начали снижаться. Тем не менее, в последние десятилетия (1991–2000 гг.) в эксплуатацию было введено 258 крупных водохранилищ суммарным объемом 450.2 км<sup>3</sup>. Создание водохранилищ при-

вело, по нашим оценкам, к преобразованию природных условий на территории, равной 700 тыс. км<sup>2</sup>, а также к изменению инфраструктуры регионов в связи с мероприятиями по переселению людей и переустройству хозяйства на территории в 1.5 млн. км<sup>2</sup>.

**Динамика создания водохранилищ  
(полным объемом свыше 0.1 км<sup>3</sup>) в XX веке**

Материк	Годы							Итого
	До 1900	1901– 1950	1951– 1960	1961– 1970	1971– 1980	1981– 1990	1991– 2000	
Северная Америка	<u>25</u> 8.4	<u>342</u> 344.7	<u>178</u> 254.4	<u>216</u> 534.0	<u>113</u> 339.0	<u>34</u> 176.9	<u>23</u> 24.1	<u>931</u> 1681.5
Центральная и Южная Америка	<u>1</u> 0.3	<u>22</u> 8.8	<u>30</u> 28.8	<u>54</u> 96.9	<u>88</u> 251.5	<u>51</u> 349.1	<u>34</u> 159.8	<u>280</u> 895.2
Европа	<u>9</u> 3.3	<u>104</u> 121.7	<u>113</u> 175.0	<u>172</u> 189.4	<u>94</u> 103.6	<u>76</u> 49.3	<u>35</u> 14.3	<u>603</u> 656.6
Азия	<u>5</u> 1.7	<u>47</u> 17.9	<u>161</u> 293.6	<u>215</u> 640.0	<u>222</u> 484.1	<u>138</u> 321.5	<u>149</u> 226.3	<u>937</u> 1985.1
Африка	<u>1</u> 0.1	<u>15</u> 15.0	<u>21</u> 381.1	<u>24</u> 364.4	<u>57</u> 173.7	<u>52</u> 56.6	<u>15</u> 25.2	<u>185</u> 1016.1
Австралия и Новая Зеландия	–	<u>10</u> 10.6	<u>21</u> 20.1	<u>18</u> 15.5	<u>27</u> 42.4	<u>12</u> 5.9	<u>2</u> 0.45	<u>90</u> 95.0
Всего в мире	<u>41</u> 13.8	<u>540</u> 518.7	<u>524</u> 1153.0	<u>699</u> 1840.2	<u>601</u> 1394.3	<u>363</u> 959.3	<u>258</u> 450.2	<u>3026</u> 6329.5

*Примечание.* Над чертой – количество водохранилищ, под чертой – их объем, км<sup>3</sup>.

Исследования водохранилищ могут быть условно подразделены на три группы:

1. Анализ изменений гидрологических, гидрофизических, гидрохимических, гидробиологических условий при зарегулировании речных бассейнов и оценка таких форм воздействия водохранилищ, как подтопление, переформирование берегов, всплывание торфяников, изменение почвенного покрова, растительности, животного мира, а также микроклиматических условий и условий жизнедеятельности населения.
2. Исследования влияние водохранилищ на земельные ресурсы, качество воды; изучение последствий их создания для природы и народного

хозяйства; оценка экономических, социальных и экологических последствий ликвидации водохранилищ.

3. Изучение процессов взаимосвязи отдельных компонентов вод суши с окружающей средой, установление качественных и количественных закономерностей проявления и трансформации этих взаимосвязей, включая динамику экосистем в различных природных и техногенных условиях.

Из вышесказанного следует, что для исследования водохранилищ как элемента окружающей среды необходимо проведение фундаментальных работ по созданию теории развития водных экосистем, оценке их продуктивности и качества воды в условиях зарегулированного стока речных бассейнов.

Выдвигаемый нередко вопрос о том, что важнее: территория или акватория, по нашему мнению, надуман. С точки зрения интересов народного хозяйства, на каждом этапе его развития должно поддерживаться такое состояние и соотношение водных и земельных ресурсов, которое позволяло бы наиболее полно удовлетворять разнообразные, непрерывно растущие материальные и культурные потребности общества.

В последние годы появилось немало статей, авторы которых пытаются доказать, что загрязнение вод во многих бассейнах нашей страны связано с созданием водохранилищ. Не вступая в полемику, хотелось бы обратить внимание лишь на следующие принципиальные обстоятельства:

1. Влияние физико-химических и биологических процессов, происходящих в водохранилищах, на качественный состав поверхностных вод не является односторонним и неизменным во времени. Это влияние определяется соотношением разнонаправленных процессов. Поэтому возможны неоднозначные изменения стока химических веществ реки после прохождения ее вод через водохранилище, в том числе и в разные сезоны года.

2. Загрязнение вод во многих бассейнах нашей страны – результат избытка промышленных, транспортных, коммунальных и сельскохозяйственных стоков. При этом уровень загрязнения на некоторых участках рек, не зарегулированных водохранилищами, не уступает, а нередко и превосходит загрязненность вод в водохранилищах.

3. При прочих равных условиях, создание водохранилищ приводит к снижению мутности воды, общей цветности, улучшению ее запаха, уменьшению количества сапрофитных бактерий и содержания тяжелых металлов.

4. Интенсивность деструкционных процессов в водохранилищах в целом выше, чем в реках, особенно в меженный период. В результате,

качество водохранилищных вод по обширному набору ингредиентов оказывается выше, чем в реках в естественном состоянии.

5. Реки, озера, водохранилища, моря и даже океаны не могут справиться с современными масштабами загрязнения. Поэтому ошибочны попытки связать ухудшение качества природных вод лишь с созданием водохранилищ. Несостоятельны и ссылки на их замедленный водообмен. Достаточно напомнить, что на протяжении тысячелетий и до второй половины XX века многие озера, не только характеризующиеся замедленным водообменом, но и вовсе лишенные стока, на протяжении миллионов лет сохраняли превосходные качества воды.

6. Пока не будет поставлен надежный заслон использованию водных объектов в качестве приемников неочищенных или недостаточно очищенных сточных вод и других загрязнителей, ни о каком улучшении качества вод не может быть и речи.

Влияние водохранилища на окружающую среду многообразно: оно может быть прямым и косвенным, положительным и отрицательным, проявляться немедленно или много лет спустя после создания. Это влияние зависит также от внутривековых и других климатических флуктуаций, которые могут гасить или, наоборот, усиливать воздействие водохранилищ на климат, гидрологические, гидрогеологические и другие процессы.

К общепланетарным проблемам, вызываемым загрязнением и сокращением водных ресурсов суши, в случае водохранилищ добавляются проблемы, связанные с их уровнем режимом. Экосистемы водохранилищ формируются под влиянием инженерных решений, направленных прежде всего на оптимальное использование создаваемых водоемов в интересах энергетики, водного транспорта, ирригации и борьбы с наводнениями. В связи с этим абиотическая и биотическая составляющие экосистемы не способны обеспечить ее нормальное функционирование, что осложняет производство воды нормативного качества и оказывает отрицательное влияние на биопродукционный потенциал.

Таким образом, водохранилища, в отличие от естественных водных объектов, формируются и развиваются в условиях воздействия человеческой деятельности на параметры среды, уровень режим, а следовательно, и на биоту. Действуя как пусковой механизм, уровень режим изменяет характер течений, температуру, содержание кислорода, формирование рельефа дна и берегов, степень волнения и ледовую обстановку. В естественных водоемах водные организмы на протяжении тысячелетий адаптированы к природному ходу уровня воды. Неблагоприятные колебания уровня в водохранилищах проявляются в резких его подъемах и падениях, что, как правило, не свойственно природным водоемам. Кроме

того, для водохранилищ характерны неестественные изменения уровня по сезонам года и большой размах его колебаний. В работах, выполненных нами в последнее время совместно с сотрудниками ИБВВ РАН, показано, что в ряде случаев оптимизация хода уровня, не вызывая существенных нарушений в целевом использовании водохранилищ, может улучшить условия нереста, нагула и зимовки рыб, формирования прибрежной растительности и существования донных биоценозов.

Ниже водохранилищ, на территориях, прилегающих к рекам с зарегулированным стоком, также наблюдается существенное изменение окружающей среды. На некоторых реках (Волге, Иртыше и др.) эти изменения, грозившие стать необратимыми, были предотвращены в результате осуществления специальных попусков воды из вышележащих водохранилищ (Куйбышевского, Бухтарминского), которые в той или иной степени восстанавливали естественный половодный режим.

Характерная особенность выполненных и проводимых в настоящее время работ – их комплексность. Водохранилища рассматриваются как сложные и диалектически противоречивые объекты, выступающие одновременно в двух системах отношений – между природными и общественными явлениями. Создание водохранилищ вызывает как положительные, так и отрицательные последствия для природы, населения и хозяйства. Результаты работ в этой области были освещены во многих сотнях статей и десятках монографий. Не имея возможности указать все источники, в список используемой литературы мы включили только те из них, в которых рассматривается комплекс проблем, затрагиваемых в данной публикации (Авакян, Шарапов, 1977; Вендров, 1979; Водохранилища мира, 1979; Водохранилища и их воздействие ..., 1986; Авакян и др., 1987; Эдельштейн, 1998; Водохранилища, 2001).

В 1972 г. нами была выдвинута идея повышения эффективности комплексного использования водных, земельных, биологических, рекреационных и энергетических ресурсов водохранилищ на основе проведения акваториального районирования, планировки и инженерного обустройства внутренних водоемов. В последние годы была предложена концепция рационального использования водохранилищ в условиях растущего антропогенного воздействия. Эта концепция разрабатывалась автором совместно с сотрудниками Института биологии внутренних вод РАН А.Г. Поддубным, И.К. Ривьер и С.А. Поддубным.

Обобщение материалов по различным аспектам создания, комплексного использования водохранилищ и их воздействия на окружающую среду как в России, так и во всем мире позволило выдвинуть и обосновать ряд излагаемых ниже положений, имеющих важное значение для выработки принципиального отношения и объективного подхода к оцен-

ке водохранилищ как новых географических объектов планетарного масштаба.

1. Водохранилища – очень сложные объекты. Решая многие водохозяйственные проблемы и устраняя или смягчая противоречия между требованиями, предъявляемыми к водным ресурсам различными отраслями водного хозяйства, которые не могут быть удовлетворены в естественных условиях речного стока, водохранилища порождают новые противоречия. Это противоречия между отдельными отраслями хозяйства, а также между целевым назначением водохранилищ и их побочными, нередко нежелательными, последствиями для природы и хозяйства регионов, затронутых воздействием водохранилищ.
2. Создание водохранилищ – один из немногих видов деятельности человеческого общества, ведущий к резким, многообразным и глубоким преобразованиям природы и хозяйства.
3. Географические условия в районах создания водохранилищ оказывают определяющее влияние на выбор их параметров при строительстве и эксплуатации, а следовательно, на их хозяйственное значение и эффективность.
4. Как отдельные водохранилища, так и их каскады непрерывно изменяются во времени. Эти изменения происходят под воздействием как природных процессов, так и антропогенных факторов. Поэтому проектирование, подготовка и эксплуатация водохранилищ должны быть подчинены условиям их рационального использования на каждом из прогнозируемых этапов развития хозяйства.
5. Водохранилища, будучи созданы людьми, подчиняются закономерностям формирования и развития, присущим естественным водоемам. В то же время на все процессы, протекающие в водохранилищах, большое влияние оказывает деятельность человека.
6. Наряду с отрицательным воздействием на земельные фонды (затопление, подтопление, переформирование берегов) водохранилища, в особенности ирригационные и противопаводковые, создают возможности для улучшения использования земельных фондов.
7. Влияние физико-химических и биологических процессов, происходящих в водохранилищах, на качественный состав поверхностных вод разносторонне и изменяется во времени.
8. Многогранность и внутренняя противоречивость водохранилищ, сложные закономерности их развития, комплексность использования, существенные и многосторонние изменения, вносимые ими в природу, хозяйство, медико-экологические условия жизни населения, а также большие затраты на создание водохранилищ требуют системного подхода при их проектировании, подготовке и эксплуатации.

9. Создание каждого водохранилища означает возникновение новой водной экосистемы со свойственным ей животным и растительным миром, биопродукционными процессами.

Практически повсеместная неудовлетворенность результатами эксплуатации водохранилищ объясняется указанными выше объективными причинами и многими субъективными факторами. Это, прежде всего, отсутствие должного анализа и синтеза многочисленных частных исследований; волевые решения в процессе проектирования, подготовки и эксплуатации водохранилищ (особенно на предварительных стадиях). Сюда же следует отнести недостаточный обмен опытом между научными работниками, проектировщиками и изыскателями – как в отдельных странах, так и в рамках международного сотрудничества. Еще одна важная причина – гигантомания, в результате которой в мире на 10 водохранилищ (0.02%) приходится около 22% их полного объема (в России соответственно на 0.3% водохранилищ – 40% полного объема).

К плачевным результатам приводят также недоучет экологических, психологических и других проблем, недостаточная разработанность экологического прогнозирования. Кроме того, на водохранилища и их каскады порой возлагают совершенно не свойственные им функции, призванные покрыть просчеты и недостатки в работе ряда хозяйственных отраслей (покрытие дефицита электроэнергии, повышенные сбросы воды в нижние бьефы из-за ряда упущений на водном транспорте, в коммунальном водоснабжении и т.п.).

Единой точки зрения на проблему улучшения ситуации в бассейнах зарегулированных рек нет. Имеющиеся предложения могут быть подразделены на три группы: а) отказаться от создания новых водохранилищ и спустить (ликвидировать) эксплуатируемые; б) пересмотреть отметки подпорного уровня существующих водохранилищ в сторону снижения; в) всемерно улучшить проектирование, подготовку и эксплуатацию водохранилищ, обратив особое внимание на экологические аспекты их создания и эксплуатации.

Углубленные проработки первых двух предложений показали их полную несостоятельность, поскольку спуск водохранилищ, не решая никаких экологических и хозяйственных проблем, приведет к полному разрушению сложившейся системы водоснабжения и водоотведения, электрообеспечения, транспорта и других отраслей народного хозяйства.

Единственным способом улучшения положения в бассейнах зарегулированных рек может стать лишь всемерное совершенствование всех технологических звеньев проектирования, подготовки и эксплуатации водохранилищ, а также воплощение в жизнь предлагаемой нами концепции их

рационального использования в условиях растущего антропогенного воздействия, состоящей из трех взаимосвязанных элементов:

- утверждение статуса водохранилищ как биогеосистем, главное назначение которых заключается в производстве воды надлежащего качества для обеспечения нормального функционирования как водных, так и наземных экосистем;

- экосистемный подход ко всем видам хозяйственной деятельности как на водохранилище, так и на водосборе (особенно в пределах водохранной зоны);

- осуществление районирования и планировки акваторий и береговых зон водохранилищ в целях улучшения их структурной организации и оптимального обустройства.

Проведенные исследования дают основание считать, что решение проблемы рационального использования водохранилищ только экономическими, техническими и юридическими средствами не дало и не может дать ожидаемых результатов. Поэтому важной составной частью концепции рационального использования водохранилищ и водных ресурсов в целом должно стать экономическое осмысление всех составляющих элементов культуры в самом широком смысле этого слова, в первую очередь таких, как мораль и нравственность.

Особое и неослабевающее внимание необходимо уделять формированию в сознании широких кругов населения разумного отношения к использованию водных ресурсов. Общество должно осознать, что культура, мораль и нравственность – существенные экономические факторы, дающие возможность в кратчайшие сроки и с наименьшими затратами денежных средств решить многие хозяйственные, экологические и водные проблемы.

### **Выводы**

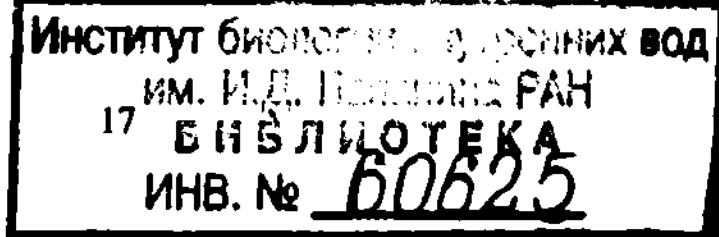
1. Необходима системная оценка итогов создания и эксплуатации водохранилищ в XX веке.
2. Жизненно важны изучение и прогноз закономерностей развития экологически дестабилизированной наземной среды при антропогенных изменениях гидрологического и гидрогеологического режима вод суши.
3. Требуется детальные исследования гидрофизических, гидрохимических и гидробиологических процессов на отдельных водохранилищах и их каскадах.
4. Представляется целесообразным подготовить и издать фундаментальную коллективную монографию, освещающую итоги изучения водохранилищ и их воздействия на окружающую среду, с участием пред-



ставителей ведущих институтов страны, которые внесли наибольший вклад в разработку этой проблемы.

### Список литературы

- Авакян А.Б., Шарапов В.А. Водохранилища гидроэлектростанций СССР. Издание третье. М.: Энергия, 1977. 399 с.
- Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Шарапов В.А. Водохранилища. Сер. Природа мира. М.: Мысль, 1987. 326.
- Вендров С.Л. Проблемы преобразования речных систем СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1979. 207 с.
- Водохранилища и их воздействие на окружающую среду. М.: Наука, 1986. 367 с.
- Водохранилища мира. М.: Наука, 1979. 287 с.
- Водохранилища. Екатеринбург: «Аква-пресс», 2001. 700 с.
- Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М.: ГЕОС, 1998. 277 с.



УДК 377-472

## **О ТЕОРИИ ФУНКЦИОНИРОВАНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ**

**А.Ф. Алимов**

*Зоологический институт РАН, Санкт-Петербург, Россия,  
director@zin.ru*

Одна из важнейших задач гидробиологии – оценка состояния водных экосистем и прогнозирование их возможных изменений в результате воздействия факторов внешней среды, особенно антропогенных, и расчет оптимальной степени их эксплуатации. Наиболее строго эта задача может быть решена на основе теории функционирования водных экосистем, которая пока находится в начальной стадии развития. Необходимость создания такой теории диктуется научными и практическими задачами.

Экосистема представляет собой локализованную в пространстве и динамичную во времени совокупность совместно обитающих организмов и условий их существования, находящихся в закономерной связи между собой и окружающей средой и образующих систему взаимообусловленных биотических и абиотических процессов. В результате взаимодействия организмов между собой и окружающей средой в экосистеме организуются потоки вещества, энергии и информации. Существование экосистемы как системы открытой возможно лишь при поступлении энергии извне – главным образом в виде солнечной энергии или, например, в виде энергии химических соединений. Процессы биологического круговорота веществ и трансформации энергии в экосистемах осуществляются в результате различных взаимодействий организмов между собой, в том числе через пищевые цепи, которые могут быть сложными и сильно разветвленными, образуя трофическую сеть.

Функционирование экосистемы – динамическое взаимодействие потоков энергии, вещества и информации, обеспечивающее ее стабильность в конкретных условиях. Экосистема поддерживает целостность благодаря многообразным взаимосвязям между ее компонентами, реализуемым через потоки энергии, вещества и информации. Количество таких потоков, даже если ориентироваться на те из них, по которым имеются количественные данные, достаточно велико. Теория функционирования экосистем должна объединить количественные закономерности структуры, формирования и взаимодействия указанных потоков.

В результате исследований школы продукционной гидробиологии, созданной Г.Г. Винбергом, и ее последователей (ядро школы находится в ЗИН РАН) создана теория биологической продуктивности водоемов, по-

зволюившая количественно выразить многие протекающие в них процессы. Эта теория основывается на балансовом и энергетическом принципах исследования водных экосистем, использующих законы сохранения вещества и энергии.

В развитии гидробиологии как раздела экологии можно выделить два главных этапа: выявление важнейших закономерностей потока вещества и энергии через организмы, популяции и сообщества гидробионтов и изучение функционирования водных экосистем.

В результате исследований первого этапа были установлены количественные закономерности роста, размножения, метаболизма, питания гидробионтов и влияния разных факторов среды на эти процессы, решены многие трудные вопросы популяционной экологии, выявлены общие закономерности структуры и функционирования сообществ организмов. Было убедительно показано, что скорости обмена ( $R$ ), роста ( $dW/dt$ ), питания ( $C$ ), экскреции ( $E$ ), размножения животных, как и скорости увеличения численности в их популяциях ( $r_m$ ), находятся в закономерной связи с массой организмов, и эти связи выражаются в виде степенных уравнений с показателями степени от 0.6 до 0.8:

$$R = a_1 W^{0.75}; R/W = a W^{-0.25}; dW/dt = a_2 W^b - a_3 W^{b_1};$$

$$C = a_3 W^{0.6}; E = a_4 W^{b_2}; r_m = a_5 W^{-0.27}.$$

Эти важнейшие итоговые результаты позволили рассчитать биотические балансы экосистем в различных по типу, географическому положению и продуктивности водоемах, а также выявить ряд закономерностей, в том числе установить обобщенную генеральную схему потоков энергии в их экосистемах (табл. 1).

Таблица 1

Доля отдельных составляющих биотического баланса от величины  
первичной продукции (%) в экосистемах разных водоемов

Составляющие баланса	Процент от величины первичной продукции
$A_{bac}$	84
$A_z$	18
$P_z$	4.2 (1.1–17)
$P_b$	8 (водохранилища), 2–7.1 (озера)
$A_b$	27 (водохранилища), 1.5–16.4 (озера)
$P_f$	0.11 (озера, водохранилища), 2 (пруды)
$Y_f$	0.11–0.3 (озера, водохранилища), 0.4–2.2 (пруды)

Примечание.  $A_{bac}$ ,  $A_z$ ,  $A_b$  – поток энергии через бактерио-, зоопланктон и бентос, соответственно;  $P_z$ ,  $P_b$ ,  $P_f$  – продукция сообществ зоопланктона, зообентоса и рыб, соответственно;  $Y_f$  – уловы рыб.  $P_b$  и  $A_b$  рассчитаны по отношению к суммарной первичной продукции (планктона, макрофитов, перифитона), остальные показатели – к первичной продукции планктона.

Из приведенной таблицы видно, что компоненты биотического баланса составляют в среднем вполне определенную долю от величины первичной продукции в водоеме.

В отличие от энергии, вещество в экосистемах передается по замкнутым циклам, проходя через петли круговорота. Например, биогенные элементы как компоненты биомассы организмов в процессе происходящего у них обмена веществ просто меняют свои молекулы, и они могут использоваться неоднократно.

В водных экосистемах существуют два вида трофических цепей: пастбищная и детритная. Пастбищная цепь включает фотосинтезирующие растения, которые потребляются нехищными животными, поедаемыми в свою очередь плотоядными животными. Детритная цепь начинается с мертвого органического вещества, преобразуемого микроорганизмами в формы, доступные детритофагам, которые поедаются хищниками. В результате активности микроорганизмов биогенные элементы возвращаются в круговорот и становятся доступными растениям. Такие стойкие компоненты организмов, как целлюлоза и хитин, разлагаются, как правило, только бактериями. Поэтому в утилизации органических веществ огромное значение имеет так называемая «микробиальная петля», являющаяся одним из элементов структуры обратных связей в экосистемах водоемов. Исследования микробиальной петли – ее формирования, функционирования и роли в круговороте – еще далеки от своего завершения и во многих аспектах находятся лишь на начальных стадиях.

Можно сказать, что к настоящему времени установлены схемы круговорота основных биогенных элементов в водоемах, но пока это только схемы. Необходимы исследования, которые позволили бы построить генеральную схему потоков основных веществ и выразить количественно их взаимосвязи с другими потоками. В этом отношении существенно, что установлена количественная связь скорости экскреции фосфора и азота у животных с их массой, которая выражается уравнением степенной функции, аналогичной уравнению зависимости скорости обмена от массы животных. Это дает основание надеяться на установления количественной взаимосвязи между потоками вещества и энергии в водных экосистемах.

В последние годы в гидробиологических исследованиях находит все более широкое применение структурно-функциональный подход, при котором изучаются взаимосвязи структурных и функциональных характеристик сообществ организмов и экосистем.

В качестве структурных характеристик экосистем могут быть использованы показатели видовой, размерной и трофической структуры, структуры потоков. Для количественной характеристики структуры чаще всего

применяют различные индексы, среди которых наиболее часто употребляется индекс Шеннона ( $H$ ):

$$H = \sum N_i/N \cdot \lg_2 (N_i/N),$$

где:  $N_i$  – численность  $i$ -го вида,  $N$  – численность всех видов.

Этот индекс отражает разнообразие и степень сложности структуры: сложно организованные сообщества, более разнообразные, характеризуются высокими значениями индекса. И наоборот, чем проще по структуре сообщество, тем выше степень доминирования видов и тем меньше значение индекса. Индекс Шеннона может рассматриваться как одна из интегральных характеристик структуры системы. Структура системы может изменяться во времени в зависимости от качественных и количественных изменений факторов среды. Это эволюционные процессы, протекающие в течение длительных отрезков времени. Аналогично происходят изменения и при антропогенных воздействиях, но при этом процессы изменения в экосистемах протекают с большими скоростями. При этом более резко, чем при эволюционных изменениях, происходит упрощение структуры системы, сопровождающееся возрастанием амплитуды флуктуаций биомассы в экосистеме в течение года.

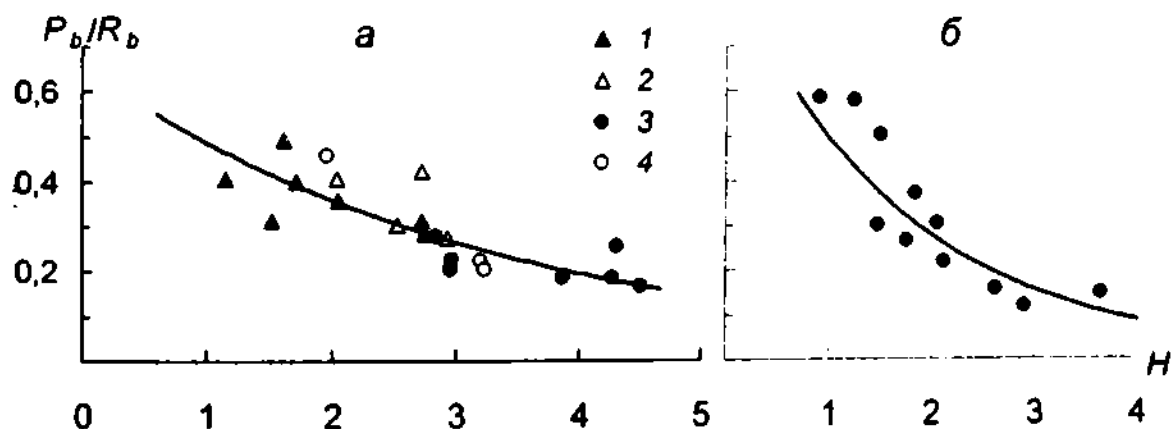


Рис. 1. Зависимость отношения  $P_b/R_b$  от индекса разнообразия  $H$  в донных сообществах (а) Горской губы Онежского озера (1), р. Преголь (2), р. Ижора (3), Воткинского водохранилища (4) и в сообществе зоопланктона (б) р. Вилюй

В качестве обобщенной функциональной характеристики системы можно использовать отношение продукции к суммарным тратам на обмен у всех гидробионтов ( $P/R$ ). Между величиной этого отношения и показателем сложности структуры ( $H$ ) существует функциональная связь, которая может быть аппроксимирована уравнением экспоненциальной функции (рис. 1):

$$P_b/R_b = \lambda H^\beta,$$

где  $\lambda, \beta$  – параметры уравнения.

Из рис. 1 и приведенного уравнения следует, что по мере усложнения структуры системы уменьшается доля энергии, заключенной в продукции, по отношению к энергии, рассеиваемой (диссипируемой) в процессах обмена в виде тепловой энергии. Это соответствует представлениям о том, что структура биологических объектов и экосистем сохраняется не за счет образования устойчивых связей между элементами (как у объектов неживой природы), а за счет постоянных затрат энергии на поддержание упорядоченности и воспроизводства элементов и структур биологических и экологических систем.

Состояние системы, находящейся под воздействием конкретных факторов среды, может быть охарактеризовано ее структурными и функциональными показателями. Вся энергия биологических систем связана с их структурой или расходуется на производство работы. Объяснения процессов изменения систем могут быть связаны с поисками резервов и источников свободной энергии в самой системе или за ее пределами.

Для достижения высокой продуктивности водоемов человек проводит ряд разнообразных мероприятий, направленных, в конечном счете, на упрощение структуры их экосистем. При этом сокращаются трофические цепи, снижается разнообразие (возрастает доминирование необходимых видов) и тем самым происходит упрощение структуры системы, сопровождающееся уменьшением диссипации энергии. Однако поддержание системы в таком упрощенном, по сравнению с природным, состоянии возможно лишь при проведении разнообразных хозяйственных мероприятий, которые влекут за собой расходование материальных ресурсов и, в конечном счете, дополнительные затраты энергии. Вместе с тем, можно представить возможность увеличения продукции системы за счет усложнения ее структуры, но этот гипотетический путь может быть реализован, скорее всего, за счет усложнения информационных, а не вещественно-энергетических связей. Пока таких экспериментально полученных данных нет.

По мнению Ю. Одума (1975), эколог, построивший схемы потоков вещества и энергии в экосистеме, понимает их несовершенство, обусловленное отсутствием информационных связей. Известны примеры, когда малые по биомассе популяции, через которые проходит ничтожно малая часть энергии от трансформирующейся в экосистеме, оказывают сильнейшее влияние на величины и направленность потоков энергии. Информационные связи играют организующую роль. Носителями информации могут выступать все известные для биологических объектов каналы связи: химические (метаболиты, аттрактанты и др.), оптические (зрительный образ, фотопериод), механические колебания среды, электромагнитные волны и др.

Информационные связи многочисленны и сложны, для их определения, изучения и количественного выражения необходимо выполнить огромный объем работ, направления и методы которых еще не вполне ясны и пока трудно определимы. Можно пока говорить лишь об общем направлении исследований и о понимании их необходимости.

Второй закон термодинамики установил критерий, позволяющий различать обратимые и необратимые процессы. При его формулировке вводится новая функция – энтропия, которая возрастает в случае необратимых процессов. Энтропия служит мерой необратимого рассеяния энергии. С позиций термодинамики информация ( $I$ ) связана с энтропией ( $S$ ), представляя собой негэнтропию:  $I = -S$ .

Э. Шрёдингер (1972), рассматривая термодинамику биологических систем, писал, что организм производит положительную энтропию и для того, чтобы оставаться живым, он должен постоянно извлекать из среды отрицательную энтропию. Отрицательную энтропию (информацию) организм получает, преобразуя вещества, которые он получает с пищей или квантами световой энергии, или химические соединения в энергоносителях, используя их в биохимических реакциях. При этом разрушение веществ ведет к увеличению энтропии, а их создание к – ее снижению.

Биологические системы представляют собой сложные и упорядоченные объекты, обладающие уникальной способностью сохранять и передавать информацию в виде структур и функций, которые возникают в результате длительной эволюции. Синтез веществ и аккумуляция энергоносителей, их трансформация и разрушение любых веществ в живых организмах идут только при участии АТФ и других макроэргов, в том числе нуклеозидов.

В биологии передача информации чаще всего изучается и описывается независимо от процессов передачи вещества и энергии. Однако на самом деле существуют материальные носители информации, например энергия, которая необходима при записи и считывании информации. Информация присутствует как в структурах организмов, так и в потоках между структурами.

Информацию в экологии обычно сводят к разнообразию, благодаря чему получил широкое применение информационный индекс Шеннона. Однако из такого понимания информации трудно получить представление о структуре потоков информации и количественно их выразить.

В последнее время появились представления о том, что потоки информации в экосистемах могут быть определены по потокам фосфора (Покаржевский, 1991; Покаржевский, Криволицкий, 1992). Такая возможность связана с тем, что при отщеплении фосфат-иона от макроэргической связи происходит не только передача энергии, но и передача информации объемом 1 бит. Последовательность реакции – это канал связи,

а отщепление фосфат-иона – сигнал в 1 бит по этому каналу. Такой подход дает возможность оценить запасы информации в организмах, популяциях, сообществах организмов, экосистемах. Конечно, не все информационные потоки могут быть сведены только к потокам фосфора. Организмы обмениваются и массой других сигналов, несущих информацию.

Такой подход был использован для расчетов возможных информационных потоков в сообществах донных животных в некоторых водоемах. По содержанию фосфора в телах животных рассчитывалось количество молей фосфора. Каждый моль фосфора, проходящий через живые организмы, несет количество информации (бит), соответствующее числу Авогадро. Одновременно с накоплением фосфора в биомассе и продукции происходит экскреция его организмами, пропорциональная их массе. В экскретах также содержится некоторое количество информации, которая будет передаваться другим организмам. Информация, содержащаяся в продуцируемом веществе, передается на следующий трофический уровень при его потреблении. Так можно представить потоки информации в сообществах и экосистемах.

В качестве примера были выполнены расчеты для сообществ донных животных на 4 станциях р. Ижоры (Ленинградская обл.), которые различались качеством воды – от чистой до сильно загрязненной, а также в озере-рыбопитомнике Большой Окуненок (Ленинградская обл.) в разные годы и в оз. Щучьем (Забайкалье) – маточном водоеме для пеляди. Результаты этих расчетов приведены в табл. 2.

**Таблица 2**

**Потоки информации ( $I_p, I_e, I$ , бит/м<sup>2</sup> за сезон) и энергии ( $A$ , ккал/м<sup>2</sup> за сезон),  
траты на обмен у животных ( $R$ , ккал/м<sup>2</sup> за сезон), индекс разнообразия  
Шеннона ( $H$ , бит/экз.) в сообществах донных животных**

Водоем	$H$	$I_p$	$I_e$	$I$	$A$	$R$
<b>Р. Ижора:</b>						
ст. 1	2.23	5.1	21.0	26.1	184.4	160.2
ст. 2	1.41	152.5	208.9	361.4	2373.7	1549.2
ст. 3	2.52	10.4	16.7	27.1	160.3	67.0
ст. 4	2.03	2.9	7.2	10.1	50.9	36.4
Оз. Щучье	3.22	8.0	13.5	21.4	64.6	31.2
<b>Оз. Б. Окуненок</b>						
1986 г.	3.18	1.4	1.7	3.1	16.0	9.0
1987 г.	3.63	8.8	3.5	12.3	22.0	37.0
1988 г.	4.12	10.5	11.7	22.2	100.0	46.0

*Примечание.*  $I_p, I_e$  – информация в продукции и экскреции, соответственно,  $I = I_p + I_e$ . Ст. 1 – наиболее чистая, ст. 2 – наиболее грязная, ст. 3–4 – постепенное самоочищение.



Из таблицы видно, что соотношение между количеством информации в экскретах и энергетическими тратами на обмен у животных не зависело от сложности структурной организации сообществ животных, оцененной индексом Шеннона. Данное отношение в среднем составляло  $0.18 \cdot 10^{23}$  бит/ккал. С другой стороны, в более сложно организованных сообществах поток информации возрастал с большей скоростью, чем поток энергии. Это подтверждает положение о том, что усложнение организации биологических систем сопровождается возрастанием информационных связей.

Не претендуя на полноту анализа информационных связей и потоков в сообществах гидробионтов, укажем, что намечается некий путь исследования информации в сообществах организмов и экосистемах. Несомненно, исследования структуры, формирования потоков информации в экосистемах и в их составляющих только начинаются. Это трудный путь, и мы находимся только в начале этого пути, но за ним будущее.

Исследования взаимодействия потоков энергии, вещества и информации в экосистемах должны проводиться в динамике и в зависимости от времени и меняющихся факторов среды, особенно антропогенных. Важную роль в решении этих задач призваны сыграть методы математического моделирования, которые представляют собой необходимый инструмент исследований.

Такие модели незаменимы при проверке представлений и соотнесении их с наблюдаемыми фактами, в анализе и прогнозировании развития экологических ситуаций.

### Список литературы

- Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.
- Покаржевский А.Д. Информация в экосистемах, как ее измерить? // Биоиндикация и биомониторинг. М., 1991. С. 80–85.
- Покаржевский А.Д., Криволуцкий Д.А. Запасы и потоки информации в экосистемах лесостепной дубравы и луговой степи: значение фосфора // ДАН. 1992. Т. 326. № 6. С. 1102–1105.
- Шредингер Э. Что такое жизнь? М., 1972. 88 с.

УДК-556.545

## **ГОСУДАРСТВЕННОЕ УПРАВЛЕНИЕ РЕЖИМАМИ РАБОТЫ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛЖСКО-КАМСКОГО КАСКАДА**

**С.Е. Беднарук**

*Министерство природных ресурсов России,  
Москва, Россия, [serg-bedn@mtu-net.ru](mailto:serg-bedn@mtu-net.ru)*

Волжско-Камский бассейн – важнейший в экономическом отношении регион страны, на территории которого расположено 39 субъектов Российской Федерации. Здесь сосредоточено более 40% населения и вырабатывается до 50% сельскохозяйственной и промышленной продукции страны. На Волго-Каспийский бассейн приходится более 50% уловов рыбы на внутренних водоемах страны и более 90% уловов осетровых.

Основное влияние на Волжский водохозяйственный комплекс оказывает Волжско-Камский каскад (ВКК) водохранилищ. Его суммарная полезная емкость составляет около 80 км<sup>3</sup>, а среднегодовая выработка электроэнергии всеми гидроэлектростанциями – около 36 млрд. кВт·ч. Важнейшими водопользователями в бассейне Волги являются гидроэнергетика, водный транспорт, коммунальное и промышленное водоснабжение, рыбное хозяйство, орошаемое земледелие.

**Гидроэнергетика.** Волжско-Камский каскад входит в состав Единой Энергетической Системы Российской Федерации. Гидроэлектростанции каскада играют в объединенной энергосистеме важнейшую роль и как источники энергии, и как режимные станции, на которые возлагается участие в суточном регулировании и ведении частоты системы максимальной мощностью. Удельный вес гидроэлектростанций каскада в энергосистемах Центра и Поволжья по мощности и покрытию энергобаланса составляет до 20%. Гидроэлектростанции каскада играют решающую роль в обеспечении устойчивости объединенной энергосистемы в критические периоды.

**Судоходство.** В результате создания гидроузлов Волжско-Камского каскада, Волго-Донского и Волго-Балтийского водных путей Волга превратилась в глубоководную транспортную магистраль, интенсивно используемую как для внутренних (более 70% всего грузооборота речного транспорта страны), так и для международных перевозок. Эта транспортная система соединяет центральные районы страны с морскими портами Северного, Балтийского, Каспийского и Средиземноморского бассейнов. На Волге ниже устья Камы гарантированные глубины возросли до 3.5–

4.0 м. В связи с изменением судоходных условий за прошедшие десятилетия был полностью обновлен волжский флот и реконструированы портовые сооружения.

**Коммунальное и промышленное водоснабжение.** Требования коммунального и промышленного водоснабжения заключаются в обеспечении гарантированных объемов и минимальных горизонтов воды для бесперебойной работы водозаборных сооружений. Эти требования для каждого водохранилища зафиксированы в «Основных положениях» правил их использования. Как правило, коммунальное и промышленное водоснабжение использует воду в относительно небольших количествах по сравнению со стоком реки. В настоящее время объем безвозвратного водопотребления на коммунальные и промышленные нужды в бассейне Волги составляет около 2% среднемноголетнего стока реки.

Однако в ряде случаев требования водоснабжения становятся основными и первостепенными компонентами водохозяйственного комплекса, например в Иваньковском водохранилище, где доля забора воды в канал им. Москвы составляет 35% суммарного притока в водохранилище. Роль водохранилищ каскада в обеспечении водоснабжения непрерывно увеличивается, причем на первый план здесь выступает проблема качества воды.

**Сельское хозяйство.** Особое место занимает сельское хозяйство Волго-Ахтубинской зоны. По природно-климатическим условиям в зоне выделены пойма, дельта и западные подстепные ильмени. Существующие формы ведения сельского хозяйства в низовьях Волги сложились в условиях стихийного затопления поймы и дельты весенним половодьем. Наибольшее значение здесь имеют естественные кормовые угодья – луга среднего уровня поймы, площадь которых составляет 80% общей площади кормовых угодий.

Западные подстепные ильмени после строительства гидроузлов на Волге практически не затапливаются, так как для их затопления необходим расход воды порядка 30 тыс. м<sup>3</sup>/с, продолжительностью более 30 сут. При зарегулированном волжском стоке это возможно только в исключительно многоводные годы.

**Рыбное хозяйство.** Рыбное хозяйство – важный участник волжского водохозяйственного комплекса. Различают рыбное хозяйство волжских и камских водохранилищ и рыбное хозяйство Низовьев Волги с прилегающей акваторией Каспийского моря. Несмотря на то, что общая площадь созданных на Волге водохранилищ более чем в 5 раз превышает площадь зеркала речного русла, достигнутые объемы добычи рыбы не соответствуют ожидавшейся рыбопродуктивности этих водоемов, что связано с

рядом неблагоприятных для рыбного хозяйства факторов: загрязнением воды промышленными и хозяйственными неочищенными стоками, неадекватным уровнем режимом и т.д. Регулирование волжского стока привело к ухудшению условий размножения проходных и полупроходных рыб в низовьях Волги (Волго-Ахтубинской пойме и дельте).

**Водные ресурсы Волги.** Среднегодовой сток Волги в створе Волгограда составляет  $249 \text{ км}^3$ , сток самого многоводного 1926 г. (за столетний ряд наблюдений) достигал  $382 \text{ км}^3$ , самого маловодного 1937 г. –  $161 \text{ км}^3$ .

Регулирующее влияние Волжско-Камского каскада на сток характеризуется следующими цифрами. Если в естественных условиях за три весенних месяца по Волге у Самары проходило в среднем 62% годового стока, а остальные 38% – за девять месяцев межени, то сейчас в межень проходит в среднем 56% объема годового стока, а в половодье лишь 44%. В маловодные годы эта разница еще больше.

Суммарный полезный объем водохранилищ Волжско-Камского каскада равен  $79.5 \text{ км}^3$ . Однако весь этот объем практически никогда не использовался. При позднем начале половодья либо при катастрофически маловодной зиме объем используемого стока достигал 65–70  $\text{км}^3$ . В нормальных условиях обычно используется до 50–55  $\text{км}^3$  полезной емкости водохранилищ.

**Регулирование режимов работы водохранилищ каскада.** Регулирование режимов работы водохранилищ и управление использованием их водных ресурсов осуществляется Министерством природных ресурсов Российской Федерации на основании Водного Кодекса Российской Федерации (ст. 65, 74, 93, 139) и «Положения о Министерстве природных ресурсов Российской Федерации», утвержденного постановлением Правительства Российской Федерации № 588 от 17 мая 1997 г.

В соответствии с указанными правовыми актами, при установлении режимов пропуска половодий, наполнения и сработки Волжско-Камских водохранилищ МПР России привлекает к участию в выработке управленческих решений заинтересованные федеральные органы исполнительной власти и органы власти субъектов Российской Федерации. С этой целью при МПР России постоянно действует Межведомственная оперативная группа по регулированию режимов работы водохранилищ каскада. В работе группы принимают участие представители Росгидромета, Минэнерго России, Минсельхоза России, Госкомрыболовства России, МЧС России, Минтранса России, Госстроя России, Санэпиднадзора Минздрава России, РАО «ЕЭС России», органов исполнительной власти субъектов Федерации и других заинтересованных организаций. Заседания группы

проводятся с периодичностью не реже одного раза в месяц в условиях межени и практически еженедельно или еженедельно в период половодья.

На каждом заседании рассматривается текущая водохозяйственная обстановка на водохранилищах каскада и предлагаемые МПР России режимы работы гидроузлов на предстоящий период. В результате вырабатываются рекомендации, учитывающие потребности всех основных водопользователей и субъектов Федерации. На основании рекомендаций Межведомственной оперативной группы МПР России дает указания ЦДУ ЕЭС России по режимам работы всех гидроузлов каскада.

Планирование и установление режимов использования водных ресурсов каскада осуществляется на базе двух основополагающих принципов:

- всестороннего учета требований различных отраслей экономики в условиях комплексного использования водных ресурсов;
- бассейнового подхода к распределению водных ресурсов с учетом интересов входящих в бассейн территорий.

Установление рациональных режимов работы водохранилищ оказывает непосредственное влияние на эффективное функционирование всей экономики и водообеспеченность различных регионов бассейна. Это особенно важно в маловодные периоды и при пропуске высоких половодий.

Требования многочисленных водопользователей к уровенным режимам водохранилищ и к режимам пусков из них очень противоречивы и зачастую противоположны интересам энергетического использования водных ресурсов водохранилищ.

Регулирование режимов работы отдельных водохранилищ, а тем более всего каскада, представляет собой сложнейшую многокритериальную управленческую задачу, весьма тяжелую даже для формализации, не говоря уже об оптимальном ее решении. Поэтому сложилась практика компромиссного решения этой задачи на основе специально разработанных «Правил использования водных ресурсов водохранилищ». Сущность этой практики заключается в изменении приоритетов различных водопользователей и своевременном ограничении объемов водопотребления в зависимости от времени года и условий водности.

Регулирование режимов работы водохранилищ каскада может осуществляться лишь при наличии оперативной гидрометрической и гидрологической информации, а также прогнозов водности различной заблаговременности. Качество регулирования напрямую зависит от качества гидрометеорологической информации. Поэтому беспрецедентное сокращение гидрометеорологической сети в последнее десятилетие ставит под угрозу возможность наиболее рационального использования водных ресурсов и ведет к опасности принятия неправильных управленческих решений с вероятными тяжелыми последствиями для населения и экономики.

В переживаемых в настоящее время условиях нехватки средств на проведение эксплуатационных и профилактических работ по судоходным путям, причалам, водозаборам и т.п. ужесточаются ограничения по уровню и попусковым режимам водохранилищ. Естественно, что регулирование представляется наиболее простым (и бесплатным) способом решения всех сиюминутных проблем отдельной отрасли, региона или водопользователя. При этом мало задумываются не только об интересах других участников водохозяйственного комплекса, но даже и о собственных интересах на не очень отдаленную перспективу.

Главные проблемы в решении вопросов, связанных с регулированием режимов работы водохранилищ, – отсутствие притока молодых квалифицированных кадров, а также слабость технического и информационного (прежде всего, гидрометеорологического) обеспечения процессов принятия управленческих решений.

Сегодня вся подготовка решений по режимам работы крупных водохозяйственных систем строится в основном на знаниях и опыте отдельных специалистов и имеет недостаточное научное обоснование. Прежде всего это касается прогнозов водности, т.е. практического отсутствия краткосрочных прогнозов боковой приточности к водохранилищам, количественных оперативных (скользящих) прогнозов развития половодий и паводков, увязанных с фактическим состоянием водных объектов, прогнозами погоды и т.д.

Для решения вопросов рационального регулирования режимов работы водохранилищ ВКК в ближайшие годы и в отдаленной перспективе необходимы:

1. Обеспечение государственного заказа и организация подготовки высококвалифицированных кадров, специализирующихся в области безопасности гидротехнических сооружений и регулировании использования водных ресурсов. Для этого необходимо определить головное по этим направлениям высшее учебное заведение, разработать современные учебные планы и обеспечить необходимое финансирование. Только для системы МПР России в ближайшие 5 лет необходимо подготовить не менее 250–300 специалистов указанного профиля. На той же учебной базе целесообразно было бы организовать курсы переподготовки и повышения квалификации специалистов, занимающихся вопросами безопасности ГТС и регулированием использования водных ресурсов.

2. Создание современной интегрированной системы управления водными ресурсами Волжско-Камского каскада водохранилищ ГЭС, включающей в себя:

- системы автоматизированного получения, обработки и хранения необходимой гидрометрической, гидрометеорологической и другой инфор-

мации, получаемой как с помощью наземных станций и постов наблюдения, так и с помощью средств дистанционного зондирования (спутниковых, авиационных, радарных);

- программные реализации физико-математических моделей формирования речного стока, позволяющие на основании оперативной и ретроспективной исходной информации осуществлять практически непрерывное краткосрочное и долгосрочное количественное прогнозирование водности;

- программные реализации имитационных математических моделей функционирования каскада, обеспечивающие наиболее полный учет физических процессов, связанных с передвижением водных масс по водохранилищам и незарегулированным участкам рек, а также особенностей работы гидротехнических сооружений. Эти модели призваны обеспечить многовариантное сценарное моделирование режимов работы каскада на основе прогнозируемой приточности к водохранилищам, а в результате – принятие наиболее рациональных (оптимальных) управленческих решений.

В последние годы подобные системы созданы в целом ряде стран (Норвегия, Канада и др.) и весьма хорошо зарекомендовали себя при пропуске высоких половодий 1995–2000 гг., позволив значительно сократить материальный ущерб по сравнению с аналогичными по масштабам половодьями 20–30-летней давности. По оценкам западных специалистов, в большинстве случаев подобные системы окупаются в течение первого года эксплуатации.

В настоящее время МПР России ведется интенсивная работа по созданию такой системы, ее элементы уже работают.

УДК 504.37.054

## **ПРОДУКЦИЯ ФИТОПЛАНКТОНА И МАКРОФИТОВ: МОДЕЛИРОВАНИЕ И ПРОГНОЗ**

**В.В. Бульон**

*Зоологический институт РАН, Санкт-Петербург, Россия,  
vboulion@zin.ru*

При продукционно-гидробиологических исследованиях наибольшее внимание уделяется скорости образования органического вещества фитопланктоном. Значительно реже учитывается продукция макрофитов. Между тем в мелких водоемах высшая водная растительность может вносить значительный вклад в суммарную первичную продукцию.

Для функционирования фитопланктона известен ряд закономерностей, которые в настоящее время успешно используются в прогнозировании первичной продукции водоемов. К таким закономерностям относятся количественные связи между концентрацией хлорофилла *a*, скоростью фотосинтеза, содержанием в воде общего фосфора, прозрачностью воды, морфометрией озер, географической широтой и т.д. (Dillon, Rigler, 1974; Бульон, 1994; Håkanson, Boulion, 2002). Подобного рода связи для макрофитов практически не обсуждаются в литературе.

Главная цель предлагаемой работы – анализ и обобщение литературных данных по продукции макрофитов. Результаты анализа в виде эмпирических регрессионных уравнений и уже известные закономерности первичной продукции планктона легли в основу модели, предназначенной для прогнозирования и сопоставления биомасс и годовых величин продукции фитопланктона и макрофитов. Используемые в модели принципы и подходы могут быть полезными при дальнейших разработках прогностических моделей.

**Материал.** Годовую продукцию фитопланктона в озерах и водохранилищах оценивали с помощью эмпирических регрессионных уравнений, описывающих связи между концентрацией хлорофилла *a*, содержанием общего фосфора, скоростью фотосинтеза, прозрачностью воды и длительностью вегетационного сезона. Эти связи были установлены в результате анализа большого массива данных для водоемов, расположенных в разных регионах и различающихся по трофическому статусу (Бульон, 1994; Håkanson, Boulion, 2002).

Из литературных материалов по продукции макрофитов были использованы только те, в которых содержались сведения о местоположении водоема, его морфометрии, прозрачности воды и относительной площади, занятой растительностью (табл. 1).



Таблица 1

Средняя глубина ( $D_{mean}$ , м), прозрачность воды ( $Sec$ , м), степень зарастания акватории макрофитами ( $Macr\_cover$ , %) и продукция макрофитов ( $Macr\_prod$ , ккал/м<sup>2</sup> · год) в озерах и водохранилищах разных регионов

Водоем	Регион	Lat	$D_{mean}$	Sec	Macr_ cover	Macr_ prod	Источ- ник
Оз. Б. Харбей	Коми	67.5	4.6	2.5	5.0	100	1
Оз. Сяргозеро	Карелия	63.6	7.8	3.0	4.5	15	2
Оз. Сонозеро	»	63.6	3.7	1.8	4.9	8	»
Оз. Тухозеро	»	63.6	6.2	5.0	11.3	40.5	»
Оз. Вягозеро	»	63.6	1.4	до дна	21.7	45	»
Оз. Торосьярви	»	63.6	3.3	3.0	17.6	54	»
Оз. Суккозеро	»	63.3	1.9	до дна	3.8	6	»
Оз. Гормозеро	»	63.3	3.0	1.8	8.1	14	»
Оз. Чеденьярви	»	62.0	3.4	0.4	10.0	28.2	3
Онежское озеро	»	61.5	29.5	4.0	0.29	0.42	4
Оз. Лача	Вологодская обл.	61.0	1.6	1.1	18.3	350	5
Оз. Воже	»	61.0	1.4	1.1	48.0	600	»
Оз. Красное	Карельский переш.	60.8	6.6	2.1	7.0	160	6
Рыбинское в-ще	р. Волга	58.5	5.6	1.5	16.7	304	7
Горьковское в-ще	»	57.0	5.5	1.2	1.4	25	8
Оз. Глубокое	Московская обл.	55.8	9.3	1.8	8.0	135	9
Оз. Дривяты	Белоруссия	55.7	5.2	2.0	20.0	100	10
Оз. Нарочь	»	54.8	9.0	5.3	30.0	594	11
Оз. Мястро	»	54.8	5.4	1.6	17.0	135	»
Оз. Баторино	»	54.8	3.0	0.8	23.0	66	»
Оз. Дуся	Литва	54.5	14.6	3.2	13.6	900	12
Оз. Миколайское	Польша	53.7	11.0	3.5	19.0	330	13
Оз. Б. Еравное	Бурятия	52.7	2.0	до дна	85.6	700	14
Оз. Сосновское	»	52.7	2.5	до дна	100.0	924	»
Оз. М. Еравное	»	52.7	1.5	до дна	100.0	1400	»
Оз. Исинга	»	52.7	1.5	до дна	91.4	980	»
Оз. Б. Харга	»	52.7	1.0	до дна	100.0	1400	»
Оз. М. Харга	»	52.7	0.8	до дна	100.0	1400	»
Оз. Арахлей	Читинская обл.	52.0	10.4	6.7	43.7	200	15
Оз. Вехтен	Нидерланды	52.0	6.0	4.0	9.0	74	16
Киевское в-ще	Украина	51.0	3.5	2.2	32.0	176	17
Оз. Марион	Канада	49.3	2.4	—	20.0	180	18
Оз. Ногон-Нур	Монголия	47.9	1.0	1.0	50.0	2000	19
Оз. Каракуль	Казахстан	43.5	1.5	1.5	50.0	8000	20
Оз. Чад	Африка	13.0	3.5	—	100.0	9600	21

Примечание. Водоемы ранжированы по географической широте (Lat, °с. ш.). Источники: 1 – Кочанова, 1976; 2 – Клюкина, Фрейндлинг, 1983; 3 – Горбунова и др., 1973; 4 – Доценко, Распопов, 1982; 5 – Распопов, 1978; 6 – Андроникова и др., 1973; 7 – Экзерцев, 1958; 8 – Экзерцев, Довбня, 1973; 9 – Щербаков, 1967; 10 – Захаренкова, 1970; 11 – Winberg et al., 1972; 12 – Манюкас, 1973; 13 – Kajak et al., 1972; 14 – Неронова, Карасев, 1977; 15 – Золотарева, 1981; 16 – Best, 1982; 17 – Gak et al., 1972; 18 – Efford, 1972; 19 – Бульон, 1985; 20 – Хусаннова и др., 1973; 21 – Leveque et al., 1972.

Выбранные водоемы расположены на широтах от 67° 30' до 13° с.ш. и значительно различаются по морфометрическим признакам: площадь зеркала составляет от 0.047 км<sup>2</sup> (оз. Вехтен) до 24000 км<sup>2</sup> (оз. Чад), средняя глубина – от 0.8–1.0 до 29.5 м. Прозрачность воды изменяется от 0.4 до 6.5 м.

Крайне слабое зарастание высшей водной растительностью отмечено в Онежском озере (0.3%). Практически 100%-ное зарастание наблюдалось в Еравно-Харгинских озерах (Бурятия) и в оз. Чад. Роль макрофитов как первичных продуцентов ничтожно мала в Онежском озере (всего 0.42 ккал/м<sup>2</sup> за год). Их роль незначительна также и в некоторых других карельских озерах и чрезвычайно высока в озерах Каракуль и Чад (8000 и 9600 ккал/м<sup>2</sup> за год, соответственно).

Для оценки биомассы и продукции макрофитов в литературе используются разные единицы измерения. В целях унификации литературные данные пересчитаны в энергетические единицы (ккал). Применялись следующие переходные коэффициенты: 1 г сырого вещества = 0.16 г сухого вещества = 0.64 ккал (Voilenweider, 1969; Распопов, 1973).

#### Результаты и обсуждение.

**Фитопланктон.** Фосфор – ключевой биогенный элемент, контролирующий обилие фитопланктона, поэтому зависимость концентрации хлорофилла (*Chl*) от содержания в воде общего фосфора (*TP*) рассматривается как центральная парадигма теории эвтрофирования озер. Для прогнозирования средней за сезон концентрации хлорофилла *a* широко используется уравнение Диллона и Риглера (Dillon, Rigler, 1974):

$$\begin{aligned} Chl &= 0.073 \cdot TP^{1.451} \\ R^2 &= 0.950, n = 46, \end{aligned} \quad (1)$$

где *Chl* и *TP* выражены в мкг/л.

Концентрация хлорофилла *a* совместно с абиотическими факторами контролирует продукцию фитопланктона, что достаточно детально описано в виде эмпирических регрессионных уравнений (Бульон, 1994; Håkanson, Boulion, 2001, 2002). Некоторые из этих уравнений, использованные в модели, рассмотрены ниже.

Скорость фотосинтеза планктона на глубине с оптимальными световыми условиями (*PrimP<sub>opt</sub>*, мкг С/л · сут) и концентрация хлорофилла *a* (*Chl*, мкг/л) связаны между собой степенным уравнением с показателем степени близким к 1:

$$\begin{aligned} PrimP_{opt} &= 30.6 \cdot Chl^{0.927} \sim 30 \cdot Chl \\ R^2 &= 0.884, n = 102. \end{aligned} \quad (2)$$

Значения *Chl* – от 0.1 до 240 мкг/л, *PrimP<sub>opt</sub>* – от 4.1 до 6080 мкг С/л · сут (рис. 1).

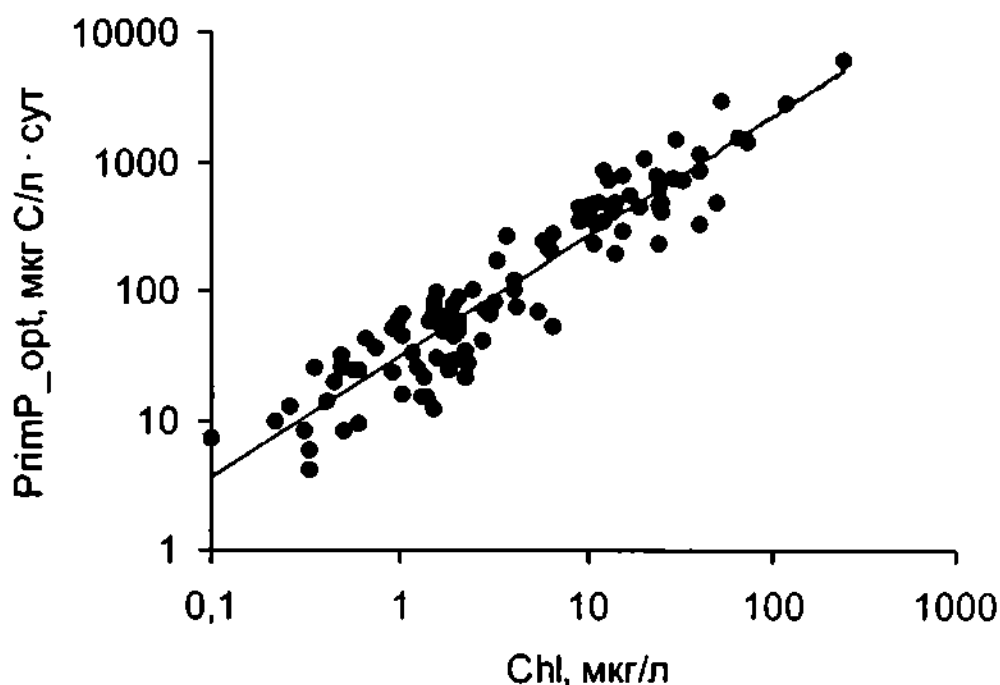


Рис. 1. Связь между скоростью фотосинтеза планктона на «оптимальной» глубине ( $PrimP_{opt}$ ) и концентрацией хлорофилла  $a$  ( $Chl$ ) в озерах и водохранилищах (Бульон, 1994)

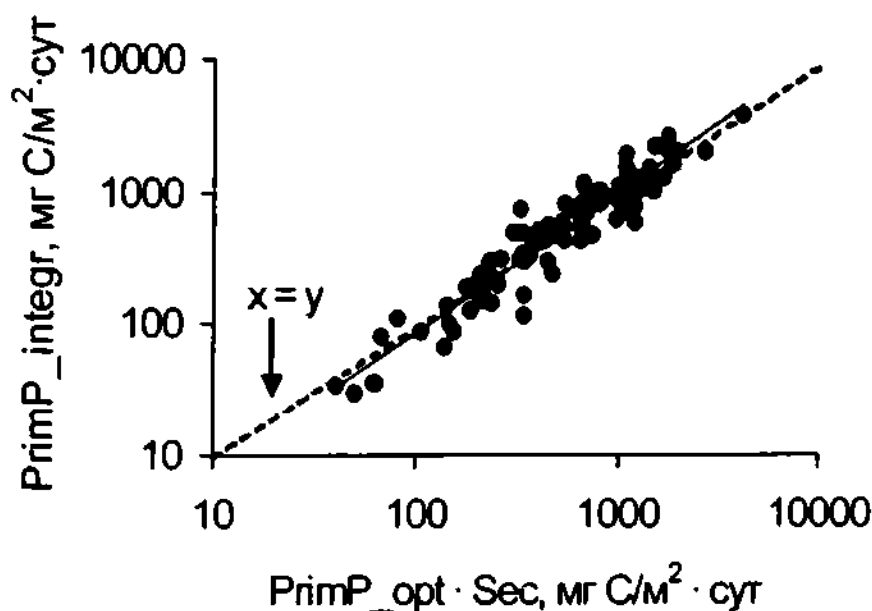


Рис. 2. Соотношение между интегральной продукцией фитопланктона ( $PrimP_{integr}$ ) и произведением скорости фотосинтеза на «оптимальной» глубине ( $PrimP_{opt}$ ) и прозрачности воды ( $Sec$ ) в озерах, водохранилищах и водоемах-охладителях (Бульон, 1994)

Продукция фитопланктона под единицей площади водоема, или интегральная продукция ( $PrimP\_integr$ , мг  $C/m^2 \cdot сут$ ) является функцией  $PrimP\_opt$  и прозрачности воды по диску Секки ( $Sec$ , м):

$$PrimP\_integr = 0.64 \cdot (PrimP\_opt \cdot Sec)^{1.069} \sim PrimP\_opt \cdot Sec \quad (3)$$

$$R^2 = 0.902, n = 98.$$

Значения  $PrimP\_opt$  – от 10 до 5500 мг  $C/m^3 \cdot сут$ ,  $Sec$  – от 0.3 до 8.7 м,  $PrimP\_integr$  – от 30 до 3900 мг  $C/m^2 \cdot сут$ . Как видно из рис. 2, связь между  $PrimP\_integr$  и произведением  $PrimP \cdot Sec$  очень близка к линейной функции с коэффициентом пропорциональности  $\sim 1$ .

Прозрачность воды можно рассматривать как функцию цветности воды и содержания в воде общего фосфора (табл. 2). Здесь общий фосфор – мера продукции автохтонного материала, цветность воды – показатель поступления веществ с водосборной площади. Уравнение пошаговой множественной регрессии (табл. 2, шаг 2) описывает совместное влияние  $Pt$  и  $TP$  на величину  $Sec$ . После потенцирования этого уравнения находим:

$$Sec = 10^{(1.26 - 0.31 \cdot \lg(Pt) - 0.36 \cdot \lg(TP))} \quad (4)$$

$$R^2 = 0.73, n = 196$$

Таблица 2

Применение пошагового регрессионного анализа для описания зависимости прозрачности воды ( $Sec$ , м) от цветности воды ( $Pt$ ) и концентрации общего фосфора ( $TP$ ). По данным для 196 озер (Nürnberg, Shaw, 1998)

Шаг	Уравнения регрессий	$R^2$
1	$\lg(Sec) = 1.09 - 0.51 \cdot \lg(Pt)$	0.59
2	$\lg(Sec) = 1.26 - 0.31 \cdot \lg(Pt) - 0.36 \cdot \lg(TP)$	0.73

Примечание.  $Pt$  (по платиново-кобальтовой шкале): 2–450 °;  $TP$  (мкг/л): 1–900.

Для расчета годовой продукции фитопланктона необходимо учитывать длительность вегетационного сезона ( $GS$ , сутки), которая, как показано на рис. 3, находится в тесной зависимости от географической широты ( $Lat$ ):

$$GS = -0.058 \cdot Lat^2 + 0.549 \cdot Lat + 365 \quad (5)$$

$$R^2 = 0.996, n = 8.$$

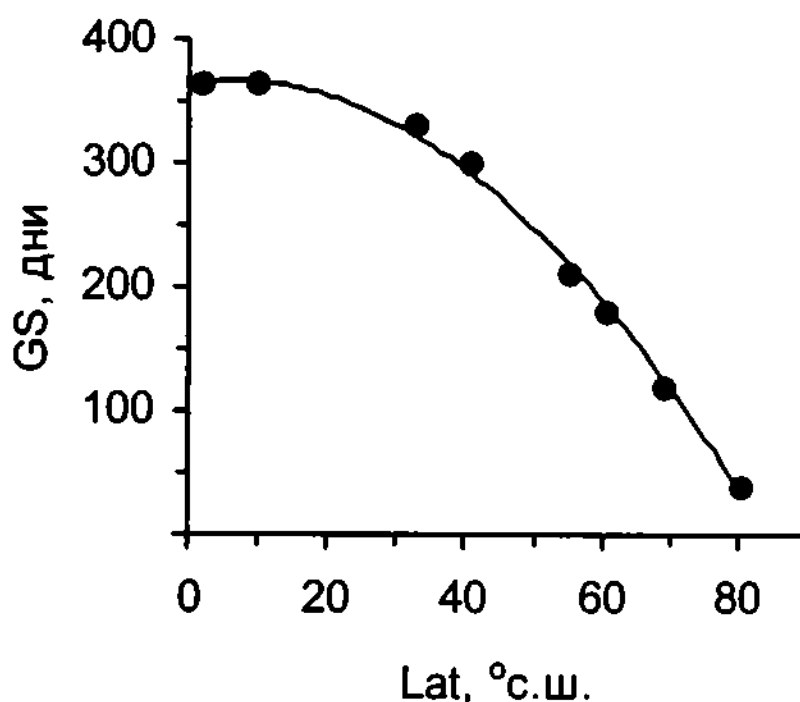


Рис. 3. Зависимость продолжительности вегетационного периода (GS) от географической широты (Lat). Точки на графике (слева направо): озера Джорджия (Уганда), Кодай (Индия), Киннерет (Израиль), Инкити (Грузия), Марочь (Белоруссия), Красное (Карельский переш.), Зеленецкое (Кольский по-в), озеро на острове Хейса (архипелаг Земля Франца-Иосифа). Данные из работы (Håkanson, Boulion, 2001).

**Макрофиты.** Анализ данных, представленных в табл. 1, показал, что степень зарастания водоемов высшей растительностью (*Macr\_cover*, %) зависит от соотношения между прозрачностью воды и средней глубиной, или оптической глубины (*Sec/D\_mean*). Географическая широта также оказывает заметное влияние на величину *Macr\_cover*. Результат пошагового регрессионного анализа позволяет заключить, что совместное влияние оптической глубины и географической широты определяет 70% изменчивости величины *Macr\_cover* в водоемах (табл. 3 А, шаг 2).

Очевидно, влияние географической широты на расселение макрофитов связано не с широтным изменением климатических условий, а с качеством грунтов. В направлении от низких широт к более высоким в водоемах происходит постепенная замена мягких грунтов каменистыми субстратами. Естественно, мягкие грунты в большей степени способствуют укоренению высшей водной растительности.

Таблица 3

Применение пошагового регрессионного анализа для прогнозирования:  
(А) степени зарастания водоемов макрофитами (*Macr\_cover*, %) и (Б) годовой  
продукции макрофитов (*Macr\_prod*, ккал/м<sup>2</sup>). *Sec/D\_mean* – отношение про-  
зрачности воды к средней глубине, *Lat* – географическая широта  
(Бульон, 1994; Håkanson, Boulion, 2002)

Шаг	Уравнения регрессий	$R^2$
<b>А. <i>Macr_cover</i>, <math>n = 25</math></b>		
1	$Macr\_cover = 37.5 \cdot (Sec/D\_mean)$	0.41
2	$Macr\_cover = 48.5 + 32.9 \cdot (Sec/D\_mean) - 16.2 \cdot (90/(90-Lat))$	0.70
<b>Б. <i>Macr_prod</i>, <math>n = 35</math></b>		
1	$\lg(Macr\_prod) = 0.50 + 1.37 \cdot \lg(Macr\_cover)$	0.74
2	$\lg(Macr\_prod) = 2.21 + 1.08 \cdot \lg(Macr\_cover) - 0.49 \cdot (90/(90-Lat))$	0.80

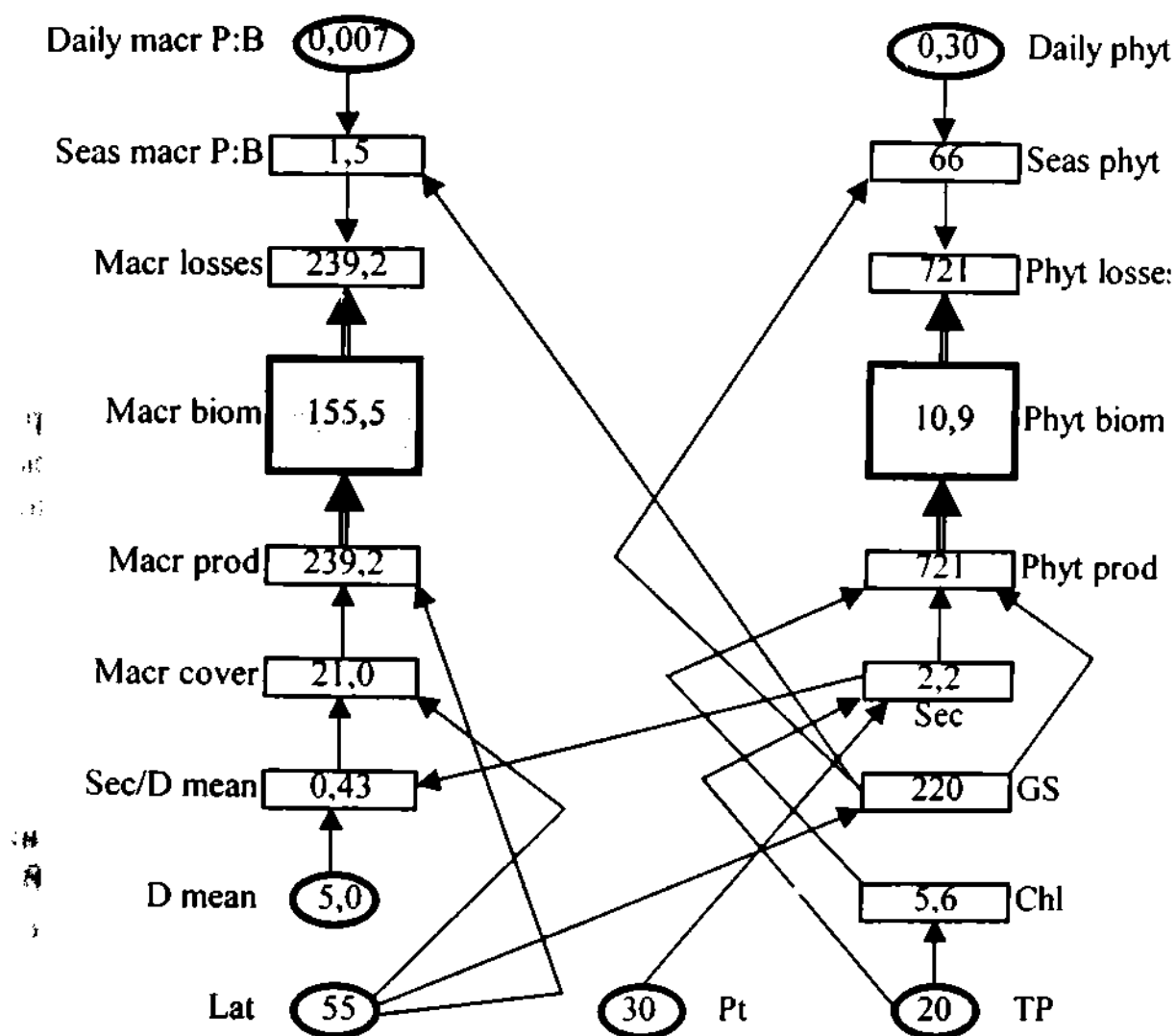
Примечание. *Sec/D\_mean* (безразмерная величина): 0.12–1.00; *Lat* (° с.ш.): 13–67.5; *Macr\_cover* (%): 0.29–100.

Годовая продукция макрофитов (*Macr\_prod*, ккал/м<sup>2</sup>) тесно связана со степенью зарастания водоемов (табл. 3 Б, шаг 1). Географическая широта также оказывает влияние на величину годовой продукции макрофитов. Как следует из результатов пошагового регрессионного анализа, годовая продукция макрофитов в 80% случаев определяется степенью зарастания водоема и географической широтой.

**Построение модели.** Все рассмотренные выше зависимости были использованы для построения прогностической модели (рис. 4). В качестве входных параметров, которые называются также *x*-переменными или «движущимися» переменными, в модель включены: содержание в воде общего фосфора (*TP*), средняя глубина (*D\_mean*), цветность воды (*Pt*) и географическая широта (*Lat*). Модель позволяет проследить, как изменяется вклад макрофитов и фитопланктона в первичную продукцию водоема с изменением входных параметров. Значения входных параметров по умолчанию были выбраны как характерные для среднестатистического озера: *TP* = 20 мкг/л, *D\_mean* = 5 м, *Pt* = 30°, *Lat* = 55° с.ш.

Было принято, что средне-сезонная скорость оборота биомассы за 1 сут составляет для макрофитов 0.007, для фитопланктона 0.30. Сезонные *P/B*-коэффициенты рассчитывали как произведение суточных *P/B*-коэффициентов на длительность вегетационного сезона (*GS*). При этом соблюдалось следующее необходимое условие: в водоемах умерен-

ного пояса сезонный  $P/B$ -коэффициент для макрофитов составляет около 1.2 (Распопов, 1973), для фитопланктона – около 50 (Винберг, 1985). Следует подчеркнуть, что в модели суточные  $P/B$ -коэффициенты заданы как  $x$ -переменные, поэтому при необходимости их можно легко скорректировать.



**Рис. 4. Модель для прогнозирования биомассы и годовой продукции фитопланктона и макрофитов.** Входные параметры модели: географическая широта ( $Lat$ ), средняя глубина ( $D\_mean$ ), содержание общего фосфора ( $TP$ ), цветность воды ( $Pt$ ) и суточные  $P/B$ -коэффициенты для фитопланктона ( $Daily\_phyt\_P:B$ ) и макрофитов ( $Daily\_macr\_P:B$ ).

В основе модели лежат балансовые уравнения, описывающие изменение биомасс фитопланктона и макрофитов до установления динамического равновесия, при котором первичная продукция равна ее утилизации.

Ниже описано устройство модели (в формате Excel) и даны комментарии к каждому ее компоненту.

### Макрофиты:

- $Macr\_biom(t) = Macr\_biom(t - \Delta t) + (Macr\_prod - Macr\_losses) * \Delta t$   
Биомасса макрофитов в ккал/м<sup>2</sup>.

- $Macr\_prod = 10^{(2.21 + 1.08 * \log_{10}(Macr\_cover\%) - 0.49 * 90 / (90 - Lat))}$   
Сезонная продукция макрофитов (в ккал/м<sup>2</sup>) как функция степени зарастания озера и географической широты.

- $Macr\_losses = Macr\_biom * Seas\_macr\_P:B$   
Потери макрофитов (ккал/м<sup>2</sup> за сезон) в результате бактериального разложения, потребления зообентосом и захоронения в иловых отложениях.

- $Seas\_macr\_P:B = IF(Lat < 66) THEN (Daily\_macr\_P:B * GS) ELSE (1)$   
Сезонный P/B-коэффициент для макрофитов. Принято, что при  $Lat \geq 66^\circ$  сезонный P/B-коэффициент равен 1, а в направлении к южным широтам он возрастает пропорционально удлинению вегетационного сезона.

- $GS = -0.058 * Lat^2 + 0.549 * Lat + 365$   
Длительность вегетационного сезона (в сутках) как функция географической широты.

- $Macr\_cover = IF(Lat < 66) THEN (48.5 + 32.9 * (Sec/D\_mean) - 16.2 * (90 / (90 - Lat))) ELSE (5)$

Степень зарастания макрофитами (в % площади озера) как функция оптической глубины озера ( $Sec/D\_mean$ ) и географической широты. Во избежание отрицательных значений  $Macr\_cover$ , получаемых при  $Lat \geq 66^\circ$ , принято, что на этих широтах степень зарастания водоемов (преимущественно водным мхом) равна 5% (Bodin, Nauwerck, 1968; Кочанова, 1976).

- $Sec/D\_mean$  = отношение прозрачности воды к средней глубине, или оптическая глубина озера.

### Фитопланктон:

- $Phyt\_biom(t) = Phyt\_biom(t - \Delta t) + (Phyt\_prod - Phyt\_losses) * \Delta t$   
Биомасса фитопланктона в ккал/м<sup>2</sup>.

- $Phyt\_prod = 30 * Chl * Sec * GS / 100$   
Сезонная продукция фитопланктона (в ккал/м<sup>2</sup>) как функция концен-



трации хлорофилла  $a$ , прозрачности воды и длительности вегетационного сезона.

- $\text{Phyt\_losses} = \text{Phyt\_biom} \cdot \text{Seas\_phyt\_P:B}$

Потери фитопланктона (ккал/м<sup>2</sup> за сезон) в результате бактериального разложения и потребления зоопланктоном.

- $\text{Chl} = 0.073 \cdot \text{TP}^{1.451}$

Концентрация хлорофилла  $a$  (в мкг/л) как функция содержания в воде общего фосфора.

- $\text{Seas\_phyt\_P:B} = \text{Daily\_phyt\_P:B} \cdot \text{GS}$

Сезонный  $P/B$ -коэффициент для фитопланктона.

- $\text{Sec} = 10^{(1.26 - 0.31 \cdot \text{LOG}(\text{Pt}) - 0.36 \cdot \text{LOG}(\text{TP}))}$

Прозрачность воды (в м) как функция цветности воды и содержания общего фосфора.

**Входные параметры (по умолчанию):**

- $\text{Pt} = 30$

Цветность воды, в градусах по платиново-кобальтовой шкале.

- $\text{Lat} = 55$

Географическая широта.

- $D\_mean = 5$

Средняя глубина, м.

- $\text{TP} = 20$

Содержание общего фосфора, мкг/л.

- $\text{Daily\_macr\_P:B} = 0.007$

Суточный  $P/B$ -коэффициент для макрофитов.

- $\text{Daily\_phyt\_P:B} = 0.30$

Суточный  $P/B$ -коэффициент для фитопланктона.

**Прогнозирование продукции макрофитов и фитопланктона.** Исходно заданным входным параметрам ( $\text{TP} = 20$  мкг/л,  $\text{Lat} = 55^\circ$  с.ш.,  $D\_mean = 5$  м,  $\text{Pt} = 30^\circ$ ) соответствуют следующие значения «целевых» параметров: продукция фитопланктона – 720, макрофитов – 240 ккал/м<sup>2</sup> · год (см. рис. 4). Предсказанные с помощью модели изменения величин первичной продукции при изменениях внешних условий показаны на рис. 5.

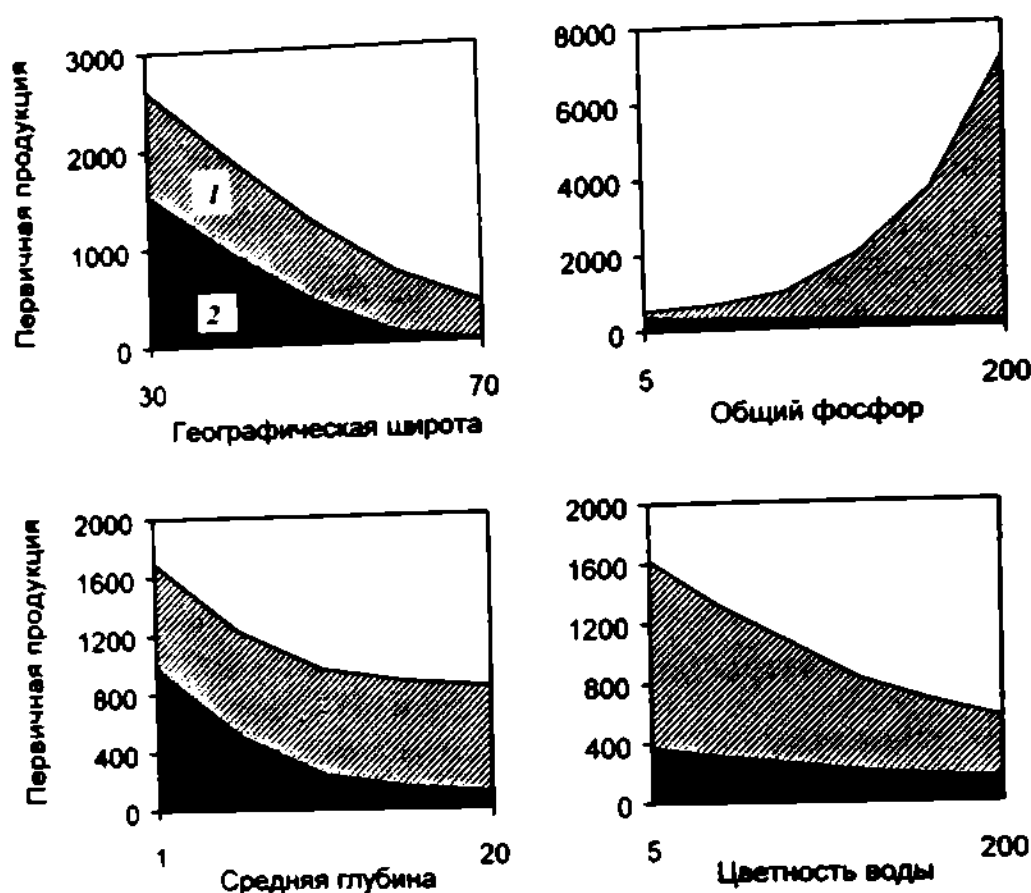


Рис. 5. Результаты моделирования продукции фитопланктона (1) и макрофитов (2) при разных значениях географической широты, содержания общего фосфора, средней глубины и цветности воды

С увеличением концентрации общего фосфора от 5 до 200 мкг/л (значения  $Lat$ ,  $D_{mean}$  и  $Pt$  по умолчанию) возрастает продукция фитопланктона (от 180 до 7000 ккал/м<sup>2</sup> · год) и убывает продукция макрофитов (от 350 до 140 ккал/м<sup>2</sup> · год).

В направлении от 30° к 70° с.ш. (значения  $TP$ ,  $D_{mean}$  и  $Pt$  по умолчанию) снижается как продукция фитопланктона (от 1100 до 390 ккал/м<sup>2</sup> · год), так и продукция макрофитов (с 1500 до 6 ккал/м<sup>2</sup> · год). При этом уменьшается и соотношение между значениями продукции макрофитов и фитопланктона – от 1.4 до 0.01.

С увеличением средней глубины от 1 до 20 м (значения  $TP$ ,  $Lat$  и  $Pt$  по умолчанию) происходит снижение продукции макрофитов (от 980 до 110 ккал/м<sup>2</sup> · год). Однако продукция фитопланктона остается на одном уровне, составляя 720 ккал/м<sup>2</sup> · год.

С увеличением цветности воды от 5° до 200° (значения  $TP$ ,  $Lat$  и  $D_{mean}$  по умолчанию) продукция фитопланктона снижается с 1300 до

400, продукция макрофитов – с 370 до 160 ккал/м<sup>2</sup> · год. При этом соотношение между значениями продукции макрофитов и фитопланктона остается практически постоянным – 0.3–0.4.

Анализ модели показал, что продукция фитопланктона, как правило, преобладает над продукцией макрофитов в водоемах различного трофического статуса и при изменениях внешних условий. Продукция макрофитов сопоставима с продукцией фитопланктона и даже превышает ее (в 1.5–2 раза) при незначительных концентрациях общего фосфора, в водоемах низких широт, а также при малых средних глубинах.

**Выводы.** В процессе гидробиологических исследований наибольшее внимание уделяется продукции фитопланктона. Значительно реже учитывается продукция макрофитов. В настоящей работе описаны общие закономерности функционирования этих двух групп автотрофных организмов. Проанализирована зависимость их биомассы и продукции от морфометрии водоемов, содержания общего фосфора, прозрачности воды и географической широты.

Выяснено, что степень зарастания водоемов макрофитами зависит от оптической глубины (отношения прозрачности воды к средней глубине) и географической широты. Коэффициент множественной регрессии  $R^2$  равен 0.70.

От степени зарастания водоемов зависит годовая продукция макрофитов ( $R^2 = 0.74$ ). Географическая широта также влияет на величину годовой продукции макрофитов. Совместное влияние этих двух факторов определяет 80% изменчивости годовой продукции макрофитов.

Впервые разработана масс-балансовая модель для прогнозирования биомассы и годовой продукции фитопланктона и макрофитов. Модель управляется небольшим числом входных параметров (х-переменных): средней глубиной, содержанием общего фосфора, цветностью воды и географической широтой. Из биотических факторов в качестве х-переменных использованы средние за вегетационный сезон суточные  $P/B$ -коэффициенты для фитопланктона и макрофитов.

Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проекты 00-15-97825 и 02-04-48646).

### Список литературы

Андроникова И.Н., Драбкова В.Г., Кузьменко К.Н. и др. Продукция основных сообществ оз. Красного и его биотический баланс // Продукционно-биологические исследования экосистем пресных вод. Минск: Изд-во БГУ, 1973. С. 5–19.

Бульон В.В. Лимнологические очерки Монголии. Л.: Наука, 1985. 104 с.

- Бульон В.В. Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. Л.: Наука, 1994. 222 с.
- Винберг Г.Г. Общие особенности продукционного процесса в Нарочанских озерах // Экологическая система Нарочанских озер. Минск: Изд-во «Университетское», 1985. С. 269–284.
- Горбунова З.А., Гордеева Л.Н., Грицевская Г.Л. и др. Биологическая продуктивность озера Чеденьярви // Продукционно-биологические исследования экосистем пресных вод. Минск: Изд-во БГУ, 1973. С. 44–54.
- Доценко О.Н., Распопов И.М. Особенности зарастания северной части залива Большое Онего // Лимнологические исследования на заливе Онежского озера Большое Онего. Л.: Зоол. ин-т АН СССР, 1982. С. 14–117.
- Захаренкова Г.Ф. Водная растительность оз. Дривяты // Тр. Всесоюз. гидробиол. об-ва. 1970. Т. 15. С. 71–80.
- Золотарева Л.Н. Высшая водная растительность оз. Арахлей // Биологическая продуктивность озера Арахлей (Забайкалье). Новосибирск, 1981. С. 31–41.
- Клюкина Е.А., Фрейндлинг А.В. Распределения и продукция макрофитов в малых водоемах Средней Карелии // Гидробиол. журн. 1983. Т. 5. № 1. С. 40–45.
- Кочанова Э.И. Макрофиты и их продукция в озерах Харбейской системы // Продуктивность озер восточной части Большеземельской тундры. Л.: Наука, 1976. С. 79–89.
- Манюкас И.Л. Биологическая продуктивность Мятляйских озер // Продукционно-биологические исследования экосистем пресных вод. Минск: Изд-во БГУ, 1973. С. 54–60.
- Неронова Г.А., Карасев Г.Л. Состав, биомасса и продукция водной растительности Еравно-Харгинских озер в связи с акклиматизацией растительноядных рыб // Тр. Байкальского отд. СибрыбНИИпроект. 1977. Т. 1. № 1. С. 94–105.
- Распопов И.М. Фитомасса и продукция макрофитов Онежского озера // Микробиология и первичная продукция Онежского озера. Л.: Наука, 1973. С. 123–142.
- Распопов И.М. Высшая водная растительность озер Воже и Лача // Гидробиология озер Воже и Лача. Л.: Наука, 1978. С. 12–27.
- Хусаинова Н.З., Митрофанов В.П., Мамилова Р.Х., Шарпова Л.И. Биологическая продуктивность оз. Каракуль // Продукционно-биологические исследования экосистем пресных вод. Минск: Изд-во БГУ, 1973. С. 32–43.
- Щербаков А.П. Озеро Глубокое. М.: Наука, 1967. 380 с.

- Экзерцев В.А.** Продукция прибрежно-водной растительности Иваньковского водохранилища // Бюллетень Ин-та биологии водохранилищ. 1958. № 1. С. 19–21.
- Экзерцев В.А., Довбня И.В.** О годовой продукции гидрофильной растительности литорали Горьковского водохранилища // Круговорот вещества и энергии в озерах и водохранилищах. Лиственничное на Байкале, 1973. С. 18–22.
- Best E.P.H.** The aquatic macrophytes of Lake Vechten. Species composition, spatial distribution and production // Studies of Lake Vechten and Tjeukemeer. The Netherlands. Hague etc., 1982. P. 59–77.
- Bodin K., Nauwerck A.** Produktionsbiologische Studien über die Moosvegetation eines klaren Gebirgssees // Schweiz. Z. Hydrol. 1968. V. 30. № 2. P. 318–352.
- Dillon P.J., Rigler F.H.** The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes // Limnol. and Oceanogr. 1974. V. 19. № 5. P. 767–773.
- Efford I.E.** An interim review of the Marion Lake Project // Productivity problems of freshwaters. Warszawa–Krakow, 1972. P. 89–109.
- Gak, D.Z., Gurvich, V.V., Korelyakova, I.L. et al.** Productivity of aquatic organism communities of different trophic levels in Kiev Reservoir // Productivity problems of freshwaters. Warszawa–Krakow, 1972. P. 447–455.
- Håkanson L., Boulion V.V.** A practical approach to predict the duration of the growing season for European lakes // Ecological modeling. 2001. V. 140. № 3. P. 235–245.
- Håkanson L., Boulion V.V.** The Lake Foodweb – modelling predation and abiotic/biotic interactions. Leiden: Backhuys Publishers, 2002. 344 p.
- Kajak Z., Hillbricht-Ilkowska A., Pieczyńska E.** The production processes in several Polish lakes // Productivity problems of freshwaters. Warszawa–Krakow, 1972. P. 129–147.
- Leveque C., Carmouze J.P., Dejoux C., et al.** Recherches sur les biomasses et la productivité du Lac Tchad // Productivity problems of freshwaters. Warszawa–Krakow, 1972. P. 165–181.
- Nürnberg G.K., Shaw H.** Productivity of clear and humic lakes: nutrients, phytoplankton, bacteria // Hydrobiologia. 1998. V. 382. № 1–3. P. 97–112.
- Vollenweider R.A.** A manual on methods for measuring primary production in aquatic environments. IBP. Handbook. № 12. Oxford, 1969. 213 p.
- Winberg G.G., Babitsky V.A., Gavrilov S.I. et al.** Biological productivity of different types of lakes // Productivity problems of freshwaters. Warszawa–Krakow, 1972. P. 383–404.

УДК 597-15

## ДИНАМИКА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РЫБ В РЫБИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Ю.В. Герасимов

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
Борок, Россия, [gu@ibiw.yaroslavl.ru](mailto:gu@ibiw.yaroslavl.ru)

В настоящее время в Рыбинском водохранилище и его притоках обитает 38 видов рыб (Современное состояние..., 1997). Во время осенних экспедиций 1998–2002 гг. в уловах донных тралов отмечено 19 видов. Основу скоплений и, соответственно, уловов демерсальных рыб в Рыбинском водохранилище составляют: лещ *Abramis brama* (L.), синец *Abramis ballerus* (L.), плотва *Rutilus rutilus* (L.) и судак *Stizostedion lucioperca* (L.). Эти виды постоянно присутствуют в промысловых уловах, и на них приходится до 90% числа или массы пойманных рыб. Сравнительно часто встречаются в уловах щука *Esox lucius* L, густера *Blicca bjoerkna* (L.), чехонь *Pelecus cultratus* (L.), окунь *Perca fluviatilis* L. и налим *Lota lota* (L.), характеризующиеся более низкими количественными показателями,

Основу пелагического комплекса в Рыбинском водохранилище образуют: до 1996 г. мелкая форма европейской корюшки *Osmerus eperlanus* (L.) – сеток, с 2000 г. новый для водохранилища вид – каспийская тюлька *Clupeonella cultriventris*, (Nordmann), а также молодь окуневых (окуня, судака) и молодь карповых – синца, леща и уклей *Alburnus alburnus* (L.). Часто, но в небольших количествах встречаются ряпушка *Coregonus albula* (L.), чехонь и плотва.

В распределении демерсальных рыб по акватории Рыбинского водохранилища, как и в динамике их численности, до сих пор выделяли 3 основных этапа (Рыбинское водохранилище ..., 1972). В 40-е и 50-е годы, когда на обширных площадях мелководий водохранилища сохранялись остатки затопленных лесов, наблюдалось интенсивное использование рыбой затопленных пойменных участков – как в речных плесах, так и в открытой части водоема. В это время уловы на Рыбинском водохранилище постоянно возрастали и достигли максимума в период с 50-х по 60-е годы (рис. 1).

Начиная с 60-х годов под влиянием активных гидродинамических процессов и подвижек льда идет процесс уменьшения площади мелководий, занимаемой остатками затопленного леса. В результате активизируются процессы трансформации дна мелководных участков, приводящие к образованию обширных малопродуктивных биотопов с песчаным суб-

стратом, которые занимают до 42% площади водохранилища. С этим связано исчезновение устойчивых прибрежных скоплений рыб. Максимумы плотности рыб отмечаются только на затопленных руслах рек и прилегающих к ним участках затопленной поймы на ограниченных по площади высококормных участках (Рыбинское водохранилище ..., 1972). Происходит уменьшение общей численности рыб, уловы рыб в этот период значительно снижаются и стабилизируются.

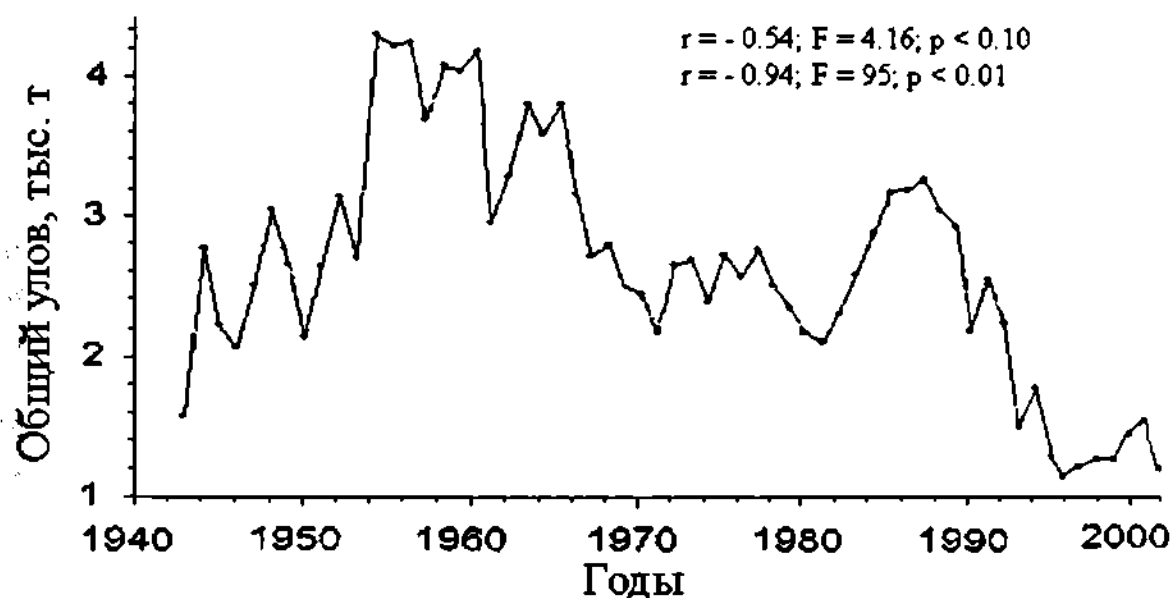


Рис. 1. Динамика общего вылова рыб в Рыбинском водохранилище.

Результаты регрессионного анализа:

с 1970 по 1990 гг.  $r = -0.54; F = 4.16; p < 0.10$ ;

с 1990 по 2002 гг.  $r = -0.94; F = 95.0; p < 0.01$ .

В 70-е годы начинается период постепенного повышения трофии водохранилища. Наблюдается увеличение площади наиболее продуктивных серых илов, на которых биомасса кормовых организмов возрастает в 5 раз по сравнению с начальным периодом существования водохранилища (Баканов, Митропольский, 1982). В этот период, согласно всем имеющимся данным, характер распределения рыб практически полностью соответствует распределению песчанистого серого и серого илов. Расширение зон с высоким содержанием кормовых организмов при относительно стабильном уровне численности рыб привело к более интенсивному использованию бентофагами пойменных участков водохранилища. На мелководных участках с глубинами более 8 м стали отмечаться скопления рыб, сравнимые по плотности с русловыми. В это время уловы достигли максимума для периода 70–90-х годов (Экологические факторы ..., 1993).

Однако в настоящее время (начиная с 90-х годов) причинно-следственные связи, прослеживавшиеся в развитии экосистемы Рыбинского водохранилища до 90-х годов, перестали быть столь очевидными.

На фоне увеличения объема иловых отложений, повышения биомассы бентоса и зоопланктона, снижения поступления биогенных и токсичных веществ, увеличения степени зарастания мелководий отмечено снижение ихтиомассы и связанное с этим изменение пространственной структуры рыбного сообщества Рыбинского водохранилища (Экологические проблемы ..., 2001).

Цель настоящей работы – выявление основных факторов, определяющих распределение рыб в Рыбинском водохранилище на современном этапе.

Данные, приведенные в работе, были получены с помощью траловых съемок на 15 стандартных станциях, расположенных по всей площади Рыбинского водохранилища, с синхронной гидроакустической съемкой. Траления проводили с использованием разноглубинного трала с горизонтальным раскрытием 18 м, вертикальным 2.5 м и ячеей в кутке 20 мм, а также пелагического трала с горизонтальным раскрытием 12 м, вертикальным 1.5 м и ячеей в кутке 6 мм. Продолжительность траления разноглубинным тралом на каждой станции – 30 мин, пелагическим – 5 мин. Одновременно с тралениями и независимо от них осуществлялась съемка эхолотом. Общая протяженность выполненных тралений составляла 50 км, галсов с эхолокацией – 250 км ежегодно.

Эхометрические съёмки и траления проводились с борта экспедиционного судна при средней скорости движения 4.5 км/ч. Для изучения распределения и плотности рыб использовали широкоэкранный эхолот Lowrance LMS-350A со встроенным компьютером и навигационным модулем LGC-1, работающим в системе GPS (Global Positional System) спутникового определения координат (параметры эхолота: частота локации 192 кГц, рабочий угол датчика 20°, точность определения координат  $\pm 15$  м).

Встроенный компьютер эхолота автоматически отфильтровывает посторонние «шумы» и идентифицирует рыбу, разделяя её на 4 размерные группы, границы которых установлены эмпирически: < 20; 20–40; 40–100 и > 100 см.

Для оценки вертикального распределения рыб выделялись 4 слоя: 0–4, 4–8, 8–12 и > 12 м. Определение глубины и подсчет количества рыбы производили с интервалом 20 с, что соответствует расстоянию  $\approx 25$  м.

Плотность рыбы в верхних слоях (в экз./га) находили по формуле:

$$p = N \cdot 10000 / S \cdot d,$$



где  $N$  – общее количество рыбы в слое за время съёмки,  $S$  – путь (м),  
 $d$  – средний диаметр сканирующего луча в слое (м).

Для придонного слоя:

$$p = 4/h_{cp} \cdot N \cdot 10000/S \cdot d,$$

где  $h_{cp}$  – средняя толщина придонного слоя (м), рассчитанная по формуле:

$$h_{cp} = \Sigma h/n,$$

где  $h$  – толщина слоя в каждой отметке,  $n$  – количество отметок.

Общую плотность (в экз./га) определяли суммированием плотности по всем слоям (придонный – без  $4/h_{cp}$ ). Ихтиомассу (в кг/га) находили по формуле:

$$m = (N_1 \cdot w_1 + N_2 \cdot w_2 + N_3 \cdot w_3) \cdot 10000/S \cdot d,$$

где  $N_1, N_2, N_3$  – количество особей различных размерных групп;  
 $w_1, w_2, w_3$  – средняя масса рыбы (кг) соответствующей размерной группы (определялась по данным параллельного тралового лова).

Ранее Л.К. Малининым (Экологические факторы..., 1993) было показано, что подавляющее большинство рыб совершает суточные вертикальные миграции. Например, лещ и ёрш *Gymnocephalus cernuus* (L.) в Рыбинском водохранилище в ночное время обычно поднимаются над грунтом на 1–3 м. Такое поведение в значительной степени облегчает гидроакустический учет демерсальных видов рыб. Для уточнения их численности и распределения проводились ночные траления и эхосъёмки.

На основании полученных данных в Рыбинском водохранилище были выделены типичные по плотности и характеру распределения рыбных скоплений местообитания:

а) затопленные русла рек, характеризующиеся большими глубинами (10–15 м) и значительным уклоном дна на кромке (до 20%);

б) глубоководная пойма – понижения дна (затопленные озёра, старицы, балки, долины рек) с глубинами 6–10 м.

в) мелководная пойма – возвышения дна (подводные плато), характеризующиеся малыми глубинами (< 6 м) и ровным рельефом дна.

Параллельные контрольные обловы этих местообитаний позволили экстраполировать результаты анализа видового, размерного, возрастного и полового состава скоплений на всю акваторию водоема.

Сравнительный анализ ( $t$ -тест) средней плотности рыб на этих биотопах Рыбинского водохранилища в дневное и ночное время показал, что выделенные биотопы имеют существенные и устойчивые отличия в плотности образующихся на них рыбных скоплений. Это подтверждает объективность выделения указанных местообитаний в качестве субъединиц, составляющих абиотическую основу, на которой формируется структура рыбного сообщества Рыбинского водохранилища (табл. 1, рис. 2).

Таблица 1

Характеристики скоплений рыб на биотопах Рыбинского водохранилища

Биотоп	$m$	$n$	$\sigma$	$S$	$C$
Русло	<u>6.9</u>	<u>81</u>	<u>6.1</u>	<u>1.3</u>	<u>87.8</u>
(глубина > 10 м)	16.6	93	8.6	1.8	52.0
Глубоководная пойма	<u>4.7</u>	<u>300</u>	<u>4.9</u>	<u>0.6</u>	<u>104.3</u>
(от 6 до 10 м)	15.8	269	6.9	0.8	43.6
Мелководная пойма	<u>0.4</u>	<u>324</u>	<u>1.3</u>	<u>0.1</u>	<u>303.5</u>
(< 6 м)	3.1	341	4.6	0.5	149.6

Примечание.  $m$  – средняя плотность рыб (экз./100 м<sup>2</sup>);  $n$  – количество исследованных участков;  $S_m$  – ошибка средней (экз./100 м<sup>2</sup>) при  $p = 0.05$ ;  $\sigma$  – стандартное отклонение (экз./100 м<sup>2</sup>);  $C$  – коэффициент вариации плотности (%) во время дневной (над чертой) и ночной (под чертой) съёмок.

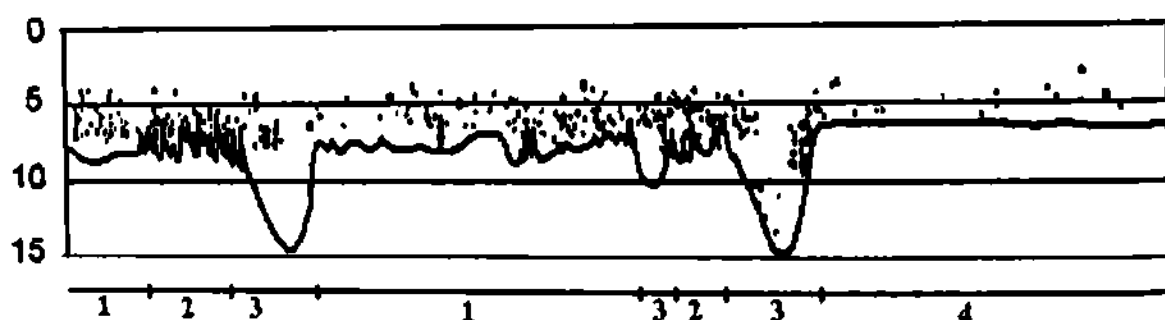


Рис. 2. Распределение рыб на различных биотопах Рыбинского водохранилища (фрагмент эхोगраммы).

На вертикальной шкале – глубины, м. На горизонтальной шкале под рисунком: 1 – пойменные участки с глубиной более 8 м, 2 – пойменные участки с остатками затопленного леса, 3 – затопленные русла рек, 4 – пойменные участки с глубиной менее 8 м.

Как в предыдущие годы, так и на современном этапе минимальные коэффициенты вариации плотности (см. табл. 1) отмечены для русловых участков, а максимальные – для мелководной поймы (Герасимов, Поддубный, 1999). Это указывает на низкую стабильность скоплений рыб образующихся на мелководной пойме, в отличие от скоплений на участках с большими глубинами, поскольку чувствительность рыб к колебаниям уровня и воздействию ветровой гидродинамики обратно пропорциональна глубине, на которой формируется рыбное скопление (Герасимов, Поддубный, 2000). Ветровые волны и изменения уровня режима пре-

пятствуют образованию стабильных скоплений рыб на мелководьях (Герасимов, Новиков, 2001).

Влияние ветровой гидродинамики на распределение рыб наглядно иллюстрируется результатами исследований 1998 и 1999 гг. (табл. 2): при сходной средней ихтиомассе распределение рыб по отдельным биотопам заметно различалось. Наблюдаемые различия определялись тем, что съемка 1998 г. проводилась в условиях постоянных штормов, и основная масса рыб покинула мелководные местообитания, мигрировав на русловые участки. Напротив, во время съемки 1999 г. не было ни одного штормового дня (это отличало ее и от съемок последующих лет – 2000–2002 гг.), и распределение рыб по указанным биотопам характеризовалось большей равномерностью.

Таблица 2

**Распределение рыб по отдельным биотопам  
Рыбинского водохранилища**

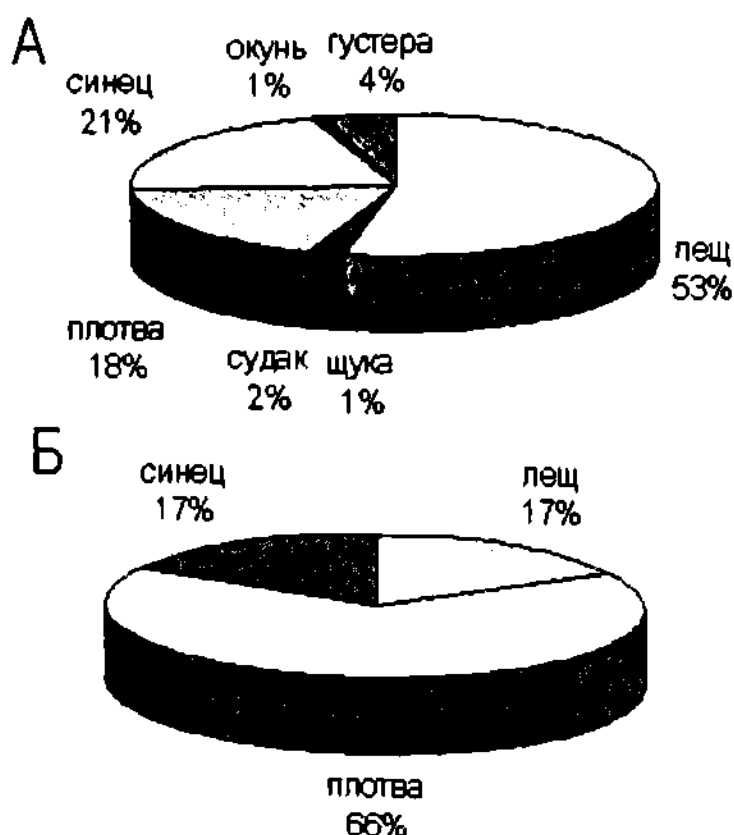
Биотоп	Ихтиомасса, кг/га				
	1998	1999 г.	2000 г.	2001 г.	2002 г.
Мелководная пойма (< 6 м)	6	66	3	6	7
Глубоководная пойма (от 6 до 10 м)	113	335	183	198	166
Русло (> 10 м)	575	353	324	263	221
Средняя взвешенная ихтиомасса	152	165	104	102	86

Активность гидродинамических воздействий на участках мелководной поймы в значительной мере определяет и качественный состав рыбных скоплений, что подтверждается данными траловых съемок. Качественный состав траловых уловов в штилевые и штормовые дни заметно отличается (рис. 3).

Видовой состав уловов на глубинах 4–5 м при штилевой погоде был представлен 5–7 видами, тогда как даже при умеренном нагонном ветре количество видов в улове снижалось до 2–3. Наиболее устойчивым к гидродинамическому воздействию видом оказалась плотва.

Биотопы, предоставляющие рыбам определенную степень защиты от такого рода воздействий, характеризуются гораздо более низкими значениями коэффициента вариации плотности рыбных скоплений. В частности, существенное влияние на устойчивость скоплений оказывает наличие на дне водохранилища остатков затопленного леса (см. рис. 2), представляющих собой обломки стволов деревьев разного размера (высотой до 6 м), расположенные вертикально и удерживаемые остатками корневой системы, частично погруженной в донный субстрат.

Скопления рыб на подобных местообитаниях существенно превосходят по плотности и устойчивости те скопления, которые расположены на соседних местообитаниях со сходной глубиной, но без остатков затопленного леса, о чем свидетельствуют меньшие значения коэффициента вариации их плотностей и достоверность различий в плотности скоплений между этими местообитаниями (табл. 3, 4). Однако при этом соотношение плотности рыб между глубоководной и мелководной поймами сохраняется: плотность рыб в затопленных остатках леса на мелководной пойме в несколько раз меньше, чем на глубоководной.



**Рис. 3. Качественный состав траловых уловов на пойменных участках с глубинами менее 8 м у западного берега Рыбинского водохранилища:**  
А – во время штиля, Б – при умеренном северном ветре

Полученные результаты позволяют прийти к заключению, что трехмерные субстраты в пресных водоемах, имеющие сложную внутреннюю структуру, подобную морским рифам, могут выполнять и сходную с ними функцию (Герасимов, Комова, 1987; Герасимов, Слынько, 1990; Герасимов, Поддубный, 1999). В данном случае они способствуют увеличению емкости среды и устойчивости населяющих их сообществ гидробионтов.

**Таблица 3**

**Сравнительный анализ плотности рыбного населения на участках глубоководной поймы с затопленным лесом (над чертой) и без него (под чертой)**

Время суток	<i>m</i>	<i>n</i>	$\sigma$	<i>S</i>	<i>C</i>	<i>P</i>
День	<u>6.9</u>	<u>72</u>	<u>5.2</u>	<u>1.2</u>	<u>75.5</u>	< 0.01
	4.0	228	4.6	0.6	114.6	
Ночь	<u>16.7</u>	<u>80</u>	<u>6.1</u>	<u>1.3</u>	<u>36.3</u>	< 0.1
	15.3	187	7.2	1.0	46.7	

*Примечание.* Обозначения и единицы измерения те же, что и в табл. 1; в последнем столбце – достоверность различий в плотности (*t*-тест).

**Таблица 4**

**Сравнительный анализ плотности рыбного населения на участках мелководной поймы с затопленным лесом (над чертой) и без него (под чертой)**

Время суток	<i>m</i>	<i>n</i>	$\sigma$	<i>S</i>	<i>C</i>	<i>P</i>
День	<u>2.1</u>	<u>19</u>	<u>2.1</u>	<u>1.0</u>	<u>101.7</u>	< 0.01
	0.3	305	1.2	0.1	356.7	
Ночь	<u>6.5</u>	<u>27</u>	<u>4.0</u>	<u>1.5</u>	<u>61.7</u>	< 0.01
	2.8	312	4.5	0.5	163.7	

*Примечание.* Обозначения и единицы измерения те же, что и в табл. 1; в последнем столбце – достоверность различий в плотности (*t*-тест).

Вышеуказанные факторы стабильно определяют перераспределение рыб между отдельными биотопами Рыбинского водохранилища на протяжении всего времени его существования.

Общую картину распределения рыб на акватории водохранилища на современном этапе формируют два основных фактора: уровень изъятия рыбы из водохранилища (легальный и нелегальный) и динамика численности нового для водохранилища вида – каспийской тюльки (Экологические проблемы ..., 2001).

Первый из указанных факторов определяет характер распределения демерсальных рыб. В настоящий период в результате перелома наблюдается значительное снижение уловов (см. рис. 1; в период с 1970 по 1990 гг. коэффициент регрессии  $r = -0.54$ , а с 1990 по 2002 гг.  $r = -0.94$ ). Сокращается численность крупных особей в популяциях основных промысловых видов Рыбинского водохранилища. Это прослеживается и по

результатам контрольных обловов, и по данным эхосъемок (рис. 4, коэффициент регрессии  $r = -0.75$ ;  $F = 29.1$ ;  $p < 0.01$ ).

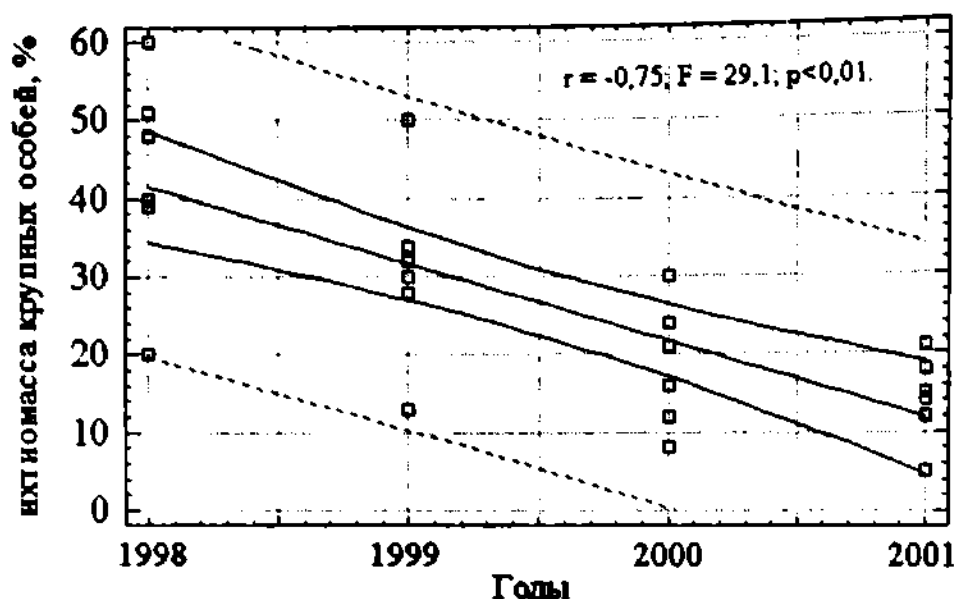


Рис. 4. Динамика икhtiомассы крупных особей (в % к общей икhtiомассе) по данным эхосъемок

В 2002 г. средняя икhtiомасса (по данным гидроакустических съемок) впервые за все время существования водохранилища опустилась ниже отметки 100 кг/га (рис. 5). Вместе с тем, за период с 1978 по 1999 гг. средняя икhtiомасса составила  $142 \pm 11$  кг/га (коэффициент регрессии  $r = -0.25$ ;  $F = 0.82$ ;  $p = 0.38$ ; границы доверительного интервала – от 131 до 153 кг/га при 95%-ной вероятности).

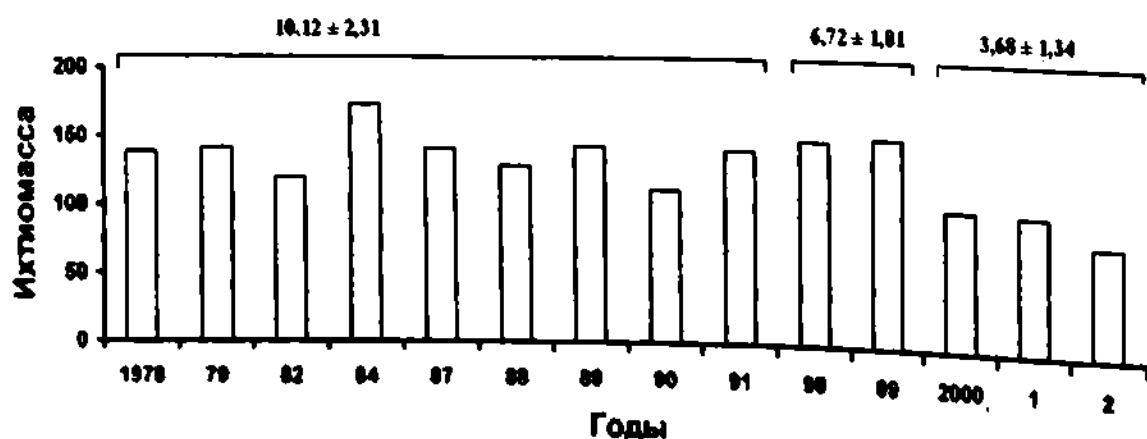


Рис. 5. Средняя икhtiомасса (кг/га) за период с 1978 по 2002 гг. по данным гидроакустических съемок. Цифры над гистограммами – значения коэффициента агрегированности рыб по Ллойд (Lloyd, 1967).

В результате подобного воздействия изменилась общая картина распределения рыб. Отмечено изменение пространственной структуры: сократилось количество скоплений рыб с высокой плотностью, уменьшились размеры скоплений и расстояние между ними. На это указывают и показатели агрегированности (см. рис. 5). До начала 90-х годов среднее значение коэффициента агрегированности Ллойда достигало  $10.12 \pm 2.31$ , а после 2000 г. оно снизилось в три раза и составило  $3.68 \pm 1.34$ . Уменьшение пространственной сегрегации рыб может быть связано с усилением пресса рыболовства, на что указывают и другие исследователи (O'Driscoll et al., 2000; Blanchard, 2001).

Характер распределения рыб пелагического комплекса не связан с их выловом, поскольку ни один из основных его видов не используется промыслом. Численность и встречаемость пелагических видов определяются динамикой численности доминирующего вида – каспийской тюльки.

В 1997 г. резко снизилась численность вида-доминанта предыдущих лет – снетка, а каспийская тюлька к данному моменту еще не достигла максимальной численности. В этот период в пелагиали по численности доминировала молодь карповых (56.1%) и окуневых (27.7%) (табл. 5).

Таблица 5

**Динамика состава уловов пелагическим тралом в Рыбинском  
водохранилище с 1998 по 2000 гг.**

Вид	1998 г.			1999 г.			2000 г.		
	<i>N</i>	%	<i>B</i>	<i>N</i>	%	<i>B</i>	<i>N</i>	%	<i>B</i>
Тюлька	1.1	0.5	30	31.1	12.1	70	312.9	82.9	90
Снеток	26.0	12.5	60	12.0	4.7	50	6.4	1.7	40
Синец	80.3	36.8	90	6.0	2.3	70	6.4	1.7	50
Чехонь	2.9	1.4	60	4.6	1.8	80	19.8	5.3	60
Судак	52.0	25.0	70	33.0	12.9	80	4.3	1.1	70
Лещ	13.4	6.5	60	103.3	40.3	80	12.2	3.2	60
Плотва	5.1	2.5	40	42.5	16.5	70	6.5	1.7	50
Уклея	21.4	10.3	60	3.4	1.3	50	3.7	1.0	40
Окунь	5.7	2.7	60	19.3	7.5	50	2.3	0.6	50
Густера	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Ерш	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<b>В целом</b>	<b>208.0</b>			<b>256.7</b>			<b>377.3</b>		

*Примечание.* *N* – средний улов за 10 мин траления мальковым тралом, экз.,  
*B* – встречаемость, %.

результатам контрольных обловов, и по данным эхосъемок (рис. 4, коэффициент регрессии  $r = -0.75$ ;  $F = 29.1$ ;  $p < 0.01$ ).

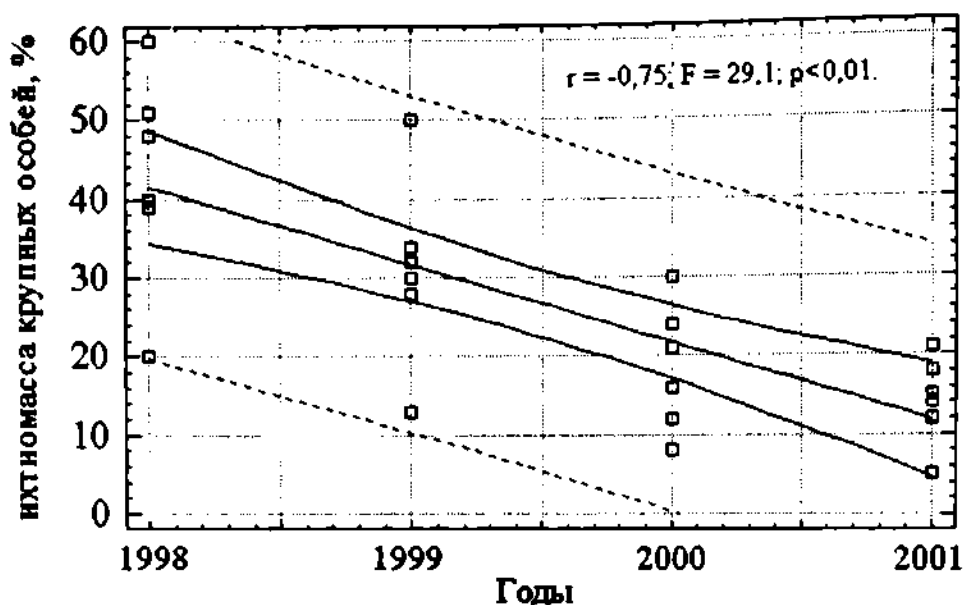


Рис. 4. Динамика икhtiомассы крупных особей (в % к общей икhtiомассе) по данным эхосъемок

В 2002 г. средняя икhtiомасса (по данным гидроакустических съемок) впервые за все время существования водохранилища опустилась ниже отметки 100 кг/га (рис. 5). Вместе с тем, за период с 1978 по 1999 гг. средняя икhtiомасса составила  $142 \pm 11$  кг/га (коэффициент регрессии  $r = -0.25$ ;  $F = 0.82$ ;  $p = 0.38$ ; границы доверительного интервала – от 131 до 153 кг/га при 95%-ной вероятности).

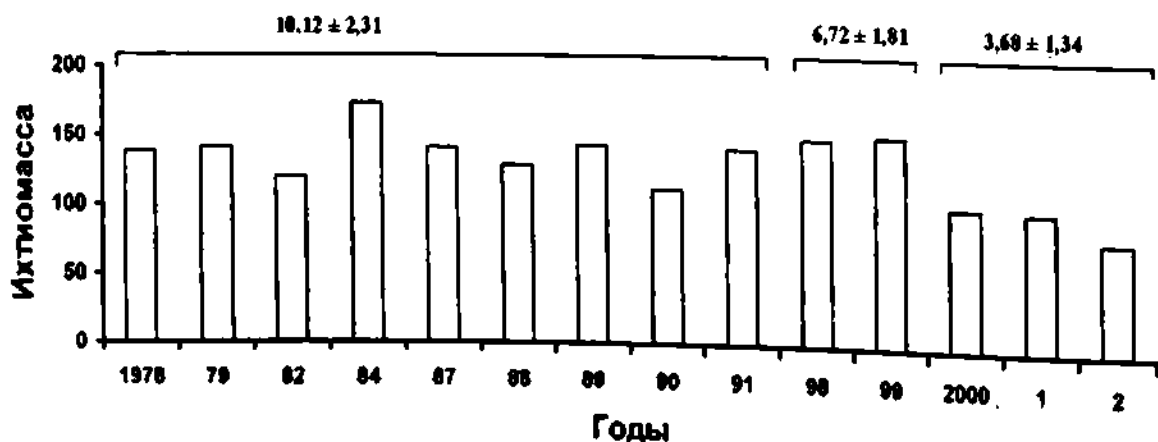


Рис. 5. Средняя икhtiомасса (кг/га) за период с 1978 по 2002 гг. по данным гидроакустических съемок. Цифры над гистограммами – значения коэффициента агрегированности рыб по Ллойд (Lloyd, 1967).



В результате подобного воздействия изменилась общая картина распределения рыб. Отмечено изменение пространственной структуры: сократилось количество скоплений рыб с высокой плотностью, уменьшились размеры скоплений и расстояние между ними. На это указывают и показатели агрегированности (см. рис. 5). До начала 90-х годов среднее значение коэффициента агрегированности Ллойда достигало  $10.12 \pm 2.31$ , а после 2000 г. оно снизилось в три раза и составило  $3.68 \pm 1.34$ . Уменьшение пространственной сегрегации рыб может быть связано с усилением пресса рыболовства, на что указывают и другие исследователи (O'Driscoll et al., 2000; Blanchard, 2001).

Характер распределения рыб пелагического комплекса не связан с их выловом, поскольку ни один из основных его видов не используется промыслом. Численность и встречаемость пелагических видов определяются динамикой численности доминирующего вида – каспийской тюльки.

В 1997 г. резко снизилась численность вида-доминанта предыдущих лет – снетка, а каспийская тюлька к данному моменту еще не достигла максимальной численности. В этот период в пелагиали по численности доминировала молодь карповых (56.1%) и окуневых (27.7%) (табл. 5).

Таблица 5

**Динамика состава уловов пелагическим тралом в Рыбинском  
водохранилище с 1998 по 2000 гг.**

Вид	1998 г.			1999 г.			2000 г.		
	<i>N</i>	%	<i>B</i>	<i>N</i>	%	<i>B</i>	<i>N</i>	%	<i>B</i>
Тюлька	1.1	0.5	30	31.1	12.1	70	312.9	82.9	90
Снеток	26.0	12.5	60	12.0	4.7	50	6.4	1.7	40
Синец	80.3	36.8	90	6.0	2.3	70	6.4	1.7	50
Чехонь	2.9	1.4	60	4.6	1.8	80	19.8	5.3	60
Судак	52.0	25.0	70	33.0	12.9	80	4.3	1.1	70
Лещ	13.4	6.5	60	103.3	40.3	80	12.2	3.2	60
Плотва	5.1	2.5	40	42.5	16.5	70	6.5	1.7	50
Уклея	21.4	10.3	60	3.4	1.3	50	3.7	1.0	40
Окунь	5.7	2.7	60	19.3	7.5	50	2.3	0.6	50
Густера	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Ерш	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<b>В целом</b>	<b>208.0</b>			<b>256.7</b>			<b>377.3</b>		

*Примечание.* *N* – средний улов за 10 мин траления мальковым тралом, экз.,  
*B* – встречаемость, %.

Подобная картина сохранялась до 2000 г., когда была отмечена вспышка численности тюльки. Как следствие, вид стал доминирующим, составляя до 97% численности рыб пелагического комплекса. Все остальные виды в этот период в уловах были представлены единично и имели 10–20%-ную встречаемость. Зимой 2002–2003 гг. в Рыбинском водохранилище наблюдался аномально низкий уровень воды. В результате были отмечены заморные явления, от которых заметно пострадала и популяция тюльки (табл. 6). Так, ее улов за 10 минут траления уменьшился в 4 раза (с 757 до 185 экз.), встречаемость сократилась до 82%, а доля в улове – до 67.7%, при этом доля молоди окуневых и карповых увеличилась (соответственно до 21.9 и 10.1%).

**Таблица 6**

**Динамика состава уловов пелагическим тралом в Рыбинском  
водохранилище с 2001 по 2003 гг.**

Вид	2001 г.			2002 г.			2003 г.		
	<i>N</i>	%	<i>B</i>	<i>N</i>	%	<i>B</i>	<i>N</i>	%	<i>B</i>
Тюлька	408.3	89.0	90	757.0	97.6	100	185.0	67.7	82
Снеток	1.0	0.2	20	0.1	0.1	10	–	–	–
Синец	2.0	0.4	20	2.1	0.3	20	7.0	2.6	45
Чехонь	1.0	0.2	20	0.1	0.1	20	–	–	–
Судак	2.0	0.4	10	0.1	0.1	10	10.0	3.6	82
Лещ	6.7	1.5	30	0.6	0.1	10	7.0	2.6	63
Плотва	4.0	0.8	20	0.2	0.1	10	2.0	0.8	36
Уклея	24.3	5.0	40	9.0	1.2	60	7.0	2.6	27
Окунь	1.8	0.4	40	0.3	0.1	20	50.0	18.3	73
Густера	–	–	–	–	–	–	4.0	1.5	9
Ерш	–	–	–	–	–	–	2.0	0.8	9
<b>В целом</b>	<b>454.5</b>			<b>769.5</b>			<b>274.0</b>		

*Примечание.* Обозначения те же, что и в табл. 5.

В целом, пространственное распределение демерсальных рыб Рыбинского водохранилища в нагульный период соответствует распределению наиболее продуктивных донных субстратов, образующих средне- и высококормные участки, но периодическое усиление гидродинамической активности приводит к перераспределению рыб на срок, который зависит от силы и продолжительности воздействия. Подобная ситуация сохраняется в водохранилище на протяжении всего времени его существования, что обуславливает низкую пространственную и временную стабильность скоплений рыб.

Структурные показатели скоплений рыб на современном этапе в основном определяют уровень изъятия рыбы из водохранилища (легальный и нелегальный). Им обусловлено ослабление пространственной сегрегации скоплений рыб, выражающееся в уменьшении размеров и плотности скоплений, а также расстояния между ними.

Распределение рыб пелагического комплекса не связано с выловом, поскольку ни один из основных его видов в настоящее время практически не используется промыслом. Численность и встречаемость пелагических видов определяются динамикой численности нового для водохранилища вида-доминанта – каспийской тюльки.

### Список литературы

- Баканов А.И., Митропольский В.И. Количественная характеристика бентоса Рыбинского водохранилища за 1941–1978 гг. // Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л.: Наука, 1982. С. 211–228.
- Герасимов Ю.В., Комова Н.И. Влияние искусственных рифов на трофические взаимоотношения рыб в пресноводных ихтиоценозах (по результатам лабораторных исследований) // Искусственные рифы для рыбного хозяйства. Тез. докл. Всесоюзн. конф. (Москва, 2–4 декабря 1987 г.). М.: ВНИРО, 1987. С. 97–99.
- Герасимов Ю.В., Новиков Д.А. Ихтиомасса и распределение рыб в Рыбинском водохранилище. // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. С. 194–203.
- Герасимов Ю.В., Поддубный С.А. Роль гидрологического режима в формировании скоплений рыб на мелководьях равнинных водохранилищ. Ярославль, 1999. 172 с.
- Герасимов Ю.В., Поддубный С.А. Воздействие уровня режима на урожайность фитофильных рыб Рыбинского водохранилища // Вод. ресурсы. 2000. Т. 27. № 5. С. 554–559.
- Герасимов Ю.В., Слынько Ю.В. Пищевое и оборонительное поведение рыб на экспериментальных субстратах различной сложности (экологический и генетический аспекты) // Искусственные рифы для рыбного хозяйства. Сборник научных трудов ВНИРО. М.: ВНИРО, 1990. С. 177–193.
- Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1972. 360 с.
- Современное состояние рыбных запасов Рыбинского водохранилища. Ярославль, Изд-во ЯГТУ, 1997. С. 34–92.
- Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. 427 с.

Экологические факторы пространственного распределения и перемещения гидробионтов. Л.: Наука, 1993. 336 с.

*Blanchard F.* The effect of fishing on demersal fish community dynamics: An hypothesis // *ICES J. Mar. Sci.* 2001. V. 58. № 3. P. 711–718.

*Lloyd M.* Mean crowding // *J. Anim. Ecol.* 1967. V. 36. № 1. P. 315–328.

*O'Driscoll R.L., Schneider D.C., Rose G.A., Lilly G.R.* Potential contact statistics for measuring scale-dependent spatial pattern and association: An example of northern cod (*Gadus morhua*) and capelin (*Mallotus villosus*) // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2000. V. 57. № 7. P. 1355–1368.

УДК 574.632(285.2)+504.054:57

## **ВОЗДЕЙСТВИЕ ТЕРМАЛЬНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩ ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ НА РЫБНОЕ НАСЕЛЕНИЕ: СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ПЕРСПЕКТИВЫ**

**В.К. Голованов<sup>1</sup>, А.К. Смирнов<sup>1</sup>, А.М. Болдаков<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> *Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
Борок, Россия, golovan@ibiw.yaroslavl.ru,*

<sup>2</sup> *Костромской филиал военного университета радиационной, химической  
и биологической защиты, Кострома, Россия*

Для того чтобы определить влияние тепловых нагрузок (т.е. уровня, продолжительности и скорости температурного воздействия) на рыб и беспозвоночных, необходимо учитывать общие закономерности воздействия температурного фактора на биоту пресноводных водоемов. Как известно, температура – один из важнейших абиотических факторов среды, определяющих не только выживание, размножение, питание, рост и продуктивность рыб, но также их поведение и распределение на конкретных биотопах водной среды. Для оценки биологической значимости температуры исследований, проводимых только в естественных водоемах, явно недостаточно. Полученные в природе данные существенно дополняются результатами экспериментов, в ходе которых детально оцениваются температурные нормы жизнедеятельности различных видов рыб. Сравнение материалов, собранных в полевых и экспериментальных исследованиях, однозначно показывает, что реализация имеющегося у отдельной особи, популяции или вида «термоадаптационного потенциала» далеко не всегда происходит в оптимальном режиме (Голованов, 1996 а). Гидробионты часто вынуждены обитать в температурных условиях, которые заметно отличаются от оптимальных, а иногда близки даже к пессимальным. Экспериментальные исследования, с учетом полевых данных, позволяют не только выявлять непосредственное участие температурного фактора в жизнедеятельности водных организмов, но и оценивать его роль при синэргическом (совместном) воздействии нескольких факторов в районах сброса подогретых вод тепловых и атомных электростанций.

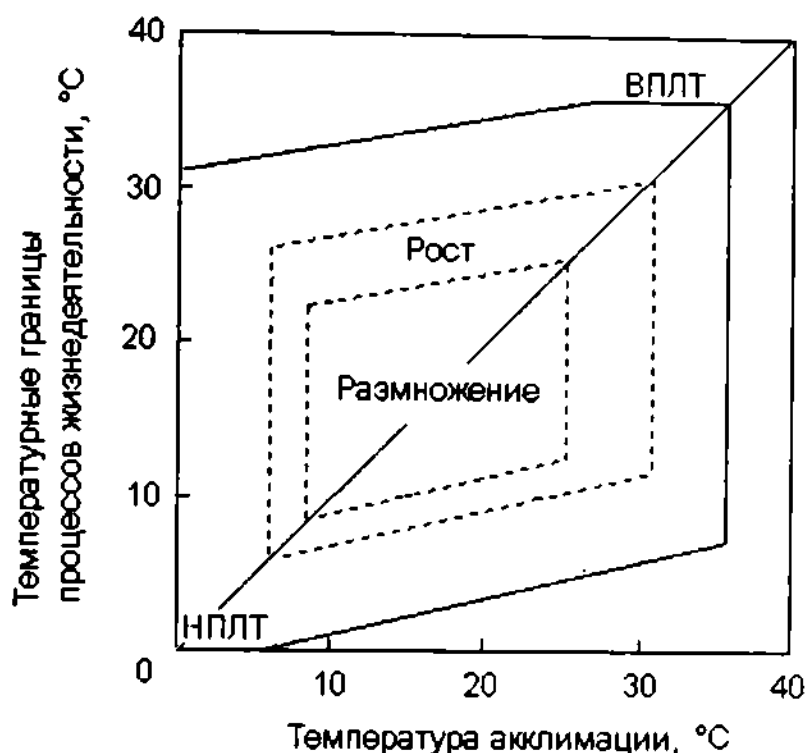
Для пресноводных рыб, обитающих в верхневолжских водохранилищах, как и для рыб умеренных широт России в целом, область жизнедеятельности ограничена значениями температур от 0 до 25–40°C. Температурный диапазон жизнедеятельности включает в себя зоны эффективного

размножения, питания, роста и развития. Тем не менее, все указанные процессы протекают лишь в строго определенных, «отведенных» для них температурных интервалах (рис. 1). Наиболее уязвимое звено в совокупности рассматриваемых процессов – воспроизводство рыб. При определенных значениях температуры (как низких, так и высоких) процессы размножения становятся невозможными, при этом наблюдаются резорбция икры, гибель эмбрионов и увеличение числа уродств, кроме того, замедляется рост и прекращается питание (Elliott, 1981; Бигон и др., 1989).



**Рис. 1. Эффективность процессов жизнедеятельности организмов в зависимости от температурных условий среды, схема (Бигон и др., 1989)**

В природе возможно определение температурных зон, в которых различные процессы жизнедеятельности протекают успешно, однако наиболее точные количественные характеристики (или так называемые «температурные требования» рыб) получают в лабораторном эксперименте. Для этой цели используют богатый арсенал методик, позволяющих исследовать и определять верхние и нижние летальные, шоковые и избегаемые температуры, избираемые и конечные избираемые температуры (конечный термопреферендум), оптимальные и пороговые температуры нереста, роста, питания и развития. Примерная схема, иллюстрирующая расположение зон основных эколого-физиологических функций и их границ в пределах температурного диапазона жизнедеятельности рыб (так называемый полигон толерантности), представлена на рис. 2.



**Рис. 2.** Схематическое изображение температурных областей различных эколого-физиологических функций рыб (Fry, 1971; Elliott, 1981). ВПЛТ – верхняя, НПЛТ – нижняя пороговая летальная температура.

Основываясь на методологических подходах Ф. Фрая (Fry, 1971) и Дж. Бретта (Brett, 1970), все разнообразие эколого-физиологических и поведенческих параметров, отражающих температурные требования рыб, можно разделить на две основные группы. Одни параметры характеризуют границы жизнедеятельности (пессимум), другие – оптимальные зоны функционирования особей, популяций и видов (Лапкин и др., 1990). Ключевыми из них являются, с одной стороны, летальные температуры (верхние и нижние), с другой – оптимальные температуры роста и питания, как правило, совпадающие с конечными избираемыми температурами рыб (Голованов, 1995, 1996 б). Необходимо уточнить, что сезонные жизненные циклы рыб представляют собой сложную цепочку чередующихся периодов размножения, нагула и зимовки. Температурные требования и термоадаптационные возможности отдельной особи, популяции или вида в целом не остаются постоянными в разные сезоны года. Кроме того, они закономерно изменяются в течение сменяющих друг друга периодов онтогенеза – эмбрионального, малькового, неполовозрелого и половозрелого организма, старения. Нередко в освоении термального «пространства» весьма существенную роль играет суточная, а также популяционная изменчивость температурных норм жизнедеятельности рыб.

Экспериментальные и полевые исследования по проблеме так называемого «термального загрязнения», выполненные в США, Канаде, Франции, других странах дальнего и ближнего зарубежья (Horoszewich, 1969; Krenkel, Parker, 1969; Brett, 1970; Fry, 1971; Reutter, Herdendorf, 1976; Coutant, 1977; Power plants ..., 1980; Elliott, 1981; и др.), а также работы отечественных исследователей – Ф.Д. Мордухай-Болтовского (1974, 1975), Ю.Б. Вирбицкаса (1988), Ю.Н. Никанорова (1973, 1974, 1977), А.С. Сулимова (1977), А.Г. Поддубного с соавт. (1995), Т.С. Житеновой (1976 а, б) и др. позволили выявить основные формы воздействия ГРЭС, АЭС и промышленных предприятий на ихтиоценозы водоемов-охлаждающих, озер, рек и водохранилищ. К ним относятся следующие формы:

Во-первых, *прохождение личинок, молоди и взрослых рыб через различные технические системы тепловых и атомных электростанций, а также промышленных предприятий.* При этом наблюдается гибель и травмирование рыб на заградительных решетках у водозаборов станций, а также из-за повышенного давления в насосах, накачивающих охлаждающую воду. Массовая гибель молоди и личинок рыб происходит также в конденсаторных трубах, под влиянием хлорирования воды и при непосредственном прохождении водосбросных каналов. После прохождения рыб через технические системы электростанций отмечаются явления теплового шока, а также высокая степень доступности травмированных рыб для хищников.

Во-вторых, *биологическое действие повышенных температур в зонах сбросов и на смежных участках водоемов.* В результате продвижения по градиенту температур до оптимальных зон (Голованов, 1996) образуются скопления рыб, как правило, приуроченные к повышенным концентрациям и пищевых организмов. В районах сброса подогретых вод наблюдается преимущественная концентрация более теплолюбивых рыб (карповых, окуневых и др.), из состава рыбных скоплений исчезают холодолюбивые виды (лососевые, тресковые и корюшковые). Отмечены изменения сроков нереста, смещение фаз жизненного цикла и более раннее половое созревание рыб, а также ускорение роста молоди различных видов. Заметны ярко выраженные нарушения циклов воспроизводства рыб (несоответствие между готовностью к нересту и состоянием нерестилищ, потребностью молоди в пище и состоянием кормовой базы в зонах подогретых вод).

В-третьих, *влияние критически высоких (в диапазоне от 30 °C и выше) уровней температуры на жизнедеятельность молоди и взрослых рыб (поведение, распределение и выживаемость) в различные сезоны года.*



Наблюдается уход рыб из участков с повышенными температурами, а также угнетение процессов их размножения, питания, роста и развития.

В-четвертых, *синергизм или воздействие различных факторов совместно с температурным*. Наряду с температурой, на рыбное население в местах сбросов подогретой воды влияют: нефтепродукты, соли тяжелых металлов, токсиканты, а также сильные течения, размыв грунтов, возможное поступление радиоактивных веществ и бытовых загрязнений, изменение кислородного режима. Следует отметить, что действие некоторых факторов практически полностью маскирует непосредственное влияние температуры.

В бассейне Верхней Волги известны 3 крупных источника теплового загрязнения – Калининская АЭС и Конаковская ГРЭС на Ивановском водохранилище, а также Костромская ГРЭС на Горьковском водохранилище. Из них (за период с 1965 по 2004 гг.). наиболее изучены районы сброса подогретых вод обеих тепловых электростанций, а также смежные районы водохранилищ. Кроме того, имеется информация о «точечных» источниках «термального загрязнения», появляющихся в результате работы крупных промышленных предприятий (например, Череповецкого промышленного комплекса на Рыбинском водохранилище, отдельных ТЭЦ вблизи крупных городов – Калинина и Ярославля), однако подробных исследований источников тепловых сбросов фактически не проводилось. Общие вопросы влияния подогретых вод АЭС, ГРЭС, ТЭЦ и промышленных предприятий различного типа на рыбное население водохранилищ Верхней Волги исследованы достаточно полно (Симпозиум по влиянию..., 1971; Никаноров, 1973, 1974, 1977; Влияние тепловых электростанций..., 1974; Мордухай-Болтовской, 1975; Биологический режим...1977; Сулимов, 1977; Голованов и др., 2001). Различные аспекты влияния подогретых вод на жизнедеятельность молодежи и взрослых рыб будут рассмотрены на примере исследований, выполненных в основном за период с 1970 по 1995 гг. и проведенных в акваториях, прилежащих к Конаковской (Никаноров, 1974, 1977; Бергельсон, 1977; Бойцов, 1977; Ефимова, 1977; Саппо, 1977; Филон, 1977; Поддубный А.Г. и др., 1995) и Костромской ГРЭС (Сулимов, 1974, 1977; Житенева, 1976 б; Сулимов, Хижинская, 1977; Кияшко и др., 1985; Поддубный, 1991; Комплексная оценка..., 1992 а, б; Поддубный А.Г. и др., 1985, 1995; Поддубный С.А. и др., 1995; Барышев, Болдаков, 2002; Болдаков, 2003).

Следует отметить, что из 69 видов рыб, обитающих в верховолжских водохранилищах – Ивановском, Угличском, Рыбинском, Шекснинском и Горьковском, большинство представлено теплолюбивыми и эвритермными видами семейства карповых. Лещ, синец и плотва – виды с высокой численностью, имеющие важное промысловое значение. Встречаемость

других карповых рыб – уклейки, густеры, золотого и серебряного карасей, язя и чехони – значительно ниже. Остальные виды карповых в уловах встречаются относительно редко. Вторым по обилию считается семейство окуневых, в котором наиболее важное промысловое значение имеют судак и окунь. Среди других ценных видов рыб заметную роль в промысле играет щука. Новый для верхневолжских водохранилищ вид-вселенец – тюлька – относится к числу сравнительно теплолюбивых. Особо следует отметить виды, резко отличающиеся по своим температурным требованиям от эвритермных, а также более теплолюбивых карповых и окуневых рыб. К ним относятся представители сиговых (ряпушка, а также редко встречающаяся пелядь), корюшковых (снеток, численность которого резко упала в последние годы) и тресковых (налим). Значения оптимальных и верхних летальных температур у данных видов существенно ниже в сравнении с карповыми и окуневыми видами, обитающими в верхневолжских реках, озерах и водохранилищах.

Из 35 видов рыб, населяющих Иваньковское водохранилище, 25 встречаются в уловах вблизи участка сброса подогретых вод Конаковской ГРЭС (Никаноров, 1977). Из 40 видов, обитающих в Горьковском водохранилище, до 38 видов в 1991 г. (по данным А.Г. Поддубного) и до 32 в 2002 г. (по данным А.А. Барышева и А.М. Болдакова) отмечены в уловах вблизи Костромской ГРЭС. Ввиду отсутствия детальных исследований в последние 10–15 лет, восстановить многолетнюю динамику ихтиофауны участков, прилегающих к сбросам подогретых вод данных двух теплоэлектростанций, не представляется возможным.

Конаковская ГРЭС, расположенная на берегу Иваньковского водохранилища вблизи г. Конаково, для охлаждения своих агрегатов мощностью 2400 МВт использует воду, забираемую двумя береговыми насосными станциями с подачей воды по 45 м<sup>3</sup>/с каждая. За год эти две станции перекачивают в общей сложности до трех объемов всего Иваньковского водохранилища. Теплоэлектростанция вступила в эксплуатацию с 1967 г.

На рис. 3 приведены зоны сильно, умеренно и слабо подогретых вод, сбрасываемых в акваторию Иваньковского водохранилища (Курдина, 1976). Согласно Ю.И. Никанорову (1977), выделяют зону сильного подогрева, включающую сбросной канал и Мошковичский залив (длина залива 3 км, площадь 70 га), а также зону слабого (переменного) влияния подогретых вод (длина летом до 15, зимой до 25 км, площадь от 1000 до 1500 га в зависимости от метеорологических условий). В летний сезон года в самом заливе значения температур воды достигают 31–32°C, превышая контрольные значения почти на 8°C (зимой на 11°C), тогда как летом в зоне слабого влияния повышение температуры в сравнении с

участками водохранилища без нагрева равно 2–5°C (Никаноров, 1977). Нарушения гидрологического и гидрохимического режима в зонах подгрева сопровождаются также сравнительно резкими изменениями кормовой базы рыб (Поддубная, 1974).

В течение 15-летнего периода, с 1965 по 1980 гг., осуществлялись комплексные исследования по проблеме влияния тепловых станций на экосистему Иваньковского водохранилища (Мордухай-Болтовской, 1975; Никаноров, 1977). Изучение последствий теплового загрязнения проводилось в основном сотрудниками Института биологии внутренних вод АН СССР и Верхневолжского отделения ГосНИОРХ. Многолетние исследования рыбных скоплений, поведения и распределения рыб, а также их роста и урожайности на участках теплового сброса (Бойцов, 1977), половых циклов рыб (Ефимова, 1977), эффективности и экологии нереста рыб (Бергельсон, 1977), физиологических показателей плотвы при повышенных температурах (Филон, 1977), а также численности и биологии леща под влиянием теплых вод (Саппо, 1977) позволили Ю.И. Никанорову (1977) сформулировать основные закономерности влияния сбросных подогретых вод Конаковской ГРЭС на рыбные сообщества Иваньковского водохранилища.



Рис. 3. Акватория сильно (1), умеренно (2) и слабо (3) подогретых вод в районе Конаковской ГРЭС в июле 1970 г. (Курдина, 1976)

По свидетельству Ю.И. Никанорова (1977), изменяется видовой состав рыб, обитающих на подогреваемых участках, при этом увеличивает-

ся относительная численность рыб бореально-равнинного и понтокаспийского пресноводных фаунистических комплексов. Существенно возрастает численность малоценных теплолюбивых рыб, таких как красноперка, густера, плотва и уклейка. В подогретых водах Иваньковской ГРЭС в уловах, как правило, присутствуют лещ, плотва, окунь – типичные обитатели районов термального загрязнения. Именно эти виды Ю.Б. Вирбицкас (1988) относит к так называемым видам-индикаторам подогретых вод, на основе изучения которых моделируются основные закономерности воздействия температурного фактора на популяции рыб. В районе сброса теплых вод Иваньковской ГРЭС существуют зимние и весенние скопления, состоящие как из молоди, так и взрослых особей. Отдельные реофильные виды – язь, жерех и голавль – присутствуют в уловах круглогодично. Из ценных промысловых видов увеличивается численность судака и леща, возрастает численность карпа, сома и карася. Характерно, что в сбросных водах и на смежных участках водохранилища образуются локальные группировки рыб, аналогичные тем, которые Ю.Б. Вирбицкас (1988) наблюдал в водоемах-охладителях Литовской ГРЭС и Игналинской АЭС (Литва).

По данным Г.Б. Саппо (1977), в подогретых водах половая зрелость у многих рыб (например, у леща и плотвы) наступает в более раннем возрасте и при меньших размерах. Ускоряется созревание половых продуктов, а сроки нереста становятся более ранними. В отдельных случаях неблагоприятные температурные условия для развития икры щуки, язя и окуня, а также холодолюбивых видов (налима, сиговых и снетка) приводят к угнетению, либо полному исчезновению этих видов из рыбных сообществ. По данным О.В. Халатян (1971, 1972), у плотвы и окуня, обитающих в зоне влияния теплых вод Конаковской ГРЭС, под действием повышенной (летом на 4–6, а зимой на 8–10°C) температуры происходят резкие нарушения воспроизводительной системы. Сдвигаются сроки наступления, а также продолжительность отдельных стадий зрелости. Ооциты старшей генерации вступают в период трофоплазматического роста неодновременно, асинхронность сохраняется и до конца созревания половых желез. Данное явление рассматривается как патологическое.

В зоне сильного и слабого подогрева вод, как правило, увеличивается период нагула. Рыбы младших возрастных групп растут быстрее, а иногда отмечаются резкие усиления и ослабления роста рыб в течение года. При температуре воды выше 28°C рост рыб (например, леща) замедляется (Саппо, 1977). Благоприятные условия для жизнедеятельности сложились в зоне теплых вод для такого теплолюбивого вида, как плотва (Филон, 1977). Характер питания и упитанность рыб, которые обитают на прогреваемых участках водохранилища, существенно отличаются от таковых

у рыб из смежных участков с обычными температурными условиями. Более высокие температуры приводят к резкому усилению заражения рыб различными видами паразитов, в частности отмечены массовые случаи лигулеза.

Как показали исследования А.Г. Поддубного с соавторами (1995 б), наблюдается негативное влияние водозаборов Конаковской ГРЭС на численность молоди различных видов. В основном на водозаборы с воспроизводственных участков вышерасположенного Шошинского плеса попадает молодь карповых и окуневых видов рыб. В районе подогретых вод молодь оказывается в результате покатной миграции с июня по октябрь (пики в начале и конце лета). По расчетным величинам, в урожайный год через створ водозаборов Конаковской ГРЭС проходит не менее 154 млн. экз. молоди рыб, а в неурожайный – всего 2.1 млн. экз. В первом случае на водозаборах обнаруживается около 2–2.5 млн. экз. погибшей молоди (1.6% общей численности покатикиков), во втором – около 0.5 млн. экз. (примерно 24%). Таким образом, в неурожайный год, при дефиците численности молоди в водохранилище, ущерб, к которому приводит работа ГРЭС, резко возрастает.

В случае оценки степени влияния тепловых сбросов Конаковской ГРЭС на рыбные популяции следует учитывать тот факт, что Ивановское водохранилище относится к относительно небольшим водоемам с площадью зеркала всего 327 км<sup>2</sup>. В связи с этим при расчете рыбопродуктивности и других общих ихтиологических показателей необходимо учитывать различные аспекты воздействия существующего термального загрязнения. В последние два десятилетия экологический мониторинг Конаковской ГРЭС и ее влияния на экосистему Ивановского водохранилища, проводимый сотрудниками Института биологии внутренних вод РАН и Верхневолжским отделением ГосНИОРХа, был прерван. Отдельные эпизодические исследования не позволяют восстановить многолетнюю динамику изменений в поведении, распределении и жизнедеятельности рыб, обитающих в измененных температурных условиях на протяжении 37-летнего периода

**Костромская ГРЭС.** Одна из самых крупных тепловых электростанций России и Европы, Костромская ГРЭС расположена на правом берегу Горьковского водохранилища, площадь зеркала которого составляет 1591 км<sup>2</sup>. КГРЭС находится вблизи г. Волгореченска, ниже по течению относительно двух крупных промышленных городов – Ярославля и Костромы, в 55 км ниже Костромского расширения – важного участка для воспроизводства различных видов рыб.

Общая мощность станции составляет 3600 МВт, строительство ее осуществлялось в 3 очереди. С 1969 по 1973 гг. были введены 1-я и 2-я

очереди из 8 энергоблоков мощностью по 300 МВт (по два в 1969 и 1970 гг. и по одному в 1971 и в 1973 гг.). Сброс подогретых вод с этих агрегатов осуществляется в устьевую часть р. Шачи, откуда подогретые воды с большой скоростью попадают непосредственно в русло Волги (рис. 4).

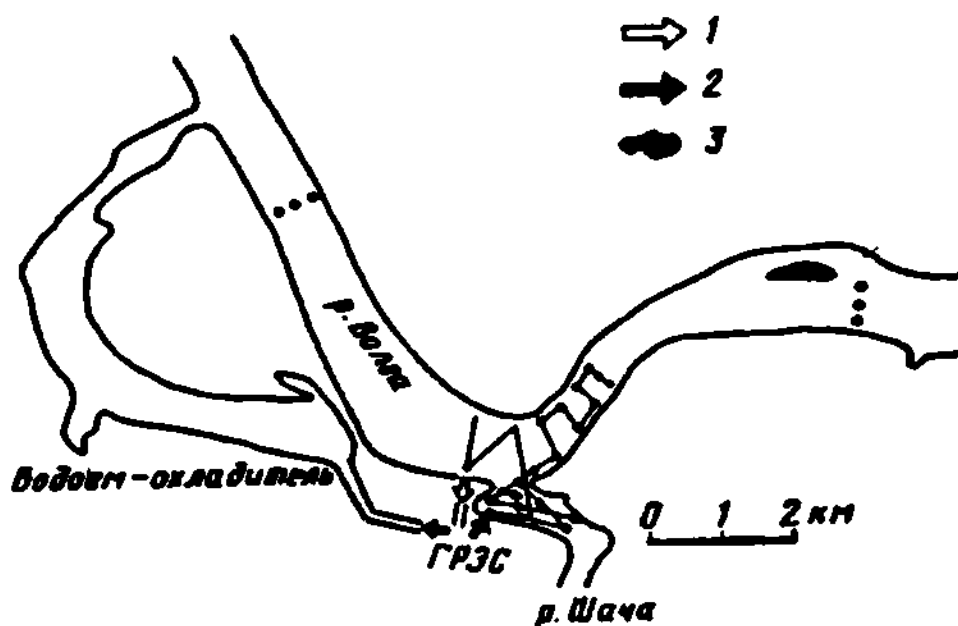


Рис. 4. Карта-схема расположения сбросов вод с повышенной температурой в районе Костромской ГРЭС (Поддубный и др., 1995 а): 1 – водозабор ГРЭС, 2 – сбросы подогретых вод, 3 – острова

Главной энергоблок с мощностью 1200 МВт (с возможной перегрузкой до 1300 МВт) – один из самых больших в мире – был введен в эксплуатацию в декабре 1980 г. Сброс подогретых вод 3-й очереди КГРЭС осуществляется не в русло Волги, а в водоем-охладитель, искусственно сформированный из старицы и устьевое участка р. Кешки, площадью около 520 га, протяженностью около 7 км и шириной 500–800 м, с последующим выходом теплых вод через узкий канал (шириной всего 20–30 м) в Волгу на участке несколько выше водозабора. С 1975 по 1980 гг. на компенсационной основе в строй было введено Волгореченское производственно-экспериментальное рыбоводное хозяйство для выращивания товарной рыбы и рыбопосадочного материала (один участок на р. Шача и еще один – на водоеме-охладителе р. Кешка). Забор воды для нужд станции осуществляется с помощью глубинного технического устройства и 3 береговых насосных станций.

Костромская ГРЭС – единственная в России, а возможно, и в мире, при разработке которой использовано принципиально новое технологи-

ческое и конструктивное решение. Фактически, в районе КГРЭС существует не один, а целых два сброса вод повышенной температуры, различающихся по характеру действия и сопутствующим факторам. Система охлаждения агрегатов станции при максимальной нагрузке обеспечивается забором воды из русла Волги с расходом примерно  $120 \text{ м}^3/\text{с}$ . Сбросы распределяются следующим образом: в водоем-охладитель р. Кешка (с расходом воды  $40 \text{ м}^3/\text{с}$ ) и в устьевой участок р. Шачи (с расходом воды  $80 \text{ м}^3/\text{с}$ ).

Наиболее подробно влияние теплового загрязнения на гидрологию и гидрохимию водохранилища, а также биологию гидробионтов изучалось в период с 1965 по 1973 и с 1976 по 1981 гг. и в отдельные годы до 1992 г. научными коллективами Института биологии внутренних вод АН СССР, Горьковского отделения «Теплопроект» и ГосНИОРХа. Связано это было как с проектированием, так и с пуском соответствующих очередей электростанции, а также в связи с возникшей проблемой попадания большого количества молоди и личинок рыб на заградительные решетки водозаборных устройств КГРЭС. В 1987–1988 гг. сотрудниками ГосНИОРХа проведен цикл исследований, направленных на разработку рекомендаций по повышению рыбопродуктивности водоема-охладителя путем вселения на нагул растительноядных и других ценных видов рыб, а также рекомендаций по рациональной эксплуатации рыбных запасов. В 1992 г. в мае и августе учеными ИБВВ РАН было выполнено комплексное обследование участка Горьковского водохранилища от п. Красный Профинтерн (выше г. Костромы) до г. Плес, включая район воздействия подогретых вод КГРЭС (Комплексная оценка..., 1992 а, б).

В последние годы ни академическими, ни рыбохозяйственными организациями систематических исследований влияния подогретых вод на рыбные популяции Горьковского водохранилища в районе Костромской ГРЭС не проводилось. Эпизодические полевые исследования поведения, распределения и биологии рыб, обитающих в зонах сброса подогретой воды КГРЭС, а также на смежных участках, в последние 3 года выполнялись сотрудниками кафедры зоологии Костромского госуниверситета и Костромского филиала военного университета радиационной, химической и биологической защиты.

Влияние повышенных температур на водную экосистему водохранилища ограничивается участком с протяженностью от 17 (летом) до 30 км (зимой). Подробные гидротермические исследования района Костромской ГРЭС (Поддубный и др., 1995 а) показали, что наибольшее тепловое влияние на речной участок Горьковского водохранилища оказывает сброс теплых вод в устье р. Шачи. В летний сезон распространение подогретых вод по руслу Волги прослеживается на расстоянии до 6 км вниз по тече-

нию. Ширина шлейфа достигает 500 м, наибольшие горизонтальные перепады температур наблюдаются в мае и составляют 7.3°C.

Летом в заливе р. Шачи (район сброса) повышение температуры воды по сравнению с контрольными участками на русле достигает 5–7°C, зимой – от 2 до 10°C. Исследования, выполненные различными авторами за период с 1965 по 1992 гг. (Сулимов, 1974, 1977; Житенева, 1976 б; Сулимов, Хижинская, 1977; Кияшко и др., 1985; Поддубный А.Г. и др., 1985; Поддубный, 1991; Комплексная оценка..., 1992 а, б; Поддубный С.А и др., 1995; Барышев, Болдаков, 2002; Болдаков, 2003), позволяют сделать некоторые выводы о степени влияния подогретых вод Костромской ГРЭС на ихтиофауну, видовой состав, особенности нереста, рост, питание, распределение, численность и поведение рыб.

В целом, сброс подогретых вод Костромской ГРЭС не оказывает негативного воздействия на условия обитания рыб в смежных русловых участках Волги. Разница температур воды в 5–8°C, которая существует между русловыми участками, прилегающими к Костромской ГРЭС, и зонами непосредственных тепловых сбросов, создает условия для привлечения (по градиенту фактора) в водоем-охладитель р. Кешка и устьевой участок р. Шачи молоди и неполовозрелых особей рыб. Видовой состав сеголетков рыб в зоне подогретых вод в целом сходен с составом сеголетков на смежных неотепляемых участках Волги. Однако в летние месяцы при подъеме температуры воды до 28–29°C иногда наблюдается падение численности молоди леща. Одной из возможных причин является сокращение биомассы и гибель зоопланктона, по аналогии с тем, как это происходит в зоне действия Конаковской ГРЭС (Ривьер, 1975).

Соотношение численности взрослых рыб в зоне теплых вод КГРЭС, как и в районе Конаковской ГРЭС, изменилось в сторону увеличения численности эвритермных (лещ, плотва) и теплолюбивых (уклейка, густера, красноперка) видов. В первую очередь это вызвано привлечением указанных видов из смежных неотепляемых участков водохранилища. Кроме того, соотношение видов рыб в подогретых водах существенно изменилось в сезонном аспекте. Так, в период максимальных температур в летние месяцы резко увеличивалась численность малоценных теплолюбивых видов, например уклейки (первое место по численности в уловах), плотвы (второе место), лещ (третье), а также густеры и окуня. На участках водохранилища вне зоны теплового воздействия в летний и осенний периоды в уловах преобладал лещ. Значение доминирующих по численности видов рыб – леща, плотвы, окуня, ерша и уклейки – в 1982 г. составляло: в районе Костромской ГРЭС (р. Шача) – 89%; в районе подводного канала – 91%; на сетках насосных сооружений – 73%. При определении видового состава рыб по данным 2000–2002 гг. было установлено, что в



зоне подогретых вод основу уловов составляют плотва, лещ, густера, окунь и красноперка (Болдаков, 2003). Достаточно часто встречаются чехонь и укляя. Сравнительно меньшая численность отмечена у следующих видов: сазан, голавль, язь, снеток, верховка, пескарь, тюлька, белый амур, карп, стерлядь, щука и форель. В общей сложности на биотопах подогретых вод встречается молодь 28–32 видов рыб (Барышев, Болдаков, 2002; Болдаков, 2003). Следует отметить, что промысловая рыбопродуктивность на данном участке Горьковского водохранилища формируется в основном за счет рыб-бентофагов, доля которых в уловах приближается к 80%.

Под воздействием более высокой температуры происходит смещение сроков нереста у большинства видов рыб – на 1–3 недели раньше, чем на смежных участках Волги с естественным термическим режимом (Сулимов, 1977). Необычно теплый температурный режим в заливе р. Шачи и водоеме-охладителе р. Кешки способствует более раннему нересту большинства промысловых рыб. Установлено, что лещ, плотва, уклейка, густера, карп, красноперка, толстолобик, а также окунь и ерш нерестятся здесь на 12–40 дней раньше, чем на русловых участках Волги и в ее притоках (Болдаков, 2003). Доля половозрелых особей леща, выловленных в водоеме-охладителе, достигает к пяти годам 67.5%, а к шести-семи – все рыбы становятся половозрелыми (Болдаков, 2003; Барышев, Болдаков, 2002). Для сравнения, на русле Волги (фоновые биотопы) половозрелые лещи встречаются лишь с четырехлетнего возраста (до 13.4%), а к пяти годам их число не превышает 24.8%.

В зоне влияния сбросных подогретых вод, как правило, наблюдается более интенсивный рост молоди большинства видов (Сулимов, 1977; Сулимов, Хижинская, 1977). Более продолжительный вегетативный период в подогретых водах по сравнению с фоновыми участками Волги не только способствует скоплению молоди эвритермных и теплолюбивых видов рыб, но и их более интенсивному росту за счет лучшего развития кормовой базы (Болдаков, 2003). Однако эта закономерность не всегда проявляется, поскольку при прогреве воды до 28–30°C угнетается развитие планктона и, как следствие, рост молоди рыб. Например, рост леща в возрасте 2–5 лет в зоне подогретых вод (р. Шача) по сравнению с участками водохранилища вне зоны теплового воздействия замедлен, что Т.С. Житенева (1976 б) объясняет неудовлетворительным состоянием кормовой базы для леща или, возможно, сопутствующей сильной зараженностью младших возрастных групп лигулезом (до 80%). Характерно, что определение возраста лещей из зоны подогретых вод затруднено в результате нарушения структуры чешуи в зимний период и после лигулезной инвазии (Житенева, 1976 б).

В заливе р. Шача, в водоеме-охладителе р. Кешка и на смежных русловых участках обнаружена высокая интенсивность заражения леща и плотвы лигулезом. В возрасте до 5 лет эта зараженность носит практически массовый характер, достигая на участках подогретых вод 80% от общей численности рыб (Комплексная оценка..., 1992 а, б).

Как и Конаковская ГРЭС, Костромская тепловая электростанция наносит большой ущерб рыбным запасам в результате попадания молоди и личинок рыб в водозаборные сооружения. Существующие технические методы и экологические разработки не позволяют полностью предотвратить попадание личинок и молоди в водозаборные устройства станции. По некоторым данным (Поддубный, 1991), на сетках водозабора КГРЭС отмечено более 38 видов рыб, при этом численность погибших особей колебалась от 103 тыс. экз. в 1986 г. до 70 млн. экз. в 1978. Чаще других гибнут судак, окунь, лещ, плотва; реже – снеток, ерш, уклейка. В отдельные годы погибает до 9% общего числа личинок и молоди рыб (Сулимов, 1977). Без сомнения, в ближайшие годы вместо исчезнувшего в уловах на Рыбинском и Горьковском водохранилищах снетка в водозаборы КГРЭС в массовом количестве начнет попадать молодь тюльки.

В районе тепловых сбросов КГРЭС посредством мечения рыб был выявлен необычный характер распределения рыб, в частности неполовозрелых и половозрелых особей леща (Сулимов, 1974, 1977). Согласно данным этого автора, взрослые лещи заходят в водоем-охладитель на нерест, после чего скатываются для нагула на близлежащие участки русла Волги. В непосредственной близости от сброса подогретой воды обитают группы леща в возрасте до 5 лет. Старшие особи леща откочевывают на русловые участки, используя их для нагула.

Половозрелые и созревающие лещи, выловленные в русле водохранилища на участке влияния подогретых вод, существенно отличаются от лещей, выловленных на выше- и нижерасположенных участках по ряду биологических показателей (соотношение числа самцов и самок; длина тела, жирность и упитанность одновозрастных особей; зависимость упитанности от возраста рыб) (Базаров, Голованов, в печати). Взрослые лещи в весенний период года используют водоем-охладитель в качестве воспроизводственного участка, где возможен более ранний нерест. Так, в середине мая 1992 г. в траловых уловах на русле Волги у Костромской ГРЭС при температуре воды около 10°C (на 5–6°C ниже, чем в водоем-охладителе) преобладали уже отнерестившиеся самцы и самки (Базаров, Голованов, в печати). Следует отметить особую роль сбросов подогретой воды в формировании локальных популяций леща и плотвы аналогично тому, как это происходит в теплых водах Литовской ГРЭС и Игналинской

АЭС (Вирбицкас, 1988) и, очевидно, вблизи Конаковской ГРЭС в Ивановском водохранилище.

Как известно, отловы сетями, неводом и мальковой волокушей дают представление о характере распределения рыб и видовом составе рыбных популяций. В то же время, применение современных гидроакустических методов позволяет получать более точные количественные характеристики плотности популяций и картину распределения рыб. Судя по траловым (Базаров, Голованов, в печати), сетным и неводным уловам на смежных к станции участках Волги, непосредственно в зоне подогретых вод уменьшения численности рыб не происходит, напротив, концентрация рыб здесь довольно высока. Так, в 1982 г. плотности рыбных скоплений в районе Костромской ГРЭС (Кияшко и др., 1985; Поддубный и др., 1985) достигали 172 кг/га, в том числе 164 кг/га у донных рыб. Вместе с тем, весной и летом 1992 г. расчетные плотности рыб придонного комплекса не превышали величины в 24 кг/га. Более высокие плотности рыбных скоплений отмечены на участках несколько выше и ниже Костромской ГРЭС (Поддубный С.А. и др., 1995; Базаров, Голованов, в печати).

При комплексном гидроакустическом и траловом обследовании (Базаров, Голованов, в печати) русловой зоны в среднем участке Горьковского водохранилища (от Костромского расширения до г. Плес) установлено, что для стрежневой части обследованной зоны характерны очень низкие плотности рыб пелагического комплекса, менее 2 кг/га. Высокие скорости течения воды на стрежне и смежных с ним участков русла р. Волги образуют зону транзитного переноса, определяя характерные особенности распределения рыб пелагического комплекса. Плотности рыб придонного комплекса (биомасса на единицу площади) на обследованном участке на один-два порядка выше, чем плотности пелагических рыб. Основу придонного комплекса составляет лещ. В зоне влияния стока подогретых вод в р. Шаче плотность рыб в толще воды оказалась значительно выше, чем на русловой части смежных районов Горьковского водохранилища.

Характер распределения рыбных скоплений на русле и в районах сбросов различен: на русле наблюдается увеличение плотности скоплений вдоль берегов, в зонах сбросов – привлечение рыб, особенно более мелких особей, в водоеме-охладителе распределение более равномерно. На участках термальных сбросов с высокими скоростями течения распределение скоплений рыб (например, на устьевом участке р. Шачи и смежном русловом участке р. Волги) приобретает мозаичный характер: отдельные пятна с высокой плотностью рыбного населения чередуются с пустыми участками.

Сравнительно новой проблемой в плане изучения термального загрязнения пресноводных водоемов стало наблюдающееся в последнее время

потепление климата (в особенности за последние два десятилетия). В бассейне Верхней Волги (Рыбинское водохранилище), по данным лаборатории гидрологии и гидрохимии Института биологии внутренних вод РАН, такой тенденции не отмечено (Литвинов и др., 2002), однако наблюдаются как существенное потепление температур воды зимой, так и очень жаркие (до 2–4 недель) периоды в летний сезон года. В теплые летние месяцы (обычно июль–август) температура воды в мелких реках и прибрежье водохранилищ, а также в районах сбросов подогретых вод ГРЭС на короткие промежутки времени (дни или недели) иногда превышает порог «заколдованных» (Мордухай-Болтовской, 1974) 30–33°C. Так, например, в районе Костромской ГРЭС на русле Волги в августе 2001 г. температура воды достигла уровня 28°C. В итоге, после продолжительного периода жары в августе, когда температура воды в садках рыбоводного хозяйства держалась на уровне 31–33°C, а затем в результате аварии поднялась еще выше, произошла массовая гибель маточного стада осетровых в рыбоводном хозяйстве, расположенном на подогретых водах Костромской ГРЭС (Голованов, Васюра, в печати). В 1992 г. в осенний период при резком снижении температуры воды с 11 до 2°C в садках рыбоводного хозяйства отмечена гибель карпа. Аналогичные случаи, в результате которых был нанесен большой экономический ущерб, известны и для других рыбхозов на территории Европейской части России.

Таким образом, грядущее потепление климата постепенно становится новым фактором, существенно меняющим ситуацию, связанную с термальным загрязнением водоемов. Существующие нормы сброса подогретых вод, согласно которым летняя температура воды в результате спуска сточных вод не должна повышаться более чем на 3°C по сравнению со среднемесячной температурой воды самого жаркого месяца года за последние 10 лет (Правила охраны..., 1975), должны быть пересмотрены с учетом новой «температурной ситуации» в пресных водоемах России.

Основанием для разработки новых нормативов по оценке уровней тепловых нагрузок на пресноводные водоемы могут послужить результаты принципиально новых экспериментальных исследований по температурной устойчивости рыб при различных скоростях нагрева, которые проводились в последние годы в лаборатории экологии рыб Института биологии внутренних вод РАН (Голованов и др., 1997; Голованова и др., 2002; Смирнов, 2003; Голованов, Смирнов, 2004; Смирнов, Голованов, 2004 а, б). Полученные материалы свидетельствуют о том, что температуры водной среды на уровне от 25 до 35°C в различные сезоны года входят в сублетальную зону жизнедеятельности гидробионтов и, в зависимости от временных параметров и дозы воздействия температурного фактора, могут оказывать как негативное, так и летальное влияние на популя-

ции рыб в подогретых водах ГРЭС и АЭС. При разработке вышеупомянутых критериев обязательно должны быть учтены разнообразие и экологическая специфика температурных требований тепло- и холодолюбивых рыб, обитающих в районах термальных сбросов, их сезонно-возрастные особенности, а также региональные условия расположения тепловых и атомных электростанций.

Участки теплых сбросов и прилегающие к ним районы вносят большой вклад в разнообразие рыбных сообществ, обеспечивая «резервное» сохранение прежде всего тех видов, оптимальные зоны жизнедеятельности которых находятся в интервале температур от 23 до 30°C. К ним, в первую очередь, относится большая группа карповых и окуневых видов рыб – основных обитателей верхневолжских водоемов. Характер распределения рыб по градиенту температур, а также использование ими (за счет нагульных и нерестовых миграций) всего богатства термальных биотопов, существующих в районах действия подогретых вод ГРЭС и АЭС (Голованов, 1996 б; Голованов и др., 1997) позволяют говорить о том, что, несмотря на локальный характер действия на экосистемы, подогретые воды вносят весомый вклад в формирование численности популяций как массовых, так и редких видов рыб, обитающих в водохранилищах Верхней Волги.

В связи с широкомасштабным проникновением видов-вселенцев, в частности каспийской тюльки, в водоемы Верхней Волги представляет существенный интерес не только выявление их температурных требований, но и оценка возможной роли сбросов тепловых станций как возможных биотопов-резерватов для обитания теплолюбивых и эвритермных видов, а также районов формирования внутривидовых группировок рыб. Присутствие практически в каждом крупном городе, расположенном на берегах Волги и верхневолжских водохранилищ, слабо изученных «точечных» участков термального загрязнения (районы ТЭЦ и крупных промышленных предприятий) свидетельствует о наличии в бассейне Верхней Волги целого ряда объектов для дальнейших исследований по указанной проблеме.

Необходимо отметить тот факт, что с середины 80-х годов прошлого века, в особенности после распада СССР, на территории России, а также в странах ближнего зарубежья (Украине, Молдавии, Беларуси, Грузии, Азербайджане и др.) практически прекратились многолетние исследования влияния подогретых вод на биологию рыб и беспозвоночных. Исключение составляют лишь исследования влияния подогретых вод Литовской ГРЭС и Игналинской АЭС на биоту водоемов-охладителей в Литве. Ситуация усугубляется тем, что и на самих российских водоемах, в нашем случае – на водохранилищах Верхней Волги, практически пре-

рван ряд многолетних исследований экологии, биологии, поведения и распределения рыб. Эпизодические экспедиции в отдельные годы, а также программа изучения видов-вселенцев, выполняемая в последние несколько лет рядом институтов РАН (ЗИН, ИПЭЭ, ИБВВ и ИЭВБ), не спасает положения. Ни на одной из 90 тепловых электростанций России, а также на атомных электростанциях многолетних систематических исследований по влиянию подогретых вод на ихтиоценозы не проводится. Между тем, сбросы подогретых вод представляют собой уникальный природный объект, сотворенный руками человека, в рамках которого (с начала 60-х годов прошлого века) проводится многолетний полевой эксперимент – как водная среда и населяющие ее биологические организмы реагируют на присутствие дополнительной постоянно действующей тепловой нагрузки.

### **Литература**

- Базаров М.И., Голованов В.К. Распределение рыб в Горьковском водохранилище на участке от Костромского расширения до г. Плес в разные сезоны года // Биология внутр. вод (в печати).
- Барышев А.А., Болдаков А.М. Поведение различных видов рыб при термовоздействии на гидрозкосистему водотоков // Вестник Костромского ГУ им. Н.А. Некрасова. Кострома: КГУ, 2002. № 3. С. 39–45.
- Бергельсон Б.О. Эффективность и экология нереста рыб Ивановского водохранилища и влияние на них подогретых вод Конаковской ГРЭС // Биологический режим водоемов-охладителей ТЭЦ и влияние температуры на гидробионтов. М.: Наука, 1977. С. 83–93.
- Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология. Особи, популяции и сообщества. М.: Мир, 1989. Т. I. 667 с. Т. II. 477 с.
- Биологический режим водоемов-охладителей ТЭЦ и влияние температуры на гидробионтов. М.: Наука, 1977. 256 с.
- Бойцов М.П. Распределение, рост и урожайность молоди рыб Ивановского водохранилища // Биологический режим водоемов-охладителей ТЭЦ и влияние температуры на гидробионтов. М.: Наука, 1977. С. 94–107.
- Болдаков А.М. Влияние подогретых вод Костромской ГРЭС на поведение и пространственное распределение рыб: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ярославль, 2003. 24 с.
- Вирбицкас Ю.Б. Структура и динамика популяций и рыбного населения пресноводных водоемов под влиянием теплового воздействия: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 1988. 47 с.

- Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов // Материалы Второго Симп., Борок, 26–28 августа 1974 г. Борок. 1974. 206 с.
- Голованов В.К. Термопреферендум гидробионтов как оптимальная зона жизнедеятельности // Соврем. пробл. гидроэкологии. Тез. Междуна-родн. совещ. СПб, 1995. С. 14–15.
- Голованов В.К. Температурные критерии в жизненных циклах пресновод-ных гидробионтов // VII Съезд Гидробиол. общ-ва РАН. Т. 1. Казань, 1996 а. С. 44–47.
- Голованов В.К. Эколого-физиологические аспекты терморегуляционного поведения пресноводных рыб // Поведение рыб. Тез. 2-го Всеросс. совещ. по поведению рыб. Борок, 1996 б. С. 16–17.
- Голованов В.К. Влияние дополнительного тепла. Рыбы // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль, 2001. Изд-во ЯГТУ. С. 295–302.
- Голованов В.К., Васюра Л.Е. О массовой гибели осетровых видов рыб в результате воздействия подогретых вод // Вопр. ихтиологии (в печа-ти).
- Голованов В.К., Смирнов А.К. Верхние летальные температуры плотвы *Rutilus rutilus* (L.), эвритермного вида-индикатора теплового загряз-нения водоемов, в различные сезоны года // Рыбне господарство (Ки-ев). 2004. Вип. 63. С. 39–42.
- Голованов В.К., Свирский А.М., Извеков Е.И. Температурные требования рыб Рыбинского водохранилища и их реализация в естественных ус-ловиях // Современное состояние рыбных запасов Рыбинского водо-хранилища. Ярославль, 1997. С. 92–123.
- Голованова И.Л., Кузьмина В.В., Голованов В.К. Воздействие высоких температур на пищеварительные гидролазы серебряного карася *Carassius auratus* L. // Вопр. ихтиологии. 2002. Т. 42. № 1. С. 121–128.
- Ефимова Т.А. Влияние сбросных теплых вод Конаковской ГРЭС на поло-вые циклы рыб Иваньковского водохранилища // Биологический ре-жим водоемов-охладителей ТЭЦ и влияние температуры на гидро-бионтов. М.: Наука, 1977. С. 63–82.
- Житенева Т.С. Влияние тепловых электростанций на гидробиологиче-ский режим и ихтиофауну водоемов // Проблемы развития водного хозяйства и защиты окружающей среды: Тр. Гидропроекта. Сб. 53. Москва, 1976 а. С. 144–153.
- Житенева Т.С. О влиянии вод, сбрасываемых Костромской ГРЭС, на их-тиофауну Горьковского водохранилища // Проблемы развития вод-ного хозяйства и защиты окружающей среды: Тр. Гидропроекта. Сб. 53. М., 1976 б. С. 154–160.

- Кияшко В.И., Малинин Л.К., Поддубный А.Г., Стрельников А.С. Распределение и видовое разнообразие рыб в открытых плесах водохранилищ Волги и Дона // Вод. ресурсы. 1985. № 3. С. 92–101.
- Комплексная оценка влияния Костромской ГРЭС на экосистему Горьковского водохранилища (за I этап, январь–июнь 1992 г.) Отчет по теме. 73 с.
- Комплексная оценка влияния Костромской ГРЭС на экосистему Горьковского водохранилища (за II этап, июль–декабрь 1992 г.) Отчет по теме. 183 с.
- Курдина Т.Н. Акватория и объем подогретых вод в Ивановском водохранилище // Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л., 1976. № 31. С. 56–59.
- Лапкин В.В., Голованов В.К., Свирский А.М., Соколов В.А. Термоадаптационные характеристики леща *Abramis brama* (L.) Рыбинского водохранилища // Структура локальной популяции у пресноводных рыб. Тр. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР. Рыбинск, 1990. Вып. 60(63). С. 37–85.
- Литвинов А.С., Девяткин В.Г., Рошупко В.Ф., Шихова Н.М. Многолетние изменения характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища // Актуальные проблемы водохранилищ. Всероссийская конференция с участием специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья. Тез. докл. Ярославль, 2002. С. 180–182.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д. Формы воздействия тепловых и атомных электростанций на жизнь водоемов // Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов. Материалы Второго Симп. Борок, 26–28 августа 1974 г. Борок, 1974. С. 106–110.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д. Проблема влияния тепловых и атомных электростанций на гидробиологический режим водоемов (обзор) // Экология организмов водохранилищ-охладителей. Л.: Наука, 1975. С. 7–69.
- Никаноров Ю.И. Ихтиофауна и рыбное хозяйство Ивановского водохранилища // Влияние Ивановского водохранилища на природу и хозяйство прибрежных территорий. Калинин, 1973. С. 95–114.
- Никаноров Ю.И. О некоторых закономерностях формирования ихтиофауны в водоемах под влиянием сбросных вод тепловых электростанций // Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов. Материалы Второго Симп. Борок, 26–28 августа 1974 г. Борок, 1974. С. 112–115.
- Никаноров Ю.И. Ивановское водохранилище // Водохранилища Волжско-Камского каскада и их рыбохозяйственное значение. Изв. ГосНИОРХ. 1975. Т.102. С. 5–26.



- Никаноров Ю.И.* Влияние сбросных вод тепловых электростанций на ихтиофауну и рыбное хозяйство водоемов-охладителей // Биологический режим водоемов-охладителей ТЭЦ и влияние температуры на гидробионтов. М.: Наука, 1977. С. 135–156.
- Поддубная Т.Л.* Состояние донной фауны Ивановского водохранилища на 32-й год ее существования // Флора, фауна и микроорганизмы Волги. Рыбинск, 1974. С. 143–153.
- Поддубный А.Г.* Рыбоводно-биологическое обоснование рыбозащитного устройства на Костромской ГРЭС // Борок, 1991. 59 с.
- Поддубный А.Г., Юданов К.И., Малинин Л.К. и др.* Плотность рыбного населения открытых плесов водохранилищ Волги и Дона // Биологические ресурсы гидросферы и их использование. Теория формирования численности и рационального использования стад промысловых рыб. М.: Наука, 1985. С. 129–137.
- Поддубный А.Г., Ряховская Г.Н., Бойцов М.П. и др.* РЗУ экологического принципа действия и методика определения его рыбозащитной эффективности (на примере Конаковской ГРЭС) // Энерг. строительство. 1995. № 5. С. 20–26.
- Поддубный С.А., Голованов В.К., Базаров М.И., Кудряков С.В.* Влияние термогидродинамических условий в зоне сбросных расходов Костромской ГРЭС на распределение рыб // Энерг. строительство. 1995. № 6. С. 38–41.
- Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами.* М.: Министерство мелиорации и водного хозяйства СССР, 1975. 161 с.
- Ривьер И.К.* Зоопланктон Ивановского водохранилища в зоне влияния подогретых вод Конаковской ГРЭС // Экология организмов водохранилищ-охладителей. М.–Л.: Наука, 1975. С. 220–244.
- Сапог Г.Б.* Влияние теплых вод на биологию и численность леща Ивановского водохранилища // Биологический режим водоемов-охладителей ТЭЦ и влияние температуры на гидробионтов. М.: Наука, 1977. С. 108–119.
- Симпозиум по влиянию подогретых вод теплоэлектростанций на гидрологию и биологию водоемов, 24–26 марта 1971 г. (Тез. докл.).* Борок, 1971. 71 с.
- Смирнов А.К.* Устойчивость карпа *Cyprinus carpio* (L.) к воздействию высоких температур в различные сезоны года. // Региональный сборник научных трудов молодых ученых «Современные проблемы биологии, экологии, химии». Ярославль, 2003. С. 37–40.
- Смирнов А.К., Голованов В.К.* Термопреферендум и верхние летальные температуры молоди карповых и окуневых видов рыб (на примере

- серебряного карася и речного окуня) // Материалы XV Республ. молодежн. научн. конф. / XI Молодежн. научной конф. Института биологии «Актуальные проблемы биологии и экологии», Сыктывкар, 19–23 апреля 2004 г. Сыктывкар: Изд-во Коми научн. центра УрО РАН, 2004 а. С. 274–275.
- Смирнов А.К., Голованов В.К. Влияние различных факторов на термоустойчивость серебряного карася *Carassius auratus* L. // Биология внутр. вод. 2004 б. № 3. С. 107–113.
- Сулимов А.С. О влиянии теплых сбросных вод Костромской ГРЭС на ихтиофауну речной части Горьковского водохранилища // Влияние тепловых электростанций на гидрологию и биологию водоемов. Материалы Второго симп. Борок, 26–28 августа 1974 г. Борок, 1974. С.176–180.
- Сулимов А.С. Размножение, распределение и рост рыб Горьковского водохранилища в районе влияния Костромской ГРЭС: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Л., 1977. 24 с.
- Сулимов А.С., Хижинская Л.И. Мечение леща в районе Костромской ГРЭС // Рыбохозяйственное исследование внутренних водоемов. Л., 1977. Вып. 21. С. 13–15.
- Филон В.В. Некоторые показатели физиологического состояния плотвы при повышенных температурах и состояние ее запасов в Ивановском водохранилище // Биологический режим водоемов-охладителей ТЭЦ и влияние температуры на гидробионтов. М.: Наука, 1977. С. 120–134.
- Халатян О.В. Влияние повышенной температуры на развитие семенников плотвы Ивановского водохранилища // Изв. НИИ оз. и реч. рыб. хоз-ва. 1971. Вып. 75. С. 127–135.
- Халатян О.В. Смещение отдельных этапов развития половых желез окуня под влиянием температурного фактора // Рыбохозяйственное изучение водоемов. Л.: ГосНИОРХ, 1972. № 8. С. 22–26.
- Brett J.R. Temperature. Fishes // Marine ecology. V.1. Environmental factors. P.1. Ch. 3. N–Y., 1970. P. 515–565.
- Coutant C.C. Compilation of temperature preference data // Temperature preference studies in environmental impact assessments: an overview with procedural recommendations. Proceed. Symp. and Panel Discuss. Northeast Fish and Wildlife Conf. (Northeast Division, Amer. Fish. Soc.). Hershey. Pa. April 27. 1976 / J. Fish. Res. Board Can. 1977. V. 34. № 5. P. 730–734
- Elliott J.M. Some aspects of thermal stresses on freshwater teleosts // Stress in Fish. London: Acad. Press, 1981. P. 209–249.

- Fry F.E.J.* The effect of environmental factors on the physiology of fish // *Fish Physiol.* N.Y.– London: Acad. Press, 1971. V.6. P. 1–98.
- Horoszewich L.* Oddziaływanie podwyższonych temperatur na ryby // *Ekol. Polska*, ser. B. 1969. V. XV. № 4. P. 299–321.
- Krenkel P.A., Parker F.L.* Biological aspects of thermal pollution. Nashville: Vanderbilt Univ. Press, 1969. 407 p.
- Power plants. Effects on fish and shellfish behavior. N.Y. – London – Toronto – Sydney – San Francisco: Academic Press, 1980. 346 p.
- Reutter J.M., Herdendorf C.E.* Thermal discharge from a nuclear power plant: predicted effects on Lake Erie fish // *Ohio J. Sci.* 1976. V. 76. № 1. P. 39–45.

УДК-627.8(571.6)

## **ПОСЛЕДСТВИЯ СОЗДАНИЯ ГИДРОУЗЛОВ НА ДАЛЬНЕМ ВОСТОКЕ**

**В.И. Готванский**

*Госстрой России, Москва, Россия, gotvanski@front.ru*

Главное предназначение водохранилищ – улучшение условий труда и здоровья людей, существенное повышение комфортности и безопасности жизни по сравнению с другими источниками получения энергии, предотвращение наводнений или снижение масштабов причиняемого ими ущерба. В последние десятилетия особую актуальность приобретают такие аспекты гидростроительства, как изучение динамики водных и наземных экосистем в зоне влияния гидроузлов, а также оценка последствий климатических изменений в районах верхних и нижних бьефов ГЭС.

В свое время гидроузлы сыграли огромную роль в подъеме экономики страны. Сегодня они дают почти 20% электроэнергии, стабильно обеспечивая пресной водой население, промышленность и сельское хозяйство в городах и других населенных пунктах. Благодаря ГЭС ежегодно экономятся многие миллионы тонн органического топлива (хотя используется лишь 10% всего гидроэнергетического потенциала России).

Как и во многом другом, при создании водохранилищ имели место некоторые перегибы. Были возведены плотины-гиганты на великих равнинных реках – Волге и Днестре, причем без полноценной экологической экспертизы. Например, на Рыбинском водохранилище удельный показатель отвода земель оказался одним из самых высоких в мире – 505 га/млн. кВт · ч. На Волгоградском водохранилище он составил 48.5, а на горном Саяно-Шушенском – всего 2.3 га/млн. кВт · ч. На протяжении десятков лет водохранилища – как волжские, так и многие другие – обеспечивали получение сверхчистой продукции – электроэнергии, которой хватало СССР и многим странам Европы. Кроме того, они улучшали условия судоходства и орошения, но, к сожалению, служили и продолжают служить накопителями различных отходов производства, канализационных и сельскохозяйственных стоков.

Несмотря на это, «зеленые» обвиняли сторонников создания гидроузлов во всех смертных грехах. К числу негативных сторон существования водохранилищ относили гектары затопленных земель и кубометры потерянной древесины, большое количество погибших животных и др. Все это до сих пор записано в числе требований «Положения по оценке воздействия на окружающую среду хозяйственной деятельности» (ОВОС).

Однако нигде не говорится о главном предназначении водохранилищ – служить обществу, а также о том, что гидроузлы фактически сохраняют человеческую жизнь. Академик И.П. Дружинин (1989), проанализировав традиционные методики, критерии и оценки экологических ситуаций при выборе наиболее гуманных технологий производства, отдал предпочтение самому важному интегральному показателю – жизни человека. Он предложил разработать новую методику социально-эколого-экономического обоснования при создании природно-технических и технических систем с обязательным учетом их влияния на жизнь и здоровье людей.

Рассматривая по этому показателю различные отрасли энергетики, И.П. Дружинин вслед за другими учеными пришел к выводу о том, что производство электроэнергии на угольных тепловых станциях (с учетом добычи, обработки и транспорта угля) приводит к увеличению смертности. По данным чешского ученого М. Мали, она составляет 226 человек на один млрд. кВт · ч вырабатываемой электроэнергии, а по более осторожным оценкам профессора Калифорнийского университета Р. Гейла, а также И.П. Дружинина – 100 человек (Дружинин, 1989). Производство же электроэнергии с использованием гидроэлектростанций не сопровождается повышением заболеваемости и смертности людей. Таким образом, в настоящее время это самый чистый и «человечный» источник энергии.

Недостатки при эксплуатации водохранилищ, вызывающие многочисленные обвинения в их адрес, определяются, скорее, «общим низким уровнем хозяйственной деятельности в стране» (Авакян, 2002). На основании многолетних исследований А.Б. Авакян (2002) пришел к выводу о том, что «попытки связать ухудшение качества природных вод лишь с созданием водохранилищ ошибочны и в определенной степени вредны, так как подменяют причину следствием». На самом деле, создание водохранилищ улучшает качество воды, однако при этом должна быть установлена мера их предельного загрязнения. Сегодня, как никогда, справедливо заявление этого ученого: «пока водные объекты будут использоваться в качестве приемников сточных загрязнителей, ни о каком улучшении качества вод не может быть и речи» (Авакян, 2002).

Теперь, когда приняты законы об охране окружающей среды и обязательной экологической экспертизе, а также Водный кодекс Российской Федерации, когда вопросы охраны и рационального использования природных ресурсов сосредоточены в Министерстве природных ресурсов (после преобразования Государственного комитета по экологии), пришло время обратить самое пристальное внимание на форсированное развитие гидроэнергетики. Как известно, ГЭС работают на возобновляемом экологически чистом источнике энергии. Они, в отличие от теплоэлектростан-

ций, не сжигают атмосферный кислород, не приводят к ухудшению здоровья и сокращению продолжительности жизни людей. Кроме того, при работе ГЭС не выделяются криптон и различные радионуклиды, которые могут ухудшать здоровье людей в окрестностях АЭС. Стоимость одного кВт · ч, произведенного на ГЭС, в 6 раз ниже, чем на атомных станциях АЭС и более чем в 10 раз ниже, чем на тепловых. Тем не менее в «Энергетической стратегии России на период до 2020 года» заложена такая структура топливно-энергетического баланса, в которой предполагается производить до 70% энергии именно на тепловых станциях. Это решение не только расточительно, но и противоречит принципу энергосбережения. Оно усугубляет парниковый эффект (вопреки положениям Киотского протокола), а также игнорирует основополагающий принцип – улучшение здоровья и качества жизни населения страны.

Как правило, большинство гидроузлов имеет комплексное назначение. Наряду с производством электроэнергии, они регулируют речной сток, играют районо- и градообразующую роль, защищают прилегающие территории и населенные пункты от паводков и наводнений. Кроме того, водохранилища преобразуют и расширяют транспортные возможности рек. Существенна также их роль в качестве источников-накопителей пресной воды. Многие водохранилища обладают значительным рекреационным потенциалом, который у нас в стране, к сожалению, до сих пор слабо реализован.

Строительство гидроузлов на Дальнем Востоке могло бы стать панацеей от многих бед. В условиях горного рельефа и муссонного режима выпадения осадков этот край издавна страдает от ежегодно повторяющихся наводнений, которые приобретают катастрофические масштабы через каждые 10–12 лет. Большинство регионов Дальнего Востока испытывает постоянный дефицит топлива и электроэнергии, а в последнее время – и водных ресурсов. Например, только для нужд системы жилищно-коммунального хозяйства каждому из регионов ежегодно требуется более 2.5 млрд. руб. на приобретение и доставку дальнепривозного топлива (Амурская и Камчатская области, Хабаровский и Приморский края).

В отличие от мощных гидроузлов в Европейской части страны и в Сибири, дальневосточные водохранилища, проектируемые в горных долинах, будут затапливать минимальные площади, слабо заселенные и не освоенные в хозяйственном отношении. Так, Зейский, строящийся Бурейский и 7 проектируемых гидроузлов будут затапливать около 0.5 млн. га территории, что в 10 раз меньше таковой под водохранилищами Волжского каскада, а сельскохозяйственных земель – в 50 раз меньше.

Первенцем среди дальневосточных гидроузлов стал Зейский, созданный на самом крупном левобережном притоке Амура – р. Зея – и давший

стране первый ток в 1975 г. Водохранилище занимает долины р. Зеи и ее притоков в хребтах Тукурингра и Соктахан, а также самую низкую часть Верхне-Зейской равнины. Его площадь 2419 км<sup>2</sup> при нормальном подпорном уровне (НПУ) 315 м, объем воды – 68.4 км<sup>3</sup>. За год Зейская ГЭС вырабатывает в среднем 4.9 млрд. кВт · ч электроэнергии. Зимний сток из водохранилища составляет более 750 м<sup>3</sup>/с. В незарегулированных условиях сток р. Зеи зимой не превышал 30–40 м<sup>3</sup>/с, а летом достигал 11 тыс. м<sup>3</sup>/с, что приводило к наводнениям не только на р. Зея, но и в долине Амура. Последнее катастрофическое наводнение на р. Зее случилось в 1972 г., когда уровень воды поднимался над меженью на 10–14 м.

Со времени пуска Зейский комплексный гидроузел выработал более 120 млрд. кВт · ч электроэнергии, что эквивалентно сжиганию почти 180 млн. т угля. Это соответствует объему целого месторождения угля, который было бы необходимо добыть, перевезти и сжечь на тепловой станции с использованием 230 млн. т атмосферного кислорода. Побочным эффектом работы такой ГРЭС стали бы: обширный набор загрязнений, нарушение плодородия земель, понижение уровня грунтовых вод (район Ерковецкого месторождения). Кроме того, пришлось бы решать проблемы, связанные с утилизацией золы и отвалов, ухудшением здоровья населения и постепенной деградацией экосистем в зоне выбросов тепловой электростанции.

Благодаря работе Зейской ГЭС в ее нижнем бьефе, до самого устья р. Селемджи, полностью снята угроза наводнений, на метр и более снизились пики паводков на Амуре вплоть до г. Хабаровска. Повысилась эффективность использования 600 тыс. га земель, преимущественно пойменных. Увеличение зимних расходов р. Амур у г. Хабаровска со 153 м<sup>3</sup>/с до 1000 м<sup>3</sup>/с способствовало ликвидации зимних заморов рыбы в низовьях реки.

Создание гидроузла сопровождалось строительством новых поселков на его берегах и переселением людей из старых жилищ в благоустроенные дома со всеми удобствами. На протяжении 300-километрового участка водохранилища существенно улучшились условия для работы водного транспорта. Стали доступнее таежные уголья на берегах водоема.

Тем не менее, многие возможности Зейского водохранилища до сих пор не востребованы. Оно практически не используется в рекреационных целях, например для организации туризма. Расположенный на его побережье Зейский заповедник и недавно созданный Бекельдеульский заказник могли бы стать основой национального природного парка. Практически никто не занимается вопросами оптимизации природной среды в зоне влияния водохранилища, особенно его нижнего бьефа. Естественные же

процессы восстановления наземных экосистем и оздоровления их живой природы протекают сравнительно медленно.

Наряду с рядом положительных моментов следует отметить и некоторые отрицательные. Так, создание Зейского водохранилища стало настоящей катастрофой для экосистем, оказавшихся под водой (229,5 тыс. км<sup>2</sup> лесов, лугов и болот). На их месте формируется новая, водная экосистема. В случае прибрежных экосистем влияние зарегулирования реки на абиотические и биотические компоненты также проявилось неоднозначно и разномасштабно.

С образованием водохранилища подверглась трансформации береговая морфолитосистема – склоны. Резкое, почти мгновенное изменение базиса денудации в сочетании с волновой деятельностью, ледовой обработкой и колебаниями уровня воды до 6–8 м привели к нарушению динамического равновесия рыхлого чехла склонов. В течение первых 15 лет активизировались обвально-осыпные процессы, оползни и каменные плави или потоки (курумы). В результате совместного действия абразии и обвальных процессов начали формироваться обрывистые, быстро отступающие (со скоростью 5–10 м в год) берега, сложенные на Верхне-Зейской равнине озерно-аллювиальными осадками. Кроме того, на горных склонах, сложенных коренными породами, образовалась узкая скалистая абразионная терраса (бенч) шириной 1–2 м около отметки НПУ водохранилища. Волноприбойная деятельность приводит к формированию органо-минеральных прибрежных валов на пологих наветренных склонах. В устьях притоков развиваются дельты.

Следует заметить, что в отличие от водохранилищ Волжского каскада на Зейском не наблюдается подпора грунтовых вод и заболачивания побережья. Вопреки прогнозам некоторых специалистов (Рянский и др., 1988), не произошло оттаивания мерзлоты не только на десятки километров, но даже на метры. Протаиванию подверглась лишь толща мерзлых пород в ванне водохранилища (как и на Вилюйском водохранилище). Не подтвердился прогноз А.В. Позднякова (1988) о резком подъеме депрессионной кривой грунтовых вод и заболачивании водоразделов Верхне-Зейской равнины. Заболачиванию подвергаются лишь участки, расположенные на наветренных берегах и отгороженные от водохранилища органо-минеральными валами, которые препятствуют стоку поверхностных вод.

В целом водохранилище оказывает отепляющее влияние на побережье. Безморозный период увеличился на 17 дней в году. Уменьшились экстремальные колебания температур воздуха и почвы. Улучшились характеристики атмосферной увлажненности. В зимние месяцы температура воздуха повысилась на 1,0–4,5°C. Ширина зоны климатического влия-



ния колеблется от 0.5–1 км в горах до 3–5 км на низких подветренных берегах. В этой зоне лесов на 0.2–0.5 класса бонитета возросла продуктивность древесных пород, что практически компенсирует потери лесного фонда при затоплении (Савченко, 2002).

Качество воды водохранилища определяется в основном боковой приточностью, а в течение первых десяти лет – поступлением биогенных веществ из органики, оставшейся на ложе водохранилища, в том числе гумуса почв, лесной подстилки и торфа (до 90%). На долю органики затопленной древесины приходится менее 10% (Савченко, 2002).

По данным И.Ф. Савченко (2002), высокие фоновые значения содержания фенолов и нефтепродуктов, а также БПК и ХПК в воде водохранилища обусловлены широким распространением торфа в его бассейне, что нередко служит дезориентирующим фактором при установлении источников загрязнения в заливах – устьях притоков.

Существенное влияние на качество воды оказывают многочисленные разработки золотоносных россыпей. При вскрытии россыпей органика из торфов, а с нею и все загрязнения, сопровождающие золотодобычу, поступают в водотоки. Несовершенство технологии добычи металла дополняется отсутствием каких-либо работ по рекультивации. Таким образом, экосистемы днищ долин и прилежащих склонов фактически разрушаются, сменяясь деградированными участками («бэдлендами») среди таежных ландшафтов. Только в бассейне Зейского водохранилища такие территории занимают площадь более 3 тыс. км<sup>2</sup>. Не лучше обстоят дела и на других водохранилищах. Пока на территории Тувы происходил сброс в Енисей неочищенных стоков городов, заводов и пастбищ, загрязнение реки было поначалу незаметным. С появлением Саяно-Шушенского водохранилища, на его обширном мелководном Шагонарском участке (г. Новый Шагонар и близлежащие поселки) экологическая ситуация стала резко ухудшаться. Здесь и на верхнем Енисее требуется создание эффективных очистных сооружений для охраны вод этого рукотворного пресного моря.

К числу негативных факторов, сопровождающих создание Зейского водохранилища, относится появление туманов, наблюдающихся на протяжении около двух зимних месяцев в году над полыньей в нижнем бьефе. Продолжительность туманов напрямую связана с загрязнением атмосферного воздуха выбросами котельных и автомобилей в прибрежных поселках. Чем чище воздух, тем реже возникают такие туманы и тем меньше их продолжительность. В г. Зея, расположенном почти у самой плотины Зейской ГЭС, вот уже не одно десятилетие на дальнепривозном угле работает котельная, в немалой степени способствующая туманообразованию над побережьем.

Создание водохранилища привело к существенным изменениям и в зооценозах. Эти изменения затронули видовой состав, границы ареалов, распространение и численность видов, структуру популяций и т.д. Эти вопросы детально освещены в монографии Н.Н. Колобаева с соавторами (2000). Приведенные данные свидетельствуют о постепенном восстановлении ареалов и поголовья некоторых животных, чему в немалой степени способствуют меры по сохранению экосистем прилегающего заповедника и долин рек, не затронутых хозяйственной деятельностью.

К сожалению, на Зейском водохранилище не были своевременно выполнены мероприятия по снижению ущерба, который понесла биота наземной и водной экосистем, а также по дальнейшей оптимизации природной среды. Пассивность охотхозяйств, засилье браконьеров и возросшая численность волков до сих пор не дают возможности восстановиться численности копытных. Нужно бороться с этими явлениями, а не только подсчитывать число их жертв на льду водохранилища.

Остается безжизненной обширная зона осушения, возникающая при колебаниях уровня водохранилища. В этой связи И.Ф. Савченко (2002) предлагал создать искусственные лагуны в мелководных устьях притоков с целью формирования в них прибрежно-водных биотопов. Для образования фитоценозов сюда можно вселять высокостебельные растения: камыш, тростник, рогоз и др. Такие фитоценозы станут привлекательными для животных, обитающих в прибрежье, а также для водоплавающих птиц. Кроме того, в лагунах будет задерживаться твердый сток, что позволит продлить срок службы водохранилища.

К сожалению, многие целесообразные инициативы, включенные в Закон о налогообложении водопользователей, пока не улучшили положение дел с обустройством водохранилища и не способствовали организации работ по мониторингу среды, защите берегов от размыва и т.д. Из средств, перечисляемых ГЭС и другими водопользователями в федеральный и местный бюджеты, на обустройство водохранилища пока не выделяется ни копейки.

В настоящее время продолжается строительство гидроузла на р. Бурее в Талаканском створе (запущен первый агрегат). Площадь зеркала водохранилища составит 740 км<sup>2</sup>, что втрое меньше Зейского. Выработка электроэнергии достигнет 7 млрд. кВт · ч в год. Затоплению подвергнутся в основном горные долины, с переселением жителей всего лишь двух поселков – Чекунда и Чеугда. Эксплуатация Бурейского гидроузла позволит снизить максимальные расходы весенне-летнего половодья и летне-осенних паводков на нижней Буре и на Амуре. В результате уменьшатся площадь, частота и продолжительность затопления пойменных земель.

Создание Бурейского водохранилища не вызовет коренных изменений в прилегающих к нему наземных экосистемах. Конечно, в первую очередь подвергнется его воздействию береговая морфолитосистема. На отдельных участках активизируются обвально-осыпные и оползневые процессы, которые затронут прежде всего покровный чехол на коренных склонах, сложенных изверженными и осадочными породами. Массовых смещений грунта не произойдет из-за относительной устойчивости крупноглыбовых склоновых отложений, образующих именно покров, а не осыпи. Курумы, каменные «моря» или каменные потоки из глыб, образованные физическим выветриванием с участием мерзлотных процессов, как правило, лежащие выше НПУ водохранилища, будут иметь ограниченное распространение.

Несомненные потери испытают фитоценозы и флора долины р. Буреи. Будут затоплены основные ассоциации с лимонником китайским, элеуте-рококком (на северной границе распространения), крыжовником бурейским и другими ценными видами растений.

Обеднеет фауна рыб р. Буреи. По материалам А.Л. Антонова (2002), создание водохранилища приведет к сокращению численности лососе-видных – хариуса, тайменя, ленка, сига. Будет практически уничтожена бурейская часть зейско-бурейской популяции калуги, включенной в Красные книги Российской Федерации и мира. По аналогии с Зейским водохранилищем, в Бурейском предполагается первоначальное увеличение численности щуки, карася и гольянов.

Для снижения негативных последствий создания Бурейского гидроузла организуются природные охраняемые территории, включающие как наземные участки, прилежащие к водохранилищу, так и его акватории, в том числе заказники: Мельгинский, Усть-Ургальский, Мальмалта, Желундинский, а в нижнем бьефе – ботанический заказник «Урочище Иркутн».

Существенную роль в сохранении популяций копытных и других животных во время заполнения ложа Бурейского гидроузла мог бы сыграть Усть-Ургальский природный парк или заказник, организацию которого обосновали ученые Института водных проблем РАН, Института водных и экологических проблем ДВО РАН и Бурейского государственного природного заповедника. Однако в администрации Верхне-Бурейского района эта идея пока не находит должной поддержки. Между тем, в процессе начавшегося заполнения ложа водохранилища животные, ищущие в долине Буреи убежища и новые кормовые угодья, становятся легкой добычей браконьеров.

В дополнение к Бурейской ГЭС в ближайшем будущем потребуется также строительство и Нижне-Бурейского гидроузла – нижней ступени

Бурейского каскада в 84.5 км выше устья реки. Площадь акватории создаваемого водохранилища составит 117 км<sup>2</sup>. Если Бурейское водохранилище будет осуществлять годовое регулирование стока реки, то Нижне-Бурейское должно регулировать суточный и недельный сток, обеспечивая требования водопользователей и соблюдение санитарных норм на Нижней Буре и на Амуре. По данным Ленгидропроекта, в летний период (май–октябрь) будет поддерживаться минимальный навигационный попуск 600 м<sup>3</sup>/с (минимальный расход Нижне-Бурейской ГЭС в этот период). Зарегулированные зимние расходы (с октября по март) составят 710 м<sup>3</sup>/с, иногда уменьшаясь до 170 м<sup>3</sup>/с при санитарном попуске, равном 100 м<sup>3</sup>/с. Максимальные зимние уровни в нижнем бьефе этой ГЭС снизятся на 2.1–3.0 м по сравнению с рассчитанными при работе одной Бурейской ГЭС. Наконец, не лишними для экономики Дальнего Востока станут 1.6 млрд. кВт·ч электроэнергии, которые будет вырабатывать Нижне-Бурейская ГЭС.

В настоящее время для гидростроителей уже стало аксиомой: нельзя строить гидроузлы на такой равнинной реке, как Амур. Намного более целесообразным представляется создание гидроузлов в безлюдных горных долинах рек. Тем не менее, в силу ряда экономических причин в Ленгидропроекте до сих пор остаются невостребованными готовые и согласованные технико-экономические обоснования (ТЭО) Ниманской, Нижне-Бурейской, Верхне-Селемджинских гидроэлектростанций, а также ГЭС на р. Большая Уссурка. Эти электростанции могли бы внести весомый вклад в экономику Дальневосточного региона – до нескольких миллиардов кВт·ч электроэнергии. Эта проблема приобретает особую остроту с учетом того, что строительство газопровода Сахалин–Хабаровск и нефтеперерабатывающего завода в районе г. Дальнереченска пока только планируется. Тем временем в Приморье продолжается завоз дорогостоящих энергоносителей – мазута и угля – из Якутии и Кузбасса. Кроме того, создание этих гидроузлов могло бы существенно снизить ущерб от наводнений, который (только за один год!) сопоставим со стоимостью строительства средней по мощности ГЭС.

К сожалению, некоторые пункты Федеральной целевой программы «Обеспечение населения России питьевой водой», концепция которой была утверждена Правительством Российской Федерации в 1999 г., оказались распылены между различными ведомствами. Реализация отдельных положений программы затормозилась и была сведена к решению частных задач по ремонту водопроводов, улучшению систем водоотведения на некоторых водоканалах, а также к проведению мероприятий по энерго- и ресурсосбережению и т.д. Ряд пунктов был внесен в Федеральную целевую программу «Жилище», основным заказчиком которой явля-

ется Госстрой России. В результате, проблема улучшения качества природных вод, в том числе и питьевой воды, пока не получила комплексного решения.

На состоявшихся в марте 2002 г. парламентских слушаниях по вопросу «Восстановление и охрана водных объектов, актуальные вопросы управления и правового обеспечения» было отмечено, что состояние большинства водных объектов – источников питьевого водоснабжения на территории Российской Федерации, не обеспечивает их экологически безопасного использования. Более 40% городских водопроводов не имеют необходимого комплекса сооружений подготовки воды, износ водопроводных сетей составляет 50%. Из 30 тыс. крупных гидротехнических сооружений в аварийном состоянии находится около 20% (в том числе, 1150 объектов – в состоянии, близком к критическому).

В столь же плачевном состоянии находится система водоотведения и очистки стоков. Из 13.7 км<sup>3</sup> сточных вод, ежегодно сбрасываемых одними только предприятиями жилищно-коммунального хозяйства, до нормативных значений очищается лишь 10% стоков. Ветхость канализационных коллекторов служит причиной частых аварий с загрязнением водоем-источников, что создает опасность для здоровья населения, подавляет нормальное функционирование гидробионтов в приемниках таких стоков – реках и водохранилищах.

Особое место на парламентских слушаниях занял вопрос о комплексном управлении водными ресурсами на основе бассейнового подхода – всемирно признанного принципа управления. Ранее мы предложили разработать стратегию эксплуатации и обеспечения надежности систем водоснабжения и водоотведения в городах и населенных пунктах, увязанную со стратегией бассейнового использования водных ресурсов, их охраны и управления качеством поверхностных вод (Готванский и др., 2000). Очевидно, при этом необходимо тесное взаимодействие ведомств. Эта проблема может быть решена при совместном выполнении задач ФЦП «Обеспечение населения России питьевой водой» такими ведомствами, как Министерство природных ресурсов РФ и Госстрой России.

На заседании Правительственной комиссии по жилищной политике (протокол № 7 от 23 декабря 2003 г.) было принято решение: «Госстрою России совместно с МПР России и Минсельхозом России: доработать проект программы с учетом высказанных на заседании Комиссии замечаний и предложений, согласовать ее с заинтересованными министерствами, ведомствами, органами исполнительной власти субъектов Российской Федерации и представить на утверждение в Правительство Российской Федерации в установленном порядке во втором квартале 2004 года».

Вместе с тем, реализуя принцип комплексного управления водными ресурсами (на примере бассейна р. Оки), нельзя оставлять в стороне такие важные составляющие, как водоснабжение и водоотведение, не только ввиду их масштаба (приблизительно по 13 км<sup>3</sup> в год), но и в силу их социальной и экологической значимости. Поэтому такая работа должна проводиться МПР России совместно с Госстроем России и Министерством сельского хозяйства России при их активном участии в деятельности новых структур по управлению бассейнами рек.

### Список литературы

- Авакян А.Б.* Водохранилища: факты, проблемы, решения // Использование и охрана природных ресурсов России. 2002. № 7–8. С. 53–56.
- Антонов А.Л.* Ихтиофауна реки Буреи и ее возможные изменения в связи с созданием водохранилища Бурейской ГЭС // Актуальные проблемы водохранилищ. Всероссийская конференция с участием специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья. Тез. докл. Ярославль, 2002. С. 9–10.
- Готванский В.И., Кочегаров А.Д., Остроушко П.В.* Проблемы экологической безопасности реформы жилищно-коммунального хозяйства Российской Федерации // Сейсмостойкое строительство. Безопасность сооружений. 2000. № 5. С. 32–35.
- Дружинин И.П.* Жизнь человека – самый важный экологический критерий. Хабаровск: Институт водных и экологических проблем ДВО АН СССР, 1989. 22 с.
- Колобаев Н.Н., Подольский С.А., Дарман Ю.А.* Влияние Зейского водохранилища на наземных позвоночных // Зейский заповедник. Благовещенск: Зея, 2000. 215 с.
- Поздняков А.В.* Динамическое равновесие в рельефообразовании. М.: Наука, 1988. 208 с.
- Савченко И.Ф.* Разработка прогноза экологических последствий строительства дальневосточных ГЭС на основе системного подхода и балансовых расчетов // Актуальные проблемы водохранилищ. Всероссийская конференция с участием специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья. Тез. докл. Ярославль, 2002. С. 267–268.

УДК 556.08+555.7

## АБИОТИЧЕСКИЕ ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОДЫ ИВАНЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

И.Л. Григорьева<sup>1</sup>, И.В. Ланцова<sup>2</sup>

<sup>1</sup> *Институт водных проблем РАН, Москва, Россия, grigor@aqualaser.ru*

<sup>2</sup> *Дубнинская ИЭЛ ФГВУ «Центррегионводхоз», Дубна, Россия,  
irina\_lantsova@mail.ru*

Формирование качества воды в водохранилищах обусловлено многими абиотическими, биотическими и антропогенными факторами. Среди абиотических факторов наиболее существенное воздействие на функционирование водных экосистем и качество воды в водохранилищах оказывает изменение гидрологического режима реки при зарегулировании ее стока. Кроме того, на показатели качества воды влияют природно-климатические условия, водность года, положение водохранилища в каскаде, сезонная и суточная динамика внутриводоемных процессов, связанных с действием как физико-химических (температура, прозрачность, процессы сорбции, десорбции, седиментации, выщелачивания и др.), гидрологических (скорость течения и интенсивность турбулентного перемешивания, морфометрия, глубина и т.д.), так и биотических факторов (численность, видовой состав гидробионтов, их миграции и др.) (Водохранилища ..., 1989).

Иваньковское водохранилище – водоем долинного типа, относящийся по своему объему (1.12 км<sup>3</sup>) к средним водохранилищам. По морфологическим особенностям котловины подразделяется на три плеса: Волжский, Иваньковский и Шошинский. Особенностью водохранилища является его мелководность: глубины до 2 м составляют около 48% водной площади водоема (Иваньковское водохранилище ..., 1978). Химический состав воды водохранилища в значительной степени определяется гидрохимическим режимом основных притоков Волги и р. Тверцы, водный сток которых составляет более 80% общего притока воды в водоем. На долю притоков Шошинского плеса – рек Шоша и Лама – приходится около 11% притока воды в водоем. Важный фактор формирования химического состава вод Иваньковского водохранилища – поступление загрязняющих веществ (ЗВ) из точечных и диффузных источников, в результате чего не только увеличивается содержание некоторых ионов (натрий, хлориды, сульфаты), но и изменяется соотношение одно- и двухвалентных катионов (Гидрометеорологический режим ..., 1975).

Иваньковское водохранилище расположено в регионе, интенсивно освоенном в промышленном и сельскохозяйственном отношении, что определяет довольно высокий уровень антропогенных нагрузок на его водные и наземные экосистемы. Площадь водосборного бассейна водохранилища 41 тыс. км<sup>2</sup>, здесь расположено 17 административных районов и 18 городов.

Основу промышленного производства составляют энергетика, легкая, машиностроительная и химическая промышленность, развиты также пищевая, целлюлозно-бумажная и деревообрабатывающая промышленность. Энергетический комплекс региона представлен Конаковской ГРЭС и тремя ТЭЦ, расположенными в г. Тверь. Все электростанции отводят нормативно-чистые и нормативно-очищенные воды непосредственно в Иваньковское водохранилище. Всего в бассейне находится 316 промышленных предприятий. В водные объекты сбрасывают сточные воды 85 предприятий, остальные неочищенные стоки направляются на городские станции очистки. В настоящее время (согласно госотчетности 2 ТП-водхоз) 3В поступают в водные объекты региона из 146 выпусков промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод, 26 из которых расположены в водоохранной зоне Иваньковского водохранилища (без учета г. Тверь) (Иваньковское водохранилище..., 2000).

Объем сточных вод, поступающих в водоемы Тверской области, за период с 1990 по 1999 г. сократился с 225.19 до 161.08 млн. м<sup>3</sup>. Масса 3В, содержащихся в сточных водах, уменьшилась за этот же период с 364.04 до 103.82 тыс. т. Дозы внесения минеральных удобрений на сельскохозяйственные поля были снижены в 90-е годы по сравнению с 80-ми в 10–15 раз.

Спад промышленного и сельскохозяйственного производства на исследуемой территории в 90-е годы не привел к значительному улучшению экологической обстановки, а в некоторых случаях даже ухудшил ее. Это, прежде всего, является следствием интенсивной застройки водоохранной зоны водоема в последнее десятилетие. Так, количество садовых товариществ в береговой зоне водохранилища только по Конаковскому району возросло за последние 20 лет с 25 до 123, а площадь их увеличилась с 185.72 до 2673.68 га. Весьма интенсивно ведется строительство индивидуальных коттеджей в непосредственной близости от воды. При этом бытовые сточные воды сбрасываются прямо в водоем. Значительная антропогенная нагрузка на водосборный бассейн водохранилища и несоблюдение Постановления правительства РФ № 1404 от 23 ноября 1996 г. «Об утверждении Положения о водоохраных зонах водных объектов и их прибрежных защитных полосах» привело к значительному ухудшению качества воды Иваньковского водохранилища.



Превышение ПДК в последние годы наблюдается по таким показателям, как БПК<sub>5</sub>, содержание меди, нефтепродуктов, общего железа, марганца, формальдегида, аммонийного азота. В водохранилище усиливаются процессы эвтрофирования, зарастания и заболачивания мелководий.

На участке водосбора от г. Твери до г. Дубны на формирование качества воды водохранилища влияние оказывают:

- химический сток малых притоков (рр. Орша, Созь, Дойбица, Донховка, Сучок, Инюха и др.);
- поступление загрязняющих веществ с грунтовыми водами через разгрузку в ложе и берега водохранилища и поступление сточных вод из 26 выпусков;
- рассредоточенный сток с береговой зоны, в которой расположены две птицефабрики: «Красный луч» (с. Городня) и «Завидовская» (п. Мокшино);
- многочисленные дачные кооперативы, пансионаты, турбазы, индивидуальные коттеджи, ряд населенных пунктов, крупнейший из которых – г. Конаково с населением 46 тыс. человек;
- сельскохозяйственные поля и животноводческие фермы.

Все перечисленные факторы приводят к ухудшению качества воды от входного створа к замыкающему.

Наши исследования показали, что ведущими абиотическими факторами формирования качества вод Ивановского водохранилища, являются: химический состав воды основных притоков (рр. Волга и Тверца); объем притока воды в водохранилище как с поверхностным, так и с подземным стоком; уровенный режим; температура воздуха, а также количество и качество атмосферных осадков.

Качество воды в реках и водоемах, во многом определяющее состояние водных экосистем, в значительной степени связано с водностью исследуемого периода. В многоводные годы условия разбавления сточных вод в водоемах несколько улучшаются. Вместе с тем, именно в такие годы в воде нередко наблюдаются максимальные концентрации биогенных элементов и пестицидов, что объясняется интенсивным выносом их со склоновым стоком. В маловодные годы склоновый сток часто отсутствует и возможность попадания этих веществ в водоемы минимальна (Коронкевич, 2000).

Исследование влияния водности года на качество воды Ивановского водохранилища проводилось нами по результатам собственных наблюдений 1997 и 1998 гг. в створе Плоски (Волжский плес). В 1997 г. объем притока воды в водохранилище был ниже среднего многолетнего (9950 млн. м<sup>3</sup>) и составил 8990 млн. м<sup>3</sup>. 1998 г. был годом повышенной водности, когда объем притока в водоем достиг 13676 млн. м<sup>3</sup>. В год

с повышенной водностью в створе Плоски были зафиксированы более высокие концентрации нитратного азота и повышенные значения перманганатной окисляемости по сравнению с 1997 г. (рис. 1, 2), что подтверждает выводы Н.И. Коронкевича (2001).

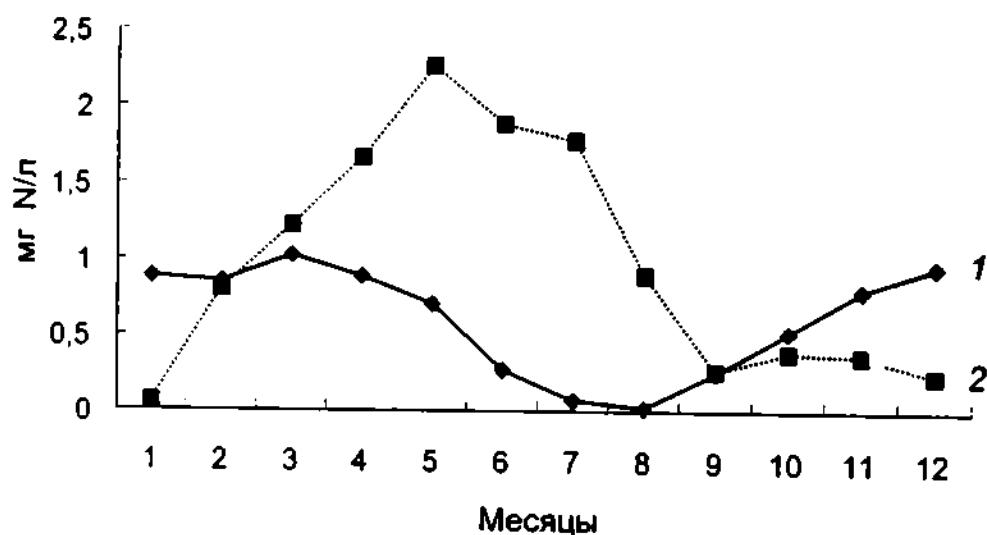


Рис. 1. Динамика среднемесячных концентраций азота в воде Иваньковского водохранилища (створ Плоски) в 1997 (1) и 1998 (2) гг.

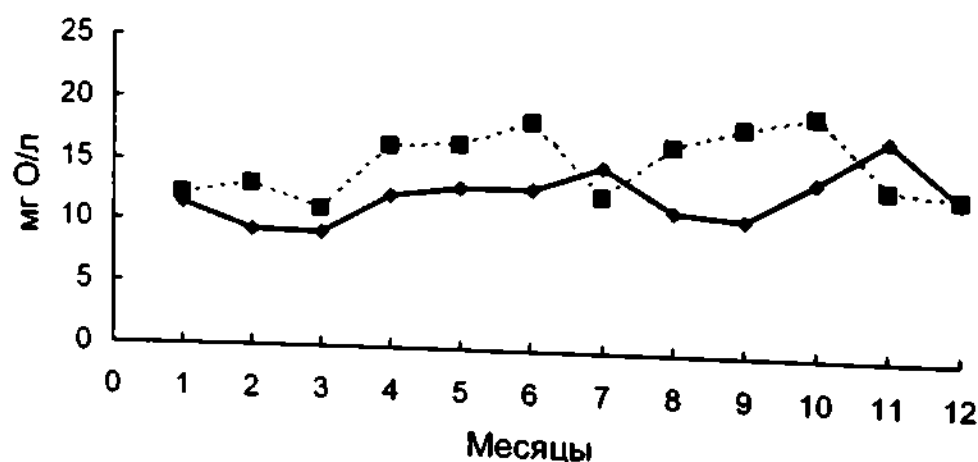


Рис. 2. Динамика среднемесячных значений окисляемости в воде Иваньковского водохранилища (створ Плоски) в 1997 (1) и 1998 (2) гг.

Межсезонная изменчивость качества воды Иваньковского водохранилища рассматривалась по результатам мониторинговых наблюдений

(Дубнинская ИЭЛ ФГБУ «Центррегионводхоз») 2001 года, когда объем притока воды составил около 8600 млн. м<sup>3</sup>, в то время как в предыдущем 2000 г. он был равен 11304 млн. м<sup>3</sup>.

В таблицах 1 и 2 представлены концентрации основных показателей качества воды водохранилища в периоды зимней и летней межени.

**Таблица 1**

**Гидрохимические показатели качества воды Иваньковского водохранилища  
в период зимней межени 2001 г. (по данным Дубнинской ИЭЛ ФГБУ  
«Центррегионводхоз»)**

Показатели	ПДК	Створ наблюдений				
		Город- ня	Безбо- родово	Кара- чарово	Кона- ково	Дубна
рН	6.5–8.5	7.7	7.5	7.5	7.6	7.8
Цветность, градусы	30	120	140	110	110	110
ХПК, мг О/л	30	54	62	104	83	170
БПК <sub>5</sub> , мг О/л	2	3.2	5.1	4.3	3.9	4.1
О <sub>2</sub> , мг/л	4–6	5.6	4.1	10.9	11.4	11.8
Щелочность, моль/л	–	2.4	4.9	3.2	3.2	3.1
Жесткость, ммоль/л	–	2.8	4.9	3.2	3.2	3.2
Хлориды, мг/л	300	5	8	5.8	5.5	5.8
Сульфаты, мг/л	100	3	11	10	16	10
Ион аммония, мг/л	0.5	0.3	0.9	0.6	0.6	0.5
Нитрат-ион, мг/л	40	2.4	2.2	3.0	2.4	3.0
Нитрит-ион, мг/л	0.08	< 0.01	0.023	< 0.01	0.01	< 0.01
Фосфат-ион, мг/л	0.61	0.15	0.67	0.71	0.68	0.7
Железо общее, мг/л	0.1	0.6	0.5	0.4	0.8	0.5
Марганец, мг/л	0.01	< 0.05	0.06	0.07	0.08	0.08

Качество воды водохранилища в зимний период по многим показателям было неудовлетворительным, что связано с уменьшением объема водохранилища в результате зимней сработки. Прежде всего следует отметить высокую цветность воды и превышение ПДК по общему железу в 4–12 раз во всех створах наблюдений. В зимний период наблюдался значительный дефицит кислорода в воде Шошинского плеса. В феврале превышение ПДК зафиксировано для значений ХПК и БПК<sub>5</sub> во всех створах наблюдений. Повышенные концентрации меди отмечены в створах Конаково и Дубна, цинка – в створах Безбородово, Конаково и Дубна, свинца – в створах Конаково и Дубна.

Таблица 2

**Гидрохимические показатели качества воды Иваньковского водохранилища  
в период летней межени 2001 г. (по данным Дубнинской ИЭЛ ФГВУ  
«Центррегионводхоз»)**

Показатели	ПДК	Створ наблюдений				
		Город- ня	Безбо- родово	Кара- чарово	Кона- ково	Дубна
рН	6.5–8.5	8.2	8.8	8.7	8.5	8.3
Цветность, градусы	30	–	115	110	132	106
ХПК, мг О/л	30	54	20	27	197	61
БПК <sub>5</sub> , мг О/л	2	2.3	7.1	5.3	7.0	6.6
О <sub>2</sub> , мг/л	4–6	5.6	6.1	7.7	7.4	7.4
Щелочность, моль/л	–	2.4	2.8	2.4	2.4	2.2
Жесткость, ммоль/л	–	2.4	–	–	–	–
Хлориды, мг/л	300	4.2	5.1	4.5	4.7	4.4
Сульфаты, мг/л	100	15	15	11	14	12
Ион аммония, мг/л	0.5	0.2	0.18	0.3	1.1	0.13
Нитрат-ион, мг/л	40	1.2	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
Нитрит-ион, мг/л	0.08	0.051	0.019	0.013	0.009	0.027
Фосфат-ион, мг/л	0.61	0.16	0.24	0.019	0.44	0.48
Железо общее, мг/л	0.1	0.11	0.28	–	0.5	0.3
Марганец, мг/л	0.01	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05	–

В марте в обследованных створах отмечено также превышение ПДК для марганца, нитрит-иона и иона аммония, что связано с таянием снега и поступлением загрязняющих веществ с поверхностным стоком с водосборных бассейнов притоков. Для интегральной характеристики качества воды водотоков использовали «индекс загрязненности вод» (ИЗВ).

В таблице 3 представлены значения индекса загрязненности вод (ИЗВ) и содержание приоритетных загрязняющих веществ в створах наблюдений в зимний период 2001 г. ИЗВ в этот период изменялся в широком диапазоне – от 2.4 (в створе р. Волга – г. Тверь) до 16.3 (Иваньковское водохранилище – д. Безбородово). Высокие значения ИЗВ, соответствующие классу «очень грязные воды», отмечены в створах Иваньковское водохранилище – г. Конаково и канал им. Москвы – 1-я паромная переправа (г. Дубна).

**Таблица 3**

**Значения ИЗВ в створах Иваньковского водохранилища и р. Волги  
в период зимней и летней межени 2001 г.**

Водный объект, пункт наблюдений	Зима		Лето	
	ИЗВ	качество воды	ИЗВ	качество воды
1. р. Волга – д. Ребеево	3.8	загрязненная	1.9	умеренно-загрязненная
2. р. Волга – г. Тверь	2.4	умеренно-загрязненная	2.2	»
3. р. Волга – с. Городня	2.6	»	2.2	»
4. Иваньковское в-ще – д. Безбородово	16.3	чрезвычайно грязная	1.4	»
5. Иваньковское в-ще – п/о Карачарово	3.9	загрязненная	1.5	»
6. Иваньковское в-ще – г. Конаково	9.0	очень грязная	3.6	загрязненная
7. Канал им. Москвы – 1-я паромная переправа	8.4	»	1.8	умеренно-загрязненная

В период половодья (апрель–май) во всех створах отмечалось повышение цветности воды, концентраций иона аммония и общего железа, значений ХПК, что связано с интенсивным поступлением органического вещества с водами половодья, обусловленным природными факторами – большой заболоченностью и заторфованностью водосборных бассейнов основных и малых притоков Иваньковского водохранилища. Отмечалось уменьшение значений щелочности и жесткости в связи с поступлением маломинерализованных талых вод. По сравнению с периодом зимней межени (февраль) следует отметить снижение БПК<sub>5</sub> и концентраций тяжелых металлов (свинец, цинк, медь), связанное с увеличением объема водного стока рек и наполнением водохранилища после периода сработки (декабрь–март). После схода ледяного покрова на реках и в водохранилище устанавливался благоприятный кислородный режим.

Качество воды в водохранилище во входном (Городня) и замыкающем створах (Дубна) характеризовалось классом умеренно-загрязненных вод, в створах Конаково и устье Мошковического залива – классом загрязненных вод. Качество воды основных притоков рр. Волги и Тверцы характеризовалось классом умеренно-загрязненных вод.

В период летней межени для всех створов отмечалось снижение качества воды по большинству гидрохимических показателей, за исключением БПК<sub>5</sub>. В осенний период (сентябрь–ноябрь) во всех створах было зафиксировано улучшение качества воды практически по всем показателям.

Превышение ПДК было отмечено по содержанию общего железа в створах р. Волга – г. Тверь (8 ПДК), р. Волга – с. Городня (4 ПДК), Ивановское водохранилище – д. Безбородово (2 ПДК), Ивановское водохранилище – г. Конаково (5 ПДК), Ивановское водохранилище – устье Мошковичского залива (4 ПДК). Превышение предельно допустимых концентраций по ХПК наблюдалось практически во всех створах (1.3–4 ПДК). Наибольшие значения БПК<sub>5</sub> были отмечены в Волге и малых притоках, в водохранилище значения БПК<sub>5</sub> по сравнению с летним периодом упали более чем в 3 раза.

Таким образом, посезонная оценка качества воды исследуемых водных объектов показала, что наихудшее качество воды водохранилища наблюдается в периоды зимней межени и весеннего половодья, а наиболее удовлетворительное – в осенний период.

Роль гидрометеорологических факторов в формировании качества воды водохранилища оценивали по результатам наблюдений в летние периоды 1992 и 1993 гг. Объемы притока в водохранилище были примерно одинаковыми, а различными были средние за сезон значения уровней воды, количество выпавших на акваторию водоема осадков, температура воздуха. Неодинаковая гидрометеорологическая ситуация в исследуемые периоды обусловила различия некоторых показателей качества воды в сравниваемые годы (табл. 4).

**Таблица 4**

**Средние за сезон значения гидрометеорологических характеристик и показателей качества воды в транзитном потоке Ивановского водохранилища (створ Плоски) в летние периоды 1992 и 1993 гг.**

Характеристика, показатель	1992 г.	1993 г.
Объем притока воды, м <sup>3</sup>	1221	1353
Уровень воды, м БС	123.72	123.98
Температура воздуха, °С	18.2	16.2
Сумма осадков, мм	131	281
Цветность воды, градусы	50	52
рН	7.9	7.7
Растворенный в воде кислород, мг/л	7.7	8.3
Гидрокарбонатный ион, мг/л	136	115
Сульфат-ион, мг/л	18	22
Хлорид-ион, мг/л	8.8	7.6
Минеральный фосфор, мг Р/л	0.040	0.026
Аммонийный азот, мг N/л	0.43	0.62
Нитратный азот, мг N/л	0.56	1.17

В формировании качества воды Иваньковского водохранилища, а также его основных и малых притоков существенная роль принадлежит грунтовым водам. По нашим расчетам, доля подземной составляющей в питании рек Волга, Тверца, Шоша и Лама в среднем составляет от 32 до 38%, а по годам может варьировать от 23 до 44%; по расчетам Н.П. Ахметьевой (Иваньковское водохранилище ..., 2000) в питании Иваньковского водохранилища на долю подземных вод за счет разгрузки из берега и ложе приходится 9%.

Исследования химического состава грунтовых вод прибрежной зоны Иваньковского водохранилища ведутся сотрудниками Института водных проблем РАН в течение последних 25 лет (Ахметьева и др., 1991; Григорьева и др., 2000; Иваньковское водохранилище ..., 2000).

Установлено, что определяющую роль в формировании качества грунтовых вод (ГВ) играют рассредоточенные источники загрязнения. Основные поставщики загрязняющих веществ – атмосферные осадки, минеральные и органические удобрения, автотранспорт и т.д. Загрязнение грунтовых вод происходит локально, на отдельных участках, и основными ЗВ являются аммонийные и нитратные азотные соединения, в меньшей степени – сульфаты, хлориды, тяжелые металлы и органические соединения. Наиболее загрязнены грунтовые воды на территории теплиц, близ животноводческих ферм, на территории населенных пунктов, промышленных площадок, вдоль автострад, в ареале влияния птицефабрик.

Оценка современного состояния качества грунтовых вод и выявление многолетних тенденций изменения их химического состава проводились нами методом картирования содержания в грунтовых водах основных загрязнителей (нитраты и сульфаты). Были построены схематические карты распределения сульфат-иона в грунтовых водах по состоянию на 1973–1974 гг. и на конец 90-х годов, а также нитратного азота по состоянию на конец 90-х годов.

Выявлено, что за последние 25 лет произошло довольно значительное загрязнение ГВ сульфат-ионом. Так, если в середине 70-х годов его концентрации в основном были не выше 50 мг/л и лишь на отдельных участках достигали (или немного превышали 100 мг/л), то в настоящее время на большей части исследуемой территории отмечены концентрации более 100 мг/л, а в ареале влияния атмосферных выбросов г. Твери наблюдаемые значения (250 мг/л) превышают ПДК.

Динамику содержания нитратного азота в ГВ прибрежной зоны оценивали путем сравнения нашей карты с картой распределения нитратного азота в ГВ по состоянию на конец 80-х годов (Ахметьева и др., 1991). Особенно неблагоприятная ситуация по загрязнению ГВ нитратным азотом наблюдалась в середине 80-х – начале 90-х годов, для которых харак-

терны наибольшие дозы вносимых в почву удобрений. В 1984–1985 гг. максимальное содержание нитратного азота (80–100 мг/л) было зафиксировано в низовье р. Дойбица на полях Завидовской птицефабрики, а также в низовьях р. Инюха на картофельных полях Шошинского совхоза. Наиболее высокие концентрации нитратного азота в ГВ, по наблюдениям Н.П. Ахметьевой и М.В. Лолы в 1991 г., достигали 153 мг/л (Ахметьева и др., 1991). В последние годы наблюдается снижение максимальных концентраций нитратов до 15–45 мг/л на индивидуальных участках, на землях птицефабрик и под теплицами, но в целом загрязнение ГВ нитратами продолжает расти. В воде 40% обследованных водопунктов концентрация нитратного азота превышала ПДК (10 мг/л).

Наряду с построением карт проводился анализ содержания основных загрязняющих веществ в ГВ как по ключевым участкам, так и по участкам, испытывающим различную антропогенную нагрузку за многолетний период.

Практически повсеместное увеличение концентраций сульфат-иона в грунтовых водах свидетельствует об общем загрязнении окружающей среды и выпадении кислых осадков, обусловленных выбросом в атмосферу серы местными промышленными предприятиями и трансграничным переносом.

Помимо увеличения концентраций нитратов, в грунтовых водах на удобряемых участках растет также содержание хлоридов, натрия и калия. На тех участках водоохранной зоны, где антропогенная нагрузка была снята или уменьшена, наблюдается устойчивая тенденция к снижению концентраций этих ингредиентов, хотя они еще далеки от фоновых значений.

Уменьшения выноса минерального азота в водоем через разгрузку в ложе и берега в последние годы не произошло. В настоящее время объем выноса азота с ГВ составляет около 300–320 т. Это является следствием неослабевающего антропогенного пресса на водоохранную зону водохранилища.

К числу наиболее уязвимых звеньев природной среды относятся малые реки, гидрологический режим которых в значительной степени зависит от местных факторов. На качество воды в реках существенное влияние оказывают ландшафтно-структурные особенности территории и хозяйственное освоение водосбора.

Объектами нашего исследования стали реки Дойбица и Донховка, впадающие в Иваньковское водохранилище с правого берега, Орша и Созь, впадающие с левого берега, а также притоки Шошинского плеса – реки Шоша и Лама. Малые притоки наглядно отражают общую ситуацию в водоохранной зоне Иваньковского водохранилища. Наши расчеты пока-



зали, что с водами малых притоков, впадающих непосредственно в Ивановское водохранилище, выносится около 400 т минерального азота; из них 130 т приходится на грунтовые воды. С подземным стоком через разгрузку в ложе и берега водохранилища и с грунтовым стоком малых притоков в водоем поступает около 430–450 т минерального азота, что составляет около 40% от его поступления со сточными водами г. Твери.

Химический состав воды малых рек может быть оценен по материалам мониторинговых наблюдений Дубнинской ИЭЛ ФГБУ «Центррегионводхоз» за 2002 г. Отбор проб производилось 20 марта (зимний период), 22 мая (весенний период) и 18 июля (летняя межень).

Величина pH в разные сезоны изменялась в следующих диапазонах: в марте – от 7.1 (р. Созь) до 7.8 (р. Шоша); в мае – от 7.4 (р. Созь) до 8.5 (р. Лама); в июле – от 7.7 (р. Созь) до 7.8 (р. Шоша). Наименьшие значения pH во все сезоны характерны для р. Созь. Превышения ПДК не наблюдалось ни в один из рассматриваемых сезонов.

Цветность воды в марте изменялась весьма значительно: ее наименьшие значения отмечены для притоков Шошинского плеса (рек Лама и Шоша), наибольшее значение цветности отмечено для р. Созь (312 градусов Сг-Со шкалы цветности). Высокая цветность малых притоков связана с поступлением интенсивно окрашенных вод с водосборов в периоды весеннего половодья и летне-осеннего паводка.

К концу мая цветность воды во всех притоках уменьшилась, что связано с окончанием к этому моменту весеннего половодья и увеличением доли подземного питания малых рек. Максимальная цветность воды отмечена для р. Созь (267 градусов Сг-Со шкалы цветности).

В период летней межени, когда реки перешли на грунтовое питание, отмечено значительное снижение цветности во всех реках, кроме р. Созь (214 градусов Сг-Со шкалы цветности), поскольку в питании этой реки преобладают высокоцветные воды оз. Великое, из которого она берет свое начало, а также болотные воды.

Значения ПО изменялись в диапазоне от 5.1 мг О/л (р. Шоша, июль) до 28.0 мг О/л (рр. Созь, Орша).

Концентрация хлоридов в марте изменялась в диапазоне от 6.4 мг/л (р. Созь) до 9.8 мг/л (р. Донховка); в мае – от 1 мг/л (р. Созь) до 19.2 мг/л (р. Орша); в июле – от 2.7 мг/л (р. Созь) до 20.5 мг/л (р. Дойбица). Концентрация сульфатов в марте варьировала в диапазоне от 17 мг/л (р. Созь) до 35 мг/л (р. Дойбица); в мае – от 42 мг/л (р. Лама) до 78 мг/л (р. Донховка); в июле – от 19 мг/л (р. Шоша) до 43 мг/л (р. Орша). Высокие концентрации хлоридов и сульфатов в воде рек Дойбица, Донховка и Орша – следствие значительного антропогенного пресса на их водосборы.

Значения щелочности в марте изменялись от 0.4 (р. Созь) до 2.3 ммоль/л (р. Шоша); в мае – от 0.4 (р. Созь) до 4.5 ммоль/л (р. Дойбица); в июле – от 0.4 (р. Созь) до 4.5 ммоль/л (реки Дойбица и Орша). Величина общей жесткости в марте изменялась в диапазоне от 1.1 (р. Созь) до 2.8 ммоль/л (р. Дойбица); в мае от 0.5 (р. Созь) до 5.6 ммоль/л (р. Дойбица); в июле от 0.6 (р. Созь) до 4.5 ммоль/л (Дойбица, Орша). Величина сухого остатка в случае р. Созь в различные сезоны года изменялась в сравнительно узком интервале (83–111 мг/л). Для других рек характерно увеличение значений сухого остатка в период летней межени. Максимальное значение отмечено для р. Дойбица в мае. Увеличение значений щелочности, жесткости и сухого остатка в мае и июле по сравнению с мартом связано с тем, что основную роль в питании всех рек, кроме р. Созь, в эти периоды играли грунтовые воды, так как величина атмосферных осадков была незначительной.

Вода большинства малых рек характеризовалась высокими значениями БПК<sub>5</sub>, превышающими ПДК для водоемов рыбохозяйственного назначения (2.0 мг О<sub>2</sub>/л).

Концентрация иона аммония в воде малых рек варьировала в диапазоне от 0.04 мг/л в июле (р. Лама) до 1.9 мг/л в мае (р. Лама); концентрация нитрат-иона в исследуемый период изменялась в диапазоне от 0.1 мг/л в июле (реки Орша, Шоша, Донховка и Созь) до 4.8 мг/л в марте (р. Лама). Концентрации нитрит-иона во всех реках, как правило, значительно меньше ПДК во все сезоны года. Концентрация фосфат-иона в воде малых рек обычно не превышала 0.2 мг/л. Для воды всех малых притоков характерны высокие концентрации марганца и общего железа, что является природной особенностью региона исследований.

В марте качество воды в реках Орша, Созь, Лама и Донховка по гидрохимическим показателям характеризовалось IV классом качества («загрязненные» воды), а рек Дойбица и Шоша – III классом качества («умеренно-загрязненные»). В период летней межени качество воды рек Орша, Шоша и Лама по гидрохимическим показателям характеризовалось II классом качества («чистые» воды), а рек Созь, Дойбица и Донховка – III классом качества («умеренно-загрязненные»).

По сравнению с 2001 г. качество воды малых рек в период летней межени улучшилось. Это можно объяснить тем, что в летний период 2002 г. при незначительном количестве атмосферных осадков не происходило смыва загрязняющих веществ с водосборных бассейнов, и основную роль в питании малых рек играли менее загрязненные подземные воды.

Таким образом, в последние годы, несмотря на спад промышленного и сельскохозяйственного производства на водосборной площади, существенного улучшения качества воды Ивановского водохранилища не от-

мечается, а на некоторых участках по ряду показателей прослеживается ухудшение. Значительное влияние на качество воды оказывают такие факторы, как заболачивание мелководных участков, интенсивная застройка береговой зоны самого водохранилища и его притоков, растущие масштабы рекреационного использования водоема.

### **Список литературы**

- Ахметьева Н.П., Лола М.В., Горецкая А.Г.* Загрязнение грунтовых вод удобрениями. М.: Наука, 1991. 99 с.
- Водохранилища и их воздействие на окружающую среду.* М.: Наука, 1986. 367 с.
- Гидрометеорологический режим и водохранилищ СССР. Водохранилища Верхней Волги.* Л.: Гидрометеиздат, 1975. 291 с.
- Григорьева И.Л., Ланцова И.В., Тулякова Г.В.* Геоэкология Иваньковского водохранилища и его водосбора. Конаково, 2000. 248 с.
- Иваньковское водохранилище и его жизнь.* Л.: Наука, 1978. 304 с.
- Иваньковское водохранилище. Современное состояние и проблемы охраны.* М.: Наука, 2000. 344 с.
- Коронкевич Н.И.* Экстремальная водность года: ее проявления и последствия // Изв. РАН. Сер. геогр. 2001. № 1. С. 20–27.

УДК 574.587(285.2):592

## **СОСТАВ, КОЛИЧЕСТВЕННОЕ РАЗВИТИЕ И ДИНАМИКА МЕЙОБЕНТОСА РЫБИНСКОГО И ГОРЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩ**

**В.А. Гусаков**

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

Актуальность и значимость исследований мейобентоса для комплексной оценки водных объектов в настоящее время не вызывают сомнения (Hulings, Gray, 1971; Бентос..., 1980; Курашов, 1994; и др.). Тем не менее, в большинстве водоемов он пока изучен сравнительно слабо. Не составляют исключения и водохранилища Волжского каскада.

Основная цель данной работы – анализ качественных и количественных характеристик мейобентоса в двух крупнейших водохранилищах Верхней Волги – Рыбинском и Горьковском, которые представляют собой третью и четвертую ступени Волжского каскада соответственно (Волга и ее жизнь, 1978). Рыбинское водохранилище относится к озерному типу. Наиболее характерные его особенности – связанные с режимом эксплуатации значительные сезонные колебания уровня воды, амплитуда которых превышает 5 м (в результате площадь водоема может уменьшаться на 48%, а объем на 67%); большая интенсивность волнового воздействия на дно водоема, которое прослеживается до глубины 10 м; преобладание в прибрежье открытых песчаных биотопов. Горьковское водохранилище принадлежит к долинному типу. Для находящегося под влиянием работы Рыбинского гидроузла речного участка водохранилища (в пределах которого изучался водоем) характерны высокая проточность, относительно равномерное распределение всех параметров по вертикали и горизонтали, преобладание песчаных участков дна в глубоководной русловой зоне. На современном этапе по разным показателям оба водоема оцениваются как умеренно эвтрофные или эвтрофные, на отдельных участках акватории – как мезотрофные. Структура макрозообентоса водохранилищ соответствует  $\beta$ -,  $\beta$ - $\alpha$ -мезосапробному уровню (Современная экологическая..., 2000; Экологические проблемы..., 2001).

Специальные исследования мейобентоса в Рыбинском водохранилище ранее проводились в 1970–1980-х гг. (Баканов, 1982; Гагарин, 1986, 1990; и др.). Их итогом явились данные о видовом составе некоторых групп рачков и нематод, встречающихся в донной мейофауне, а также о степени ее количественного развития на отдельных участках водохранилища в

вегетационные периоды ряда лет. В Горьковском водохранилище мейобентос прежде не изучался.

Наши исследования выполнялись в 1990–1995 гг. В Рыбинском водохранилище они включали два этапа: общую съемку по всему водоему в конце вегетационного сезона многоводного 1990 г. (34 станции) и многолетние (1990–1993 гг.) круглогодичные наблюдения за динамикой сообщества на четырех стандартных станциях, расположенных в Волжском плесе водохранилища. Местоположение стандартных станций выбиралось с учетом охвата двух основных зон бентали водоема – незащищенной осушаемой литорали (ст. 1, 3) и профундали (ст. 2, 4). Выбранные станции были расположены как в открытой части плеса (ст. 3, 4), так и в эстуарии притока (ст. 1, 2). На всех станциях пробы отбирали 1–2 раза в месяц.

При изучении мейобентоса Горьковского водохранилища проводили разовые сезонных съемки на 11 полуразрезах речного участка (май, июль 1992 г. и сентябрь–октябрь 1995 г.). На каждом полуразрезе пробы отбирали на двух станциях – в открытом побережье и в русловой зоне. Кроме того, были выполнены съемки на 8 станциях в районе Костромской ГРЭС (май, июль 1992 г.) и на 4 станциях в Костромском разливе (май, июль 1992 г.). Более подробное описание исследованных участков и методики сбора и обработки материала содержится в ранее опубликованных работах (Гусаков, 2000, 2001, 2002).

В результате анализа таксономического состава мейобентоса во всем исследованном материале обнаружены 293 представителя донного сообщества, из которых ~ 80% удалось определить до вида.

В мейобентосе Рыбинского водохранилища найдены организмы, относящиеся к 15 таксономическим группам (табл. 1), среди которых наибольшей встречаемостью характеризовались нематоды, олигохеты, кладоцеры, циклопы, гарпактициды, остракоды и хирономиды. Всего в водоеме обнаружены 242 вида и формы донной мейофауны: 179 – в открытом побережье, 210 – в профундали. Для глубоководной зоны было характерно и большее количество видов с высокой встречаемостью, что, по нашему мнению, обусловлено более экстремальными условиями существования организмов в незащищенной, периодически осушаемой литорали, чем в профундали. Как в отдельных сериях проб, так и во всем собранном материале (см. табл. 1) наиболее богато в видовом отношении были представлены круглые черви, составлявшие третью–четвертую часть от общих списков. Среди всех исследованных участков по видовому богатству мейобентоса заметно выделялась стандартная станция 2 (181 представитель), расположенная в профундальной зоне эстуарного участка р. Сутка – притока водохранилища. Очевидно, такая ситуация

связана с расширением детритно-бактериальной составляющей трофических цепей в устьевых районах притоков за счет наблюдаемого здесь дополнительного поступления органики и высокой концентрации бактериобентоса (Законнов, 1995; Косолапов, 1996).

Таблица 1

**Встречаемость групп мейобентоса (числитель, %)  
и количество обнаруженных в их составе видов и форм (знаменатель)  
в исследованных водохранилищах**

Группа	Рыбинское водохранилище	Горьковское водохранилище
Nematoda	99 / 66	100 / 73
Polychaeta	–	6 / 1
Oligochaeta	93 / 25	100 / 27
Hirudinea	4 / 2	4 / 2
Tardigrada	56 / 5	63 / 4
Hydrachnellae	67 / 24	61 / 15
Cladocera	82 / 20	92 / 20
Cyclopoida	94 / 22	96 / 19
Harpacticoida	90 / 7	91 / 4
Ostracoda	80 / 22	41 / 16
Gammaridae	4 / 1	7 / 1
Ephemeroptera	4 / 2	–
Trichoptera	2 / 1	–
Ceratopogonidae	1 / 1	4 / 1
Chironomidae	98 / 41	86 / 36
Mollusca	73 / 3	74 / 4
<b>Мейобентос в целом</b>	<b>100 / 242</b>	<b>100 / 223</b>

*Примечание.* Прочерк – представители не обнаружены.

Установлено, что мейобентос различных участков водохранилища имеет высокую степень сходства видового состава. Например, в конце вегетационного сезона 1990 г. мейофауна литорали и профундали водоема, согласно индексу Чекановского-Серенсена ( $I_{cs}$ ) (Песенко, 1982), была сходна на 78%. Значение  $I_{cs}$  при сопоставлении однотипных стандартных станций (ст. 1 – ст. 3 и ст. 2 – ст. 4) составляло 81%, а при сравнении разнородных (прибрежных с глубоководными) – 73–77%. Это свидетельствует о том, что в течение года большинство представителей мейобентоса развиваются по всей бентали водохранилища. Очевидно, в зависимости

от характера биотопа и сезона в большей степени варьирует плотность отдельных организмов, чем общий состав мейофауны.

В целом же, за исследованный период в мейобентосе водохранилища сравнительно регулярно (более чем в 50% проб) встречались около 70 видов и форм. Из них в качестве наиболее характерных представителей сообщества, попадающихся на всех горизонтах бентали практически круглогодично, выделим семь. Это нематоды *Tobrilus gracilis* (Bastian), *Dorylaimus stagnalis* Dujardin и *Daptonema dubium* (Bütschli), олигохета *Vejdovskyella intermedia* (Bretscher), циклоп *Paracyclops fimbriatus* (Fischer), гарпактицида *Attheyella crassa* (Sars) и личинки хирономид *Cladotanytarsus* ex. gr. *mancus* (Walker). В ранее опубликованном наиболее полном списке донной мейофауны водохранилища указывалось 114 видов и форм (Гагарин, 1986). В ходе вновь проведенных исследований этот список удалось расширить на 128 представителей, 10 из которых впервые отмечены в фауне водоема. Кроме того, найдены и описаны два новых для науки вида нематод – *Tobrilus minor* Gagarin et Gusakov и *Peritobrilus tumidus* Gagarin et Gusakov (Гагарин, Гусаков, 1998).

В мейобентосе Горьковского водохранилища выявлены представители 14 таксономических групп (см. табл. 1), из которых наиболее часто встречались те же группы, что и в Рыбинском водохранилище, за исключением остракод. Всего обнаружены 223 вида и формы мейобентоса, 43 из которых для фауны водохранилища отмечены, по-видимому, впервые. Наибольшее видовое богатство, как и в первом водоеме, во всех случаях проявляли круглые черви. Из самых характерных представителей сообщества, встречающихся на всех изученных участках водохранилища с высокой частотой, выделим нематод *Monhystera* gr. *uncispiculatum* Gagarin, *Daptonema dubium*, *Ethmolaimus pratensis* de Man, *Tobrilus gracilis* и *Dorylaimus stagnalis*, олигохету *Vejdovskyella intermedia*, циклопов *Paracyclops fimbriatus* и *Diacyclops bicuspidatus* (Claus), а также гарпактициду *Attheyella crassa*.

В Горьковском водохранилище максимальное количество представителей мейобентоса (170) зарегистрировано в прибрежье речного участка, которое, в отличие от мелководий Рыбинского, не подвергается столь ощутимым воздействиям волнения и колебаний уровня и, как правило, имеет на дне иловые отложения. По своему составу донная мейофауна отдельных участков Горьковского водохранилища различалась не существенно. Максимальным сходством ( $I_{cs} = 74\%$ ) характеризовался мейобентос прибрежной и глубоководной зон речного участка. В наибольшей степени отличалось от других сообщество в Костромском разливе ( $I_{cs} = 50-58\%$ ).

Общее сходство фаунистического состава донной мейофауны Рыбин-

ского и Горьковского водохранилищ также оказалось высоким – 74%. Несмотря на сравнительное многообразие исследованных биотопов, сходными в водоемах оказались и наборы видов, имеющих высокую встречаемость. Все это свидетельствует о преобладании в сообществе широко распространенных форм, способных существовать в большом диапазоне различных условий среды. В целом же, можно отметить, что мейобентос Рыбинского и Горьковского водохранилищ представлен типичным европейским озерно-речным комплексом организмов (Limnopauna..., 1978).

Количественное развитие сообщества на открытых участках прибрежья Главного, Волжского и Шекснинского плесов Рыбинского водохранилища в конце вегетационного сезона 1990 г. было заметно ниже, чем на соседних глубоководных станциях. В узких верхних участках Моложского и Шекснинского плесов такой закономерности не наблюдалось (Гусаков, 2000). Средняя численность ( $N$ ) мейобентоса в литорали водоема была почти в два, а биомасса ( $B$ ) – в три раза ниже, чем в профундали (табл. 2). Прибрежная мейофауна заметно уступала глубоководной и по видовому богатству ( $S$ ). Максимальные значения  $N$  и  $B$  отмечены в Главном плесе на затопленных руслах рек Мологи и Согожи. Они достигали 882 тыс. экз./м<sup>2</sup> и 41 г/м<sup>2</sup>.

Таблица 2

**Среднее количество видов и форм ( $S$ ), численность ( $N$ )  
и биомасса ( $B$ ) мейобентоса в Рыбинском водохранилище**

Станции	$S$	$N$ , тыс. экз./м <sup>2</sup>	$B$ , г/м <sup>2</sup>
<b>Осенняя съемка 1990 г.</b>			
Литоральные	33±3	167.2±27.5	3.1±0.8
Профундальные	45±2	286.4±62.3	10.6±2.7
<b>Многолетние наблюдения 1990–1993 гг.</b>			
Ст. 1	34±3	100.2±17.4	3.3±0.6
Ст. 2	65±2	435.2±28.5	13.8±0.9
Ст. 3	29±3	133.9±24.2	2.7±0.4
Ст. 4	45±1	143.4±10.6	5.8±0.4

Основное число особей в литоральной зоне составляли круглые черви, ветвистоусые рачки и личинки хирономид. Эти же группы вместе с моллюсками доминировали и по биомассе. В профундали водохранилища в среднем более 40% общей численности и биомассы мейофауны приходилось на долю циклопов (Гусаков, 2000). Большую их часть представляли диапаузирующие копепоиды пелагических и придонных видов.



Их максимальные скопления наблюдались на глубинах, превышающих 10 м. Наиболее вероятная причина формирования таких скоплений – гидродинамические процессы, и прежде всего трансседиментационная деятельность волн (Гусаков, 2001).

Многолетняя динамика количественных показателей мейобентоса в открытой литорали Рыбинского водохранилища характеризовалась большой амплитудой. Значения числа видов и форм, численности и биомассы организмов на стандартной ст. 1 за период наблюдений варьировали в пределах 1–68 таксонов, 0.4–347.4 тыс. экз./м<sup>2</sup> и 0.002–15.2 г/м<sup>2</sup>; на ст. 3 – 2–63 таксонов, 1.1–658.6 тыс. экз./м<sup>2</sup> и 0.030–11.9 г/м<sup>2</sup> соответственно. Несмотря на заметные отличия морфометрических и гидрологических условий в исследованных районах (эстуарий притока и расширенная часть плеса), все три параметра на каждой из станций изменялись практически синхронно. Разница заключалась главным образом в превосходстве величины того или иного показателя на одной из станций в отдельные периоды года, в то время как в среднем они существенно не различались (см. табл. 2, рис. 1).

В целом, в годовом развитии мейобентоса открытого побережья Рыбинского водохранилища четко прослеживались четыре основных этапа (см. рис. 1): рост количественных показателей с мая по август, их снижение в сентябре–ноябре, резкое увеличение в декабре и относительная стабильность при минимальных значениях в январе–апреле. В сезонном аспекте на обеих станциях закономерно выделялся период гидрологического лета (со второй декады июня по конец августа), когда средние значения *S*, *N* и *B* как минимум в два раза превосходили соответствующие показатели сообщества в другие сезоны. В течение большей части года основу численности мейобентоса здесь составляли нематоды и личинки хирономид. Летом резко возрастало значение придонных ветвистоусых рачков (до 75% всего сообщества). В отдельные сезоны заметный вклад (> 10%) в общее количество литоральной мейофауны вносили также тихоходки, циклопы и гарпактициды. По биомассе круглый год доминировали хирономиды, в отдельные сезоны – кладоцеры, циклопы, гарпактициды и моллюски.

Если весенне-летний рост всех количественных показателей мейобентоса и начало их осеннего понижения в открытом побережье были в основном связаны с естественными сезонными изменениями факторов среды, то в дальнейшем динамика сообщества во многом определялась режимом уровня (скоростью и степенью его сработки). После осушения и промерзания дна в пробах отмечалось большое число мертвых организмов. Наиболее устойчивыми к зимнему безводному периоду оказались круглые черви и личинки хирономид, переживающие его в состоянии

анабиоза. Многие из них успешно перенесли более чем пятимесячное осушение (с начала ноября по начало апреля), случившееся на стандартных ст. 1 и 3 в 1992–1993 гг. Всего же за время наших наблюдений в промерзшем грунте в жизнеспособном состоянии были обнаружены около 40 видов и форм мейобентоса из 5 групп (Nematoda, Tardigrada, Harpacticoida, Chironomidae и Mollusca).

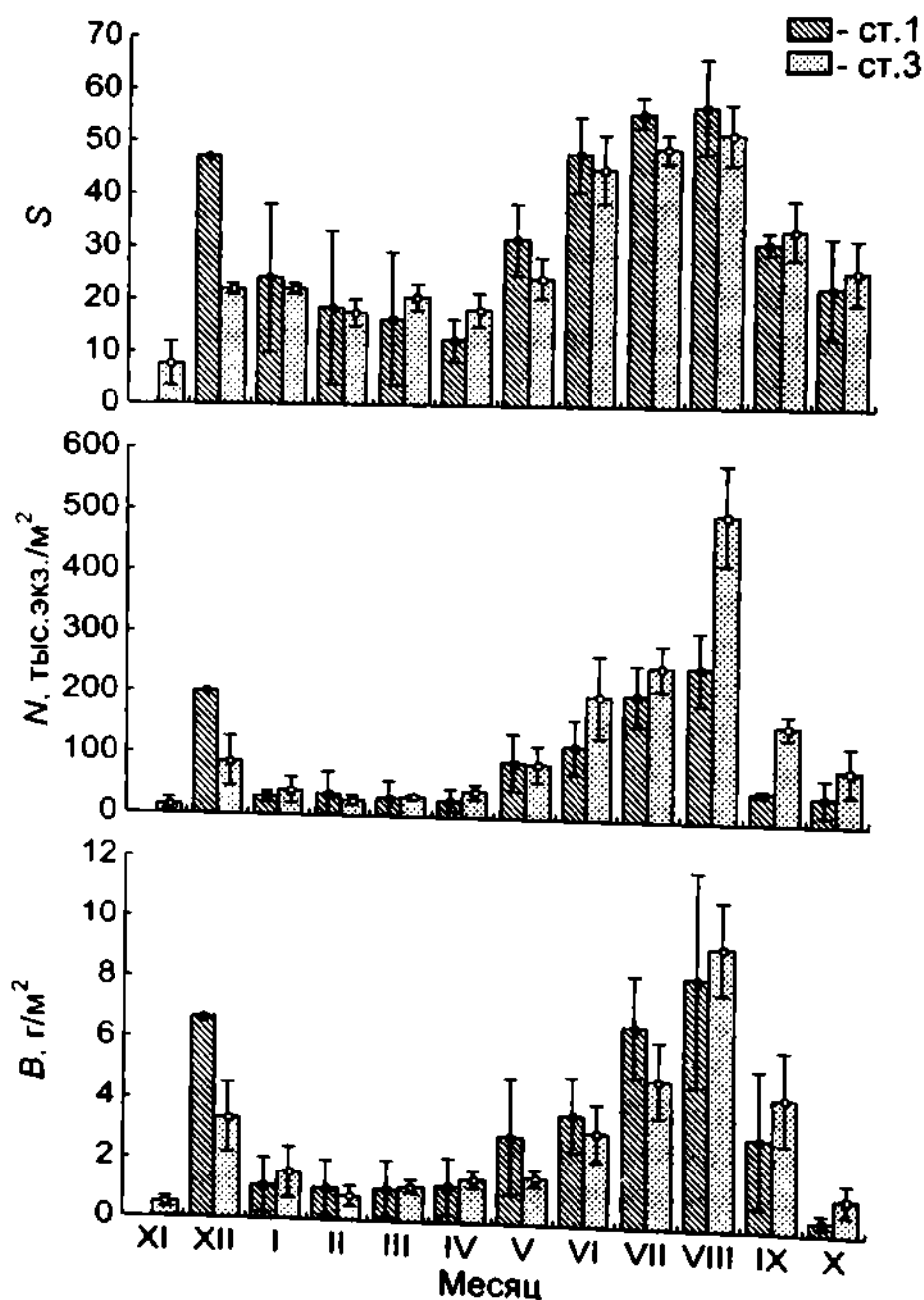


Рис. 1. Среднемесечная динамика количества видов и форм ( $S$ ), численности ( $N$ ) и биомассы ( $B$ ) мейобентоса в Рыбнском водохранилище на литоральных стандартных станциях

Некоторые животные избегали неблагоприятных условий зимовки, зарываясь в глубь грунта ниже точки промерзания или мигрируя в более глубокие зоны водоема вслед за отступающей водой. Вертикальные миграции (в грунте) были выявлены у представителей большинства ведущих групп, горизонтальные – у гарпактицид, хирономид и циклопов. Последнее выражалось в резком увеличении концентрации организмов на границе «вода–грунт–лед». Подобное явление было, в частности, отмечено в декабре 1991 г., когда прослойка воды подо льдом в момент отбора проб на обеих станциях оказалась минимальной (~ 5 см). На ст. 1 численность и биомасса сообщества в этот момент достигли почти таких же значений, как и в период летнего максимума, что отразилось и на среднемесячных величинах (см. рис. 1).

В профундальной зоне Рыбинского водохранилища колебания количественных показателей мейобентоса имели меньший размах, чем в открытой литорали. В период исследований количество видов и форм, численность и биомасса мейобентоса на стандартных ст. 2 и 4 варьировали соответственно в пределах 47–89 и 28–69 таксонов, 210.9–913.5 и 32.6–337.1 тыс. экз./м<sup>2</sup>, 5.4–26.6 и 1.1–12.7 г/м<sup>2</sup>. Наиболее резкие изменения всех величин отмечались в вегетационные периоды, более сглажено они проходили подо льдом. Мейобентос эстуарного участка (ст. 2) по всем характеристикам был заметно богаче, чем в средней части плеса (ст. 4) (см. табл. 2). По среднемесячным величинам на ст. 2 наблюдалось некоторое возрастание *N* и *B* к середине–концу вегетационного периода и их снижение к середине–концу весны (рис. 2). Показатели видового богатства на обеих станциях, а также *N* и *B* на ст. 4 оставались относительно стабильными большую часть года. Такое постоянство прямо противоположно ситуации, наблюдаемой в литорали, и обусловлено более узким диапазоном изменений основных факторов существования организмов в профундали.

В течение всего года среднюю численность мейобентоса на обеих глубоководных станциях определяли главным образом нематоды и циклопы, а на ст. 4, кроме того, – олигохеты и остракоды. Последние две группы, а также кладоцеры доминировали в отдельные сезоны и на ст. 2. По средней биомассе в профундали круглый год преобладали две группы организмов – циклопы и моллюски, в некоторые периоды заметный вклад вносили кладоцеры, остракоды и хирономиды.

Сравнение наших материалов с имеющимися данными по годовой динамике мейобентоса Учинского водохранилища в условиях осенне-зимней сработки уровня (Бентос..., 1980) показывает высокое сходство структурных характеристик сообщества в обоих водоемах. Это дает основание предположить, что и в других водохранилищах региона со сходным

уровненным режимом состав мейобентоса и характер изменений его количественных показателей будут аналогичны вышеописанным.

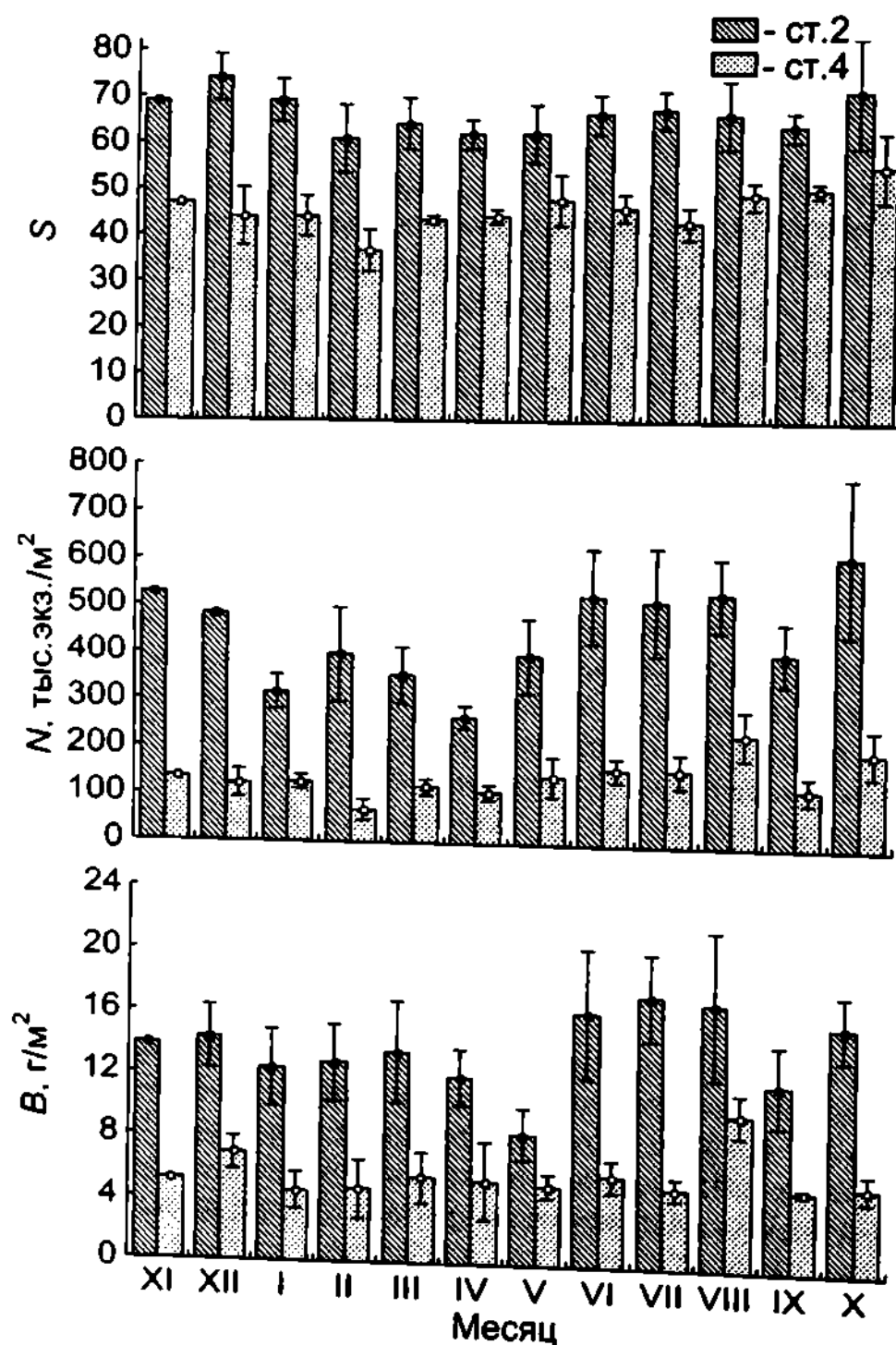


Рис. 2. Среднемесячная динамика количества видов и форм ( $S$ ), численности ( $N$ ) и биомассы ( $B$ ) мейобентоса в Рыбинском водохранилище на профундальных стандартных станциях

На исследованном отрезке речного участка Горьковского водохранилища минимальные значения видового богатства (10–20 видов и форм), численности (4–40 тыс. экз./м<sup>2</sup>) и биомассы (менее 1 г/м<sup>2</sup>) мейобентоса наблюдались весной в русловой зоне выше г. Костромы, а максимальные (45–65 таксонов, 300–650 тыс. экз./м<sup>2</sup> и 10–15 г/м<sup>2</sup> соответственно) – в этот же период, но в прибрежье у г. Волгореченска и осенью на отдельных полуразрезах как у берега, так и на глубине. В разные сезоны в прибрежье и на русле по численности доминировали пять групп гидробионтов – Nematoda, Oligochaeta, Cladocera, Cyclopoida, Harpacticoida, по биомассе – в основном Mollusca, Cyclopoida и Cladocera. Относительная роль рачков (циклопов и клadoцер) возрастала к лету.

В целом, как по станциям, так и по сезонам все количественные показатели сообщества варьировали в речном плесе водохранилища в широких пределах. Это объясняется сложной гидродинамической обстановкой на исследованном участке, связанной с работой Рыбинского гидроузла. Из-за особенностей морфометрии и гидрологии участка, определяющих скорости течения и характер распределения донных отложений, мейобентос здесь, в отличие от Рыбинского водохранилища, по средним показателям богаче в прибрежье (табл. 3), особенно весной, в период максимальной проточности (более чем в два раза по *S* и *B* и почти в четыре раза по *N*). Летом и осенью, при более низких скоростях течения, эти различия несколько сглаживаются.

Таблица 3

Среднее количество видов и форм (*S*), численность (*N*) и биомасса (*B*) мейобентоса в Горьковском водохранилище

Участок	<i>S</i>	<i>N</i> , тыс. экз./м <sup>2</sup>	<i>B</i> , г/м <sup>2</sup>
Речной (прибрежье)	48±2	262.1±28.2	6.1±0.7
Речной (русло)	32±3	123.1±16.6	4.6±0.8
Район Костромской ГРЭС	38±2	316.0±76.4	9.2±3.1
Костромской разлив	35±3	90.3±18.1	2.0±0.4

Предварительный анализ мейобентоса в водоемах-охладителях Костромской ГРЭС показал, что отчетливо выраженное воздействие повышенной температуры на сообщество проявляется главным образом в смещении фаз жизненного цикла у некоторых животных. Так, у холодолюбивой стенотермной гарпактициды *Canthocamptus staphylinus* (Jurine), проводящей теплый период года в цистах во взрослом состоянии, в речном плесе водохранилища в мае, когда температура воды не превышала

8.6°C, не было обнаружено ни одной инцистированной особи. В то же время на станциях в заливах-охладителях при 13.2–16.5°C до 26% рачков уже находилось в цистах.

Общая численность и биомасса мейобентоса в зоне подогретых вод возрастали от весны к лету. Как и на речном участке водохранилища, в это время здесь наблюдалось снижение относительной роли круглых и малощетинковых червей и увеличение доли рачков. Характерным отличием было то, что в районе подогрева весной большую роль играли ветвистоусые, в то время как на других участках они встречались лишь единично. Наиболее заметное повышение значений  $N$  и  $B$  мейобентоса в районе ГРЭС произошло летом в районе водозабора и вблизи сброса подогретых вод в залив р. Шачи, где эти показатели по сравнению с весной возросли более чем в 4.5 и 10 раз соответственно, достигнув почти 1200 тыс. экз./м<sup>2</sup> и 48 г/м<sup>2</sup>. Такие значения редко отмечаются для донной мейофауны водоемов умеренного пояса. Однако в обоих случаях столь существенное повышение плотности сообщества было связано не с массовым развитием активных организмов, а со скоплениями покоящихся стадий рачков. В заливе р. Шачи почти половину общей численности и биомассы мейобентоса составляли диапаузирующие копеподиты *Cyclops kolensis* Lilljeborg, которые попадают сюда через водозаборную систему ГРЭС из русловой части водохранилища (где численность популяции высока), оседая затем недалеко от сброса термальных вод. В районе водозабора доминировали инцистированные особи рачка *Canthocamptus staphylinus* (70% численности и 67% биомассы).

В Костромском разливе, по сравнению с другими изученными участками Горьковского водохранилища, средние показатели численности и биомассы мейобентоса были заметно меньшими (см. табл. 3), что, возможно, связано с более низким трофическим статусом данного района в целом и малым содержанием биогенных элементов в его донных осадках в частности (Современная экологическая..., 1992). В структуре доминирующих групп сравнительно большую роль здесь играли личинки хирономид и остракоды, меньшую – моллюски. В сезонном аспекте в Костромском разливе, как и на остальных станциях, к лету отмечено возрастание роли ракообразных, преимущественно циклопов и ветвистоусых.

В целом можно заключить, что мейобентос Рыбинского и Горьковского водохранилищ характеризуется высокими уровнями биоразнообразия и количественного развития, которые свойственны водохранилищам и озерам данного климатического пояса, имеющим аналогичный трофический статус (Stańczykowska, 1967; Holopainen, Paasivirta, 1977; Бентос..., 1980; Гурвич, 1989; Курашов, 1997; Петухов, 1999; и др.). Такой ситуации, на наш взгляд, способствует, во-первых, благоприятное сочетание

морфометрических, гидрофизических и гидрологических особенностей исследованных водоемов (относительная мелководность, разнообразие донных биотопов, хорошая перемешиваемость водных масс, температурный и кислородный режимы и т.д.). Вторая причина – современное состояние их экосистем, когда при достаточном обеспечении органическим веществом и биогенными элементами эти водоемы на большей части своей акватории не подвергаются существенному эвтрофированию и загрязнению, несмотря на заметный антропогенный пресс (Современная экологическая..., 2000; Экологические проблемы..., 2001).

В процессе наших исследований не было выявлено обширных зон, где эвтрофирование и загрязнение носили бы катастрофический для мейобентоса характер. В местах дополнительного поступления органических и биогенных веществ развитие сообщества, напротив, стимулируется. Такая картина прослеживается в устьевых областях притоков Рыбинского водохранилища и в зонах седиментации взвесей в обоих водоемах, о чем свидетельствует и состав грунта. Таким образом, можно констатировать, что в современный период качественные и количественные характеристики мейобентоса Рыбинского и Горьковского водохранилищ на различных участках дна определяются главным образом гидродинамическими условиями и, как следствие, характером донных отложений.

### Список литературы

- Баканов А.И. О мейобентосе Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л., 1982. № 53. С. 12–17.
- Бентос Учинского водохранилища. М.: Наука, 1980. 252 с.
- Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. 348 с.
- Гагарин В.Г. Мейобентос Рыбинского водохранилища и его притоков // Фауна и морфология водных беспозвоночных / ИБВВ АН СССР. Борок, 1986. С. 30–47. Деп. в ВИНТИ 14.01.86, № 306–В86.
- Гагарин В.Г. Мейобентос Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища // Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. Рыбинск, 1990. С. 72–77.
- Гагарин В.Г., Гусаков В.А. Два новых вида свободноживущих пресноводных нематод (Tobrilidae) из бассейна Волги // Зоол. журн. 1998. Т. 77. № 9. С. 1064–1067.
- Гурвич В.В. Микро- и мезобентос // Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1989. С. 73–95.
- Гусаков В.А. Новые данные о мейобентосе Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2000. № 1. С. 83–91.

- Гусаков В.А. Влияние гидрологического режима на распределение и динамику донных циклопов в Рыбинском водохранилище // Вод. ресурсы. 2001. Т. 28. № 1. С. 99–109.
- Гусаков В.А. Структурная характеристика мейобентоса Рыбинского и Горьковского водохранилищ: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Борок, 2002. 23 с.
- Законнов В.В. Пространственно-временная неоднородность распределения и накопления донных отложений верхневолжских водохранилищ // Вод. ресурсы. 1995. Т. 22. № 3. С. 362–371.
- Косолапов Д.Б. Анаэробные процессы деструкции органического вещества в донных отложениях Рыбинского водохранилища и озера Плесеево: Дис. ... канд. биол. наук. Борок, 1996. 227 с.
- Курашов Е.А. Мейобентос как компонент озерной экосистемы. СПб.: Алга-Фонд, 1994. 224 с.
- Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 288 с.
- Петухов В.А. Структурно-функциональная характеристика мейобентоса разнотипных озер Северо-Запада Российской Федерации: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб., 1999. 25 с.
- Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояние биологических сообществ и перспективы рыбозаведения. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2000. 284 с.
- Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. 427 с.
- Holopainen I.J., Paasivirta L. Abundance and biomass of the meiozoobenthos in the oligotrophic and mesohumic lake Pääjärvi, southern Finland // Ann. Zool. Fenn. 1977. V. 14. № 3. P. 124–134.
- Hulings N.C., Gray J.S. A manual for the study of meiofauna // Smithsonian Contr. Zool. 1971. № 78. 84 p.
- Limnofauna Europaea. Stuttgart, N. Y., Amsterdam: Gustav Fischer Verlag & Swets en Zeitlinger B.V., 1978. 532 p.
- Stańczykowska A. Comparison of the zoomicrobenthos occurring in the profundal of several lakes in Northern Poland // Bull. Acad. Pol. Sci., Ser. biol. sci. Pt. II. 1967. V. 15. № 6. P. 349–353.



УДК 574.583(285.2):581

## ФИТОПЛАНКТОН ВОЛГИ: РАЗНООБРАЗИЕ, СТРУКТУРА СООБЩЕСТВ, СТРАТЕГИЯ РАЗВИТИЯ

Л.Г. Корнева

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

Крупнейшая река Европы – Волга, вытянутая в меридиональном направлении, в настоящее время представляет собой цепочку водохранилищ, расположенных в разных географических зонах. Водохранилища создавались поэтапно на протяжении сорока с лишним лет (с 1937 по 1981 гг.) Они различаются по своим морфометрическим, гидрологическим и гидрохимическим показателям (табл. 1).

Цель данной работы – выявить закономерности изменения различных флористических и ценотических показателей фитопланктона зарегулированной Волги в ходе ее лимногенеза.

**Разнообразие.** Каталогизация таксономического состава фитопланктона Волги (Корнева, Генкал, 2000; Корнева, 2001 а) проведена на основании анализа списков планктонных водорослей, составленных для ряда водохранилищ (Рыбинское водохранилище ..., 1972; Кузьмин, Девяткин, 1975; Экология фитопланктона ..., 1989; Корнева, 1993; Корнева и др., 1999; Охупкин, 1994; Охупкин и др., 1997; Герасимова, 1996). Списки были переработаны согласно новым таксономическим и флористическим сводкам, а также с учетом электронно-микроскопических исследований чешуйчатых золотистых (Балонов, 1972, 1976 а, б, 1977, 1978, 1980 а, б; Балонов, Кузьмин, 1974, 1975) и диатомовых водорослей (Генкал, 1992; Генкал, Корнева, 1998; 2001; Karayeva, Genkal, 1993). Кроме того, использованы неопубликованные данные собственных наблюдений, проведенных в 1977 и 1989–2000 гг. по всему волжскому каскаду и отдельным его водохранилищам.

За период исследований с 1953 по 2000 гг. в фитопланктоне зарегулированной Волги насчитывалось 1675 видов (2125 таксонов водорослей рангом ниже рода). Их число существенно варьировало в разных водохранилищах и снижалось в ряду: Куйбышевское водохранилище – 1015 (1227), Рыбинское – 876 (1053), Горьковское – 724 (825), Чебоксарское – 706 (859), Ивановское – 589 (667), Саратовское – 465 (528), Волгоградское – 444 (509), Угличское – 367 (414) (Корнева, 2002). Наибольшей флористической насыщенностью характеризовался планктон Куйбышевского и Рыбинского водохранилищ (рис. 1).

Таблица 1

Характеристики водохранилищ Волги

Характеристики	Водохранилища							
	И	У	Р	Г	Ч	К	С	В
Год создания	1937	1940	1947	1957	1981	1957	1968	1960
Площадь акватории, км <sup>2</sup>	327	249	4550	1591	1197*	6450	1830	3120
Площадь мелководий до глубины 2 м, км <sup>2</sup>	156	89	950	368	373*	1035	329	565
Объем воды, км <sup>3</sup>	1.1	1.2	25.4	8.7	6.0**	58.0	12.9	31.5
Максимальная глубина, м	19.0	23.2	30.4	21.0	21.0**	40.0	32.0	41.1
Средняя глубина, м	3.4	5.0	5.6	5.5	4.7**	8.9	7.3	10.1
Коэффициент водообмена, год <sup>-1</sup>	8.30	9.24	1.27	5.41	20.90**	4.11	17.97	7.57
Боковой приток, км <sup>3</sup>	1.4	3.6	15.6	18.3	58.7	39.1	5.6	3.1
Доля от общего, %	16	29	48	36	54	16	2	1
Средняя сумма ионов, мг/л (годы)	202 (1960-1990)	205 (1961-1990)	178 (1969-2001)	152 (1969-1990)	200 (1969-1973)	298 (1969-1975)	291 (1969-1973)	260 (1969-1973)

*Примечание.* И – Ивановское, У – Угличское, Р – Рыбинское, Г – Горьковское, Ч – Чебоксарское, К – Куйбышевское, С – Саратовское, В – Волгоградское; морфометрические показатели (по: Волга и ее жизнь, 1978); \* – площадь при среднемесечном уровне 63.5 м Б.С. за 1979–2000 гг. (по: Ершова и др., 1995 и Законнов и др., 1999); \*\* – данные по: Литвинов, Законнова, 1986; коэффициент водообмена (по: Эдельштейн, 1998); боковой приток (по: Вуглинский, 1991); средняя сумма ионов (по: Былинкина, 2001; Былинкина, Трифонова, 1987; Волга и ее жизнь, 1978; Гидрометеорологический режим ..., 1975; Гусева, Выхристюк, 1983; Зайцева, 1975; Тарасов, Бесчетнова, 1987; Шахматова и др., 1975).

Согласно последним сведениям (Попченко, 2001), список видов фитопланктона Саратовского водохранилища значительно пополнился за счет не публиковавшихся ранее данных, полученных сотрудниками Куйбышевской биологической станции. В итоге, за период с 1968 по 1994 гг. в водохранилище стало насчитываться 768 видов водорослей (1005 таксонов рангом ниже рода), т.е. в 1.7 раз больше, чем в 1968–1991 гг. – 465

(528) (Корнева, 2002). При этом в список были включены также водоросли, встречавшиеся только в обрастаниях на высшей водной растительности, а также в планктоне Волги до ее зарегулирования.



Рис. 1. Изменение числа видов фитопланктона, обнаруженных в водохранилищах Волги в 1953–2000 гг. Обозначения те же, что и в табл. 1.

Еще более поздний конспект альгофлоры планктона водохранилищ Нижней Волги составлен с учетом предыдущих исследований и новых систематических перестановок (Фитопланктон Нижней Волги ..., 2003). Это позволяет сравнивать его с ревизионным списком фитопланктона волжских водохранилищ (Корнева, Генкал, 2000). К настоящему времени в Куйбышевском водохранилище всего зарегистрирован 1121 вид водорослей (1472 вместе с внутривидовыми таксонами), в Саратовском 824 (1035), а в Волгоградском – 606 (738). Пополнение флористических списков планктона водохранилищ Нижней Волги не изменило общей картины: наибольшим таксономическим разнообразием отличается планктонная флора Куйбышевского и Рыбинского водохранилищ, однако третье место по числу обнаруженных таксонов водорослей перешло от Горьковского водохранилища к Саратовскому.

Анализ связи между числом обнаруженных видов водорослей и некоторыми морфометрическими, гидрологическими и биопродукционными параметрами (табл. 2), которые потенциально могут влиять на эту величину, показал, что число видов наиболее тесно и достоверно коррелирует с размерными показателями водохранилищ. Последние, в частности площадь водохранилища, в свою очередь, положительно связаны ( $R = 0.98$ ,  $F = 125.4$ , при  $P < 0.00003$ ) с размерами площадей мелководий (см. табл. 1). Прибрежное мелководье как пограничная зона между сушей и водой, в первую очередь реагирующая на изменения, происходящие на водосборе, способствует появлению новых видов и служит своеобразным структурным биопотенциалом водоема (Lehn, 1965). Таким образом, наи-

большим разнообразием фитопланктона обладают самые крупные водохранилища с наибольшими площадями мелководий – Куйбышевское и Рыбинское.

Таблица 2

Статистические параметры линейной регрессии между числом видов фитопланктона и некоторыми биологическими характеристиками водохранилищ Волги

Характеристики	Статистические параметры		
	<i>R</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Площадь водохранилища, км <sup>2</sup>	0.84*	14.710	< 0.009
Площадь мелководий до глубины 2 м, км <sup>2</sup>	0.83*	13.520	< 0.010
Объем воды, км <sup>3</sup>	0.76*	8.510	< 0.030
Боковая приточность, км <sup>3</sup>	0.46	1.570	< 0.257
Боковая приточность, %	−0.01	0.001	< 0.982
Интенсивность фотосинтеза, мг О <sub>2</sub> /(л·сут.)	−0.05	0.017	< 0.901
Первичная продукция, мг О <sub>2</sub> /(м <sup>2</sup> ·сут.)	0.28	0.528	< 0.495

Примечание. *R* – коэффициент корреляции; *F* – критерий Фишера; *P* – уровень значимости; данные по фотосинтезу и первичной продукции по: Минеева, 2003; \* – значимая регрессия.

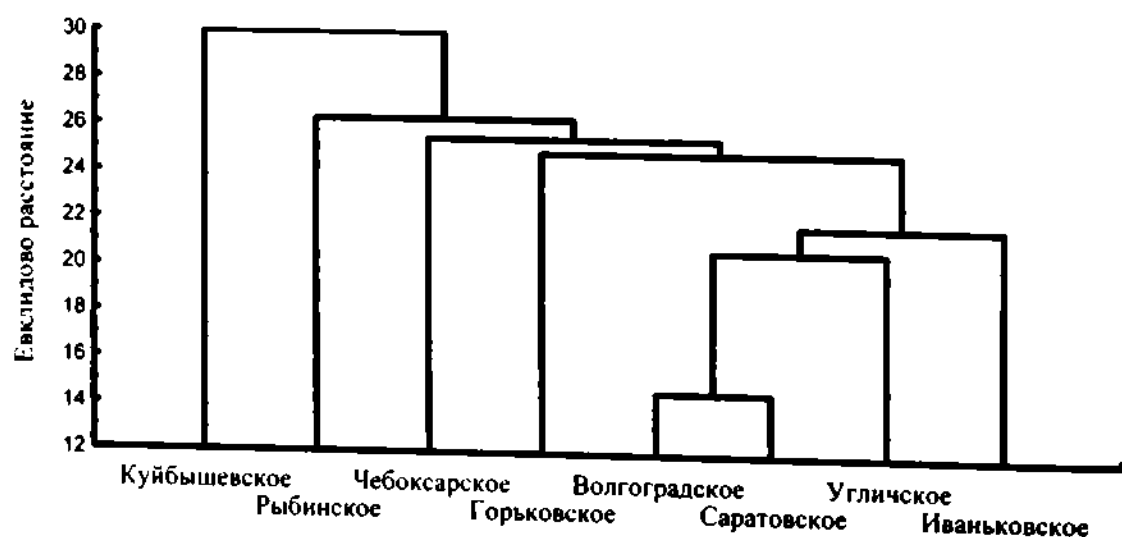


Рис. 2. Дендрограмма флористического различия планктона волжских водохранилищ

Для анализа сходства между конкретными флорами планктона отдельных водохранилищ использован аннотированный список водорослей зарегулированной Волги (Корнева, Генкал, 2000) с учетом новых находок в Угличском водохранилище в 1999–2000 гг. (Корнева, Соловьева, 2001) и неопубликованных данных 1998 г. Кластеризация данных по евклидову расстоянию в программе «Statistica» (рис. 2) показала, что наибольшее сходство свойственно фитопланктону Нижней Волги – Волгоградского и Саратовского водохранилищ, формирующих первый кластер. Вторую группу образовали водохранилища Верхней Волги – Ивановское и Угличское. К ним последовательно присоединились водохранилища Средней Волги и Рыбинское. Наибольшим своеобразием альгофлоры отличалось Куйбышевское водохранилище.

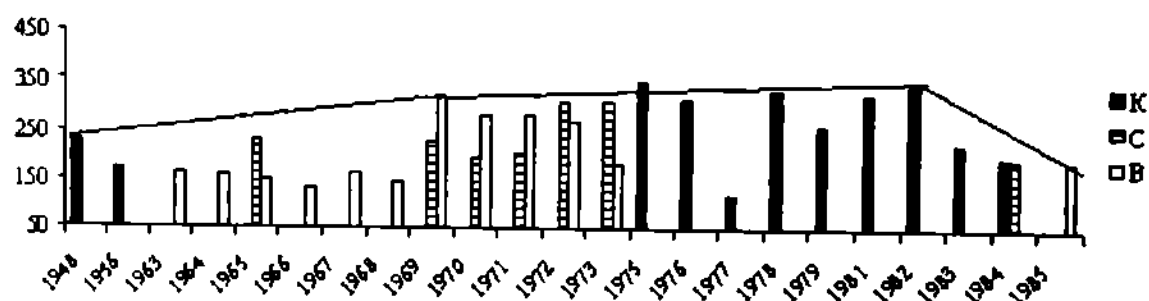
Имеющиеся в наличии таксономические списки планктонных водорослей Волги нередко носят накопительный характер. Поэтому по ним трудно судить об изменении видового разнообразия фитопланктона. Многолетние ежегодные сведения о количестве таксонов, обнаруженных на отдельных участках Волги и в различных водохранилищах, весьма фрагментарны. Тем не менее, подводя итоги проведенных исследований, можно заключить, что разнообразие фитопланктона волжских водохранилищ увеличилось в конце 60-х – начале 70-х годов, в период завершения основного строительства Волго-Камского каскада (Строганов, Захаров, 1927; Неизвестнова-Жакина, 1941; Мороховец, 1959; Буторина, 1961, 1966; Приймаченко, 1961; Есырева и др., 1968; Далечина, 1971; Миргородченко, 1972; Девяткин. Кузьмин, 1978; Кузьмин, 1980; Андросова, 1983; Герасимова, 1996; Корнева, Соловьева, 2000; Ляшенко, 2000, 2001; Паутова, Попченко, 2001; Колеватова Г.А., цит. по Попченко, 2001; Корнева, 2001 а; ТишакOVA О.Г., цит. по Попченко, 2001).

В последующие годы разнообразие стабилизировалось, а затем в начале 80-х годов стало несколько снижаться (рис. 3). Сходные данные получены для динамики разнообразия фитопланктона самого молодого в волжском каскаде Чебоксарского водохранилища (Охупкин и др., 1998). О снижении видового разнообразия фитопланктона к концу 80-х годов свидетельствуют и данные, полученные в дельте Волги (Курочкина, 1990).

Анализ показателей разнообразия альгопланктоценозов на русловых и открытых участках водохранилищ в 1989–2000 гг. (Корнева, 2002) показал, что число водорослей в единице объема воды, ценотическое разнообразие (индекс Шеннона–Уивера) и выравненность (индекс Пиелу) снижались в направлении от верхних участков Волги к нижним (рис. 4) по мере увеличения флористического и ценотического сходства фитопланктона (Корнева, Solovyova, 1998; Корнева, 2002).

Многолетнюю динамику показателей разнообразия фитопланктона проследили по данным, полученным на Рыбинском водохранилище в 1954–1981 гг. Установлена тенденция к снижению величин индекса Шеннона–Уивера и увеличению числа таксонов в единице объема воды (Корнева, 1999 а; 2002). Достоверное уменьшение величин индекса разнообразия отмечено также для фитопланктона верхней и средней частей Красноярского водохранилища в летний период в 90-е годы (Кожевникова, 2000). Многолетнее снижение среднегодовых индексов наблюдалось и в Артемовском водохранилище (Барина, 1990), что обычно связывают с увеличением уровня трофии водоемов. Подтверждением может служить обратная связь между индексом разнообразия и биомассой фитопланктона, полученная для водохранилищ Верхней Волги (Корнева и др., 2001 а).

а



б

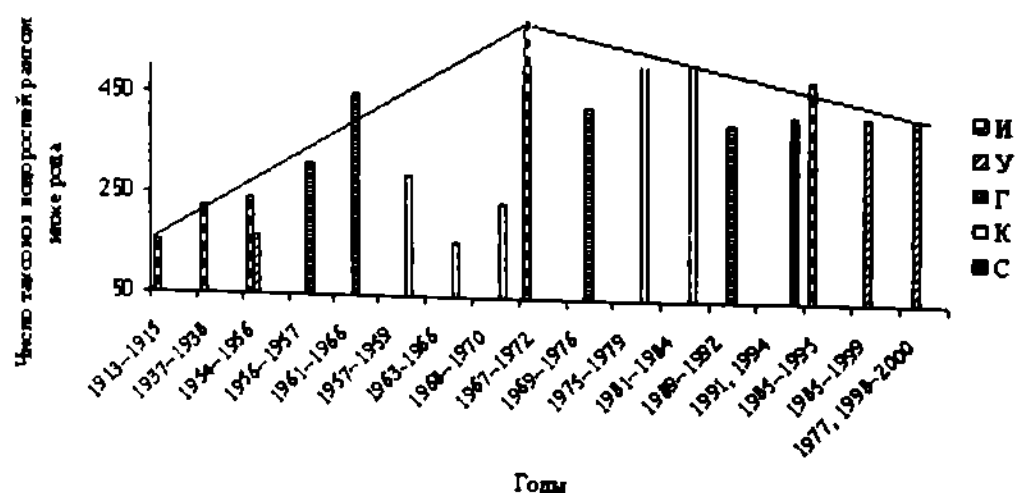


Рис. 3. Изменение числа обнаруженных таксонов фитопланктона в разные годы на отдельных участках и водохранилищах Волги. Обозначения те же, что и в табл. 1.

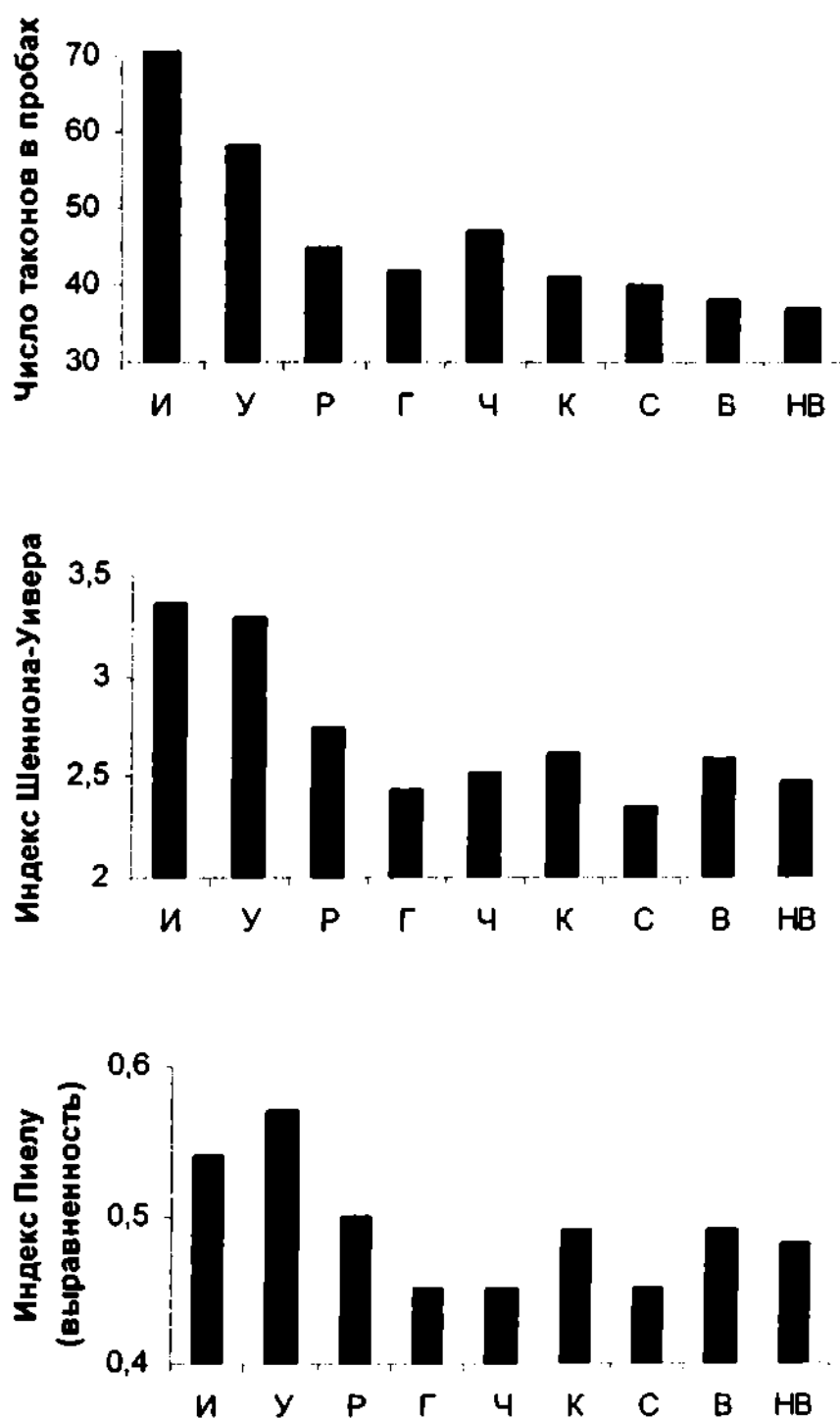
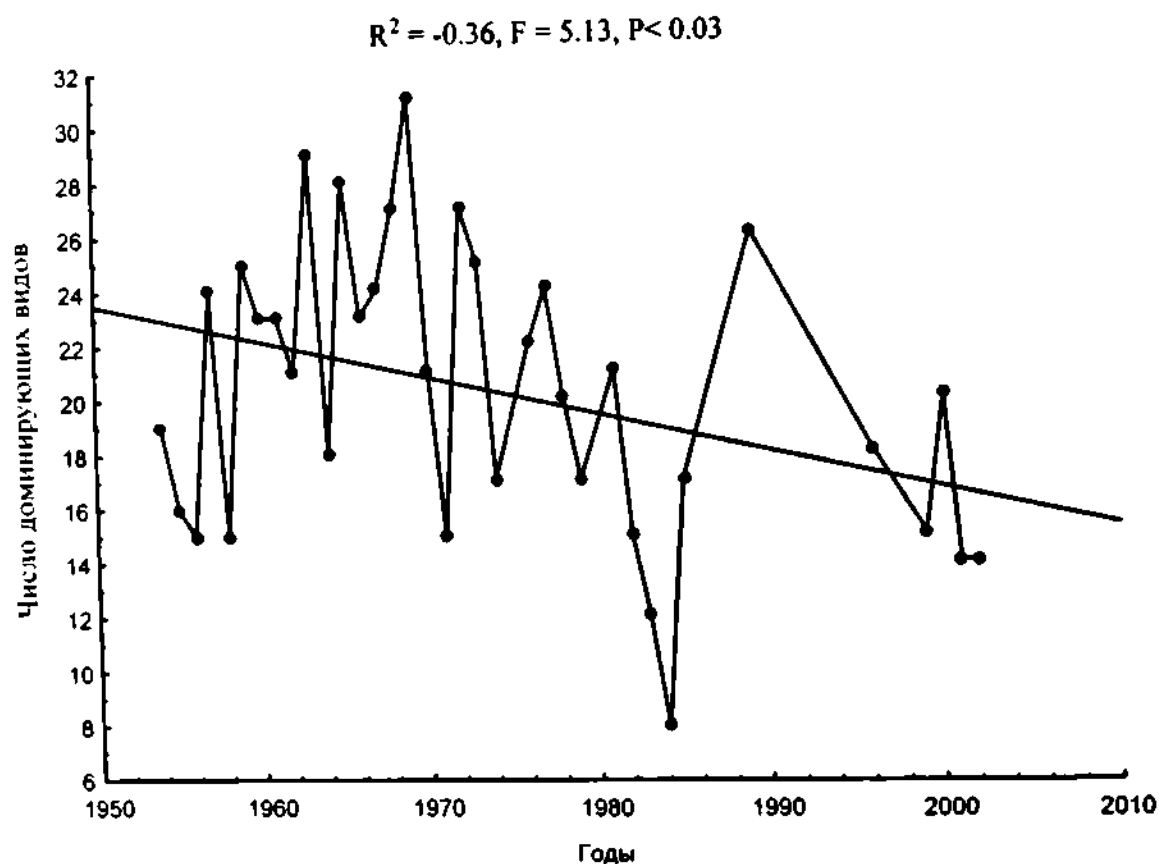


Рис. 4. Изменение средних значений числа таксонов в пробах воды (1989–2000 гг.), индекса Шеннона–Уивера и показателя выравнимости фитопланктона волжских водохранилищ. По оси абсцисс обозначения те же, что и в табл. 1, НВ – незарегулированная часть Нижней Волги.

Однако прежде всего уменьшение ценотического разнообразия свидетельствует об увеличении представленности в сообществах небольшого числа доминирующих видов, которые определяют их общую численность и биомассу, а также трансформацию полидоминантных комплексов в олиго- или монодоминантные по мере нарастания трофии. При этом количество доминирующих видов, как показали многолетние данные по Рыбинскому водохранилищу, достоверно снижалось (рис. 5).



**Рис. 5. Многолетние изменения числа доминирующих видов  
в фитопланктоне Рыбинского водохранилища**

**Биомасса.** Имеющиеся сведения о средней за безледный период биомассе фитопланктона водохранилищ Волги и ее нижней незарегулированной части за период с 1954 по 2001 гг. (Буторина, 1961, 1966; Приймаченко, 1961, 1966; Пырина, 1966; Волошко, 1969; Кузьмин, 1974, 1978, 1980; Лаврентьева, 1977; Пырина и др., 1977; Елизарова, 1979; Андросова, 1983; Охупкин, Субботина, 1987; Ляшенко, 1988, 1989, 1999; Охупкин, 1994; Лабунская, 1995; Герасимова, 1996; Зеленевская, 1998; Митропольская, 1999; Корнева и др., 2001; Сергеева Л.П., цит. по Попченко, 2001; Попченко, 2001; Фитопланктон Нижней Волги ..., 2003), а также архив-



ные материалы лаборатории альгологии ИБВВ РАН и неопубликованные результаты собственных исследований последних лет по водохранилищам Верхней Волги не менее разрозненны, чем данные о составе его флоры.

Наиболее представительны 35-летние ряды данных по фитопланктону Рыбинского водохранилища (Экология фитопланктона ..., 1999; Корнева и др., 2001) и 23-летние – Ивановского (Ляшенко, 1999; Ивановское водохранилище ..., 2000). Наименее изучено в этом отношении (всего лишь на протяжении 7 лет) Угличское водохранилище (Буторина, 1966; Кузьмин, 1974; Ляшенко, 1988, 1989; Корнева, 1999 б). Альгологические данные, полученные в одинаковые годы на одних и тех же водоемах разными специалистами иногда значительно различались. Например, по нашим материалам в 1978 г. в Ивановском водохранилище в слое 0–2 м средняя биомасса фитопланктона по ежемесячным сборам с мая по октябрь составила  $1.24 \text{ г/м}^3$ . По данным Л.В. Тарасенко, полученным в мае, июле и октябре для слоя воды 0–1 м, она была намного выше –  $6.05 \text{ г/м}^3$  (Тарасенко, 1982). В Саратовском водохранилище средняя по водоему биомасса за май, август и октябрь 1974 г. составила  $0.65 \text{ г/м}^3$  (Герасимова, 1996), а средняя по ежемесячным данным (май–октябрь 1974 г.) (Сергеева Л.П., цит. по Попченко, 2001) –  $1.89 \text{ г/м}^3$ . В той же степени различались данные по Волгоградскому водохранилищу, полученные в апреле–мае, августе и октябре 1972 г. (Герасимова, 1996) –  $6.29 \text{ г/м}^3$  и в мае–июне, августе–сентябре и октябре этого же года –  $1.97 \text{ г/м}^3$  (Кузьмин, 1974).

Подобные отличия, прежде всего, обусловлены неадекватностью сбора материала во времени (по срокам) и в пространстве (по станциям и глубинам). Если исключить результаты многочисленных эпизодических наблюдений и опираться только на средневегетационные данные (по крайней мере, за три гидрологические фазы: весну, лето и осень), то многолетняя динамика биомассы фитопланктона в водохранилищах Волги выглядит следующим образом (рис. 6).

Сопряженность межгодовых флуктуаций биопродукционных характеристик фитопланктона с гидроклиматическими (или гидрофизическими) факторами продемонстрирована рядом исследований, проведенных на водохранилищах Верхней (Смирнов и др., 1993; Вайновский, Девяткин, 1995; Девяткин и др., 1996; Корнева, 1999 а; Абакумов и др., 2000; Девяткин и др., 2000 а, б, в, 2001; Пырина, 2000; Литвинов и др., 2003) и Нижней (Паутова, Номоконова, 2001) Волги. Средняя биомасса за безледный период в водохранилищах существенно увеличивалась в 70-е годы, в период маловодной фазы 1963–1976 гг. (Литвинов, 1993), обусловленной природными климатическими явлениями, а также завершением основного гидростроительства Волго-Камского каскада. В последующие десяти-

летия биомасса фитопланктона постепенно снижалась и стабилизировалась. Исключение составляли Рыбинское и Саратовское водохранилища, где происходило увеличение биомассы в 80-е и ее стабилизация в 90-е годы, а также Угличское, где максимальное развитие фитопланктона наблюдалось в 50-е годы (последнее может определяться отсутствием репрезентативных многолетних наблюдений).

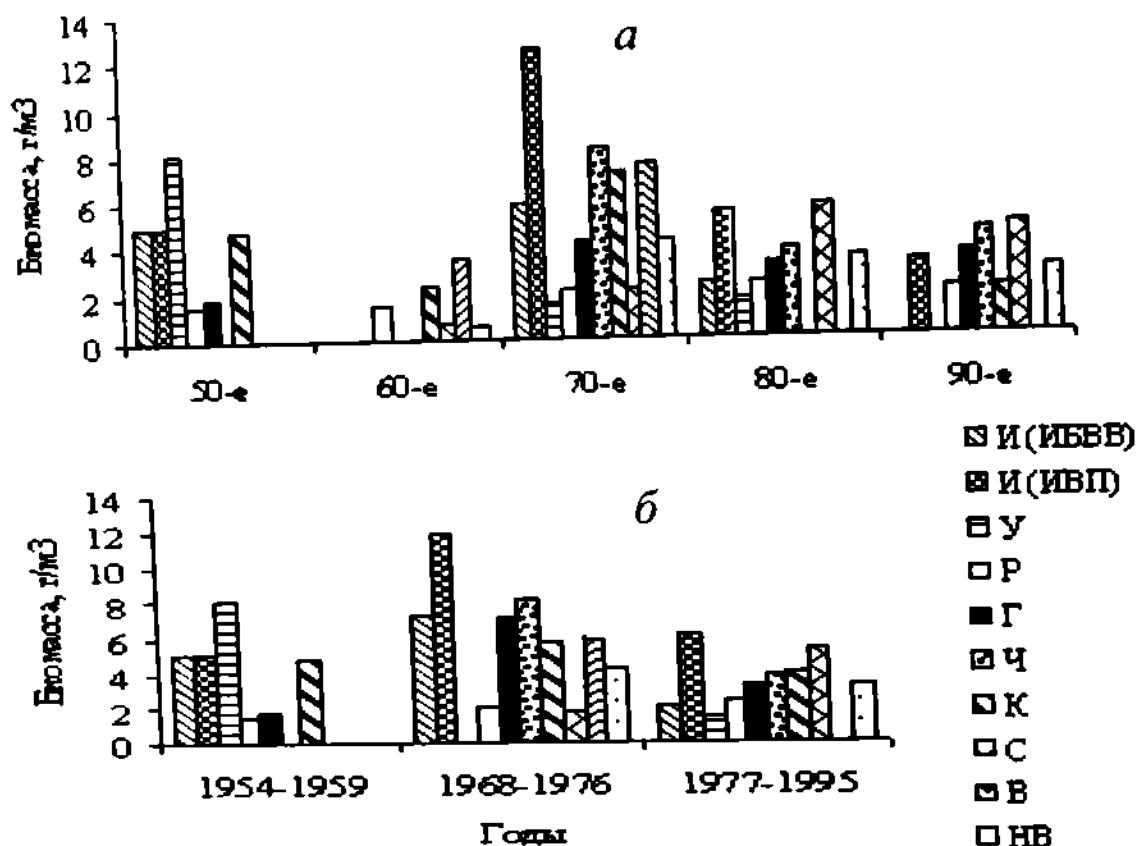


Рис. 6. Многолетние изменения средневегетационной биомассы фитопланктона водохранилищ Волги. Обозначения те же, что в табл. 1 и на рис. 4. ИБВВ – данные Института биологии внутренних вод РАН, ИВП – данные ИБВВ и Института водных проблем РАН (Иваньковское водохранилище..., 2000).

Сведения о концентрации биогенных элементов в водохранилищах Волги, потенциально способных лимитировать развитие фитопланктона, далеко не однозначны (табл. 3). Тем не менее, по многолетним наблюдениям можно сказать, что в ряде водоемов (Иваньковское, Рыбинское, Горьковское, Куйбышевское, Волгоградское водохранилища) содержание общего азота и фосфора в последние годы несколько увеличилось. Однако еще в 50–70-е годы их концентрация, главным образом общего фосфора, соответствовала уровню, свойственному эвтрофным водам.

Таблица 3

**Изменения содержания общего фосфора (Р, мг/л) и общего азота (N, мг/л)  
в отдельных водохранилищах Волги в разные годы**

Водохранилища, годы	Р	N	Источник сведений
<b>Иваньковское</b>			
1968–1974	0.083	1.51	Былинкина, 1977, Былинкина, Трифонова, 1977
1968–1976	0.095	1.28	Волга и ее жизнь, 1978
1980–1990	0.090	1.42	Былинкина, 2001
1984–1991	0.117	1.33	Иваньковское водохранилище ..., 2000
1992–1999	0.110	1.03	—
<b>Угличское</b>			
1968–1976	0.073	1.45	Волга и ее жизнь, 1978
1974–1980	0.079	1.51	Былинкина, Трифонова, 1987
1980–1990	0.075	1.59	Былинкина, 2001
1991–2000	0.114	0.99	Данные ГМО, лабораторий гидрологии и гидрохимии ИБВВ РАН
<b>Рыбинское</b>			
1965, 1970	0.049	1.30	Волга и ее жизнь, 1978
1970–1979	0.038	1.39	Былинкина, 1977; Данные М.И. Васильевой
1980–1990	0.087	1.41	Былинкина, 2001
<b>Горьковское</b>			
1960–1961	0.023	—	Баранов, 1965
1972–1973	—	0.18	Шахматова и др., 1975
1980–1990	0.061	1.17	Былинкина, 2001
<b>Чебоксарское</b>			
1983–1984	1.23	0.127	Литвинов, Законнова, 1986
<b>Куйбышевское</b>			
1958–1959	0.043	0.38	Гусева, Выхристюк, 1983
1960–1963	0.034	0.40	—
1964–1978	0.023	0.37	—
1983–1985	0.099	1.10	Экология фитопланктона ..., 1989
<b>Саратовское</b>			
1981–1987	0.065	—	Попченко, 2001
<b>Волгоградское</b>			
1980–1990	—	0.88	Шашуловская, Котляр, 2001
1990–2000	—	1.23	—
<b>Нижняя незарегулированная часть Волги</b>			
1935–1955	0.127	—	Тарасов, Бесчетнова, 1987
1952–1956	0.125	1.35	Барсукова, 1971
1957–1959	0.131	1.41	—
1960–1965	0.145	1.41	—
1966–1972	0.103	1.57	—

Обычно в водохранилищах показатели биопродуктивности не соответствуют обеспеченности их фосфором и азотом (Мосияш, Саппо, 1983; Буторин и др., 1988; Даченко, 1991; Минеева, Разгулин, 1995; Корнева, 1999 а) из-за недоступности для гидробионтов некоторых соединений. Поэтому содержание общего азота и фосфора не рекомендуется использовать даже для оценки трофического состояния водохранилищ (Буторин и др., 1988).

На этом фоне в Рыбинском водохранилище отмечено достоверное многолетнее (с 1958 до 1995 гг.) увеличение основного показателя уровня трофии вод – содержания в сестоне хлорофилла *a* (Пырина, 2000). В отличие от прежних представлений 60–70-х годов (Волга и ее жизнь, 1978), последние оценки трофического статуса ряда водохранилищ по отдельным показателям первичного звена продукционных процессов свидетельствуют о продолжающемся процессе эвтрофирования волжских водохранилищ (Охалкин, 1994; Охалкин и др., 1997; Экология фитопланктона ..., 1999; Попченко, 2001).

**Ценогенез.** В ходе лимногенеза структура планктонных сообществ регулируемой Волги претерпевала постоянные изменения. В частности, в Рыбинском водохранилище из более чем девяти десятков таксонов водорослей, формировавших комплексы доминирующих видов в 1954–2000 гг., только два преобладали ежегодно – *Aulacosira islandica* (O. Müll.) Sim. и *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. Можно отметить также *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk., *M. wesenbergii* Kom., *Stephanodiscus agassizensis* Hek. et Kling, *S. binderanus* (Kütz.) Krieg, *Diatoma tenuis* Ag., *Asterionella formosa* Hass., которые отсутствовали среди доминантов лишь в отдельные годы (Экология фитопланктона..., 1999; Корнева и др., 2001).

Наряду с постоянными ценозообразующими компонентами в фитопланктоне водохранилищ можно выделить таксоны, появление и распространение которых становится ключевым моментом, отражающим изменение условий обитания гидробионтов. Прежде всего, следует отметить увеличение представленности в конце 60-х и начале 70-х годов диатомовых водорослей из рода *Stephanodiscus* Ehr. и эвригалинных видов: понтокаспийского вселенца *Skeletonema subsalsum* (A. Cl.) Bethge (Волга и ее жизнь, 1978). Эти виды адаптированы к высокому содержанию легкоусвояемых органических веществ. При этом в старейшем и высокотрофном Иваньковском водохранилище начали доминировать миксотрофы: из синезеленых *Oscillatoria agardhii* Gom. и криптомонады (Тарасенко, 1982). Первая в конце 80-х – начале 90-х годов стала входить в комплекс доминантов фитопланктона в следующем по каскаду Угличском водохранилище (Ляшенко, 2000; Корнева и др., 2001). Криptomonаты поэтапно за-

воевывали пространство водохранилищ: в 70-е годы – Рыбинское (Корнева, 1999 а), в 80-е годы – Чебоксарское (Охапкин, 1994) и Куйбышевское (Паутова, Номоконова, 2001), в 90-е годы – Саратовское (Паутова, Номоконова, 2001), Горьковское (Охапкин и др., 1997), Угличское (Ляшенко, 2000) и Волгоградское (Далечина, Сильникова, 2001). В настоящее время они преобладают в планктоне всего каскада водохранилищ Волги.

С началом подъема уровня Каспия (1978 г.) в 80–90-х годах наметился следующий этап структурных преобразований сообществ фитопланктона Волги, связанный с появлением и распространением эвригалинной диатомовой водоросли *Actinocyclus normanii* (Greg.) Hust., в настоящее время входящей в состав доминирующих комплексов планктона Средней, Нижней Волги и Рыбинского водохранилища (Корнева, 2001 б, 2003).

Происходящие изменения в соотношении видов синезеленых водорослей Волги в целом направлены на увеличение представленности в сообществах безгетероцистных синезеленых, в основном из рода *Microcystis* (Kütz.) Elenk. Такая тенденция была отмечена еще в 70-е годы (Волга и ее жизнь, 1978). Продолжение этого процесса в последние годы подтверждается присутствием в доминирующих комплексах фитопланктона некоторых водохранилищ, помимо упомянутой выше *Oscillatoria agardhii*, представителей других нитчатых безгетероцистных синезеленых из родов *Oscillatoria* Vauch., *Phormidium* Kütz. и *Lyngbya* Ag. (Зеленевская, 2001, Далечина, Сильникова, 2001; Корнева и др., 2001; Попченко, 2001). Подобное явление наблюдается в озерах при изменении в воде соотношения аммонийного и нитратного азота (Blomquist et al., 1994). Безгетероцистные виды способны конкурировать за аммонийный азот в условиях избытка его нитратной формы. Сходное явление наблюдается в кислых озерах (Gahnström et al., 1993; Корнева, 1996), где комплекс доминирующих видов может формироваться синезелеными, но только за счет безгетероцистных видов, развитие которых лимитировано аммонийным азотом.

Появление в фитопланктоне Волги инвазийных эвригалинных диатомовых, вселяющихся из опресненных южных морей, может указывать на увеличение минерализации или изменения в ионном составе воды ее водохранилищ, что уже отмечалось на верхних и нижних участках зарегулированной реки в 80-е годы (Тарасов, Бесчетнова, 1987; Былинкина и др., 1993). Сходные гидрохимические и биологические процессы происходят в водохранилищах Днепра (Журавлева, 1998; Щербак, 2000). Следует отметить, что химический состав водохранилищ тесно связан с изменением их гидрологического режима (Знаменский, Москвина, 1976; Фадеев и др., 1989; Авакян и др., 1994), обусловленным в первую очередь изменениями климата над водосборной площадью бассейна.

Непрерывные модификации в структуре сообществ фитопланктона волжских водохранилищ, в частности увеличение доли мелкоклеточных диатомовых из родов *Stephanodiscus* и *Skeletonema* Grev., синезеленых из рода *Microcystis* (*Microcystis holsatica* Lemm. и др.) и криптомонад (*Chroomonas acuta* Uterm.) привели к изменению размерного состава водорослей. Подтверждением тому служит достоверное многолетнее (с 50-х по 80-е годы) снижение среднеценотических объемов клеток планктонных водорослей в Рыбинском водохранилище (Корнева, 1999 а). Это могло послужить причиной сдерживания многолетнего роста биомассы фитопланктона в условиях эвтрофирования.

**Заключение.** Анализ полученных результатов показывает, что к концу XX века в водохранилищах Волги происходило некоторое снижение разнообразия и биомассы фитопланктона. Эти явления могут быть сопряжены с цикличностью гидроклиматических процессов над водосборной площадью бассейна и изменением размерного состава сообществ в направлении увеличения доли мелкоразмерных видов.

Сукцессия фитопланктона Волги в условиях непрекращающегося эвтрофирования водохранилищ в первую очередь выражалась в структурных преобразованиях сообществ, направленных на увеличение доли лимнофильных автохтонных и аллохтонных солоновато-водных видов, вселяющихся из опресненных южных морей и выдерживающих высокое содержание органических веществ. Увеличение в фитопланктоне Волги доли мелкоклеточных диатомовых, миксотрофных жгутиковых (криptomonад), способных к активному переносу вещества и энергии, и синезеленых свидетельствует об ускорении метаболических процессов в экосистемах водохранилищ и повышении роли гетеротрофной составляющей в сукцессионном процессе.

Работа выполнена при поддержке ФЦП «Фундаментальные основы управления биологическими ресурсами» – Госконтракт № 10002-251/ОБН-2/151-171/160503-116 (8) и РФФИ (проект 04-05-64954).

### Литература

- Абакумов В.А., Бреховских В.Ф., Вишневская Г.Н., Обридко С.В. Многолетние изменения характеристик биоценоза Иваньковского водохранилища // Вод. ресурсы. 2000. Т. 27. № 3. С. 344–356.
- Авакян А.Б., Кочарян А.Г., Майрановский Ф.Г. Влияние водохранилищ на трансформацию химического стока рек // Вод. ресурсы. 1994. Т. 21. № 2. С. 144–153.
- Аноросова Е.Я. Фитопланктон // Куйбышевское водохранилище. Л.: Наука, 1983. С. 102–111.

- Балонов И.М. Виды рода *Chrysosphaerella* Laut. из Рыбинского водохранилища // Гидробиол. журн. 1972. Т. 8. № 3. С. 80–82.
- Балонов И.М. Род *Synura* Ehr. (Chrysophyta). Биология, морфология и систематика водных организмов. Л., Наука, 1976 а. С. 61–81.
- Балонов И.М. Виды рода *Synura* Lemm. (Chrysophyta) Волги и ее бассейна (Волга–2) // Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л., 1976 б. № 29. С. 16–19.
- Балонов И.М. Виды рода *Spiniferomonas* Takahashi (Chrysophyta) в Рыбинском водохранилище // Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л., Наука, 1977. № 34. С. 11–14.
- Балонов И.М. Виды рода *Mallomonas* Perty (Chrysophyta) в водоемах бассейна Волги // Биология и систематика низших организмов. Л.: Наука, 1978. С. 76–102.
- Балонов И.М. Новый для флоры СССР вид рода *Chrysosphaerella* Laut. (Chrysophyta) // Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л., 1980 а. № 45. С. 28–31.
- Балонов И.М. О новом виде рода *Chrysosphaerella* (Chrysophyta) // Ботан. журн. 1980 б. Т. 65. № 8. С. 1190–1192.
- Балонов И.М., Кузьмин Г.В. Виды рода *Synura* Ehr.(Chrysophyta) в водохранилищах Волжского каскада // Ботан. журн. 1974. Т. 59. № 11. С. 1675–1686.
- Балонов И.М., Кузьмин Г.В. Электронно-микроскопическое изучение видов р. *Mallomonas* Perty (Chrysophyta) из водохранилищ волжского каскада II. Series Planae Harris et Bradley // Ботан. журн. 1975. Т. 60. № 9. С. 1289–1296.
- Баранов И.В. Гидрохимический режим и грунты Горьковского водохранилища по данным 1960–1961 гг. // Изв. ГосНИОРХ. 1965. Т. 59. С. 19–42.
- Баринова С.С. Анализ альгофлоры Артемовского водохранилища (Приморский край) // КRYPTOгамические исследования на Дальнем Востоке. Владивосток: ДАО АН СССР, 1990. С. 29–44.
- Барсукова Л.А. Многолетний биогенный сток р. Волги у г. Астрахани // Тр. Каспийск. отд. Всесоюз. науч.-исслед. ин-та озерн. и речн. хоз-ва. 1971. Т. 26. С. 42–53.
- Буторин Н.В., Литвинов А.С., Трифонова Н.А. Абиотические факторы формирования качества воды верхневолжских водохранилищ // Структура и функционирование пресноводных экосистем. Л.: Наука, 1988. С. 24–41.
- Буторина Л.Г. Фитопланктон Иваньковского водохранилища в 1954–56 гг. // Тр. Ин-та водохранилищ АН СССР. 1961. Вып. 4 (7). С. 20–23.

- торина Л.Г. Фитопланктон Угличского водохранилища в 1954–1956 гг. // Растительность волжских водохранилищ, Л.: Наука, 1966. С. 36–42.
- линкина А.А. Исследование оборачиваемости фосфатов в водной толще водохранилищ // Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок: ИБВВ АН СССР, 1977. С. 53–73.
- линкина А.А. Гидрохимическая характеристика // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. С. 26–36.
- линкина А.А., Трифонова Н.А. О некоторых факторах эвтрофирования Иваньковского водохранилища // Антропогенное эвтрофирование природных вод. Тез. Докл. II. Всесоюз. совещ. Черноголовка, 1977. Ч. 1. С. 101–104.
- линкина А.А., Трифонова Н.А. Гидрохимический режим Угличского водохранилища и факторы его формирования // Фауна и биология пресноводных организмов. Л.: Наука, 1987. С. 250–271.
- линкина А.А., Калинина Л.А., Генкал Л.Ф., Петухова Л.А. Гидрохимический режим Иваньковского водохранилища в 1984–1985 г. // Формирование и динамика полей гидрологических и гидрохимических характеристик во внутренних водоемах и их моделирование. СПб.: Гидрометеониздат, 1993. С. 183–204.
- йновский П.А., Девяткин В.Г. О влиянии изменчивости гидрометеорологических характеристик на фотосинтетическую активность фитопланктона // Вод. ресурсы. 1995. Т. 22. № 4. С. 435–438.
- лга и ее жизнь, Л.: Наука, 1978. 352 с.
- лошко Л.Н. Фитопланктон Нижней Волги и некоторых основных рукавов ее дельты // Гидробиол. журн. 1969. Т. 5. № 2. С. 32–37.
- глинский В.С. Водные ресурсы и водный баланс крупных водохранилищ СССР. Л.: Гидрометеониздат, 1991. 223 с.
- енкал С.И. Атлас диатомовых водорослей планктона реки Волги. СПб.: Гидрометеониздат, 1992. 128 с.
- енкал С.И., Корнева Л.Г. Новые данные для флоры Bacillariophyta волжских водохранилищ // Биология внутр. вод. 1998. № 2. С. 5–11.
- енкал С.И., Корнева Л.Г. Новые находки диатомовых водорослей (Cen-  
trophyceae) из волжских водохранилищ // Альгология. 2001. Т. 11.  
№ 4. С. 457–461
- ерасимова Н.А. Фитопланктон Саратовского и Волгоградского водохранилищ. Тольятти, 1996. 200 с.
- идрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Водохранилища Верхней Волги. Л.: Гидрометеониздат, 1975. 291 с.
- усева Н.Н., Выхристюк Л.А. Гидрохимический режим // Куйбышевское водохранилище. Л.: Наука, 1983. С. 47–74.



- Далечина И.Н. Фитопланктона Волгоградского водохранилища в 1963–1967 гг. // Тр. Саратовского отд. ГосНИОРХ. 1971. Т. 10. С. 30–46.
- Далечина И.Н., Сильникова Г.В. Характеристика фитопланктона Волгоградского водохранилища в 1999–2000 гг. // Фундаментальные и прикладные аспекты функционирования водных экосистем: проблемы и перспективы гидробиологии и ихтиологии в XXI веке. Саратов: Изд-во Саратовского ун-та, 2001. С. 49–53.
- Даценко Ю.С. Некоторые особенности эвтрофирования водохранилищ // Антропогенные изменения экосистем малых озер (причины, последствия, возможности управления). СПб.: Гидрометеониздат, 1991. Кн. 1. С. 164–166.
- Девяткин В.Г., Кузьмин Г.В. Фитопланктон // Иваньковское водохранилище. Л.: Наука, 1978. С. 71–85.
- Девяткин В.Г., Клайн Б.И., Вайновский П.А. Связь некоторых характеристик водных экосистем с активностью геомагнитного поля // Вод. ресурсы. 1996. Т. 23. № 3. С. 326–333.
- Девяткин В.Г., Метелева Н.Ю., Митропольская И.В. Гидрофизические факторы продуктивности литорального фитопланктона: влияние гидрофизических факторов на динамику продуктивности фитопланктона // Биология внутр. вод. 2000 а. № 1. С. 45–52.
- Девяткин В.Г., Метелева Н.Ю., Митропольская И.В. Гидрофизические факторы продуктивности литорального фитопланктона: корреляционные связи между гидрофизическими факторами и продуктивностью фитопланктона // Биология внутр. вод. 2000 б. № 3. С. 42–51.
- Девяткин В.Г., Метелева Н.Ю., Митропольская И.В. Гидрофизические факторы продуктивности литорального фитопланктона: содержание хлорофилла *a* // Биология внутр. вод. 2000 в. № 4. С. 47–52.
- Девяткин В.Г., Метелева Н.Ю., Митропольская И.В. Гидрофизические факторы продуктивности литорального фитопланктона: оценка и прогноз содержания хлорофилла и интенсивности фотосинтеза // Биология внутр. вод. 2001. № 1. С. 36–45.
- Елизарова В.А. Состав и биомасса фитопланктона Иваньковского водохранилища // Флора и растительность водоемов бассейна Верхней Волги. Рыбинск, 1979. С. 43–55.
- Ершова М.Г., Законнова А.В., Литвинов А.С., Соколова Е.Н. Моделирование гидрологической структуры и прогноза минерализации воды в Чебоксарском водохранилище // Вод. ресурсы. 1995. Т. 22. № 4. С. 426–434.
- Есырева В.И., Петрова М.А., Тухсанова Н.Г., Шахматова Р.А. Изучение гидрохимии, планктона и бентоса нижней части Горьковского водо-

- хранилища // Ученые зап. Горьковского ун-та. Вып. 90. Сер. Биол. 1968. С. 72–75.
- Журавлева Л.А.* Многолетние изменения минерализации и ионного состава воды водохранилищ Днепра // Гидробиол. журн. 1998. Т. 34. № 4. С. 88–96.
- Зайцева Е.А.* Солевой баланс Иваньковского водохранилища // Сб. работ Горьковской, Волжской и Рыбинской гидромет. обсерваторий. Л.: Гидрометеиздат, 1975. Вып. 12. С. 52–61.
- Законнов В.В., Иконников Л.Б., Законнова А.В.* Формирование берегов и донных осадков Чебоксарского водохранилища // Вод. ресурсы. 1999. Т. 26. № 4. С. 418–426.
- Зеленевская Н.А.* Мониторинг фитопланктона и оценка экологического состояния Саратовского водохранилища: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1998. 24 с.
- Зеленевская Н.А.* Мониторинг фитопланктона Саратовского водохранилища в 1985–1993 гг. // Фундаментальные и прикладные аспекты функционирования водных экосистем: проблемы и перспективы гидробиологии и ихтиологии в XXI веке. Саратов: Изд-во Саратовского ун-та, 2001. С. 72–75.
- Знаменский В.А., Москвина Н.Н.* Влияние основных гидрологических факторов на минерализацию воды в водохранилищах волжско-камского каскада // Режим и исследования озер и водохранилищ. Л.: Гидрометеиздат, 1976. С. 47–78.
- Иваньковское водохранилище: Современное состояние и проблемы охраны.* М.: Наука, 2000. 344 с.
- Кожеевникова Н.А.* Формирование и современное состояние фитопланктона глубоководного Красноярского водохранилища: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Красноярск, 2000. 22 с.
- Корнева Л.Г.* Фитопланктон Рыбинского водохранилища: состав, особенности распределения, последствия эвтрофирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 50–113.
- Корнева Л.Г.* Сукцессия фитопланктона // Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: Самарский науч. центр, 1999 а. С. 89–148.
- Корнева Л.Г.* Современное состояние фитопланктона водохранилищ Верхней Волги // Биологические ресурсы, их сохранение и использование. Ярославль: ЯрГУ, 1999 б. С. 81–91.
- Корнева Л.Г.* Водоросли // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001 а. С. 37–41.

- Корнева Л.Г. О распространении *Actinocyclus normanii* (Greg.) Hust. Emend. Genkal et Korneva (Bacillariophyta) в водохранилищах бассейна Волги // Альгология. 2001 б. Т. 11. № 3. С. 334–341.
- 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.
- Корнева Л.Г. Проникновение и распространение инвазионных видов планктонных водорослей в водохранилищах Волги и их роль в сукцессии фитопланктона // Междунар. конф. «Эволюция морских экосистем под влиянием вселенцев и искусственной смертности фауны». Ростов-на-Дону, 2003. С. 96–97.
- Корнева Л.Г., Генкал С.И. Таксономический состав и эколого-географическая характеристика фитопланктона Волжских водохранилищ // Каталог растений и животных водоемов бассейна Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2000. С. 3–103.
- Корнева Л.Г., Генкал С.И., Митропольская И.В. Таксономический состав и эколого-географическая характеристика фитопланктона Рыбинского водохранилища (1953–1995 гг.) // Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: Самарский науч. центр РАН, 1999. С. 239–262.
- Корнева Л.Г., Соловьева В.В. Фитопланктон // Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояние биологических сообществ и перспективы рыборазведения. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2000. С. 41–65.
- Корнева Л.Г., Соловьева В.В. Приложение (состав флоры и фауны Верхней Волги). Водоросли // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: изд-во ЯГТУ, 2001. С. 365–391.
- Корнева Л.Г., Соловьева В.В., Митропольская И.В. и др. Сообщества фитопланктона водохранилищ Верхней Волги // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. С. 87–93.
- Кузьмин Г.В. Современное состояние фитопланктона Волги // Вторая конференция по изучению водоемов бассейна Волги «Волга–2». Борок, 1974. С. 85–90.
- Кузьмин Г.В. Биомасса и структура планктонных фитоценозов Иваньковского водохранилища // Биология и систематика низших организмов. Л.: Наука, 1978. С. 51–75.
- Кузьмин Г.В. Биомасса и структура планктонных фитоценозов Горьковского водохранилища // Круговорот веществ и биологическое самоочищение водоемов. Киев: Наук. думка, 1980. С. 68–75.

- Кузьмин Г.В., Девяткин В.Г. Видовой состав фитопланктона Иваньковского водохранилища // Антропогенные факторы в жизни водоемов. Л.: Наука, 1975. С. 5–31.
- Курочкина Т.Ф. Оценка состояния фитопланктона в условиях антропогенного загрязнения дельты реки Волги // Экологические проблемы охраны живой природы. М., 1990. Ч. 3. С. 211–212.
- Лабунская Е.Н. Фитопланктон Нижней Волги и Северного Каспия, его значение в оценке качества воды: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1995. 24 с.
- Лаврентьева Г.М. Фитопланктон водохранилищ волжского каскада // Изв. ГосНИОРХ. Л., 1977. Т. 114. 168 с.
- Литвинов А.С. Многолетняя и сезонная изменчивость водообмена водохранилищ волжского каскада // Экологические проблемы бассейнов крупных рек. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1993. С. 93–94.
- Литвинов А.С., Законнова А.В. Водный баланс, водообмен и режим уровня Чебоксарского водохранилища в первые годы заполнения // Вод. ресурсы. 1986. № 3. С. 69–76.
- Литвинов А.С., Пырина И.Л., Роцушко В.Ф. Сопряженность межгодовой изменчивости характеристик гидрометеорологического режима и продуктивности фитопланктона в Рыбинском водохранилище // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды. Минск: БГУ, 2003. С. 302–304.
- Ляшенко О.А. О фитопланктоне Угличского водохранилища // Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л., 1988. С. 17–21.
- Ляшенко О.А. Фитопланктон и содержание хлорофилла «а» в Угличском водохранилище. Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л., 1989. С. 8–12.
- Ляшенко О.А. Фитопланктон и содержание хлорофилла как показатели трофического статуса Иваньковского водохранилища // Вод. ресурсы. 1999. Т. 20. № 1. С. 81–89.
- Ляшенко О.А. Планктонная альгофлора Иваньковского и Угличского водохранилища // V Всероссийская конф. по водным растениям «Гидророботаника – 2000». Борок, 2000. С. 50–51.
- Ляшенко О.А. Таксономический состав фитопланктона Иваньковского водохранилища // Биология внутр. вод. 2001. № 2. С. 16–21.
- Минеева Н.М. Эколого-физиологические аспекты формирования первичной продукции планктона водохранилищ Волги: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Нижний Новгород, 2003. 41 с.
- Минеева Н.М., Разгулин С.М. О влиянии биогенных элементов на содержание хлорофилла в Рыбинском водохранилище // Вод. ресурсы. 1995. Т. 22. № 2. С. 218–223.

- Миргсродченко Н.Н.* Фитопланктон // Распределение и численность промысловых рыб Куйбышевского водохранилища и обуславливающие их факторы. Тр. Татарск. отд. Гос НИОРХ, Вып. XII. Казань: Татарск. книж. изд-во, 1972. С. 10–15.
- Мороховец Л.В.* Фитопланктон Куйбышевского водохранилища в год его заполнения // Тр. ИБВВ АН СССР. 1959. Вып. 2(5). С. 22–30.
- Митропольская И.В.* Фитопланктон водохранилища в 1982–1989 гг. // Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: Изд-во Самарского науч. центра РАН, 1999. С. 114–124.
- Мосияш С.А., Саппо Л.М.* О евтрофикации Иваньковского водохранилища // Биологические ресурсы водоемов Верхней Волги и их рациональное использование. Л.: Наука, 1983. С. 3–12.
- Неизвестнова-Жадина Е.С.* Планктон Иваньковского водохранилища в 1937–1938 гг. // Тр. Зоологического института. 1941. Т. VII. Вып. 1. С. 170–192.
- Охалкин А.Г.* Фитопланктон Чебоксарского водохранилища. Тольятти: ИЭВБ РАН, 1994. 275 с.
- Охалкин А.Г.* Динамика видового состава фитопланктона эвтрофного водохранилища в первые годы существования // Ботан. журн. 1998. Т. 83. № 4. С. 69–78.
- Охалкин А.Г., Субботина Е.В.* Современное состояние Горьковского водохранилища // Структура и динамика растительных сообществ Волго-Вятского региона. Горький, 1987. С. 68–76.
- Охалкин А. Г., Микульчик И.А., Корнева Л.Г., Минеева Н.М.* Фитопланктон Горьковского водохранилища. Тольятти, 1997. 224 с.
- Паутова В.Н., Номоконова В.И.* Динамика фитопланктона нижней Волги – от реки к каскаду. Тольятти: Изд-во Самарского науч. центра РАН, 2001. 279 с.
- Паутова В.Н., Попченко И.И.* Видовой состав и динамика биомассы фитопланктона (1957–1984 гг.) // В кн.: Паутова В.Н., Номоконова В.И. Динамика фитопланктона нижней Волги – от реки к каскаду. Тольятти: Изд-во Самарского науч. центра РАН, 2001. С. 186–209.
- Попченко И.И.* Видовой состав и динамика фитопланктона Саратовского водохранилища. Тольятти: Изд-во Самарского науч. центра РАН, 2001. 148 с.
- Приймаченко А.Д.* Фитопланктон Горьковского водохранилища в первые годы его существования (1956–1957) // Тр. Ин-та биол. водохранилищ. М.–Л.: Изд-во АН СССР. 1961. Вып. 4 (7). С. 3–19.
- Приймаченко А.Д.* Фитопланктон Волги от Ярославля до Волгограда в первые годы после сооружения Горьковской и Куйбышевской пло-

- тин // Растительность волжских водохранилищ. М.–Л.: Наука, 1966. С. 3–35.
- Пырина И.Л. Первичная продукция фитопланктона в Иваньковском, Рыбинском и Куйбышевском водохранилищах в зависимости от некоторых факторов // Продуцирование и круговорот органического вещества во внутренних водоемах. М.–Л.: Наука, 1966. С. 249–270.
- Пырина И.Л. Многолетние исследования содержания пигментов фитопланктона Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2000. № 1. С. 37–52.
- Пырина И.Л., Елизарова В.А., Сигарева Л.Е. Признаки эвтрофирования Иваньковского водохранилища по показателям продуктивности фитопланктона // Антропогенное эвтрофирование природных вод. Черноголовка, 1977. С. 238–244.
- Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1972. 364 с.
- Смирнов Н.П., Вайновский П.А., Титов Ю.Э. О сопряженности межгодовых колебаний климата и параметров экосистемы водохранилища // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 20–27.
- Строганов С.Н., Захаров Н.Г. Труды комиссии по изысканию новых источников водоснабжения г. Москвы. М., 1927. 209 с.
- Тарасенко Л.В. Состояние фитопланктона Иваньковского водохранилища в 70-е годы / Ин-т вод. проблем АН СССР. М., 1982. 42 с. – ДЕП в ВИНТИ. 30.12.1982, № 6541–82.
- Тарасов М.Н., Бесчетнова Э.И. Гидрохимия Нижней Волги при зарегулировании стока (1935–1980 гг.) // Гидрохимические материалы. Л.: Гидрометеиздат, 1987. Т. CL. 120 с.
- Фадеев В.В., Тарасов М.Н., Павелко В.Л. Зависимость минерализации и ионного состава воды рек от их водного режима. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 172 с.
- Фитопланктон Нижней Волги. Водохранилища и низовье реки. СПб.: Наука, 2003. 232 с.
- Шахматова Р.С., Тухсанова Н.Г., Тарасова Т.Н. и др. Гидробиологическая характеристика речного участка Горьковского водохранилища // Сб. работ Горьковской, Волжской и Рыбинской гидромет. обсерваторий. Л.: Гидрометеиздат, 1975. Вып. 12. С. 44–57.
- Шашуловская Е.А., Котляр С.Г. Мониторинг загрязняющих веществ в биогеоценозе Волгоградского водохранилища // Фундаментальные и прикладные аспекты функционирования водных экосистем: проблемы и перспективы гидробиологии и ихтиологии в XX веке. Саратов: Изд-во Саратовского ун-та, 2001. С. 189–193.

- Щербак В.И. Структурно-функциональна характеристика дніпровського фітопланктону: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Киев, 2000. 32 с.
- Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М.: ГЕОС, 1998. 277 с.
- Экология фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Л.: Наука, 1989. 304 с.
- Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: Изд-во Самарского науч. центра РАН, 1999. 264 с.
- Blomqvist P., Petersson A., Hyenstrand P. Ammonium-nitrogen: A key regulation factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems // Arch. Hydrobiol. 1994. V. 132. № 2. P. 141–164.
- Gahnström G., Blomqvist P., Fleischer S. Are Key Nitrogen Fluxes Changed in the Acidified Aquatic Ecosystem? // Ambio. 1993. № 3. P. 318–324.
- Karayeva N.I., Genkal S.I. The Diatoms of the Genus *Navicula* Bory (Bacillariophyta) in the Volga River // Limnologica. 1993. V. 23. № 4. P. 309–321.
- Korneva L.G. Impact of acidification on structural organization of phytoplankton community in the forest lakes of the north-western Russia // Water Science and Technology. 1996. V. 33. № 4–5. P. 291–296.
- Korneva L.G., Solovyova V.V. Spatial organization of phytoplankton in reservoirs of Volga river // Int. Rev. Hydrobiology. 1998. V. 83. P. 163–166.
- Lehn H. Ufernahe Phytoplankton – Biozönosen des Bodensees und ihre Bedeutung für das Pelagial // Z. Naturf. 1965. Bd. 201. S. 379–382.

УДК 556.55

## О ГИДРОЛОГИЧЕСКОЙ РОЛИ ВОДОХРАНИЛИЩ В ГОДЫ РАЗЛИЧНОЙ ВОДНОСТИ

Н.И. Коронкевич, Е.А. Барабанова

Институт географии РАН, Москва, Россия, [geograph@online.ru](mailto:geograph@online.ru);  
[igras@igras.geonet.ru](mailto:igras@igras.geonet.ru)

В современной научной литературе убедительно показано гидрологическое значение водохранилищ в среднем многолетнем аспекте. Менее подробно изучена роль водохранилищ в изменении годового стока, его внутригодового распределения и качества вод в зависимости от водности года.

Так, по данным И.А. Шикломанова и Г.М. Веретенниковой (1977), потери стока на дополнительное испарение в результате создания крупных водохранилищ на Волге, Днепре и Дону в многоводные годы в 2 раза ниже, а в маловодные – в 2 раза выше по сравнению со среднемноголетними величинами. Соответственно, различия между маловодными и многоводными годами достигают 4 раз, а различия в объеме суммарных потерь еще больше: для Волги они достигают 10 раз. Однако в работах других авторов такие соотношения не подтверждаются. За исключением Волгоградского водохранилища, на всех крупных водохранилища Волги, Днепра и Дона испарение в маловодные годы было ниже, чем в среднем многолетнем аспекте или в многоводные годы (Гидрометеорологический режим ..., 1975, 1976, 1977). Согласно данным, приведенным в сборнике «Россия: речные бассейны» (1999), потери на испарение с Цимлянского водохранилища на Дону для многоводного 1994 г. (при 6%-ной обеспеченности) в 1.53 раза больше, чем для маловодного 1992 г. (при 86%-ной обеспеченности).

На примере Нижней Волги разберем один из ключевых вопросов в понимании рассматриваемой проблемы – *изменение удельного (с единицы площади) дополнительного испарения с акватории и зоны подтопления (УДИ) с изменением водности года*. При этом для характеристики УДИ используем величину средней взвешенной оросительной нормы на станции Эльтон, наглядно характеризующей климатические условия нижнего Поволжья. Эта величина была рассчитана Л.М. Ковалевым и В.Б. Местечкиным (1977) за 54 года – с 1914 по 1970 гг. (отсутствуют только данные за 1944–1945 гг.). Сопоставим ее с условно-естественными расходами воды Волги у г. Волгограда, восстановленными по методике Гидропроекта за те же годы и также приведенными в указанной работе. При



этом расходы воды берутся не за календарный год, а за период с апреля по март, что, впрочем, не вносит существенных искажений в средний годовой расход календарного года.

Из рис. 1 видно, что, несмотря на существование обратной связи между водностью года и засушливостью (коэффициент корреляции  $-0.4$ ), она не слишком отчетливо выражена. Эта связь не прослеживается для особо выделенного периода 1959–1969 гг., о котором речь пойдет ниже. Наиболее неопределенный характер связи обнаруживается для самых экстремальных лет. Одни из самых маловодных по стоку Волги – 1937 и 1938 гг. – при обеспеченности 94.6 и 98.2% соответственно (Ковалев, Местечкин, 1977) стали и одними из самых засушливых (оросительная норма составила 460 и 542 мм).

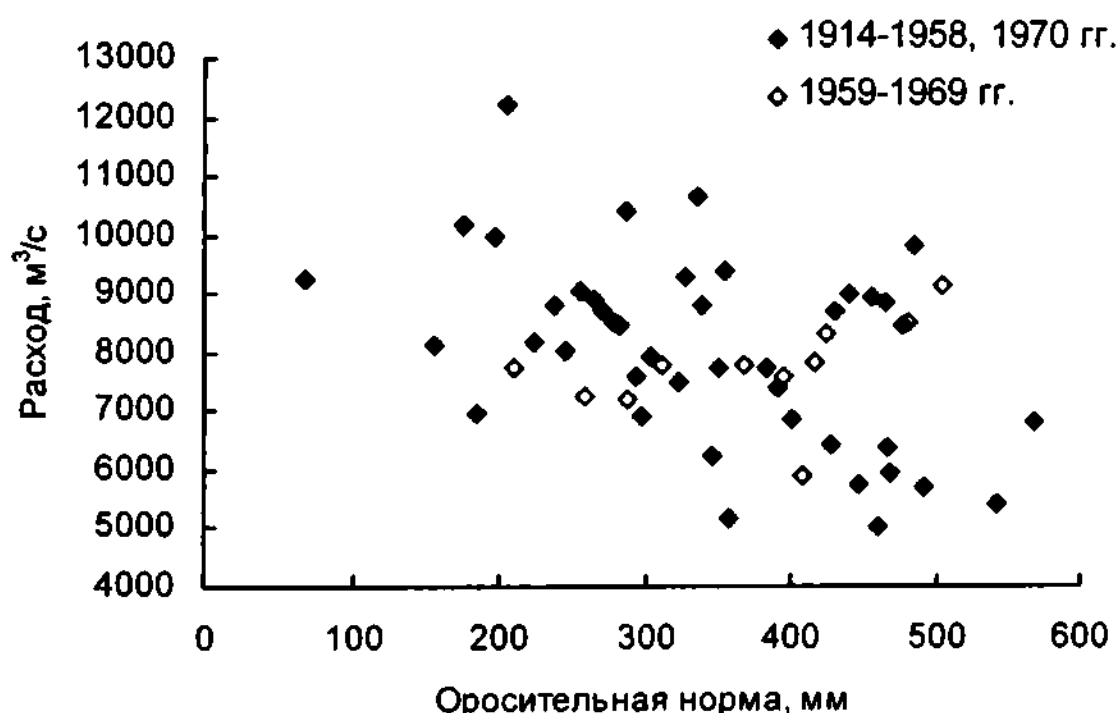


Рис. 1. Связь среднегодовых расходов Волги у Волгограда и величины оросительной нормы в Заволжье (Ковалев, Местечкин, 1977)

В то же время, во втором по маловодности году (1921 г.) оросительная норма была даже выше средней – 357 мм. Абсолютный минимум (67.5 мм) и максимум (566 мм) оросительной нормы приходятся не на самые многоводные и маловодные годы, соответственно на 1915 г. (обеспеченность 16.4%) и 1951 г. (обеспеченность 63.6%). Различия в оросительной норме между самым многоводным 1926 г. (204 мм) и самым маловодным 1937 г. (460 мм) составили всего 2.26 раза.

Расчет соотношения величин оросительной нормы для групп лет различной водности показал, что средняя многолетняя оросительная норма (350 мм) в 1.09 раза выше, чем в многоводные по стоку Волги (у Волгограда) годы (менее 25% обеспеченности) и в 1.25 раза меньше, чем в маловодные годы (более 75% обеспеченности). В экстремально многоводные годы (при обеспеченности менее 10%) по речному стоку Волги оросительная норма меньше среднемноголетних значений в 1.37 раза, а в экстремально маловодные годы (более 90% обеспеченности) выше средних значений в 1.31 раза. Различия между самыми многоводными и маловодными годами по величине оросительной нормы, пропорциональной УДИ, составляют около 1.8 раза, что более чем вдвое меньше по сравнению с данными И.А. Шикломанова и Г.М. Веретенниковой (1977).

Средняя за год *площадь водохранилища*, в отличие от УДИ, как правило, возрастает с увеличением приходной части водного баланса. У разных водохранилищ, в зависимости от их конфигурации, рельефа и глубины сработки, площадь водохранилища может меняться в широких пределах, особенно для озеровидных водохранилищ с большими площадями мелководий.

С изменением площади водохранилища происходит не только увеличение интенсивно испаряющей территории, ведущее к потерям стока, но и площади, коэффициент стока с которой близок к единице (Шикломанов, Веретенникова, 1973). Таким образом, наблюдается частичная компенсация потерь воды на испарение. По расчетам упомянутых авторов, для всех водохранилищ Волжско-Камского каскада компенсация за счет увеличения стока в холодный период года в среднем была ниже величины потерь на испарение в теплый период года. В целом же для каскада данное соотношение составило 1:2. При этом прослеживается слабая обратная зависимость величины компенсации стока в холодный период от водности года.

*Итоговое изменение испарения на акватории водохранилища* в годы разной водности определяется главным образом тем, какой процесс происходит интенсивнее – изменение УДИ или площади акватории. С учетом нечетко выраженных зависимостей, можно предполагать большой разброс в оценках роли водности года во влиянии тех или иных водохранилищ на годовой сток.

Анализ данных (Перехрест, Перехрест, 1969; Шикломанов, Веретенникова, 1973, 1977; Ковалев, Местечкин, 1977; Швец, 1978; Сорокина, 1980; Веретенникова, 1982) показал, что на Волге, Днестре и Дону обратная связь испарения и дополнительных потерь воды на испарение с водностью года довольно очевидно прослеживается в процентном отноше-

нии к величине речного притока. В объемном выражении (в км<sup>3</sup>) для Волги и Днепра эта связь выражена гораздо слабее, а на Дону (для Цимлянского водохранилища) она практически отсутствует. Обобщенная величина дополнительных потерь на испарение под влиянием водохранилищ на Волге, Днестре и Дону представлена в следующей таблице.

**Дополнительные потери воды на испарение под влиянием водохранилищ  
на Волге, Днестре и Дону в многоводные и маловодные годы**

Водность года	Дополнительные потери на испарение в верхнем бьефе			Суммарные потери воды	
	по отношению к СМ, «п» раз	км <sup>3</sup>	% годового стока	км <sup>3</sup>	% годового стока
<b>Волга</b>					
Многоводный	0.83	3.6	1.1	2.3	0.7
Маловодный	1.2	5.1	2.8	4.8	2.6
<b>Днепр</b>					
Многоводный	0.83	1.3	1.6	1.7	2.1
Маловодный	1.2	1.8	5.6	2.2	6.9
<b>Дон</b>					
Многоводный	1.0	1.8	3.7	1.3	2.7
Маловодный	1.0	1.8	13	1.8	13.3

*Примечание.* Многоводные годы – 5% обеспеченности, маловодные – 95% обеспеченности. Средние многолетние значения потерь (СМ) приведены по И.А. Шикломанову и Г.М. Веретенниковой (1977). Суммарные потери воды определены с учетом данных тех же авторов по аккумуляции воды в берега и дно водохранилищ, а также по размерам компенсации для стока в результате снижения разливов воды в нижних бьефах и устьях зарегулированных рек.

Для Волги и Днепра влияние водности на объем потерь воды ощутимо, но диапазон изменений значительно меньше по сравнению с указанным в работе И.А. Шикломанова и Г.М. Веретенниковой (1977). Для Дона с большим изменением площади акватории Цимлянского водохранилища многолетнего регулирования, нейтрализующим изменение УДИ, изменений дополнительного испарения в разные по водности годы не обнаруживается, хотя в процентном отношении к величине стока это влияние несомненно.

Имеется сравнительно немного данных по влиянию водности на размер компенсации для стока в нижних бьефах, на аккумуляцию в берега и дно водохранилища. Если руководствоваться сведениями, приведенными

И.А. Шикломановым и Г.М. Веретенниковой (1977), а также нашими расчетами по дополнительному испарению в верхних бьефах гидроузлов, то суммарные потери воды под влиянием водохранилищ будут характеризоваться величинами, представленные в 5-м и 6-м столбцах таблицы. Они в целом подтверждают вывод, сделанный в отношении влияния водохранилищ на дополнительное испарение в верхних бьефах.

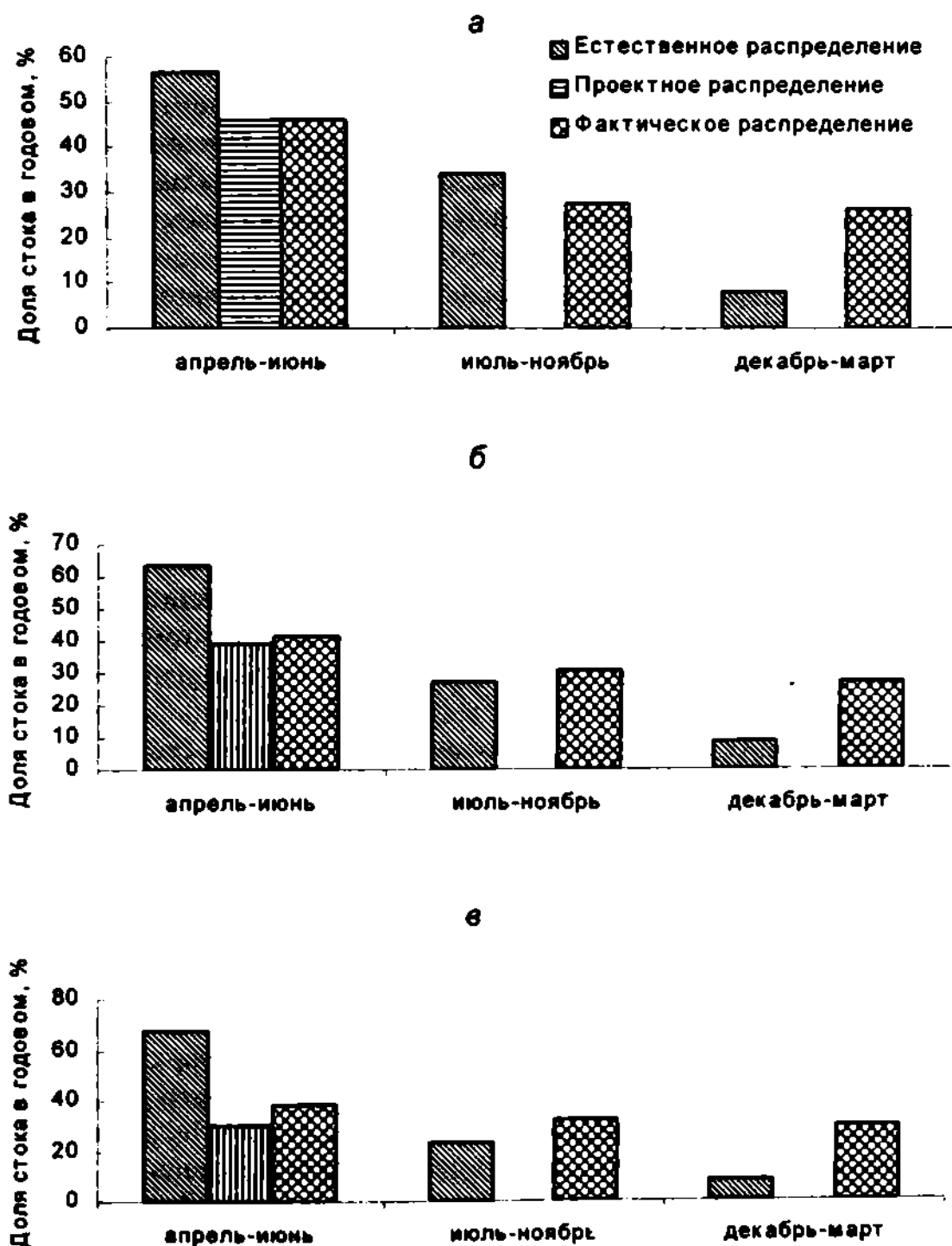
Рассмотрим *влияние водохранилищ на внутригодовое перераспределение стока*. При прочих равных условиях возможности наиболее полного использования полезного объема водохранилищ возрастают с увеличением водности года. Вместе с тем, относительное изменение регулируемого стока должно возрастать с уменьшением величины годового стока. Однако оценка реального воздействия водохранилищ на внутригодовой водный режим осложняется многими факторами. В их числе соотношение полезного объема с приходной частью водного баланса, назначение и характер регулирования стока, конфликты между различными водопотребителями, а также точность гидрометеорологических прогнозов.

Возникающие при этом связи с водностью года не всегда очевидны. Так, самые многоводные годы не являются оптимальными для воспроизводства водных и околоводных экосистем (Фашевский, 1989; Дубинина, 2001). Со временем требования к зарегулированному водному режиму могут меняться, в частности в отношении большего приоритета экологических запросов. От надежности прогноза половодья во многом зависит режим работы гидроузла, в частности объем предполоводной сработки воды и степень весеннего заполнения водохранилища.

Коэффициент использования полезного объема Волжско-Камского каскада в результате воздействия различных факторов в среднем составляет 0.6–0.7. По нашим расчетам, основанным на данных А.Е. Асариной (1987), в многоводные годы (обеспеченность менее 10%) уменьшение объема стока за апрель–июнь составило в среднем 25%, а для маловодных лет (обеспеченность более 90%) – 42% при практически одинаковом объеме воды в кубических километрах.

Вместе с тем, половодье не всегда, особенно в многоводные годы, «укладывается» в эти месяцы, захватывая также июль, о чем свидетельствует уменьшение стока в многоводные годы в последующие месяцы теплого периода года (рис. 2), т.е. все же можно полагать, что именно в многоводные годы уменьшение объема половодья максимально. Как видно из рис. 2, произошли изменения стока половодья и по сравнению с проектными предположениями, особенно в маловодные годы, когда доля половодья составила не 30, а 35%. Обращает на себя внимание и резкое (до 3 и более раз по сравнению с естественными условиями, особенно в маловодные годы) увеличение стока в зимний период, что свидетельствует

о приоритетности гидроэнергетического направления регулирования стока на Волжско-Камском каскаде.



**Рис. 2. Распределение стока Волги по сезонам года (Асарин, 1987):  
а - многоводные годы; б - средние по водности; в - маловодные**

Г.М. Веретенникова и Е.А. Леонов (1982) выполнили помесечный анализ изменений стока зарегулированных рек бывшего СССР, выделив четыре группы водоемов по характеру внутригодового зарегулирования стока. При этом практически для всех выделенных групп максимальное сезонное изменение стока в относительном выражении характерно для маловодных и средних по водности лет, а минимальное – для многоводных. Менее четко влияние водности года проявляется в объемных характеристиках зарегулированного стока. И все же, за исключением самых экстремальных лет, можно говорить о прямой связи объемов зарегулированного стока с водностью года.

Одним из наиболее дискуссионных вопросов регулирования стока остается влияние водности на роль водохранилищ в формировании качества воды, хотя в последние годы появились обобщающие работы, позволяющие внести в него определенную ясность (Авакян и др., 1994; Эдельштейн, 1998; и др.). В этих публикациях показано, что с замедлением водообмена, характерным для маловодных лет, повышается способность водохранилищ накапливать как взвешенные, так и осаждающиеся вместе с ними биогенные и загрязняющие вещества, и тем самым улучшать качество воды. В многоводные годы вынос различных веществ в нижние бьефы водохранилищ возрастает по сравнению со средними по водности и, особенно, маловодными годами – как в связи с повышенным фоновым стоком взвешенных и растворенных веществ, так и с меньшей интенсивностью протекающих процессов самоочищения. С другой стороны, именно в маловодные годы, когда особенно остро ощущается дефицит воды, водохранилища, если в результате чрезмерной антропогенной нагрузки не утрачены их самоочищающие свойства, оказывают наибольшее позитивное влияние на качество речных вод.

**Выводы.** Для большинства водохранилищ выявлено достаточно отчетливое нарастание величины относительного уменьшения стока половодья и паводков по мере снижения водности года. Менее определенная ситуация наблюдается в объемном выражении и, особенно, в отношении влияния водохранилищ на годовой сток. В случае годового стока это объясняется зачастую противоположным влиянием водности года на величину удельных (с единицы площади) дополнительных потерь на испарение с акватории водохранилищ и размеры этой акватории. Так, проявляется наличие обратной, хотя и не очень четко выраженной, связи между годовой водностью Волги, Днепра, Дона и величиной удельных дополнительных потерь воды на испарение с водохранилищ в их бассейнах, поскольку экстремально маловодные по стоку годы чаще всего (но не всегда) засушливы, а многоводные хорошо увлажнены. Еще менее выражена обратная связь водности Волги и Днепра с величиной общих дополнитель-

ных потерь воды на испарение с акватории водохранилищ, а на Дону она практически не прослеживается из-за существенного увеличения со стоком среднегодовой площади Цимлянского водохранилища.

На Волге и Днепре в маловодные годы 95% обеспеченности дополнительные потери воды с акватории водохранилищ в среднем в 1.4–1.5 раза больше, чем в многоводные годы 5% обеспеченности. Изменение испарения в верхних бьефах гидроузлов в значительной мере предопределяет и суммарное влияние водохранилищ на сток в годы различной водности.

Выполненное исследование не дает оснований для четких количественных рекомендаций по учету влияния водности лет на гидрологическую роль водохранилищ. Оно, скорее, указывает на необходимость дальнейших разработок в этом направлении.

Особого внимания при этом требуют: корректировка связей величины годового стока и удельного дополнительного испарения с акватории водохранилищ; компенсация стока в многоводные и маловодные годы, в том числе в холодный период; особенности внутригодового распределения стока в годы различной водности в зависимости от особенностей естественного внутригодового водного режима и от назначения регулирования стока, а также весь комплекс вопросов, касающихся связи между водностью года и влиянием водохранилищ на качество воды.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 00-05-64369).

### **Список литературы**

- Авакян А.Б., Кочарян А.Г., Майрановский Ф.Г.* Влияние водохранилищ на трансформацию химического стока рек // Вод. ресурсы. 1994. Т. 21. № 2. С. 144–153.
- Асарин А.Е.* Современный режим притока воды к дельте Волги и его возможные изменения // Вод. ресурсы. 1987. № 3. С. 5–12.
- Веретенникова Г.М.* О влиянии водохранилищ на сток реки Днепра // Сборник работ по гидрологии. 1982. № 17. С. 44–52.
- Веретенникова Г.М., Леонов Е.А.* Оценка современного изменения внутригодового распределения стока крупных рек под влиянием водохранилищ // Сборник работ по гидрологии. 1982. № 17. С. 3–32.
- Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Водохранилища верхней Волги. Л.: Гидрометеоиздат, 1975. 291 с.
- Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Каскад Днепровских водохранилищ. Л.: Гидрометеоиздат, 1976. 348 с.

- Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Цимлянское, водораздельные и маньчжские водохранилища. Л.: Гидрометеоиздат, 1977. 204 с.
- Дубинина В.Г. Методические основы экологического нормирования безвозвратного изъятия речного стока и установления экологического стока (попуска). М.: Экономика и информатика, 2001. 120 с.
- Ковалев Л.М., Местечкин В.Б. К вопросу о возможности совпадения маловодных лет на Нижней Волге и засушливых лет в Заволжье // Вод. ресурсы. 1977. Т. 4. № 5. С. 47–53.
- Перехрест С.Н., Перехрест В.С. О возможностях увеличения полезного объема водных ресурсов Украинской ССР. Киев, 1969. 32 с.
- Россия: речные бассейны. Екатеринбург: РОСНИИВХ, 1999. 521 с.
- Сорокина Т.Н. Непродуктивные потери стока р. Дон в Цимлянском водохранилище и пути их уменьшения // Вод. ресурсы. 1980. Т. 7. № 1. С. 93–107.
- Фадеевский Б.В. Экологическое обоснование допустимой степени регулирования речного стока. Минск: Бел НИИНТИ, 1989, 52 с.
- Швец Г.И. Многовековая изменчивость стока Днепра. Л.: Гидрометеоиздат, 1978. 82 с.
- Шикломанов И.А., Веретенникова Г.М. Безвозвратные потери стока р. Волги за счет испарения с водохранилищ Волжско-Камского каскада // Тр. ГГИ. 1973. Вып. 206. С. 22–51.
- Шикломанов И.А., Веретенникова Г.М. Влияние водохранилищ на годовой сток рек СССР // Тр. ГГИ. 1977. Вып. 239. С. 27–48.
- Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М.: ГЕОС, 1998. 277 с.



УДК-504.45.054-034(285.2)

## **ФОРМЫ СУЩЕСТВОВАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДАХ, ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ И ВЫСШЕЙ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛЖСКОГО КАСКАДА**

**А.Г. Кочарян**

*Институт водных проблем РАН, Москва, Россия, kochar@aqua.laser.ru*

Сложные процессы, протекающие в природных водах (гидролиз, осаждение, соосаждение с гидроксидами и карбонатами, коагуляция, сорбция, комплексообразование с лигандами разной природы, биоаккумуляция и др.), обусловили присутствие в них различных форм существования тяжелых металлов (ТМ). Эти формы различаются по миграционным способностям, биодоступности, токсичности. Процессы, формирующие химический состав вод и определяющие их потребительские свойства, не могут быть изучены без информации о формах нахождения ТМ. Например, столь важная проблема токсичности ТМ по отношению к отдельным элементам водных экосистем не может быть решена только на основании данных о валовом содержании элементов в водах. Установлено, что для таких элементов, как Pb, Cd, Cu, Ni, Zn, токсическими свойствами обладают ионная и гидроксокомплексная формы (Doig, Martin, 1974; Florese, Batley, 1977; Murphy, 1981).

Накопленные к настоящему времени данные свидетельствуют о том, что в речных водах ТМ мигрируют преимущественно в составе взвесей. Взвешенные формы составляют от 65 до 90% общего содержания меди в речных водах России, цинка – до 89%, свинца – до 98%. В работах В.В. Гордеева и А.П. Лисицына (1978), а также С.Н. Козловой с соавторами (1985) обобщены материалы по химии речных взвесей 100 рек мира, позволяющие оценить среднее содержание ТМ как в растворах, так и во взвешенном веществе.

Учитывая глобальный масштаб влияния водохранилищ на многие речные бассейны, становится весьма актуальной оценка роли водохранилищ в изменении миграционных форм элементов, многие из которых представляют существенную опасность для человека и водных экосистем.

**Методика исследований.** Отбор образцов воды и грунта проводили как на русловых, так и на пойменных участках водохранилищ. Образцы, отобранные на характерных участках, объединяли, учитывая высокую стоимость аналитических работ и большие затраты труда при подготовке образцов к анализу.

Воду пропускали через мембранные фильтры с диаметром пор 0.45 мкм для отделения взвешенных веществ. Взвеси содержат комплексные соединения с гумусовыми веществами и минеральную составляющую, представленную в основном гидроксидами железа и марганца, а также глинами. Разделение на органическую и минеральную составляющие осуществляли посредством обработки взвеси 0.3 М NaOH с последующей фильтрацией через мембранный фильтр диаметром 0.45 мкм. Применялся и другой метод анализа, при котором с помощью последовательных селективных вытяжек выделяли обменные формы ТМ, связанные с органическим веществом, гидроксидами железа и марганца, а также с кристаллической решеткой алюмосиликатов. Методика селективных вытяжек нашла весьма широкое применение и при изучении твердого скелета донных отложений (Cheater, Hughner, 1967; Кочарян, Эленбоген, 1969; Tessier et al., 1979).

Твердый скелет донных отложений (ДО) высушивали при температуре 105°C. Одна его часть была использована для определения валового содержания ТМ, другая часть – подвергнута воздействию селективных вытяжек, извлекающих различные формы ТМ. Метод селективных вытяжек применяется для оценки возможностей ремобилизации ТМ из скелета ДО. Было использовано 2 варианта получения вытяжек.

В первом варианте применялись следующие экстрагенты: 1) бидистиллированная вода; 2) 0.5 н раствор щелочи NaOH (т:ж = 1:5) для извлечения форм ТМ, связанных с органическим веществом; 3) 0.1 н раствор кислоты HCl (т:ж = 1:5) для извлечения сорбированных форм ТМ и разрушения аморфных гидроксидов Mn и Fe.

Второй вариант использовался для более подробного изучения сезонных изменений форм ТМ в донных отложениях Куйбышевского водохранилища. При этом были использованы следующие экстрагенты: 1) 1 н раствор ацетата аммония (т:ж = 1:5) для извлечения легкообменных форм ТМ при pH = 7.0; 2) 0.1 н раствор щелочи NaOH; 3) 30%-ный раствор перекиси водорода H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (т:ж = 1:5) и 1 н раствор ацетата натрия (т:ж = 1:5) для более полного разрушения органического вещества; 4) реактив Честера (т:ж = 1:10) для разрушения аморфных гидроксидов и выделения в раствор связанных с ними ТМ.

Общее содержание ТМ во взвесьях и ДО определяли с помощью атомно-эмиссионного спектрального анализа (АЭС) методом вдувания порошковых проб с током воздуха в дуговой разряд на спектрографе PGS-2 (фирмы «Карл Цейс») в лаборатории спектрального анализа на кафедре гидрохимии геологического факультета МГУ. Содержание ТМ в водах, поровых водах и вытяжках определялось в Институте геохимии и аналитической химии РАН методом атомно-эмиссионного спектрального ана-

лиза с индуктивно связанной плазмой (АЭС-ИСП) на квантометре JCAP-90 фирмы «Termo Jarrel Ash», а также методом электрометрической атомной абсорбционной спектроскопии (ЭТ-ААС) на атомно-абсорбционном спектрофотометре 3030 «Zeeman» фирмы «Perkin Elmer».

Отбор проб донных отложений проводился пробоотборником Петерсона Д-25. Поровые растворы отделяли от твердого скелета ДО на лабораторной центрифуге и фильтровали на ядерных фильтрах 0.45 мкм. Пробы ДО высушивали в естественных условиях.

Пробы воды водохранилища и поровые растворы для разделения химических форм элементов по знаку заряда последовательно фильтровали через сорбенты: анионит ДЕАЕ-целлюлоза и катионит КМ-целлюлоза. КМ-целлюлоза извлекает комплексы ТМ с белками, аминокислотами, полипептидами, пуриновыми и пиримидиновыми основаниями, а также ионные формы металлов; ДЕАЕ-целлюлоза – комплексы ТМ с гумусовыми соединениями (гуминовыми (ГК) и фульво- (ФК) кислотами), другими органическими кислотами, фенолами. После обработки сорбентами в растворе остаются нейтральные соединения ТМ, в том числе нейтральные комплексы с органическими (полисахариды, редуцирующие сахара) и неорганическими лигандами, нейтральные коллоиды (Варшал и др., 1979, 1983; Tessier et al., 1979; Лапин, Красюков, 1987).

**Результаты и их обсуждение.** Изучение соотношения взвешенных и растворимых форм ТМ на незарегулированном участке Верхней Волги показало, что Cr и Ni мигрируют преимущественно в виде взвеси, для Pb, Cd, Zn и Mn преобладающей формой миграции также является взвесь, а в случае Co и Fe преобладает растворенная форма. При этом в створах ниже городских водовыпусков возрастает роль растворенных форм (табл. 1).

В Ивановском водохранилище в результате процессов седиментации равновесие резко сдвигается в сторону растворенных форм. Это характерно для таких элементов, как Pb, Cu, Cr, Cd, Ni. Однако для Mn и Fe составляющая взвешенных форм, напротив, возрастает по сравнению с незарегулированным участком (см. табл. 1).

На Ивановском водохранилище в весенний период доля взвешенной фракции для Cu, Pb, Cr, Mn и Fe несколько уменьшается по сравнению с летним периодом, а для Cd и Co роль взвешенных форм, наоборот, несколько увеличивается. В летнюю межень удельные концентрации ТМ во взвесьях возрастают практически для всех элементов. При этом удельные концентрации ТМ для взвесей в водохранилищах существенно выше, чем в водах речных участков, что объясняется обогащением детрита органическим веществом.

Во всех остальных водохранилищах Волжского каскада роль растворенных форм ТМ существенно выше по сравнению с Ивановским (см. табл. 1). Ниже Волгоградского гидроузла, на речном участке Нижней Волги вновь резко усиливается роль взвешенных форм. При впадении Волги в Каспийское море, в зоне смешения речных и морских вод, доминирующими вновь становятся растворенные формы ТМ.

Таблица 1

**Соотношение взвешенной и растворенных форм ТМ в водах  
на речных участках Верхней и Нижней Волги и в водохранилищах  
Волжского каскада (летний период)**

Пункты наблюдения	Соотношение взвешенных и растворенных форм ТМ									
	Mo	Cu	Pb	Cr	Cd	Co	Mn	Fe	Ni	Zn
Верхняя Волга	1.60	0.50	2.40	11.0	3.40	0.80	1.30	0.26	33.0	1.25
Водохранилища										
Иваньковское*	0.90	0.20	0.53	1.40	2.40	0.80	6.10	1.30	1.06	1.02
Иваньковское **	1.00	0.40	1.25	2.30	0.90	0.70	8.90	1.60	1.06	1.05
Угличское	0.34	0.06	0.06	0.04	0.20	0.20	1.30	0.20	0.02	0.02
Рыбинское	0.10	0.06	0.09	0.07	0.20	0.13	1.30	0.36	0.04	0.12
Горьковское	0.49	0.07	0.10	0.05	0.15	0.09	0.90	0.30	0.03	0.06
Куйбышевское	0.34	0.06	0.06	0.04	0.24	0.20	0.30	0.22	0.02	0.04
Саратовское	0.47	0.07	0.05	0.13	0.30	0.20	0.12	0.10	0.02	0.05
Волгоградское	0.31	0.06	0.06	0.12	0.20	0.16	0.90	0.25	0.02	0.04
Нижняя Волга	2.10	1.40	5.40	4.90	1.80	2.10	4.8	0.21	17.6	0.24
Северный Каспий	0.07	0.07	0.04	0.11	0.24	0.20	5.40	0.50	0.04	0.07

*Примечание.* \* – весна, \*\* – лето.

Фазовый анализ взвешенных веществ показал, что для таких элементов, как Cu, Pb, Zn и Mn, в составе взвеси преобладают легкоподвижные соединения, способные переходить в раствор. В составе взвешенного вещества имеются комплексные соединения ТМ с гуминовыми веществами, составляющие до 4–5% массы взвеси. Исключение составляет Mo, комплексные соединения которого с органикой гумусовой природы достигают 60% массы взвеси. Уровни содержания взвешенных форм ТМ в водохранилищах весьма незначительно снижаются от Ивановского к Волгоградскому и резко возрастают в водах Нижней Волги, причем на этом участке наблюдается и увеличение доли растворенных форм ТМ.

Изучение растворенных форм существования ТМ показало, что несмотря на падение концентрации гумусовых соединений в водах от головного Иваньковского водохранилища к конечному Волгоградскому, основной формой миграции Cu, Cd, Pb и Cr является комплексная с гумусовыми веществами (табл. 2). Исключение составили Mn, Fe и Zn, основными формами которых в Иваньковском водохранилище были комплексы с гумусовыми кислотами, однако доля этих форм снижается вниз по каскаду.

Таблица 2

**Формы нахождения растворенной части ТМ в водах водохранилищ  
Волжского каскада в летний период**

Фракции ТМ	Процентное содержание ТМ во фракциях							
	Cu	Pb	Cr	Cd	Mn	Fe	Ni	Zn
<b>Иваньковское водохранилище</b>								
1	60.1	68.5	85.4	70.5	93.2	90.6	64.7	60.6
2	24.0	11.4	5.7	15.5	3.5	1.8	17.0	13.2
3	15.9	20.1	8.9	14.0	3.3	7.3	18.3	26.2
<b>Угличское водохранилище</b>								
1	67.6	85.3	64.6	66.6	29.3	35.3	89.9	78.6
2	7.1	11.7	27.2	21.1	44.0	29.4	3.2	7.7
3	25.3	3.0	8.2	12.3	26.7	35.3	6.9	13.7
<b>Горьковское водохранилище</b>								
1	66.6	71.0	68.4	57.9	25.4	47.5	64.8	42.1
2	29.5	4.8	15.7	12.4	24.7	20.2	2.0	4.5
3	3.9	24.2	15.9	29.7	49.9	32.3	33.2	53.4
<b>Куйбышевское водохранилище</b>								
1	61.8	84.5	75.2	58.4	31.9	68.1	78.7	35.9
2	4.2	5.7	8.0	13.2	6.3	14.9	1.6	19.4
3	34.0	9.8	16.8	28.4	61.8	17.0	19.7	60.9
<b>Саратовское водохранилище</b>								
1	63.0	86.5	81.2	71.2	42.7	66.6	87.3	31.3
2	2.8	2.6	6.7	9.0	21.3	13.4	1.1	2.9
3	34.2	10.9	12.1	19.8	36.0	20.0	11.6	65.8
<b>Волгоградское водохранилище</b>								
1	62.2	87.0	80.2	72.7	41.4	66.9	84.4	32.0
2	2.7	2.9	6.1	8.7	19.4	14.4	2.1	3.2
3	35.1	10.1	16.9	18.6	39.2	18.7	13.5	64.8

*Примечание.* 1 – отрицательно заряженные комплексные соединения, извлекаемые анионитом ДЕАЕ; 2 – положительно заряженные комплексные соединения, извлекаемые катионитом КМЦ; 3 – нейтральные комплексные соединения.

По мере продвижения вниз по каскаду, наблюдается также уменьшение вклада положительно заряженных комплексных соединений и ионных форм, извлекаемых из воды катионитом КМЦ. При этом возрастает роль нейтральных комплексных соединений, что свидетельствует о закономерном уменьшении и практическом исчезновении в южных водохранилищах ионных форм металлов и переходе их в нейтральные комплексы с неорганическими и органическими лигандами. Кроме того, данный факт может свидетельствовать о более активной биодegradации в южных водохранилищах комплексов ТМ с аминокислотами, полипептидами и белками (т.е. комплексов с органическими основаниями), в сравнении с деградацией нейтральных комплексов.

Результаты расчетов показали, что формирующиеся в южно-таежной зоне речные воды и воды Иваньковского водохранилища содержат ТМ главным образом в виде комплексов с гумусовыми веществами и такими неорганическими лигандами, как  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{OH}^-$ , при наличии ионных форм. В Куйбышевском водохранилище роль некоторых комплексных соединений с неорганическими лигандами возрастает, а в Волгоградском катионные формы ТМ практически исчезают и большая часть ТМ мигрирует в виде отрицательно заряженных или нейтральных комплексов.

Изучение форм существования ТМ в поровых водах водохранилищ Волжского каскада показало, что здесь, как и в водной толще, доминирующей формой являются комплексы с гумусовыми кислотами (табл. 3). Однако, в отличие от вод, в поровых растворах доля этих соединений закономерно уменьшается практически для всех изученных элементов. Кроме того, закономерно возрастает роль нейтральных комплексов, что особенно характерно для Pb, Zn и Cu.

Особый интерес представляет изучение сезонных изменений форм существования ТМ как в водах, так и в донных отложениях. Подобная работа была проведена на Куйбышевском водохранилище (табл. 4). Проведенные исследования показали, что как в придонных, так и в поровых водах Cu и Zn имеют высокую степень комплексования с гумусовыми кислотами, причем максимальные концентрации наблюдаются в весенний период. В то же время Pb, Cd и Co присутствуют преимущественно в виде нейтральных комплексов, что может объясняться уменьшением величин констант устойчивости ТМ с гумусовыми кислотами в ряду:  $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Co} = \text{Cd}$ .

Сезонные изменения в соотношениях между различными комплексами протекают весьма динамично, вплоть до смены доминантных комплексов как в придонных, так и в поровых водах. Например, весной и летом катионные комплексы Cd преобладают над анионными, а осенью наблюдается обратная картина.

Таблица 3

**Формы нахождения растворенной части ТМ в поровых растворах донных  
отложений водохранилищ Волжского каскада в летний период**

Фракции ТМ	Процентное содержание ТМ во фракциях					
	Cu	Pb	Cr	Fe	Ni	Zn
<b>Иваньковское водохранилище</b>						
1	97.0	72.3	н/о	88.3	н/о	78.6
2	3.0	27.7	н/о	11.7	н/о	21.4
3	—	—	н/о	—	н/о	—
<b>Угличское водохранилище</b>						
1	95.0	92.6	82.3	89.0	97.8	94.8
2	5.0	7.4	17.7	11.0	2.2	5.2
3	—	—	—	—	—	—
<b>Горьковское водохранилище</b>						
1	94.2	79.7	80.9	97.0	97.0	93.6
2	—	20.3	19.1	3.0	3.0	6.4
3	—	—	—	н/о	н/о	—
<b>Саратовское водохранилище</b>						
1	60.7	38.5	82.2	53.4	74.8	56.6
2	2.9	5.6	5.8	6.0	1.9	3.7
3	36.4	55.7	12.0	40.6	23.3	39.7
<b>Волгоградское водохранилище</b>						
1	49.7	43.1	64.9	59.2	58.7	35.6
2	3.6	3.8	9.3	5.7	2.9	2.4
3	46.7	53.1	25.8	35.1	38.4	62.0

*Примечание.* Н/о – не определялось; прочерк – отсутствие компонента.

Соотношение различных форм ТМ в придонных и поровых водах в отдельные сезоны не совпадает, например в случае Со, Си, Zn. Этот факт должен учитываться при анализе токсичности ТМ в разные сезоны года, а также при оценке роли донных отложений в процессах формирования качества воды.

Изучение форм нахождения ТМ в твердом скелете донных отложений показало, что в водную вытяжку переходит незначительное количество ТМ, а в щелочную – значительно больший их объем (табл. 5). Основная часть ТМ сконцентрирована в аморфных гидроксидах Fe и Mn. Все эти соединения при определенных условиях могут переходить в водную сре-

ду, обогащать поровый раствор донных отложений и придонные горизонты вод водохранилищ.

**Таблица 4**

**Формы нахождения растворенной части ТМ в водах и поровых водах приплотинного плеса Куйбышевского водохранилища (русовая часть)**

Сезон	Формы нахождения ТМ, %					
	Воды водоема			Поровые воды		
	1	2	3	1	2	3
<b>Медь</b>						
Весна	83.4	15.8	0.8	75.0	21.4	3.6
Лето	76.3	14.8	8.9	58.3	36.7	5.0
Осень	81.5	18.5	0	81.1	18.9	0
Зима	70.0	20.0	10.0	80.0	12.0	8.0
<b>Цинк</b>						
Весна	54.3	26.6	19.1	40.9	30.8	28.3
Лето	34.0	39.9	26.1	42.8	26.7	30.5
Осень	32.4	25.6	42.0	9.8	16.7	73.5
Зима	11.8	8.9	79.3	36.4	43.7	19.9
<b>Свинец</b>						
Весна	20.0	18.9	61.1	14.8	9.3	75.9
Лето	12.5	24.0	63.5	17.0	13.2	69.8
Осень	15.1	19.1	65.8	16.9	26.2	56.9
Зима	5.3	4.7	90.0	7.4	3.9	88.7
<b>Кадмий</b>						
Весна	17.2	20.7	62.1	5.9	10.4	83.7
Лето	18.9	18.9	62.2	5.0	10.5	84.5
Осень	7.4	4.2	88.4	3.8	3.7	92.5
Зима	1.6	2.4	96.0	10.0	4.2	85.8
<b>Кобальт</b>						
Весна	15.5	10.7	73.8	11.5	11.5	79.4
Лето	3.8	4.1	92.1	6.9	6.9	89.9
Осень	10.7	5.6	83.7	4.1	4.1	69.9
Зима	16.3	10.8	72.9	4.9	4.9	72.7

*Примечание.* 1 – отрицательно заряженные комплексные соединения, извлекаемые анионитом DEAE; 2 – положительно заряженные комплексные соединения, извлекаемые катионитом КМЦ; 3 – нейтральные комплексные соединения.



Изучение сезонных изменений форм ТМ в твердом скелете донных отложений Куйбышевского водохранилища показало, что их валовое содержание повышается в летний период и снижается в осенне-зимний, достигая минимальных значений весной. При этом содержание легкообменных форм ТМ в твердом скелете на пойменных участках в летний и осенний период для Zn и Co уменьшается, а для Cu, Pb и Ni остается неизменным, в зимний же период концентрация всех элементов этой фракции резко возрастает. В русловой части отчетливой динамики легкообменных форм не наблюдается, имеет место лишь незначительное снижение содержания ТМ в зимний период.

Таблица 5

**Процентное содержание ТМ в вытяжках из твердого скелета  
донных отложений водохранилищ Волжского каскада в летний период**

Вытяжки	Содержание ТМ во фракциях					
	Cu	Zn	Cr	Ni	Fe	Pb
<b>Иваньковское водохранилище</b>						
1	1.30	0.26	0.39	1.50	0.23	0.09
2	6.30	1.80	1.20	8.10	0.15	3.60
3	8.70	5.50	10.10	18.40	47.50	14.00
<b>Угличское водохранилище</b>						
1	7.70	0.39	0.48	2.25	0.48	0.36
2	12.50	2.60	0.81	6.50	0.05	5.94
3	12.60	11.10	39.80	43.30	77.50	н/о
<b>Горьковское водохранилище</b>						
1	16.20	0.30	0.21	1.90	0.08	0.35
2	20.80	3.10	0.52	5.36	0.05	10.60
3	28.30	7.10	16.50	23.90	44.30	н/о
<b>Куйбышевское водохранилище</b>						
1	16.00	0.31	н/о	1.40	0.06	0.29
2	19.00	1.38	н/о	2.40	0.08	10.25
3	35.40	14.56	н/о	49.00	56.40	24.00
<b>Саратовское водохранилище</b>						
1	14.24	0.23	0.22	1.10	0.03	0.15
2	24.23	1.41	0.27	7.80	0.08	11.05
3	68.12	9.61	39.33	87.30	82.41	н/о

*Примечание.* 1 – водная вытяжка, 2 – щелочная вытяжка (0.5 н NaOH), 3 – кислотная вытяжка (0.1 н HCl), н/о – не определялось.

Наибольшие концентрации ТМ связаны с аморфными гидроксидами Fe и Mn, причем эти формы обладают выраженной подвижностью, их концентрация снижается в летний период и повышается в осенне-зимний. Таким образом, твердый скелет донных отложений обладает значительным запасом ТМ, которые потенциально могут участвовать в обменных процессах между водой и донными отложениями, однако фактически лишь незначительная часть ТМ принимает активное участие в этих процессах.

Интерес к исследованию содержания и форм существования ТМ в высшей водной растительности объяснялся тем, что при массовом ее отмирании осенью большая часть содержащихся в ней элементов может перейти в воду и донные отложения. Исследования проводились на Иваньковском водохранилище, где имеет место обширное зарастание мелководий – до 28% всей площади водоема, что составляет около 8 тыс. га. При отмирании и разложении 67 тыс. т растительной массы в воду переходит 225 кг Mn, 138 кг Zn, 23 кг Cu, 21 кг Pb, 35 кг Cr, 26 кг Ni. Полнота и скорость перехода ТМ в водную среду зависят от формы их нахождения в растениях.

Для изучения форм существования ТМ были использованы методы просвечивающей и растровой электронной микроскопии (ПЭМ и РЭМ), которые позволили установить факты образования минералов на поверхности и внутри тканей растений, а также поглощения растительностью взвешенных частиц. В растениях протекают процессы образования таких минералов, как хлорит, самородные свинец, никель, хром, пирит, халькозин, коффинит, смитсонит, малахит, гетит, гидрогетит, маггемит, аморфные гидроксиды Fe и Mn, ферроксигетит, ковеллин. Захватываемые растениями взвеси представлены такими минералами, как кварц, полевой шпат, гидрослюда, кальцит, графит, пирит, шпинель, гематит, хлорит.

В формировании сульфидов на листьях и внутри растений существенную роль играют бактерии. На листьях бактерии локально создают восстановительную обстановку, что приводит к восстановлению ряда оксидов до металлов. Микроорганизмы также разрушают комплексы ТМ с органикой, что приводит к образованию самородных элементов. Вокруг устьиц листьев возникают аморфные образования.

Захваченные взвешенные частицы содержат адсорбированные металлы. Благодаря процессам комплексообразования создается значительный дефицит ионов ТМ, что смещает равновесие в сторону растворения даже трудно растворимых соединений. Поэтому велика вероятность растворения вновь образованных минералов при отмирании высшей водной растительности.

### Список литературы

- Варшал Г.М., Велюханова Т.К., Кошечева И.Я. и др. // Журн. аналит. химии. 1983. Т. 38. № 12. С. 1590–1600.
- Варшал Г.М., Кошечева И.Я., Сироткина Т.С. и др. // Геохимия. 1979. № 4. С. 598–607.
- Гордеев В.В., Лисицын А.П. // ДАН СССР. 1978. Т. 238. № 1. С. 225–228.
- Козлова С.Н., Кулебакина Л.Г., Зелюкова Ю.В. // Вод. ресурсы. 1985. Т. 12. № 1. С. 155–159.
- Кочарян А.Г., Эленбоген А.М. // Вестник МГУ. Сер. геогр. 1969. № 6. С. 79–82.
- Лапин И.А., Красюков В.П. // Гидрохимические материалы. 1987. Т.100. С. 170–187.
- Cheater R., Hughner M. A. Chemical technique for the separation of the ferromanganese minerals and adsorbed trace elements from pelagic sediments // Ohen. Yed. 1967. № 2. P. 249–262.
- Doig M.T., Martin D.F. The effect of naturally accruing organic substances on the growth of a red tide organism // Water Res. 1974. V. 8. P. 601–606.
- Florece T.M., Batley G.E. Determination of Chemical forms of trace metal in natural water with special reference to copper, lead, cadmium and zinc // Tacanta. 1977. V. 24. P. 151–158.
- Murphy C.B. Bioaccumulation and toxicity of heavy metals and related trace elements // Water Pollut. Control. Ted. 1981. V. 53. P. 993–999.
- Tessier A., Camel P., Bisson M. Sequential extraction procedure for speciation in particulate metal // Analyt. Chem. 1979. V. 51. P. 844–851.

УДК 574.583:591

## СУКЦЕССИЯ ЭКОСИСТЕМЫ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА: АНАЛИЗ ДАННЫХ ЗА 1941–2001 гг.

В.И. Лазарева

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН, Борок, Россия, laz@ibiw.yaroslavl.ru

**Введение.** Экологической сукцессией называют последовательность сообществ, сменяющих друг друга в данном биотопе, а также схему развития экосистемы в целом (Одум, 1986). На уровне сообщества к сукцессионным относят направленные, упорядоченные и, в общем, предсказуемые изменения во времени состава, структуры и обилия, тогда как экосистемный уровень сукцессии обычно характеризуют интенсивностью процессов продукции и деструкции органического вещества (ОВ). В зрелых «климаксных» экосистемах интегральная продукция ОВ ( $\Sigma A$ ) близка к величине дыхания ( $\Sigma R$ ), то есть  $\Sigma A / \Sigma R \sim 1$  (Одум, 1986). Гетеротрофная сукцессия, на начальной стадии которой  $\Sigma A / \Sigma R < 1$ , наблюдается в геохимически подчиненных системах, к которым относится большинство водоемов (Глазовская, 1981). Автотрофная сукцессия, на начальной стадии которой  $\Sigma A / \Sigma R > 1$ , характерна для более или менее автономных геосистем. Кроме того, различают аутогенные сукцессии, обусловленные процессами внутри сообщества или экосистемы, и аллогенные, происходящие под влиянием извне, в том числе антропогенным (Одум, 1986). Экосистемы водохранилищ на равнинных реках, антропогенные по происхождению, являются вторичными по отношению к речному бассейну и сильно зависят от продуктивности водосбора. В их развитии уже по определению доминируют гетеротрофные и аллогенные процессы.

**Характеристика водохранилища.** Рыбинское водохранилище – одно из крупнейших в мире, третье в волжском каскаде после Иваньковского и Угличского. Водохранилище расположено в южной части Молого-Шекснинской низины, площадь его водосбора 150500 км<sup>2</sup>, площадь зеркала при нормальном подпорном уровне 4550 км<sup>2</sup> (Рыбинское водохранилище, 1972). Средняя глубина составляет около 5.6 м, колебания уровня в течение года достигают 5 м, коэффициент условного водообмена (1.86 год<sup>-1</sup>) – самый низкий в каскаде (Экология фитопланктона ..., 1999). Выделяют три речных (Волжский, Шекснинский, Моложский) и Главный озеровидный плесы.

Воды водохранилища относятся к маломинерализованным, в Главном плесе сумма ионов составляет 180 мг/л (Экологические проблемы...,

2001). По содержанию биогенных элементов ( $N_{\text{общ.}} = 0.7-1.7$  мг/л,  $P_{\text{общ.}} = 30-97$  мкг/л) Главный плес водоема считается эвтрофным, еще сильнее эвтрофированы Шекснинский и Волжский плесы (Экология фитопланктона..., 1999). Дефицит минеральных форм азота и фосфора ощущается в середине лета, во время массового развития фитопланктона (Былинкина, 1993; Былинкина и др., 1993). Поддерживает функционирование фито- и бактериопланктона быстрая регенерация фосфатов из донных отложений (1–33 ч) (Былинкина и др. 1993). Основная часть азота (60–70% годового притока) поступает в водохранилище с речным стоком, фосфор привносится со стоком рек (38%), а также при размыве берегов и ложа (38%). Антропогенная добавка (сельское хозяйство и стоки городов Твери и Череповца) составляет 30% годового притока азота и 34% – фосфора (Экологические проблемы..., 2001). По другим оценкам, вклад антропогенных источников в поступление азота и фосфора не превышает 2% (Законнов, Зиминова, 1984). Антропогенное эвтрофирование влияет на состав и функционирование водных сообществ главным образом в Шекснинском и Волжском плесах водохранилища (Былинкина, 1993; Экология фитопланктона..., 1999).

Рыбинское водохранилище – сильно гумифицированный водоем, цветность воды в нем колеблется от 40–60 град. в Главном плесе до 70–150 град. в речных, особенно богаты растворенным органическим веществом (РОВ) воды северных рек Мологи и Шексны (Рыбинское водохранилище, 1972; Экология фитопланктона..., 1999). Среднее содержание РОВ в воде 10–12 мг С/л. По оценке Ю.И. Сорокина, в водоем поступает в три раза больше аллохтонного вещества, чем синтезируется в нем растительностью автохтонного (Рыбинское водохранилище, 1972). Это не только терригенное ОВ, выносимое из почв водосбора, но и планктоногенное, поступающее из Угличского, Ивановского и Шекснинского водохранилищ. По расчетам В.В. Законнова и Н.А. Зиминовой (1984), приток аллохтонного терригенного ОВ превышает продукцию планктона менее чем вдвое (54 и 34% годового поступления соответственно). Легкая фракция аллохтонного и автохтонное ОВ фитопланктона успевают минерализоваться полностью за 5.5 мес (Бикбулатов, Бикбулатова, 1993). Основная часть ОВ (более 60%) распадается в воде или поступает в донные отложения. С речным стоком в Горьковское водохранилище выносятся около 30% органического вещества (Законнов, Зиминова, 1984). Таким образом, продуктивность экосистемы Рыбинского водохранилища в значительной степени зависит от количества и качества аллохтонного ОВ. Количество этого вещества определяется объемом речного стока, а его качество преимущественно от развития промышленности и сель-

ского хозяйства на водосборе водохранилища, а также от продуктивности наиболее крупных водоемов бассейна.

Трансформация речных грунтов и формирование донных отложений водохранилища происходят в основном за счет разрушения берегов и размыва затопленных почв ложа (83%), а также за счет взвешенного вещества, поступающего с речным стоком (14%). Вклад биотических факторов не превышает 3% (Экологические проблемы..., 2001). Средняя скорость накопления ОВ в грунтах составляет  $47 \text{ г С/м}^2$  в год, темп седиментации в первые 20 лет эксплуатации был вдвое больше, чем в настоящее время (Законнов, 1993). Современные донные отложения представлены песками различной степени заиленности, а также серыми, песчанистыми серыми и переходными илами. Высокое содержание легкоусвояемого ОВ (8–10% или  $9.9 \text{ мг/г}$  сухой массы) и максимальная биомасса бентоса ( $14\text{--}15 \text{ г/м}^2$  в среднем за сезон) отмечены на серых и переходных илах (Поддубная, 1988; Перова, 1999; Законнов, 1993; Степанова, 1993; Экологические проблемы..., 2001). Площадь высокопродуктивных илов была наибольшей (35–40% общей площади) в 60–70-х годах прошлого века, к началу 90-х она уменьшилась в 2.3 раза (Законнов, 1995). Илы в основном сосредоточены вдоль затопленных русел рек Мологи, Шексны и Волги, мощность осадков варьирует в пределах 10–84 см (Законнов, 1995). Донные отложения водоемов служат аккумуляторами ОВ и резервом биогенных элементов для планктона. Изменение площади высокопродуктивных илов, их мощности и содержания легкоусвояемого ОВ представляет собой один из нагляднейших показателей темпа эвтрофирования экосистемы водохранилища.

**Влияние климата на экосистему.** Такая гигантская водная система, как Рыбинское водохранилище с его бассейном, не может не испытывать воздействия региональных климатических флуктуаций. Попытки оценить это влияние предпринимались неоднократно (Романенко, 1985; Поддубная, 1988; Ривьер, 1988; Смирнов и др., 1993; Лазарева, 1997, 1999; Пырина, 2000). Квазипериодические колебания биотических характеристик экосистемы водохранилища тесно связаны с динамикой гелиофизических параметров (солнечная активность, изменения параметров земной орбиты) и глобальных климатических характеристик, среди которых наиболее важной для северной Европы считается повторяемость блокирующих антициклонов (Смирнов и др., 1993). Эти факторы определяют климат в регионе, влияют на гидрологический и термический режимы водохранилища, а также на уровень продуктивности его экосистемы.

Годовое поступление воды в водохранилище со стоком рек велико и составляет в среднем  $32.6 \text{ км}^3$ , почти половина его приходится на весенний паводок (апрель–май) (Рыбинское водохранилище, 1972). Объем реч-

ного стока в маловодные и многоводные годы различается более чем в три раза (16 и 53 км<sup>3</sup> соответственно), среднегодовая температура воздуха в теплые годы на 4–6°C выше по сравнению с холодными, за последние 50 лет отмечен ее рост на 1.2°C (Литвинов и др., 2002). Более высокая летняя температура воды наблюдается в маловодные годы (Смирнов и др., 1993), ее направленного изменения в период с 1941 по 2001 гг. не выявлено (Литвинов и др., 2002). За время существования водохранилища выделено несколько фаз водности (Литвинов и др., 2002): 1941–1950 гг. – неполная маловодная фаза, большая ее часть приходится на период заполнения водохранилища, продолжавшийся 6 лет (1941–1947 гг.); 1951–1962 гг. – многоводная; 1963–1976 гг. – маловодная, 1972 г. – самый маловодный в XX веке; 1977–1992 гг. – многоводная фаза, 1990 – самый многоводный в XX веке; с 1993 г. по настоящее время – маловодная фаза. Прошедший 2002 г., по-видимому, был еще более засушливым, чем 1972 г. Таким образом, мы наблюдаем уже третий гидрологический цикл в экосистеме водохранилища. Колебания стока рек обусловлены внутривековыми циклами общей увлажненности в Северной Европе, продолжительность которых варьирует от 19 до 33 лет (Литвинов, Рошулко, 2000). Кроме этих медленных колебаний, в характеристике речного стока бассейна водохранилища выделяют квази-циклы с периодами 2–4 и 8–12 лет (Литвинов и др., 2002). Все перечисленные колебания находят отражение в динамике биотических характеристик.

Известно, что скорость роста и размножения бактерий, водорослей и беспозвоночных животных прямо связана с температурой окружающей среды. Многолетний ход температуры воздуха имеет четкий 7–11-летний ритм, зависящий от изменений солнечной активности. Для температуры воды водохранилища характерна обратная зависимость от объема поступающих вод (Смирнов и др., 1993), в ее динамике отмечают те же колебания, что и в характеристике речного стока. Колебания стока маскируют влияние динамики температуры воды на многолетний ход развития биоты (Лазарева, 1999).

Гидрологические циклы воздействуют на биотические сообщества водохранилища непосредственно – через изменения состава, структуры и объема биостока из рек и, особенно, из других водохранилищ, а также косвенно – через вариации скорости водообмена, уровня и гидротермического режимов, условий нереста рыб, стартовых условий развития короткоциклового видов водорослей, бактерий и беспозвоночных, количества и качества поступающего со стоком рек ОВ и степени его аккумуляции в донных отложениях (Лазарева, 1999). В маловодные годы происходит усиление аутогенных процессов и темпа эвтрофирования водных экосистем (Драбкова, Сорокин, 1979). Снижается приток терригенного и

увеличивается аккумуляция в илах синтезированного планктоном легкоусвояемого ОВ, что стимулирует развитие наиболее короткоцикловых видов-гетеротрофов (простейшие, коловратки) и видов-пелофилов в бентосе (олигохеты). Возрастает площадь мелководий и осушной зоны, что с запаздыванием на 1–2 года способствует развитию макрофитов, планктона и бентоса в литорали и формированию урожайных поколений рыб (Экологические проблемы ..., 2001). В многоводные годы, напротив, наблюдается усиление аллогенных процессов (Драбкова, Сорокин, 1979). Формируется промывной режим, при котором происходит вымывание ОВ, биогенных элементов из донных отложений и их вынос за пределы водоема, увеличиваются приток терригенного трудноминерализуемого ОВ и цветность воды, вследствие чего ухудшаются условия развития фитопланктона. Снижение количества легкоусвояемого ОВ приводит к доминированию длинноцикловых форм в планктоне (ракообразные). В то же время, увеличение биостока из бассейна в многоводные годы способствует миграции видов и росту видового богатства сообществ (Лазарева, 1997). Темп эвтрофирования экосистемы снижается, могут наблюдаться признаки деэвтрофирования (Лазарева и др., 2001).

В динамике водных сообществ, как и в ряду гидрофизических характеристик водохранилища, отмечено наложение колебаний нескольких порядков. Для каждого показателя наиболее выражены 1–2 квази-цикла, нисходящая и восходящая ветви которых могут быть интерпретированы как линейные тренды (Лазарева, 1997; Литвинов и др., 2002). Так для численности и индексов разнообразия зоопланктона (индексы Шеннона, Симпсона и др.), численности бактерий, концентрации хлорофилла наиболее отчетливо прослеживается 9–11-летний ритм (Романенко, 1985; Лазарева, 1997; Пырина, 2000; Лазарева и др., 2001). Он коррелирует с флуктуациями солнечной активности и параметров общей циркуляции атмосферы над Европой (Смирнов и др., 1993). Медленные волны с периодом более 20 лет доминируют в динамике общей биомассы и размерной структуры сообщества зоопланктона, а также численности некоторых, преимущественно жгутиковых, форм водорослей (Экология фитопланктона..., 1999; Лазарева и др., 2001). Они связаны с изменением стока питающих водохранилище рек и суммой поступающих на его водосбор осадков (Смирнов и др., 1993; Лазарева, 1999). Эти факторы определяют цветность и содержание РОВ в воде, а также общий баланс терригенного и планктоногенного ОВ в водоеме. Колебания с периодом 6–7 лет выделены в динамике видового богатства зоопланктона. В то же время отмечено направленное, вызванное сукцессией сообщества увеличение количества видов, обнаруживаемых в пробе и в сборах за год наблюдений



(Лазарева, 1997). Периодичности такого же порядка (4–7 лет) отмечены для численности доминантных видов макрозообентоса (Поддубная, 1988).

Большинство авторов указывают на невозможность исследования сукцессионных изменений без учета квазипериодических колебаний параметров сообществ и экосистемы водохранилища (Романенко, 1985; Лазарева, 1997; Пырина, 2000; Литвинов и др., 2002). Наибольший размах вариаций характеристик наблюдается в сообществах, образованных короткоцикловыми видами. Минимумы и максимумы обилия бактерий, фито- и зоопланктона различаются в 4–6 раз (Рыбинское водохранилище, 1972; Романенко, 1985; Экология фитопланктона..., 1999; Лазарева и др., 2001). В целом, в динамике параметров экосистемы водохранилища преобладают медленные волны с периодом от 10 лет и более (Смирнов и др., 1993; Пырина, 2000; Литвинов, Рощупко, 2000; Лазарева и др., 2001). Вследствие этого изменения в сообществах, выявленные менее чем за 10 лет наблюдений, вообще трудно соотносить с эвтрофированием. Для репрезентативной оценки сукцессионного тренда необходим ряд данных не менее чем за 2 полных цикла колебаний параметров (Пановский, Брайер, 1972). При отсутствии таких рядов рекомендуют сравнивать результаты наблюдений, относящиеся к одной фазе цикла, например: один многоводный период с другим многоводным (Антропогенное воздействие..., 1980).

**Сукцессия экосистемы.** Первая схема сукцессии экосистем равнинных водохранилищ была предложена Ф.Д. Мордухай-Болтовским и Н.А. Дзюбаном (1966), она полностью соответствует представлениям Ю. Одума (1975). Согласно этой схеме развитие водохранилищ начинается с быстрого и кратковременного эвтрофирования, обусловленного размывом богатых почв в пойме затопленных рек. После этого экосистема стабилизируется на относительно низком уровне продуктивности. В этот период мелководные водохранилища, как и природные водоемы с переменным уровнем воды, например лиманы, переходят в колебательный режим, определяемый сезонными и многолетними гидрологическими циклами. Происходит так называемая «импульсная стабилизация» экосистемы, представляющая своего рода лабильный «климакс», который может продолжаться значительно дольше, чем стадия первичного эвтрофирования (Одум, 1975).

В Рыбинское водохранилище стадия первичного эвтрофирования прослежена только по развитию макрозообентоса («мотылевая» стадия), наблюдения за которым начаты с первого года существования водоема (Мордухай-Болтовской, Дзюбан, 1966; Баканов, Митропольский, 1982; Экологические проблемы..., 2001). Результаты подробных исследований состояния экосистемы в 1952–1955 гг. позволяют предположить, что первичное эвтрофирование было выражено слабо. Причиной этого послужи-

ла перегруженность затопленных почв торфом, их высокая кислотность и плотность, что определяло низкую биомассу бактерий и медленную минерализацию ОВ (Сорокин, 1958). Кроме того, формирование донных и планктонных сообществ тормозилось недостаточным количеством покоящихся стадий гидробионтов, а также незначительным поступлением легкоусвояемого ОВ со стоком рек и с берегов (Гусева, 1958; Мордухай-Болтовской, 1958; Поддубная, 1958; Воронина, 1959; Ривьер, 1998). Вследствие этого эвтрофирование наблюдалось преимущественно в защищенном прибрежье, в закрытых заливах, устьевых участках рек и других зонах аккумуляции ОВ.

В указанных биотопах даже в конце стадии первичного эвтрофирования (1952–1955 гг.) отмечали высокую биомассу фитопланктона ( $7 \text{ г/м}^3$ ), зоопланктона ( $2\text{--}8 \text{ г/м}^3$ ), макрозообентоса ( $7.3 \text{ г/м}^2$ ) и бактерий в грунтах ( $200\text{--}300 \text{ г/м}^2$ ) (Гусева, 1958; Поддубная, 1958; Сорокин, 1958; Воронина, 1959). Максимальная биомасса бентоса  $12\text{--}58 \text{ г/м}^2$  (хириноиды и олигохеты) наблюдалась в 1941 г. на затопленных пашнях, лугах и низинных болотах (Баканов, Митропольский, 1982). В центральной части водоема эти показатели, за исключением количества водорослей, были на порядок ниже. Стадия первичного эвтрофирования продолжалась сравнительно долго, по разным оценкам от 4–6 до 5–10 лет (Терещенко, Стрельников, 1997; Ривьер, 1998; Экологические проблемы..., 2001). Она в основном завершилась в середине первой многоводной фазы, в сообществе зоопланктона «шлейф» первичного эвтрофирования (высокая численность коловраток и инфузорий) прослеживался до начала 60-х годов прошлого века (Мордухай-Болтовская, 1965; Лазарева и др., 2001).

Период низкой продуктивности – вторая стадия развития экосистемы – продолжался до конца 60-х годов, то есть до середины второй мало-водной фазы гидрологического цикла водохранилища (Баканов, Митропольский, 1982; Терещенко, Стрельников, 1997; Ривьер, 1998). В это время произошло выпадение основной части затопленных лесов, приостановился размыв берегов, ложа и торфяных сплавин (Зиминова, Курдин, 1972). Во второй половине 60-х годов усилилась аккумуляция серых илов, богатых легкоусвояемым ОВ (Законнов, 1981). По уровню развития зоопланктона и бентоса водохранилище на этой стадии было близко к олиготрофным и дистрофным озерам, для увеличения продуктивности предлагалось акклиматизировать в водоеме ряд ракообразных, моллюсков, высших водных растений и рыб (Мордухай-Болтовской, 1958). Такие мероприятия были проведены в конце 50-х годов, но лишь немногие виды-интродуценты, например двукисточник тростниковидный *Phalaroides arundinacea* (L.) Rauschert, смогли закрепиться в водоеме (Рыбинское водохранилище, 1972; Щербина, 2002).

С начала 70-х годов прошлого века наблюдаются признаки дестабилизации в сообществе рыб (колебания численности видов, видового разнообразия) (Терещенко, Стрельников, 1997). По динамике обилия и структуры сообществ фитопланктона, зоопланктона и зообентоса стало заметно вторичное эвтрофирование экосистемы (Баканов, Митропольский, 1982; Ривьер, 1998; Экология фитопланктона..., 1999; Лазарева и др., 2001; Экологические проблемы..., 2001). В литоральных сообществах произошла замена свободноплавающих видов растений воздушно-водными, начали прогрессировать заросли тростника, двукосточника, камыша и осок (Рыбинское водохранилище, 1972). Их экспансия продолжается до сих пор, что определяет рост продукции макрофитов, которая к настоящему времени достигла 10% продукции фитопланктона (Экологические проблемы..., 2001). Эту стадию сукцессии экосистемы обычно связывают с антропогенным эвтрофированием (Баканов, Митропольский, 1982; Ривьер, 1998; Экология фитопланктона..., 1999). Однако, по нашему мнению, она в большей степени согласуется с расширением площади высокопродуктивных серых и песчанистых серых илов, начавшимся после переработки грунтов мелководий и сплавин, а также с усилением аутогенных процессов в экосистеме водохранилища в маловодные 70-е годы. В сумме это привело к очень высокому темпу аккумуляции легкоусвояемого ОБ в донных отложениях. Высокопродуктивные илы занимали в 1955 г. 8%, в 1965 г. 36%, а в 1978 г. уже 40% площади водохранилища (Законнов, 1981). Накопление легкоусвояемого ОБ в донных отложениях определило начало естественного процесса вторичного эвтрофирования экосистемы.

В многоводные 80-е годы прошлого века вновь усилилась перестройка грунтового комплекса, к 1990 г. значительная часть высокопродуктивных серых илов была замята песком. Их площадь сократилась с 40 до 17% общей площади водоема, тогда как территории под песками различной степени заиленности выросли с 42 до 55% (Законнов, 1995). Это замедлило рост биомассы бентоса (олигохеты, хирономиды), которая до 1990 г. оставалась на уровне 70-х годов XX века (Перова, 1999; Экологические проблемы ..., 2001). Это же, вероятно, привело к снижению выноса легкоусвояемого ОБ в толщу воды, что вместе с общим усилением аллогенных процессов в экосистеме определило рост численности относительно длинноцикловых видов зоопланктона (рачки) и появление в его структуре признаков, указывающих на дезэвтрофирование экосистемы (Лазарева и др., 2001).

К началу 70-х годов XX века по всей акватории водохранилища расселился каспийский моллюск дрейссена *Dreissena polymorpha* Pall. (Рыбинское водохранилище, 1972). Его колонии в 80–90-х годах сформировали

новый высокопродуктивный биотоп заиленного ракушечника, биомасса животных в котором, без учета самих моллюсков, близка к наблюдаемой на серых илах (Перова, Щербина, 1998; Перова, 1999). К 1990 г. количество дрейссены достигло  $1.3 \text{ кг/м}^2$  в центральной части водохранилища и  $12 \text{ кг/м}^2$  в речных плесах (Перова, Щербина, 1998). Максимальная численность велигеров моллюска также отмечена в речных плесах и устьях рек ( $40\text{--}150 \text{ тыс. экз./м}^3$ ), она сравнима с количеством зоопланктона. Во второй половине лета велигеры дрейссены в ряде биотопов преобладают над зоопланктоном. Общий запас дрейссены в водохранилище составляет более 700 тыс. т (Щербина, 2002).

В пресноводных экосистемах дрейссена – один из немногих настоящих видов-эдификаторов, способных коренным образом изменить не только донные, но и пелагические сообщества. Этот мощный фильтратор активно осаждаёт ОВ сестона и аккумулирует его в своих многоярусных колониях (друзах), в которых находят убежище и пищу другие донные животные (Перова, Щербина, 1998; Экологические проблемы ..., 2001). Дрейссена увеличивает продуктивность донных сообществ и способствует снижению продуктивности планктона. Планктонные личинки дрейссены (велигеры) конкурируют за пищу с пелагическими фильтраторами-микродетритофагами, в первую очередь с простейшими и коловратками, для успешного развития которых необходима высокая концентрация пищи (Гутельмахер и др., 1988). Сам моллюск представляет хороший корм для моллюскоядных рыб, прибавка рыбопродукции за счёт дрейссены в водохранилище может составить более 46 тыс. т (Щербина, 2002). В начале 90-х годов в водохранилище наметилась тенденция к конкурентному вытеснению дрейссеной других моллюсков (Перова, Щербина, 1998). В тот же период произошло 1.5–2-кратное снижение обилия планктонных коловраток, в основном микродетритофагов (Лазарева и др., 2001). Возможно, это также связано с экспансией дрейссены. В настоящее время уже нельзя не учитывать влияние на функционирование планктонных и бентосных сообществ водохранилища такого мощного биогенного фактора.

В начале 90-х годов XX века в водохранилище зафиксировано массовое развитие и расселение по всей акватории байкальского бокоплава *Gmelinoides fasciatus* Stebb., который занял биотопы песчаных пляжей, а также различные грубые субстраты в прибрежье (Скальская, 2002; Щербина, 2002). Биомасса бокоплавов в перифитоне в 1990 г. достигала  $19.8 \text{ г/м}^2$  (Скальская, 2002). Это существенно увеличило запасы корма для нагуливающих на мелководье рыб.

Одновременно с расселением бокоплава отмечено быстрое распространение по акватории Рыбинского водохранилища мшанок *Paludicella*

*articulata* (Ehrenb.). Впервые вид обнаружен в Шекснинском плесе в 1987 г., а к 1990 г. он уже встречался по всему водохранилищу, в том числе на глубоководных участках (Скальская, 2002). Эти мшанки часто поселяются на раковинах моллюсков, в 2003 г. мощные колонии обнаружены на другах дрейссены на глубине 8–10 м в северо-западной части водохранилища. Мшанки способны осаждать сестон почти также интенсивно, как и дрейссена (Скальская, 2002).

Сложные, многоярусные поля донных фильтраторов, вероятнее всего, будут формироваться на участках с повышенным содержанием сестона – в зонах аккумуляции биомассы в крупных циркуляционных круговоротах воды. Последние локализуются в эстуариях крупных притоков, на выходе из речных плесов и вдоль затопленного русла рек Молога и Шексна в Главном плесе водохранилища (Поддубный, 1993). Вполне возможно, что в ближайшем будущем значительная часть аллохтонного и автохтонного органического вещества будет осаждаться и аккумулироваться в поселениях дрейссены и мшанок, от степени развития которых будет зависеть продуктивность планктонных сообществ.

В 80–90-е годы прошлого века в водохранилище продолжали увеличиваться модальная и максимальная концентрации хлорофилла *a* фитопланктона ( $X_{л\ a}$ ), до 2–3 г/м<sup>3</sup> возросла летняя «пиковая» биомасса сине-зеленых водорослей и на 10–23% уменьшилось относительное обилие диатомовых (см. таблицу), что обычно считается признаками эвтрофирования экосистемы (Экология фитопланктона ..., 1999; Экологические проблемы ..., 2001). С начала 80-х годов по уровню развития фитопланктона водохранилище относят к эвтрофным (Экология фитопланктона ..., 1999). В этот период отмечено расхождение сукцессий сообществ фито- и зоопланктона. Изменения в сообществе фитопланктона указывают на эвтрофирование экосистемы, а характеристики зоопланктона – на деэвтрофирование (Лазарева и др., 2001). Наиболее вероятными причинами этого послужило усиление длинных и энергетически невыгодных детритных пищевых цепей в многоводные годы, а также обострение конкуренции между зоопланктоном и дрейссеной за органическое вещество сестона.

Во второй половине 90-х годов XX века продолжалось снижение численности и биомассы зоопланктона, начавшееся в конце 80-х (Лазарева и др., 2001). В 1998–2003 гг. летний максимум биомассы сообщества не превышал 3–4 г/м<sup>3</sup>, в то время как в 1990–1993 гг. его значения достигали 5–6 г/м<sup>3</sup>. На этом фоне произошло вселение в водохранилище и массовое развитие нового планктофага – тюльки *Clupeonella cultriventris* (Nordmann) (Экологические проблемы ..., 2001). Сейчас еще рано обсуждать влияние нового вида рыб на количество и структуру зоопланктона. Однако и в последующие годы эта оценка будет затруднена, так как с

1998 г. прекращены регулярные «стандартные» наблюдения за состоянием сообществ водохранилища. В целом, 90-е годы можно характеризовать как период интенсивного штурма экосистемы инвазионными видами, значение которых для продуктивности водохранилища еще предстоит исследовать.

### Основные изменения в экосистеме Рыбинского водохранилища

Показатель	1954– 1959 гг.	1991– 1995 гг.	Источ- ник
<b>Признаки эвтрофирования экосистемы</b>			
Площадь зарослей, % площади водоема	1.3	3.2	1
Продукция макрофитов, (сухой вес), г/м <sup>2</sup>	8	17	2
Площадь серых илов, % площади водоема	8	17	3
Модальное содержание Хл <i>a</i> , мкг/л	1–5*	10–20	4
Летний максимум Хл <i>a</i> , мкг/л	10	26–31	1
Биомасса диатомовых водорослей, % общей	40–56	30–33	4
Летний максимум синезеленых, г/м <sup>3</sup>	1.7–2.4	2–3	4
Биомасса бентоса на илах (олигохеты + хирономиды), г/м <sup>2</sup>	7–10	15–18	1
Биомасса олигохет, % общей	13–14	31–76	5
Биомасса моллюсков, г/м <sup>2</sup>	< 5	> 1000	6, 7
Биомасса зоопланктона, г/м <sup>2</sup>	2.3–3.8	5.4–7.3	8
<b>Признаки дезэвтрофирования экосистемы</b>			
Численность коловраток, тыс. экз./м <sup>3</sup>	41–113	33–70	8
Численность инфузорий, тыс. экз./м <sup>3</sup>	67000	385	9, 10
Индекс $N_{cr}/N_{tot}$	0.3–0.8	0.7–1.8	8
<b>Стабильные показатели</b>			
Продукция ОВ фитопланктона, г С/м <sup>2</sup> за сезон	86–166	42–191**	11
Деструкция в воде, г С/м <sup>2</sup> за сезон	101	118–208**	11
Деструкция в грунтах, г С/м <sup>2</sup> за сезон	53	79	11, 12
$\Sigma A/\Sigma R$	0.98	0.36–0.92	13
Промысловая рыбопродуктивность, кг/га	4.6	6.4	2

*Примечание:* \*1969–1970 гг.; \*\* 1979–1981 гг. Источники: 1 – Рыбинское водохранилище, ...1972; 2 – Экологические проблемы ..., 2001; 3 – Законнов, 1995; 4 – Экология фитопланктона ..., 1999; 5 – Перова, 1999; 6 – Мордухай-Болтовской, 1958; 7 – Перова, Щербина, 1998; 8 – Лазарева и др., 2001; 9 – Мордухай-Болтовская, 1965; 10 – Мыльникова, 1993; 11 – Романенко, 1985; 12 – Косолапов, 1996; 13 – расчеты автора.

**Заключение.** Продуктивность Рыбинского водохранилища в значительной степени зависит от количества и качества поступающего в водоем аллохтонного ОВ, которое накапливается в донных отложениях. Площадь и высота слоя высокопродуктивных илов принадлежат к одним из лучших показателей темпа эвтрофирования экосистемы.

Для оценки темпа эвтрофирования экосистемы представляется целесообразным оконтуривание границ и мониторинг состояния нового биотопа заиленного ракушечника, сформировавшегося в водохранилище в последнее десятилетие и сравнимого по продуктивности с биотопом серых илов.

Сукцессионные изменения в сообществах и экосистеме водохранилища происходят на фоне крупномасштабных флуктуаций параметров, которые вызваны динамикой климата в регионе. Невозможно обсуждение скорости сукцессии без учета указанных квазипериодических колебаний. Темп эвтрофирования с некоторым запаздыванием усиливается в маловодную фазу гидрологического цикла водохранилища и ослабевает в многоводную.

В развитии экосистемы можно выделить 4 стадии:

I – первичное эвтрофирование, которое было слабовыраженным и продолжалось до 1955–1956 гг., а в отдельных сообществах прослеживалось до начала 60-х годов прошлого века;

II – период низкой продуктивности экосистемы – с середины 50-х до конца 60-х годов прошлого века;

III – вторичное эвтрофирование, вызванное накоплением на дне водохранилища богатых легкоусвояемым ОВ серых илов, которое началось в маловодные 70-е годы XX века и продолжается до настоящего времени;

IV – период активизации инвазионных видов в маловодные 90-е годы, сопровождающийся формированием биогенных биотопов и дивергенцией в сукцессиях зоопланктона и фитопланктона.

Изменения, отмеченные в экосистеме водохранилища за время его существования, можно объединить в три группы (см. таблицу). На эвтрофирование указывают: увеличение площади высокопродуктивных серых илов, зарослей макрофитов и их продукции, повышение биомассы бентоса и зоопланктона, формирование нового продуктивного биотопа заиленного ракушечника, рост концентрации хлорофилла. Продуктивность экосистемы в результате вторичного эвтрофирования по сравнительно инертным показателям (продукция макрофитов, площадь под серыми илами) увеличилась в 2 раза. Признаки деэвтрофирования наблюдаются только в сообществе зоопланктона в многоводную фазу гидрологического цикла водохранилища. Интегральная первичная продукция и деструкция, а также индекс  $\Sigma A / \Sigma R$  представляют собой наиболее стабильные харак-

теристики экосистемы, по этим показателям водохранилище остается мезотрофным водоемом. По-прежнему очень низка промысловая рыбопродуктивность водохранилища.

### Список литературы

- Антропогенное воздействие на малые озера. Л.: Наука, 1980. 170 с.
- Баканов А.И., Митропольский В.И. Количественная характеристика бентоса Рыбинского водохранилища за 1941–1978 гг. // Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л.: Наука, 1982. С. 211–228.
- Бикбулатов Э.С., Бикбулатова Е.М. Кинетические закономерности разложения органических веществ в притоках Рыбинского водохранилища // Формирование и динамика полей гидрологических и гидрохимических характеристик во внутренних водоемах и их моделирование. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 111–149.
- Былинкина А.А. Содержание азота и фосфора в воде Рыбинского водохранилища в период автотрофной стадии его функционирования // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 28–41.
- Былинкина А.А., Лапирова Т.Б., Петухова Л.А., Калинина Л.А. Сезонная динамика форм фосфора и оборота фосфатов в Рыбинском водохранилище // Формирование и динамика полей гидрологических и гидрохимических характеристик во внутренних водоемах и их моделирование. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 150–165.
- Воронина Н.М. Горизонтальное распределение зоопланктона в северных отрогах Рыбинского водохранилища // Тр. Всес. гидробиол. общества. М.: Изд-во АН СССР, 1959. С. 249–278.
- Глазовская М.А. Общее почвоведение и география почв. М.: Высшая школа, 1981. 400 с.
- Гусева К.А. Влияние режима уровня Рыбинского водохранилища на развитие фитопланктона // Тр. биол. станции «Борок». Вып. 3. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1958. С. 112–124.
- Гутельмахер Б.Л., Садчиков А.П., Филиппова Т.Г. Питание зоопланктона. Итоги науки и техники. М.: ВИНТИ, 1988. Т.6. 155 с.
- Драбкова В.Г., Сорокин И.Н. Озеро и его водосбор – единая природная система. Л.: Наука, 1979. 195 с.
- Законнов В.В. Распределение донных отложений в Рыбинском водохранилище // Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л., 1981. № 51. С. 68–72.



- Законнов В.В. Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях водохранилищ Волги // Органическое вещество донных отложений волжских водохранилищ. СПб.: Гидрометеониздат, 1993. С. 3–15.
- Законнов В.В. Пространственно-временная неоднородность распределения и накопления донных отложений верхневолжских водохранилищ // Вод. ресурсы. 1995. Т. 22. № 3. С. 362–371.
- Законнов В.В., Зиминова Н.А. Балансы биогенных элементов в водохранилищах Верхней Волги // Взаимодействие между водой и седиментами в озерах и водохранилищах. Л.: Наука, 1984. С. 114–121.
- Зиминова Н.А., Курдин В.П. Баланс взвешенных веществ в Рыбинском водохранилище // Органическое вещество и элементы гидрологического режима волжских водохранилищ. Л.: Наука, 1972. С. 199–210.
- Косолапов Д.Б. Анаэробные процессы деструкции органического вещества в донных отложениях Рыбинского водохранилища и озера Плесеево: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Борок, 1996. 24 с.
- Лазарева В.И. Многолетние вариации структуры зоопланктона Рыбинского водохранилища // Вод. ресурсы. 1997. Т. 24. № 1. С. 90–96.
- Лазарева В.И. Роль климатических процессов в динамике структуры и обилия зоопланктона Рыбинского водохранилища // Биологические ресурсы, их состояние и использование в бассейне Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯрГУ, 1999. С. 103–112.
- Лазарева В.И., Лебедева И.М., Овчинникова Н.К. Изменения в сообществе зоопланктона Рыбинского водохранилища за 40 лет // Биология внутр. вод. 2001. № 4. С. 46–57.
- Литвинов А.С., Рощупко В.Ф. Многолетняя и сезонная изменчивость водного баланса и водообмена водохранилищ Верхней Волги // Вод. ресурсы. 2000. Т. 27. № 4. С. 424–434.
- Литвинов А.С., Девяткин В.Г., Рощупко В.Ф., Шихова Н.М. Многолетние изменения характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища // Актуальные проблемы водохранилищ. Всероссийская конференция с участием специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья. Тез. докл. Ярославль, 2002. С. 180–181.
- Мордохай-Болтовская Э.Д. Материалы по биологии инфузорий Рыбинского водохранилища // Экология и биология пресноводных беспозвоночных. М.–Л.: Наука, 1965. С. 3–11.
- Мордохай-Болтовской Ф.Д. К вопросу о продуктивности Рыбинского водохранилища // Тр. биол. станции «Борэк». Вып. 3. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1958. С. 7–19.
- Мордохай-Болтовской Ф.Д., Дзюбан Н.А. Формирование фауны беспозвоночных крупных водохранилищ // Экология водных организмов. М.: Наука, 1966. С. 98–102.

- Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир, 1975. 740 с.
- Одум Ю. Экология. Т.2. М.: Мир, 1986. 376 с.
- Пановский Г.А., Брайер Г.В. Статистические методы в метеорологии. Л.: Гидрометеиздат, 1972. 209 с.
- Перова С.Н. Современное состояние кормовой базы бентосоядных рыб глубоководной зоны Рыбинского водохранилища // Биологические ресурсы, их состояние и использование в бассейне Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯрГУ, 1999. С. 140–145.
- Перова С.Н., Щербина Г.Х. Сравнительный анализ структуры макрозообентоса Рыбинского водохранилища в 1980 и 1990 гг. // Биология внутр. вод. 1998. № 2. С. 52–61.
- Поддубная Т.Л. Состояние бентоса Рыбинского водохранилища в 1952–1955 гг. // Тр. биол. станции «Борок». Вып. 3. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1958. С. 195–213.
- Поддубная Т.Л. Многолетняя динамика структуры и продуктивность донных сообществ Рыбинского водохранилища // Структура и функционирование пресноводных экосистем. Л.: Наука, 1988. С. 112–141.
- Поддубный С.А. Комплексный метод верификации гидродинамических моделей // Формирование и динамика полей гидрологических и гидрохимических характеристик во внутренних водоемах и их моделирование. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 47–65.
- Пырина И.Л. Многолетние исследования содержания пигментов фитопланктона Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2000. № 1. С. 36–44.
- Ривьер И.К. Особенности функционирования зоопланктонных сообществ водоемов разных типов // Структура и функционирование пресноводных экосистем. Л.: Наука, 1988. С. 80–111.
- Ривьер И.К. Изменение биопродуктивности различных акваторий озеровидного водохранилища в периоды становления, естественного эволюционирования и усиления антропогенного воздействия // Вод. ресурсы. 1998. Т. 25. № 5. С. 589–597.
- Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Л.: Наука, 1985. 295 с.
- Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1972. 364 с.
- Смирнов Н.П., Вайновский П.А., Титов Ю.Э. О сопряженности межгодовых колебаний климата и параметров экосистемы водохранилища // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 20–27.
- Скальская И.А. Зооперифитон водоемов бассейна верхней Волги. Рыбинск: ИБВВ РАН, 2002. 256 с.

- Сорокин Ю.И.* Микрофлора и химический состав грунтов Рыбинского водохранилища // Тр. биол. станции «Борок». Вып. 3. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1958. С. 89–111.
- Степанова И.К.* Компонентный состав органического вещества донных отложений Рыбинского водохранилища и обилие бентоса // Органическое вещество донных отложений волжских водохранилищ. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 64–73.
- Терещенко В.Г., Стрельников А.С.* Многолетние изменения в структуре рыбного населения Рыбинского водохранилища // Современное состояние рыбных запасов Рыбинского водохранилища. Ярославль, 1997. С. 21–37.
- Щербина Г.Х.* Роль массовых видов-вселенцев в повышении продуктивности верхневолжских водохранилищ // Актуальные проблемы водохранилищ. Тез. докладов. Ярославль. 2002. С. 333–334.
- Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. 427 с.
- Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: Изд-во ИЭВБ РАН, 1999. 263 с.

УДК 550.7

## **БИОГЕОХИМИЧЕСКИЙ ПОДХОД К ОЦЕНКЕ СОВРЕМЕННОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ НЕКОТОРЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ СИБИРИ (ИРКУТСКОЕ, БРАТСКОЕ, НОВОСИБИРСКОЕ)**

**Г.А. Леонова<sup>1</sup>, А.И. Кузнецова<sup>2</sup>, Н.Л. Чумакова<sup>2</sup>, Н.В. Андросова<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> *Объединенный институт геологии, геофизики и минералогии СО РАН,  
Новосибирск, Россия, leonova@iiggm.nsc.ru*

<sup>2</sup> *Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, Иркутск, Россия*

Биогеохимическое направление в науке, заложенное трудами В.И. Вернадского, А.П. Виноградова и В.В. Ковальского, базируется на основополагающем представлении о концентрационной функции живого вещества. Как указывал В.И. Вернадский (1978), содержание химических элементов «для каждого организма есть видовой признак». Концентрирование химических элементов живыми организмами в первую очередь определяется их собственными физиологическими потребностями. Последующие исследования показали, что это положение справедливо лишь для территорий со средним для биосферы (или региона) геохимическим фоном. На территориях, где содержание тех или иных микроэлементов повышено, происходит их избыточное накопление в отдельных компонентах биоты, которые могут использоваться в качестве биогеохимических индикаторов. Если первоначально методы биогеохимической индикации использовались применительно к природным ареалам рассеяния металлов и поиска рудных месторождений в поисковой геохимии (Малюга, 1963; Ткалич, 1970), то впоследствии эти методы стали широко применяться для оценки степени загрязнения природной среды в результате антропогенного воздействия (Ивашов, 1992; Леонова, 2000, 2002).

Материалы многочисленных исследований свидетельствуют, что при оценке загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами в качестве индикаторных биообъектов могут быть использованы планктон, перифитон, водные растения разных жизненных форм, бентос, ткани и органы рыб (Никаноров, 1991; Леонова, 1998, 2001). Живые организмы, и в частности планктон, активно поглощая металлы из водного раствора, «записывают» информацию о начальных этапах поступления загрязняющих веществ в водоем, в то время как химический состав донных отложений может дать представление об интегрирующей сумме загрязнения водной среды за длительный период времени. Элементный состав планктона может быть использован для обнаружения начальных этапов поступления

металлов в водоемы, в том числе залповых сбросов сточных вод предприятий, тем самым идентифицируя конкретный источник загрязнения водных экосистем. О хроническом воздействии тяжелых металлов, в частности ртути, на водные экосистемы можно судить по уровню их накопления в тканях и органах рыб.

При выборе индикаторных видов водных организмов следует учитывать особенности вида, привлекательные для биогеохимического мониторинга, – достаточную для анализа биомассу, широкий ареал распространения, способность к накоплению микроэлементов. Одно из важнейших требований, предъявляемых к организму-монитору, – способность реагировать изменением элементного состава на изменение условий обитания в широком интервале значений (Ветров, 1997).

**Объекты и методы исследования.** *Иркутское водохранилище* создано в 1957 г. в результате подпора вод р. Ангара плотиной Иркутской ГЭС, которая образует первую ступень Ангарского каскада гидроэлектростанций. Общая протяженность водохранилища 54 км, ширина колеблется от 1 км у истока Ангары до 2.5 км у плотины, достигая 7 км в районе Курминского залива. Максимальная глубина (35 м) отмечена в районе плотины. Площадь зеркала водной поверхности при НПУ составляет 154 км<sup>2</sup>, объем водной массы 2.1 км<sup>3</sup>. Многолетняя амплитуда колебаний уровня воды в водохранилище достигает 4.8 м (Кожова, 1964).

Главная особенность первого водохранилища Ангарского каскада – непосредственная связь с оз. Байкал, которое оказывает на него непосредственное влияние. Иркутское водохранилище сочетает признаки проточно-руслowych (верхняя и средняя части) и озероподобных (нижняя часть) водохранилищ. Оно характеризуется высокой проточностью, интенсивным водообменом (24–28 раз в год), низкой температурой воды и олиготрофностью поступающих в него вод. Основным элементом гидродинамики, обеспечивающим водообмен между озером Байкал и Иркутским водохранилищем, а также миграцию химических элементов в водохранилище, служат стоковые течения. Их скорость изменяется от 180 см/с в истоке до 6 см/с у плотины. Таким образом, на большей части водохранилища условия неблагоприятны для осаждения взвешенных и растворенных частиц. В связи с вышесказанным, в отличие от других речных водохранилищ, служащих отстойниками мутных речных вод, в Иркутском понижении прозрачности в летний период происходит от верхней части к нижней, что связано с развитием в последней планктона (Кожова, 1964).

Общая минерализация воды Иркутского водохранилища, оцениваемая по сумме главных ионов, находится в пределах 90–100 мг/л, т.е. воды относятся к слабоминерализованным. Среднее многолетнее содержание

главнейших ионов в поверхностном слое воды по медиали водохранилища составляет (в мг/л):  $\text{HCO}_3^-$  – 65.1;  $\text{SO}_4^{2-}$  – 4.8;  $\text{Cl}^-$  – 2.0;  $\text{Mg}^{2+}$  – 3.2;  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$  – 5.3;  $\text{Ca}^{2+}$  – 15.4. Количество соединений биогенных элементов в водах Иркутского водохранилища невелико и близко, особенно в верхней его части, к таковому в Байкале (Николаева, 1964).

Братское водохранилище создано в 1967 г. за счет подпора вод плотинной ГЭС р. Ангара у Падунских порогов на расстоянии 525 км, р. Ока – на 305 км и р. Ия – на 175 км. Это одно из крупнейших искусственных водохранилищ в мире – площадь его 5500 км<sup>2</sup>, объем водной массы 169 км<sup>3</sup> (т.е. почти 90 объемов Иркутского водохранилища). Наибольшая глубина у плотины ГЭС около 100 м. Водохранилище относится к водоемам с многолетним регулированием стока, водообмен его полного объема происходит раз в 2 года (Гета, 1978).

Братское водохранилище – водоем озерного типа с отчетливо выраженными эпи-, мета- и гипolimнионм и устойчивой вертикальной температурной стратификацией. Маломинерализованная вода водохранилища относится к гидрокарбонатному классу с относительно малыми колебаниями общей суммы ионов по сезонам. Средняя общая минерализация вблизи плотины ГЭС у поверхности составляет 115–142 мг/л, в Окинской части – 108 мг/л, еще менее минерализована вода в Ийском отроге. В Ангарской части за зоной выклинивания подпора располагается Балаганское расширение, где наиболее заметно влияние сточных вод крупных промышленных городов: Иркутска, Ангарска, Усолья-Сибирского (Покатилов, 2000).

Новосибирское водохранилище, созданное в 1957 г., представляет собой неширокий водоем протяженностью 180 км. Основные морфометрические показатели: площадь водного зеркала при НПУ – 1070 км<sup>2</sup>, объем – 8.8 км<sup>3</sup>, полезный объем – 4.4 км<sup>3</sup>, протяженность водоема по судовому ходу – 230 км, максимальная ширина – 17 км, максимальная глубина – 25 м. Малая полезная емкость водохранилища обуславливает его высокую проточность, т.е. основная часть поступающей воды проходит транзитом. При среднем расходе воды около 1660 м<sup>3</sup>/с имеет место семикратное годовое обновление полного объема водохранилища (Абрамович, 1961).

Изменение минерализации у входного створа водохранилища носит четко выраженный сезонный характер, определяясь внутригодовым стоком р. Оби. Максимальных значений (300–325 мг/л) минерализация достигает в феврале–марте при минимальном водном стоке, наименьшие значения (110–120 мг/л) соответствуют пику прохождения половодья в апреле–мае (Чайкина, 1975).

В качестве индикаторных объектов экологического мониторинга выбраны массовые виды зоопланктона, водные растения разных жизненных форм, ткани и органы рыб (табл. 1).

Таблица 1

Объекты мониторинга экологического состояния исследованных водоемов

Водоем	Индикаторные биообъекты
Иркутское водохранилище	Зоопланктон: <i>Cyclops kolensis</i> (26–86%), <i>Bosmina longirostris</i> (15–58%). Погруженные макрофиты: <i>Elodea canadensis</i> , <i>Potamogeton perfoliatus</i> .
Братское водохранилище	Зоопланктон: <i>Daphnia galeata</i> (35–72%), <i>Mesocyclops leuckarti</i> (13–42%). Нитчатые зеленые водоросли: <i>Cladophora glomerata</i> . Погруженные макрофиты: <i>Potamogeton pectinatus</i> . Рыбы: <i>Perca fluviatilis</i> (окунь), <i>Leuciscus leuciscus</i> (елец), <i>Rutilus rutilus</i> (плотва), <i>Esox lucius</i> (щука), <i>Abramis brama</i> (лещ), <i>Carassius auratus</i> (карась), <i>Coregonus autumnalis</i> (омуль), <i>Thymallus arcticus</i> (хариус).
Новосибирское водохранилище	Зоопланктон: <i>Daphnia longispina</i> (16–75%), <i>D. cucullata</i> (12–30%), <i>M. leuckarti</i> (2–12%), <i>Asplanchna priodonta</i> (2–30%). Погруженные макрофиты: <i>P. perfoliatus</i> , <i>P. lucens</i> . Неукорененные макрофиты с плавающими листьями: <i>Salvinia natans</i> , <i>Spirodela polyrrhiza</i> . Укорененные воздушно-водные макрофиты: <i>Phragmites australis</i> , <i>Typha angustifolia</i> . Рыбы: <i>P. fluviatilis</i> , <i>L. leuciscus</i> , <i>R. rutilus</i> , <i>Stizostedion lucioperca</i> (судак).

Примечание. % – удельное обилие вида.

Видовой состав зоопланктона водохранилищ Ангарского каскада определен с.н.с. Лимнологического института СО РАН к.б.н. Н.Г. Шевелевой; зоопланктона Новосибирского водохранилища – н.с. Института водных и экологических проблем СО РАН к.б.н. Н.И. Ермолаевой; вод-

ных растений Ангарских водохранилищ – с.н.с. Института геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН к.б.н. М.Г. Азовским; водных растений Новосибирского водохранилища – н.с. Института водных и экологических проблем СО РАН к.б.н. Л.М. Киприяновой.

Элементный анализ биологических объектов Иркутского и Братского водохранилищ проводили в Институте геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН атомно-эмиссионным методом (Кузнецова, 1985). Аналитики – А.И. Кузнецова и Н.Л. Чумакова. Ртуть определяли методом атомно-абсорбционного анализа (метод холодного пара) на приборах РАФ-1М и «Юлия 2» (аналитик – Л.Д. Андрулайтис). Элементный анализ биологических объектов Новосибирского водохранилища проводили в Аналитическом центре Объединенного института геологии, геофизики и минералогии СО РАН атомно-абсорбционным методом с использованием пламенной атомизации на приборе SP-9 фирмы PYE-UNIKAM (аналитики – Н.В. Андросова и В.Н. Ильина). Ртуть определяли атомно-абсорбционным методом «холодного пара» с использованием техники амальгамации на золотом сорбенте (прибор 3030В фирмы Perkin-Elmer с ртутной приставкой MHS-20, аналитик – Ж.О. Бадмаева).

**Результаты и обсуждение.** Изучены пространственное распределение и уровни накопления 11 элементов (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, As, Cr, Ni, Co, Fe, Mn) в компонентах биоты разных трофических уровней трех водохранилищ Сибири. Для характеристики природного биогеохимического фона в каждом из исследованных водоемов определены интервалы среднего содержания металлов в тканях организмов, представляющих основные звенья трофических цепей. При определении фонового содержания металлов в биологических объектах были использованы следующие критерии: во-первых, учитывали фактор удаленности водоема или его участка от промышленных источников; во-вторых, уровни элементов в исследованных компонентах биоты сравнивали с таковыми для незагрязненных пресноводных экосистем (Никаноров, 1991; Ветров, 1997). Оценку степени антропогенной трансформации водных экосистем проводили по соотношению средних концентраций микроэлементов в биообъектах водоемов, подверженных антропогенному воздействию, и естественного биогеохимического фона.

Водные экосистемы с фоновым содержанием металлов в биообъектах. Иркутское водохранилище не подвержено интенсивному техногенному воздействию (на его берегах от истока Ангары до Иркутской ГЭС нет промышленных предприятий). Основной источник антропогенного загрязнения – атмосферные выпадения в виде аэрозолей и промышленной пыли. Концентрации большинства исследованных микроэлементов в зоопланктоне и макрофитах Иркутского водохранилища (табл. 2) близки к



таковым в идентичных видах из «фонового» водоема – оз. Байкал (Ветров, 1997) и незагрязненных пресноводных водных экосистем (Никаноров, 1991).

Таблица 2

**Среднее содержание микроэлементов ( $X \pm x_{0.05}$ ) в компонентах биоты  
Иркутского водохранилища, мкг/г сухой массы (1993 г.)**

Элемент	Планктон	<i>n</i>	Макрофиты	<i>n</i>
Hg	0.005	14	$0.007 \pm 0.001$	14
Pb	$22.2 \pm 4.9$	14	$2.3 \pm 0.4$	14
Cu	$10.5 \pm 1.2$	13	$13.4 \pm 1.9$	13
Zn	–	–	$26.6 \pm 2.1$	14
Cr	$4.4 \pm 1.0$	4	$11.2 \pm 1.8$	14
Ni	$1.1 \pm 0.2$	4	$5.2 \pm 0.8$	14
Co	$0.5 \pm 0.09$	4	$2.3 \pm 0.5$	14
Mo	$0.7 \pm 0.09$	14	$1.7 \pm 0.3$	13
Sn	$1.3 \pm 0.2$	14	$0.6 \pm 0.1$	11
B	$1.6 \pm 0.3$	13	$14.9 \pm 2.4$	14
Mn	$302.5 \pm 47.8$	4	$798.5 \pm 115.7$	14
Fe	$467.5 \pm 78.8$	4	$1373.5 \pm 175.5$	14
V	$4.4 \pm 1.4$	4	$22 \pm 2.9$	14
Ti	$130.7 \pm 41.5$	4	$417.7 \pm 86.5$	14
Sr	$51.5 \pm 8.5$	4	$289.2 \pm 60.5$	14
Ba	$23.0 \pm 7.7$	4	$111 \pm 13.6$	13

*Примечание.* ( $X \pm x_{0.05}$ ) – среднее значение с 95%-ным доверительным интервалом, *n* – количество проб. Анализы выполнялись в Институте геохимии им. А.П. Виноградова (аналитики – А.И. Кузнецова, Н.Л. Чумакова, Л.Д. Андрулайтис).

**Новосибирское водохранилище.** Тяжелые металлы не относятся к приоритетным загрязнителям Новосибирского водохранилища, что объясняется слабым промышленным освоением его берегов. Распределение микроэлементов в компонентах биоты по акватории водохранилища достаточно однородно. Средние величины их содержания в биоте различных трофических уровней (табл. 3) лежат в пределах значений, принятых для незагрязненных пресноводных экосистем (Никаноров, 1991; Ветров, 1997). Установлено, что организмы зоо- и фитопланктона – более активные концентраторы Hg, Cd, Pb, Cu, Zn по сравнению с водными расте-

ниями, которые преимущественно накапливают элементы, играющие важную роль в их физиологии – Fe, Mn. Планктон и макрофиты в равной степени аккумулируют Ni, Co, As.

Таблица 3

**Средние уровни содержания микроэлементов ( $X \pm x_{0.05}$ ) в компонентах биоты  
и донных осадках Новосибирского водохранилища,  
мкг/г сухой массы (1998 г.)**

Элемент	Планктон	Макрофиты	Донные осадки *
Hg	$0.016 \pm 0.002$	$0.009 \pm 0.001$	$0.064 \pm 0.007$
Cd	$0.47 \pm 0.04$	$0.10 \pm 0.02$	$0.069 \pm 0.008$
Pb	$18.5 \pm 4.7$	$2.5 \pm 0.3$	$19.2 \pm 1.7$
Cu	$26.1 \pm 3.3$	$5.8 \pm 1.0$	$31.1 \pm 3.3$
Zn	$124.4 \pm 32.5$	$24.9 \pm 2.3$	$72.5 \pm 9.3$
Cr	$1.9 \pm 0.2$	$7.4 \pm 2.9$	$85.8 \pm 5.6$
Ni	$7.5 \pm 1.3$	$4.7 \pm 1.4$	$45.7 \pm 3.5$
Co	$1.6 \pm 0.1$	$1.7 \pm 0.5$	$17.4 \pm 1.1$
As	$2.1 \pm 0.2$	$2.7 \pm 0.7$	–
Mn	$184.2 \pm 22.3$	$506.8 \pm 19.5$	$929.4 \pm 71.6$
Fe	$1627.4 \pm 346.4$	$2884.5 \pm 951.5$	$42021.0 \pm 3535.0$

*Примечание.* ( $X \pm x_{0.05}$ ) – среднее значение с 95%-ным доверительным интервалом. Анализы выполнены в Объединенном институте геологии, геофизики и минералогии СО РАН (аналитики – Н.В. Андросова, В.Н. Ильина, Ж.О. Бадмаева); \* – данные приведены по: Цибульчик, 2000.

Концентрации металлов в тканях и органах рыб (табл. 4) также сравнительно невысоки – на уровне или ниже допустимых остаточных концентраций (ДОК).

В нижней приплотинной части водохранилища, подверженной более интенсивной антропогенной нагрузке по сравнению с верхним и средним участками, отмечаются локальные участки («пятна») с повышенными относительно фона концентрациями металлов в планктоне. Подобные «пятна» характеризуются мозаичным распространением в нижней озеровидной части водохранилища и неустойчивы по своей локализации во времени и в пространстве.

Таблица 4

Средние содержания микроэлементов (мкг/г сырой массы) в тканях  
и органах рыб Новосибирского водохранилища (2001 г.)

Биообъект	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Fe	Mn	Al
Судак <i>Stizostedion lucioperca</i>								
Мышцы	0.089	0.002	0.07	1.2	4.8	5.3	0.2	3.7
Печень	0.032	0.028	0.03	0.8	13	37	1.1	3.3
Селезенка	–	0.004	0.008	0.2	1.6	9.3	0.04	2.3
Гонады	0.010	0.002	0.052	1.7	36	14	1.9	42
Жабры	0.063	0.003	0.06	0.7	29	40	3.1	32
Плавники	0.010	0.006	0.16	0.7	63	9.5	5	21
Окунь <i>Perca fluviatilis</i>								
Мышцы	0.053	0.002	0.07	0.6	6.3	4.8	0.4	3.2
Печень	0.032	0.012	0.006	7.4	44	45	1.8	20
Селезенка	0.010	0.003	0.01	0.7	20	98	0.7	11
Гонады	0.014	0.002	0.078	1.4	9	4.9	0.1	27
Жабры	0.021	0.004	0.38	2.4	30	37	3.7	11
Плавники	0.030	0.008	0.15	0.5	66	12	11	28
Плотва <i>Rutilus rutilus</i>								
Мышцы	0.087	0.003	0.09	1.1	6	11	0.4	7.3
Печень	0.033	0.068	0.036	15.0	20	48	1.6	78
Селезенка	0.012	0.015	0.072	2.3	16	55	0.8	8.4
Гонады	0.017	0.005	0.076	3.1	51	22	3.1	47
Жабры	0.086	0.006	0.019	1.0	19	34	2.7	5.8
Плавники	0.010	0.005	0.10	1.0	57	13	3.3	17
Елец <i>Leuciscus idus</i>								
Мышцы	0.064	0.002	0.07	2.2	5.1	3.2	0.3	4.1
Печень	0.019	0.028	0.029	14.0	17	48	1.2	13
Селезенка	0.010	0.010	0.01	3.4	16	61	0.9	14
Гонады	0.010	0.002	0.012	2.2	31	13	2.7	7.7
Жабры	0.030	0.005	0.07	0.8	27	37	2.2	11
Плавники	0.010	0.007	0.20	2.5	69	15	4.3	28

Примечание. Пробы органов – сборные от 15–20 особей; анализы выполнены в Объединенном институте геологии, геофизики и минералогии СО РАН (аналитики – Н.В. Андросова, В.Н. Ильина, Ж.О. Бадмаева).

ниями, которые преимущественно накапливают элементы, играющие важную роль в их физиологии – Fe, Mn. Планктон и макрофиты в равной степени аккумулируют Ni, Co, As.

Таблица 3

**Средние уровни содержания микроэлементов ( $X \pm x_{0.05}$ ) в компонентах биоты  
и донных осадках Новосибирского водохранилища,  
мкг/г сухой массы (1998 г.)**

Элемент	Планктон	Макрофиты	Донные осадки *
Hg	$0.016 \pm 0.002$	$0.009 \pm 0.001$	$0.064 \pm 0.007$
Cd	$0.47 \pm 0.04$	$0.10 \pm 0.02$	$0.069 \pm 0.008$
Pb	$18.5 \pm 4.7$	$2.5 \pm 0.3$	$19.2 \pm 1.7$
Cu	$26.1 \pm 3.3$	$5.8 \pm 1.0$	$31.1 \pm 3.3$
Zn	$124.4 \pm 32.5$	$24.9 \pm 2.3$	$72.5 \pm 9.3$
Cr	$1.9 \pm 0.2$	$7.4 \pm 2.9$	$85.8 \pm 5.6$
Ni	$7.5 \pm 1.3$	$4.7 \pm 1.4$	$45.7 \pm 3.5$
Co	$1.6 \pm 0.1$	$1.7 \pm 0.5$	$17.4 \pm 1.1$
As	$2.1 \pm 0.2$	$2.7 \pm 0.7$	–
Mn	$184.2 \pm 22.3$	$506.8 \pm 19.5$	$929.4 \pm 71.6$
Fe	$1627.4 \pm 346.4$	$2884.5 \pm 951.5$	$42021.0 \pm 3535.0$

*Примечание.* ( $X \pm x_{0.05}$ ) – среднее значение с 95%-ным доверительным интервалом. Анализы выполнены в Объединенном институте геологии, геофизики и минералогии СО РАН (аналитики – Н.В. Андросова, В.Н. Ильина, Ж.О. Бадмаева); \* – данные приведены по: Цибульчик, 2000.

Концентрации металлов в тканях и органах рыб (табл. 4) также сравнительно невысоки – на уровне или ниже допустимых остаточных концентраций (ДОК).

В нижней приплотинной части водохранилища, подверженной более интенсивной антропогенной нагрузке по сравнению с верхним и средним участками, отмечаются локальные участки («пятна») с повышенными относительно фона концентрациями металлов в планктоне. Подобные «пятна» характеризуются мозаичным распространением в нижней озеровидной части водохранилища и неустойчивы по своей локализации во времени и в пространстве.

Таблица 4

Средние содержания микроэлементов (мкг/г сырой массы) в тканях  
и органах рыб Новосибирского водохранилища (2001 г.)

Биообъект	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Fe	Mn	Al
Судак <i>Stizostedion lucioperca</i>								
Мышцы	0.089	0.002	0.07	1.2	4.8	5.3	0.2	3.7
Печень	0.032	0.028	0.03	0.8	13	37	1.1	3.3
Селезенка	–	0.004	0.008	0.2	1.6	9.3	0.04	2.3
Гонады	0.010	0.002	0.052	1.7	36	14	1.9	42
Жабры	0.063	0.003	0.06	0.7	29	40	3.1	32
Плавники	0.010	0.006	0.16	0.7	63	9.5	5	21
Окунь <i>Perca fluviatilis</i>								
Мышцы	0.053	0.002	0.07	0.6	6.3	4.8	0.4	3.2
Печень	0.032	0.012	0.006	7.4	44	45	1.8	20
Селезенка	0.010	0.003	0.01	0.7	20	98	0.7	11
Гонады	0.014	0.002	0.078	1.4	9	4.9	0.1	27
Жабры	0.021	0.004	0.38	2.4	30	37	3.7	11
Плавники	0.030	0.008	0.15	0.5	66	12	11	28
Плотва <i>Rutilus rutilus</i>								
Мышцы	0.087	0.003	0.09	1.1	6	11	0.4	7.3
Печень	0.033	0.068	0.036	15.0	20	48	1.6	78
Селезенка	0.012	0.015	0.072	2.3	16	55	0.8	8.4
Гонады	0.017	0.005	0.076	3.1	51	22	3.1	47
Жабры	0.086	0.006	0.019	1.0	19	34	2.7	5.8
Плавники	0.010	0.005	0.10	1.0	57	13	3.3	17
Елец <i>Leuciscus idus</i>								
Мышцы	0.064	0.002	0.07	2.2	5.1	3.2	0.3	4.1
Печень	0.019	0.028	0.029	14.0	17	48	1.2	13
Селезенка	0.010	0.010	0.01	3.4	16	61	0.9	14
Гонады	0.010	0.002	0.012	2.2	31	13	2.7	7.7
Жабры	0.030	0.005	0.07	0.8	27	37	2.2	11
Плавники	0.010	0.007	0.20	2.5	69	15	4.3	28

Примечание. Пробы органов – сборные от 15–20 особей; анализы выполнены в Объединенном институте геологии, геофизики и минералогии СО РАН (аналитики – Н.В. Андросова, В.Н. Ильина, Ж.О. Бадмаева).

Антропогенно-трансформированные водные экосистемы. Братское водохранилище, по результатам биогеохимических исследований, отнесено к антропогенно-трансформированным водоемам. В верхней его части (от г. Ангарск до г. Свирск и в Балаганском расширении) выявлено ртутное загрязнение компонентов биоты всех трофических уровней, связанное со сбросами ртутьсодержащих отходов химкомбината по производству каустической соды АО «Усольехимпром». Установлена общая закономерность пространственного распределения ртути в компонентах биоты: концентрации металла в планктоне, водных растениях и мышцах рыб достигают своих максимальных значений на верхнем участке водохранилища и уменьшаются по направлению к нижней приплотинной части.

Среднее содержание ртути в доминирующих по биомассе видах зоопланктона *Daphnia galeata* Sars и *Mesocyclops leuckartii* Claus на верхнем участке водохранилища достигало значений 0.42–0.66 мкг/г сухой массы. В таких же пределах изменяются концентрации Hg в макрофитах *Potamogeton pectinatus* L. В планктоне и макрофитах приплотинной части содержание Hg варьирует в пределах 0.013–0.047 и 0.005–0.007 мкг/г сухой массы соответственно. В качестве фоновых значений приняты средние концентрации ртути в идентичных видах гидробионтов Иркутского водохранилища: для планктона и макрофитов 0.005 и 0.007 мкг/г сухой массы соответственно (Kuznetsova, 2002).

Наиболее информативными биоиндикаторами в отношении загрязнения водной среды ртутью признаны ткани и органы рыб как консументов высшего трофического звена. В Братском водохранилище окунь, представляющий наряду со щукой замыкающее трофическое звено, относится к типичным хищным видам рыб, что обуславливает значительное, по сравнению с мирными видами рыб, накопление ртути, особенно у крупных экземпляров. Средние содержания Hg в мышечной ткани рыб верхнего участка водохранилища значительно превышают нормативные значения ПДК<sub>Hg</sub> (0.5 мкг/г сырой массы): в случае окуня в 2–10 раз, плотвы – в 2–3 раза.

Расположенное ниже г. Свирска Балаганское расширение представляет собой своеобразный отстойник ртути, транспортируемой из верхних участков водохранилища. Во всех исследованных образцах мышечной ткани у окуня, выловленного в Балаганском расширении, отмечено превышение ПДК ртути в среднем в 4–5 раз, у плотвы в 2–3 раза (табл. 5).

Примечателен факт, что в Братском водохранилище не было установлено обычного для искусственных водоемов снижения со временем содержания ртути в рыбе. Это связано с тем, что заполнение Братского водохранилища практически совпало с пуском цеха ртутного электролиза на Усольском химкомбинате, который обеспечил постоянный приток

техногенной ртути в водоем. С другой стороны, большие запасы органического вещества, включая 16–20 млн. м<sup>3</sup> затопленной древесины, поддерживают высокий уровень метилирования в экосистеме (Koval, 1999).

Таблица 5

**Концентрации ртути (мкг/г сырой массы) в мышечной ткани рыб  
верхнего участка Братского водохранилища и Балаганского расширения**

Виды рыб	<i>n</i>	Длина, мм	Масса, г	Возраст, годы	Hg, мкг/г сырой массы
Верхний участок водохранилища (от г. Ангарск до г. Свирск)					
Плотва	7	132–184	56–124	3–4	1.0–1.5
Окунь	6	133–193	49–150	2–4	0.95–6.0
Лещ	4	249–314	396–498	2–3	1.2–2.6
Карась	6	110–155	58–146	2–4	0.08–4.2
Елец	3	165–186	115–122	3–4	1.5–2.2
Омуль	2	377–386	867–873	4–5	0.4–0.7
Хариус	1	216	390	4	0.065
Балаганское расширение					
Плотва	10	203–225	198–272	3–4	0.7–1.7
Окунь	8	159–237	87–71	2–3	2.0–3.5
Лещ	9	138–225	54–224	2–4	0.2–1.1
Карась	13	143–231	87–366	3–4	0.12–1.0

*Примечание.* *n* – количество проб. Анализы выполнены в Институте геохимии им. А.П. Виноградова (аналитик – Л.Д. Андрулайтис). ПДК ртути в мышечной ткани сырой рыбы в России составляет 0.5 мкг/г.

**Заключение.** Результаты многолетних исследований позволили выполнить сравнительную оценку современного экологического состояния ряда водохранилищ Сибири – Иркутского (1993 г.), Братского (1992–1996 гг.) и Новосибирского (1998–2001 гг.). Для анализа предложен биогеохимический подход, который считается наиболее перспективным для выявления зон риска и экологического бедствия, поскольку именно биогеохимические циклы занимают центральное место в водной экосистеме и объединяют все потоки вещества и энергии в единое целое.

Установлен региональный биогеохимический фон микроэлементов в биоте исследованных водных экосистем на основных трофических уровнях. Обоснован выбор организмов-маркеров, выявляющих региональную специфику антропогенного загрязнения металлами водной среды. Наиболее эффективно индикаторные возможности планктона могут быть использованы на первоначальных этапах поступления металлов в

водоем, а также для идентификации точечного источника загрязнения, поскольку элементный состав планктона несет информацию о загрязнении среды обитания в короткий отрезок времени, равный жизненному циклу планктеров.

Наиболее интенсивную антропогенную нагрузку испытывает Братское водохранилище. Здесь выявлены и о контурены *сильно загрязненные* ртутью зоны (верхний участок водоема от г. Усолье-Сибирское до г. Свирск и Балаганское расширение), *умеренно загрязненные* (центральная и Окинская части водохранилища) и *относительно чистые* зоны (нижняя часть водохранилища и некоторые заливы). Загрязнение экосистемы Братского водохранилища ртутью связано с деятельностью химкомбинатов по производству хлора и каустика ртутным методом – «Усольехимпром» и «Саянскимхимпром». В качестве индикаторного биообъекта для мониторинга ртути в экосистеме Братского водохранилища целесообразно использовать окуня возрастом около четырех лет.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 02-05-64638).

### Список литературы

- Абрамович Д.И., Самочкин В.М. Гидрологический режим водохранилища Новосибирской ГЭС // Труды Биол. ин-та. Новосибирск, 1961. Вып. 7. С. 7–21.
- Вернадский В.И. Живое вещество. М.: Наука, 1978. 358 с.
- Ветров В.А., Кузнецова А.И. Микроэлементы в природных средах региона озера Байкал. Новосибирск: Изд-во СО РАН НИЦ ОИГГМ, 1997. 234 с.
- Гета Р.И. Водный баланс Братского водохранилища. Новосибирск: Наука, 1978. 134 с.
- Ивашов П.В. Теоретические основы биогеохимического метода поисков рудных месторождений (применительно к территории Дальнего Востока). Новосибирск: Наука, 1976. 272 с.
- Кожова О.М. Общая физико-географическая характеристика Иркутского водохранилища // Биология Иркутского водохранилища. М.: Наука, 1964. С. 9–17.
- Кузнецова А.И., Ветров В.А., Корнакова Э.Ф. Возможности эмиссионного спектрального анализа при изучении накопления тяжелых металлов в пресноводных гидробионтах // Методы спектрального анализа минерального сырья. Новосибирск: Наука, 1984. С. 60–63.
- Николаева М.Д. К гидрохимии Иркутского водохранилища // Биология Иркутского водохранилища. М.: Наука, 1964. С. 17–40.



- Леонова Г.А. Гидробионты как объекты экологической экспертизы состояния водных экосистем // Тез. докладов VIII Съезда Гидробиологического общества. Калининград, 2001. С. 139–140.
- Леонова Г.А., Андрулайтис Л.Д., Демин А.И., Храмцов В.А. Источники поступления техногенной ртути в Братское водохранилище и аккумуляция ее промысловыми видами рыб // Экология промышленного производства. 2002. № 3. С. 23–29.
- Леонова Г.А., Аношин Г.Н., Бычинский В.А. и др. Ландшафтно-геохимические особенности распределения тяжелых металлов в биоте и донных отложениях водных экосистем озер Алтайского края // Геология и геофизика. 2002. № 12. С. 1080–1092.
- Леонова Г.А., Аношин Г.Н., Ильина В.Н. и др. Биогеохимическая индикация природных и техногенных концентраций тяжелых металлов в водной экосистеме (на примере Оби и Томи) // Труды II совещ. по экологии пойм сибирских рек и Арктики. Томск, 2000. С. 124–130.
- Леонова Г.А., Бычинский В.А. Гидробионты Братского водохранилища как объекты мониторинга тяжелых металлов // Вод. ресурсы. 1998. Т. 25. № 5. С. 603–610.
- Малюга Д.П. Биогеохимический метод поиска рудных месторождений: принцип и практика поисков. М.: Изд-во АН СССР, 1963. 264 с.
- Никаноров А.М., Жулидов А.В. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 312 с.
- Николаева М.Д. К гидрохимии Иркутского водохранилища // Биология Иркутского водохранилища. М.: Наука, 1964. С. 17–40.
- Покатилов Ю.Г. Биогеохимия гидросферы Восточной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2000. 247 с.
- Ткалич С.М. Фитогеохимический метод поисков месторождений полезных ископаемых. Л.: Недра, 1970. 176 с.
- Цибульчик В.М., Маликов Ю.И., Аношин Г.Н.  $^{137}\text{Cs}$  и тяжелые металлы в донных отложениях р. Оби. Труды II совещ. по экологии пойм сибирских рек и Арктики. Томск, 2000. С. 131–136.
- Чайкина М.В. Гидрохимический режим Новосибирского водохранилища. Новосибирск, 1975. 130 с.
- Koval P.V., Kalmychkov G.V., Gelety V.F. et al. Correlation of natural and technogenic mercury sources in the Baikal polygon, Russia // J. Geochemical Exploration. 1999. V. 66. № 1–2. P. 277–289.
- Kuznetsova A.I., Zarubina O.V., Leonova G.A. Comparison of Zn, Cu, Pb, Ni, Cr, Sn, Mo concentrations in tissues of fish (roach and perch) from Lake Baikal and Bratsk reservoir, Russia // Environmental Geochemistry and Health. 2002. V. 24. P. 205–213.

УДК 556.552

## **МНОГОЛЕТНИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ХАРАКТЕРИСТИК ЭКОСИСТЕМЫ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА**

**А.С. Литвинов, В.Г. Девяткин, В.Ф. Рощупко, Н.М. Шихова**

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
Борок, Россия, [litvinov@ibiw.yaroslavl.ru](mailto:litvinov@ibiw.yaroslavl.ru)*

Охрана природы стала одной из важнейших проблем современности и требует познания закономерностей связи между различными видами хозяйственной деятельности и изменениями, происходящими в природной среде, а также определения допустимых пределов антропогенного преобразования в экосистемах и установления стратегии природопользования, при которой обеспечивается продолжительное и устойчивое существование экосистем. Решение этих задач в целях предотвращения или смягчения экологического кризиса, который может возникнуть при нарушениях природной среды, возможно только при детальных исследованиях закономерностей формирования временной и пространственной изменчивости характеристик экосистем, охватывающей широчайший диапазон масштабов.

Одним из ведущих факторов изменения окружающей среды в последние десятилетия служат водохранилища. Перестройка процессов энерго- и массообмена в руслах и долинах рек в сочетании с интенсивной хозяйственной деятельностью в их бассейнах повлияли на функционирование речных экосистем. В настоящее время в бассейне Волги создано 12 водохранилищ (объемом свыше 1 км<sup>3</sup>), общей площадью более 23 тыс. км<sup>2</sup> и полным объемом 168 км<sup>3</sup>. Такие крупномасштабные преобразования коренным образом изменили режим континентального звена глобального круговорота воды и содержащихся в ней веществ, привели к изменению экологического потенциала и качества природных вод.

Рыбинское водохранилище, третье по счету в каскаде, впервые достигло проектной отметки в 1947 г. и в течение нескольких лет по площади было первым среди водохранилищ мира. Его площадь при НПУ 4550 км<sup>2</sup>, объем – 25.4 км<sup>3</sup>, средняя глубина – 5.6 м. Регулярные, с момента создания водохранилища, наблюдения Гидрометеослужбы, а впоследствии и Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, позволяют проследить за многолетними и сезонными изменениями ряда характеристик его экосистемы за 40–60-летний период.

**Материал и методы исследования.** В работе использованы данные по водным балансам Рыбинского водохранилища, составленным в Ры-

бинской гидрометеорологической обсерватории за период с 1947 по 2001 гг., среднемесячным и среднегодовым значениям температуры поверхностного слоя воды и воздуха по береговым постам, а также материалы 40-летних наблюдений на 6 стандартных станциях в Рыбинском водохранилище, собранные сотрудниками Института биологии внутренних вод РАН (Гидрометеорологический режим ..., 1975; Государственный водный ..., 1986; Девяткин и др., 1994; Пырина, 2000). Методика и точность определения отдельных составляющих водного баланса и температуры воды подробно описаны (Гидрометеорологический режим ..., 1975; Государственный водный ..., 1986). Методы сбора и обработки первичных гидрологических и гидробиологических материалов, собранных в период стандартных рейсов, также детально изложены в ряде работ (Методика изучения ..., 1975; Девяткин, 1983; Пырина, 2000).

Наряду с изучением динамики гидрометеорологических параметров в работе выполнена оценка связей геомагнитного поля Земли (ГМП) с элементами экосистемы водохранилища, поскольку ГМП оказывает влияние на гидрометеорологические процессы. Для оценки степени возмущенности ГМП Земли использовали планетарный трехчасовой индекс Кр и суточный индекс Ар. Мерой магнитной активности в районе водохранилища служила величина вариаций горизонтальной составляющей магнитного поля. Данные о геомагнитной активности получены по измерениям, проводившимся в обсерватории «Борок» Института физики Земли РАН.

Временные изменения характеристик экосистемы представлялись в виде суммы трех компонент  $W(t) = W_1(t) + W_2(t) + W_3(t)$ , где  $W_1(t)$  – тренд или тенденция,  $W_2(t)$  – циклическая компонента,  $W_3(t)$  – случайная, шумовая составляющая. Выделение длиннопериодной составляющей (тренда) осуществлялось либо с помощью низкочастотной фильтрации (сглаживание), либо путем выбора функции, наиболее адекватно описывающей основную тенденцию. Изучение колебаний проводилось методами спектрального и периодограммного анализа с использованием программы Statistica.

**Результаты исследования.** В последние годы все большее число исследователей обращает внимание на вопросы, связанные с антропогенными изменениями климата и их влиянием на функционирование природных экосистем. Потепление климата, обусловленное антропогенным влиянием на атмосферные процессы, подтверждается многочисленными данными, носит глобальный характер и сказывается на закономерностях влагооборота, на водных балансах водосборных бассейнов и отдельных водных объектов (Зайцева, 1996; Клите и др., 2000). Водный баланс – одна из важнейших гидрологических характеристик водоема, отражающая

совокупное воздействие изменений климата и антропогенной деятельности на водосборе. Поэтому изучение многолетней изменчивости его составляющих служит основой исследований, связанных с изменениями экологического состояния водного объекта.

В Рыбинском водохранилище, как и во всех водохранилищах Волжского каскада, основную роль в приходной части водного баланса играет поверхностный приток, который достигает 93.6% суммы приходных компонентов (32.84 км<sup>3</sup>). Приток волжских вод в водохранилище составляет 35%, моложских и шекснинских – соответственно 13 и 16% от общего поступления, а боковая приточность – 36%. Количество атмосферных осадков на зеркало водохранилища и испарение с его поверхности в годовом водном балансе равны 6.4 и 5.9% соответственно (2.25 и 1.96 км<sup>3</sup>).

Межгодовая изменчивость элементов водного баланса велика. За исследуемый период поверхностный приток в водохранилище изменялся в 3.3 раза, осадки на зеркало водохранилища и испарение с его поверхности – в 2.6 и 3.6 раза (табл. 1).

Таблица 1

**Среднемноголетний водный баланс Рыбинского водохранилища, км<sup>3</sup>  
(1947–2001 гг.)**

Составляющая водного баланса	Средняя величина	Пределы колебания	% от суммы прихода (расхода)
<b>Приход</b>			
приток	32.84	16.2–53.39	93.6
осадки	2.25	1.25–3.26	6.4
<b>Расход</b>			
сток через ГЭС	31.33	14.83–49.22	94.1
испарение	1.96	1.02–3.67	5.9

Анализ изменчивости приходных и расходных частей водного баланса показывает, что за период нормальной эксплуатации водохранилища в его бассейне отмечались две многоводные фазы (1951–1962, 1977–1995 гг.) и две маловодные (1963–1976 гг. и с 1996 г. по настоящее время) (рис. 1). В многоводные фазы объемы поступлений и сбросов воды из водохранилища в подавляющем большинстве случаев превышали их среднемноголетние значения, а в маловодные – были ниже таковых. Более детальный анализ колебаний стока рек в бассейне Верхней Волги показывает, что по всему бассейну одновременно в течение ряда лет многоводными были только 1955–1958 гг. и 1990–1991 гг., а маловодными – 1971–1975 гг.

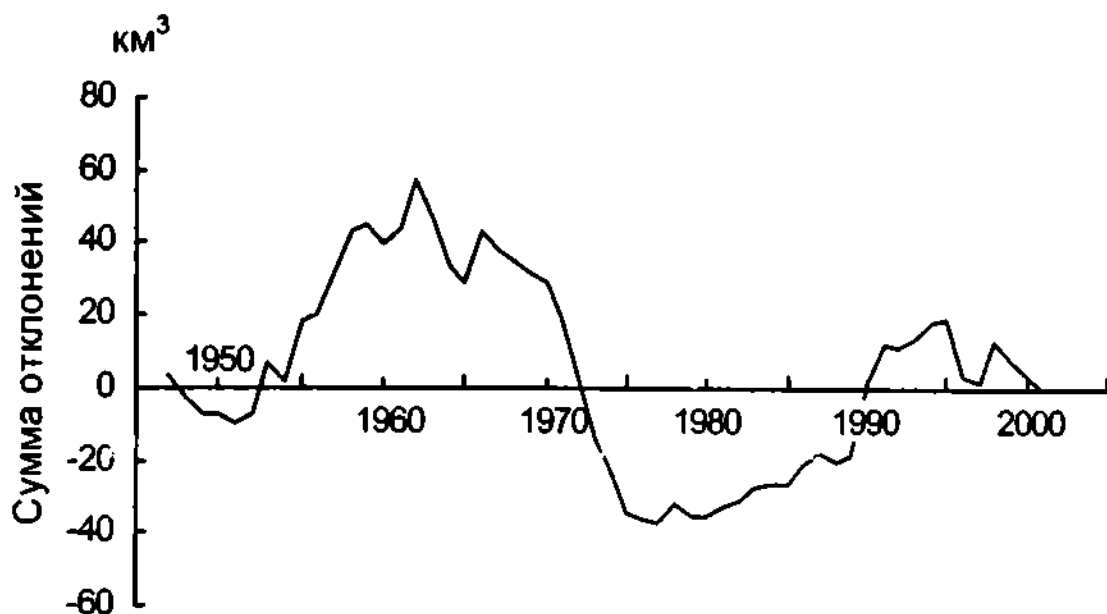
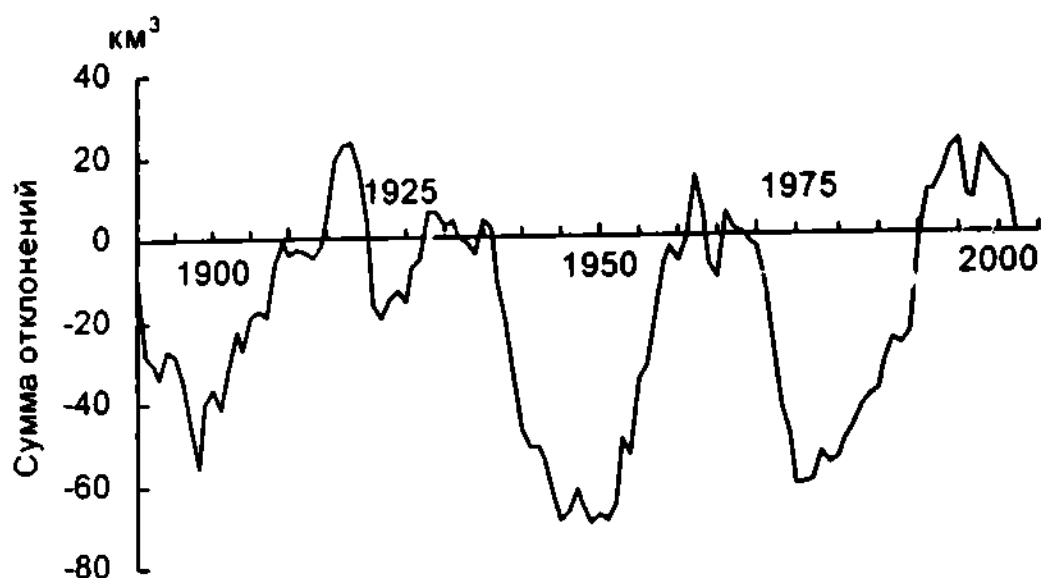


Рис. 1. Интегральная кривая притока воды в Рыбинское водохранилище

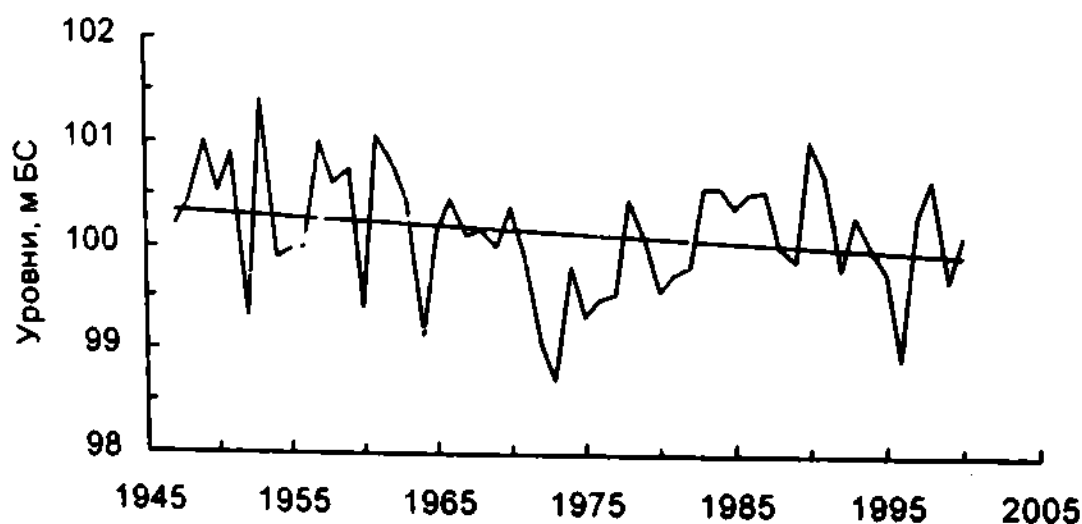
В промежуточные годы, на фоне общей тенденции к повышению или уменьшению стока, наблюдались отдельные нарушения синхронности, т.е. увеличение расходов на одних реках могло сопровождаться их уменьшением на других. Среди лет, отнесенных к многоводной фазе, встречались отдельные годы с пониженным стоком, но, как правило, экстремальные годы отмечались только в соответствующей фазе. Следует также отметить, что за весь период существования водохранилища значимого направленного линейного тренда в притоке воды не наблюдалось. В то же время, в отдельные фазы водности линейный тренд среднегодовых значений притока вносил значительный вклад в общую дисперсию и мог достигать 42% в многоводный период 1951–1962 гг. (Литвинов, 2000; Литвинов, Рощупко, 2000).

Исследования суммарной приточности к Рыбинскому водохранилищу за более длительный интервал времени, по восстановленным данным с учетом существования Ивановского и Угличского водохранилищ (Бюриг, 1950), показывают, что и до создания Рыбинского водохранилища в стоке рек бассейна наблюдались много- и маловодные периоды с аналогичной продолжительностью (рис. 2). Линейный тренд в изменении притока за 120 лет отсутствует. Наполнение водохранилища производилось в маловодную фазу, что сказалось на длительности этого периода. Минимальный приток 1972 и 1973 гг. в бассейне наряду с минимумом 1921 г. оказались самыми низкими за указанный период, а максимум в 1990 г. – самым высоким.



**Рис. 2. Интегральная кривая притока в Рыбинское водохранилище (1890–2001 гг.)**

Из сравнения объемов притока воды в водохранилище за различные фазы водности видно, что в многоводные фазы его объем был в среднем на 10 км³ больше, чем в маловодные. Такие изменения в поступлении воды привели к появлению разницы (0.5 м) в многолетних среднегодовых уровнях между сравниваемыми фазами. В то же время, в многолетнем ходе средних за безледный период значений уровня отмечается тенденция к некоторому снижению (рис. 3).



**Рис. 3. Многолетние изменения уровня воды в Рыбинском водохранилище**

Спектральный анализ величин притока воды и колебаний уровня водохранилища показывает, что наряду с 25–30-летней периодичностью их изменения существуют также и более короткопериодные колебания, но их вклад в общую дисперсию незначителен.

В динамике осадков, выпавших на зеркало водохранилища в теплый и холодный периоды года, наблюдаются различные тенденции. Если в теплый период видна зависимость осадков от фазы водности (в маловодные периоды количество осадков меньше, а в многоводные больше), то в холодный период независимо от водности отмечается увеличение количества осадков (табл. 2). При этом в целом за многолетний период также намечается тенденция к росту осадков от 1950 г. к 2001 г. (рис. 4 а).

Таблица 2

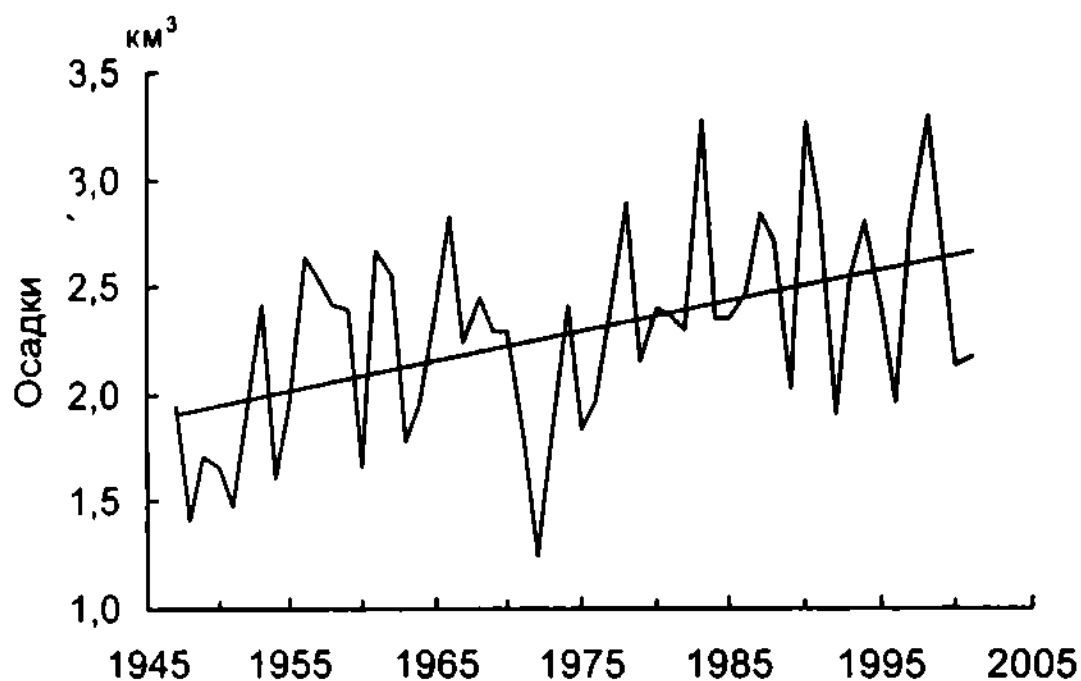
**Величина осадков на зеркало водохранилища в различные  
фазы водности, км<sup>3</sup>**

Годы	За год	Теплый период	Холодный период
1951–1962	2.18	1.668	0.522
1963–1976	2.08	1.502	0.576
1977–1995	2.52	1.866	0.661
1996–2001	2.31	1.592	0.701

Величина испарения с акватории Рыбинского водохранилища проявляет обратную тенденцию – независимо от периода водности наблюдается хорошо выраженный отрицательный линейный тренд при межгодовой амплитуде колебаний от 1.02 до 3.36 км<sup>3</sup> (рис. 4 б).

Как уже отмечалось, межгодовая изменчивость характеристик экосистемы водохранилища подвержена квазициклическим колебаниям с различными периодами, не связанными с действием антропогенных факторов (Девяткин и др., 1994; Пырина, 2000). Корреляционный и спектральный анализ рядов многолетних наблюдений за инсоляцией (1969–1995 гг.), температурой поверхности воды (1950–2001 гг.), биомассой фитопланктона (1954–1985 гг.), биомассой зоопланктона (1956–1988 гг.), содержанием хлорофилла *a* (1969–1995 гг.), а также промысловых и экспериментальных уловов массовых видов рыб и характеристик геомагнитной активности показал, что между ними наблюдается довольно тесная связь. Сходство тенденций изменений ряда этих показателей можно определить и визуально (рис. 5 б).

*a*



*б*

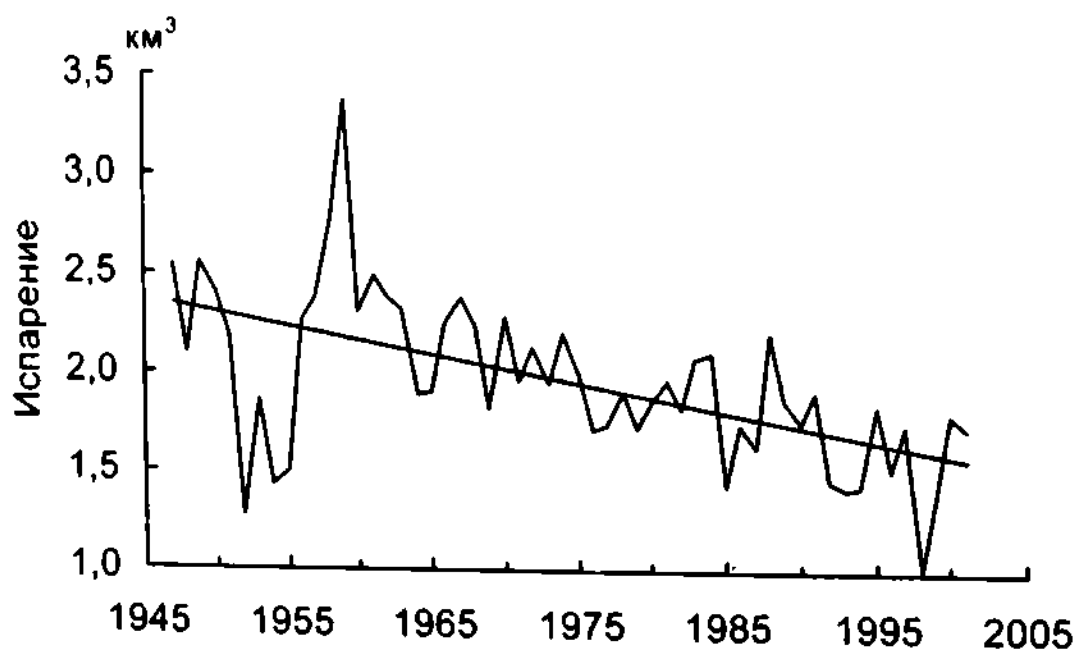
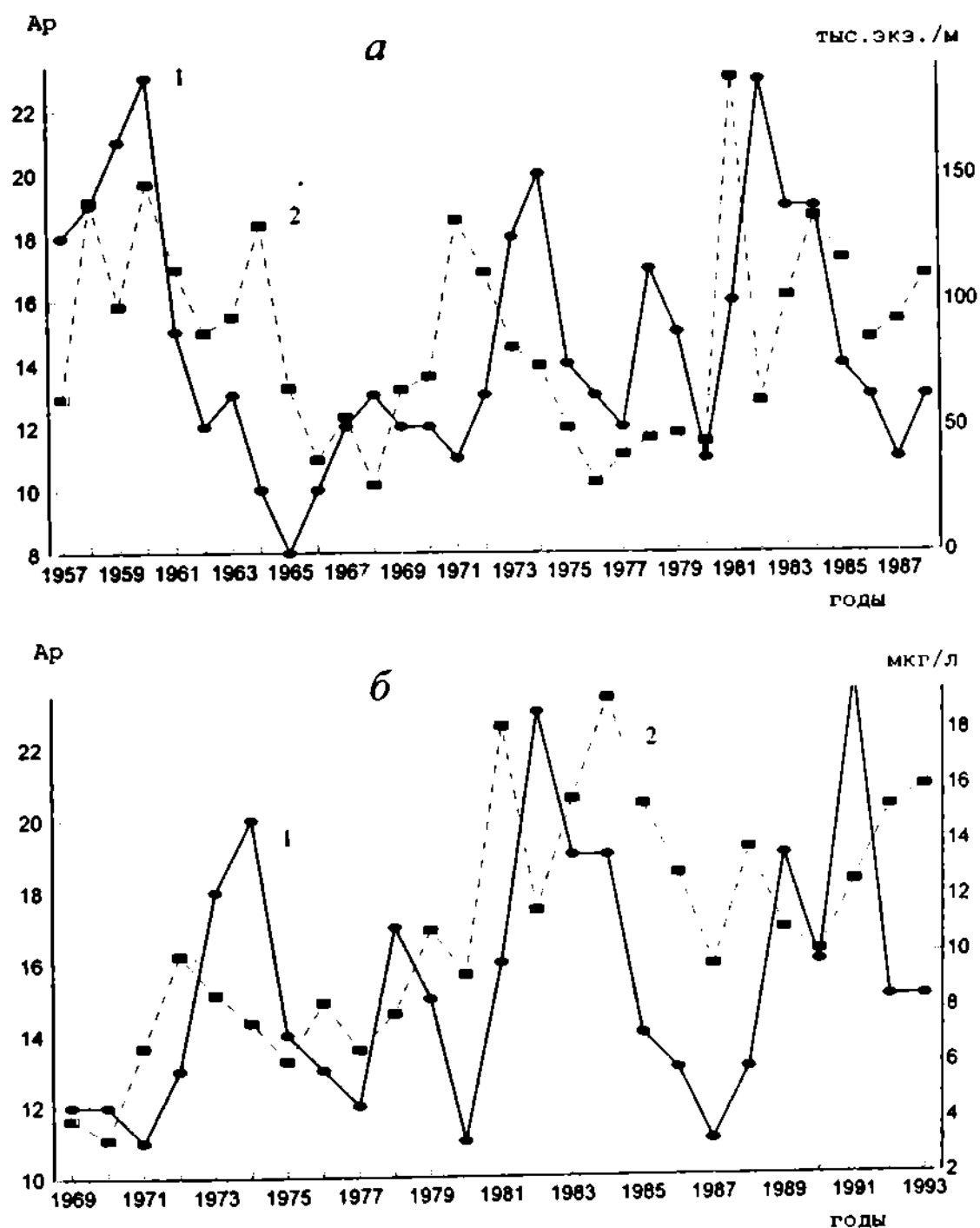


Рис. 4. Многолетний (1947–2001 гг.) ход осадков на зеркало (*a*) и испарения (*б*) с поверхности Рыбинского водохранилища





**Рис. 5. Многолетние изменения Ар – индекса геомагнитной активности (1) и некоторых биотических параметров экосистемы Рыбинского водохранилища: а – численность зоопланктона; б – содержание хлорофилла а в Главном плесе**

Применение указанных методов позволило оценить и параметры преобладающих цикличностей в многолетних рядах характеристик экосистемы водохранилища. Выявленные периоды колебаний можно условно разделить на две группы: 4–6 и 8–12 лет. Наиболее высокие значения свя-

зей для периодов 8–12 лет были отмечены между уровнем содержания хлорофилла *a*, циклами солнечной и геомагнитной активности (Акасофу, Чепмен, 1975; Девяткин и др., 2000), а также для 10-летних цикличностей в уловах судака и леща. Проведенный анализ выявил достаточно тесную связь между колебаниями уловов ряда фитофильных видов рыб (синца, леща) и среднегодового уровня водохранилища.

Полученные результаты показывают, что направленные изменения в экосистеме Рыбинского водохранилища за 60 лет его эксплуатации происходят на фоне квазипериодических колебаний, обусловленных действием таких глобальных факторов, как солнечная активность, общая циркуляция атмосферы и вариации ГМП Земли. Оценка степени эвтрофирования и других изменений состояния экосистемы, вызванных антропогенным воздействием, могут быть определены только на фоне естественных колебаний различной периодичности и направленности, характеризующих эти показатели.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проекты № 01-05-64684 и 04-05-64954).

### Список литературы

- Акасофу С.И., Чепмен С. Солнечно-Земная физика. М.: Мир, 1975. Ч. 2. 512 с.
- Бюриг Р.Ф. Приток и сток Рыбинского водохранилища // Тр. ГТИ. 1950. Ч. II. Вып. 07. С. 134–178.
- Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Водохранилища Верхней Волги. Л.: Гидрометеиздат, 1975. 292 с.
- Государственный водный кадастр. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1986. Ч. 1. Т. 1. Вып. 23. 628 с.
- Девяткин В.Г. Состав и продуктивность фитопланктона в прибрежной зоне Рыбинского водохранилища // Пресноводные гидробионты и их экология: Тр. ИБВВ АН СССР. 1983. Вып. 48 (51). С. 52–70.
- Девяткин В.Г., Клайн Б.И., Шихова Н.М. О связи характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища с активностью магнитного поля Земли. 2000 г. (в печати).
- Девяткин В.Г., Митропольская И.В., Метелева Н.Ю. Компьютерная база данных по фитопланктону и перифитону Рыбинского водохранилища // Многолетние гидробиологические наблюдения на внутренних водах. Современное состояние и перспективы. Тез. докл. СПб., 1994. С. 8.

- Зайцева И.С.* Многолетние колебания стока Волги и глобальные изменения климата // Изв. АН. Сер. географ. 1996. № 5. С. 45–53.
- Клиге Р.К., Ковальский В.С., Федорченко Е.А.* Влияние глобальных климатических изменений на водные ресурсы Волжского бассейна // Глобальные изменения природной среды (климат и водный режим) М.: Научный мир, 2000. С. 220–236.
- Литвинов А.С.* Энерго- и массообмен в водохранилищах Волжского каскада. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2000. 84 с.
- Литвинов А.С. Рощупко В.Ф.* Многолетняя и сезонная изменчивость водного баланса и водообмена водохранилищ Верхней Волги. // Вод. ресурсы. 2000. Т. 27. № 4. С. 424–434.
- Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
- Оль А.И.* Индексы возмущенности магнитного поля Земли и их гелиогеофизическое значение // Тр. ААНИИ. 1969. Т. 289. С. 5–23.
- Пырина И.Л.* Многолетние исследования содержания пигментов фитопланктона Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод. 2000. № 1. С. 37–44.

УДК 574.5(285)+576.635

## **ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОЛГОГРАДСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ПРОМЫШЛЕННОГО ЦЕНТРА**

**Ю.А. Малинина, И.Н. Далечина, Е.И. Филинова**

*Саратовское отделение ГосНИОРХ, Саратов, Россия,  
MalininaJA@info.sgu.ru*

В условиях зарегулированного стока Волги особую актуальность приобретают мониторинговые исследования и оптимизация методов диагностики антропогенного загрязнения водной среды, основанных на оценке состояния гидробионтов и их сообществ, подвергающихся воздействию различных загрязнений.

Волгоградское водохранилище относится к типу водоемов с относительно постоянным уровнем режимом и осенне-зимней сработкой уровня. В период паводка, в апреле–мае, отмечается резкий подъем уровня воды за счет боковой приточности и сброса воды из вышерасположенных водохранилищ. После достижения максимальной отметки ежегодно происходит стремительный сброс воды, что связано с обводнением дельты Волги. Изменение уровня наиболее выражено на верхнем участке водохранилища. Следует отметить также повышение среднемесячной температуры от верхнего участка к нижнему. Сроки и скорость прогревания воды в разные годы неодинаковы и зависят от метеорологических условий года.

Исследование антропогенного влияния на структуру и функционирование гидроэкосистемы водохранилища проводили на примере воздействия крупного центра с развитым промышленным комплексом – г. Саратова – на участок средней зоны водохранилища при переходе от речного режима к озерному.

Анализ гидрохимических показателей рассматриваемого участка водохранилища показал, что в 2001 г. влияние промышленных и бытовых стоков г. Саратова в значительной мере сказывалось на величине БПК<sub>5</sub>, а также на содержании азота аммонийных соединений, азота нитритов, минерального фосфора и кремния. За счет этих соединений на участках ниже г. Саратова заметно возрастает сумма минеральных форм азота и биогенных элементов в целом. В придонном слое воды при неизменном показателе перманганатной окисляемости бихроматная окисляемость выше города была равна 45.85, а ниже города – 75.5. Наибольшая разница между значениями этого параметра выше и ниже города отмечалась в русле и

на свале глубин в правобережье, где они различались более чем в 2 раза. Явно выраженного влияния загрязнения на различные компоненты солевого состава вод не выявлено.

На исследуемом участке встречались 238 видов, разновидностей и форм водорослей, в том числе диатомовых – 93, синезеленых – 32, зеленых – 68, эвгленовых – 24, пиропитовых – 17, золотистых – 4 и желтозеленых – 1. Из них 90% было представлено космополитами. По отношению к солености воды 65% составляли индифферентные виды, 21% – галофилы.

Несмотря на довольно высокое разнообразие водорослей, доминировало всего несколько видов. Из диатомовых весной в апреле преобладала *Aulacosira islandica* O. Müll., у дна *A. varians* Ag., в мае – *Stephanodiscus hantzschii* Grun. и мелкоклеточные *Cyclotella*. Из синезеленых в основном доминировали *Anabaena flos-aquae* (Lingb.) Breb., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. и *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend Elenk, из зеленых – различные виды рода *Chlamydomonas*, *Pandorina morum* (O. Müll.) Bory, из пиропитовых – *Chroomonas acuta* Uterm.

При анализе динамики количественного развития фитопланктона в течение вегетационного периода 2001 г. на стационарных пунктах отмечено два максимума – весенний и летний (рис. 1, 2).

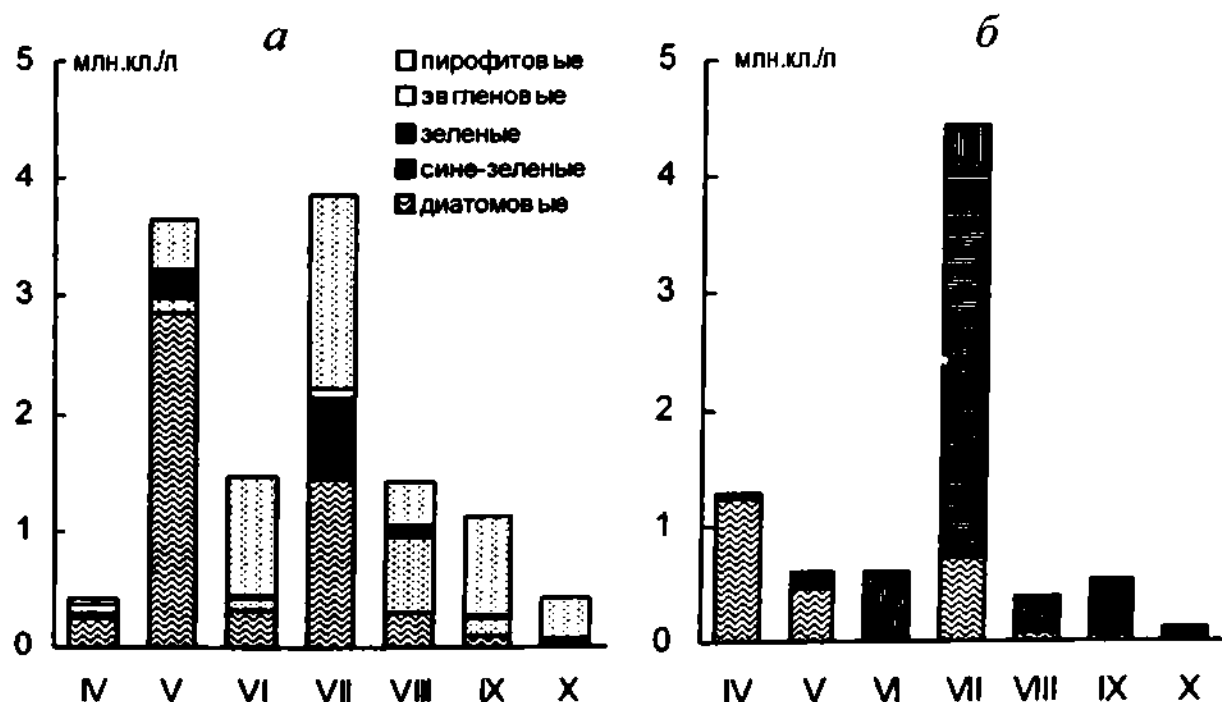


Рис. 1. Динамика численности фитопланктона выше (а) и ниже (б) г. Саратова

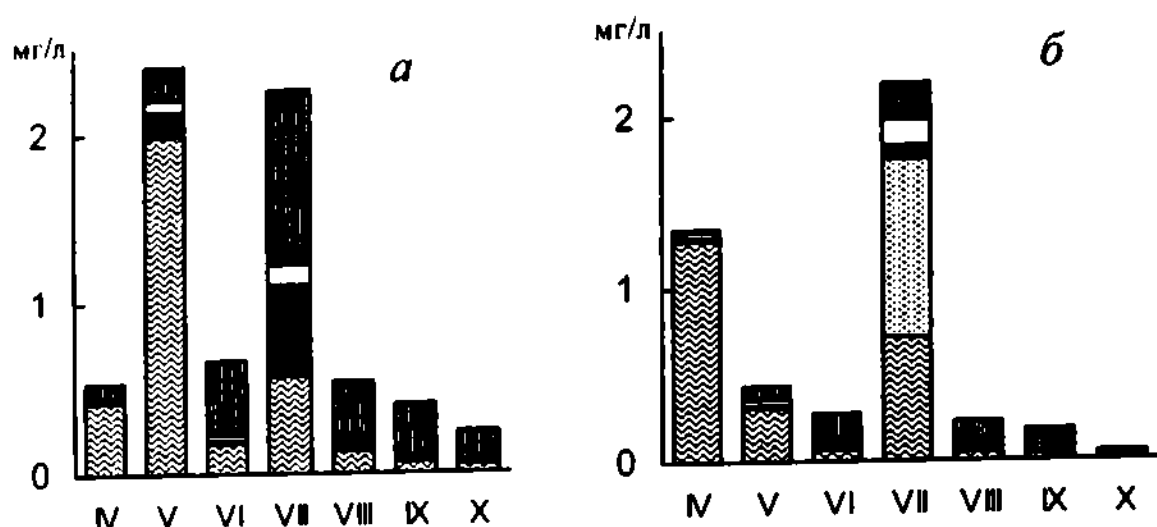


Рис. 2. Динамика биомассы фитопланктона выше (а) и ниже (б) г. Саратова. Условные обозначения те же, что и на рис. 1.

Выше г. Саратова, в районе с. Усть-Курдюма, в мае зарегистрирован весенний подъем численности (3.66 млн. кл./л) и биомассы (2.42 мг/л). Ниже города весенний пик зарегистрирован в апреле, когда количество водорослей составляло 1.29 млн. кл./л и 1.34 мг/л. В сообществах доминировали диатомовые водоросли.

Летний максимум развития фитопланктона отмечен в июле. Выше г. Саратова преобладал пиропфитово-диатомово-зеленый комплекс видов. Общая численность водорослей составляла 3.86 млн. кл./л, биомасса – 2.24 мг/л. Ниже г. Саратова планктон состоял в основном из синезеленых и диатомовых при доминировании первых. Численность водорослей на данном участке достигала 17.88 млн. кл./л, биомасса – 2.17 мг/л. Отмечено увеличение количественных показателей фитопланктона в придонном слое русла (до 12 мг/л) вследствие повышенного содержания биогенных минеральных веществ, приток которых осуществлялся с бытовыми и промышленными стоками. В августе наблюдалось резкое снижение численности на обоих участках, продолжавшееся до конца сезона. В сентябре–октябре планктон был представлен исключительно пиропфитовыми водорослями.

В соответствии с колебаниями численности фитопланктона изменялась и его продукция (рис. 3). Коэффициент самоочищения ( $\Phi/D$ ) в районе выше г. Саратова не опускался ниже критических величин (0.6–0.7). На станциях ниже г. Саратова данный показатель снижался более существенно (до 0.14–0.22) и только в августе достигал 0.7.

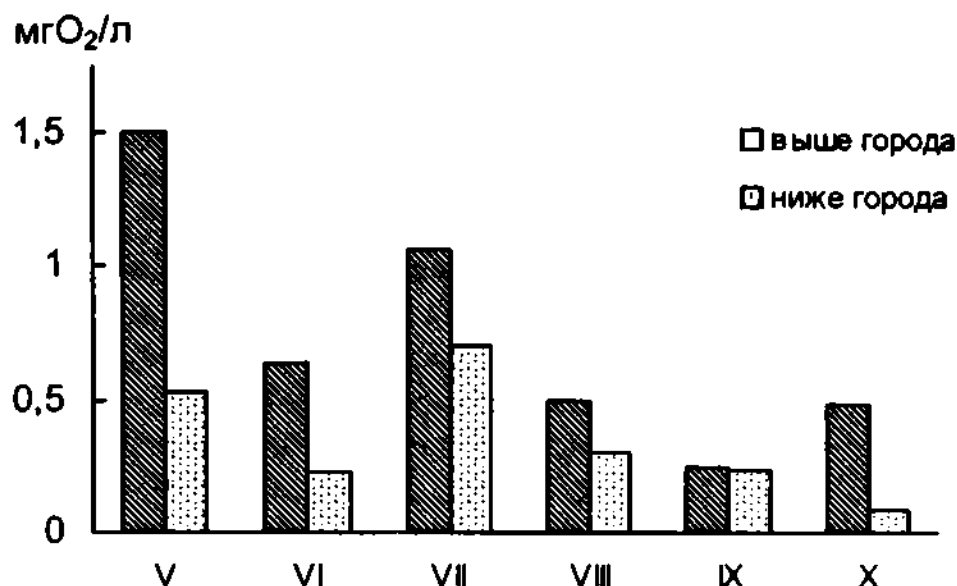


Рис. 3. Динамика показателей продукции фитопланктона в районе г. Саратова

При исследовании зоопланктона Волгоградского водохранилища в районе г. Саратова был зарегистрирован 51 вид, из них Rotatoria – 13, среди которых заметную роль играли *Brachionus quadridentatus* Hermann (средняя численность – 782.1 экз./м<sup>3</sup>, частота встречаемости – 38.5%), *Euchlanis triquetra* Ehrenberg (495.8 экз./м<sup>3</sup>, 30.8%), *Asplanchna priodonta* Gosse (331.7 экз./м<sup>3</sup>, 69.2%), *Keratella quadrata* (O.F. Müller) (593.0 экз./м<sup>3</sup>, 38.5%). Веслоногие ракообразные были представлены 16 видами. Наибольшая численность и частота встречаемости отмечены для *Mesocyclops oithonoides* Sars (476.2 экз./м<sup>3</sup>, 76.9%), *Cyclops strenuus* Fischer (413.87 экз./м<sup>3</sup>, 69.2%), *Paracyclops fimbriatus* (Fischer) (54.4 экз./м<sup>3</sup>, 38.5%), *Acanthocyclops vernalis* (Fischer) (462.98 экз./м<sup>3</sup>, 38.5%), *Eurytemora affinis* (Poppe) (232.9 экз./м<sup>3</sup>, 38.5%), *Heterocopa caspia* Sars (886.8 экз./м<sup>3</sup>, 38.5%). Ветвистоусых рачков насчитывалось 22 вида, ведущими среди них были *Bosmina longirostris* (O.F. Müller) (364.1 экз./м<sup>3</sup>, 100%), *Alona rectangula* Sars (47.8 экз./м<sup>3</sup>, 46.2%), *Chydorus sphaericus* (O.F. Müller) (143.4 экз./м<sup>3</sup>, 38.5%). В августе на всех исследуемых участках в массовом количестве зарегистрирован *Cornigerius maeoticus* (Pengo). Наибольшее значение имели веслоногие ракообразные, составлявшие 47% общего числа организмов, несколько меньшее – ветвистоусые (24%) и коловратки (29%).

По сравнению с предыдущими годами исследований следует отметить выпадение из планктонных сообществ некоторых видов коловраток, а

также появление видов, отмеченных ранее для пойменных участков Волги.

Ежегодные изменения состава зоопланктона, его численности и биомассы обусловлены множеством факторов, к числу которых относятся термические и метеорологические условия, водность, режим сработки уровня, проточность, прозрачность и т.д. Из всего многообразия условий существования наибольшее значение имеют водность, температура воды и наличие пищи. Для вегетационного периода 2001 г. были характерны высокая водность и высокие температуры воды.

На участке выше города зарегистрировано 37 видов голопланктона, ниже города – 43 вида. Средняя численность зоопланктона выше г. Саратова составляла 5.33 тыс. экз./м<sup>3</sup>, биомасса – 0.497 г/м<sup>3</sup>. Ниже города эти показатели достигали 6.29 тыс. экз./м<sup>3</sup> и 0.518 г/м<sup>3</sup> соответственно (рис. 4). При анализе количественных показателей развития зоопланктона в 2001 г. по сравнению с предыдущими годами исследований обращают на себя внимание низкие значения численности и биомассы (Волгоградское водохранилище..., 1977; Рыбохозяйственное освоение..., 1980). В частности, по данным И.В. Беловой (Волгоградское водохранилище..., 1977), общая численность зоопланктона на участке выше г. Саратова составляла 63.4 экз./м<sup>3</sup>, ниже города – 18.2 тыс. экз./м<sup>2</sup>. Снижение количественной представленности зоопланктона в настоящее время, по-видимому, объясняется массовым развитием дрейссены – мощного фильтратора, успешно конкурирующего с планктонными организмами. Кроме того, по данным гидрохимического анализа, на исследуемом участке водохранилища отмечено стойкое органическое загрязнение поверхностных вод (Шашуловская, Котляр, 2000).

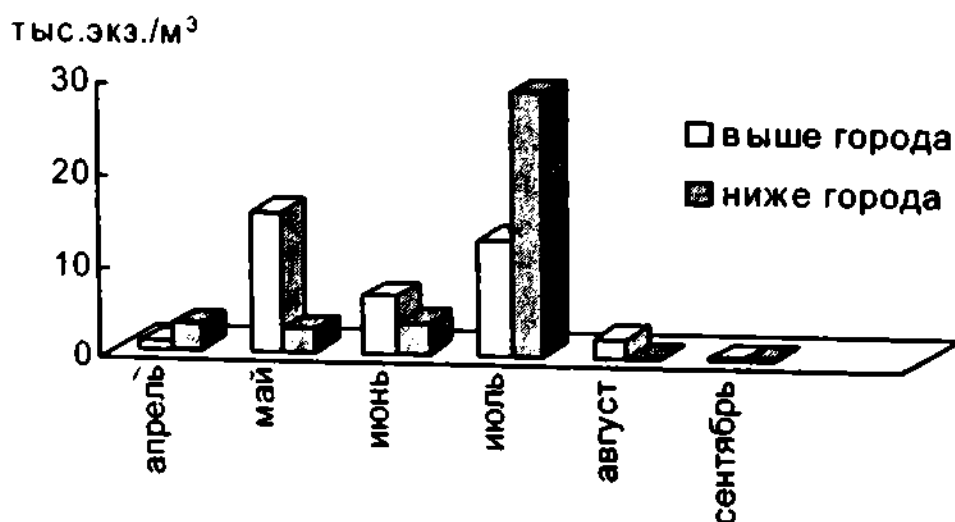


Рис. 4. Средняя численность зоопланктона (экз./м<sup>3</sup>) на участках выше и ниже г. Саратова



Среди представителей меропланктона наибольшей численностью и частотой встречаемости характеризуются хирономиды и нематоды.

Анализ распределения количественной и качественной представленности зоопланктона по поперечному профилю показал, что более высокая численность (14.78 тыс. экз./м<sup>3</sup>) и биомасса (1.22 г/м<sup>3</sup>) характерны для левобережной зоны (ниже города). Это объясняется наличием мелководий и придаточных водоемов с более благоприятными трофическими и температурными условиями, а также воздействием железнодорожной дамбы, которая служит барьером для поступающих загрязненных вод. Минимальные средние показатели численности и биомассы зарегистрированы на русловом участке ниже города (2.06 тыс. экз./м<sup>3</sup> и 0.078 г/м<sup>3</sup> соответственно), что подтверждает представление о загрязнении как факторе, угнетающем фауну пелагиали

В течение всего вегетационного периода в планктоне по численности и биомассе преобладали копеподы (рис. 5). Лишь к концу лета на участке выше города в правобережной зоне возросла роль кладоцер и колеров. Величина продукции зоопланктона за сезон колебалась в широких пределах (от 0.773 до 6.047 г/м<sup>3</sup>).

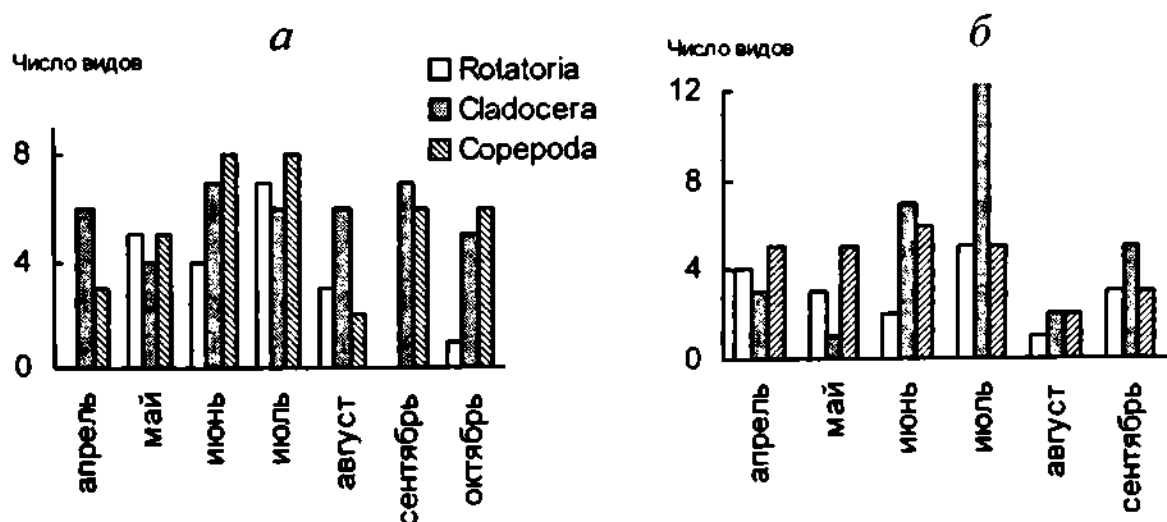


Рис. 5. Структура зоопланктона по группам на участке выше (а) и ниже (б) г. Саратова

Наглядным показателем изменения фауны планктонных животных ниже города может служить коэффициент ее видового сходства с населением реки выше города. Для колеров этот показатель равен 0.74, для ветвистоусых и веслоногих ракообразных соответственно 0.67 и 0.8, для всей фауны зоопланктона – 0.78. Наиболее низкие значения показателя

Серенсена для данных участков зарегистрированы в июне (0.34) и сентябре (0.33).

Невысокие уровни коэффициента видового сходства свидетельствуют о качественных сдвигах в составе зоопланктона, происходящих в результате воздействия городских стоков на биоту реки.

Среднее значение индекса Шеннона для всего района исследований составило 1.165 (выше города – 1.15, ниже – 1.18). На участках ниже города преобладали эврибионтные виды зоопланктона. Максимальная выравненность зоопланктонных сообществ отмечена в мае (индекс Пielу – 0.47, Симпсона – 0.26) и в июне (Пielу – 0.46, Симпсона – 0.22) для участка выше г. Саратова. Минимальная равномерность количественной представленности сообществ зарегистрирована в мае для верхнего участка (индекс Пielу – 0.82) и в августе для нижнего участка (0.87).

Для определения качества воды использовали систему сапробности по Пантле и Букку в модификации Сладечека. Анализ сезонной динамики данного индекса показал наличие загрязнения водной толщи весной и начале лета, особенно в правобережных районах. В летние месяцы в связи с повышением фильтрационной активности зоопланктона и увеличением самоочищающего потенциала водоема данный показатель стабилизировался.

Негативное влияние промышленных центров на донные сообщества, выражающееся в снижении численности и биомассы зообентоса, уменьшении видового обилия и изменении количественной представленности отдельных видов, отмечали многие авторы (Константинов, 1967, 1972; Тюшина, 1978; Филинова, Каширская, 1980).

При анализе состояния зообентоса Волгоградского водохранилища в зоне влияния промышленного центра использовались данные, полученные в ходе наблюдений на разноглубинных участках водохранилища.

На мелководных участках в мягком бентосе доминировали гетеротопные гидробионты: мирные личинки хирономид – *Cladotanytarsus* гр. *tancus* (Walcer), *Polypedilum* гр. *nubeculosum* (Meigen) и хищные – *Procladius ferrugineus* Kieffer, *Cryptochironomus* гр. *defectus* (Kieffer), а также подвижные, постоянно обитающие в воде высшие ракообразные, распространившиеся в водохранилище в последнее десятилетие – *Dikerogammarus caspius* (Pallas), *Chaetogammarus warpachowskyi* (Sars). Из олигохет многочисленны *Stylaria lacustris* (Linnaeus), *Dero* sp., – мелкие формы, часто встречающиеся в планктонных пробах. С увеличением глубины начинала преобладать гомотопная фауна. На глубине более 3 метров доминировали кольчатые черви, на свале глубин – олигохеты *Potamothrix hammoniensis* (Michaelsen), *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede и гаммариды – *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald), *Pontogammarus obesus*

(Sars), из хирономид преобладали *Chironomus plumosus* (Linne) и *P. гр. nubeculosum* (Meigen), в русловой части – полихеты – *Hypania invalida* (Grube), и олигохеты – *P. vejovskyi* (Hrabe), *P. moldaviensis* Vojdovsky et Mrazek, *P. hammoniensis* (Michaelson), *L. hoffmeisteri* Claparede.

Наибольшее число видов зообентоса зарегистрировано на мелководных биотопах исследуемого участка (39 видов), в русле видовое обилие значительно ниже (10 видов). Всего выше города обнаружено 37 видов, ниже города – 30. Полученные данные позволили выявить различия в распределении фауны по поперечному профилю выше и ниже города. Так, по левому берегу отмечено увеличение обилия видов, а в русле и по правому берегу – уменьшение (рис. 6).

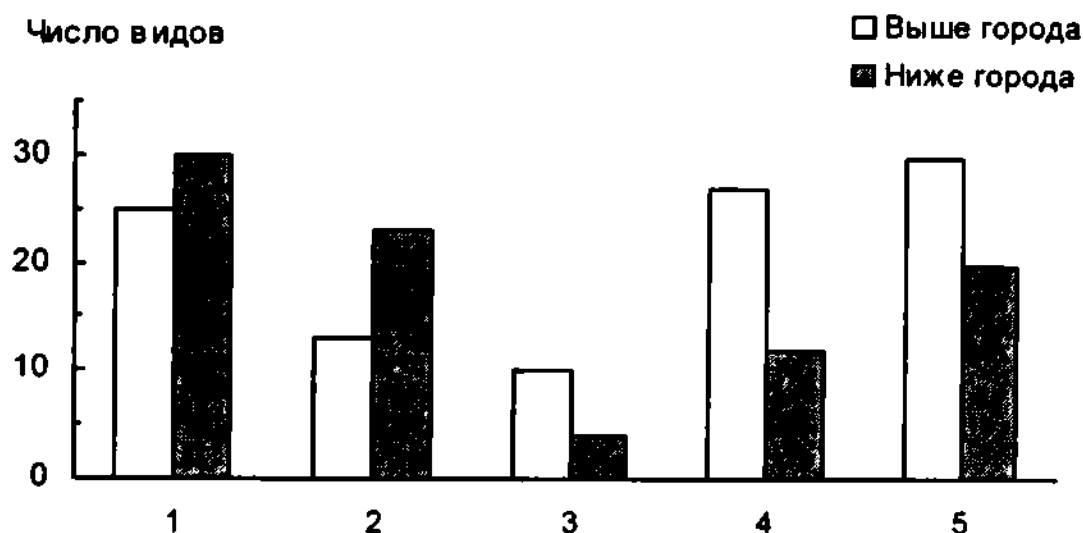


Рис. 6. Видовое обилие зообентоса в зоне влияния крупного промышленного центра.

Здесь и на рис. 7, 8: 1 – левый берег (глубина до 1.5 м), 2 – левый берег (3–7 м), 3 – русло (более 8 м), 4 – правый берег (3–7 м), 5 – правый берег (до 1.5 м).

В количественном распределении зообентоса по глубинам отмечены следующие тенденции. Численность мягкого бентоса максимальна на свале глубин (3–7 м) и минимальна в русловой части. Биомасса в периодически осушаемом мелководье ниже по сравнению с постоянно обводненными участками (рис. 7). Количественные показатели моллюсков минимальны в периодически осушаемой зоне и увеличиваются по направлению к руслу, где достигают максимума (рис. 8). Изменения общей биомассы зообентоса по градиенту увеличения глубины соответствуют динамике доминирующей группы – моллюсков.

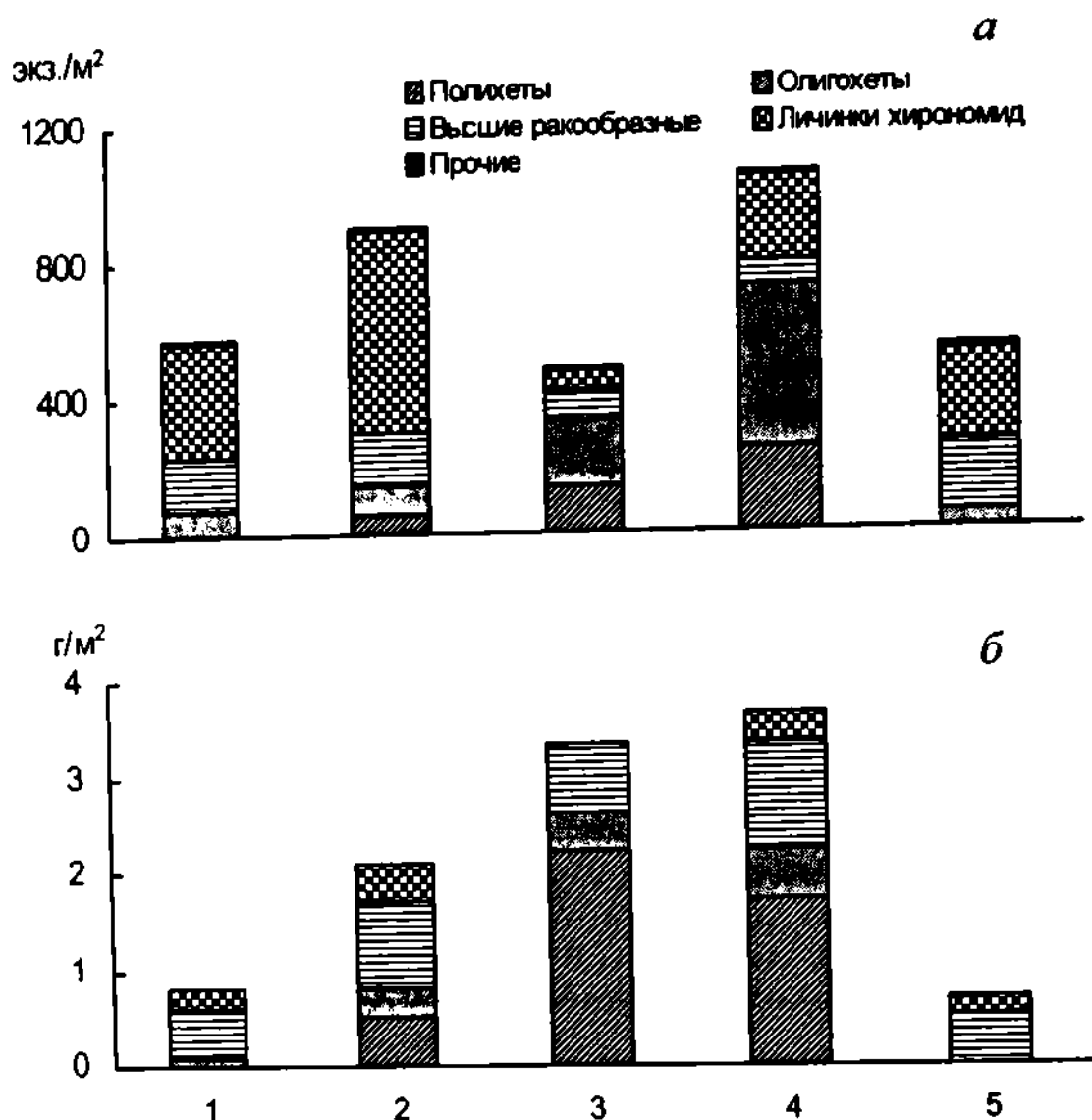


Рис. 7. Распределение численности (а) и биомассы (б) мягкого зообентоса по поперечному профилю

На фоне общей картины распределения зообентоса по глубинам на исследуемом участке численность и биомасса зообентоса на станциях ниже города меньше по сравнению со станциями, расположенными по течению выше города. Так, выше г. Саратова численность мягкого зообентоса достигала 910 экз./м<sup>2</sup>, биомасса – 2.56 г/м<sup>2</sup>, ниже города эти показатели снизились в полтора раза. Количественные показатели моллюсков на участке выше города составляли 1690 экз./м<sup>2</sup> и 880 экз./м<sup>2</sup> соответственно, тогда как ниже города их численность снизилась в 3 раза, а биомасса – на порядок.

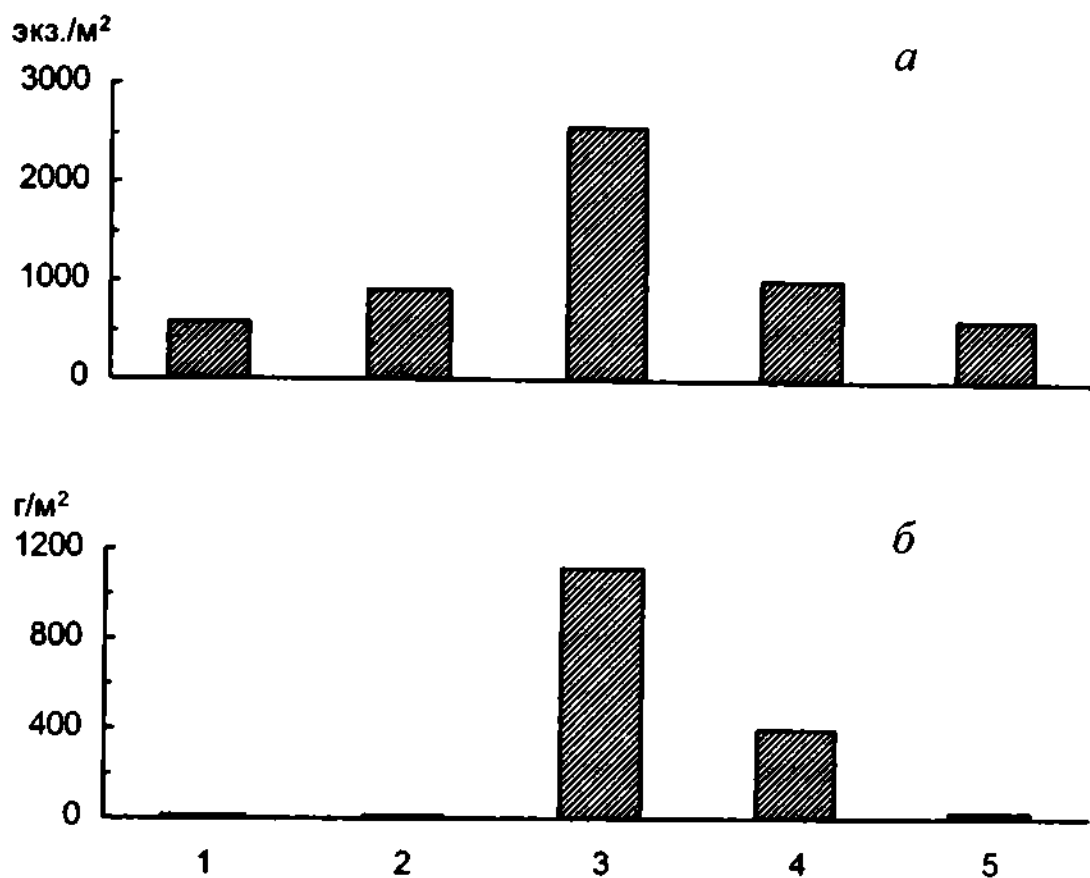


Рис. 8. Распределение численности (а) и биомассы (б) моллюсков по поперечному профилю

В соответствии с «Критериями оценки состояния пресноводных экосистем при проведении экологического мониторинга» на станциях выше крупного промышленного центра и по левому берегу ниже города, судя по хирономидному индексу Балушкиной, складывалась «относительно удовлетворительная ситуация» (индекс Балушкиной менее 6.5). Все прочие станции ниже города находились в зоне «чрезвычайной экологической ситуации» и «экологического бедствия», поскольку индекс Балушкиной превышал на мелководных станциях 6.5, а на русле и свале глубин по правому берегу хирономиды отсутствовали. По олигохетному индексу, который изменялся от 157 до 200, весь исследуемый участок может быть отнесен к «зоне экологического бедствия». По дополнительным критериям – индексам Гуднайта и Уитли, Кинга и Болла – отмечалось ухудшение экологического состояния ниже города по руслу и правому берегу.

Индексы видового разнообразия Шеннона ( $H$ ) и доминирования Симпсона ( $C$ ) от берега к руслу снижались ( $H$  – от 3.04 до 1.3;  $C$  – от 0.65 до 0.42), что может свидетельствовать об однотипности условий, склады-

вающихся в русловой части. Аналогичные изменения структурных индексов имели место в зависимости от типа грунта с разной степенью заиления (Филинова и др., 2002). Минимальные значения  $H$  зарегистрированы ниже города на свале глубин (1.3) и на русле (1.94). На этих же станциях сообщества характеризовались максимальными показателями выравненности, соответственно 0.27 и 0.63, в то время как на прочих станциях они не превышали 0.15.

В результате проведенных исследований установлено, что наиболее выраженные изменения, оцениваемые по совокупности структурных индексов, изменению видового богатства и показателей загрязнения, зарегистрированы для макрозообентоса на правобережных мелководьях с глубиной 3–7 м и в русловой части реки.

Учитывая особенности пространственного распределения донной фауны, при оценке состояния гидроценозов по показателям бентоса, целесообразно использовать хирономидный индекс Балушкиной для сравнительной оценки мелководной зоны, а олигохетные индексы – для русловой части.

Полученный материал по зоопланктону был обработан методом дискриминантного анализа с использованием пошагового отбора наиболее важных для дискриминации показателей (1, 2, 3). В процедуре отбора использовали  $F$ -критерий, пороговая величина которого для исключения и включения того или иного показателя принималась равной 4. Применение дискриминантного анализа позволило решить две основные задачи: а) выделить показатели, максимально информативные с точки зрения разделения участков, расположенных выше и ниже урбанизированной зоны водохранилища; б) получить параметры дискриминантной функции, позволяющей отнести наблюдения по принадлежности к тому или иному участку водоема.

В результате анализа выявлено, что наиболее информативными для дискриминации признаками являются: суммарная концентрация азота ( $x_1$ ), концентрация кремния ( $x_2$ ), значение БПК<sub>5</sub> ( $x_3$ ), численность ( $x_4$ ) и биомасса ( $x_5$ ) зоопланктона. Получены стандартизированные и не стандартизированные значения коэффициентов дискриминантной функции (см. таблицу). Первые из них позволяют сделать вывод, что среди отобранных признаков максимальный объем информации для разделения участков несут показатели численности и биомассы зоопланктона, поскольку именно они имеют наибольшие коэффициенты в дискриминантной функции.

Использование не стандартизированных коэффициентов позволяет предсказать по имеющимся показателям, к какому участку (выше или ниже зоны влияния города) можно относить наблюдение (пробу). Для

этого делается подстановка значений измеренных показателей в модель дискриминантной функции  $F$ :

$$F = 9.536 - 5.273 x_1 + 0.844 x_2 - 2.513 x_3 - 0.00134 x_4 + 14.887 x_5.$$

#### Коэффициенты дискриминантной функции

Показатели	Стандарти- зированные коэффициенты	Нестандарти- зированные коэффициенты
Суммарная концентрация азота ( $x_1$ )	-2.767	-5.273
Концентрация кремния ( $x_2$ )	2.639	0.844
БПК <sub>5</sub> ( $x_3$ )	-2.117	-2.513
Численность зоопланктона ( $x_4$ )	12.281	-0.00134
Биомасса зоопланктона ( $x_5$ )	12.590	14.887
Константа функции	—	9.536

Вероятность правильного разделения по данной модели составляет 90%. В случае, если при подсчетах результирующее число окажется положительным, мы можем с указанной вероятностью отнести пробу к участку, расположенному выше города. При отрицательном значении функции – к ниже расположенному участку, испытывающему влияние урбанизированной зоны.

На первый взгляд, использование дискриминантной функции для классификации наблюдений (проб) может показаться нецелесообразным – исследователю крайне редко приходится иметь дело со «слепыми» пробами. Однако при отборе проб во внутреннем интервале между рассматриваемыми участками водохранилища можно по рассчитанному абсолютному значению функции в первом приближении судить о сходстве пробы с тем или иным участком, а следовательно, делать предварительные выводы о степени влияния урбанизированной зоны.

Таким образом, анализ состояния гидроценозов исследованной зоны водохранилища показал, что на участках ниже промышленного центра происходит накопление стойкого органического вещества и биогенных элементов. Загрязнение носит диффузный характер. Наиболее выраженные изменения, оцениваемые по совокупности структурных показателей, для исследуемых групп организмов зарегистрированы на правобережных и русловых участках ниже города. На указанных биотопах сообщества испытывают дополнительную нагрузку от сточных вод выведенных сюда коллекторов крупных промышленных предприятий и городских стоков,

находящихся в черте города. Об этом свидетельствует изменение некоторых гидрохимических показателей в придонном слое воды.

### Литература

- Волгоградское водохранилище (население, биологическое продуцирование и самоочищение). Саратов: Изд-во Саратовского ун-та, 1977. 222 с.
- Константинов А.С. Обеднение донной фауны Волги ниже Саратова как показатель ее загрязнения // Фауна Волгоградского водохранилища и влияние на нее загрязнения. Саратов: Изд-во Саратовского ун-та, 1967. С. 25–29.
- Константинов А.С. Зообентос Волги выше и ниже Саратова в 1967 году // Тр. компл. эксп. Саратов. ун-та по изучению Волгоградского и Саратовского водохранилищ. Саратов, 1972. Т. 2. С. 60–73.
- Рекомендации Минприроды по выявлению зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. М., 1992.
- Рыбохозяйственное освоение и биопродукционные возможности Волгоградского водохранилища. Саратов: Изд-во Саратовского ун-та, 1980. 264 с.
- Тюшина С.В. Влияние загрязнения на донную фауну // Качество воды и биологическая продуктивность Саратовского и Волгоградского водохранилищ. Тр. Саратовского отд. ГосНИОРХ. 1978. Т. 16. С. 94–103.
- Филинова Е.И., Малинина Ю.А., Мосияш С.С., Медведева А.А. Процессы становления грунтов в зоне воздействия паводковых вод и их влияние на бентофауну // Актуальные проблемы водохранилищ. Всероссийская конф. с участием специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья. Тез. докл. Ярославль, 2002. С. 306–308.
- Филинова Е.И., Каширская Е.В. К оценке качества воды Волгоградского водохранилища по бентосным организмам // Тез. 2-й конф. молодых ученых «Проблемы охраны вод и рыбных ресурсов Поволжья». Казань, 1980. С. 68–70.
- Шашуловская Е.А., Котляр С.Г. Мониторинг загрязняющих веществ в биогидроценозе Волгоградского водохранилища // Материалы Всероссийской научной конференции «Фундаментальные и прикладные аспекты функционирования водных экосистем». Саратов, 2001. С. 189–193.



УДК 574.583:556.551.3

## **ФОРМИРОВАНИЕ ПОДВОДНОГО СВЕТОВОГО РЕЖИМА ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ**

**Н.М. Минеева**

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

**Введение.** При чрезвычайно широком распространении гидрологических, гидрохимических и гидробиологических исследований гораздо меньше внимания уделяется оптике внутренних водоемов или лимнологической (Kirk, 1983) оптике. Гидрооптические показатели интегрируют ряд происходящих в водоеме и на водосборе процессов. Проникающая в воду солнечная радиация – один из основных факторов, формирующих термический режим водоема и его биологическую продуктивность. Условия подводного светового режима влияют на жизнедеятельность гидробионтов, и в первую очередь фитопланктона, за счет фотосинтеза которого преобразованная энергия Солнца переходит в качественно новую, более концентрированную форму – органическое вещество.

Общие закономерности проникновения солнечной радиации в природные воды, необходимые для понимания общего метаболизма экосистемы, подробно описаны в литературе, в том числе в монографических обобщениях (Хатчинсон, 1969; Довгий, 1977; Ерлов, 1980; Вологдин, 1981; Kirk, 1983; Чехин, 1987). Подводный световой режим определяется как условиями внешнего освещения, так и оптическими свойствами водной среды, которые существенно различаются не только в разных водоемах, но также по акватории, глубине и во времени. Формирование светового поля в водной толще, происходящее за счет преломления, поглощения и рассеяния солнечного излучения, определяется наличием оптически активных компонентов, участвующих в преобразовании световой энергии. К ним относятся сама вода, растворенные соли, растворенное органическое вещество, минеральное и органическое взвешенное вещество (гидрозоль), включающее биогенную взвесь – планктон (Kirk, 1983; Кондратьев, Поздняков, 1988). Часть окрашенной органики, которая обуславливает преимущественно ослабление коротковолнового излучения и состоит из поступающего с поверхностным стоком водного гумуса, водорастворимых продуктов разложения планктона, пигментов, называется желтым веществом (Ерлов, 1980).

Результаты обширных гидрооптических исследований пресных водоемов включают и данные, касающиеся подводного светового режима

волжских водохранилищ (Боровкова, 1967; Кириллова, 1970; Пырина и др., 1972; Ларин, 1973; Пырина, 1975; Пырина, Рутковская, 1976; Чехин, 1987; Выхристюк, 1989), но целостная картина для всего каскада отсутствует. Предыдущие исследователи (Пырина и др., 1972) отмечали незначительное участие водорослей планктона в ослаблении подводной облученности в волжских водохранилищах, однако вследствие процессов эвтрофирования, затронувших большинство внутренних водоемов и повлекших за собой увеличение обилия автотрофных организмов, за прошедшие десятилетия ситуация могла измениться. Настоящая работа посвящена сравнительной характеристике показателей гидрооптического режима волжских водохранилищ, а также оценке роли фитопланктона в ослаблении подводной облученности в водохранилищах на современном этапе.

**Материал и методы исследования.** Гидрооптические наблюдения проводили одновременно с исследованиями первичной продукции планктона на 40–60 русловых станциях всего волжского каскада (1989–1991 гг.) и водохранилищах Верхней Волги (1979, 1989, 1992 и 1995 гг., преимущественно в летний период), а также Шекснинском водохранилище (май–октябрь 1976–1977 гг.). На всех станциях определяли содержание хлорофилла (Logezzen, Jeffrey, 1980), прозрачность, цветность и взвешенное вещество, называемые общими характеристиками оптических свойств воды (Довгий, 1977). Кроме того, было выполнено ~ 500 измерений энергии солнечной радиации, приходящей на поверхность водоема ( $I_{нов}$ ), с помощью фотоинтегратора (Пырина, 1965, 1993), установленного на верхней надстройке судна и регистрирующего излучение в видимой области спектра ( $\lambda = 380–800$  нм), близкой к диапазону ФАР (фотосинтетически активная радиация).

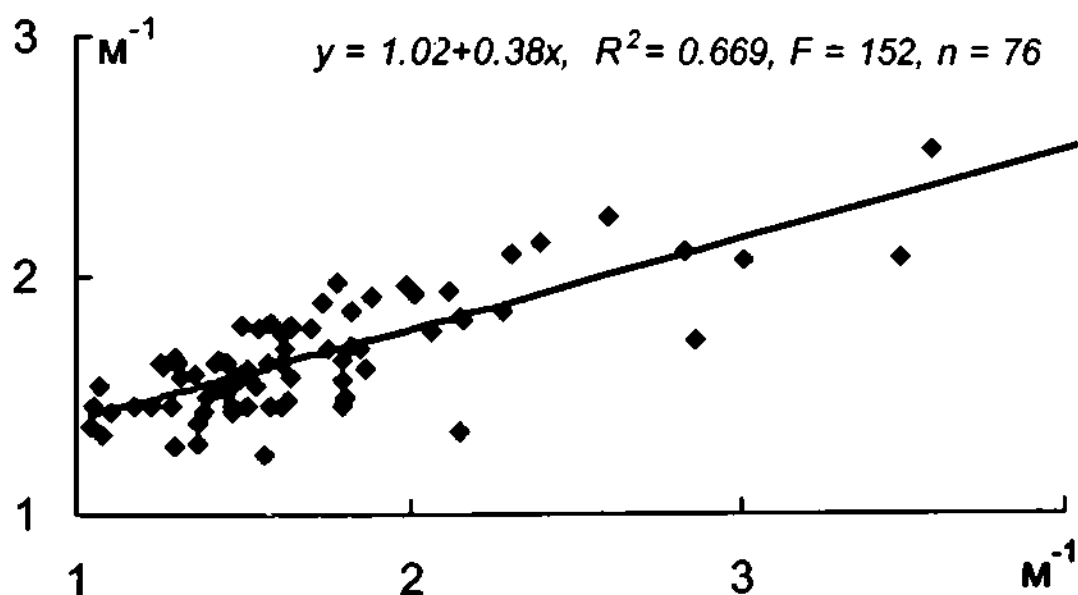
По измерениям ФАР на воздухе для каждой станции рассчитывали собственно гидрооптические характеристики (Козлянинов, 1981; Kirk, 1983): относительное ослабление света в слое 0–0.5 м ( $I_{нов}/I_{0.5м}$ ) – показатель, близкий по смыслу к коэффициенту пропускания  $Q = I_z/I_{нов}$ , который выражают в процентах (Мокиевский, 1980), и показатель вертикального ослабления белого света  $\alpha_{ФАР}$  по формуле (1), которую авторы (Довгий, 1977; Ерлов, 1980; Kirk, 1983; Чехин, 1987) приводят в разных символах:

$$\alpha_{ФАР} = \frac{1}{Z_2 - Z_1} \ln \frac{I(Z_1)}{I(Z_2)} \quad (1)$$

где  $I(Z_1)$  и  $I(Z_2)$  – облученность на глубине  $Z_1$  и  $Z_2$  (в нашем случае – 0.5 и 1.5 м).

Значения  $I(Z_1)$  и  $I(Z_2)$  рассчитывали по формуле, приведенной в работе Ф.Э. Арз и Д.Н. Толстякова (1969) и позволяющей оценить интенсивность спектрально сложного потока, проникающего на разные глубины.

Использование такого рода расчетов для оценки гидрооптических показателей водохранилищ Волги нам представилось возможным на основании анализа данных, полученных в 1976–1977 гг. на Шекснинском водохранилище (Современное состояние..., 2002). В этих исследованиях параллельно с измерениями на воздухе было выполнено около 150 определений подводной облученности на глубинах 0.5 и 1.5 м, по которым также рассчитали  $\alpha_{ФАР}$ . Сравнение величин  $\alpha_{ФАР}$ , полученных на основании непосредственно измеренных и расчетных значений  $I_Z$ , показало их хорошую сходимость – наличие между ними тесной линейной зависимости с высоким коэффициентом корреляции (см. рисунок). Различия между средними  $\alpha_{ФАР}$  в интервале от 1.0 до 4.5 м<sup>-1</sup> (соответственно  $2.75 \pm 0.43$  и  $2.13 \pm 0.18$  м<sup>-1</sup>) были недостоверными по критерию Стьюдента ( $t = 1.32$  и ниже табличного значения при  $p < 0.05$ ).



Зависимость между величинами  $\alpha_{ФАР}$  полученными по измеренным (ось ординат) и рассчитанным (ось абсцисс) значениям  $I_Z$

Для оценки роли фитопланктона в формировании подводного светового поля использовали: процентное содержание хлорофилла  $a$  (Хл) в составе взвешенного вещества; ослабление ФАР фитопланктоном ( $\alpha_{Хл}$ ), которое оценивали по концентрации пигмента и его среднему удельному поглощению, равному  $0.02 \text{ м}^{-1}/(\text{мг Хл} \cdot \text{м}^{-3})$  (Megard et al., 1979); отношение прозрачности, измеренной по диску Секки ( $Z_C$ ) и рассчитанной по содержанию хлорофилла ( $Z_{Хл}$ ) по формуле (2) (Бульон, 1985):

$$Z_{Хл} = 5.7 \text{ Хл}^{-0.44} \quad (2)$$

Отношение  $Z_c/Z_h$  должно приближаться к 1, если в составе взвешенного вещества преобладает фитопланктон, и снижаться, если преобладает минеральная взвесь (Изместьева и др., 1990).

**Результаты и их обсуждение.** Волжский каскад включает восемь крупных, сравнительно мелководных водохранилищ, существенно различающихся по морфометрии, проточности, водообмену, объему боковых притоков (Авакян, Широков, 1990), а также по трофическому статусу (Минеева, 1995). С севера к каскаду примыкает мезотрофное Шекснинское водохранилище, входящее в состав Волго-Балтийского водного пути (Современное состояние..., 2002). Водоемы расположены в различных природно-климатических зонах от южной тайги до полупустыни, и изначальные условия формирования их радиационного режима различны. Суммарное поступление солнечной радиации общего спектра за период с апреля по октябрь ( $\text{МДж/м}^2$ ) закономерно возрастает с севера на юг и, по данным актинометрических станций, осуществляющих стандартные наблюдения на прилегающих территориях (Пивоварова, Стадник, 1988), составляет:

Кострома	Н. Новгород	Самара	Ершов	Волгоград	Астрахань
2887	2994	3302	3395	3510	3707

Характеристики оптических свойств воды в каскаде также изменяются с севера на юг, отчасти отражая зональные особенности водоемов. Прозрачность воды в водохранилищах Верхней, Средней и Нижней Волги в период наших исследований изменялась соответственно в пределах 0.2–2.5 м, 0.5–1.8 м и 1.2–2.6 м. Средние величины (табл. 1) демонстрируют тенденцию к увеличению прозрачности в направлении к наиболее глубокому нижнему участку Волги, принимающему незначительный объем боковых притоков. На глубину видимости белого диска во всех водохранилищах проникает чуть более 5% падающей радиации  $I_0$ . Это практически полностью совпадает с классическими представлениями (Хатчинсон, 1969), подтверждая правомерность и корректность используемых нами расчетов:

Шекс- нинское	Ивань- ковское	Углич- ское	Рыбин- ское	Горь- ковское	Чебокс- сарское	Куйбы- шевское	Сара- товское	Волго- градское
5.4±0.04	5.8±0.03	5.6±0.02	5.6±0.03	5.8±0.02	5.8±0.02	5.6±0.02	5.2±0.01	5.3±0.02

По окрашенности воды Верхней Волги, принимающей поверхностный сток с высоким содержанием органического вещества гуминовой природы, в основном относятся к категории мезополигумозных и мезогумозных, а в отдельные периоды встречаются полигумозные с цветностью

более 100 град. Для Средней Волги характерно наличие мезогумозных вод, для Нижней – олигомезогумозных и мезогумозных (табл. 1).

Таблица 1

Показатели подводного светового режима водохранилищ

Водохранилище	Пр, м	Цв, град	ВВ, мг/л	$\alpha_{ФАР}$ , м <sup>-1</sup>	$I_{нов}/I_{0.5 м}$ , отн. ед.
Шекснинское	1.10±0.06	73±6	15.6±2.8	1.77±0.11	10.5±1.0
<b>Верхняя Волга</b>					
Иваньковское	0.97±0.04	65±2	10.1±1.2	1.46±0.03	11.2±1.4
Угличское	1.15±0.04	59±4	8.5±0.4	1.35±0.03	7.8±0.3
Рыбинское	1.19±0.03	57±2	8.4±0.8	1.19±0.01	11.7±1.5
<b>Средняя Волга</b>					
Горьковское	0.96±0.02	46±1	7.5±0.4	1.47±0.02	9.0±0.2
Чебоксарское	1.03±0.04	54±2	9.1±2.4	1.48±0.03	8.4±0.4
Куйбышевское	1.22±0.03	47±2	6.3±0.5	1.36±0.02	7.3±0.2
<b>Нижняя Волга</b>					
Саратовское	1.56±0.04	38±2	4.5±0.7	1.22±0.01	5.7±0.1
Волгоградское	1.47±0.05	33±1	3.5±0.3	1.26±0.02	6.2±0.2

*Примечание.* Здесь и в табл. 2–3: Пр – прозрачность, Цв – цветность, ВВ – взвешенное вещество; приведены средние для водоемов величины со стандартной ошибкой ( $\bar{X} \pm m_x$ ).

Содержание взвешенного вещества колеблется в широком диапазоне от 2–7 до 35 мг/л и наиболее изменчиво в Шекснинском, Иваньковском, Рыбинском, Чебоксарском водохранилищах, где отмечены 8–10-кратные различия между предельными величинами. Снижение количества взвеси от верхних водохранилищ к нижним хорошо согласуется с увеличением прозрачности (табл. 1).

Ощутимое ослабление ФАР происходит уже в верхних слоях воды. Предельные значения показателя  $I_{нов}/I_{0.5 м}$  для Верхней, Средней и Нижней Волги составляют 4.3–59.7, 5.2–18.8 и 4.2–10.5 при соответствующих средних для отдельных сроков наблюдения: 5.5–24.7, 7.1–12.2 и 5.4–6.4. Наибольшие из них (22–59) получены при обильном развитии фитопланктона (Шошинский плес Иваньковского водохранилища, прибрежные мелководья Рыбинского) и (или) при высоких показателях цветности и содержания взвеси (Белозерский плес Шекснинского). Если оценивать этот эффект с помощью коэффициента пропускания  $Q$  (Мокневский,

1980), то его величины соответственно изменяются от 2–5 до 10–25% с максимальными значениями в водохранилищах Нижней Волги.

Показатели вертикального ослабления ФАР ( $\alpha_{ФАР}$ ) в водохранилищах разных регионов составляют 0.89–1.83 м<sup>-1</sup>, 1.01–2.09 м<sup>-1</sup> и 0.99–1.33 м<sup>-1</sup> при средних величинах 0.99–1.55 м<sup>-1</sup>, которые укладываются в одни и те же пределы. Как и в случае отношения  $I_{нов}/I_{0.5м}$ , минимальные значения  $\alpha_{ФАР}$  получены в Саратовском и Волгоградском водохранилищах (см. табл. 1).

Для всех рассмотренных показателей прослеживаются однотипные зональные изменения, свидетельствующие об улучшении условий подводного светового режима с севера на юг. Однако монотонность этих изменений нарушается на участке Средней Волги, который принимает воды двух крупнейших притоков, рек Оки и Камы, и в наибольшей степени подвержен антропогенному воздействию (Минеева, 2003). Все это свидетельствует о зависимости гидрооптических условий еще и от локальных факторов, к которым относятся наличие водных масс различного генезиса; высокие скорости течения на участках, сохранивших речной характер после зарегулирования, или ветровое перемешивание озеровидных акваторий; антропогенная нагрузка.

Еще одним фактором, оказывающим влияние на световые условия в толще воды, является фитопланктон, для характеристики обилия которого используют содержание основного фотосинтетического пигмента – хлорофилла *a*. Хлорофилл служит также общепринятым маркером трофического статуса водоемов (Винберг, 1960). В соответствии со средними концентрациями пигмента исследованные водохранилища относятся к разным трофическим категориям: Шекснинское, Угличское, Саратовское и Волгоградское – мезотрофные, Ивановское, Горьковское, Чебоксарское – эвтрофные, Рыбинское и Куйбышевское – умеренно эвтрофные. Минимальная величина зарегистрирована в северном Шекснинском водохранилище, а непосредственно в каскаде отмечается их снижение в южных – Саратовском и Волгоградском (табл. 2).

Вклад фитопланктона в состав взвешенного вещества невелик. Самое низкое содержание хлорофилла во взвеси отмечено в Шекснинском и Рыбинском водохранилищах, включающих обширные озеровидные участки, где донные отложения попадают в толщу воды при частом ветровом взмучивании. Более высокие значения, достигающие 0.74–1.1% от массы взвеси, типичны для эвтрофных Ивановского, Горьковского и Чебоксарского водохранилищ. Средние величины отношения  $Z_c/Z_{ch}$ , минимальные из которых получены в Шекснинском водохранилище, как правило, не достигают единицы (табл. 2). Однако почти в каждом водоеме отмечаются ситуации, обычно свойственные периодам массового разви-

тия синезеленых водорослей, когда  $Z_C/Z_{Ch}$  приближается к единице, что должно соответствовать преобладанию во взвешенном веществе планктона.

Таблица 2

**Показатели, отражающие участие фитопланктона в формировании  
подводного светового режима водохранилищ**

Водохранилище	Хл, мкг/л	Хл, %	$Z_C/Z_{Ch}$ , отн. ед.	$\alpha_{Ch}$ , м <sup>-1</sup>	$\alpha_{Ch}$ , % от $\alpha_{ФАР}$
Шекснинское	5.7±0.9	0.07±0.01	0.35±0.02	0.13±0.02	5.7±0.6
Иваньковское	26.8±2.9	0.29±0.03	0.65±0.03	0.59±0.06	38.7±3.7
Угличское	9.9±1.2	0.16±0.04	0.52±0.03	0.22±0.03	15.9±1.8
Рыбинское	22.7±1.7	0.12±0.01	0.72±0.02	0.50±0.04	41.9±2.9
Горьковское	18.9±1.5	0.42±0.11	0.57±0.02	0.42±0.03	29.2±2.6
Чебоксарское	16.1±2.6	0.28±0.09	0.55±0.03	0.35±0.06	23.7±3.8
Куйбышевское	14.1±2.7	0.16±0.02	0.62±0.04	0.31±0.06	23.0±4.8
Саратовское	10.9±2.4	0.24±0.04	0.73±0.06	0.24±0.05	19.7±4.4
Волгоградское	9.5±0.9	0.17±0.03	0.65±0.02	0.21±0.02	16.4±1.6

Показатель ослабления световой энергии хлорофиллом ( $\alpha_{Ch}$ ) и его вклад в суммарное ослабление ФАР изменяются в широком диапазоне. Поскольку для волжского каскада эти характеристики приводятся впервые, остановимся на них более подробно.

На общем фоне минимальные значения  $\alpha_{Ch}$  и его доли от  $\alpha_{ФАР}$  получены в четырех мезотрофных водохранилищах. На Верхней Волге  $\alpha_{Ch}$  колеблется в пределах 0.08–1.45 м<sup>-1</sup>, а средние величины для всех сроков наблюдения – от 0.13 до 0.54 м<sup>-1</sup>. Вклад хлорофилльной компоненты в общее ослабление ФАР составляет в среднем для водоемов 12–44%, при отдельных значениях от 7–12 до 94%. Максимальные величины  $\alpha_{Ch}$  получены в Иваньковском и Рыбинском водохранилищах в разгар летней вегетации фитопланктона. Для Средней Волги предельные и средние  $\alpha_{Ch}$  (0.05–1.14 м<sup>-1</sup>) в целом несколько ниже за счет величин, полученных в Чебоксарском и Куйбышевском водохранилищах, тогда как в Горьковском они не отличаются от таковых на Верхней Волге. По отношению к  $\alpha_{ФАР}$  это составляет от 4 до 90% (в среднем от 7 до 47%) при максимуме в разгар лета. В водохранилищах Нижней Волги изменчивость обеих характеристик выражена в еще меньшей степени, а предельные (0.04–0.97 м<sup>-1</sup>) и средние значения  $\alpha_{Ch}$  (0.14–0.23 м<sup>-1</sup>) ниже, чем в остальных водохранилищах каскада. Вклад фитопланктона в ослабление ФАР

здесь более стабилен и также ниже, чем в других водохранилищах – в среднем 12–19% от  $\alpha_{ФАР}$  (табл. 2). Полученные величины сопоставимы с литературными данными, согласно которым от 30 до 60% ослабления подводной облученности в разнотипных озерах обусловлено фитопланктоном (Ahlgren, 1970; Ныгес, 1987; Cristofor et al., 1994).

Характеристики, в той или иной степени влияющие на ослабление света в водной толще, должны быть связаны между собой, что и подтверждают результаты корреляционного анализа (табл. 3).

Таблица 3

Коэффициенты корреляции между характеристиками  
подводного светового режима водохранилищ Волги ( $r_{0.05} > 0.20$ )

Параметры	$I_0$	Пр	Цв	ВВ	Хл	Хл, % от ВВ	$\alpha_{ФАР}$	$\alpha_{Хл}$	$\frac{\alpha_{Хл}}{\alpha_{ФАР}}$ % от
Пр	-0.11	1.00							
Цв	0.20	-0.33	1.00						
ВВ	-0.01	-0.57	0.49	1.00					
Хл	-0.09	-0.39	0.01	0.25	1.00				
Хл, % от ВВ	-0.11	-0.05	-0.08	-0.21	0.76	1.00			
$\alpha_{ФАР}$	0.20	-0.46	0.31	0.73	0.03	-0.14	1.00		
$\alpha_{Хл}$	-0.08	-0.44	0.05	0.47	0.99	0.66	0.09	1.00	
$\alpha_{Хл}, \% \text{ от } \alpha_{ФАР}$	-0.11	-0.35	-0.03	0.29	0.94	0.80	-0.13	0.94	1.00
$I_{погр}/I_{0.5м}$	0.08	-0.66	0.11	0.76	0.36	-0.11	0.17	0.33	0.35

Примечание. В расчетах использованы данные для всех водохранилищ, полученные в летний период при температуре воды 17–21°C и приходящей на поверхность суммарной солнечной радиации  $I_0$  16.5–20.0 МДж/(м<sup>2</sup> · сут).

В масштабах всего каскада обращает на себя внимание отсутствие связи рассматриваемых параметров с энергией поступающей на поверхность водоема суммарной солнечной радиации  $I_0$ . Наиболее тесно большинство из них связано с прозрачностью, подтверждая универсальность этого «самого распространенного и часто единственного показателя общих оптических свойств воды» (Довгий, 1977). Наибольшее влияние на формирование подводного светового поля оказывает содержание взвешенного вещества, которое достоверно коррелирует с восемью из девяти рассмотренных параметров. Для содержания хлорофилла таких случаев шесть, для цветности – три (табл. 3).



Не имея возможности подробно анализировать вид и количественное выражение рассматриваемых зависимостей для каждого водохранилища, отметим только, что они меняются на разных участках каскада, отражая своеобразие условий каждого водоема, которые нивелируются в общем массиве данных.

**Выводы.** Проведенные исследования выявили значительное разнообразие условий подводного светового режима и значительный диапазон изменчивости характеризующих его показателей в водохранилищах Волги. Эта изменчивость проявляется в двух аспектах. В географическом (зональном) плане с севера на юг отмечается улучшение гидрооптических условий, отражающее морфометрические особенности водоемов, изменение объема боковых поступлений и условий на водосборе. Монотонность изменений нарушается на участке Средней Волги, принимающем воды Оки и Камы и испытывающем наибольшую антропогенную нагрузку. Вместе с тем, показатели подводного светового режима демонстрируют четкую приуроченность к водам разной трофической принадлежности, различающимся обилием фитопланктона (содержанием хлорофилла) и его вкладом в ослабление подводной облученности.

### Список литературы

- Авакян А.Б., Широков В.М.* Комплексное использование и охрана водных ресурсов. Минск: Университетское, 1990. 240 с.
- Арз Ф.Э., Толстяков Д.Н.* О проникновении солнечной радиации в воду // Метеорол. гидрол. 1969. № 6. С. 58–64.
- Боровкова Т.Н.* Поглощение солнечной радиации водными массами Куйбышевского водохранилища // Тр. ГГО. 1967. Вып. 206. С. 57–66.
- Бульон В.В.* Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Л., 1985. 32 с.
- Винберг Г.Г.* Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР, 1960. 330 с.
- Вологдин М.П.* Гидрооптические особенности малых озер Забайкалья (на примере Ивано-Арахлейских). Новосибирск: Наука, 1981. 134 с.
- Выхристюк М.М.* Гидрометеорологические условия и оптические свойства водных масс // Экология фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Л.: Наука, 1989. С. 16–30.
- Довгий Т.Н.* Подводная солнечная радиация на Байкале. Новосибирск: Наука, 1977. 101 с.
- Ерлов Н.Г.* Оптика моря. Л.: Гидрометеониздат, 1980. 248 с.

- Изместьева Л.Р., Кожова О.М., Усенко Н.Б. Динамика хлорофилла *a* в сестоне Иркутского водохранилища // Гидробиол. журн. 1990. Т. 26. № 1. С. 7–14.
- Кириллова Т.В. Радиационный режим озер и водохранилищ. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 254 с.
- Козлянинов М.В. Основные принципы оптических измерений в море и некоторые гидрофотометрические расчеты // Оптика океана и атмосферы. М.: Наука, 1981. С. 96–162.
- Кондратьев К.Я., Поздняков Д.В. Оптические свойства природных вод и дистанционное зондирование фитопланктона. Л.: Наука, 1988. 181 с.
- Ларин Д.А. О расчете энергии солнца, проникающей в глубь водоемов // Вестник МГУ. География. 1973. № 1. С. 102–106.
- Минеева Н.М. Формирование первичной продукции водохранилищ Волжского каскада в современных условиях. Пигменты фитопланктона // Вод. ресурсы. 1995. Т. 22. № 6. С. 746–756.
- Минеева Н.М. Эколого-фаунистические аспекты формирования первичной продукции планктона водохранилищ Волги: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Н. Новгород, 2003. 42 с.
- Мокиевский К.А. Исследования радиационного режима озер как основа теплового и энергетического баланса водоемов // Acta Hydrophys. 1980. Bd. 25. N. 1/2. S. 129–149.
- Ныгес П.Л. Продукционная экология озера Выртсъярв: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Тарту, 1987. 20 с.
- Пивоварова З.И., Стадник В.В. Климатические характеристики солнечной радиации как источника энергии на территории СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 292 с.
- Пырина И.Л. Подводный фотоинтегратор // Гидробиол. журн. 1965. Т. 1. № 2. С. 61–67.
- Пырина И.Л. Проникновение и спектральный состав солнечного света в оптически различных водах // Круговорот вещества и энергии в озерных водоемах. Новосибирск: Наука, 1975. С. 349–353.
- Пырина И.Л. Определение подводной фотосинтетически активной радиации // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 132–138.
- Пырина И.Л., Рутковская В.А. Зависимость фотосинтеза фитопланктона от проникающей в воду суммарной солнечной радиации // Биологические продукционные процессы в бассейне Волги. Л.: Наука, 1976. С. 48–66.
- Пырина И.Л., Рутковская В.А., Ильинский А.Л. О влиянии фитопланктона на проникновение солнечной радиации в воду волжских водохрани-

- лищ // Органическое вещество и элементы гидрологического режима волжских водохранилищ. М.: Наука, 1972. С. 97–106.
- Современное состояние экосистемы Шекснинского водохранилища. Ярославль: ЯГТУ, 2002. 368 с.
- Хатчинсон Д. Лимнология. М.: Прогресс, 1969. 592 с.
- Чехин Л.П. Световой режим водоемов. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1987. 130 с.
- Ahlgren G. Limnological studies of Lake Norrviken, an eutrophicated Swedish lake. II. Phytoplankton and its productivity // Schweiz. Z. Hydrol. 1970. V. 32. № 2. P. 353–396.
- Cristofor S., Vadineanu A., Ignat G., Ciubuc C. Factors affecting light penetration in shallow lakes // Hydrobiologia. 1994. V. 275–276. P. 493–498.
- Kirk J.O.T. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge, London, New York et. al.: Cambridge University Press, 1983. 401 pp.
- Lorenzen C.J., Jeffrey S.W. Determination of chlorophyll in sea water. UNESCO Technical Paper in Marine Science 35. Paris: UNESCO, 1980. 20 pp.
- Megard R.O., Combs W.S., Smith P.D., Knoll A.S. Attenuation of light and daily rate of photosynthesis attained by planktonic algae // Limnol. and Oceanogr. 1979. V. 24. № 6. P. 1038–1050.

УДК 597-15

## ЯВЛЕНИЕ ПОКАТНОЙ МИГРАЦИИ РЫБ ИЗ ВОДОХРАНИЛИЩ (ЗАКОНОМЕРНОСТИ И МЕХАНИЗМЫ)

Д.С. Павлов, А.И. Лупандин, В.В. Костин

*Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН,  
Москва, Россия, povedenie@narod.ru, kostin@genome.eimb.relarn.ru*

Данная работа – обобщение многолетних исследований закономерностей и механизмов покатной миграции молоди рыб. Большинство этих исследований выполнено на реках. Имеются также данные о покатной миграции рыб из водохранилищ. Цель настоящей статьи – дать сравнительную оценку закономерностей и механизмов покатной миграции в реках и водоемах с замедленным водообменом, выявить общие черты и различия этого явления в водоемах лотического и лентического типов.

Миграции (нерестовые, нагульные, зимовальные) занимают важное место в жизни рыб. Во внутренних водоемах их можно схематично представить в виде миграционных колец (рис. 1), которые связаны с системой течений в области распространения отдельных популяций.

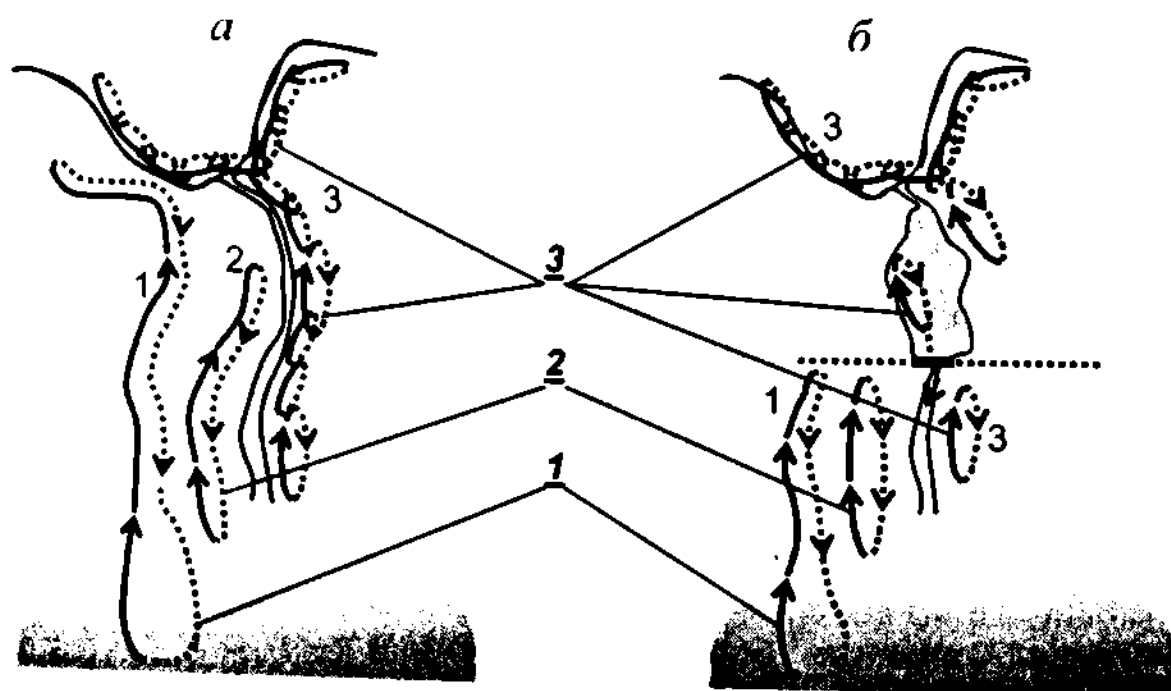


Рис. 1. Схема миграционных колец рыб при естественном (а) и зарегулированном (б) стоке рек для проходных (1), полупроходных (2) и туводных (3) рыб

При этом контрнатантные миграции (против течения) обычно чередуются с денатантными (по течению) миграциями рыб. Последние наиболее характерны для молоди – это миграции вниз от мест размножения к местам нагула. Такие миграции носят название покатных и представляют собой первое звено миграционного цикла рыб, от которого зависят масштаб миграций и многие стороны их жизни в последующие периоды. Они характерны как для проходных и полупроходных, так и для туводных рыб. Различается только их протяженность. Адаптивное значение таких миграций связано с тем, что благодаря использованию транспортной силы потока они способствуют расселению молоди и освоению трофической части ареала.

Покатная миграции наблюдается не только в водотоках, но и в водоемах с замедленным водообменом, где всегда имеются определенные течения. Зарегулирование стока большинства рыбохозяйственных рек мира и создание водохранилищ резко изменили режим течений во внутренних водоемах, нарушив тем самым веками сложившиеся экологические связи. Плотины существенно ограничивают протяженность миграционных путей, прежде всего проходных и полупроходных рыб, а частично и некоторых туводных. В случае, когда плотины непроходимы для нерестовых мигрантов, у некоторых туводных рыб миграционное кольцо может замыкаться, что, несомненно, ухудшает состояние популяции.

Среди закономерностей покатной миграции рыб из водохранилищ прежде всего следует рассматривать масштаб этого явления (табл. 1). Количество рыб, мигрирующих из водохранилищ, может составлять до нескольких миллиардов особей в год (Павлов и др., 1999). Оно существенно зависит как от биологии вида, так и от условий, складывающихся на конкретном водоеме.

**Таблица 1**

**Количество и массовые виды покатников из водохранилищ ГЭС  
(Павлов и др., 1999)**

Водохранилище	Объем, км <sup>3</sup>	Число скатившихся рыб за год, млн. экз.	Наиболее массовые виды покатников
Шекснинское	6.521	159.21	окунь, снеток, судак
Иваньковское	1.120	15.00	лещ, укля, снеток
Волгоградское	31.450	72867.00	судак, окунь, сельдь
Капчагайское	2.810	362.68	судак, лещ
Усть-Хантайское	23.500	11.28	окунь, ряпушка, пелядь
Ал. Стамболийски	0.222	24.10	судак

Видовой состав покатников практически идентичен составу ихтиофауны. При достаточно продолжительных наблюдениях среди мигрантов можно в единичных экземплярах обнаружить практически все виды рыб, обитающие в водохранилище. Однако массовая покатная миграция закономерно наблюдается только у некоторых видов рыб.

Сезонная динамика и возрастной состав мигрантов в реках характеризуются преимущественным скатом ранних возрастных групп. В водохранилищах покатная миграция более протяженна в течение года, чем в реках. В ней, кроме рыб на ранних этапах онтогенеза, участвуют и особи более старших возрастных групп.

В течение суток покатная миграция рыб неравномерна. В реках наибольшая интенсивность ската наблюдается в сумеречно-ночной период. В водохранилищах такая закономерность иногда нарушается, и молодь может скатываться круглосуточно.

Все перечисленные закономерности покатной миграции очень сильно различаются у разных видов рыб. Для того, чтобы понять, почему это происходит, рассмотрим механизмы покатных миграций.

Следует различать механизмы покатной миграции трех уровней или порядков. Механизмы первого порядка создают предпосылки для миграции; механизмы второго порядка реализуют эти предпосылки за счет «нейтрализации» реореакции; а третьего – определяют распределение уже скатывающихся рыб.

**Механизмы первого порядка.** Как в реках, так и в водохранилищах основной предпосылкой миграций является пелагическое распределение особей. Оно обеспечивается комплексами морфологических и поведенческих адаптаций.

Морфологические адаптации направлены на уменьшение удельного веса и создание положительной плавучести организмов – обводнение икры, жировые включения в икре и в желточном мешке, наличие плавательного пузыря.

Поведенческие адаптации делятся на *неспецифические* и *специфические*. *Неспецифические* – представлены врожденными поведенческими реакциями, которые не связаны с наличием течения. Это «свечки», способствующие подъему молоди со дна в толщу воды; положительная фотореакция; отрицательный тигмотаксис; избегание прибрежной растительности и пересеченного рельефа; комплекс реакций, проявляемых при пищедобывательном поведении. Адаптивное значение этих реакций полифункционально (питание, дыхание, защита от хищников, первичное расселение с нерестилищ). Только при наличии течения они ведут к появлению покатной миграции. У рыб, не совершающих покатных миграций, напротив, имеется другой комплекс морфологических и неспецифических

поведенческих адаптаций, направленный на локализацию мест обитания. Это, прежде всего, высокая плотность, клейкая икра, наличие присосок, отрицательная фотореакция, положительный тигмотаксис, предпочтение прибрежной растительности и др.

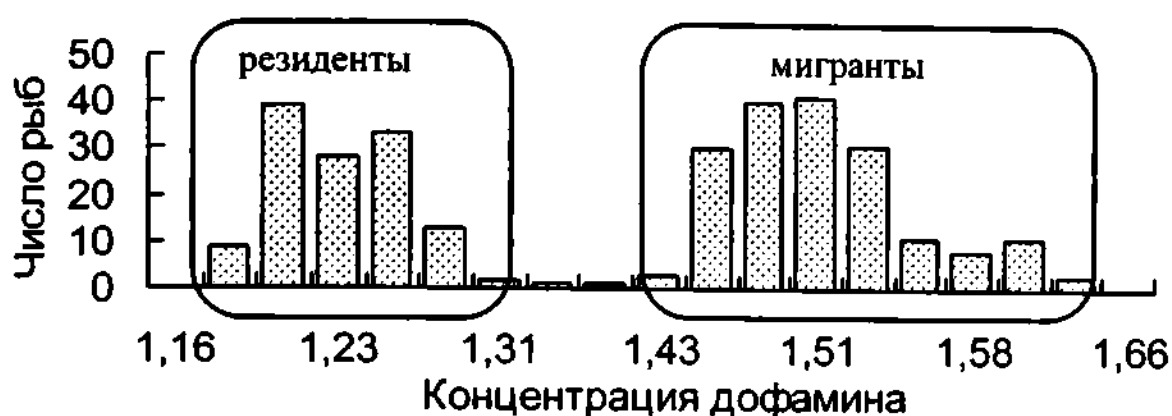


Рис. 2. Пример типичного вариационного ряда концентрации гормона в организме личинок рыб

*Специфические* поведенческие реакции связаны с выходом рыб на течение. Эти реакции носят мотивированный характер и определяются физиологическим (миграционным) состоянием особей. Проведенные в последние годы исследования миграционного поведения личинок плотвы (этапы  $C_1 - D_1$ ) дали весьма неожиданные результаты (Павлов и др., 2001). Обнаружилось, что вариационный ряд концентрации в организме личинок катехоламинов (ДОФА, дофамин, ГВК, норадреналин, адреналин) и кортикостероидов (кортизол, кортикостерон, кортизон) имеет бимодальную форму (рис. 2). Крайне незначительное количество особей в срединных классах явно указывает на существование двух различных группировок плотвы.

Однако ночью в реке наблюдаются не две, а три пространственно разобщенных группы рыб. Одна часть личинок скатывается в русловом потоке – это покатники. Другая – реогруппа – держится у границы прибрежья и руслового потока. Эти личинки проявляют реореакцию и держатся на одном месте. Остальные особи (лимногруппа) находятся вблизи берега на участках без течения.

Биохимическое тестирование личинок из этих пространственных групп показало, что концентрация гормонов статистически одинакова у покатников и личинок из реогруппы (уровень значимости различий по критерию Стьюдента  $\gg 0.05$  для всех исследованных гормонов). Практически только они и составляют правую часть вариационного ряда (рис. 2). Это рыбы из одной фенотипической группировки – мигрантов. Особи из

лимногруппы достоверно отличаются по содержанию гормонов от мигрантов, т.е. и от покатников, и от личинок из реогруппы. Они формируют левую часть бимодального вариационного ряда и составляют фенотипическую группировку резидентов. Биохимические различия между указанными группировками возникают уже в икре, причем в кладке от одной пары производителей. Следовательно, указанная бимодальность обусловлена существованием внутрипопуляционных фенотипических групп, а не межпопуляционными различиями плотвы.

Ночная пространственная разобшенность рыб из этих группировок дала возможность провести поведенческие тесты отдельно на мигрантах и резидентах. Именно сравнительное изучение их поведения и позволило выявить специфические поведенческие реакции личинок плотвы.

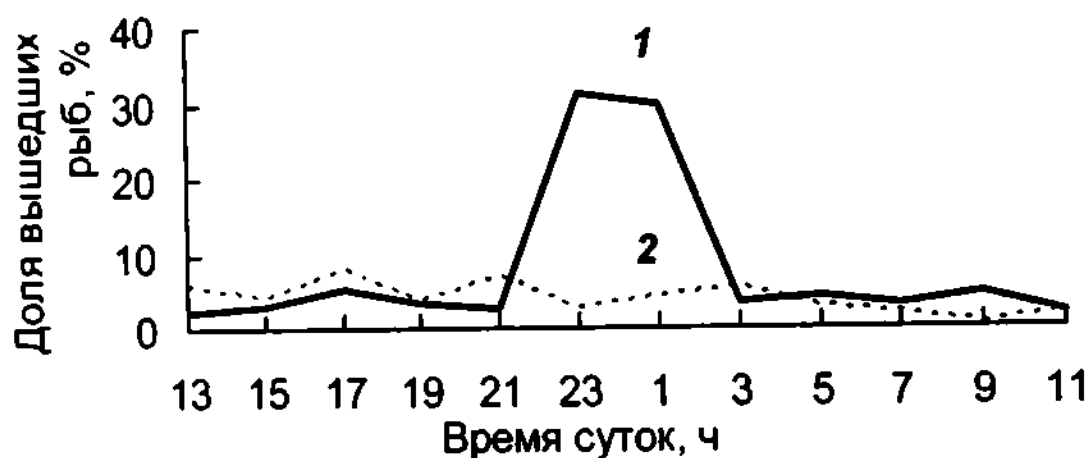


Рис. 3. Суточная динамика выхода рыб из щелевых камер:  
1 — при наличии течения, 2 — в отсутствие течения

Первая из этих реакций — повышение двигательной активности личинок при низкой освещенности (от десятков до десятых долей Лк) и векторизация их движения относительно течения. Это было выявлено в результате экспериментов по изучению двигательной активности рыб методом щелевых камер (Павлов и др., 1997). При отсутствии течения в щелевом отверстии личинки редко выходили из установки (рис. 3), когда же в нем создавалось течение, картина резко менялась, и за ночь из установки выходило более 60% рыб. Только совместное влияние освещенности и течения вызывало такое поведение. Раздельное воздействие этих факторов оказалось незначимым.

Повышение двигательной активности личинок при низкой освещенности и возникновение векторизованности их движения относительно течения свойственно как мигрантам, так и резидентам. Последнее указывает на то, что стратегии миграционного поведения рыб реализуются в резуль-



тате активного движения особей из этих группировок, т.е. резиденты при сохранении места обитания столь же активны, как и мигранты при его изменении.

Вторая специфическая поведенческая реакция – изменение отношения личинок к течению (реопреферендум) в зависимости от освещенности. Опыты проводили на одиночных особях в гидродинамическом лотке, головная часть которого была разделена на два канала. Одновременно в разных каналах лотка рыбам предъявляли два гидравлических режима – с течением (10 см/с) и без него. Фиксировали выбор рыбами того или иного гидравлического режима. Численное значение реопреферендума определяли как разность между долями рыб, выбравших течение и его отсутствие.

При освещенности от единиц до десятых долей люкса резиденты выбирали режим без течения (рис. 4), а мигранты – с течением. При относительно высоких освещенностях (сотни и более люксов), наоборот, резиденты предпочитали течение, а мигранты – его отсутствие, то есть знак реопреферендума изменялся на противоположный.

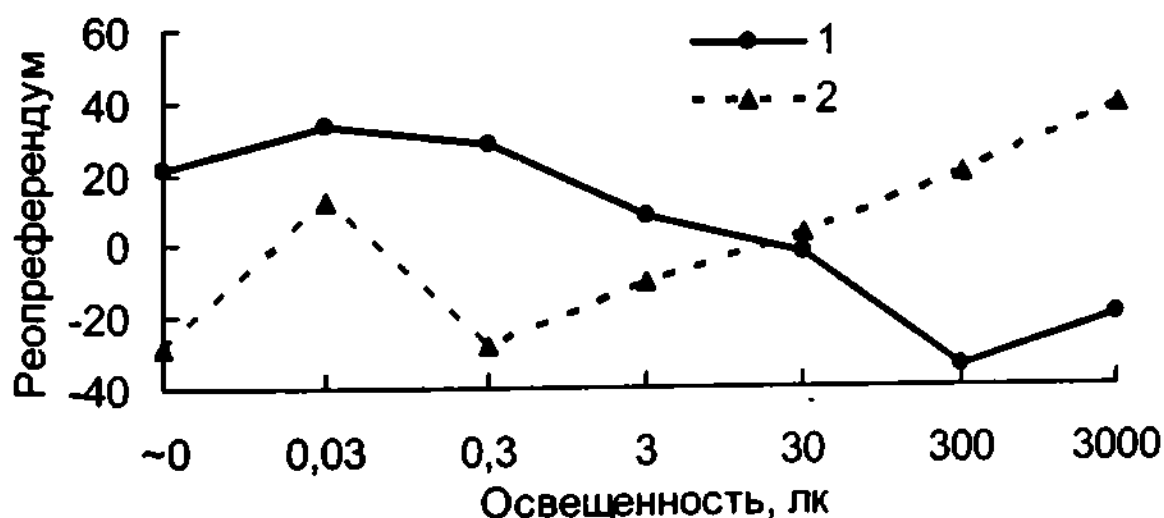


Рис. 4. Реопреферендум личинок плотвы (этапы  $C_1 - D_1$ ):

1 – мигранты, 2 – резиденты. Линиями соединены точки с достоверными значениями реопреферендума.

Поэтому в природе благодаря особенностям реопреферендума в вечерние сумерки резиденты перемещаются к берегу – на участки прибрежья без течения, что предотвращает их попадание в русловой поток и скат. При более низких освещенностях они неподвижно зависают в толще воды или опускаются ко дну. Такое пассивное поведение резидентов при очень низких освещенностях хорошо согласуется с отсутствием у них

реопреферендума в эксперименте – выбор рыбами различных скоростей течения при этих освещенностях статистически не отличался от случайного (см. рис. 4). В это время мигранты в силу положительного реопреферендума перемещаются на участки побережья с течением, а оттуда попадают в русловой поток, где мигрируют в течение ночи.

Следовательно, реопреферендум определяет ночное пространственное разделение мигрантов и резидентов и их разную степень участия в покатной миграции. Очевидно, это основополагающий механизм реализации миграционного поведения личинок плотвы.

Таким образом, в результате экспериментов было установлено, что у личинок типично туводной плотвы из притока Верхней Волги, существуют две фенотипических группы – мигранты и резиденты. Они отличаются концентрацией ряда гормонов (катехоламинов и кортикостероидов) в организме и поведением, связанным с расселением молоди. Мигранты характеризуются повышенным содержанием гормонов и стратегией реализации покатной миграции, а резиденты – пониженной концентрацией гормональных веществ и стратегией сохранения места обитания.

**Механизмы второго порядка** также одинаковы в реках и водохранилищах. Они связаны с «нейтрализацией» реореакции, которая проявляется в движении и (или) ориентации рыб против течения. Эта реакция имеет локомоторную и ориентационную компоненты поведения. Локомоция, характеризующаяся плавательной способностью рыб, зависит от их вида, длины тела, физиологического состояния, места обитания, температуры воды и др. Кроме того, особенности ориентации не постоянны как в онтогенезе рыб, так и при изменении внешних условий (освещенности, мутности воды, удаленности ориентиров).

Одним из показателей реореакции служат критические скорости течения – минимальные скорости течения, при которых рыб сразу сносит потоком воды. Эта скорость зависит как от локомоторных возможностей рыб, так и от условий ориентации (Павлов, 1979). Известны два механизма «нейтрализации» реореакции. Один из них связан с попаданием рыб в зону потока, где скорость превышает критическую для данных условий ориентации. Другой – связан с торможением или подавлением реореакции под влиянием других поведенческих реакций. От механизма «нейтрализации» реореакции и ее отдельных составляющих зависят формы покатных миграций (рис. 5), определяющие характер перемещения рыб в потоке. Следует различать пассивную, активно-пассивную и активную форму покатной миграции.

При пассивной форме покатной миграции «нейтрализация» реореакции связана, прежде всего, с физической невозможностью рыб сопротивляться потоку из-за превышения критической скорости течения. Это про-

исходит при ухудшении условий ориентации (зрительной – при снижении освещенности или при большой мутности воды, тактильной – при отсутствии контакта рыб с субстратом) или при высокой скорости потока. Эта форма миграции чаще всего наблюдается у предличинки, личинок и мальков.

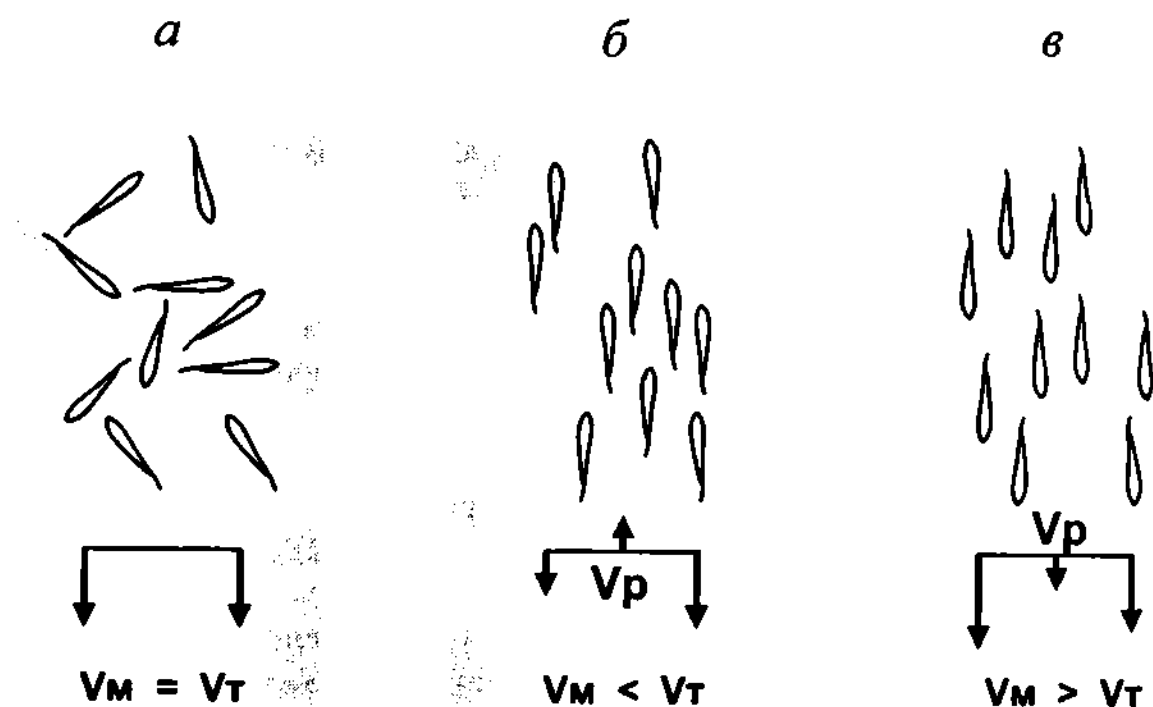


Рис. 5. Формы покатной миграции рыб:

а – пассивная, б – активно-пассивная, в – активная;

$V_T$  – скорость течения,  $V_p$  – скорость рыб,  $V_M$  – скорость миграции

При активно-пассивной форме миграции частично «нейтрализуется» только локомоторная составляющая реореакции, ориентация рыб против течения сохраняется. Эта форма миграции имеет место при резком снижении плавательной способности рыб под влиянием биотических и абиотических факторов (голодание, низкая температура и др.).

При активных миграциях реореакция не проявляется и уступает место другим реакциям – следования, подражания, избегания опасности, реакциям на агрессивное и территориальное поведение других рыб. Такие миграции, как и активно-пассивные, обычно происходят в светлое время суток и характерны для более поздних периодов развития (мальки и более старые особи).

В водохранилищах, по сравнению с реками, изменяются лишь условия проявления механизмов покатной миграции первого и второго порядков. В прибрежье водохранилищ течения непостоянны по времени и направлению, поэтому проявление этих механизмов у прибрежных рыб не обя-

зательно приводит к возникновению покатной миграции. В пелагиали, при удаленности неподвижных ориентиров, покатная миграция наблюдается всегда, однако из-за непостоянства ветровых течений ее направление может не совпадать с направлением стокового течения.

Механизмы третьего порядка связаны с пространственным (горизонтальным и вертикальным) распределением уже скатывающихся рыб. К физическим механизмам формирования этого распределения относятся различного рода течения, возникающие внутри основного потока. В реках это поперечная циркуляция, реоградиентные течения и турбулентные составляющие потока, а в водохранилищах – стоковые, ветровые и различного рода конвекционные течения. К биологическим механизмам относят фотореакцию, гидростатическую реакцию, реакции на турбулентные составляющие потока, термопреферендум; реакции в процессе пищевых и оборонительных взаимоотношений. Для формирования пространственного распределения скатывающихся рыб характерно одновременное действие физических и биологических механизмов.

Если в реках механизмы этого порядка практически не изменяют направление и скорость миграции молоди, то в водоемах роль этих механизмов очень велика. Находясь в пелагиали водоема, молодь длительное время мигрирует внутри водохранилища, и ее распределение регулируется механизмами третьего порядка. Из их биологических составляющих большую роль приобретают вертикальные суточные миграции рыб, благодаря которым молодь перемещается в горизонты водной толщи с разным направлением и скоростью течения. Поэтому в водохранилищах покатная миграция может существенно ускоряться или замедляться, а иногда и менять свое направление.

Наряду с миграцией молоди в самом водохранилище, существует и миграция из него. Это явление хорошо известно и широко распространено. Для процесса реализации механизмов этой миграции также характерен ряд особенностей.

В водохранилищах всегда существует постоянное по направлению стоковое течение, зависящее от объема сброса воды. Именно благодаря ему многие рыбы попадают в район изъятия стока – часть водоема, прилегающую к водозабору. Тем самым создается необходимое условие для миграции из водоема – наличие рыб в этом районе. Существование и постоянство стокового течения и является абиотической предпосылкой покатной миграции рыб из водоемов.

В районе изъятия стока проявление механизмов второго порядка имеет свою специфику. Этот район отличается от остальной акватории водоема тем, что течение в нем всегда направлено в сторону водозабора, скорость течения больше средней для всего водохранилища и постепенно

увеличивается к истоку (рис. 6). В этом районе следует выделять зону реагирования, где скорость или ускорение потока становятся больше пороговых для реореакции рыб. Здесь покатники могут проявлять реореакцию, замедляя или вовсе прекращая скат.

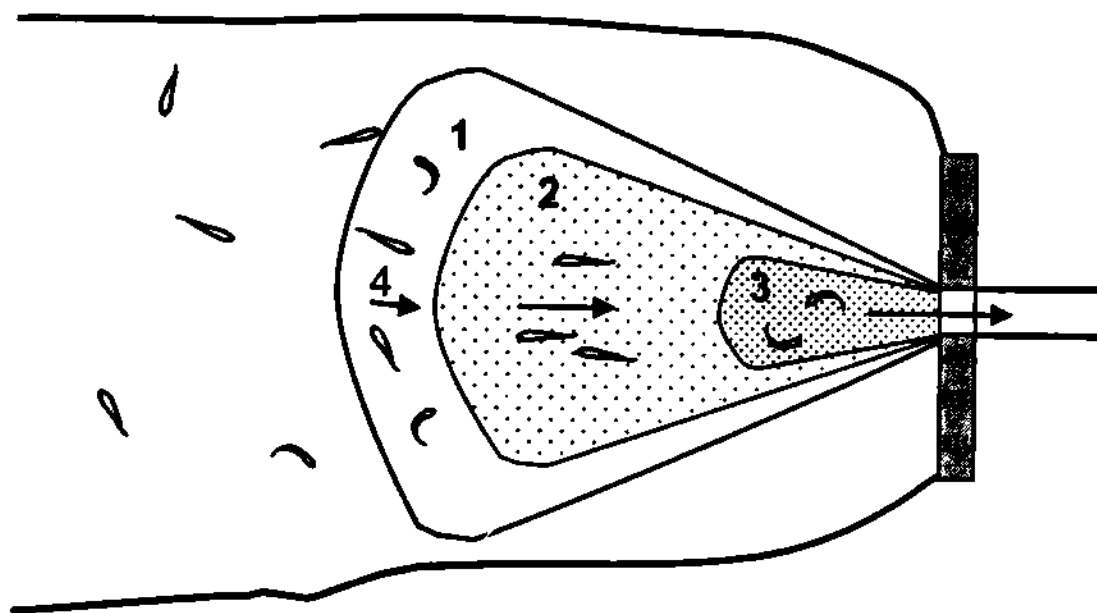


Рис. 6. Схема района изъятия стока: 1 – район изъятия стока, 2 – зона реагирования, 3 – зона критических скоростей, 4 – векторы скорости течения

Вблизи истока скорость потока увеличивается и может превышать критическую скорость течения для рыб. Эта часть зоны реагирования является зоной критических скоростей. Здесь рыбы не могут сопротивляться потоку и всегда выносятся из водохранилища.

Таблица 2

Типы распределения рыб по экологическим зонам водоемов

Тип распределения	Виды рыб
I монозональный пелагический	судак, снеток, килька, сельдь, пелядь, ряпушка, чехонь
II монозональный литоральный	щука, красноперка, линь, карась, язь
III монозональный бентальный	ерш, стерлядь, налим, сом
IV полизональный постоянный	окунь, укля
V полизональный временный	лещ, плотва, густера

Примечание. При монозональном типе распределения вид обитает в одной экологической зоне водоема, при полизональном – в нескольких.

Нами показано, что закономерности покатной миграции рыб зависят от степени совпадения пространственно-временной структуры стоковых течений со структурой распределения рыб по экологическим зонам водоема (Павлов и др., 1991, 1999). Можно выделить 5 типов распределения рыб по экологическим зонам, которые объединяются в две группы – *монозональную* и *полизональную* (табл. 2).

*Монозональная группа* включает в себя три типа распределения рыб.

I тип – *монозональный пелагический*. Рыбы с этим типом распределения уже на предличиночных этапах развития обитают в пелагиали водоемов (сублиторальная, эпи-, мезо- и батипелагическая зоны). В литоральной зоне они могут встречаться только иногда, и в единичных экземплярах. В конце лета и осенью их максимальные концентрации наблюдаются в пелагиали заливов и озерных частей водохранилищ.

II тип – *монозональный литоральный*. Такие рыбы практически в течение всего вегетационного периода обитают в литоральной зоне. В пелагиали они могут встречаться только кратковременно – в начале активного плавания.

III тип – *монозональный бентальный*. За исключением самых ранних предличиночных и личиночных этапов развития, рыбы с этим типом распределения держатся у дна водоемов.

*Полизональная группа* представлена двумя типами распределения рыб.

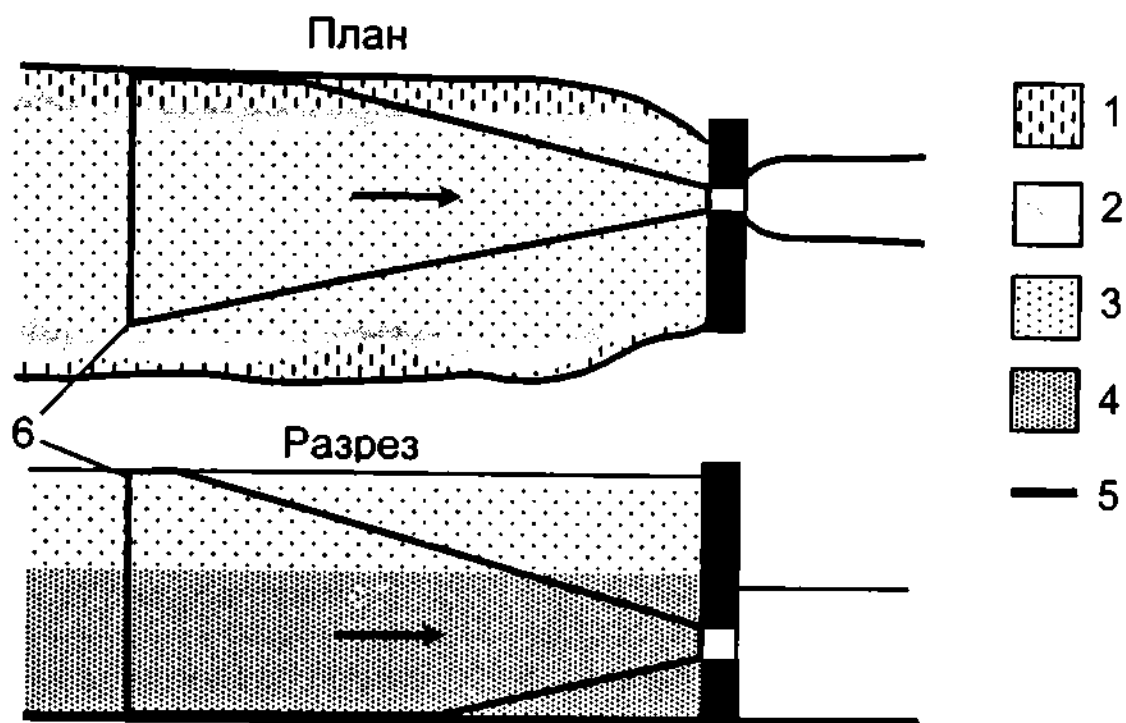
IV тип – *полизональный постоянный*. Рыбы с этим типом распределения после перехода на активное плавание и до начала осени обитают во всех экологических зонах водоемов. При этом у некоторых видов (окунь) образуются группировки, особи из которых обитают в разных экологических зонах. Однако и при таком типе распределения наблюдаются выходы в пелагиаль части особей, обитающих в литоральной зоне.

V тип – *полизональный временный*. Рыбы с этим типом динамики распределения, на первом году жизни в основном обитают в литоральной зоне водоемов. Летом и осенью часть особей совершает неоднократные выходы в пелагиаль водохранилищ. Во время появления рыб в пелагиали наблюдаются и перемещения рыб между участками литоральной зоны водоема.

Для многих водоемов существенным является забор воды из нескольких экологических зон, и степень воздействия стокового течения на эти зоны может быть различна. Естественно, что если стоковое течение действует на эпипелагиаль в большей степени, чем на литораль, то вероятность обнаружить среди покатников рыб из эпипелагиали выше, чем обитателей литоральной зоны.

Для количественной оценки степени влияния стокового течения на экологические зоны водоема нами введено понятие экологической зо-

нальности изъятия стока (ЭЗИС). ЭЗИС характеризует, в какой мере район изъятия стока распространяется на экологические зоны водоема. Степень влияния стокового течения на каждую экологическую зону водоема может быть математически выражена как доля объема воды, забираемого из конкретной зоны, от общего объема изъятия стока (рис. 7).



**Рис. 7. Схема экологической зональности изъятия стока:**  
1 – литоральная зона, 2 – сублиторальная зона, 3 – эпипелагическая зона,  
4 – батипелагическая зона, 5 – батиаль, 6 – район изъятия стока

Исследования, проведенные более чем на 40 водохранилищах и озерах, показали, что экологическая зональность изъятия стока в большей степени, чем другие факторы, определяет многие характеристики покатной миграции рыб из водоемов с замедленным водообменом. Это видовой, возрастной и размерный состав мигрантов, сезонная и суточная динамика их ската, и даже доля покатников от численности обитателей. Такое широкое влияние ЭЗИС на покатную миграцию обусловлено несколькими причинами.

В разные периоды онтогенеза многие виды рыб предпочитают определенные экологические зоны водоема. Поэтому в районе изъятия стока можно обнаружить только тех рыб, которые в конкретный период своего развития обитают в тех экологических зонах, куда распространяется действие стокового течения. Например, если мальки красноперки не обитают в эпипелагиали, а изъятие стока осуществляется из этой зоны, то их не

может быть и среди покатников. Если в этом районе располагается несколько экологических зон, то расширяется и набор оказывающихся здесь видов рыб, а также их возрастной и размерный состав.

Кроме того, осуществление покатной миграции из водоемов во многом определяется условиями для ориентации и локомоции рыб в районе изъятия стока. Например, в литоральной зоне за счет близости дна и растений молодь рыб имеет наилучшие условия для ориентации, а также убежища, где можно укрыться от течения. В батипелагической зоне эти условия значительно хуже, и убежища отсутствуют. Кроме того, температура воды здесь ниже, что ограничивает локомоторные возможности рыб. Следовательно, успех сопротивления рыб течению в районе изъятия стока (при одинаковой мотивации) во многом зависит от того, в какой экологической зоне находится рыба. Именно возможность рыб проявлять реореакцию и сопротивляться действию стокового течения корректирует размерный состав мигрантов и суточный ритм их миграции.

Некоторым видам рыб свойственны вертикальные суточные миграции, во время которых они перемещаются по экологическим зонам. Например, при четвертом типе ЭЗИС интенсивность ската из водохранилища определяется суточными вертикальными миграциями молоди снетка и судака (рис. 8).

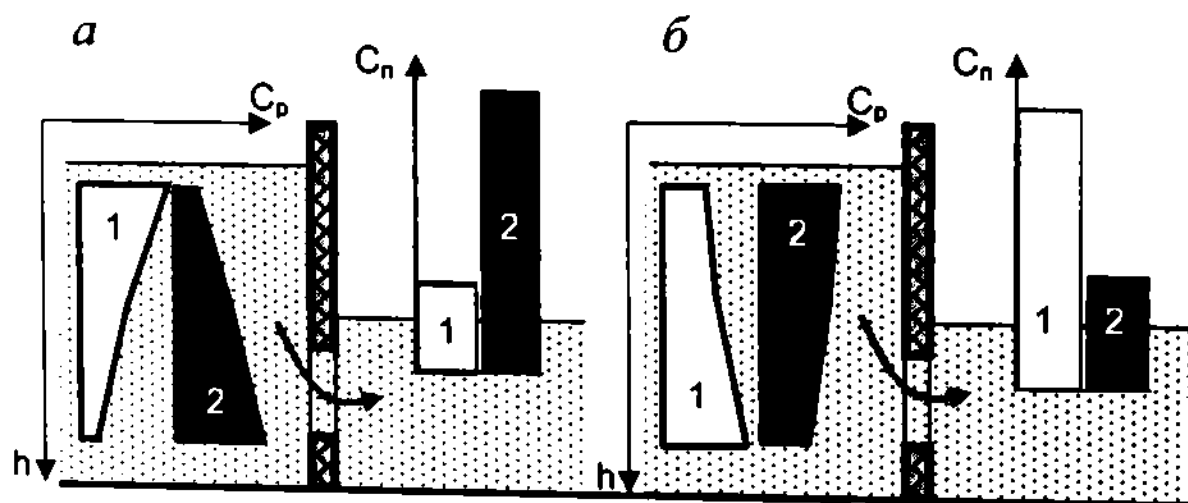


Рис. 8. Суточная динамика вертикального распределения молоди (0+) судака (а) и снетка (б) перед плотиной Шекснинской ГЭС и их покатной миграции: 1 – день, 2 – ночь,  $C_p$  – концентрация рыб перед плотиной,  $C_n$  – концентрация покатников,  $h$  – глубина



Таким образом, от ЭЗИС зависит, какие рыбы окажутся в районе изъятия стока в силу особенностей их поведения и распределения, а также насколько успешно они смогут противостоять стоковому течению. По сути дела, ЭЗИС является обобщением многих скоррелированных факторов среды, оказывающих существенное влияние на формирование покатной миграции рыб из водоемов с замедленным водообменом.

Из всех закономерностей покатной миграции наибольшее значение имеет зависимость доли покатников от численности обитателей водоема. В водохранилищах наибольшая доля покатников (табл. 3) отмечается у видов рыб с монозональным пелагическим типом распределения (снеток, судак), затем у видов с полизональным и монозональным батинальным типом распределения (окунь, лещ, уклея, ерш). Наименьшая часть наблюдается у видов с монозональным литоральным типом распределения (щука, густера, плотва, язь, линь, красноперка).

Таблица 3

**Доля покатников от общей численности вида в Иваньковском  
водохранилище и озере Севан**

Тип распределения	Виды рыб	Доля покатников, %
Монозональный пелагический	Снеток, судак	15–24
	Сиг	0.46
Полизональный и монозональный батинальный	Окунь, лещ, уклея, ёрш	0.8–3.6
Монозональный литоральный	Щука, густера, плотва и др.	0–0.2

Такая последовательность определяется, с одной стороны, постепенным ослаблением воздействия стоковых течений на местообитания рыб, а с другой – соответственно улучшением условий ориентации. Приведенные данные указывают, что покатная миграция может играть существенную роль в изменениях состояния популяций рыб в водохранилищах. Этим объясняется и тот факт, что попытки увеличить рыбопродуктивность водохранилищ за счет вселения видов с монозональным пелагическим типом распределения (например, судака) оказывались неудачными. Однако при вселении подобных видов в типичные озёра можно достигнуть высокого рыбохозяйственного эффекта, как, например, при вселении сига в озеро Севан, где доля его мигрантов составляет всего 0.46%.

Недоучетом миграций рыб объясняется и то, что прогнозы, основанные на аналогии процессов формирования рыбопродуктивности в водо-

хранилищах с IV типом ЭЗИС и озерах, оказались резко завышенными (во многих случаях на порядок) и почти нигде не оправдались. В таких водохранилищах почти нет промысловых рыб-планктофагов, в то время как в крупных озерах на их долю приходится до 43.3% общего вылова.

В отличие от озер, пелагиаль большинства водохранилищ при интенсивном водообмене может осваиваться только мелкими короткоцикловыми видами. Это снеток и тюлька в наших водоемах или мелкие сельдевые – в водохранилищах Африки и США. Тип динамики стада этих рыб приспособлен к высокой и колеблющейся по годам смертности. Система их воспроизводства может компенсировать массовый вынос и гибель при миграции из водохранилища.

Таким образом, большая доля покатников пелагических видов рыб, гибель молоди при скате через плотины, а также необратимый характер миграций приводят к разрушению системы их воспроизводства в условиях водохранилищ. Очевидно, только управление системой воспроизводства популяций рыб и их миграциями позволит сохранить рыбные ресурсы этих водоемов.

### Список литературы

- Павлов Д.С. Биологические основы управления поведением рыб в потоке воды. М.: Наука, 1979. 319 с.
- Павлов Д.С., Костин В.В., Островский М.П. Влияние расположения зоны изъятия стока на покатную миграцию рыб (на примере Шекснинского водохранилища и Лозско-Азатского озера). М.: ИЭМЭЖ АН СССР, 1991. 142 с.
- Павлов Д.С., Лупандин А.И., Костин В.В. Покатная миграция рыб через плотины ГЭС. М.: Наука, 1999. 256 с.
- Pavlov D.S., Lupandin A.I., Kostin V.V., Nechaev I.V. et al. Downstream migration and behavior of juvenile roach *Rutilus rutilus* (Cyprinidae) from two phenotypic groups // J. Ichthyology. 2001. V. 41. Suppl. 2. P. 133–179.

УДК 574.583:556.551.3

## КРУПНЫЕ ТЕХНОГЕННО-НАРУШЕННЫЕ АКВАТОРИИ НА ВЕРХНЕЙ ВОЛГЕ: СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОНА, КАЧЕСТВО ВОДЫ

И.К. Ривьер

Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,  
Борок, Россия, [rivier@ibiw.yaroslavl.ru](mailto:rivier@ibiw.yaroslavl.ru)

В настоящее время только Волго-Верховье сохраняет естественное состояние водной биоты, нарушаемое небольшими местными источниками загрязнения. Начинающиеся с оз. Стерж, увеличивающиеся по глубине и площади, а также различающиеся по степени влияния болотных вод и прибрежных зарослей озера сохраняют зоопланктон, характерный для чистых мягких вод. Видовой состав его отличается от состава зоопланктонных сообществ нижележащих водохранилищ-гигантов. Во всех озерах доминирует *Daphnia cristata*; численность вида в оз. Пено – 1.5 тыс. экз./м<sup>3</sup>; в оз. Селигер – 10–13 тыс. экз./м<sup>3</sup>. В озерах встречаются *Bosmina coregoni gibbera*, *B. longispina*, *B. obtusirostris*. Все эти виды – олигосапробы. Летом средние количественные показатели составляют в оз. Вселуг 75.6 тыс. экз./м<sup>3</sup> и 0.57 г/м<sup>3</sup>; в оз. Пено – 100.3 и 0.67. В оз. Селигер зоопланктон особенно богат и разнообразен (102 тыс. экз./м<sup>3</sup> и 2.58 г/м<sup>3</sup>).

Практически весь выносимый из озер Волго и Селигер зоопланктон отмирает на пути до г. Тверь. Ниже устья р. Селижаровка в его составе остаются только панцирные коловратки. В районе Бенского порога численность планктона снижается до 2 тыс. экз./м<sup>3</sup> (Столбунова, 2000). В 20 км выше г. Твери воды реки становятся безжизненными с точки зрения присутствия в ней зоопланктеров, в толще воды обнаруживаются полуразложившиеся рачки или их пустые раковины в количестве 0.3 тыс. экз./м<sup>3</sup>. Пребывание лимнического планктона в потоке при скорости течения 0.25–0.3 м/с и прохождение в бурлящем водовороте у порогов вызывают быстрое отмирание озерных форм, требующих стабильной водной среды.

На протяжении следующих 35 км от г. Твери до п. Городня речные верховья Волжского плеса характеризуются несвойственным Волжской системе зоопланктоном, выносимым из очистных сооружений г. Твери. Точка выброса стоков – овраг ручья Перемерка на правом берегу. Весь овраг заполнен сточной водой, в которой присутствует обширный набор загрязняющих и отравляющих веществ (табл. 1). Сточные воды вытекают

из оврага, подхватываются волжским течением, а затем распространяются за пределы русла, не попадая, однако, на мелководья левого берега.

**Таблица 1**

**Некоторые параметры водной среды Иваньковского водохранилища  
от зоны подпора до приплотинного участка (июль 1990 г.)**

Место взятия пробы	<i>t</i> , °C	Пр, см	Вз, мг/л	$\gamma$ , мкС/см	O <sub>2</sub> , мг/л	БПК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /л	Na <sup>+</sup> , мг/л	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/л	P <sub>общ.</sub> , мгР/л
Мигалово (фон)	23.6	95	13.0	187	8.6	2.75	3.7	8.6	0.070
Устье ручья Перемерка	27.0	20	45.0	1817	0.2	8.00	274	662	4.500
Ст. Горохово									
Правый берег	23.7	70	17.0	227	7.3	1.70	7.8	29.0	0.155
Русло	24.7	70	13.0	223	7.4	2.40	7.7	25.5	0.147
Левый берег	23.5	70	23.5	223	8.0	2.50	6.7	20.2	0.144
Городня, русло	23.2	120	7.0	217	6.8	1.58	7.4	24.0	0.138
Корчева, русло	23.2	110	4.5	232	9.0	2.02	6.9	20.4	0.093
5 км выше плотины, русло	20.6	145	4.5	224	7.6	1.27	6.7	24.4	0.079

*Примечание.* Пр – прозрачность, Вз – взвесь,  $\gamma$  – электропроводность.

В 2 км ниже точки выброса (табл. 2) в июле температура воды незначительно снижалась, приближаясь к уровню естественного прогрева водных масс (23.6°C). Электропроводность уменьшалась в 2 раза, количество бактерий-сапрофитов – в 4 раза, число коловраток-сапробионтов из очистных сооружений снижалось до устья в 5 раз, а в 2 км ниже по течению – в 100 раз.

Осенью естественная температура воды составляла всего лишь 9.2°C, а стоков – 22.1°C, в связи с чем охлаждение их произошло очень быстро. Электропроводность воды в этот период уменьшилась в 5 раз из-за сильного ее разбавления. В устье ручья численность зоопланктеров-сапробионтов была меньше, чем летом, однако в точке, расположенной в 2 км ниже по течению, она, так же, как и летом, снижалась приблизительно в 100 раз. На этой станции в летнее и осеннее время основная масса сточных вод, со свойственной ей фауной, продвигалась вдоль правого берега. Организмы из очистных сооружений регистрировались в основном у правого берега, над руслом, но не встречались у левого берега.

Таблица 2

Некоторые параметры среды и показатели зоопланктона в зоне влияния  
сточных вод г. Твери

Место взятия пробы	Июль, 1990 г.				Октябрь, 1992 г.		
	t, °C	γ	БС	КС	t, °C	γ	КС
Ручей Перемерка, точка выброса	27.5	1860	40	30000	9.1	—	—
Устье ручья Перемерка	27.0	1800	30	2000	22.1	1590	148.0
2 км ниже точки выброса							
правый берег	25.5	780	10	550	10.4	352	1.0
русло	24.0	230	5	120	10.4	352	1.2
левый берег	24.0	230	1	0	—	—	—
4 км ниже точки выброса							
русло	24.0	230	2	10	—	—	—
10 км ниже точки выброса,							
ст. Горохово,							
правый берег	23.7	227	1	67.5	10.4	352	0.1
русло	24.0	223	1	7.5	10.5	351	0.1
левый берег	23.5	223	0.2	0.2	10.0	343	0.0

Примечание. Пр — прозрачность; γ — электропроводность, мкСм/см; БС — количество бактерий-сапрофитов, тыс. кл./мл; КС — количество коловраток-сапробионтов, тыс. экз./м<sup>3</sup>.

В июле 1990 г. и октябре 1992 г. в 10 км от точки выброса, в районе д. Горохово (у левого берега), зоопланктон состоял в основном из обычных видов: *Asplanchna*, *Synchaeta*, *Daphnia cristata*, *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus* и др. Виды α-мезосапробы (*Lecane bulla*, *Brachionus angularis* и др.) встречались у левого берега единично, и только летом (см. табл. 2). Низкие температуры достаточно быстро вызывают гибель представителей зоопланктона из очистных сооружений. Летом численность бактерий-сапрофитов в районе ст. Горохово значительно сокращалась, достигая фоновых величин (0.2–0.3 тыс. кл./мл).

Некоторые химические показатели в районе д. Горохово также приближались к фоновым значениям (O<sub>2</sub>, БПК<sub>5</sub>, взвесь). Однако уровни большинства из них (Na<sup>+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, Р<sub>общ.</sub>) оставались значительно повышенными даже у левого берега — Na<sup>+</sup> в 2 раза, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> — 2.5 раза, общего Р — в 2 раза. Таким образом, в 10 км ниже точки выброса многие абиотические и биотические параметры значительно отклоняются от фоновых значений, что свидетельствует об ухудшении качества воды под воздействием стоков г. Твери.

В 35 км от точки выброса (ст. Городня) некоторые показатели приближаются к фоновым, однако содержание Na<sup>+</sup> и SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> остается выше

нормы в 2–3 раза, так же как и электропроводность воды (см. табл. 1). Анализируя изменения всех приведенных показателей вплоть до приплотинного участка, можно отметить значительное увеличение прозрачности (до 120–145 см), уменьшение количества взвешенного вещества до 7–4.5 мг/л, приближение уровня общего фосфора к фоновым величинам. В то же время, исследования показали, что сточные воды г. Твери ухудшают качество воды на всем протяжении водохранилища (~ 97 км). Не возвращаются к фоновым значениям такие показатели, как  $\text{Na}^+$  (фон – 3.7 мг/л, у плотины – 6.7 мг/л),  $\text{SO}_4^{2-}$  (фон – 8.6 мг/л, у плотины – 24.4 мг/л), повышенной остается и электропроводность (фон – 187 мкС/см, у плотины – 224 мкС/см).

Второй, значительно менее мощный поток загрязнений поступает из Мошковичского залива. Водозабор станции, расположенный в русле Волги, отбирает для охлаждающей системы ГРЭС воду, имеющую более высокую электропроводность, а также повышенное содержание ионов  $\text{Na}^+$  и  $\text{SO}_4^{2-}$ . Сточные воды г. Конаково поступают в верховья Мошковичского залива. Они имеют повышенную (на 3°C) температуру, низкое содержание  $\text{O}_2$  (0.2 мг/л), высокие концентрации ионов  $\text{Na}^+$  и  $\text{SO}_4^{2-}$ , а также общего фосфора и азота. Судя по повышенным уровням рассматриваемых показателей, влияние сточных вод прослеживается по всему Мошковичскому заливу (на расстоянии 3 км) и далее по руслу Волги до ст. Корчева (табл. 3).

**Таблица 3**

**Воздействие Конаковской ГРЭС и сточных вод г. Конаково  
на параметры среды и зоопланктон**

Место взятия пробы	$t$ , °C	Пр, см	Вз, мг/л	$\gamma$ , мкС/см	$\text{O}_2$ , мг/л	БПК <sub>5</sub> , мг $\text{O}_2$ /л	$\text{Na}^+$ , мг/л	$\text{SO}_4^{2-}$ , мг/л	$\text{P}_{\text{общ}}$ , мгP/л	$\text{N}_{\text{общ}}$ , мгN/л
Район водозабора	22.3	130	15.0	232	9.1	3.30	7.3	20.0	0.064	1.00
Верховье Мошко- вичского залива*	26.2	120	5.0	235	0.2	2.20	7.9	34.0	0.860	1.86
Мошковичский залив	26.2	120	7.5	235	8.0	1.92	8.7	31.0	0.142	1.44
Корчева	23.2	110	4.5	232	7.7	2.02	6.9	20.4	0.093	1.03
5 км выше плотины	20.6	145	4.5	224	7.6	1.27	6.7	24.4	0.079	0.91
Безбородово, Шошинский плес	23.7	90	15.0	245	–	–	6.7	22.8	0.167	1.27

*Примечание.* Пр – прозрачность, Вз – взвесь,  $\gamma$  – электропроводность,  
\* – сточные воды г. Конаково.

Неблагоприятное влияние на зоопланктон оказывают не столько химические параметры сточных вод, сколько подогрев и гидродинамические характеристики: высокие скорости течения, турбулентность, падение уровня воды в верховьях Мошковичского залива, быстрое течение подогретой воды в верхних его слоях, а также наличие в устье залива противотока естественных вод водохранилища в придонном слое.

В районе водозабора ГРЭС в зоопланктоне встречались лимнические виды: *Conochilus unicornis*, *Diaphanosoma brachiurum*, *Limnospira frontosa*, *Leptodora kindtii*. По наблюдениям 1990, 1991 и 1994 гг., общая биомасса зоопланктонных организмов колебалась от 1.84 до 5.82 г/м<sup>3</sup>. Отмечалась высокая биомасса Cladocera, а среди них – представителей рода *Daphnia*, особенно *D. cucullata* (табл. 4). Это характеризует зоопланктон как мезосапробный, что подтверждается повышенными индексами сапробности – до 2.72 в 1991 г. (табл. 4).

Таблица 4

Состав и количественные показатели зоопланктона  
в районе водозабора Конаковской ГРЭС

Характеристики зоопланктона	Даты исследований		
	1990, 8 VII	1991, 9 VII	1994, 16 VII
Число видов Cladocera	9	6	10
Биомасса, г/м <sup>3</sup>			
общая	5.82	2.08	1.84
Copepoda	1.11	0.44	1.31
представителей р. <i>Daphnia</i>	4.08	0.25	0.30
<i>D. cucullata</i>	3.54	0.24	0.25
Доля <i>D. cucullata</i> в общей биомассе, %	60.6	11.5	13.6
Индекс Шеннона, <i>H</i>	3.30	2.79	3.40
Индекс сапробности, <i>S</i>	1.54	2.72	1.67

Конаковская ГРЭС была выведена на полную мощность в 1969 г. (пуск всех 8 блоков). Потребление охлаждающей воды при работе всех агрегатов составляет 60–70 м<sup>3</sup>/с, что соизмеримо с летним расходом воды у г. Тверь в маловодные годы. Поступление таких больших объемов подогретых вод создает благоприятные условия для развития летних теплолюбивых видов, в результате чего сокращаются ареалы и численность зоопланктеров-олигосапробов – вселенцев северного происхождения. Прохождение огромных масс воды через охладительную систему ГРЭС (насосы, охлаждающие трубки конденсаторов), а также высокие скорости в отводном канале и травмирование организмов в сбросных водах вер-

ховьев Мошковичского залива воздействуют на зоопланктон самым неблагоприятным образом. В воде, вытекающей из залива на русловой участок, остаются живыми только отдельные особи панцирных коловраток, циклопы и мелкие хидориды. Исследования 1967–1972 гг. показали, что в подогретой до 26°C воде, прошедшей всю охладительную систему, погибает 53% особей *Limnosida* и 51% *Daphnia cristata*; при подогреве до 32.5°C (1972 г.) погибало 100% особей *Limnosida*, 86% *Diaphanosoma*, 70% *D. cristata* и 48% *D. longispina* (Ривьер, 1975).

В июле 1990 г. было прослежено состояние зоопланктона на участке от водозабора до средней части Мошковичского залива. В верховье, около водопада, пробы собирали у поверхности и у дна на глубине 5–6 м. Эти исследования позволили выявить характерные особенности травмирования и гибели отдельных видов (табл. 5).

Таблица 5

Трансформация зоопланктона на пути от водозабора (русло Волги)  
до верховьев и среднего участка Мошковичского залива (7–8 июля 1990 г.)

Группы, виды	Водозабор*	Верховья залива, водопад		Мошковичский залив*
		поверхность	дно	
<b>Rotatoria</b>	<u>148.6</u> 0.0145	<u>67.0</u> 0.035	<u>316.8</u> 0.145	<u>81.8</u> 0.04
<i>Keratella quadrata</i>	<u>67.1</u> 0.027	<u>53.3</u> 0.02	<u>301.7</u> 0.12	<u>71.7</u> 0.029
<i>Conochilus unicornis</i>	<u>70.0</u> 0.014	<u>9.1</u> 0.008	<u>10.0</u> 0.01	<u>5.0</u> 0.004
<b>Copepoda</b>	<u>117.1</u> 1.115	<u>34.9</u> 0.29	<u>56.0</u> 0.35	<u>27.1</u> 0.21
<i>Cyclops vicinus</i>	<u>4.28</u> 0.22	<u>1.6</u> 0.12	<u>3.3</u> 0.15	<u>0.2</u> 0.01
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	<u>5.0</u> 0.12	<u>0.4</u> 0.007	<u>0.1</u> 0.005	<u>0.1</u> 0.001
<b>Cladocera</b>	<u>147.7</u> 4.66	<u>58.5</u> 0.75	<u>864.0</u> 24.6	<u>40.9</u> 1.20
<i>Daphnia cucullata</i> (взрослые самки)	<u>64.3</u> 3.5	<u>25.0</u> 0.37	<u>168.3</u> 10.9	<u>19.2</u> 0.95
<i>Daphnia cristata</i> (взрослые самки)	<u>12.8</u> 0.5	<u>6.7</u> 0.1	<u>133.3</u> 6.7	<u>1.6</u> 0.026
<i>Daphnia</i> (молодь)	<u>7.1</u> 0.043	<u>0</u> 0	<u>406.7</u> 0.81	<u>0</u> 0

Примечание. Над чертой – численность, тыс. экз./м<sup>3</sup>; под чертой – биомасса, г/м<sup>3</sup>; \* – среднее для толщи воды.



В забираемой воде отмечалась высокая численность коловраток – беспанцирного колониального вида *Conochilus unicornis* и покрытой панцирем мелкой коловратки *Keratella quadrata*. В сбросных водах *Conochilus* погибал почти полностью, несмотря на свою способность к быстрому восстановлению колоний из разрозненных особей. Большая часть экземпляров *Keratella quadrata* погибала и скапливалась на дне котловины<sup>1</sup>; однако в Мошковичском заливе их численность восстанавливалась. Представители зимне-весеннего вида *Cyclops vicinus* скапливались у дна, и в дальнейшем их численность в заливе не восстанавливалась. Олигосапроб *Eudiaptomus* почти полностью погибал еще на пути от ТЭС до водопада.

Существенное негативное влияние перечисленные факторы оказывают также на все виды дафний. Такие разнообразные экстремальные воздействия (тепловой и механический шок в охлаждающих трубках, условия горной реки в цементированном канале, прохождение через водопад) приводят не только к гибели взрослых особей, но и к полному выпадению яиц и зародышей из выводковых сумок. У дна скапливается масса полуразложившихся взрослых дафний (864 тыс. экз./м<sup>3</sup>) и их молоди (~ 50% от количества взрослых особей). В Мошковичском заливе *Cladocera* появляются снова, однако их биомасса в заливе в 4 раза меньше, чем в забираемой воде, а молодь вообще отсутствует (см. табл. 5).

По Мошковичскому заливу подогретые воды продвигаются все более тонким поверхностным слоем; в устье у дна располагается слой естественных вод водохранилища, куда продолжают оседать ракообразные. В разные годы наблюдений в летний период придонные массы скопившихся у дна ветвистоусых и веслоногих составляли от 60–80 до 423 г/м<sup>3</sup>. Такие скопления успешно используются плотвой, окунем, лещом. Например, в кишечниках леща массой 250–350 г количество проглоченных одной рыбой крупных дафний достигало 100–150 тыс. экз. (Ривьер, Житенева, 1976).

Сброс подогретых вод имеет для Иваньковского водохранилища и некоторое положительное значение. От Мошковичского залива вниз по течению распространяется полынья, размеры которой зависят от количества работающих агрегатов (объема сбрасываемой воды) и погодных условий. Во время предвесенней сработки в русловую часть с заросших мелководий поступает вода, лишенная кислорода, что вызывает локальные заморные явления. Существующая полынья способствует улучшению кислородных условий на участках ниже ГРЭС (Иваньковское водохранилище, 1978; Авакян, Ривьер, 2000).

<sup>1</sup> Мертвые особи *Keratella*, имеющие твердый панцирь, оседают на дно в отличие от беспанцирных *Conochilus*, быстро разлагающихся в подогретой воде.

Угличское водохранилище и речной участок Горьковского напоминают реку в период половодья. По этому пути продвигаются воды Ивановского плеса, несущие сходный по составу, но несколько обедненный количественно зоопланктон – его биомасса в Угличском водохранилище в среднем в 2 раза меньше, чем в Ивановском (Столбунова, 1981). В речном плесе Рыбинского водохранилища (по материалам, собранным в июле 1999–2000 гг.) зоопланктон наиболее богат и разнообразен в расширенных участках (район г. Мышкина). Здесь встречается 20–21 вид зоопланктеров, среди них 9–10 видов ветвистоусых, 3 вида олигосапробов. Биомасса зоопланктона относительно высока: у городского водозабора – 1.7, сразу за городом – 0.97, в 5 км ниже – 1.2, в 10 км – 1.62 г/м<sup>3</sup>. Иная картина наблюдается в районе г. Углича, где в Волгу поступают значительные объемы неочищенных вод, протекающих непосредственно по городской территории в виде сильно загрязненных ручьев. За чертой города в 1999 г. было зарегистрировано всего 13 видов зоопланктонных организмов, в том числе 6–7 видов ветвистоусых. Значения биомассы не превышали здесь 0.51 г/м<sup>3</sup>, а в 10 км ниже города – 0.28 г/м<sup>3</sup>.

Наибольшее загрязняющее воздействие на Рыбинское водохранилище оказывает Череповецкий промышленный узел. Авария на металлургическом комбинате зимой 1986–1987 гг. вызвала глубокие нарушения качества воды, гибель беспозвоночных в толще воды и на дне; на огромных площадях пострадало рыбное население. Погибло большое количество рыб; в течение нескольких лет после аварии были нарушены процессы их воспроизводства и состояние иммунной системы.

Зоопланктон трансформированной зоны Шекснинского плеса отличался обедненным (на 50–60%) видовым составом, исчезновением олигосапробных форм, появлением акваторий, заселенных специфическими зоопланктерами-сапробионтами. Зоопланктон в районе от устья р. Ягорба до устья р. Суда имел очень низкое сходство с другими участками Шекснинского плеса (р. Ягорба – 18%, р. Кошта – 16%) (Ривьер, 1990).

В июле 1988 г. на борту экспедиционного судна была произведена серия экспериментов по оценке выживаемости различных видов гидробионтов в загрязненной воде из р. Кошта (куда поступают сточные воды). Зоопланктон собирали в наиболее чистой акватории водохранилища (Главный плес, ст. Наволок) и помещали в воду со ст. Наволок (контроль) и в воду из р. Кошта (опыт). Выживаемость, или устойчивость зоопланктеров была весьма различной, варьируя от полной и быстрой гибели до полной выживаемости. Устойчивость организмов возрастала в следующем ряду: *Limnospira*, *Kellicottia*, *Daphnia cucullata* и *D. cristata* погибали на 100%, *Bosmina longispina* и *Conochilus hippocrepis* – почти полностью (на 91 и 95% соответственно). *Daphnia longispina* и *Asplanchna* оказались

более устойчивыми (соответственно 32 и 27% погибших особей); полностью выживали в загрязненной воде из р. Кошта такие формы, как *Mesocyclops*, *Thermocyclops*, *Eudiaptomus* (Ривьер, 1990).

В июне 2001 г. в период первого сезонного максимума развития зоопланктона были проведены наблюдения за выживаемостью некоторых видов, попадающих в Шекснинский плес из Приплотинного участка Шекснинской ГЭС. На озерный зоопланктон Приплотинного участка воздействуют как гидродинамический режим ниже плотины (скорости течения 0.20–0.25 м/с), так и поступление сточных вод в черте г. Череповца. Восстановление численности наиболее стойких видов происходит в 25 км ниже города в районе ст. Любец (табл. 6).

Таблица 6

Изменение численности зоопланктеров-олигосапробов (тыс. экз./м<sup>3</sup>) на участке от Приплотинного плеса Шекснинского водохранилища до района Мяксы Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища в июне 2001 г.

Виды	Шекснин- ское водохрани- лище	Шекснинский плес Рыбинского водохранилища (станции)				
		Ниже плотины	о. Силин	Торово	Любец	Мякса
<i>Conochilus hippocrepis</i>	307.1	107.5	82.7	87.0	62.5	61.2
<i>Limnosida frontosa</i>	0.2	0.16	0.02	0	0	0.025
<i>Daphnia cristata</i>	23.5	6.7	3.5	0.5	7.5	3.7
<i>D. longiremis</i>	3.5	9.0	6.0	0.02	2.5	5.6
<i>D. galeata</i>	3.0	0.5	1.5	1.5	1.7	4.4

Наибольшее падение численности отмечено вблизи ст. Торово у *Daphnia cristata* и *D. longiremis*, однако уже в районе станций Любец и Мякса эти виды снова появляются в пробах.

В верхнюю, речную часть Горьковского водохранилища поступают относительно чистые воды из приплотинного плеса Рыбинского. По данным, полученным в июле–начале августа 1999–2000 гг., зоопланктон здесь характеризовался ярко выраженными лимническими чертами. Существенную роль играли веслоногие: диаптомиды составляли более половины биомассы. Встречались организмы-олигосапробы – стенолимнофилы: *Conochilus hippocrepis*, *Heterocope appendiculata*, *Limnosida frontosa*. Среди ветвистоусых по численности доминировала летняя *Daphnia galeata*, интенсивно размножающаяся в этот период. В исследованной точке (русло Волги у монумента) прослеживалось влияние п. Переборы, в пробах отмечались  $\alpha$ - $\beta$ -мезосапробы: *Brachionus angularis* и *B. diversicornis*. Однако численность брахионусов относительно невелика,

и индекс сапробности весьма невысок. Общее число видов в 1999 г. – 16, в 2000 г. – 25 (табл. 7).

Таблица 7

Основные характеристики зоопланктона  
на приплотинном участке Рыбинского водохранилища

Параметры среды и характеристики зоопланктона	Даты исследований	
	1999, 18 VII	2000, 4 VIII
Глубина русла Волги, м	13	17
Температура воды, °С	22	21
Прозрачность, см	150	150
Число видов $\alpha$ - $\beta$ -мезосапробов	0	4
Число видов $\sigma$ - $\beta$ -мезосапробов	5	6
Биомасса, г/м <sup>3</sup>		
общая	2.50	1.54
Copepoda	1.98	0.69
<i>Eudiaptomus</i>	1.45	0.34
Cladocera	0.51	0.82
<i>D. galeata</i>	0.38	0.18
Численность, тыс. экз./м <sup>3</sup>		
<i>D. galeata</i> (взрослые)	2.3	1.3
<i>D. galeata</i> (молодь)	4.3	1.9
Индекс Шеннона, <i>H</i>	1.44	1.31
Индекс сапробности, <i>S</i>	2.74	3.69

Примечание. Число подъемов батометра интегрированной пробы: в 1999 г. – 7 (объем пробы 70 л); в 2000 г. – 9 (объем пробы 90 л).

Проходя через шлюзовые камеры, агрегаты ГЭС, а затем попадая в бурлящий поток нижнего бьефа, зоопланктон коренным образом трансформируется. Погибают и травмируются в первую очередь крупные лимнические ветвистоусые (*Limnosida*), а также беспанцирные коловратки, особенно колониальный вид *Conochilus*, почти полностью погибают *Leptodora*, *Bythotrephes* и другие виды. В районе первого крупного промышленного центра – г. Рыбинска – влияние интенсивного течения снижается, однако значительно усиливается воздействие сточных вод, несущих токсические вещества. Наибольший ущерб, наносимый неблагоприятными условиями среды, регистрируется в 5–10 км ниже промышленных центров: снижается число видов, падает общая биомасса, исчезают *Conochilus*, *Limnosida*, *Heterocope*. Численность более устойчивых

Cyclopoida оказывается значительно более высокой по сравнению с Diaptomidae и Cladocera (табл. 8).

Таблица 8

Основные характеристики зоопланктона на речном участке Горьковского водохранилища в июле 1999 г.

Параметры среды и характеристики зоопланктона	Район исследований						
	г. Рыбинск		г. Тутаев		г. Ярославль		п. Красный Профинтерн*
	5 км ниже	10 км ниже	5 км ниже	10 км ниже	5 км ниже	10 км ниже	
Глубина, м	5	5	5	5	7	5	7
Температура воды, °С	22.4	21.8	21.7	23.0	24.0	23.2	23.8
Прозрачность, см	185	150	155	165	155	140	130
Общее число видов	9	10	12	10	9	9	7
Биомасса, г/м <sup>3</sup>							
общая	0.42	0.50	0.35	0.32	0.45	0.39	0.35
Copepoda	0.28	0.32	0.10	0.11	0.12	0.11	0.10
<i>Eudiaptomus</i>	0.11	0.2	0.02	0.03	0.06	0.05	0.04
Cladocera	0.11	0.17	0.25	0.21	0.33	0.28	0.24
<i>D. galeata</i>	0.10	0.14	0.17	0.06	0.25	0.25	0.22
Численность, тыс. экз./м <sup>3</sup>							
<i>D. galeata</i> (взрослые)	0.7	0.6	0.4	0.3	0.7	0.7	1.0
<i>D. galeata</i> (молодь)	0.5	1.3	2.9	1.7	0.2	0.4	0.9
Индекс Шеннона, <i>H</i>	1.36	1.43	1.73	1.39	1.47	1.46	1.67
Индекс сапробности, <i>S</i>	2.30	2.44	2.13	2.23	1.40	2.78	1.51

Примечание. \* – нижняя граница поселка.

Пробы отбирали по судовому ходу на русле или склоне русла. Здесь значительно меньше сказывается влияние сточных вод. На всех станциях отмечена высокая прозрачность воды – от 140 до 185 см, т.е. не меньшая, чем на приплотинном участке Рыбинского водохранилища (см. табл. 7, 8). Поэтому воздействие взвеси и повышенной мутности воды на ветвистоусых в этом районе исключено. Однако все показатели зоопланктона на акваториях в 5–10 км ниже больших городов значительно меньше, чем в Рыбинском водохранилище: число видов не превышает 9–12; общая биомасса – 0.32–0.45 г/м<sup>3</sup>, биомасса Cladocera – 0.11–

0.33 г/м<sup>3</sup>. В приплотинной зоне Рыбинского водохранилища биомасса одних только ветвистоусых в 2 раза выше, чем всего зоопланктона на рассматриваемом участке (см. табл. 7, 8).

Из всех ветвистоусых в заметном количестве здесь присутствовала только *Daphnia galeata*, которая так же, как в Рыбинском водохранилище, успешно размножалась, – численность молоди в половине случаев превышала численность взрослых особей. По-видимому, *D. galeata* – наиболее стойкий к антропогенному воздействию вид, интенсивно размножающийся в середине лета.

Индекс разнообразия Шеннона на участке от Рыбинска до Ярославля заметно ниже вследствие выпадения некоторых видов, а также из-за встречаемости многих видов в единичных экземплярах. Индекс сапробности на большинстве станций, наоборот, высок и достигает 1.73, приближаясь к значениям, характерным для  $\alpha$ -мезосапробной зоны. Тем не менее, на всей исследованной акватории руслового участка он все же остается в границах  $\alpha$ - $\beta$ -мезосапробной зоны.

В районе п. Красный Профинтерн зоопланктонное сообщество находится в наиболее угнетенном состоянии, что прослеживается по всем параметрам (см. табл. 8). Однако и здесь *D. galeata* доминирует, образует основную биомассу сообщества и активно размножается.

Участок Горьковского водохранилища от устья р. Костромы, куда поступают воды из Костромского расширения, и до зоны воздействия Костромской ГРЭС населен более разнообразным и количественно богатым зоопланктоном, менее подверженным антропогенному загрязнению. Район Костромской ГРЭС – последний из обширных техногенно-нарушенных участков на Верхней Волге. Ниже г. Плеса, в районе г. Кинешмы и далее, биомассы зоопланктона возрастают: ниже г. Кинешмы доминирующую роль в сообществе приобретают ветвистоусые (Ривьер, 2000).

Первый блок Костромской ГРЭС был введен в строй летом 1969 г., затем до 1979 г. последовательно были сданы в эксплуатацию I (1-4 агрегаты мощностью 300 МВт каждый), II (5-8 агрегаты мощностью 300 МВт) и III (агрегат мощностью 1 млн. МВт) очереди ГРЭС. Забор охлаждающей воды производится из русла Волги на глубине 10–12 м. Вода перекачивается насосами по открытому подводному каналу. Отвод подогретых вод также производится по открытым каналам – в углубленный залив р. Шачи, а также залив р. Кешки, где в 1977 г. было организовано рыбоводное хозяйство. Интенсивность его работы, влияющая на качество воды р. Кешки, существенно изменялась в различные годы. Суммарный сброс теплых вод составляет около 120 м<sup>3</sup>/с, из них 80 м<sup>3</sup>/с – в устьевой участок р. Шачи и 40 м<sup>3</sup>/с в водоем-охладитель (залив р. Кешки).

Негативная роль охладителей системы электростанции проявляется в глубоком нарушении условий существования биоты, что коренным образом меняет качество воды. Отмирающие организмы быстро разлагаются и служат субстратом для развития бактериопланктона.

В мае 1992 г. были проведены детальные исследования состояния зоопланктона как в забираемой, так и в подогретой воде, поступающей из охладительной системы ГРЭС в заливы рек Шачи и Кешки (табл. 9). Весной при прохождении охладительной системы ГРЭС сильнее всего страдает массовый зимне-весенний вид *Synchaeta oblonga*, достигающий в это время значительной численности и доминирующий среди коловраток. После прохождения охладителей ГРЭС в сбросной подогретой воде численность этой беспанцирной криофильной коловратки снижается в 4–9 раз. Замечено также исчезновение крупных холодолюбивых зимне-весенних циклопов *Cyclops kolensis* и *C. vicinus* (табл. 9). По ходу продвижения теплых вод вниз по течению численность *S. oblonga* не восстанавливается и составляет у устья р. Шачи – 0.03 тыс. экз./м<sup>3</sup>, ниже с. Красное – 5 тыс. экз./м<sup>3</sup>.

Таблица 9

Некоторые показатели среды и характеристики зоопланктона  
в подогретой воде Костромской ГРЭС

Параметры среды и характеристики зоопланктона	Место взятия пробы		
	Водозабор Костромской ГРЭС	Залив р. Шачи*	Залив р. Кешки*
Температура воды, °С	8.7	14.2	15.4
Прозрачность, см	80	115	70
Общее число видов	17	10	16
Число видов Cladocera	3	2	5
Общая биомасса, г/м <sup>3</sup>	0.11	0.02	0.04
Численность, тыс. экз./м <sup>3</sup>			
<i>Cyclops kolensis</i> , <i>C. vicinus</i>	0.14	0	0.02
Rotatoria	35.5	15.4	8.0
<i>Synchaeta oblonga</i>	18.6	5.0	2.5

Примечание. \* – у водослива и садков.

В августе 1992 г. были проведены исследования зоопланктона выше г. Волгореченска (Костромская ГРЭС), а также в заливах рек Шачи и Кешки. Температура воды в заливе р. Шачи составляла 24.4–25.2°, незна-

чительно превышая температуру ( $20.6^{\circ}\text{C}$ ) на русле Волге. Массовой формой среди зоопланктеров была панцирная коловратка *Euchlanis lucksiana*. Так, у поселков Чернопенье и Густомесово (выше водозабора) численность этого вида составляла 40–80 тыс. экз./м<sup>3</sup> или 42.0–64.5% от общей. При прохождении охлаждающей системы ГРЭС относительная численность и роль *Euchlanis* значительно снижались как у сбросного канала, так и в разных точках залива р. Шачи – до 6.6–8.3 тыс. экз./м<sup>3</sup> и 7.7–11.6% общей численности зоопланктона. В заливе р. Кешки численность *E. lucksiana* падала до 3.3 тыс. экз./м<sup>3</sup>, что составляло 5.7% от общей. В подогретой воде, выходящей из сбросного канала, полностью погибают велигеры дрейссены и *Limnospira*, а смертность *Daphnia galeata* достигает 25%.

В период исследований повышение температуры до  $25^{\circ}\text{C}$  (т.е. всего на  $5^{\circ}\text{C}$  выше естественной) не могло оказать значительного влияния на выживаемость массового летнего вида *E. lucksiana*. Гибель коловраток происходила в результате механических воздействий: турбулентности и высокой скорости течения. Крупная лимническая форма – эухлянис – в своем развитии связана с высокой плотностью синезеленых водорослей *Aphanisomenon*, к колониям которых коловратки прикрепляют свои яйца. В отличие от большинства коловраток с максимумом развития в весенне-летнее время, эухлянис развивается в наибольших количествах летом, в период «цветения» воды синезелеными. Питается этот вид микроскопическими водорослями и жгутиконосцами, создавая своим пищедобывающим аппаратом водоворот и ток воды к ротовому отверстию, который несет частицы, иногда большие по размеру, чем само животное. Они перемалываются челюстным аппаратом и заглатываются. Коловратки энергично и быстро «облавливают» большие объемы воды. Так, при плотности популяции около 100 тыс. экз./м<sup>3</sup> и расходе охлаждающей воды 80 м<sup>3</sup>/с, за сутки коловратки погибают в объеме воды, равном 280 тыс. м<sup>3</sup>, в котором среда практически лишается естественного процесса самоочищения. Вместо этого в воде появляются многочисленные бактерии, развивающиеся на отмерших коловратках. Таким образом, гибель только одного этого вида приводит к резкому ухудшению качества воды (Ривьер и др., 2001).

**Заключение.** На Верхней Волге существует 5 крупных техногенно-нарушенных акваторий. Поступление различных загрязняющих и токсических веществ, а также подогретых вод сказывается не только на участках, непосредственно прилегающих к объектам негативного воздействия, но и вызывает эвтрофирование и загрязнение всего водоема. Зоны, расположенные ниже точек выброса сточных вод, в которых отмечаются наибольшие отклонения в показателях среды и состоянии зоопланктоцено-



зов, имеют различную протяженность не только в зависимости от объема выбросов, но в еще большей степени – от проточности участка.

При сходном объеме сточных вод городов Твери и Череповца (около 140–150 млн. м<sup>3</sup>/год), токсическая зона ниже г. Тверь в условиях речной проточности при ширине русла 0.4–0.9 км имеет протяженность до 35 км. Ниже г. Череповца в Шекснинском плесе, где за пределами города водоем имеет ширину до 4–5 км, протяженность загрязненной зоны меньше – до 12 км. Расширение участка и снижение скоростей потока, несущего сточные воды, способствуют оседанию минеральной взвеси, усиленному разбавлению загрязнителей, размножению фитопланктона, гетеротрофных бактерий и простейших. Возникновение на обширных акваториях благоприятных трофических условий способствует более интенсивному размножению зоопланктона, в состав которого входят, кроме обычных видов,  $\alpha$ -мезосапробные формы, характерные для эвтрофных вод. Акватории с повышенными величинами первичной продукции, интенсивным размножением бактерий и высокими биомассами зоопланктона (до 5–8 г/м<sup>3</sup>) оцениваются как эвтрофные, или как зоны стимуляции гидробиологических процессов.

В Ивановском водохранилище такая зона протяженностью 50–80 км простирается по правому берегу Волги от устья р. Шоши до п. Корчева. Левобережные участки от п. Городня (35 км от г. Твери) до устья Бабинского залива характеризуются меньшими уровнями трофии и могут быть отнесены к  $\alpha$ – $\beta$ -мезосапробной зоне. Ивановский плес (по левобережной пойме) и приплотинный участок могут быть оценены как «область относительного экологического благополучия». Им свойственны показатели, типичные для  $\beta$ -мезосапробной зоны.

Эвтрофная зона в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища простирается от о. Ваганиха до п. Мякса. Наиболее высокие гидробиологические показатели зарегистрированы от о. Каргач до ст. Любец. Общая протяженность эвтрофной зоны от 20 до 35 км.

Верховья Горьковского водохранилища от г. Рыбинска до п. Красный Профинтерн, протяженностью более 130 км, представляют собой сильно загрязненный трансформированный речной участок, перемежающийся токсическими зонами, которые расположены на расстоянии до 5–10 км ниже городов.

Воздействие Конаковской ГРЭС дополняется влиянием бытовых стоков г. Конаково. Однако наибольшее травмирующее воздействие на зоопланктон оказывает гидродинамика воды (работа насосов, высокие скорости потока воды в конденсаторах и отводном канале, падение воды в верховьях Мошковичского залива). В результате происходит гибель всех стенотермных и лимнофильных зоопланктеров; травмирование самок,

сопровожающееся потерей зародышей; скопление отмирающих рачков в придонных слоях.

Наблюдения за воздействием Костромской ГРЭС на зоопланктон и качество воды показали массовую гибель различных организмов: весной – зимне-весенних коловраток и циклопов-криофилов, летом – теплолюбивой коловратки *Euchlanis* – доминирующего вида, играющего важную роль в процессах самоочищения водоема.

### Литература

- Авакян А.Б., Ривьер И.К. Уровенный режим как фактор становления и функционирования экосистем водохранилищ // Вод. ресурсы. Т. 27. № 4. 2000. С. 389–399.
- Иваньковское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1978. 304 с.
- Ривьер И.К. Зоопланктон Иваньковского водохранилища в зоне влияния подогретых вод Конаковской ГРЭС // Экология организмов водохранилищ-охладителей. Л.: Наука, 1975. С. 200–244.
- Ривьер И.К. Влияние стоков г. Череповца на зоопланктон Шекснинского плеса // Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. Рыбинск, 1990. С. 42–58.
- Ривьер И.К. Зоопланктон // Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояние биологических сообществ и перспективы рыборазведения. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2000. С. 168–194.
- Ривьер И.К., Житенева Т.С. Зоопланктонное питание леща в районе Конаковской ГРЭС // Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л., 1976. № 31. С. 42–46.
- Столбунова В.Н. О зоопланктоне открытых плесов Угличского и Иваньковского водохранилищ в 1977–1978 гг. // Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л., 1981. № 52. С. 10–16.
- Столбунова В.Н. Зоопланктон верховьев р. Волги // Биол. внутренних вод. 2000. № 1. С. 62–68.

УДК 556.55+(556.18:556.16)

## **ЭКОЛОГО-ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ ИЗМЕНЕНИЯ ПРИ СОЗДАНИИ КРУПНЫХ ВОДОХРАНИЛИЩ СИБИРИ**

**В.М. Савкин, С.Я. Двуреченская, Г.А. Орлова**

*Институт водных и экологических проблем СО РАН,  
Новосибирский филиал, Новосибирск, Россия, dvur@ad-sbras.nsc.ru*

Изменения в окружающей среде, связанные с гидротехническим строительством на реках Сибири, относятся к числу наиболее масштабных и сложных. Водоохранилища Сибири отличаются от водохранилищ Европейской территории России по морфометрическим и гидрологическим характеристикам, а также по климатическим условиям. Большие объемы и глубины сибирских водохранилищ, значительная амплитуда колебаний уровня воды, более низкие температуры воды в сочетании с коротким безледоставным периодом обуславливают специфику гидрофизики и гидробиологии водоемов, а гидрологические и инженерно-геологические условия приводят к развитию различных геодинамических процессов в прибрежной зоне.

Изменяя естественный водный режим рек и перераспределяя сток во времени, водохранилища вызывают трансформации как в различных компонентах окружающей среды, так и в водохозяйственной деятельности и условиях жизни населения (Авакян и др., 1997). Строительство водохранилищ, несомненно, способствующее решению ряда водохозяйственных задач энергетики, ирригации, водоснабжения, рекреации и судоходства, в то же время влечет за собой и сложный комплекс экологических изменений – перестройку сложившихся экосистем в зонах затопления, подтопления и дренирования в нижних бьефах. Происходит трансформация пойменных сельскохозяйственных угодий, несколько изменяется микроклимат в прибрежных зонах. Все это вызывает необходимость не только экономической оценки эффективности создания водохранилищ, но и прогноза всех изменений в окружающей среде в зоне их влияния.

Водоохранилища Западной Сибири расположены в различных природных условиях (равнинные, предгорные, горные). Они характеризуются неодинаковым соотношением энергетической и водохозяйственной составляющих, отличаются по гидро- и геодинамическим режимам (см. таблицу). Строительство водохранилищ в сравнительно узких и глубоких долинах рек, значительно менее освоенных и заселенных в сравнении с Европейской территорией России, обеспечивает возможность сооружения высоких плотин и образования емких водохранилищ, позволяющих осуществлять сезонное и многолетнее регулирование стока рек,

надежно удовлетворяя возрастающие потребности широкого круга водопользователей и водопотребителей.

**Основные показатели существующих и перспективных  
крупных водохранилищ Оби, Иртыша и Енисея**

Водохранилище	ГС	Река	СП	ПО	ПлО	ПВЗ	П	АКУ	СКВ
Бухтар- минское	1960	Иртыш	67.0	49.70	30.60	5490	350	7.0	0.35
Усть- Каменогорское	1957	Иртыш	42.0	0.65	0.17	87	85	5.0	20.00
Шульбин- ское (I очередь)	1996	Иртыш	29.0	2.40	1.50	507	100	5.0	12.40
Новосибир- ское	1959	Обь	19.8	8.80	4.40	1070	200	5.0	7.00
Красно- ярское	1970	Енисей	100.0	73.30	30.40	2000	380	18.0	1.80
Саяно- Шушенское	1980	Енисей	222.0	31.30	15.30	670	315	40.0	1.50
Майнское	1985	Енисей	19.0	0.10	0.01	14	23	3.0	45.00
Курейское	1990	Курейка	70.0	9.90	7.30	560	50	20.0	1.90
Хантайское	1970	Хантайка	50.0	23.50	17.30	2120	160	13.0	0.80

**Перспективные водохранилища Обского бассейна  
(по детальности проектных разработок)**

Катунское	–	Катунь	170.0	5.83	3.44	87	73	50.0	3.03
Чемальское	–	Катунь	41.0	0.18	0.02	12	20	1.5	100.00
Крапивинское	–	Томь	44.7	11.70	9.70	670	133	23.0	3.76
Каменское	–	Обь	12.0	5.50	2.10	1000	190	6.5	8.40

*Примечание.* ГС – год создания; СП – созданный подпор, м; ПО – полный объем, км<sup>3</sup>; ПлО – полезный объем, км<sup>3</sup>; ПВЗ – площадь водного зеркала, км<sup>2</sup>; П – протяженность, км; АКУ – амплитуда колебания уровня, м; СКВ – среднесуточный коэффициент водообмена.

По удельным показателям затопления земель сибирские водохранилища относятся к сравнительно благополучным. Однако долины рек, особенно в слабо освоенных районах, являются наиболее обжитыми участками, и поэтому потери земель при их затоплении весьма ощутимы, на-

пример при создании Новосибирского, Красноярского и, частично, Саяно-Шушенского водохранилищ (Малик, 1990).

Ширина некоторых сибирских водохранилищ (Новосибирского и Бухтарминского) достигает двух–трех десятков километров, но, как правило, они заметно уже европейских: ширина таких крупных водохранилищ, как Красноярское и Саяно-Шушенское, в среднем составляет всего 2.5–3.5 км. Их глубины значительно больше по сравнению с европейскими водохранилищами, а протяженность мелководий – меньше. В то же время при создании сибирских водохранилищ существуют специфические проблемы: значительные сложности при подготовке их ложа, широкий спектр и высокая интенсивность экзогенных процессов в береговой зоне, резкие изменения микроклимата в нижнем бьефе при низких температурах воздуха. Использование существующих водохранилищ и, особенно, перспектива их дальнейшего строительства связаны с комплексом экологических, экономических, социальных, а в отдельных случаях и геополитических факторов. Поэтому сроки создания перспективных водохранилищ (с различной степенью проработки) в настоящее время прогнозировать затруднительно (Савкин, 2000).

Формирование качества воды в водохранилище – сложный и многогранный процесс, зависящий от комплекса рассмотренных выше факторов. Кроме того, качество вод связано с условиями ложа водохранилищ и прилегающими ландшафтами водосборной территории. По сравнению с водохранилищами европейской территории, качество воды в сибирских водохранилищах относительно выше, что связано с меньшим антропогенным прессом. Однако из-за усиливающегося хозяйственного и рекреационного освоения побережий и хронического отставания водоохраных мероприятий качество воды в сибирских водохранилищах неуклонно ухудшается. Засоренность ложа водохранилищ и недостаточная очистка поступающих в них сточных вод создают условия для развития синезеленых водорослей, ускоряющих эвтрофирование водоемов. Свойственные сибирским водохранилищам процессы эвтрофирования протекают на разных водохранилищах с различной интенсивностью в зависимости от проточности, температурного режима, морфометрических характеристик и антропогенного воздействия на их водосборные территории.

В бассейне Верхнего Иртыша средний многолетний приток к Бухтарминскому водохранилищу в настоящее время составляет  $313 \text{ м}^3/\text{с}$ , а сброс –  $540 \text{ м}^3/\text{с}$ . Сброс воды в нижний бьеф Шульбинского водохранилища достигает  $868 \text{ м}^3/\text{с}$ . В случае создания на сопредельной территории Китая канала для изъятия части стока Черного Иртыша среднегодовой расход воды ниже Бухтарминского водохранилища сократится на  $150 \text{ м}^3/\text{с}$ , ниже Шульбинского сток уменьшится примерно на 16%. На ус-

ловия водообеспеченности Прииртышья это повлияет не столь ощутимо, однако возникает реальная угроза ухудшения самоочищающей способности оз. Зайсан и Бухтарминского водохранилища, куда в настоящее время поступает вода, загрязненная тяжелыми металлами, нефтепродуктами и нитритами. В связи с тем, что Шульбинское водохранилище пока не в состоянии полностью зарегулировать сток Иртыша и боковых притоков в створе гидроузла, большая часть стока приходится на весенне-летний сезон, а в лимитирующий период осенне-зимней межени концентрации загрязняющих веществ в воде могут увеличиваться. Таким образом, качество воды в Верхнем Иртыше во многом зависит от регулирования стока реки Шульбинским водохранилищем (Карнацевич, 1999).

Формирование гидрохимического режима Саяно-Шушенского водохранилища в основном определяется природными условиями водосборного бассейна Верхнего Енисея. Сточные воды антропогенного происхождения не оказывают заметного влияния на содержание в воде биогенных элементов и органических веществ. Концентрации их в течение всех гидрологических сезонов, за исключением половодья, обычно весьма низки.

На качество воды в Красноярском водохранилище оказывает влияние как его водосбор – пашни и сельхозугодия, – так и сточные воды г. Абакан. В зоне выклинивания подпора концентрации азота в отдельные периоды достигают  $6.7 \text{ мг/дм}^3$ . Проходя через Красноярское водохранилище, вода обогащается биогенными элементами на 50%. В водах водохранилища отмечается повышенное содержание кремния, концентрации которого достигают  $8 \text{ мг/дм}^3$  (Сорокикова, Батенхаева, 2000). Газовый состав вод после создания Красноярского водохранилища практически не отличается от естественного в р. Енисей, содержание кислорода варьирует от 7 до  $12 \text{ мг/дм}^3$ , углекислоты – до  $10 \text{ мг/дм}^3$ . Водородный показатель pH 7.4–7.6, общая минерализация – до  $100 \text{ мг/дм}^3$ . Воды относятся к гидрокарбонатному классу кальциевой группы.

Ниже Красноярского водохранилища загрязнение вод Енисея существенно усиливается, что обусловлено преимущественно антропогенными факторами. Однако, несмотря на низкие температуры воды и повышенное содержание загрязняющих веществ, способность реки к самоочищению достаточно высока.

Самый крупный искусственный водоем Западной Сибири – Новосибирское водохранилище. Площадь водосбора р. Оби в створе гидроузла составляет  $228.000 \text{ км}^2$ , бассейн водохранилища включает территории Новосибирской области и Алтайского края. Стадийное заполнение чаши водохранилища происходило в 1957–1959 гг., нормальная эксплуатация водохранилища продолжается более 40 лет.

Новосибирский гидроузел был запроектирован и построен в энергетических целях. Однако усиление в 70-х годах антропогенного пресса на естественные водные объекты Сибири, и в частности на водные ресурсы Новосибирского водохранилища, привело к смене «лидера», т.е. ведущего водопользователя, имеющего право на первоочередное обеспечение водой. Развитие объединенной энергосистемы Сибири ограничило энергетическое значение Новосибирского гидроузла. В сложившихся условиях водные ресурсы водохранилища имеют наибольшее значение для водоснабжения, используются для ирригации и рекреации, а в нижнем бьефе обеспечивают водоснабжение коммунального хозяйства г. Новосибирска и потребности речного транспорта.

По гидрологическому режиму и морфометрическим характеристикам Новосибирское водохранилище относится к типично равнинным водоемам и подразделяется на три основные зоны: нижнюю – озеровидную; среднюю – суженную и верхнюю – расширенную (рис. 1).



Рис. 1. Схема Новосибирского водохранилища

Нижняя часть водохранилища характеризуется наибольшей шириной, максимальными глубинами и развитием ветрового волнения. Стоковые течения здесь имеют минимальные значения 0.1–0.15 м/с, в прибрежной зоне наблюдаются ветроволновые течения, возникающие при штормах и имеющие скорость до 0.3 м/с (Формирование..., 1968). В средней, суженной части водохранилища, глубины уменьшаются, а многочисленные острова, сохранившиеся в пределах долины Оби, препятствуют развитию ветрового волнения. Скорости стоковых течений здесь возрастают, а вет-

роволновых – снижаются. Верхняя, расширенная часть водохранилища, характеризуется гидрологическим режимом в русловой части, близком к речному. Скорости стоковых течений достигают 1.5 м/с, ветрововолновые – практически отсутствуют, а высоты волн минимальные для водохранилищ.

В среднем, полный объем Новосибирского водохранилища аккумулирует в себе 17% годового стока в створе гидроузла, а полезный – 8.6%. В различные по водности годы соотношение полезного объема и годового стока изменяется от 12 до 6%, при колебаниях годового стока от 36.7 до 73.2 км<sup>3</sup>. Полезный объем водохранилища составляет 13.4%, а полный в 3.7 раза меньше объемов весеннего половодья. Это обстоятельство весьма существенно отражается на ежегодном наполнении водохранилищ и трансформации весеннего паводка. Ввиду малой полезной емкости Новосибирского водохранилища, осуществляемое им регулирование стока не приводит к заметной срезке пика паводка, поэтому максимальные расходы 0.1 и 0.01% обеспеченности практически равны естественным. Для маловодного и среднего года доля весеннего стока уменьшается соответственно на 17.6 и 8%, а в многоводные годы – всего на 2.9%. Основная приточность в Новосибирское водохранилище составляет 94–96%, на долю боковой приточности с водосбора приходится около 4% (или 2 км<sup>3</sup>) общего притока (Васильев и др., 1997).

Новосибирское водохранилище осуществляет неглубокое сезонное регулирование стока, причем основную роль в процессе наполнения и поддержания уровня на проектных отметках играют характер и время поступления приточных волн половодья и паводков. Примером тому могут служить 1997 г., максимальный по продолжительности периода весенне-летнего наполнения, и 1999 г. – по возможности пополнения водохранилища за счет летне-осеннего дождевого паводка. В годовом разрезе уровень водохранилища характеризуется следующими основными фазами: интенсивное повышение уровня воды в результате заполнения водохранилища стоком весеннего половодья; летнее стояние уровней на отметке НПУ и кратковременное его превышение на 0.2–0.4 м, позволяющее увеличить водные запасы; осенне-зимняя сработка уровня, достигающая 5 м и ограниченная уровнем «мертвого» объема. Однако в связи с увеличением потребностей в водных ресурсах водохранилища фактически его уровень опускался ниже уровня «мертвого» объема в 1980–1981 гг. на 1.28 м, в 1981–1982 гг. на 1.87 м, в 1989–1999 гг. постоянно – не менее чем на 0.5 м (Савкин и др., 2000 а).

Следует отметить, что водные запасы водохранилища существенно улучшили санитарные условия реки в районе г. Новосибирска и навигационные условия в период летне-осенней межени, а также облегчили ра-



боту городского водопроводного хозяйства. Минимальные зимние расходы р. Оби у г. Новосибирска повысились с  $190 \text{ м}^3/\text{с}$  в естественном состоянии до  $450 \text{ м}^3/\text{с}$  – в зарегулированном, а навигационные расходы в период летне-осенней межени увеличились соответственно с 750 до  $1300 \text{ м}^3/\text{с}$ .

Усилившиеся в последнее десятилетие противоречия между участниками водохозяйственного комплекса (ирригация, промышленно-коммунальное водоснабжение, водный транспорт, энергетика, рыбное хозяйство), обостренные серией маловодных лет, могут усугубиться в связи с растущим забором воды на сельскохозяйственные нужды и обводнение высыхающих озер. Равноправным участником водохозяйственного комплекса (ВХК) становится и рекреация. Это предъявляет все более серьезные требования не только к рациональному количественному распределению воды, но и к ее качественному составу, как правило, ухудшающемуся из-за интенсивного хозяйственного освоения территорий, прилегающих к водохранилищу, и продолжающейся абразией его берегов (Савкин и др., 2000 б). Современное состояние ВХК показывает, что в маловодные годы с обеспеченностью зимней межени (ноябрь–март) 85% и ниже выходят из строя водозаборы как в верхнем, так и в нижнем бьефах. В летне-осеннюю межень (август–сентябрь) для работы водного транспорта в нижнем бьефе в настоящее время могут быть осуществлены судоходные попуски не более  $1000 \text{ м}^3/\text{с}$ , т.е. значительно меньшие, чем это предусмотрено действующими правилами. Дефицит водных запасов водохранилища при проектируемых объемах воды в зимнюю межень, с обеспеченностью 85 и 95%, составляет соответственно  $0.7$  и  $1.9 \text{ км}^3$  и компенсируется сработкой водохранилища ниже уровня минимальной отметки, что, безусловно, сопряжено с негативными экологическими последствиями.

По существующей классификации, Новосибирское водохранилище относится к водоемам с большим водообменом. Годовой коэффициент водообмена Новосибирского водохранилища за 43-летний период с 1959 по 2001 гг. составлял 6.64 и изменялся в зависимости от водности года от 4.76 (в экстремально маловодном 1974 г.) и 5.26 (в маловодном 1982 г.) до 9.58 (в самом многоводном за период 1969 г.). Годовой коэффициент водообмена в многоводном 2001 г. был равен 7.23, что значительно превышает среднюю многолетнюю величину и в 1.5 раза выше минимального значения (4.76 в 1974 г.). Годовой коэффициент водообмена среднего по водности 2000 года. (6.34) был несколько ниже среднемноголетнего (6.64). В маловодном 1999 году, а также в близких по водности 1996 и 1997 гг., произошла более чем 6-кратная смена водных масс. Годовые коэффициенты водообмена (соответственно 6.23, 6.17 и 6.14) оказались

ниже средних величин, а также значений коэффициента в 2000 и 2001 гг. Годовой коэффициент наиболее маловодного (из 4 маловодных лет) 1998 г. составил 5.44, что намного ниже показателей водообмена за вышеуказанные годы.

Наибольшие коэффициенты водообмена наблюдаются в весенний период. В среднем за период с 1959 по 2001 гг. коэффициент весеннего сезона равнялся 3.13. Коэффициент водообмена в весенний период многоводного 2001 г. (4.01) был значительно выше среднемноголетнего. В последние годы наблюдается снижение водности весеннего периода, что подтверждает анализ коэффициентов водообмена. Весенний коэффициент водообмена за период 1959–1973 гг. составил 3.50, за весь период эксплуатации (1959–2001 гг.) – 3.13, а за маловодную фазу 1974–2001 гг. – 2.92.

Кроме того, наблюдается снижение весеннего коэффициента по отдельным периодам. Существенно снизились коэффициенты водообмена в мае, в меньшей степени в июне. Это может стать причиной накопления в водохранилище химических, в частности биогенных, веществ за счет недостаточной естественной весенней промывки водоема, а также вызвать интенсификацию процессов эвтрофирования в озерной части, отмечавшегося в маловодье 1980–1982 гг.

Химический состав воды в водохранилище (по содержанию главных ионов) определяется стоком р. Оби. Во все сезоны преобладающими анионами являются  $\text{HCO}_3^-$ -ионы, содержание которых колеблется в пределах 75–180 мг/дм<sup>3</sup> (30–45%-экв. от суммы ионов). Содержание других анионов значительно меньше: 3–12 мг/дм<sup>3</sup>  $\text{SO}_4^{2-}$  (5–11%-экв.) и 0.5–8 мг/дм<sup>3</sup> (0.5–5%-экв.)  $\text{Cl}^-$ -ионов. Основную часть катионов в воде водохранилища составляют ионы  $\text{Ca}^{2+}$  (30–80 мг/дм<sup>3</sup>) (25–38%-экв.). Содержание ионов  $\text{Mg}^{2+}$  колеблется в пределах 2–15 мг/дм<sup>3</sup> (6–15%-экв.). За период наблюдений не выявлено существенных различий в содержании главных ионов по акватории водохранилища, что свидетельствует о незначительном влиянии боковой приточности, годовой объем которой намного меньше по сравнению со стоком р. Оби. К настоящему времени минерализация воды несколько возросла по сравнению с начальным периодом становления водохранилища, при этом содержание ионов  $\text{Cl}^-$  и  $\text{SO}_4^{2-}$  увеличилось в 1.6 и 1.8 раза соответственно (Васильев и др., 1997).

Динамика приоритетных гидрохимических показателей качества воды Новосибирского водохранилища за период 1989–2001 гг. представлена на рис. 2–6.

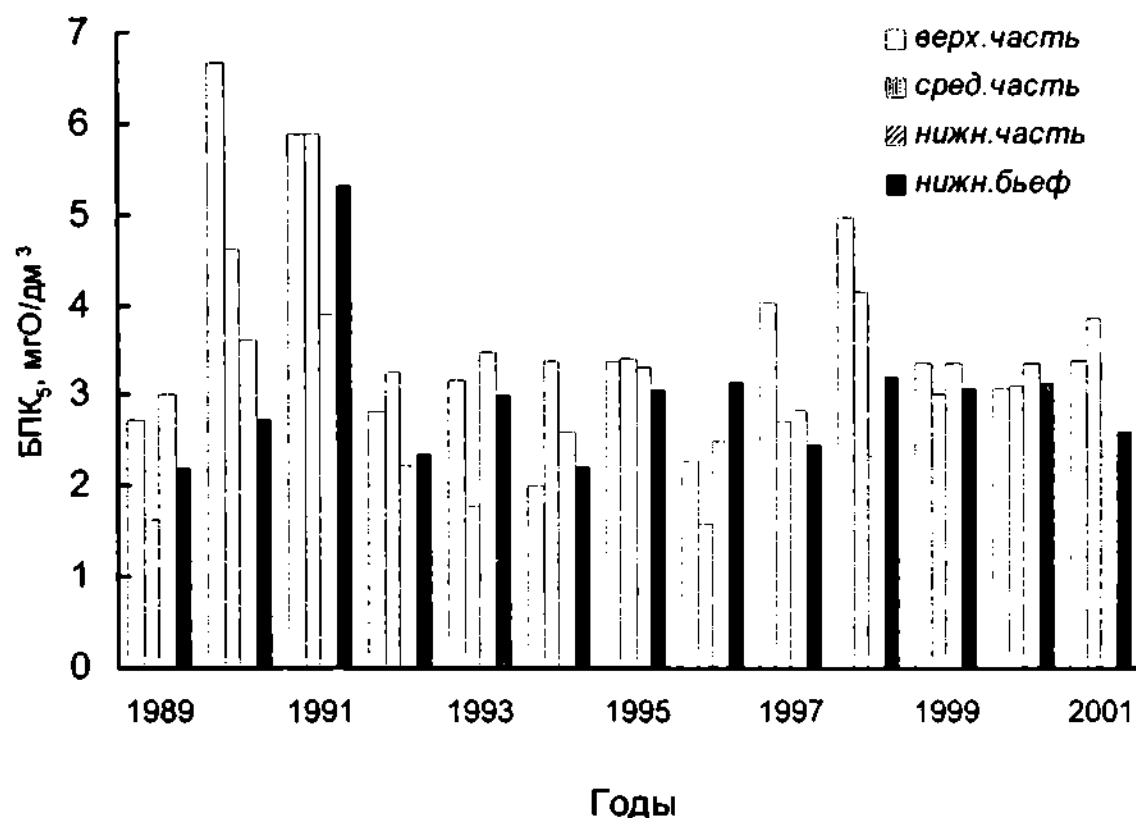


Рис. 2. Динамика значений БПК<sub>5</sub> по акватории  
Новосибирского водохранилища

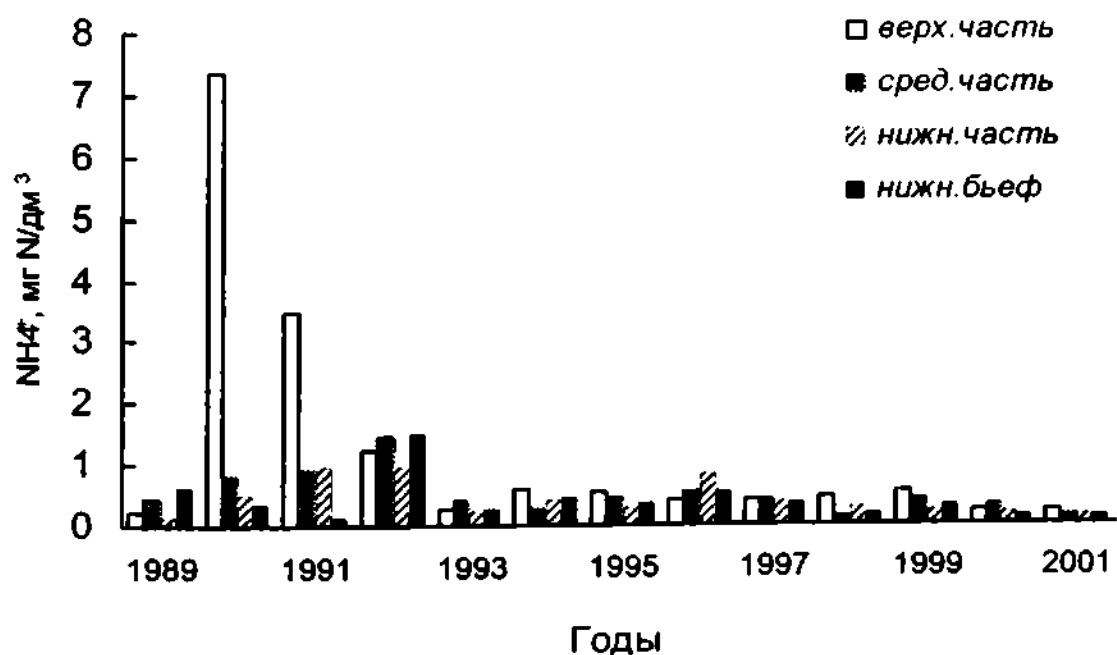
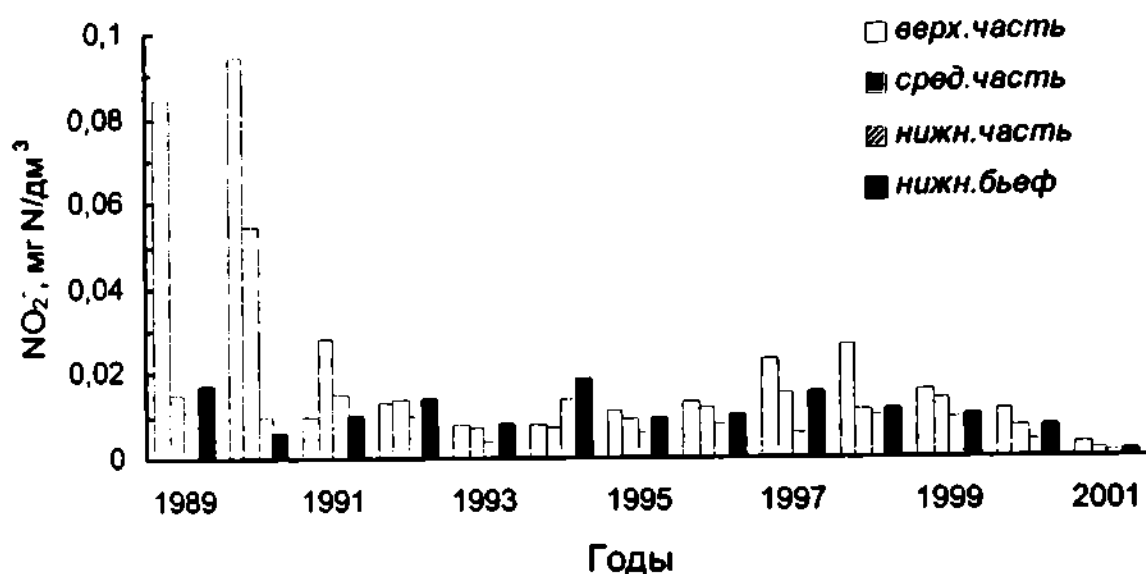


Рис. 3. Динамика концентраций аммонийных соединений по акватории  
Новосибирского водохранилища

На этих рисунках приведены среднегодовые значения концентраций в воде ряда химических веществ для верхней части водохранилища (от г. Камня-на-Оби до створа Спирино–Чингисы); средней (от створа Спирино–Чингисы до створа Боровое–Быстровка) и нижней частей водохранилища (от створа Боровое–Быстровка до плотины ГЭС), а также нижнего бьефа Новосибирской ГЭС<sup>2</sup>. В качестве приоритетных рассмотрены показатели, характеризующие содержание аммонийного азота, нитритов, фенолов и нефтепродуктов, а также величины БПК<sub>5</sub>, отражающие содержание легкоокисляемых органических веществ.

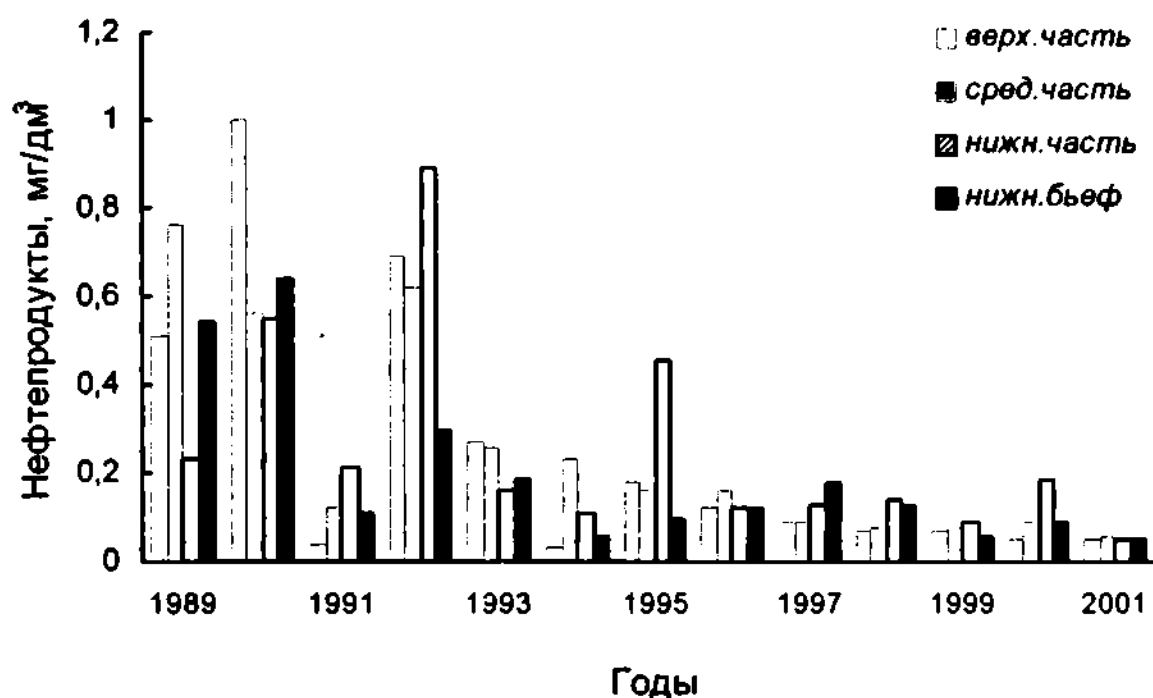


**Рис. 4. Динамика концентраций нитритов по акватории  
Новосибирского водохранилища**

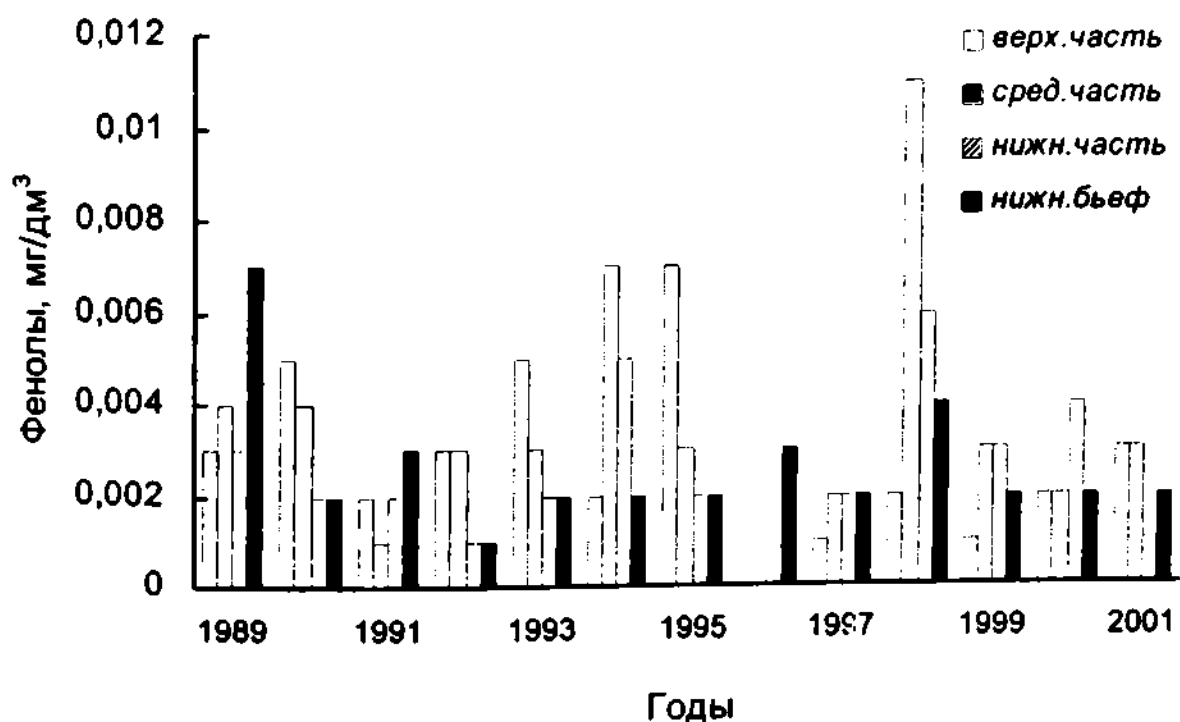
Следует отметить, что в целом за исследуемый период времени экологическая ситуация в водохранилище, судя по гидрохимическим параметрам, улучшилась: существенно уменьшилось содержание нитритов, аммонийных соединений, нефтепродуктов; не произошло роста содержания фенолов, легкоокисляемых органических веществ (по значениям БПК<sub>5</sub>). Обращает на себя внимание резкий всплеск концентрации аммонийных соединений, нитритов и нефтепродуктов в начале 90-х годов в верхней части водохранилища. По-видимому, это может объясняться интенсивным поступлением этих веществ с водами р. Обь. Резкое повышение концентраций фенолов в 1998 г. в средней части водохранилища, вероятно,

<sup>2</sup> Химико-аналитические работы выполнялись в лаборатории контроля качества поверхностных и сточных вод (зав. лаб. Т.М. Булычева) ФГУ «ВерхнеОбьрегион-водхоз».

связано как с гидрологическими особенностями наиболее маловодного 1998 г., так и с усиливающейся антропогенной нагрузкой.



**Рис. 5. Динамика концентраций нефтепродуктов по акватории  
Новосибирского водохранилища**



**Рис. 6. Динамика концентраций фенолов по акватории  
Новосибирского водохранилища**

Сопоставление динамики концентраций химических ингредиентов по акватории водохранилища в течение одного года в определенной степени позволяет судить способности водоема к самоочищению. Эта проблема весьма актуальна, поскольку принято считать, что во многих водохранилищах процессы самоочищения не в состоянии поддерживать высокое качество воды вследствие усиливающегося антропогенного загрязнения. Специфические условия водохранилищ (невысокая проточность, наличие застойных зон) способствуют накоплению в них загрязняющих веществ, поступающих со сточными водами сельскохозяйственного производства, химической и других видов промышленности.

Анализ содержания химических веществ во внутригодовом разрезе показывает, что в действительности не всегда происходит их уменьшение по мере продвижения от входного створа к плотине. Этот вывод также подтверждается впервые проведенным нами для Новосибирского водохранилища статистическим анализом динамики концентраций приоритетных химических веществ за период 1988–1998 гг. по акватории водоема.

Так, в случае нитритов наблюдается тенденция уменьшения их концентраций в направлении от входного створа к плотине в 1997 и 1998 гг. и фактическое отсутствие какой-либо динамики в концентрации нитритов по акватории водохранилища в 1996 г. По-видимому, водохранилище в данном случае достаточно хорошо справлялось с антропогенной нагрузкой на его водосбор.

Для аммонийных соединений статистическая обработка результатов с 95%-ной вероятностью выявила определенную тенденцию в изменении их концентрации по длине водохранилища: уменьшение их содержания при продвижении от входного створа к плотине в 1998 г., некоторое увеличение в 1996 г. и отсутствие определенной тенденции в изменениях концентраций в 1997 г. Таким образом, судя по аммонийным соединениям, водохранилище лучше справлялось с антропогенной нагрузкой в 1998 г., несколько хуже в 1997 г., а в 1996 г. очищающая способность водохранилища была превышена.

Для легкоокисляемых веществ в целом можно отметить некоторый рост значений БПК<sub>5</sub> в 1997 и 1998 гг., по сравнению с 1996 г. Тем не менее, прослеживается тенденция к снижению значений БПК<sub>5</sub> по мере движения воды к плотине в 1997 и 1998 гг. и некоторый рост этих значений в 1996 г. Таким образом, в случае 1997 и 1998 гг. можно говорить об очищающем влиянии водохранилища (на примере легкоокисляемых органических веществ).

Статистическая обработка результатов химического анализа показала следующие тенденции в концентрациях нефтепродуктов: некоторое их

уменьшение по акватории водохранилища при движении к плотине в 1996 г., довольно существенное увеличение в этом же направлении в 1997 г. и незначительное увеличение в 1998 г. Это позволяет предположить, что антропогенная нагрузка по нефтепродуктам была наиболее существенной в 1997 г.

Повышенные концентрации летучих фенолов наблюдались в 1998 г. практически на всей акватории водохранилища. Особенно высоки они были в период осенней межени. Так, в створах Ордынское–Н. Каменка, Ленинское–Сосновка и в нижнем бьефе концентрации фенолов достигали  $\sim 0.01$  мг/дм<sup>3</sup>. Следует отметить довольно стабильные концентрации в течение 1997 г. на всей акватории водохранилища:  $\sim 0.001$ – $0.0015$  мг/дм<sup>3</sup> и наиболее низкие концентрации в 1996 г. (от 0 до  $0.0001$  мг/дм<sup>3</sup>) практически на всей акватории, за исключением нижнего бьефа. Статистический анализ результатов исследования динамики содержания фенолов указывает на отсутствие какой-либо зависимости их концентрации от расстояния до плотины в 1997 г. и увеличение концентрации у плотины по сравнению с входным створом в 1996 г. Это позволяет сделать заключение, что антропогенная нагрузка по фенолам в 1996 г. превышала очищающие возможности водохранилища.

В целом, динамика изученных показателей гидрохимического стока р. Оби на участке Новосибирского водохранилища характеризует относительно устойчивое состояние как в пространственном (по акватории), так и во временном аспектах. Этот вывод подтверждается длительными наблюдениями за основными гидрохимическими показателями качества воды водохранилища, особенно в последние годы. Так, в период 1999–2001 гг. не произошло существенных изменений в химическом составе воды водохранилища. Однако следует отметить отдельные случаи, когда были зафиксированы повышенные значения исследуемых показателей, например, БПК<sub>5</sub> – до  $6.28$  мг О/дм<sup>3</sup> в районе г. Камень-на-Оби и до  $6.63$  мг О/дм<sup>3</sup> в Бердском заливе в зимнюю межень 2001 г. Повышенные концентрации аммонийных соединений достигали  $1.24$  мг N/дм<sup>3</sup> в районе г. Камень-на-Оби в весеннее половодье 1999 г. и до  $2.15$  мг N/дм<sup>3</sup> в Бердском заливе в зимнюю межень 2001 г. В случае нефтепродуктов максимальные значения ( $1.67$  мг/дм<sup>3</sup>) наблюдались зимой 2001 г. в нижнем бьефе. Содержание фенолов достигало  $0.006$ – $0.008$  мг/дм<sup>3</sup> в Бердском заливе и нижнем бьефе в зимнюю и осеннюю межень 2001 г. Это может быть связано как с маловодностью отдельных гидрологических периодов, так и с залповыми антропогенными поступлениями этих веществ в водохранилище.

Анализ динамики концентраций приоритетных загрязняющих веществ, поступающих в водохранилище с речным стоком и в результате

абразии берегов, позволяет установить позитивную роль водохранилища в изменении показателей качества воды.

По результатам гидрологических, гидрохимических, а также гидро-биологических исследований воды Новосибирского водохранилища можно характеризовать как умеренно-загрязненные. В водохранилище активно протекают процессы самоочищения. Поэтому особую актуальность приобретают мероприятия по организации водоохраных зон и поддержанию их в надлежащем состоянии, что ограничит поступление в водохранилище загрязняющих веществ с его собственного водосбора. Улучшение экологической ситуации связано также с защитой берегов от ветроволновой абразии. Это должно быть учтено при планировании перспективной водохозяйственной геополитики.

В целом многолетние исследования на водохранилищах Сибири и других искусственных водоемах России, показывают, что влияние происходящих в них физико-химических и биологических процессов на качественный состав поверхностных вод изменяется во времени. Это влияние определяется соотношением процессов различной направленности, поэтому изменения стока химических веществ реки после прохождения через водохранилища неоднозначны, в том числе в разные сезоны года. Загрязнение вод рек и водохранилищ Сибири обусловлено переизбытком промышленных, транспортных, коммунальных, сельскохозяйственных и рекреационных стоков. При этом уровень загрязнения вод на ряде участков рек Обь, Иртыш, Томь, Чулым, не зарегулированных водохранилищами, не ниже, а иногда и выше, чем в водохранилищах. Создание водохранилищ приводит к снижению содержания взвешенных веществ в воде, общей цветности, интенсивности запаха, содержания органических соединений и тяжелых металлов. Благодаря наличию обширных акваторий значительно улучшается аэрация вод, а в связи с большими объемами воды интенсивность деструкционных процессов в водохранилищах в целом выше по сравнению с реками, особенно в меженные периоды, достаточно длительные на сибирских реках.

### **Список литературы**

- Авакян А.Б., Салтанкин В.П., Шарапов В.А. Водохранилища. М.: Мысль, 1987. 323 с.
- Васильев О.Ф., Савкин В.М., Двуреченская С.Я., Попов П.А. Водохозяйственные и экологические проблемы Новосибирского водохранилища // Водные ресурсы. 1997. Т. 24. № 5. С. 581–589.
- Карнацевич И.В. Водные ресурсы Иртыша у Омска и перспективы их изменений. Материалы межрегиональной научно-практической кон-



ференции «Природа и природопользование на рубеже XXI века». Омск, 1999. С. 153–155

*Малик Л.К.* Географические прогнозы последствий гидроэнергетического строительства в Сибири и на Дальнем Востоке. М.: Наука, 1990. 315 с.

*Савкин В.М.* Эколого-географические изменения в бассейнах рек Западной Сибири (при крупномасштабных водохозяйственных мероприятиях). Новосибирск: Наука, 2000. 152 с.

*Савкин В.М., Двуреченская С.Я., Орлова Г.А.* Формирование гидролого-гидрохимического режима равнинного водохранилища с малой регулирующей емкостью в периоды маловодья // *Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов на рубеже третьего тысячелетия.* Томск, 2000 а. С. 355–358

*Савкин В.М., Двуреченская С.Я., Тризно А.К.* Новосибирское водохранилище: эколого-географические аспекты его эксплуатации // *Вод. хозяйство России.* 2000 б. Т. 2. № 4. С. 307–319.

*Сороковикова Л.М., Батенхаева Н.В.* Евтрофирование и качество воды Енисея // *Вод. ресурсы.* 2000. Т. 27. № 4. С. 498–503.

Формирование береговой зоны Новосибирского водохранилища. Новосибирск: Наука, 1968. 194 с.

УДК 556.555.6:581.132

## **РАСТИТЕЛЬНЫЕ ПИГМЕНТЫ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ КАК ПОКАЗАТЕЛИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОХРАНИЛИЩ**

**Л.Е. Сигарева, Н.А. Тимофеева**

*Институт биологии внутренних вод РАН, Борок, Россия,  
timof@ibiw.yaroslavl.ru*

Экологические проблемы водохранилищ трактуются с разных позиций (Эдельштейн, 1998). Мнения о водохранилищах как водных экосистемах полярны: одни авторы считают, что водохранилища равноценны естественным водоемам (Экологические проблемы ..., 2001), а другие полагают, что водохранилища – «гибридные водоемы» с нарушенным гидрохимическим и гидрологическим режимом, «водогноища», «отстойники» загрязнений, которые рано или поздно выйдут из донных отложений в водную толщу и приведут к непредсказуемым последствиям (Лукияненко, 2002). Для разрешения этого противоречия необходимы обоснованные и подкрепленные строгими расчетами доказательства способности или неспособности экосистем водохранилищ к «самоочищению». Следовательно, количественная оценка экологического состояния водохранилищ – одна из актуальных проблем фундаментальной и прикладной науки.

Современные подходы к оценке состояния водных экосистем базируются на использовании показателей структуры и функционирования различных звеньев трофической цепи, а также соотношения продукционных и деструкционных процессов в целом. Далеко не все гидробионты одинаково реагируют на изменения условий внешней среды в сезонном и межгодовом плане. Особенности сукцессии в развитии сообществ водных организмов могут быть выявлены путем непрерывных наблюдений по всей акватории. Однако в настоящее время экологический мониторинг фактически прекращен, и наблюдения проводятся эпизодически. В условиях финансового кризиса актуальны разработки сравнительно недорогих методов оценки состояния водоемов. К числу доступных показателей, по мнению авторов, могут быть отнесены состав и содержание растительных пигментов в донных отложениях. Задача настоящего исследования – раскрыть информационное значение седиментационных пигментов, определяемых в донных отложениях водохранилищ традиционным спектрофотометрическим методом.

Значение растительных пигментов для изучения водоемов состоит не только в том, что они служат индикаторами различных сторон структурно-функциональной организации экосистем, но и принимают непосредственное участие в биоэнергетических процессах (Бульон, 1994, 1999). Растительные пигменты – это часть органического вещества растительного происхождения. Уникальность пигментов обусловлена их связью с фотосинтезирующими растительными организмами. Разнообразие пигментов водорослей служит одним из признаков адаптации растительных сообществ (и экосистемы в целом) к неблагоприятным для подводного фотосинтеза световым условиям (Kirk, 1983). Повсеместное и неоднородное распространение пигментов характеризует структуру биотопов пелагиали и бентали водоемов. Растительные пигменты в донных отложениях можно рассматривать как показатели соотношения продукционных и деструкционных процессов, поскольку они отражают итог преобразований органического вещества при его синтезе первичными продуцентами (растительными организмами) и трансформации консументами и редуцентами, охватывая тем самым изменения во всех звеньях трофической цепи и компонентах экосистемы. Органическое вещество накапливается в донных отложениях за счет разнонаправленных процессов – пополнения и использования осевшей органической взвеси в качестве субстрата и пищи для бактериобентоса, зообентоса и рыб. По характеру стратиграфии растительных пигментов в донных отложениях можно оценить направленность развития экосистемы – эвтрофирование или деэвтрофирование (Swain, 1985; Leavitt, 1993). Растительные пигменты как часть органического вещества могут рассматриваться в качестве индикаторов вторичного биологического загрязнения водоема.

Обстоятельное изучение растительных пигментов в отложениях водохранилищ начато сравнительно недавно (Hall et al., 1999) в отличие от озер и морей (Gorham et al., 1974; Swain, 1985, 1991; Leavitt, 1993; Kowalewska, 1994). Сведения о пигментах в донных отложениях водоемов России единичны. Первые работы по оценке содержания хлорофилла в донных отложениях внутренних водоемов страны относятся к озерам Северо-Запада (Трифенова, 1983), оз. Байкал (Выхристюк, 1980), Куйбышевскому водохранилищу (Номоконова, 1989). На Рыбинском водохранилище оценено содержание пигментов в наилке (Елизарова, 1996). Получены первые данные о содержании хлорофилла в донных отложениях водоемов бассейна р. Амур (Сиротский, Юрьев, 2000). В настоящем сообщении представлены обобщенные данные о содержании хлорофилла в сумме с феопигментами в донных отложениях пяти волжских водохранилищ – Ивановского, Угличского, Рыбинского, Горьковского и Чебоксарского.

Растительные пигменты определяли спектрофотометрическим методом (Сигарева, Шарапова, 1999), а их содержание рассчитывали по общепринятым для фитопланктона уравнениям Лоренцена (Logezzen, 1967) с учетом специфики донного субстрата – на единицу массы сухого и сырого грунта, а также на органическое вещество (Сигарева, Тимофеева, 2000). Поскольку хлорофилл в донных отложениях находится в основном в деградированном состоянии (до 80–95% в виде феопигментов), в качестве показателя содержания зеленых пигментов рассчитывалась сумма хлорофилла и феопигментов. Основные свойства грунтов определяли известными методами: содержание общего органического вещества – по потере при прокаливании предварительно высушенного грунта при 600°C, влажность – по потере воды при 60°C, объемную массу – так же, как в работе Н.В. Буторина с соавторами (1975), или рассчитывали по соответствующей формуле. Были проанализированы пробы, собранные из верхнего 2.5-сантиметрового слоя донных отложений Иваньковского, Угличского, Рыбинского и Горьковского водохранилищ в 1996–1998 гг. и из 5-сантиметрового слоя отложений Чебоксарского – в 2001 г. Среднее для конкретного водоема содержание пигментов в сухом и сыром грунте оценивали с учетом площадей дна под илистыми и песчанистыми отложениями, а в годовом слое – с учетом средней скорости осадконакопления.

Анализ основных характеристик волжских водохранилищ (табл. 1) показывает, что самым большим по площади среди них является озеровидное Рыбинское. Сложный характер грунтового комплекса в этом водоеме обусловлен сильным влиянием ветровой активности на перераспределение отложений. Размывающее действие волн в Рыбинском водохранилище распространяется до 10-метровой глубины. В русловом Угличском водохранилище ветровое волнение распространяется только до глубины 1 м, и преобладающей формой гидродинамической активности здесь являются стоковые течения. Обе основные формы гидродинамической активности (ветровое волнение и стоковое течение) в разной степени сочетаются в пойменных и русловых зонах водохранилищ, а также на их верхних и нижних участках. Высокая гидродинамическая активность способствует перемещению взвеси. В результате сортировки мелкие и легкие частицы переносятся на большее расстояние, чем крупные и тяжелые, аккумулируясь в местах с пониженной гидродинамической активностью (Буторин и др., 1975; Законнов, 1995).

Растительные пигменты распределяются по территории дна в соответствии с особенностями районирования водохранилищ по гидрологическим, гидрохимическим и гидробиологическим показателям, т.е. пигменты накапливаются в местах, благоприятных для развития организмов и

отложения взвесей. Например, в Рыбинском и Горьковском водохранилищах максимальное содержание пигментов в отложениях характерно для предплотинных участков, а в Угличском – для наиболее продуктивного Нерлинского плеса (Sigareva et al., 1999; Сигарева, Тимофеева, 2000, 2001 а, б).

Т а б л и ц а 1

**Основные характеристики водохранилищ Волги**

Водохранилище	Площадь, км <sup>2</sup>	Средняя глубина, м	Водообмен, год <sup>-1</sup>	Скорость осадконакоп- ления, мм/год
Иваньковское	327	3.4	10.6	1.9
Угличское	249	5.0	10.1	1.9
Рыбинское	4550	5.6	1.9	2.3
Горьковское	1591	5.5	6.1	2.4***
Чебоксарское	1270*	4.7*	19.8**	1.9****

*Примечание.* \* – Литвинов, Законнова, 1986; \*\* – Литвинов, 2000; \*\*\* – Законнов, Зиминова, 1984; \*\*\*\* – Законнов и др., 2002; остальные данные приводятся по: «Экологические проблемы..., 2001».

Анализ всего массива данных по верхневолжским водохранилищам показал наличие тесной связи пигментов с типом грунта. Для водохранилищ выявлено увеличение концентрации пигментов в донных отложениях от  $1.4 \pm 0.4$  до  $137.2 \pm 12.1$  мкг/г сухого грунта в ряду: песок, илистый песок, торфянистый ил, серый песчанистый ил, торфогенный ил, серый глинистый ил (Сигарева, Тимофеева, 2001 а). В однотипных отложениях сравниваемых водохранилищ средний уровень валового содержания пигментов характеризуется сопоставимыми величинами.

По сравнению с другими показателями, изменение валового содержания пигментов в сухом грунте теснее сопряжено с основными диагностическими признаками донных отложений – содержанием органического вещества и влажностью. Анализ зависимости содержания растительных пигментов от свойств отложений показал наличие довольно тесной статистической связи, характеризующейся высокими коэффициентами положительной корреляции между валовым содержанием хлорофилла (в сумме с феофигментами) и влажностью грунтов (рис. 1), а также концентрацией органического вещества (рис. 2). Данные для отдельных водохранилищ образуют единую совокупность, и исследуемые связи могут быть охарактеризованы как линейные в логарифмическом масштабе. Тесная связь пигментов с органическим веществом свидетельствует о главенст-

вующей роли растительных организмов в образовании фонда седиментационного органического вещества. Аналогичный характер связи пигментов с влажностью грунтов отражает роль растительных сообществ в формировании донных отложений разного типа.

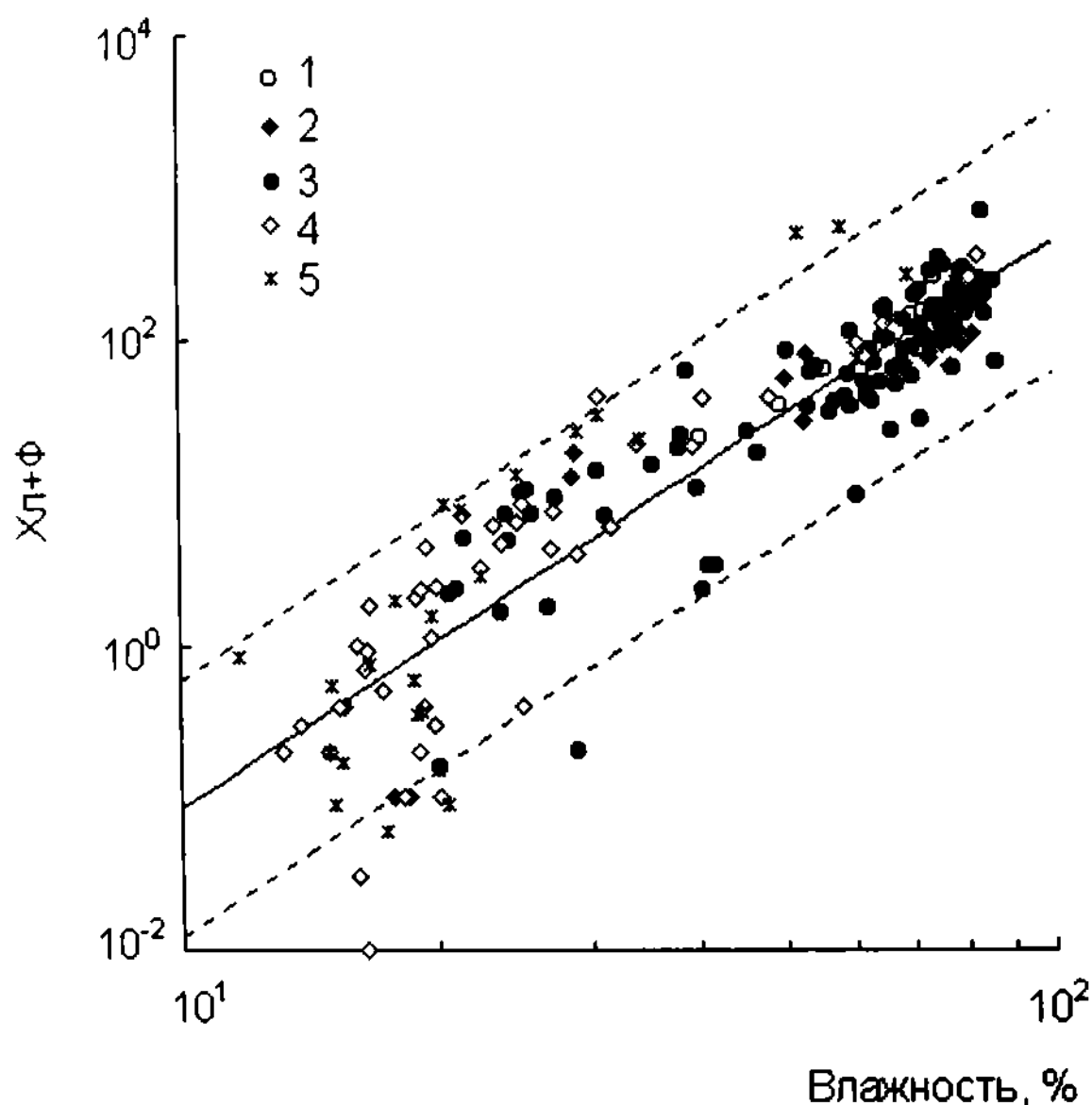


Рис. 1. Связь содержания растительных пигментов с влажностью донных отложений 5 водохранилищ Волги. 1 – Ивановское, 2 – Угличское, 3 – Рыбинское, 4 – Горьковское, 5 – Чебоксарское. Хл+Ф – хлорофилл в сумме с фео-пигментами, мкг/г сухого грунта. Уравнение регрессии:

$$y = 10^{-4.729} \cdot x^{3.658}, r^2 = 0.84.$$

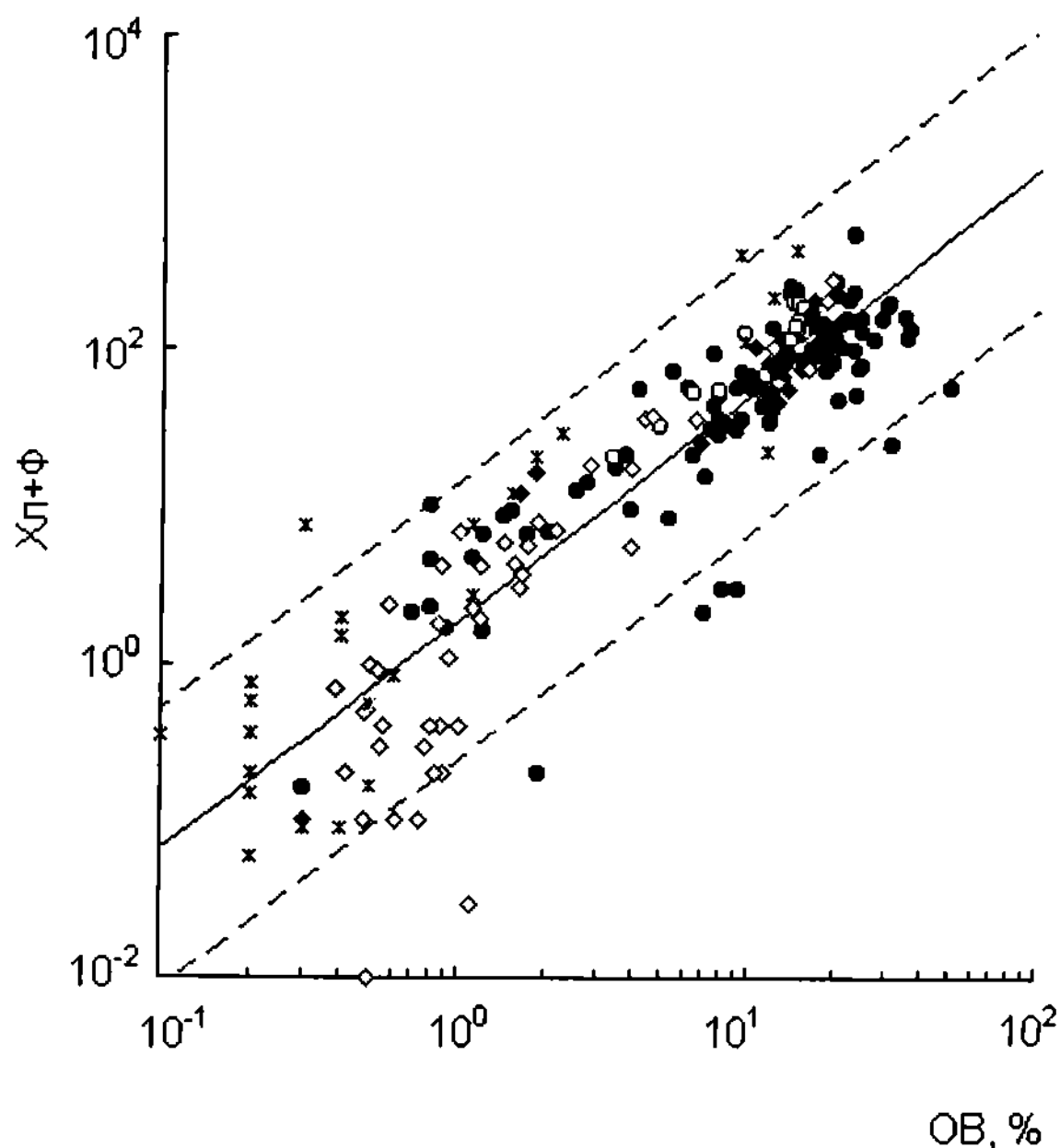


Рис. 2. Связь содержания растительных пигментов с концентрацией органического вещества в донных отложениях 5 водохранилищ Волги.

ОВ – органическое вещество, % сухой массы грунта. Остальные обозначения те же, что и на рис. 1. Уравнение регрессии:  $y = 1.928 \cdot x^{1.471}$ ,  $r^2 = 0.81$ .

Наличие тесной связи пигментов с типом грунта и возможность ее количественной оценки составляют основу для использования данных о распределении пигментов и грунтов разного типа в качестве показателей трофического состояния водоема. Согласно литературным данным,

содержание пигментов в донных отложениях недостаточно четко отражает уровень трофии водоема, в связи с чем общепринятой классификации пока не существует. Удастся лишь в той или иной степени скоординировать эти показатели для водоемов сходного происхождения. Например, для дифференцировки озер Северо-Запада по степени трофии предлагалось использовать различия в стратиграфии пигментов донных отложений (Трифенова, 1983). Для вулканических озер Германии приведена градация концентраций пигментов в расчете на сухую массу грунта: менее 13 мкг/г, 13–60, 60–120 и более 120 мкг/г, соответственно в олиго-, мезо-, эв- и гипертрофных озерах (Möller, Sharf, 1986). С применением этой же шкалы нами выделены трофические зоны дна в волжских водохранилищах. Были сгруппированы данные для грунтов, занимающих около 80% территории дна, а именно для песков вместе с илистым песком и для серого песчанистого ила вместе с серым глинистым илом. Среднее содержание хлорофилла в сумме с феопигментами в песках на 1–2 порядка меньше, чем в илах (табл. 2). Концентрация пигментов в песках водохранилищ соответствует уровню величин, характерных для олиготрофных, иногда – мезотрофных отложений озер, а в илах – для эвтрофных и гипертрофных. Учитывая особенности распределения грунтов разного типа по бентали водохранилищ, можно отметить, что доля обогащенных пигментами илов в более продуктивных по фитопланктону водохранилищах (Иваньковском, Горьковском и Чебоксарском) несколько выше, чем в менее продуктивных (Угличском и Рыбинском) (табл. 2).

**Таблица 2**

**Распределение растительных пигментов в песчаных и илистых  
отложениях водохранилищ Волги**

Водохранилище	Площадь, % общей площади		Хлорофилл + феопигменты, мкг/г сухого грунта	
	пески	илы	пески	илы
Иваньковское*	49	31	21.7 ± 0.0	134.2 ± 17.8
Угличское*	56	22	9.9 ± 6.2	88.2 ± 11.2
Рыбинское*	55	17	7.0 ± 1.4	124.0 ± 11.2
Горьковское**	40	38	2.0 ± 0.4	96.0 ± 18.5
Чебоксарское***	52	30	4.5 ± 1.9	188.0 ± 67.2

*Примечание.* Площади грунтов приведены по: \* – Законнов, 1995; \*\* – Законнов, Зиминова, 1984; \*\*\* – Законнов и др., 2002.



Для характеристики бентали отдельных водоемов рассчитывали среднюю концентрацию пигментов, взвешенную по вкладу площадей песчаных и илистых грунтов в общую площадь водоема (табл. 3).

Таблица 3

**Среднее взвешенное по площадям грунтов содержание хлорофилла  
с феопигментами в донных отложениях водохранилищ Волги**

Водо- хранилище	Хлорофилл + феопигменты				
	мкг/г сухого грунта	мг/м <sup>2</sup> (в 1 мм слоя сырого грунта)	мг/г ОВ	мг/м <sup>2</sup> в годовом слое накопления	% первичной продукции
Иваньковское	65.3 ± 6.9	28.4 ± 1.3	0.83 ± 0.03	54.0	0.64
Угличское	32.0 ± 5.5	17.9 ± 5.9	0.62 ± 0.24	34.1	0.55
Рыбинское	37.4 ± 2.8	16.0 ± 1.2	0.49 ± 0.05	36.9	0.97
Горьковское	47.8 ± 9.0	19.7 ± 2.4	0.49 ± 0.06	47.3	0.84
Чебоксарское	71.6 ± 24.6	37.4 ± 14.1	0.93 ± 0.24	71.1	0.72

Наиболее высокие средние величины получены для Чебоксарского и Иваньковского водохранилищ. По содержанию пигментов в сухом грунте (Möller, Sharf, 1986) практически все водохранилища попадают в разряд мезотрофных, и только Иваньковское и Чебоксарское переходят в разряд эвтрофных. Если же использовать для оценки трофии специфические единицы (Swain, 1985), характеризующие удельное содержание пигментов в органическом веществе донных отложений, то исходя из полученных величин (от  $2.48 \pm 0.16$  до  $3.48 \pm 0.17$  ед. SPDU/г ОВ), а также согласно градации водоемов на две трофические группы (Swain, 1985), все 5 волжских водохранилищ попадают в разряд низкопродуктивных (Сигарева, Тимофеева, 2001 а, б).

Последовательность расположения водохранилищ по удельному содержанию пигментов в органическом веществе практически совпадает с таковой по валовому содержанию в сухом грунте (см. табл. 3). В группе исследуемых водохранилищ по среднему содержанию растительных пигментов в донных отложениях лидирует Чебоксарское водохранилище, характеризующееся самыми высокими показателями первичной продукции и водообмена. Вероятно, интенсивный водообмен в этом водохранилище не приводит, как это принято считать, к истощению его продукционных возможностей. Причина этого явления – постоянное поступление богатых фитопланктоном вод из боковых притоков.

Особый интерес представляет отношение концентрации пигментов в донных отложениях к первичной продукции органического вещества. Поскольку прямые измерения интегральной величины первичной продукции на больших водоемах практически невозможны, имеют смысл расчетные способы и косвенные оценки. Один из возможных подходов к оценке первичной продукции основан на использовании сведений о содержании пигментов в донных отложениях. Очевидно, что для моделирования первичной продукции по этим показателям необходимы переходные коэффициенты.

Для ориентировочного расчета были использованы обобщенные для волжских водохранилищ данные по первичной продукции (Романенко, 1984) и по концентрации пигментов, отражающей среднемноголетнюю скорость их накопления в донных отложениях. Средневзвешенную концентрацию хлорофилла в сумме с феопигментами в слое сырого грунта сначала пересчитывали на толщину среднегодового слоя осадка, а затем переводили в органическое вещество водорослей на основе известных коэффициентов связи хлорофилла с биомассой, органического углерода с органическим веществом и сухого веса с сырым. Согласно результатам расчета для верхнего 2.5-сантиметрового слоя, отношение количества органического вещества водорослей, соответствующее пигментам в донных отложениях, к годовой первичной продукции изменяется в пределах 0.55–0.97% (см. табл. 3). Несколько выше оказалось значение исследуемого отношения (1.7%) для обогащенного пигментами верхнего 0.5-сантиметрового слоя донных отложений Рыбинского водохранилища (Sigareva et al., 1999). Аналогичными величинами характеризуется отношение рыбопродуктивности к первичной продукции: 1.15% – (Романенко, 1984), 0.5–1% (Бульон, 1994), 0.11–2% (Алимов, 2001). Таким образом, на основе содержания пигментов в донных отложениях можно ориентировочно оценить как первичную, так и конечную продукцию водоема.

Корреляционный анализ показал, что первичная продукция исследуемых водохранилищ положительно связана с интенсивностью водообмена ( $r = 0.94$ ). Положительный характер связи распространяется и на соотношение этих параметров экосистемы с содержанием пигментов в донных отложениях (табл. 4). Более высокие коэффициенты корреляции дают основание полагать, что основным фактором накопления растительных пигментов в исследуемых водохранилищах Волги служит первичная продукция.

Закономерности распределения растительных пигментов в донных отложениях водохранилищ аналогичны таковым в озерах (Сигарева и др., 2000; Сигарева, Тимофеева, 2002). Например, в отношении бассейна Вол-

ги показано, что для объединенных данных по водохранилищам и озерам (Плещеево, Неро) уравнения связи валового содержания пигментов в сухом грунте с влажностью ( $y = 1.396 \cdot 10^{-5} \cdot x^{3.746}$ ,  $r^2 = 0.86$ ) и органическим веществом отложений ( $y = 1.904 \cdot x^{1.523}$ ,  $r^2 = 0.84$ ) сходны с таковыми для водохранилищ (см. рис. 1–2).

Таблица 4

**Коэффициенты корреляции между содержанием растительных пигментов  
и характеристиками водохранилищ**

Хлорофилл + феопигменты	Глубина средняя	Водообмен	Скорость накопления отложений	Первичная продукция
Валовое содержание, мкг/г сухого грунта	–0.64	0.72	–0.40	0.87
Удельное, мг/г ОВ:	–0.75	0.90	–0.82	0.96
в сыром грунте, мг/(м <sup>2</sup> мм)	–0.57	0.91	–0.59	0.95
в годовом слое, мг/(м <sup>2</sup> год)	–0.44	0.82	–0.37	0.87
% первичной продукции	0.61	–0.57	0.84	–0.57

В то же время содержание растительных пигментов в донных отложениях исследованных озер существенно выше, чем в водохранилищах (Сигарева и др., 2000; Сигарева, Тимофеева, 2002). Озера издавна известны как водоемы-накопители, что и отражается в уровне содержания растительных пигментов в донных отложениях. В придонной области озер преобладают анаэробные условия, тормозящие деградацию органического вещества, тогда как в водохранилищах аэрация ускоряет деструкционные процессы. Таким образом, подтверждается гипотеза К.К. Эдельштейна (1998) о более высокой «самоочищающей» способности водохранилищ по сравнению с озерами, а не альтернативная точка зрения (Лукьяненко, 2002).

Вопросы, касающиеся связи между первичным продуцированием органического вещества и накоплением растительных пигментов в донных отложениях водоемов разного типа, проработаны недостаточно. Существенным дополнением к решению этой проблемы могут быть установленные авторами закономерности связи седиментационных пигментов с особенностями экосистем водохранилищ – типом грунта, первичной продук-

цией, водообменом. Для мониторинга состояния водоемов осадочные пигменты имеют преимущества по сравнению с показателями продуктивности фитопланктона – первичной продукцией и содержанием хлорофилла в водной толще, поскольку в колонках керна отражается природное интегрирование внутриводоемных процессов за длительный промежуток времени. Истинные величины первичной продукции нельзя измерить, особенно на больших водоемах со сложной конфигурацией, а расчетные способы, к сожалению, не универсальны. Для использования хлорофилла водной толщи в качестве трофического критерия необходимы длинные ряды наблюдений, учитывающие значительную вариабельность концентраций в пространстве и во времени, отражающую циклический характер изменений планетарных факторов, сезонную и межгодовую динамику структуры и продуктивности альгоценозов. В противоположность пигментам фитопланктона в водной толще, растительные пигменты в донных отложениях сохраняются довольно долго за счет резкого уменьшения скорости их деградации (Leavitt, 1993).

Таким образом, предложенная авторами методология исследования пигментов в донных отложениях доступным спектрофотометрическим методом позволяет получить результаты, адекватно отражающие особенности водных экосистем, и может быть рекомендована для внедрения в экологический мониторинг.

### **Список литературы**

- Алимов А.Ф. Положения теории функционирования водных экосистем // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды. Минск: БГУ, 2000. С. 9–18.
- Бульон В.В. Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. СПб.: Наука, 1994. 222 с.
- Бульон В.В. Взаимоотношения между фитопланктоном и бактериями и их реакция на содержание фосфора в воде (на примере озер Карельского перешейка) // Структурно-функциональная организация пресноводных экосистем разного типа. СПб, 1999. С. 115–134.
- Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П. Донные отложения верхне-волжских водохранилищ. Л.: Наука, 1975. 159 с.
- Выхристюк Л.А. Органическое вещество донных осадков Байкала. Новосибирск: Наука, 1980. 80 с.
- Елизарова В.А. О содержании растительных пигментов в донных отложениях Рыбинского водохранилища // Биология внутр. вод: Информ. бюл. СПб., 1996. № 100. С. 7–14.
- Законнов В.В. Пространственно-временная неоднородность распределения и накопления донных отложений верхневолжских водохранилищ // Вод. ресурсы. 1995. Т. 22. № 3. С. 362–371.

- Законнов В.В., Зиминова Н.А. Осадконакопление в Горьковском водохранилище // Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л., 1984. № 63. С. 68–70.
- Законнов В.В., Иванов Д.В., Хайдаров А.А. Донные отложения Чебоксарского водохранилища // Актуальные проблемы водохранилищ. Тез. докл. Всероссийской конф. с участием специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья. Ярославль, 2002. С. 109–110.
- Литвинов А.С. Энерго- и массообмен в водохранилищах Волжского каскада. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2000. 83 с.
- Литвинов А.С., Законнова А.В. Водный баланс, водообмен и режим уровня Чебоксарского водохранилища в первые годы заполнения // Вод. ресурсы. 1986. Т. 13. № 3. С. 69–76.
- Лукьяненко В.И. Основные экологические проблемы Верхней Волги // Актуальные проблемы экологии Ярославской области. Ярославль: Издание ВВО РЭА, 2002. Т. 1. С. 4–11.
- Номоконова В.И. Седиментация фитопланктона и его содержание в донных отложениях // Экология фитопланктона Куйбышевского водохранилища. Л.: Наука, 1989. С. 237–249.
- Романенко В.И. Первичная продукция органического вещества в процессе фотосинтеза в каскаде волжских водохранилищ // Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. М.: Наука. 1984. С. 48–60.
- Сигарева Л.Е., Законнов В.В., Шаранова Н.А. Оценка экологического состояния оз. Плещеево по пигментным характеристикам донных отложений // Проблемы региональной экологии. 2000. № 6. С. 100–113.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Растительные пигменты как показатель состояния экосистемы водохранилищ. Пигменты в донных отложениях // Современная экологическая ситуация в Рыбинском и Горьковском водохранилищах: состояние биологических сообществ и перспективы рыборазведения. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2000. С. 83–100.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Растительные пигменты в донных отложениях как показатели трофического состояния водохранилищ Верхней Волги // Проблемы региональной экологии. 2001 а. № 2. С. 23–35.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Изучение связи содержания растительных пигментов в донных отложениях с показателями трофического состояния Горьковского водохранилища // Вод. ресурсы. 2001 б. Т. 28. № 6. С. 742–751.
- Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Оценка экологического состояния озер Ярославской области по растительным пигментам в донных отложениях // Актуальные проблемы экологии Ярославской области. Ярославль: Издание ВВО РЭА, 2002. Т. 2. С. 144–148.

- Сигарева Л.Е., Шарапова Н.А. Фотосинтетические пигменты в донных отложениях // Экология фитопланктона Рыбинского водохранилища. Тольятти: Ин-т экологии волжск. бассейна РАН, 1999. С. 190–207.
- Сиротский С.Е., Юрьев Д.Н. Трофический статус водных объектов бассейна Амура по содержанию хлорофилла *a* в автотрофных организмах // Тр. ИВЭП ДВО РАН. 2000. Вып. 10. С. 111–129.
- Трифорова И.С. Определение содержания дериватов хлорофилла как метод изучения эвтрофирования озер // История озер в СССР. Тез. докл. 1-го всесоюз. совещ. Т. 1. Таллин, 1983. С. 179–180.
- Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М.: ГЕОС. 1998. 277 с.
- Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2001. 427 с.
- Gorham E., Lund J.W.G., Sanger J.E., Dean W.E. Some relationships between algal standing crop, water chemistry, and sediment chemistry in the English lakes // Limnol. and Oceanogr. 1974. V. 19. № 4. P. 60
- Hall R.I., Leavitt P.R., Dixit A.S. et al. Limnological succession in reservoirs: a paleolimnological comparison of two methods of reservoir formation // Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1999. V.56. P. 1109–1121.
- Kirk J.T.O. Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge: University Press, 1983. 401 p.
- Kowalewska G. Occurrence of chlorins in recent sediments of the southern Baltic Sea // Pol. Arch. Hydrobiol. 1994. V. 41. № 2. P. 237–249.
- Leavitt P.R. A review of factors that regulate carotenoid and chlorophyll deposition and fossil pigment abundance // J. Paleolimnol. 1993. V. 9. P. 109–127.
- Lorenzen C.J. Determination of chlorophyll and phaeo pigments: spectrophotometric equations // Limnol. and Oceanogr. 1967. V. 12. P. 343–346.
- Möller W.A., Scharf B.W. The content of chlorophyll in the sediment of the volcanic maar lakes in the Eifel region (Germany) as an indicator for eutrophication // Hydrobiologia. 1986. V. 143. P. 327–329.
- Sigareva L.E., Sharapova N.A., Bashkin V.N. Phytopigment indexes for assessment of water body state and loading at water ecosystems. Sedimentary pigments in reservoirs // The calculation and mapping of critical loads for air pollutants relevant to the UN/ECE convention on long-range transboundary air pollution. Proceedings of the Second Training Workshop. IBBP RAS, Pushchino. 1999. Moscow: POLTEX, 1999. P. 91–100.
- Swain E.B. Measurement and interpretation of sedimentary pigments // Freshwat. Biol. 1985. V. 15. P. 53–75.

УДК 911.2;556.5

## ПРОЦЕССЫ САМООРГАНИЗАЦИИ И УПРАВЛЕНИЯ В ФОРМИРОВАНИИ ЭКОСИСТЕМ И КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДОХРАНИЛИЩ

Г.С. Шилькрот, С.В. Ясинский

*Институт географии РАН, Москва, Россия, gsshil@yandex.ru*

В процессе функционирования сложных природно-технических систем, к которым относятся водохранилища многоцелевого назначения, значительную роль играет самоорганизация, т.е. самопроизвольное упорядочение структуры водных экосистем под воздействием внешних и внутренних факторов. В новых водных экосистемах происходят вторичные сукцессии, в связи с чем их важнейшие свойства, и особенно качество воды, заметно трансформируются по сравнению с исходными характеристиками зарегулированных водоемов (или питающих их речных вод в случае водохранилищ наливного типа).

При этом функционирование ряда созданных водохранилищ, например мелководных водоемов-охладителей (ВО) с замкнутой системой водоснабжения электростанций, имеет определенную специфику. Многие характеристики таких водоемов стремительно достигают критических значений.

Эмпирическим подтверждением тому служат результаты недавних исследований (конец лета 2001 г.) водоема-охладителя Балаковской АЭС, функционирующего с 1985 г. По существу, эти работы необходимо рассматривать как логическое продолжение многолетних исследований (с 1977 по 1987 гг.), проводившихся с начала функционирования водоема-охладителя Курской АЭС. Это также бессточный и мелководный водоем-охладитель (средняя глубина 4 м, площадь акватории 20 км<sup>2</sup>). Заметим, что современные его характеристики могли измениться. Он был создан в пойме р. Сейм (Курская область) и питался её водами. Этапы формирования водоема рассмотрены в ряде публикаций (Шилькрот, 1991 а, б; Шилькрот, Миронова, 1982; и др.).

Водоем-охладитель Балаковской АЭС был создан в мелководной восточной зоне Саратовского водохранилища выше г. Балаково, фактически на приплотинном участке. От акватории водохранилища этот водоем отделен проложенной между островами насыпной дамбой, укрепленной каменной наброской и бетонными плитами. Со стороны АЭС естественный берег задернован растительностью. Водоем-охладитель имеет округлую форму (рис. 1), площадь его акватории при НПУ составляет 26 км<sup>2</sup>,

объем водной массы 150 млн. м<sup>3</sup>, средняя глубина ~ 6 м. Непосредственного сброса вод из него в Саратовское водохранилище не происходит, но существует фильтрация через плотину. Уровень воды в ВО поддерживается на 2 м выше, чем в Саратовском водохранилище. ВО наполняется и питается преимущественно волжскими водами, причем ежегодная подпитка к настоящему времени приближается к объему его водной массы.

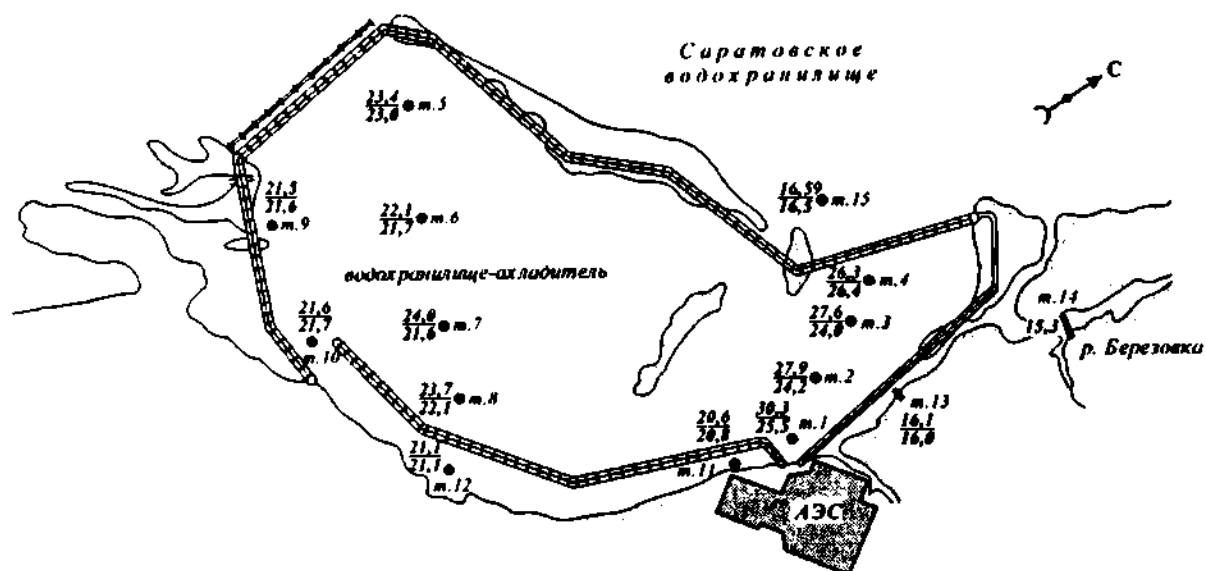


Рис. 1. Распределение температуры воды по акватории водохранилища-охладителя Балаковской АЭС в августе–сентябре 2001 г. (над чертой – в поверхностном слое, под чертой – у дна)

При наполнении водоема-охладителя он получил и продолжает получать с поступающими волжскими водами как растворенные, так и взвешенные минеральные и органические вещества. Соответственно, в первые годы наполнения ВО качество его вод по основным гидрохимическим и гидробиологическим показателям мало отличалось от такового на смежных участках Саратовского водохранилища.

По данным за 80-е годы (с 1983 по 1990), температура воды Саратовского водохранилища близ г. Балаково изменялась от 0С° в зимний период до 19.7С° (с амплитудой 14.5–23.0С°) в летние месяцы. Вода его относится к гидрокарбонатному классу, кальциевой группе. Среднегодовая минерализация ее составляет 365 мг/дм<sup>3</sup> (Гидрометеорологический режим..., 1978), а общая жесткость не превышает 4 мг-экв/дм<sup>3</sup>.

Сезонная изменчивость минерализации воды и содержания основных ионов хорошо выражена. Весной и летом минерализация снижается до 200–274 мг/дм<sup>3</sup>, осенью изменяется от 242 до 442 мг/дм<sup>3</sup>, а в период ледо-



става – от 300 до 470 мг/дм<sup>3</sup>. Соответственно, в периоды снижения минерализации воды падает содержание гидрокарбонатов и кальция. Летом содержание хлоридов в волжской воде низкое – всего 10–20 мг/дм<sup>3</sup>.

Величина pH воды Саратовского водохранилища в течение года варьирует в пределах 6.8–7.8, и только в период «цветения» воды, которое случается летом, pH возрастает до 8.9. «Цветение» воды обусловлено обильным развитием синезеленых, главным образом *Aphanizomenon flos-aqua* и *Microcystis aeruginosa*, когда биомасса последней возрастает до 5 г/м<sup>3</sup>.

Как известно, основным назначением любого водоема-охладителя, является его способность обеспечивать оптимальное охлаждение поступающих в него подогретых вод и способность сохранять или поддерживать определенные химические и биологические показатели качества воды. Эти способности определяются размерами акватории, характером распределения потока подогретых вод в водоеме, климатическими условиями района его расположения, химическими и биологическими свойствами питающих водоем вод, морфологией котловины и другими факторами.

Согласно нормативам подогрева вод в водоемах-охладителях, учитывающим характер наполнения и климатическую зону их расположения, для охладителя Балаковской АЭС предел подогрева вод составляет 29.3С°. Это значение находится в пределах температурного оптимума (от 20 до 30С°) для большинства водных организмов. Тем не менее, как показали данные наблюдений, в первые годы функционирования охладителя Балаковской АЭС (эти данные были любезно предоставлены руководством АЭС), когда электростанция еще не работала на полную мощность, температура воды в отдельные сроки уже превышала допустимую. Так, в августе 1989 г. близ водосброса она достигала 35С°, и только при удалении от него на 1 км она снижалась до 30С°.

В конце августа 2001 г. (см. рис. 1) нами был зафиксирован почти допустимый режим подогрева вод ВО. Максимальная температура (30.3С°) была отмечена вблизи сбросного канала. В основной же акватории температура воды постепенно снижалась, составив в подводящем канале 21С°. В это же время отмечались благоприятные для биоты характеристики кислородного режима. Содержание кислорода было почти выровнено по акватории, составляя в поверхностном слое около 8 мг/дм<sup>3</sup> (100% насыщения), а в глубинных – 7 мг/дм<sup>3</sup> (80–90% насыщения), и только среди зарослей погруженных макрофитов отмечалось перенасыщение воды кислородом (112% насыщения). Прозрачность воды была значительной – от 2.7 до 4.4 м, а величина pH достигала 8.8–8.9 и даже 9.0.

Достаточно выровненными по акватории ВО и отвечающими требованиям к качеству воды также оказались низкие концентрации минеральных соединений азота – нитритов, нитратов и аммония. Содержание аммонийного азота ( $\text{NH}_4$ ) изменялось по акватории от 0.05 до 0.26 (в среднем 0.11 мг/дм<sup>3</sup>), нитратного азота ( $\text{NO}_3$ ) – от 0.02 до 0.17 (в среднем 0.08 мг/дм<sup>3</sup>), а нитритного азота ( $\text{NO}_2$ ) – от 0.001 и менее до 0.0036 мг/дм<sup>3</sup> (в среднем 0.002 мг/дм<sup>3</sup>). Содержание соединений азота выражено в N. Средняя для акватории ВО концентрация суммарного минерального азота ( $N_{\text{мин.}}$ ) оказалась равной 0.192 мг/дм<sup>3</sup> и почти идентичной средней для рассматриваемого водоема концентрации минерального фосфора ( $P_{\text{мин.}}$ ), составляющей 0.187 мг/дм<sup>3</sup>.

Отношение  $N_{\text{мин.}} / P_{\text{мин.}}$  (в атомных величинах) составило для вод ВО всего 2.2, что характеризует высокую напряженность освобождения минеральных соединений азота из органического вещества. Содержание органического азота в воде ВО довольно значительно, судя по средней для акватории величине  $N_{\text{общ.}} - 1.52$  мг/дм<sup>3</sup>. Соотношение  $N_{\text{общ.}} / P_{\text{общ.}}$  (при средней концентрации последнего на акватории 0.207 мг/дм<sup>3</sup>) повышается до 16.2, что свойственно водам с достаточно обильным азотным и фосфорным питанием для водорослей, т.е. для эвтрофных вод.

В этот период содержание  $N_{\text{общ.}}$  и  $P_{\text{общ.}}$  в воде Саратовского водохранилища почти полностью совпало с указанными показателями для ВО. Величина первого составляла 1.50 мг/дм<sup>3</sup>, второго – 0.207 мг/дм<sup>3</sup>, а их соотношение – 15.9. Вместе с тем, в воде Саратовского водохранилища в заметно больших концентрациях присутствовали минеральные соединения азота: нитритного – 0.06, нитратного – 0.28 и аммонийного – 0.61 мг/дм<sup>3</sup> (рис. 2). Соответственно, и отношение  $N_{\text{мин.}} / P_{\text{мин.}}$  оказалось иным, чем для вод ВО – 12.6, т.е. близким к соотношению общего азота и общего фосфора.

Приведенные данные, являющиеся результатом лишь одной съемки, подтверждаются данными наблюдений АЭС, проводившимися в предшествующие сезоны 2000–2001 гг., но только на сбросном и подводящем каналах ВО. Однако, как следует из наших наблюдений, основные гидрохимические показатели качества воды на входе и выходе от АЭС вполне репрезентативны для характеристики основной акватории ВО.

Из рис. 2 видно, что показатели содержания минерального азота в воде ВО практически всегда ниже, чем в Саратовском водохранилище. Дефицит азота в воде ВО объясняется интенсивной ассимиляцией его растительностью, а также возможными потерями в атмосферу в процессе деструкции органического вещества. Происходит же это на фоне накопления в воде ВО соединений фосфора. Эти эффекты отмечались нами ранее для водоема-охладителя Курской АЭС (Шилькрот, Миронова, 1982).

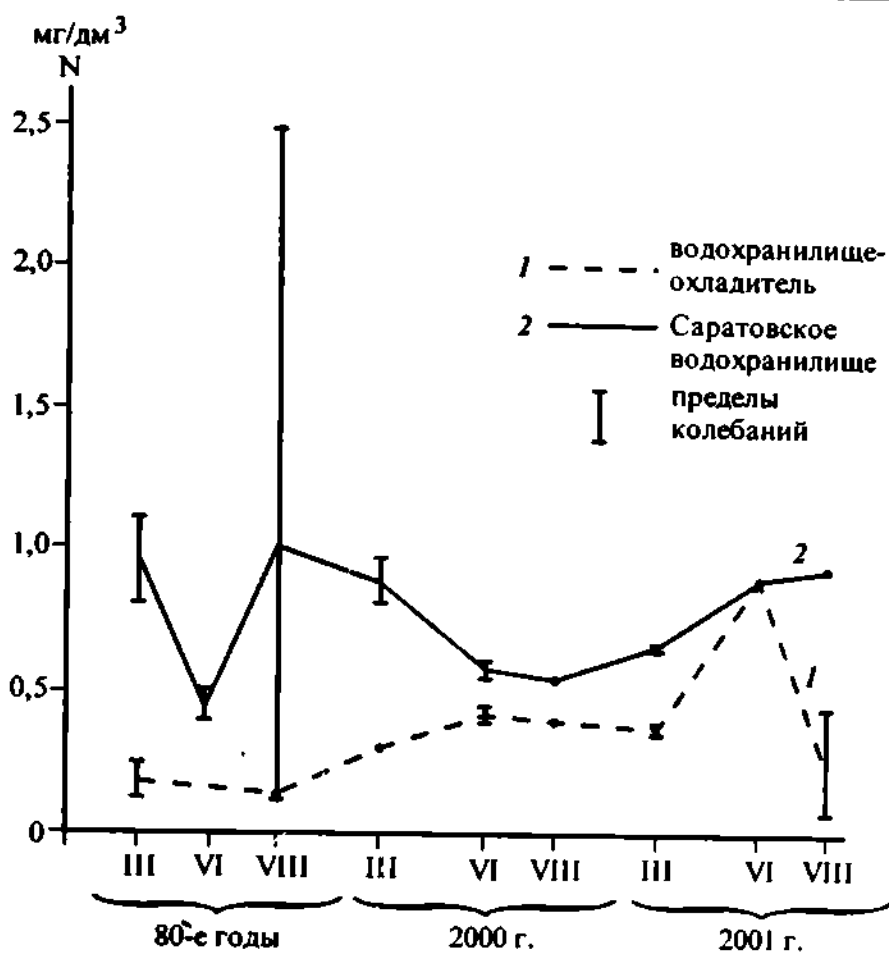


Рис. 2. Сезонная и межгодовая изменчивость концентрации  $N_{\text{мин}}$  в воде водохранилища-охладителя Балаковской АЭС и Саратовского водохранилища,  $\text{мг/дм}^3$ . 1 — в холодном и теплом каналах; 2 — выше и ниже охладителя.

Запасы соединений азота и фосфора в воде водоема-охладителя Балаковской АЭС постоянно пополняются в результате прыжка волжских вод, которые были и остаются обогащенными этими биогенными элементами. Высокая обеспеченность ими вод Саратовского водохранилища и ВО является показателем их повышенной биологической продуктивности, что отражается на характеристике содержания органического вещества в их водной массе.

На рис. 3 представлено распределение показателей БПК<sub>5</sub> и ПО (перманганатной окисляемости) по акватории охладителя Балаковской АЭС в конце лета 2001 г., а также в разные сезоны и годы в Саратовском водохранилище. Из рисунка видно, что величины БПК<sub>5</sub> в воде ВО несколько превышают нормативы для рыбохозяйственных водоемов. Кроме того, они, так же, как и значения ПО, в целом выше, чем для вод Саратовского водохранилища.

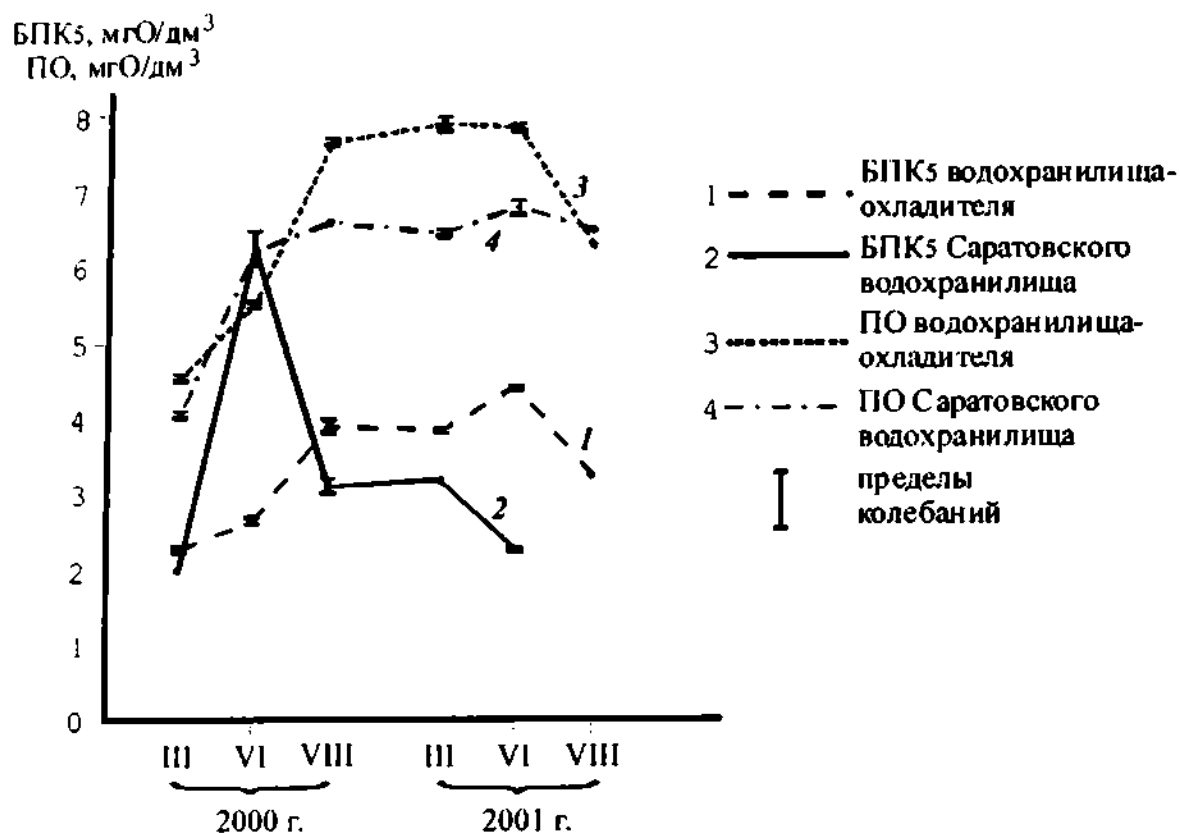


Рис. 3. Сезонная и межгодовая изменчивость показателей БПК<sub>5</sub> и ПО в воде водохранилища-охладителя Балаковской АЭС (1, 3) летом 2001 г. и Саратовского водохранилища (2, 4) в марте-августе 2000-2001 гг.

Из сказанного следует, что в настоящее время в водоеме-охладителе Балаковской АЭС уже нарушены процессы биологического самоочищения. В первые годы своего функционирования подогреваемые слабопроточные и бессточные водоемы характеризуются высокой способностью к биологическому самоочищению. Это отмечалось для охладителей Курской и Смоленской АЭС (Шилькрот, Миронова, 1982; Леонов и др., 2000), а также для ряда других водоемов.

Многолетние наблюдения на охладителе Курской АЭС позволили проследить, как со временем ухудшается качество его воды. Только через несколько лет стало повышаться содержание минеральных соединений азота и фосфора в воде, и также не сразу наметился рост минерализации воды и содержания хлоридов (Шилькрот, 1991 а, б). Тенденция к повышению содержания хлоридов проявилась примерно через 6 лет с начала функционирования водоема-охладителя и в дальнейшем только усиливалась (рис. 4).

В водоеме-охладителе Балаковской АЭС, который функционирует (к моменту наших наблюдений) уже более 15 лет и к тому же находится в более аридных условиях по сравнению с ВО Курской АЭС, негативные

изменения в степени минерализации воды и ее ионном составе выражены значительно резче.

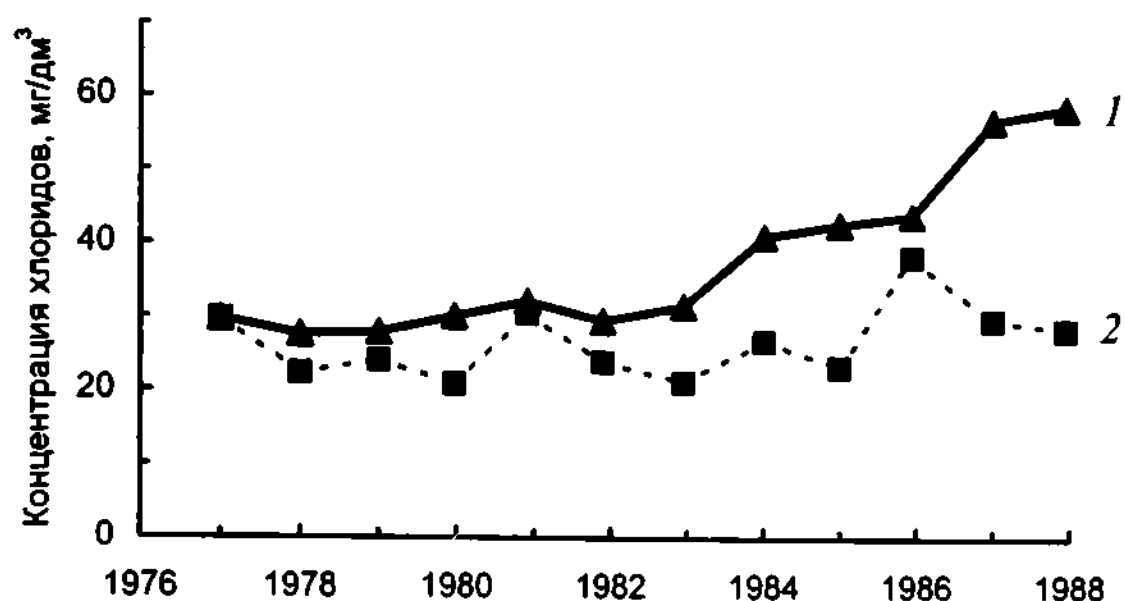


Рис. 4. Изменение концентрации хлоридов в водоеме-охладителе Курской АЭС (1) и в р. Сейм (2)

Если в 80-х годах минерализация воды ВО Балаковской АЭС составляла 295–386 мг/дм<sup>3</sup> (в Саратовском водохранилище средняя ее величина была равна 350 мг/дм<sup>3</sup>), а в составе ионов в обоих объектах преобладали гидрокарбонаты и кальций, то в августе 2001 г. зафиксирована величина минерализации воды (по сумме ионов и по электропроводности) более 1 г/дм<sup>3</sup> и совершенно другой состав ионов. Теперь в их числе преобладают сульфаты (до 280 мг/дм<sup>3</sup>), хлориды (до 194 мг/дм<sup>3</sup>) и натрий (до 172 мг/дм<sup>3</sup>). При этом как минерализация (менее 300 мг/дм<sup>3</sup>), так и ионный состав волжской воды остались прежними (из ионов преобладают гидрокарбонаты и кальций).

Полученные оценки изменения минерализации воды совсем не случайны. Они оказались достаточно стабильными, так как повторялись в исследованные сезоны 2000 и 2001 гг. Следует отметить также, что величина жесткости воды ВО тоже превысила норматив для вод, используемых для хозяйственно-бытовых нужд. В настоящее время она достигает 8 и более мг-экв/дм<sup>3</sup>.

Основной причиной, вызвавшей серьезную перестройку химического состава воды охладителя Балаковской АЭС и рост ее минерализации, может быть только бессточность интенсивно испаряющего водоема. В этих условиях он становится накопителем-концентратором и преобразовате-

лем поступающих в него с волжскими водами минеральных солей. Данное явление характерно для бессточных водоемов в условиях засушливого климата, когда естественная испаряемость превышает поступление влаги с атмосферными осадками. Этому процессу уделено много внимания в работе Г.С. Шилькрота (1998), в которой раскрываются механизмы, управляющие качеством речных и озерных вод. Подогрев воды в охладителе только усугубляет естественный процесс соленакопления. Аналогичное явление отмечалось и в других водоемах-охладителях, например Нововоронежской АЭС (Эрнестова и др., 1993).

В подогреваемых водоемах в несколько раз возрастает испарение воды в сравнении с естественными, поскольку в ВО полностью нарушается температурный режим. Такие водоемы не замерзают зимой, и поэтому испарение с их водной поверхности происходит в течение всего года. Соответственно, для их нормального функционирования становится необходимым удерживать в них определенный объем воды. Поэтому с ростом испарения должен повышаться и приток компенсационных вод, т.е. речных вод, несущих с собой минеральные и органические вещества, которые включаются в цикл геохимических и биологических превращений в водоеме.

Начало биогеохимических превращений – включение биогенных элементов в биопродукционный процесс. Затем уже трансформируются как органические, так и другие минеральные растворенные вещества. Как уже отмечалось, в водной массе ВО по сравнению с питающими водами снижается не только содержание биогенных элементов и органического вещества, но и минерализация воды (на первых этапах функционирования охладителей). Последнее происходит вследствие уменьшения концентраций основных ионов пресных вод – гидрокарбонатов и кальция – в щелочной среде (рН более 8.2), формирующейся в вегетационный сезон в эвтрофных водоемах.

В щелочной среде, при дефиците в воде  $\text{CO}_2$  гидрокарбонаты становятся источником  $\text{C}_{\text{мин}}$  для автотрофных организмов, а кальций в виде  $\text{CaCO}_3$  осаждается на дно. В процессе диагенеза донного осадка  $\text{CO}_2$  из илов может освобождаться и снова либо поступает в воду, либо теряется, переходя в атмосферу. В тоже время Са может оставаться захороненным в донных отложениях. Таким образом, накопление минеральных солей в испаряющих охладителях сопровождается трансформацией ионного состава вод из-за нарушения карбонатно-кальциевого равновесия в щелочной среде, а щелочность среды в таких водоемах со временем только нарастает.

О темпах накопления солей свидетельствует изменение содержания сравнительно инертного хлоридного иона. Накопление его в воде охлади-

теля Балаковской АЭС можно рассчитать по ежегодному притоку в ВО волжских вод (70–150 млн. м<sup>3</sup>) и средней концентрации элемента в речной воде (около 20 мг/дм<sup>3</sup>). Тогда при ежегодном накоплении в ВО хлоридов, составляющем 1.4–3 тыс. т (если исключить величину и фильтрации), за 15 лет их могло накопиться от 21 до 45 тыс. т, что соответствует концентрации их в воде в пределах 140–300 мг/дм<sup>3</sup>. Расчетная концентрация хлоридов вполне соответствует наблюдаемой (до 194 мг/дм<sup>3</sup>). Однако накопление хлоридов в воде происходило не постепенно, так как этот процесс в ряде случаев носит нелинейный характер, о чем свидетельствуют данные наблюдений на ВО Курской АЭС и Балаковской АЭС (рис. 4, 5).

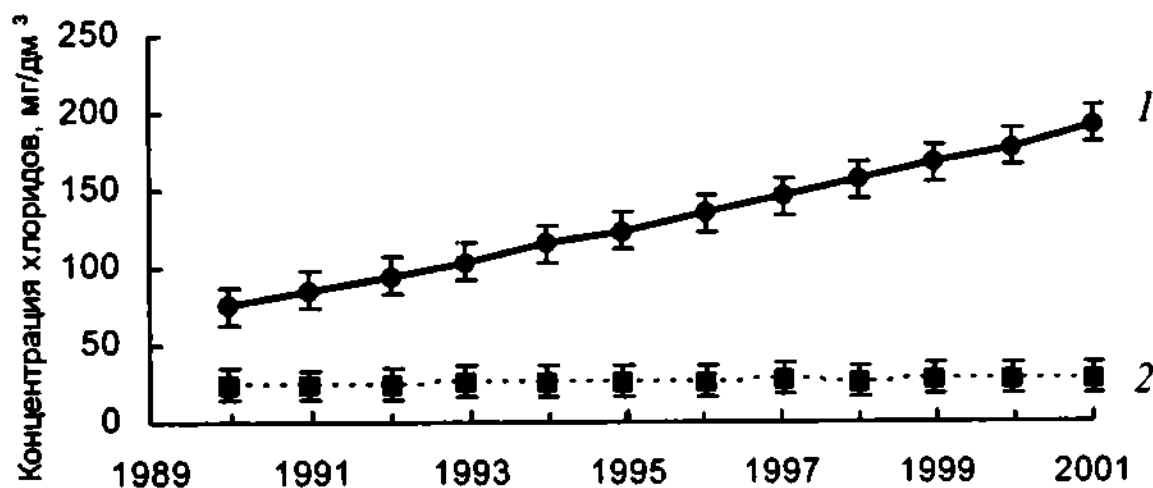


Рис. 5. Изменение концентрации хлоридов в водоеме-охладителе Балаковской АЭС (1) и в Саратовском водохранилище (2)

Отмечаемое изменение качества воды в охладителе Балаковской АЭС можно считать критическим, так как содержание солей в его водах приблизилось к уровню, предельному для пресных вод. В практическом же плане, вода такого качества не может использоваться для охлаждения агрегатов электростанции.

Наряду с изменением качества воды в охладителях Курской и Балаковской АЭС формировался (в первом случае) и формируется (во втором случае) другой вид самоорганизации – переход экосистемы в новое качество в результате интенсивного зарастания их акваторий высшей водной растительностью. Этому способствуют высокая обеспеченность водоемов питательными для растений веществами и подогрев воды. Однако определяющим условием интенсивного развития макрофитов является мелководность рассматриваемых водоемов.

В первые же годы функционирования указанных ВО началось быстрое заселение их акваторий макрофитами и нитчатыми водорослями. В охладителе Балаковской АЭС макрофиты в этот период были представлены главным образом прибрежными зарослями надводной растительности – тростника обыкновенного и рогоза узколистного, а также различными видами рдестов. В 1987 г. макрофиты занимали 5.5% акватории, а в 1989 г. их площадь увеличилась в 1.5 раза.

В конце лета 2001 г. наряду с плотной прибрежной полосой надводной растительности, представленной тростником обыкновенным и рогозом, наблюдалось обильное развитие по акватории погруженной растительности в виде обширных «островов» из зарослей, представленных главным образом урутью колосистой и наядой жесткой. Заметим, что специальных исследований по оценке развития макрофитов в это время не проводилось. Визуальные наблюдения (с акватории) показали, что погруженные макрофиты занимают обширные мелководные участки глубиной до 2–2.5 м в северной, центральной и юго-западной частях акватории. Эти зарослевые «острова» образуют застойные зоны, нарушают динамику вод (их циркуляцию по акватории) и тем самым выводят большие пространства акватории из области активного водообмена, снижая эффективность охлаждения подогретых вод.

Общая площадь зарастания охладителя Балаковской АЭС макрофитами ориентировочно уже превысила 30%, тогда как рекомендуемая оптимальная площадь зарастания, например озер-охладителей, составляет 20–25% (Прыткова, 2000).

Как известно, развитие макрофитов в водоемах, с одной стороны, способствует процессам биологической очистки вод от присутствующих в них биогенных элементов, взвесей разного рода и даже токсичных веществ. Кроме того, макрофиты сдерживают «цветение» воды, т.е. обильное развитие фитопланктона. С другой стороны, при избыточном развитии макрофитов большая часть продуцируемого ими органического вещества осаждается на дно и не успевает минерализоваться в течение года. Это способствует быстрому заилению водоемов и, соответственно, их дальнейшему обмелению.

Кроме того, поступающее на дно органическое вещество «макрофитного» происхождения представляет собой доступный резерв питательных веществ для растений, что наряду с обмелением поддерживает их усиленное развитие. Из сказанного следует, что зарастание мелководных высокопродуктивных водоемов можно рассматривать как процесс самоорганизации системы макрофитов.

Современное состояние водоемов-охладителей АЭС выдвигает на первый план проблему управления процессами формирования их гидро-



химического и гидробиологического режимов. В искусственно созданных водоемах процесс самоорганизации макрофитной системы может регулироваться даже небольшим увеличением глубины водоема и снижением площади мелководий. Возможности управления рассмотренным процессом самоорганизации – быстрым изменением уровня минерализации воды и ее ионного состава в подогреваемых бессточных водоемах – должны быть основаны на изучении возможностей снижения поступления минеральных и органических веществ с питающими их водами, а также на оптимизации режима работы АЭС, особенно в самые жаркие месяцы года, и, наконец, на создании условий для хотя бы незначительного оттока воды из водоема.

### Список литературы

- Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Куйбышевское и Саратовское водохранилища. Л.: Гидрометеиздат, 1978. 270 с.
- Леонов С.В., Чионов В.Г., Шилькрот Г.С., Ясинский С.В. Формирование качества воды подогреваемого водохранилища. // Вод. ресурсы. 2000. Т. 27. № 4. С. 477–484.
- Прыткова М.Я. Управление экосистемами озер-охладителей. // География и природн. ресурсы. 2000. № 4. С. 158–163.
- Шилькрот Г.С. Механизмы, управляющие химическим составом речных и озерных вод. // Изв. РАН. Сер. географ. 1998. № 4. С. 42–59.
- Шилькрот Г.С. Антропогенный фактор и свойства водоемов аридной и гумидной областей. // Антропогенные изменения экосистем малых озер. Причины, последствия, возможности управления. СПб.: Гидрометеиздат, 1991 а. Кн. 1. С. 136–139.
- Шилькрот Г.С. Тепловое загрязнение и качество воды водоемов-охладителей. // Качество вод и научные основы их охраны. Тр. V Всес. гидрол. съезда. Л.: Гидрометеиздат, 1991 б. С. 428–434.
- Шилькрот Г.С., Миронова Н.Я. Формирование биопродукционного режима водоема-охладителя Курской АЭС // Изв. АН СССР Сер. географ. 1982. № 2. С. 40–48.
- Эрнестова Л.С., Семенова И.В., Власова Г.В. и др. Экологическое состояние р. Дон в районе размещения Нововоронежской АЭС. // Тр. ИЭМ. 1993. Вып. 22 (158). С. 108–125.

УДК [574.583(28):591] 001.573

## МУЛЬТИФРАКТАЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ВИДОВОГО РАЗНООБРАЗИЯ ЗООПЛАНКТОЦЕНОЗОВ ЧЕБОКСАРСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Г.В. Шурганова, Д.И. Иудин, Д.Б. Гелашвили, В.Н. Якимов

*Нижегородский госуниверситет им. Н.И. Лобачевского,  
Нижний Новгород, Россия, ecology@unnp.ac.ru*

**Ретроспективная гидробиологическая характеристика водохранилища.** С образованием Чебоксарского водохранилища, заполненного в 1981 г., завершилось создание крупнейшего в мире Волжского каскада водохранилищ. Общая длина водохранилища составляет 321 км, максимальная ширина – 16 км, средняя глубина – 4.2 м, площадь водного зеркала – 1080 км<sup>2</sup> (Литвинов, 2000). Водохранилище отличается высоким коэффициентом водообмена (19.8), непостоянством уровня и существенным загрязнением воды, наиболее сильно проявляющимся в его речной части. Формирование водных масс водохранилища происходит за счет разнородных водных потоков: левобережного, поступающего из Горьковского водохранилища, и правобережного, вносимого р. Окой (до 40% притока воды). Воды этих потоков существенно различаются по своим гидрофизическим и гидрохимическим параметрам: температуре, прозрачности, электропроводности и др. Правобережные воды характеризуются более высоким содержанием биогенных элементов, значительной минерализацией.

Речной участок водохранилища отличается тем, что лево- и правобережные водные потоки не смешиваются на значительном протяжении. Достигая озерной части, они перемешиваются, и различия гидрофизических и гидрохимических параметров нивелируются.

Перечисленные особенности делают Чебоксарское водохранилище уникальным искусственным водоемом, не имеющим аналогов как в Волжском каскаде, так и в других каскадах водохранилищ Европы.

Гидробиологические исследования бактерио-, фито-, зоопланктона и зообентоса Волги на трассе строительства Чебоксарского водохранилища начались задолго до зарегулирования реки у г. Чебоксары. Проводились регулярные комплексные мониторинговые исследования, продолжившиеся и в первое десятилетие существования водохранилища. Опубликовано большое количество работ, в которых приводятся сведения об изменениях видовой структуры и количественных характеристик гидробиоценозов на акватории Чебоксарского водохранилища (Шахматова и др., 1981;

Шахматова, Разгулов, 1985; Тарасова и др., 1985; Тарасова, 1990; Охалкин, 1994; и др.).

Данная работа содержит результаты исследований зоопланктона р. Волги на трассе строительства Чебоксарского водохранилища в «доводохранилищный» период, а также зоопланктона Чебоксарского водохранилища с момента его образования (1981 г.) по 2002 г. В течение первых 12 лет существования водохранилища проводились регулярные мониторинговые исследования в составе комплексных экспедиций. Пробы зоопланктона отбирали в разные сезоны каждого года (весна, лето, осень) в лево- и правобережье водоема на 18 стационарных станциях. В последующие годы проводились отдельные съемки по всей акватории водохранилища. Для сбора материала использовали количественную сеть Джеди (диаметр входного отверстия 18 см, капроновое сито № 64). Отбор осуществляли путем тотального облова от дна до поверхности. Обработку материалов проводили общепринятым в гидробиологии счетно-весовым методом (Киселев, 1969; Методические рекомендации ..., 1984). Идентификацию видов проводили с использованием определителей зоопланктона (Рылов, 1948; Мануйлова, 1964; Кутикова, 1970; Смирнов, 1971; Определитель ..., 1995).

В результате многолетних исследований выявлены видовой состав, сезонная динамика численности и биомассы, соотношение основных групп организмов, оценено видовое разнообразие зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища. Проведен анализ динамики и пространственного распределения показателей видовой структуры с помощью многофакторного регрессионного анализа. Выявлены тенденции пространственного распределения основных зоопланктоценозов водохранилища на начальных этапах и в ходе экзогенной сукцессии. Высокий уровень водообмена, непостоянство гидрологического режима, а также загрязнение воды вызывают активно идущие процессы антропогенной трансформации зоопланктоценозов на протяжении всего периода существования водохранилища.

Анализ всех исследуемых показателей видовой структуры зоопланктоценозов водохранилища за более чем 20-летний период его существования свидетельствует о сложности протекающих в водохранилище процессов и существовании на его акватории отдельных зоопланктоценозов, состояние которых может быть охарактеризовано как нестационарное (Шурганова, 1984, 1986, 1987, 1989, 1996, 2002; Шурганова, Кузнецова, 1984, 1985, 1987; Шурганова, Черников, 1989, 1990; Кузнецова и др., 1991; Шурганова и др., 1997; Шурганова, Махин, 1998; и др.).

Для получения более полного, системного представления о зоопланктоценозах Чебоксарского водохранилища при проведении детального

анализа их видовой структуры за более чем 20-летний период его существования нами был использован мультифрактальный анализ. Предлагаемый метод, широко применяемый в физических и математических исследованиях для описания сложных систем и недавно предложенный для анализа структуры биотических сообществ (Гелашвили, Розенберг, 2002; Иудин, Гелашвили, 2002), впервые был применен в гидробиологических исследованиях для планктонных сообществ крупных равнинных водохранилищ.

**Фракталы и мультифракталы в гидробиологии.** Самоподобие является весьма общим свойством природных систем: бассейны крупных рек, ветвящиеся каналы молниевых разрядов, пространственная структура колоний микроорганизмов, распределение звездного вещества в космосе – все эти и многие другие сильно неравновесные системы, связанные так или иначе с переносом интенсивных потоков вещества, заряда, энергии, – обладают удивительной структурной универсальностью. Часто в этой связи говорят о фрактальности природных объектов (Mandelbrot, 1972; Fractals ..., 1994).

В настоящем исследовании мы обратимся к анализу самоподобия видовой структуры биотических сообществ. На фоне физических проявлений фрактальности биоценозов (Азовский, Чертопруд, 1998; Медвинский и др., 2002) проблема самоподобия видовой структуры весьма специфична. Если физические проявления самоподобия очевидным образом соотносятся с самоподобием соответствующих геометрических носителей – ручейков, каналов, пространственно-временных распределений и т.д., то структурные особенности внутренних энергетических каналов и иерархия связей биотических сообществ остаются скрытыми от глаз: они не имеют непосредственных геометрических образов инвариантных относительно преобразований масштаба. Тем не менее, они демонстрируют самоподобие при изменении численности сообщества. Одним из первых этот фундаментальный факт отметил Р. Маргалеф (1992). Именно он указал на степенную зависимость числа видов  $S$  от численности сообщества  $N$ , которую было предложено рассматривать как индекс разнообразия:

$$S = N^k, \quad (1)$$

где  $0 \leq k \leq 1$ . Выражение (1) показывает, что видовая структура сообщества инвариантна относительно преобразования его численности. Величину  $k$  можно трактовать как соответствующую фрактальную размерность: число элементов видовой структуры – число видов сообщества – меняется по степенному закону с показателем  $k$  при увеличении размеров системы, т.е. с ростом численности сообщества.

Однако, как и любая фрактальная размерность, индекс  $k$  не дает исчерпывающего количественного представления о видовой структуре биотического сообщества: выражение (1) констатирует лишь сам факт наличия вида в выборке, но не содержит, например, сведений о распределении видов по численности или о степени их доминирования. Наиболее общее описание внутреннего устройства самоподобных объектов позволяет дать теория мультифракталов, характеризующих бесконечной иерархией размерностей (Федер, 1991).

Рассмотрим отличия монофрактального и мультифрактального подходов. Главной характеристикой фрактального множества служит его размерность. Однако стандартная процедура определения фрактальной размерности не позволяет обнаруживать различия между однородными и неоднородными (мультифрактальными) объектами. Она заключается в том, что исходный объект покрывается областями (ячейками) меньшего масштаба  $l$ . Затем подсчитывается число ячеек  $n(l)$ , в которых содержится хотя бы одна точка изучаемого объекта, и уже эти значения используются в дальнейшем анализе. Поэтому данная процедура нечувствительна к неоднородности распределения точек между ячейками.

Таким образом, использование обычной фрактальной размерности не позволяет отличить однородные объекты от неоднородных. Для этого вводятся новые характеристики. При этом процедура определения размерности несколько усложняется: для каждой заполненной ячейки подсчитывается число содержащихся в ней точек  $n_i(l)$ , которое затем преобразуется в долю  $p_i(l) = n_i(l)/N$ , где  $N$  – общее число точек. Далее используется полученный набор  $\{p_i\}$ .

Введем моменты распределения точек по ячейкам:

$$M_q = \sum_{i=1}^n p_i^q = N^{\tau(q)}, \quad (2)$$

где  $-\infty \leq q \leq \infty$  – называется порядком момента, а показатель  $\tau(q)$  характеризует скорость изменения соответствующего момента при увеличении размера выборки.

Обобщенной размерностью  $D_q$  (обобщенной размерностью Реньи) распределения называется функция порядка момента  $q$ , вводимая определением (Федер, 1991):

$$D_q = \lim_{N \rightarrow \infty} \left\{ \frac{1}{1-q} \frac{\ln M_q}{\ln N} \right\} = \frac{\tau(q)}{1-q}. \quad (3)$$

На практике величину  $D_q$  (3) можно оценить, используя несколько различающихся значений  $N$ , по более простой формуле:

$$D_q = \frac{1}{1-q} \frac{\ln M_q}{\ln N}. \quad (4)$$

В общем случае можно получить бесконечное число обобщенных размерностей  $D_q$ , в связи с чем неоднородный фрактальный объект именуют мультифракталом. Для однородных фракталов  $D_q = D = \text{const}$ , поэтому их часто называют также монофракталами.

Свойства мультифрактала полностью описываются характерным для него набором обобщенных фрактальных размерностей  $D_q$ , который, в свою очередь, может быть представлен в виде некоторой нелинейной функции  $\tau(q)$ . Однако величины  $D_q$  не являются, строго говоря, фрактальными размерностями в обычном понимании. Поэтому наряду с ними используется так называемая функция мультифрактального спектра  $f(a)$ . Ее получают путем преобразования Лежандра функции  $\tau(q)$ :

$$\begin{cases} a(q) = \frac{d}{dq} \tau(q) \\ f(a(q)) = qa(q) + \tau(q) \end{cases}. \quad (5)$$

Преимущество функции мультифрактального спектра состоит в том, что ее значения представляют собой размерности неких однородных фрактальных подмножеств из исходного множества, которые дают доминирующий вклад в моменты распределения при заданных  $q$ . Кроме того, график функции  $f(a)$  компактен и не уходит на бесконечность.

Обратимся теперь к существующим аналогиям между фрактальным анализом геометрических объектов и анализом структуры биологических сообществ. В обоих случаях занимаемое объектом пространство разбивается на ячейки. В случае биологического сообщества такое разбиение происходит неявно, поскольку для элементов сообщества все пространство возможностей изначально разбито на таксономические категории (чаще всего в качестве таких ячеек выступают виды). Подсчет числа составляющих сообщество видов (то есть определение видового богатства сообщества) аналогичен подсчету занятых ячеек при определении размерности однородного фрактала. Таким образом, анализ видового богатства сообщества можно сопоставить с монофрактальным подходом к анализу неоднородных объектов.

Как биологическое сообщество, так и геометрический мультифрактал обладают гетерогенностью (в сообществах, например, выделяются доминантные и редкие виды), поэтому при простом подсчете занятых ячеек

теряется важная информация. Чтобы этого избежать, биологи переходят к анализу видового разнообразия сообществ, что аналогично переходу к мультифрактальному анализу. В обоих случаях это сводится к определению содержимого каждой из ячеек в отдельности. Итогом является описанный выше набор долей  $\{p_i\}$ . Для сообщества  $p_i$  – это доля особей  $i$ -го вида. Далее, исходя из этого набора можно вычислить различные индексы видового разнообразия (Шеннона, Симпсона и др.).

Покажем взаимосвязь различных индексов разнообразия с использованием мультифрактального анализа. Рассмотрим выражения для некоторых обобщенных размерностей  $D_q$ .

Для  $q = 0$  результат очевиден:

$$D_0 = k = \frac{\ln S(N)}{\ln N}. \quad (6)$$

Можно показать, что для  $q = 1$ :

$$D_1 = \frac{-\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i}{\ln N} = \frac{H}{\ln N}, \quad (7)$$

где  $H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$  есть ни что иное как информационный индекс видового разнообразия Шеннона - Уивера (Shannon, Weaver, 1949). Для  $q = 2$ :

$$D_2 = -\frac{\ln C}{\ln N} \quad (8)$$

или

$$\frac{1}{C} = N^{D_2}, \quad (9)$$

где  $1/C = D_S = 1/\sum_{i=1}^S p_i^2$  – известный в экологической литературе индекс видового разнообразия Симпсона (Simpson, 1949; Алексеев и др., 1992).

Обобщенные размерности практически не зависят от численности сообщества и являются своеобразными структурными инвариантами однотипных систем, отличающихся друг от друга размерами.

В отличие от них, часто используемые индексы Симпсона ( $C$ ,  $D_S$ ) и Шеннона ( $H$ ), зависят и от численности, и от числа видов:  $D_S = 1/C = N^{D_2} = S^{D_2/D_0}$  и  $H = D_1 \ln N = D_1 \ln S/D_0$ . Таким образом, сами по себе, они не могут охарактеризовать разнообразие всего сообще-

ства в целом. Для этого предпочтительнее использование нормированных индексов. Так, например, нормированный по числу видов индекс Шеннона определяется как индекс эквитабильности Пиелу (Pielou, 1966), который уже не зависит от числа видов и инвариантен относительно роста размеров системы:

$$E = \frac{H}{\ln S} = \frac{D_1}{D_0}. \quad (10)$$

В случае с индексом видового разнообразия Симпсона  $D_S$ , нормировка его логарифма на логарифм числа видов дает новый индекс разнообразия  $\sigma$ , который также является инвариантом:

$$\sigma = \frac{\ln(1/C)}{\ln S} = E \frac{D_2}{D_1} = \frac{D_2}{D_0}. \quad (11)$$

Обобщенную размерность  $D_2$  называют в теории фракталов корреляционной размерностью (Goltz, 1998), поэтому индекс разнообразия  $\sigma$  можно назвать корреляционным инвариантом. Заметим, что каноническая форма индекса эквитабильности Симпсона  $D_S/S$  инвариантом не является:

$$\frac{D_S}{S} = \frac{N^{D_2}}{S} = N^{D_2-k}. \quad (12)$$

Путем непосредственной проверки легко убедиться в том, что каждый из всего бесконечного множества инвариантов вида  $D_q/D_0$  представляет собой индекс эквитабильности, меняющийся в пределах от нуля (для хемостата) до единицы (в случае равной представленности видов). Заметим, что индекс Маргалефа  $k$  (впрочем, как и все обобщенные размерности  $D_q$ ) достигает единицы только при  $S = N$ .

Итак, любое биологическое сообщество можно рассматривать как мультифрактальный объект и характеризовать его спектром размерностей. Дадим биологическую интерпретацию различным частям мультифрактального спектра.

Следует сразу отметить, что при таком подходе сообщество рассматривается как множество, состоящее из отдельных фрактальных подмножеств, которые можно интерпретировать как совокупности особей, относящиеся к видам со сходной представленностью. Так, например, можно выделить подмножество доминирующих видов, подмножество субдоминантов и т.д. Для таких подмножеств можно вычислить фрактальную размерность, которая и будет характеризовать видовое разнообразие. Именно такой смысл имеет ордината точек на графике мультифрактального спектра. Абсцисса же точек характеризует представленность (долю) видов того или иного подмножества. Ее также можно интерпретировать как скорость убывания доли вида (типичного представителя данного



подмножества) при росте объема выборки. Наличие на графике спектра точек, лежащих по оси «а» (рис. 1) близко к нулю, означает присутствие в сообществе сильных доминантов (при этом, чем меньше абсцисса точки, тем сильнее доминирование); наличие же точек, лежащих близко к единице, означает присутствие в сообществе редких видов. Таким образом, ширину спектра можно интерпретировать как показатель выровненности видов в сообществе: чем шире спектр, тем меньше выровненность, и наоборот. Крайний вариант выровненности – равная представленность видов; при этом весь спектр схлопывается в единственную точку, ордината которой соответствует монофрактальной размерности сообщества.

Из сказанного следует, что точки кривой мультифрактального спектра описывают разнообразие в отдельных группах видов. В то же время, на этой кривой находятся точки, которым можно поставить в соответствие известные индексы разнообразия, характеризующие сообщество в целом. Однако в этом нет непреодолимого противоречия. Дело в том, что различные индексы разнообразия придают разное значение видам с отличающейся представленностью. Так, например, общеизвестно, что основной вклад в индекс разнообразия Симпсона вносят широко представленные виды. Поэтому различные индексы разнообразия в большей степени характеризуют отдельные группы видов с определенной представленностью. Для получения же полной информации о структуре сообщества необходимо рассмотрение всего спектра индексов. Такую возможность и предоставляет мультифрактальный анализ.

**Мультифрактальная структура зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища.** Как показано в предшествующих работах (Шурганова, 1986, 1996, 2002; и др.), разнородным водным массам Чебоксарского водохранилища соответствуют отдельные зоопланктоценозы, меняющиеся в ходе экзогенной сукцессии. Для оценки сложности структуры этих ценозов был применен мультифрактальный анализ.

Было выделено четыре зоопланктоценоза, расположенных в лево- и правобережье речной части, а также в лево- и правобережье озерной части водохранилища. Для каждого из этих ценозов были суммированы данные проб соответствующих станций и построены мультифрактальные спектры.

Вид полученных спектров значительно различается для сообществ зоопланктона на разных участках водохранилища в один и тот же период времени. Значительно отличаются мультифрактальные спектры и на одном и том же участке водохранилища в разные моменты времени. Покажем это на примерах.

В «доводохранилищный» период заметны существенные различия между спектрами, характеризующими лево- и правобережные сообщества

зоопланктона (см. рис. 1), что объясняется значительной разнородностью водных масс, формирующих исследуемый водоток, и различием расположенных в этих водах сообществ зоопланктона. Правобережный водный поток, несущий воды Оки, содержит реофильный окский зоопланктон. Левобережный водный поток, поступающий из приплотинного плеса Горьковского водохранилища, содержит лимнофильный комплекс трансформированного планктона.

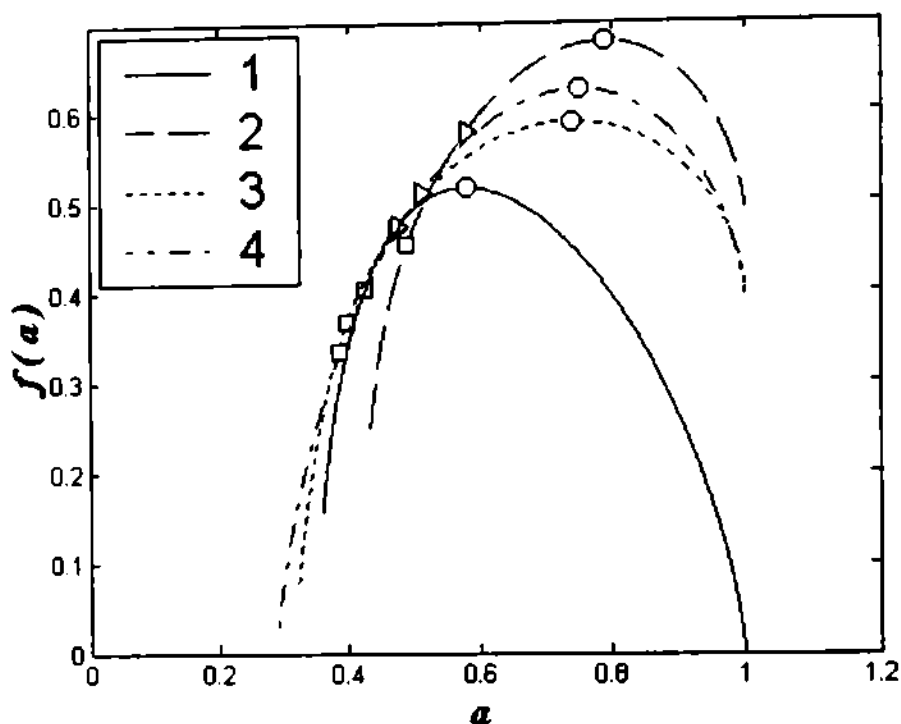


Рис. 1. Мультифрактальные спектры видовой структуры зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища в 1979 г.:

1 – левобережный речной участок, 2 – правобережный речной участок,  
3 – левобережный озерный участок, 4 – правобережный озерный участок.

$\square$  – соответствуют обобщенным размерностям  $D_2$ ,  $\Delta$  – обобщенным размерностям  $D_1$ ,  $\circ$  – обобщенным размерностям  $D_0$ . Обозначения участков сохраняются для рис. 2–3, обозначения размерностей – для рис. 2–5.

В период формирования водохранилища (1981 г. – первый год его существования) в образующейся озерной части наблюдалось значительное перемешивание водных масс, что обусловило относительную однородность зоопланктоценозов. Вследствие этого мультифрактальные спектры для сообществ лево- и правобережья озерной части водохранилища пол-

ностью совпадают. В то же время, мультифрактальные спектры для сообществ зоопланктона лево- и правобережья речной части водохранилища в этот период сохраняют значительные различия (рис. 2).

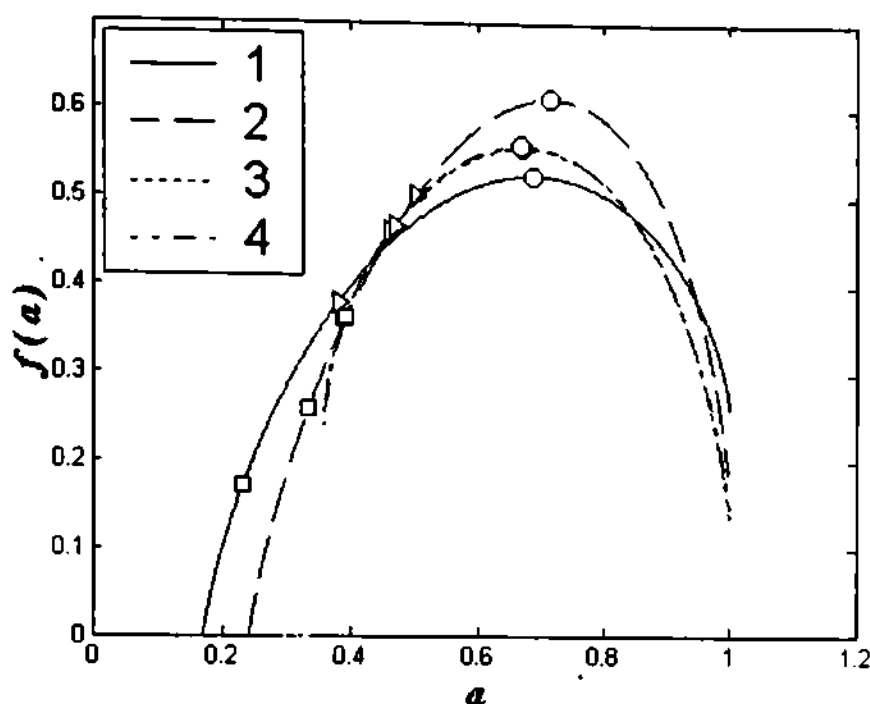


Рис. 2. Мультифрактальные спектры видовой структуры зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища в 1981 г.

В период относительной стабилизации зоопланктона водохранилища (после 1985 г.) различия мультифрактальных спектров для сообществ лево- и правобережья речной части водоема сохраняются, однако их степень уменьшается по сравнению с «доводохранилищным» периодом. Сходство спектров для зоопланктоценозов озерной части водохранилища становится менее отчетливым по сравнению с таковым в период формирования водохранилища (рис. 3).

Аналогичная картина наблюдается и в 2002 г. для мультифрактальных спектров, построенных для лево- и правобережных станций у городов Нижний Новгород и Чебоксары (рис. 4).

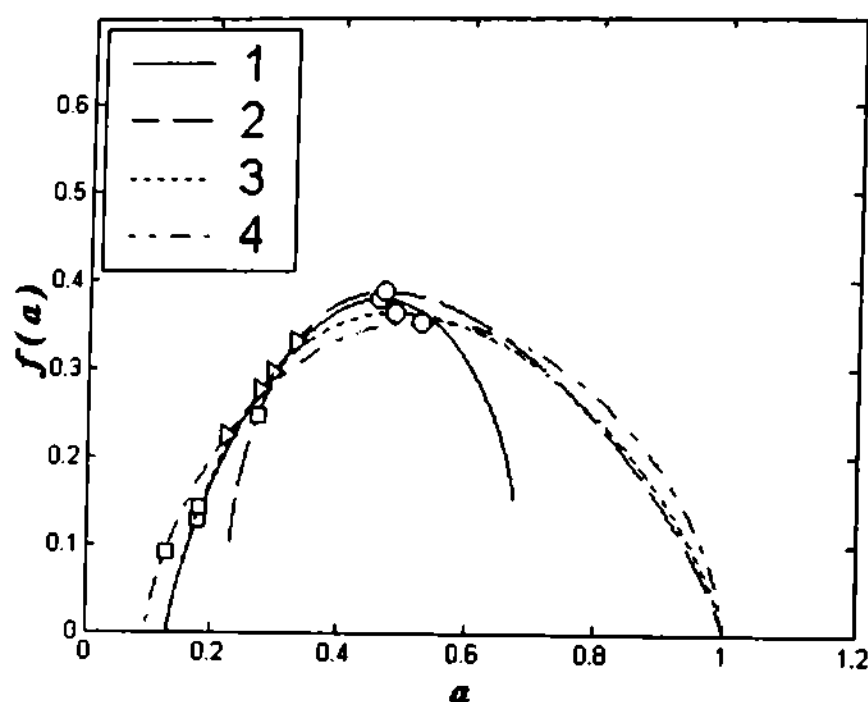


Рис. 3. Мультифрактальные спектры видовой структуры зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища в 1987 г.

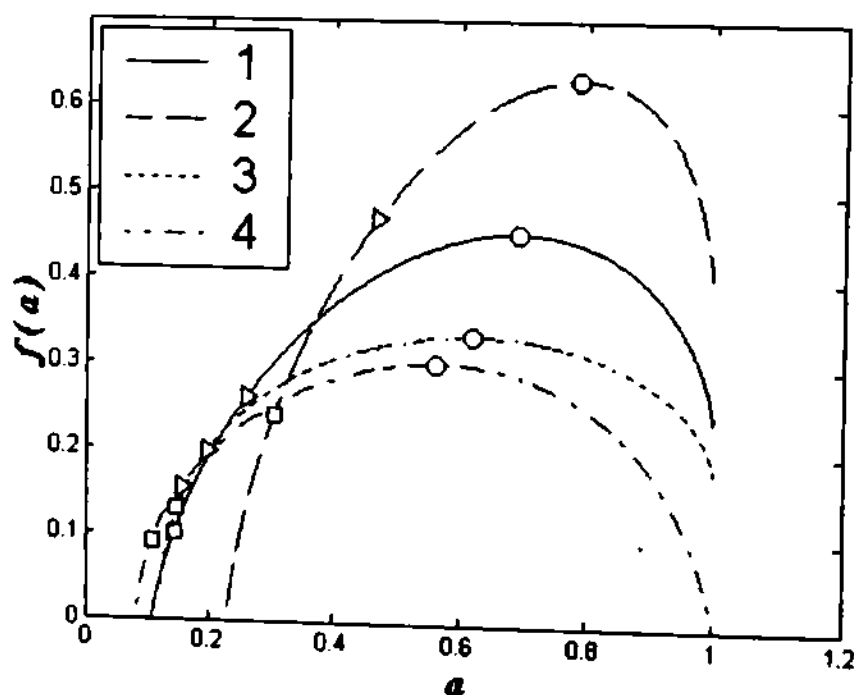


Рис. 4. Мультифрактальные спектры видовой структуры зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища в июле 2002 г.: 1 – Нижний Новгород, левобережье; 2 – Нижний Новгород, правобережье; 3 – Чебоксары, левобережье; 4 – Чебоксары, правобережье

Проведем анализ мультифрактальных спектров одного из участков водохранилища (правобережного речного) в весенние периоды ряда лет наблюдения. Зоопланктоценоз этого участка в последний год перед созданием Чебоксарского водохранилища (1979) в весенний период характеризовался присутствием двух доминантов – коловраток *Keratella quadrata* (O.F. Müller) и *Brachionus calyciflorus* Pallas. В последующие годы с возникновением водохранилища на этом участке (правобережье средней речной части) в весенний период единственным доминантом стал *B. calyciflorus*, вследствие чего произошло усиление степени доминирования. Эти изменения отражены на рис. 5. Так, кривая мультифрактального спектра 1979 г. не достигает оси абсцисс, что свидетельствует о наличии более чем одного доминирующего вида (в данном случае – двух). После образования водохранилища (1981, 1983, 1987 гг.) произошло смещение кривых по оси « $\alpha$ » влево, к нулю, что означает усиление степени доминирования в сообществе. Указанные кривые стали также стремиться к оси абсцисс, что означает наличие лишь одного доминирующего вида в зоопланктоценозе.

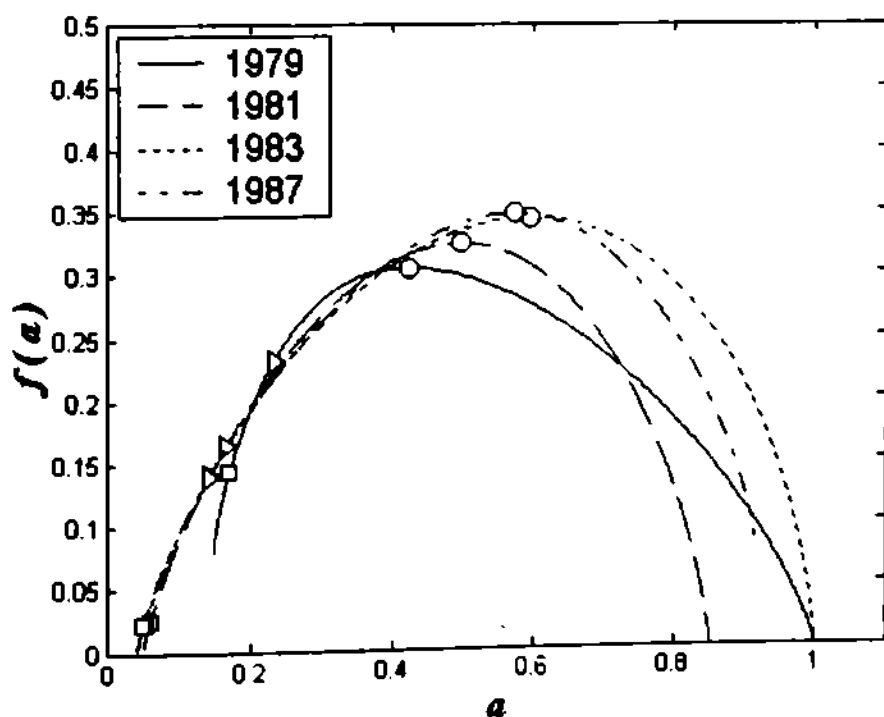


Рис. 5. Мультифрактальные спектры видовой структуры зоопланктоценозов правобережья речной части Чебоксарского водохранилища в различные годы

Таким образом, видовая структура биотических сообществ может быть охарактеризована с помощью мультифрактального формализма. Важно отметить, что мультифрактальный спектр объединяет в себе фрактальные размерности распределения видов по численности с индексами сингулярности отдельных подмножеств видов, что существенно расширяет возможности традиционного анализа видового разнообразия. Дальнейшее развитие мультифрактального подхода, в частности выявление связи между параметрами мультифрактального спектра и биотическими и абиотическими факторами, становится одной из актуальных задач экологии.

Авторы выражают глубокую признательность А.П. Левичу за обсуждение работы и конструктивные замечания, учтенные авторами при подготовке публикации.

Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, грант 03-05-65064.

### Литература

- Азовский А.Н., Чертопруд М.В. Масштабно-ориентированный подход к анализу структуры сообществ // Журн. общ. биол. 1998. Т. 59. № 52. С. 117–136.
- Алексеев В.В., Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Физическое и математическое моделирование экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 368 с.
- Гелашвили Д.Б., Розенберг Г.С. Фрактальная организация экосистем разной масштабности // Вопросы практической экологии. Материалы научной конференции. Пенза, 2002. С. 42–43.
- Иудин Д.И., Гелашвили Д.Б. Применение мультифрактального анализа структуры биотических сообществ в экологическом мониторинге // Проблемы регионального экологического мониторинга. Материалы научной конференции. Нижний Новгород, 2002. С. 49–52.
- Киселев И.А. Планктон морей и континентальных водоемов. Л.: Наука, 1969. Т. 1. 657 с.
- Кузнецова М.А., Шурганова Г.В., Черников А.А. Анализ процессов трансформации зоопланктоценозов при зарегулировании стока с помощью показателей видового разнообразия // Экология. 1991. № 4. С. 68–72.
- Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР. Л.: Наука, 1970. 744 с.
- Литвинов А.С. Энерго- и массообмен в водохранилищах Волжского каскада. Ярославль: Изд-во ЯГТУ, 2000. 83 с.
- Мануйлова Е.Ф. Ветвистоусые рачки (Cladocera) фауны СССР. М.; Л.: Наука. 1964. 327 с.

- Маргалеф Р. Облик биосферы. М.: Наука, 1992. 254 с.
- Медвинский А.Б., Петровский С.В., Тихонова И.А, Тихонов Д.А. Формирование пространственно-временных структур, фракталы и хаос в концептуальных экологических моделях на примере динамики взаимодействия популяций планктона и рыбы // УФН. 2002. Т. 172. № 1. С. 31–66.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зоопланктон и его продукция. Л.: Зоол. Ин-т АН СССР, 1984. 33 с.
- Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий. 1995. Т. 2. СПб.: Наука. 617 с.
- Оханкин А.Г. Фитопланктон Чебоксарского водохранилища. Тольятти, 1994. 275 с.
- Рылов В.М. Cyclopoida пресных вод. Фауна СССР. Ракообразные. 1948. Т. 3. Вып. 3. М.; Л.: Изд-во АН СССР. 319 с.
- Смирнов Н.Н. Chydoridae фауны мира. Фауна СССР. Ракообразные. Л.: Наука. 1971. Т. 1. Вып. 2. 530 с.
- Тарасова Т.Н. Динамика численности и биомассы бактериопланктона Чебоксарского водохранилища по данным 1981–1985 гг. // Наземные и водные экосистемы: Межвуз. сб. Горький, 1990. С. 71–76.
- Тарасова Т.Н., Оханкин А.Г., Тухсонова Н.Г. Особенности формирования бактерио- и фитопланктона и гидрохимического режима Чебоксарского водохранилища в первые годы наполнения // Формирование кормовой базы и ихтиофауны во вновь созданных водохранилищах Волжско-Камского каскада. Л.: Промрбывод, 1985. С. 14–22.
- Федер Е. Фракталы. М.: Мир, 1991. 214 с.
- Шахматова Р.А., Разгулов Ю.Н. Донная фауна Чебоксарского водохранилища в начальный период его существования // Формирование кормовой базы и ихтиофауны во вновь созданных водохранилищах Волжско-Камского каскада. Л.: Промрбывод, 1985. С. 27–34.
- Шахматова Р.А., Тухсонова Р.Г., Оханкин А.Г. и др. Комплексное изучение Волги на участке строительства нового водохранилища // IV съезд ВГБО. Тез. докл. Киев, 1981. Ч. 4. С. 170–171.
- Шурганова Г.В. Зоопланктон реки Волги на участке Городец – Чебоксары до образования нового водохранилища // Биологическая продуктивность и качество воды Волги и ее водохранилищ. М.: Наука, 1984. С. 181–183.
- Шурганова Г.В. Структурные изменения в планктонном ценозе водохранилища как показатель антропогенного воздействия // Наземные и водные экосистемы: Межвуз. сб. Горький, 1986. С. 26–32.

- Шурганова Г.В. Динамика видовой структуры зоопланктонного сообщества в процессе его формирования (на примере Чебоксарского водохранилища): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1987.
- Шурганова Г.В. Структурная характеристика основных зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища при промежуточном режиме его заполнения // Наземные и водные экосистемы: Межвуз. сб. Горький, 1989. С. 4–10.
- Шурганова Г.В. Многолетняя динамика видовой структуры зоопланктоценозов водохранилища в условиях антропогенного пресса // Материалы VII съезда Гидробиол. общества РАН. Казань, 1996. Т. 1. С. 223–224.
- Шурганова Г.В. Изменения видовой структуры зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища в многолетнем аспекте // Актуальные проблемы водохранилищ. Тез. докл. Всероссийской конф. с участием специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья. Ярославль, 2002. С. 329–330.
- Шурганова Г.В., Кузнецова М.А. Структура зоопланктона реки Волги на участке образования Чебоксарского водохранилища // Наземные и водные экосистемы: Межвуз. сб. Горький, 1984. С. 54–60.
- Шурганова Г.В., Кузнецова М.А. Зоопланктон Чебоксарского водохранилища в первые годы его существования // Формирование кормовой базы и ихтиофауны во вновь созданных водохранилищах Волжско-Камского каскада. Л.: Промрбывод, 1985. С. 23–26.
- Шурганова Г.В., Кузнецова М.А. Динамика основных зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища в первые годы его существования // Наземные и водные экосистемы: Межвуз. сб. Горький, 1987. С. 4–7.
- Шурганова Г.В., Махин П.В. Динамика видовой структуры зоопланктоценозов речного участка Чебоксарского водохранилища в многолетнем аспекте // Экологические проблемы бассейнов крупных рек – 2. Тез. докл. междунар. конф. Тольятти, 1998. С. 266–267.
- Шурганова Г.В., Черников А.А. Статистическая оценка факторов, определяющих динамику биомассы зоопланктона Чебоксарского водохранилища в промежуточный период заполнения // Моделирование динамики популяций: Межвуз. сб. Горький, 1989. С. 7–11.
- Шурганова Г.В., Черников А.А. Исследование динамики биомассы планктонных ракообразных Чебоксарского водохранилища с помощью статистических методов // Моделирование динамики популяций: Межвуз. сб. Н. Новгород, 1990. С. 44–48.
- Шурганова Г.В., Черников А.А., Захаров Ю.К. Исследования динамики биомассы ракообразных Чебоксарского водохранилища с помощью статистических методов // Проблемы биологического разнообразия



водных организмов Поволжья. Зоопланктон, зообентос. Материалы научн. конфер. Тольятти: ИЭВБ РАН. 1997. С. 72–76.

Fractals in science. Berlin: Springer-Verlag, 1994. 475 p.

Goltz C. Fractal and chaotic properties of earthquakes. Berlin: Springer, 1998. 174 p.

Mandelbrot B.B. Possible refinement of the lognormal hypothesis concerning the distribution of energy dissipation in intermittent turbulence // Statistical models and turbulence. Lecture Notes in Physics 12. N.Y.: Springer, 1972. P. 333–351

Pielou E.C. The measurement of diversity in different types of biological collections // J. Theor. Biol. 1966. V. 13. P. 131–144.

Shannon C., Weaver W. The mathematical theory of communication. Urbana: Univ. of Illinois Press, 1949. 117 p.

Simpson E.H. Measurement of diversity // Nature. 1949. V. 163. P. 688.

УДК 556.555

## ЗАДАЧИ КОНСТРУКТИВНОЙ ГИДРОЭКОЛОГИИ ВОДОХРАНИЛИЩ

К.К. Эдельштейн

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова,  
Москва, Россия, [hydro@hydro.geogr.msu.ru](mailto:hydro@hydro.geogr.msu.ru)

В прошедшем столетии благодаря бурному развитию гидрологии, водохозяйственных расчетов и гидротехники созданы многочисленные водохранилища для управления водными ресурсами в наиболее населенных и хозяйственно освоенных регионах. В России эксплуатируется сейчас более 2260 водохранилищ, суммарные водные ресурсы которых составляют около 800 км<sup>3</sup> (Вода России..., 2001).

Каждый из этих водоемов – водохранилище или пруд емкостью более 1 млн. м<sup>3</sup> – представляет собой *техногенную экосистему* и должен рассматриваться как продукт конструктивной географии. Термином «конструктивная география» И.П. Герасимов (1976, с. 11) обозначил направление науки, задачей которого в отличие от традиционного описательно-познавательного изучения природы ставилось «целенаправленное преобразование природной среды, обеспечивающее прогрессивное повышение ее производительности, путем конструирования и создания новых структур географической среды». При этом имелись в виду природно-технические структуры, создаваемые с использованием системного анализа и моделирования. Спроектированные и построенные водоемы для регулирования речного стока – это действительно новые структуры, предназначенные для увеличения водных ресурсов реки.

Такое направление в природопользовании совершенно необходимо, чтобы стихийную трансформацию наземных и водных экосистем различными отраслями хозяйства заменить продуманным и экологически обоснованным преобразованием, защитить общество от опасных природных явлений, а природную среду – от антропогенной деградации. Чем плотнее население и чем выше уровень его требований к комфорту, тем острее необходимость решения проблем природопользования методами конструктивной географии.

Антропогенная деградация интенсивно эксплуатируемых речных систем и их водосборов наиболее ярко проявляется в увеличении внутри- и межгодовых колебаний водного стока, а вместе с ними – стока и диапазона концентрации растворенных и взвешенных веществ в речных водах вследствие загрязнения воды продуктами усиливающейся в паводки эро-

зии почв, а также отходами различных отраслей хозяйства. Все это наряду с безвозвратным водопотреблением ведет также к количественному и, особенно, качественному истощению водных ресурсов.

Для предотвращения деградации речных систем, подверженных большой антропогенной нагрузке, регулирование стока с помощью техногенных водоемов, как показывает отечественный опыт их уже многолетней эксплуатации, – совершенно необходимое мероприятие. Однако этого все же недостаточно для решения водных проблем хозяйственно развитых и урбанизированных речных бассейнов, поскольку качество воды в подавляющем большинстве водохранилищ, на которых ведутся гидроэкологические наблюдения, постепенно ухудшается вследствие загрязнения и прогрессирующего эвтрофирования. Перечень публикаций, в которых это явление отмечено для российских водохранилищ, весьма обширен.

Обзор таких публикаций (Эдельштейн, 1998) показывает, что имеется два дополняющих друг друга способа предотвращения загрязнения и эвтрофирования водохранилищ:

- строгая охрана водоема и его водосбора от нарушений природной среды с полным исключением ее загрязнения сточными водами;
- управление процессами формирования качества воды в самих водохранилищах для интенсификации процессов ее самоочищения.

Первый из них, часто называемый профилактическим, базируется на совершенствовании технологии сбора и обезвреживания сточных вод, внедрении в производство безводных технологий и т. п. Этот способ, вероятно, может быть реализован в отдаленном будущем, в особенности на водосборах водохранилищ, которые по сравнению с озерами имеют в среднем на порядок большую величину удельного водосбора (Эдельштейн, 1991). Водоохраным проблемам посвящена обширная научная, методическая и учебная литература (Авакян, Широков, 1990; и др.).

Второе направление целесообразно именовать *конструктивной гидроэкологией*, так как введенный Б. Хендерсоном-Селлерсом (1987) синоним «инженерная лимнология» менее точно отражает существо конструктивного направления гидроэкологии. В нашем понимании, гидроэкология – это «часть экологии, изучающая водные экосистемы, их структуру и закономерности функционирования, включая взаимодействие абиотических и биотических компонентов» (Михайлов, Эдельштейн, 1995, с. 31).

Главная задача конструктивной гидроэкологии – разработка таких гидрологических и биологических методов повышения устойчивости водной экосистемы к антропогенному загрязнению, реализация которых возможна в пределах самого водного объекта. При решении подобных задач в масштабах страны необходимо учитывать тесную взаимосвязь

уже имеющихся техногенных водных и биологических ресурсов, поскольку жизнедеятельность развивающихся в водохранилищах организмов служит единственным источником энергии для процессов самоочищения водных масс от загрязняющих веществ.

Анализ кадастра водохранилищ России показал, что наибольшее число водохранилищ расположено в бассейнах Волги, Дона и Оби. Наиболее велика плотность сети водохранилищ в донском бассейне (3 водоема на каждые 2 тыс. км<sup>2</sup> территории), где она в 1.5 раза выше, чем в бассейне Кубани и в 2.5 раза гуще, чем в волжском бассейне (табл. 1).

Таблица 1

**Водные ресурсы больших водохранилищ**

Бассейн реки	$Q$ , км <sup>3</sup> /год	$n_p$	$n$	$\Sigma V$ , км <sup>3</sup>	$\Sigma V_p$ , км <sup>3</sup>	$\Sigma V_c$ , км <sup>3</sup>	$K_v$ , год <sup>-1</sup>
Волга	243	65	118	183.7	86.5	97.2	1.3
В том числе:							
Верхняя Волга	52.5	8	12	44.8	24.1	20.7	1.2
Ока	41.0	23	32	2.3	1.2	2.1	17.8
Кама	119	21	27	27.7	15.3	12.4	4.3
Нева	79.7	25	33	18.7	16.2	2.5	—
Дон	29.5	15	26	28.4	13.0	15.4	1.0
Кубань	13.4	7	9	4.2	3.0	1.2	3.2
Урал	11.3	4	6	4.2	3.5	0.7	2.7
Нижний Выг	8.7	8	12	12.7	5.5	7.2	0.7
Ковда	8.6	1	3	15.3	1.1	14.2	0.6
Тулома	8.0	1	2	11.9	3.9	8.0	0.7
Паз (Пасвик)	6.1	1	5	5.4	2.5	2.9	1.1
Енисей	624	5	10	368.7	117.4	251.3	1.7
Амур	343	7	7	68.5	32.2	36.3	5.0
Колыма	123	1	1	14.4	6.6	7.8	8.5
Верхняя Обь	112	7	8	9.5	5.0	4.5	11.8
Вилуй	46.6	3	3	35.9	17.9	18.0	1.3
Тобол	25.4	21	28	2.3	1.7	0.6	11.0
Реки России	4270	211	326	797.5	322.9	474.6	—

*Примечание.*  $Q$  – среднегогодовой сток,  $n_p$  – число зарегулированных рек,  $n$  – число водохранилищ,  $\Sigma V$  – суммарные статические водные ресурсы,  $\Sigma V_p$  – их контролируемая и  $\Sigma V_c$  – стационарная составляющие в водохранилищах при НПУ,  $K_v$  – коэффициент водообмена речной системы.

В то же время, наибольшие статические водные ресурсы, т.е. объем воды в водохранилищах при их наполнении до нормального проектного уровня (НПУ), сосредоточены в бассейне Енисея, вдвое меньше они в волжском бассейне и в 10 раз меньше в бассейнах Лены и Дона. В 327 больших водохранилищах емкостью свыше 10 млн. м<sup>3</sup> сосредоточено 98% статических водных ресурсов, что привело к преобразованию 211 рек с суммарной величиной динамических водных ресурсов более 1680 км<sup>3</sup>/год (~ 40% суммарного стока рек России). Более 80% этих водохранилищ находится в 15 речных системах (см. табл. 1).

Приведенная в таблице величина техногенных стационарных водных ресурсов (объем воды, расположенный в водохранилище под его полезной емкостью, вода в которой представляет собой контролируемые ресурсы) в невском бассейне мала по сравнению с аналогичными природными водными ресурсами, сосредоточенными в котловинах Ладожского, Онежского (в сумме более 1000 км<sup>3</sup>) и многих других озер этого бассейна, включая и озеро Сайма. Поэтому регулирующая роль водохранилищ, характеризуемая в речных системах коэффициентом среднего годового водообмена  $K_B = Q/V$ , в этом озерном бассейне не может служить показателем техногенного изменения гидрологического режима рек и качества стекающих по ним озерных водных масс.

Оценка биологических ресурсов в долинных водохранилищах крайне сложна, во-первых, из-за малого числа водоемов, на которых ведутся регулярные гидробиологические и ихтиологические наблюдения. Вторая причина – невысокая репрезентативность данных этих наблюдений, обусловленная, с одной стороны, трудоемкостью и методической сложностью количественной оценки биомассы и продуктивности организмов, обитающих в водохранилищах, а с другой стороны – весьма значительной пространственно-временной изменчивостью обеих характеристик биотической части водной экосистемы.

Поэтому предпринятую здесь попытку определить величину биологических ресурсов в российских водохранилищах на основании приведенных в монографии (Эдельштейн, 1998) весьма ориентировочных средних значений биомассы бактерио-, фито- и зоопланктона, макрофитов и зообентоса за вегетационный период отдельных лет в двух десятках экологически изученных водоемов следует расценивать как способ привлечь внимание общественности на богатство и ценность флоры и фауны созданных водоемов. При этом главная ценность сообщества водных организмов в водохранилищах заключается не столько в том, что оно составляет кормовую базу рыб, сколько в обеспечении восстановления природных качеств загрязняемых водных ресурсов.

Статические биологические ресурсы планктонных организмов вычислялись как средневзвешенная (по полным объемам рассмотренных водохранилищ) величина биомассы перечисленных групп организмов, умноженная на общую величину статических водных ресурсов  $\Sigma V$  водохранилищ России. Средневзвешенную биомассу бентоса умножали на суммарную площадь водохранилищ, равную 65 тыс. км<sup>2</sup>, на которую умножались также средневзвешенные значения биомассы макрофитов и зарастания ими (в %) площади 15 разнотипных водохранилищ. Ихтиомасса определена по величине вылова рыбы (68.7 тыс. т/год) из водохранилищ в 1985–1990 гг. (Авакян, Поддубный, 1995). В соответствии с данными ихтиологических исследований волжских водохранилищ (Волга и ее жизнь, 1978), величина вылова рыбы в среднем составляет 6% от ихтиомассы в водоеме (без учета личинок рыб).

Суммарная статическая биомасса получилась равной приблизительно 7 млн. т, из которых 46% составляет фитопланктон, 14% – макрофиты, 11% – зоопланктон, 5% – зообентос, 6% – бактериопланктон, 1% – бактериобентос и 17% – ихтиомасса. Благодаря высокой продуктивности большинства сообществ водных организмов динамические биологические ресурсы, возобновляющиеся многократно в течение года (как и динамические водные ресурсы), имеют существенно бóльшую величину.

Водные растения, составляющие 60% автохтонного органического вещества, трансформируя солнечную энергию, обеспечили не только десятикратное увеличение рыбопродуктивности зарегулированных рек. С экологической точки зрения еще более важно, что водные растения, бактерии и беспозвоночные интенсифицировали окисление и седиментацию загрязняющих веществ – важнейшие процессы самоочищения водных масс.

Таким образом, ежегодно возобновляющиеся гидроэкологические ресурсы (водные и биологические) позволяют контролировать экологическое состояние более 200 российских рек (см. табл. 1) на участках общей протяженностью 33.5 тыс. км, из которых 40% находится в верхних бьефах гидроузлов и 60% – в их нижних бьефах.

Можно констатировать, что на завершившемся в XX веке этапе бурного роста числа водохранилищ не только в России, но и в большинстве стран мира (Авакян, Яковлева, 1999), а также освоения фонда их водных ресурсов решена задача управления внешним водообменом водохранилищ. Свидетельством успешного ее решения служат:

- а) безаварийное ограничение наводнений на преобразованных участках регулируемых российских рек, несмотря на возросшую в последнее 20-летие непредсказуемость колебаний их водного стока;

б) бесперебойное водоснабжение в маловодья, несмотря на сильно возросшее водопотребление, обгоняющее рост населения, и соответствующее увеличение нагрузки рек сточными водами. Одновременно решена и задача фоновых прогноза состава воды в водохранилищах, при котором рассчитываются сезонные изменения средних для водоема значений концентрации в воде различных веществ. Однако в этих прогнозах совершенно недостаточно учитывалась роль водохранилищ как стимуляторов урбанизации и промышленного производства.

Начинается этап многовековой эксплуатации водных, биологических, гидроэнергетических, рекреационных ресурсов больших и малых водохранилищ. На этом этапе главной целью гидроэкологических исследований следует считать максимально возможное продление периода эффективного использования всех этих ресурсов, а также всемерное замедление неизбежных процессов старения созданных водоемов.

При формулировке задач таких исследований важно учитывать специфические гидроэкологические свойства водохранилищ, установленные в результате обобщения данных комплексных многолетних наблюдений в виде балансовых оценок трансформации водохранилищами стока растворенных и взвешенных веществ (Эдельштейн, 1998).

1. Чем глубже регулирование речного стока, тем медленней водообмен водохранилища и эффективнее самоочищение его водных масс. Иллюстрацией этого свойства служат приведенные в табл. 2 значения коэффициента удержания массы органических и биогенных веществ экосистемами Братского водохранилища, осуществляющего глубокое многолетнее регулирование, Рыбинского и Можайского (межгодовое и глубокое сезонное регулирование), а также Куйбышевского (сезонное регулирование), о чем свидетельствуют среднемноголетние значения коэффициента водообмена  $K_B$ .

Таблица 2

Самоочищение водных масс водохранилищ от органических  
и биогенных веществ

Водохранилище	$K_B$ , год <sup>-1</sup>	$R_{ОВ}$ , %	$R_{ТН}$ , %	$R_{Тр}$ , %
Братское	0.5	13	в многоводный год	
		63	в маловодный год	
Рыбинское	1.4	40	34	47
Можайское	1.8	40	29	58
	$(R_{РОВ} = 17, R_{ВОВ} = 70)$			
Куйбышевское	4.2	22	10	13

Коэффициент удержания  $R$  органического вещества (ОВ), растворенного (РОВ) и взвешенного (ВОВ), а также общего азота (TN) и общего фосфора (TP) определялся по формуле  $R = (M_{\text{п}} - M_{\text{с}}) / M_{\text{п}}$ , где в числителе – разность массы приносимого водой вещества и сбрасываемого с ней из водохранилища в нижней бьеф гидроузла.

С уменьшением водообмена растет и наносоудерживающая способность водохранилищ, на что указывает полученная Б.И. Новиковым (Денисова и др., 1987) зависимость  $R_{\text{ВВ}} = 99.6 - 2.32 K_{\text{В}} L / 365$  ( $L$  – длина водоема, км) со статистически значимым коэффициентом корреляции 0.80 по величинам составляющих баланса взвешенных веществ (ВВ) в крупнейших равнинных водохранилищах России и Украины.

II. Чем больше биогенная нагрузка экосистемы водоема, тем интенсивнее в нем самоочищение водных масс. Об этом свидетельствует полученное Ю.С. Даценко (Эдельштейн, Даценко, 1998) уравнение связи удержания фосфора в 46 водохранилищах мира не только с величиной  $K_{\text{В}}$ , но и фосфорной нагрузкой на экосистему водоема  $L_{\text{ТР}}$ , г/(м<sup>2</sup> · год) в виде  $R_{\text{ТР}} = 0.16 \ln(L_{\text{ТР}}/K_{\text{В}}) + 0.56$  с корреляционным отношением  $r^2 = 0.55$ . Введение дополнительного предиктора в уравнения зависимостей типа  $R_{\text{ТР}}(K_{\text{В}})$ , полученных ранее Диллоном, Страшкраба, Ларсеном и др., сократило среднеквадратическое отклонение эмпирических точек от аппроксимирующей связи кривой в 1.2–1.7 раза.

III. Устойчивость экосистем водохранилищ к нагрузке выше по сравнению с озерами благодаря доминирующей доле абразионной взвеси в приходной части седиментационного баланса, служащей добавочным субстратом для образования беспозвоночными-фильтраторами пеллет и сорбентом для растворенных органических веществ и минерального фосфора. Кроме того, эти взвеси – инертный минеральный материал, снижающий концентрацию детритного органического вещества в донных отложениях. Поэтому в водохранилищах серые илы содержат меньше органических веществ (7–12%), чем озерные сапропели. Это важный фактор, ослабляющий внутреннюю биогенную нагрузку на водную экосистему молодых водохранилищ. По мере завершения переформирования берегов устойчивость экосистемы водохранилища к химической нагрузке снижается, приближаясь к уровню, наблюдаемому в морфометрически сходных озерах.

Рассмотренные на примере фосфорсодержащих веществ особенности трансформации неконсервативных компонентов химического состава воды принципиально важны не только для объяснения причины большей устойчивости экосистем водохранилищ к эвтрофированию при их загрязнении биогенными веществами. В равной мере они относятся и к самоочищению водных масс в водохранилищах от других сорбирующихся на

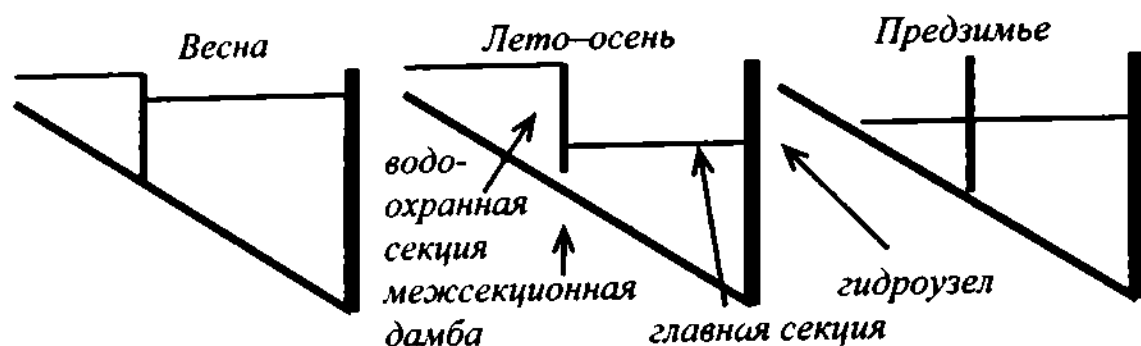


взвешах загрязняющих веществ. При этом самоочищение в водохранилищах также более эффективно, чем в естественных озерах, а вторичное загрязнение еще менее вероятно.

IV. Чем выше трофность водной экосистемы, тем больше доля автохтонного окисляемого органического вещества. Поэтому важно следить в водохранилищах за соотношением годовых величин первичной продукции органического вещества (ПП) и его деструкции (Д) в экосистеме. Например, в мезотрофных водохранилищах – Куйбышевском и Рыбинском – ПП/Д оценивается в 47% и 67% соответственно, а в эвтрофном Можайском – в 96%. При еще большей биогенной нагрузке возможно наступление состояния гипертрофии с неизбежным резким снижением качества воды, сокращением рыбопродуктивности, уменьшением рекреационной и эстетической ценности водоема.

Более детальному изучению этих свойств должны быть посвящены целенаправленные экспериментальные и теоретические работы. Важно, чтобы предстоящие гидрологические, гидрохимические и гидробиологические исследования были сфокусированы на решении главной задачи – разработке теории и методов регулирования внутреннего водообмена водохранилищ. Представляется, что только путем регулирования внутреннего водообмена возможно преодолеть основное гидроэкологическое противоречие самого принципа управления водными ресурсами с помощью водохранилищ. Это противоречие заключается в том, что улучшение экологического состояния реки в нижнем бьефе гидроузла путем сброса воды сопровождается экологически неблагоприятным падением уровня воды в его верхнем бьефе. И наоборот, стабилизация колебаний уровня в верхнем бьефе не дает возможности своевременно улучшать экологическую обстановку на нижележащем участке реки и эффективно использовать накопленные в водохранилище ресурсы.

Управление внутренним водообменом, как показали расчеты по двум разнотипным математическим боксовым моделям (Моделирование..., 1995), возможно путем членения водохранилища на мелководные водоохранные секции со стабильным уровнем в вегетационный сезон и на главную секцию в центральном и приплотинном районах водоема (см. рисунок). Водообмен секций регулируется в створе межсекционных дамб. В случае такой реконструкции, например в Можайском водохранилище, замедление водообмена в водоохранной секции, по расчетам, приведет к двукратному увеличению фосфорной нагрузки и снижению на 20% этой нагрузки на водную массу в главной секции. Этот эффект может быть существенно большим после увеличения площади зарослей макрофитов и фитобентоса в мелководной водоохранной секции, что пока не удалось учесть в прогностических расчетах.



Изменение уровня воды в полисекционном водохранилище

В водном хозяйстве Германии и Венгрии имеется опыт сооружения и эксплуатации водоохраных предводохранилищ для удержания части стока биогенных и загрязняющих веществ и, тем самым, предотвращения прогрессирующего эвтрофирования основного водохранилища. Наблюдения за снижением фосфорной нагрузки за счет полисекционных предводохранилищ в 11 питьевых водохранилищах Германии в 1991–1996 гг. показали, что среднегодовое значение коэффициента удержания минерального фосфора варьировало от 34 до 64%, а  $R_{TP}$  – от 22 до 46% (Putz, Benndorf, 1997). Удержанию фосфора в предводохранилищах способствуют небольшая их глубина с относительно толстым трофогенным слоем ( $> 3$  м), постоянный уровень воды и неизменная площадь акватории при среднем времени водообмена водоема 1 раз в несколько суток. Удержание в них фосфора минимально в зимний период (10–20%) и максимально с мая по сентябрь ( $> 80\%$ ). Таким образом, предводохранилища служат эффективным средством управления качеством воды в основном водохранилище, но, по мнению их исследователей, они всё же не могут заменить профилактические водоохранные мероприятия на водосборе.

Самый большой недостаток подобного конструктивного решения проблемы регулирования трофности водохранилищ – необходимость нового затопления земель. Этого сложно добиться в плотно заселенных районах с развитым пригородным земледелием и животноводством вблизи крупных городов – потребителей водных ресурсов водохранилищ, служащих источниками централизованного водоснабжения. Кроме того, крайне трудно, убедить и местную общественность, и администрацию региона, и руководство городским водопроводным хозяйством в надвигающейся неизбежной деградации водоемисточника, которая проявится в сильном ухудшении питьевых и рекреационных качеств водных ресурсов, в сокращении рыбных запасов, используемых тысячами семей рыболовов-любителей.

Уже имеющиеся важные элементы конструктивной гидроэкологии (Францев, 1977; Авакян, Поддубный, 1995) позволяют сформулировать основные принципы реконструкции водохранилищ в полисекционные водоемы:

- а) обеспечение наилучших условий для аккумуляции аллохтонных веществ в водоохраных секциях в целях снижения скорости заиления главной секции;
- б) локализация очагов загрязнения водной экосистемы в водоохраных секциях, где замедление водообмена и управление им усиливают биологическую продуктивность и самоочищение водных масс, чтобы снизить химическую нагрузку и улучшить качество воды в главной секции;
- в) интенсификация водообмена водоохраных и главной секций по окончании вегетационного сезона для удаления из водохранилища водных масс с повышенным содержанием органических и биогенных минеральных веществ в крупнейшие водоприемные объекты – моря.

При осуществлении этих принципов возможно и необходимо сохранение проектной глубины регулирования водохранилищем речного стока, а следовательно, и присущей всему водоему интенсивности внешнего водообмена. Такая реконструкция предотвратит сплошное обмеление постепенно стареющих водохранилищ, поскольку отложениями в первую очередь будут заполняться водоохраные секции. В полисекционных водохранилищах быстрее станет сокращаться площадь, чем объем, что важно для продления срока эффективной эксплуатации их акватории и ресурсов.

Управление внутренним водообменом в реконструированном водоеме в вегетационный период состоит в регулировании расхода воды через водосбросы межсекционных дамб так, чтобы уровень воды в водоохраных секциях совершал небольшие колебания вблизи отметки НПУ. Сброс воды из них в главную секцию должен производиться либо через придонный водовод, либо через водослив, в зависимости от вертикального распределения параметров качества воды в верхнем бьефе дамбы. По-видимому, в штилевые дни, когда водоросли концентрируются у поверхности воды, желателен ее сброс через придонные водоводы, а в ненастье, при поступлении в эти секции более мутных, холодных и плотных паводковых водных масс, сброс воды лучше производить через водосливы.

В мелководных водоохраных секциях будут обеспечены оптимальные условия для развития макрофитов (антагонистов фитопланктона, вызывающего «цветение»), для нереста и нагула молоди рыб, а также для селективного отлова рыб старшего возраста у водосбросных устройств. Улучшится и эстетический облик не обсыхающих летом и осенью вер-

ховьев реконструированного водохранилища, так как по внешнему виду они станут напоминать продуктивные макрофитные озера с богатой фауной и флорой. Такие озера обладают наибольшей устойчивостью в отношении внешней биогенной нагрузки (Покровская и др., 1983).

В вегетационный период для регулирования стока и водоснабжения в реконструированном водохранилище будут использоваться водные ресурсы только главной секции. Поэтому уровень воды в ней станет снижаться несколько быстрее, чем до реконструкции. В маловодные годы прекратятся подтопление береговой полосы и размыв ее абразионных участков, а в многоводные весны сократится продолжительность действия этих нежелательных процессов, станут еще более неблагоприятными условия для зарастания главной секции макрофитами. Сгонно-нагонные колебания уреза воды будут происходить в пределах уже сформировавшихся песчаных пляжей, активизируя вынос с них глинистых частиц и самоочищение фильтрующейся здесь воды организмами псаммона. Его роль в минерализации сетного фитопланктона возрастает в 4–5 раз в жаркую погоду со слабым ветром, когда развитие синезеленых и пирофитовых водорослей достигает стадии «цветения».

В предзимье, за несколько дней до замерзания водохранилища, следует сбросить воду из водоохранных секций, чтобы выровнять водную поверхность во всем водоеме и пополнить накануне зимы полезный объем главной секции. Ускоренная сработка воды из мелководных секций стимулирует миграцию рыб в зимовальные ямы, которые появятся при сооружении межсекционных дамб с помощью гидромеханизации, или в глубоководную главную секцию через открытые водоводы. Это предотвратит гибель рыб зимой в западинах участков ложа, придавливаемых обсыхающим ледяным покровом. Оголившиеся участки дна секций покроются снегом. Благодаря низкой теплопроводности снежного покрова не будут вымерзать корневища макрофитов. Они, кроме того, не будут выдираться льдом из дна водоохранных секций при их весеннем наполнении и подъеме ледяного покрова, а обширные закраины будут способствовать быстрому прогреванию воды и ложа, а также более раннему началу здесь вегетационного периода.

Таким образом, предлагаемый способ экологической реконструкции пойменно-долинных водохранилищ глубокого сезонного и многолетнего регулирования стока может полностью заменить сооружение водоохранных предводохранилищ, воплощая схему идеального, по Францеву, водохранилища – источника питьевого водоснабжения с оптимальной площадью зарослей макрофитов (не менее 10–15% акватории) для нереста и нагула массовых видов рыб (Авакян, Поддубный, 1995).

В наиболее обширных судоходных водохранилищах, важное водоохранное значение могут иметь защищенные дамбами рыбоводные мелководья, а также водоохранные секции в приустьевых заливах несудоходных притоков. Разнотипные водоохранные секции и задамбовые мелководья с управляемым водообменом в реконструированном водохранилище позволили бы устранить сформулированное выше главное экологическое противоречие в регулировании стока гидроузлами.

Решение проблемы сохранности ценных проходных каспийских видов рыб – вовсе не в ликвидации волжских гидроузлов, служащих преградами на пути рыб к нерестилищам, а в еще большем углублении регулирования стока и в экологической реконструкции, благоустройстве волжских и камских водохранилищ и их притоков. Это позволит еще больше усилить процессы самоочищения вод во всей волжской экосистеме и добиться сохранности полученной на рыбозаводах молодежи этих очень чувствительных к химическому загрязнению видов рыб.

Важнейшей методической задачей конструктивной гидроэкологии следует считать дальнейшее совершенствование и тщательную верификацию математических моделей, расчетами по которым необходимо установить и обосновать оптимальные створы межсекционных дамб в проекте экологической реконструкции того или иного водохранилища. Путем многовариантных расчетов по таким моделям для гидрометеорологических условий лет разной водности возможно выбрать наиболее эффективные и экономичные мероприятия, разработать правила их осуществления при различных сочетаниях природных и водохозяйственных ситуаций, оптимизировать экологический мониторинг отдельных секций, верхнего и нижнего бьефа гидроузла. С использованием современных моделей возможен не только фоновый, но и локальный прогностический расчет характеристик качества воды в конкретных частях водохранилища.

Не менее важной задачей при реализации идеи экологической реконструкции водохранилищ является законодательное решение проблемы финансирования исследовательских, проектных и строительных работ на акватории водохранилищ. В глубоком регулировании стока речных систем наряду с другими отраслями водного хозяйства заинтересована и гидроэнергетика, получающая при этом наибольшую прибыль по сравнению с тепловой и атомной отраслями этого производства благодаря естественному воспроизводству используемых ею водных ресурсов. Поэтому справедливо и экономически оправданно предъявление к гидроэнергетическим предприятиям требования об отчислении (по завершении срока окупаемости строительства гидроузла) части этой прибыли в фонд экологической реконструкции эксплуатируемого ими водохранилища. Эти

предприятия, в принципе, должны быть заинтересованы в такой реконструкции водохранилища и сами, поскольку она имеет целью продление срока эффективной эксплуатации ГЭС путем замедления процессов заиления главной секции водохранилища – верхнего бьефа гидроузла.

Если такой закон будет принят, фонд станет инвестором остальных отраслей водного хозяйства, которые получают возможность сооружения необходимых для их развития водоохранных секций, разнообразных по назначению и конструкции. Тогда эти отрасли будут заинтересованы в наиболее полном и экономически выгодном использовании гидроэнергетических ресурсов водохранилища. Они получают возможность регулировать водообмен и уровень воды в своих секциях для повышения их биологической продуктивности и, тем самым, для интенсификации самоочищения воды в водохранилище от загрязняющих веществ. Не исключено, что с возникновением фонда экологической реконструкции водохранилищ появятся и небольшие частные рыбоводные и кормоводческие (культивирующие водные растения для животноводства) хозяйства фермерского типа, возрастет производство свежей рыбы.

Признание лидерства гидроэнергетики в водном хозяйстве реконструируемых водохранилищ другими его отраслями, получающими возможность вести хозяйство в своих секциях независимо от вызванных работой ГЭС колебаний уровня воды в главной секции, коренным образом изменит отношение к наиболее выгодным формам использования гидроэнергетического потенциала водохранилищ – к работе ГЭС в пиковом режиме и к глубокой зимней сработке. Станет меньше противников использования главной секции в качестве нижнего водоема ГАЭС, осуществляющих многократное гидроэнергетическое использование водных ресурсов водохранилищ с наибольшей прибылью.

В законодательном порядке могут быть организованы и еще два источника инвестиций не только на гидроэнергетических, но и на других больших водохранилищах – фонд рыбоводства из доходов от лицензионного рыболовства и фонд страхования имущества землепользователей в зоне риска возможного техногенного затопления.

При вынужденных максимальных холостых сбросах воды гидроузлами в особенно многоводные годы не избежать затопления нижележащих пойменных территорий. Их контур и площадь при той или иной продолжительности подъема уровня воды в реке в пределах нижнего бьефа гидроузла могут и должны быть не только рассчитаны по существующим гидродинамическим моделям распространения паводковых волн, исходя из рельефа долины и параметров холостых сбросов различной статистической вероятности, но и обнародованы. Руководители хозяйства и население должны знать, что вышележащие водохранилища не способны ис-

ключить наводнения, они могут лишь сократить их повторяемость и размеры затопления пойменных земель. При этих условиях возникнет возможность:

- дифференцировать территории нижнего бьефа на зоны с различной степенью риска затопления при регулировании стока в соответствии с оптимальным, предусмотренным проектом гидроузла диспетчерским графиком его работы;
- муниципальным властям – взимать с желающих селиться в этих зонах или использовать их в иных хозяйственных целях соответствующие взносы в специальный страховой фонд. Его создание необходимо для компенсации возможного материального ущерба и восстановления хозяйства, которое оказалось поврежденным во время затопления вследствие попуска, осуществленного при превышении уровнем воды НПУ вышележащего водохранилища;
- использовать прибыль с оборотных средств фонда для финансирования служб обеспечения безопасности населения: а) гидрометеорологического наблюдения за притоком воды в водохранилище, его прогноза различной заблаговременности и оповещения о размерах необходимого холостого сброса воды, б) технического надзора за состоянием подпорного сооружения и его своевременного ремонта, а также для благоустройства и инженерной защиты прибрежной зоны в обоих бьефах гидроузла.

Такое решение рассматриваемой проблемы, имеющее некоторое сходство с Законом США о государственном страховании от наводнений 1968 г. (Робинсон, 1990), позволит несколько ограничить застройку зоны риска и избежать нередко обсуждаемой теперь необходимости снижения отметки НПУ водохранилища ради увеличения его резервной противопаводковой емкости. Этот путь пересмотра проекта гидроузла ведет не только к регрессу в использовании водных ресурсов, но и к дестабилизации сложившихся за годы существования водохранилища водных и наземных экосистем, к нарушению водного хозяйства на побережье верхнего и нижнего бьефов и связанному с ним экономическому ущербу.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект 02-05-64319).

### **Список литературы**

*Авакян А.Б., Поддубный А.Г.* Рыбопродуктивность водохранилищ и роль их акваториального районирования, планировки и обустройства в ее повышении // Вод. ресурсы, 1995. Т. 22. № 1. С. 90–97.

- Авакян А.Б., Широков В.М. Комплексное использование и охрана водных ресурсов. Минск: Изд-во Университетское, 1990. 240 с.
- Авакян А.Б., Яковлева В.Б. Новые данные о водохранилищах мира // Гидротехническое строительство. 1999. № 3. С. 8–12.
- Вода России. Водоохранилища. Екатеринбург: АКВА-ПРЕСС, 2001. 700 с.
- Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. 348 с.
- Герасимов И.П. Советская конструктивная география. М.: Наука, 1976. 208 с.
- Денисова А.И., Нахшина Е.П., Новиков Б.И., Рябов А.К. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. Киев: Наук. думка, 1987. 164 с.
- Михайлов В.Н., Эдельштейн К.К. Оценка устойчивости и уязвимости водных экосистем с позиций гидроэкологии // Вестн. МГУ. Сер. 5. География. 1996. № 3. С. 27–34.
- Моделирование режима фосфора в долинном водохранилище. М.: Изд-во МГУ, 1995. 79 с.
- Покровская Т.Н., Миронова Н.Я., Шилькрот Г.С. Макрофитные озера и их евтрофирование. М.: Наука, 1983. 153 с.
- Робинсон Н.А. Правовое регулирование природопользования и охраны окружающей среды в США. М.: Прогресс, 1990. 528 с.
- Хендерсон-Селлерс Б. Инженерная лимнология Л.: Гидрометеиздат, 1987. 336 с.
- Эдельштейн К.К. Водные массы долинных водохранилищ. М.: Изд-во МГУ, 1991. 175 с.
- Эдельштейн К.К. Водоохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М.: ГЕОС, 1998. 277 с.
- Эдельштейн К.К., Даценко Ю.С. Водоемы суши и их роль в трансформации стока фосфора // Вод. ресурсы. 1998. Т. 25. № 5. С. 581–588.
- Putz K., Benndorf J. The importance of pre-reservoirs for the control of eutrophication of reservoirs // Reservoir Management and Water Supply – an Integrated System. Prague, 1997. V. 2. P. 165–171.



УДК 574.5 (285.2)

## **ПРОЦЕССЫ ЦЕНОГЕНЕЗА В ВОДОХРАНИЛИЩАХ ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ И ДНЕПРА**

**В.Н. Яковлев**

*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанова РАН,  
Борок, Россия, adm@ibiw.yaroslavl.ru*

Зарегулирование Волги и Днепра каскадами водохранилищ вызвало кардинальные изменения этих крупнейших рек Европы. Масштабы и характер произошедших изменений породили ряд серьезных экологических проблем, связанных с функционированием каскадов. В середине 80-х годов сложилось устойчивое представление о негативном влиянии водохранилищ на все экологические параметры зарегулированных рек: объем стока, качество воды, уровень загрязнения, биологическое разнообразие, величину вторичной продукции, объем и качество уловов промысловых рыб, паразитологическую и эпидемиологическую ситуации.

Эволюция водохранилищ рассматривалась как быстрая и неизбежная деградация, обусловленная самой сущностью этих антропогенных экосистем: «Спустя первые десятилетия после заполнения чаши водохранилищ в них преобладают внутриводоемные процессы, выражающиеся в зарастании, заилении, заболачивании и ухудшении газового режима. Интенсивные сукцессии в растительном покрове приводят к изменению водных масс в сторону пойменного типа и формированию пойменно-болотных сообществ рыб и беспозвоночных. Типологические черты водохранилищ дают основание к неблагоприятным прогнозам. В этом смысле днепровские водохранилища не являются исключением – любое зарегулирование стока не способствует процветанию жизни, поскольку приводит к устойчивому застойному режиму, а следовательно, к отсутствию волн жизни» (Беспозвоночные и рыбы..., 1989). Предполагается (Растительность и бактериальное..., 1989), что в 80-х годах днепровские водохранилища (Зимбалева, 1985) к уже вступили в четвертый этап своей эволюции – этап затухания функционирования водных экосистем, ухудшения качества воды и снижения рыбопродуктивности.

Пятнадцать лет спустя этот сценарий эволюции днепровского каскада представляется излишне драматизированным, а его экстраполяция на все равнинные водохранилища – весьма проблематичной. В этой связи интересно сопоставить некоторые тенденции экологических изменений днепровских и верхневолжских водохранилищ. Оба каскада не только соизме-

римы, но и очень близки по основным гидрологическим параметрам: площадям водосбора ( $\approx 500$  тыс. км<sup>2</sup>), объемам годового стока в замыкающих створах ( $\approx 50$  км<sup>3</sup>). Суммарная площадь зеркала пяти волжских водохранилищ равна таковой для шести днепровских ( $\approx 7000$  км<sup>2</sup>). Верхневолжские водохранилища несколько уступают днепровским по полному объему (41 против 43 км<sup>3</sup>), но превосходят их по величине полезного объема (23 против 18 км<sup>3</sup>). Для обоих каскадов близки средние глубины водохранилищ, площади мелководий, амплитуды колебаний уровня, величины условного водообмена. Исходные различия определяются зонально-климатическими особенностями бассейнов. Большая часть бассейна Верхней Волги лежит в пределах подзоны южной тайги и характеризуется низкими среднегодовыми температурами (от 1.8°C на севере до 4°C на юго-востоке), избыточной увлажненностью, заболоченностью (7%), лесистостью (80%) и бедными подзолистыми почвами (Экологические проблемы..., 2001). Водосборный бассейн Днепра, простираясь на юг, проходит через лесную, лесостепную и степную зоны. Лесистость в северной части водосбора достигает 35%, заболоченность – 14%. Среднегодовая температура повышается от 7°C на севере до 12–13°C на юге бассейна.

**Днепровские водохранилища.** Водохранилища днепровского каскада располагаются в лесостепной и степной зонах, где величина осадков меньше испарения, почвы водосбора представлены черноземами и каштановыми почвами. Продолжительность ледостава на самом северном из водохранилищ Днепра (75 сут) вдвое меньше, чем на водохранилищах Верхней Волги (140–155 сут). Соответственно, значительно выше продолжительность безледного периода. Можно предположить, что зонально-климатические особенности и уровень хозяйственной освоенности водосбора днепровских водохранилищ определяет более высокие, по сравнению с верхневолжскими, темпы развития негативных процессов – заиления, зарастания и заболачивания. Однако эти процессы зависят от множества зональных и прочих факторов и слабо связаны между собой.

Ведущая роль в формировании донных отложений днепровских водохранилищ принадлежит гидродинамическим факторам (стоковым и дрейфовым течениям, ветровым волнам, колебаниям уровня) и литологической структуре осадочных пород, слагающих берега и ложе водохранилищ (Новиков, 1985; Трашук, Палатный, 1978). В днепровском каскаде в связи с глубокой расчлененностью рельефа берегов, сложенных легко размываемыми четвертичными отложениями, процессы абразии протекали особенно интенсивно. В головном водохранилище каскада, Киевском, относительная протяженность размываемых берегов составляет 38%. В нижних водохранилищах, Запорожском и Каховском, ложа которых про-

резают лёссовые отложения, этот индекс достигает 77–80%. Скорость накопления осадков в первые годы после заполнения как в верхних водохранилищах, так и в Каховском составляла 3–4 см/год, но за 15–20-летний период снижалась до 7–11 мм/год (за исключением Запорожского, где средняя скорость илонакопления за 32 года составила 14 мм/год). Однако даже в зоне экстремально высокого осадконакопления (42 см за первый год) его интенсивность за 10 лет снизилась вдвое. Исследуя зависимость интенсивности илонакопления в больших равнинных водохранилищах от их возраста, многие авторы (Гидрология и гидрохимия..., 1989) аппроксимировали её уравнением степенной функции. При экстраполяции на значительный период времени расчетная скорость накопления осадков стабилизируется на уровне 7 мм/год. Это соответствует среднегодовой скорости накопления илов в Днепровско-Бугском лимане, который в его современных границах существует несколько тысячелетий (Плигин, 1983) и по условиям седиментации рассматривается как водохранилище с подпором моря вместо плотины.

Обосновав стабилизацию илонакопления во времени, исследователи днепровских водохранилищ (Денисова, 1987) пришли к выводу о его ограниченности и в пространстве: «Можно полагать, что для образования устойчивого распределения отложений по дну водохранилищ достаточно 7–10 лет». Этот вывод распространяется на все водохранилища долинного типа и аргументируется обратной зависимостью относительной площади илов от среднегодовой скорости стоковых течений. Самые малопроточные водохранилища Днепра – Кременчугское (условный водообмен 4, условная проточность 1.9 см/с) и Каховское (водообмен 2.2, проточность 1.6 см/с) характеризуются наиболее высокими показателями заиления – 72 и 80% площади дна, а темпы седиментации здесь достигают 3–4 см/год. В самых проточных – Каневском (7.6 см/с) и Днепродзержинском (7.1 см/с) индекс заиления вдвое ниже (40%). Для сравнения, рассчитанный теми же авторами (Денисова, 1987) показатель проточности Рыбинского водохранилища (1.34 см/с) соответствует 90% заиления.

В процессе зарастания днепровских водохранилищ выделено три этапа развития растительного покрова (Растительность и бактериальное..., 1989; Дьяченко, Иванова, 2002). Первый из них характеризуется экстенсивным зарастанием затопленных территорий, наличием вновь формирующихся и переживающих сообществ, кратковременных и пионерных группировок с несомкнутыми травостоями, вспышками развития свободноплавающей и погруженной растительности. Формирование растительности при заполнении начинается почти синхронно на всех пригодных для заселения мелководьях, но идет с различной интенсивностью.

Данный этап охватывает период наполнения водохранилищ и первые 5–8 лет их существования.

Второй этап, продолжительностью 10–15 лет, характеризуется формированием относительно устойчивых фитоценозов зарослевого типа, образованных ценотически мощными, но еще не достигшими оптимальной фитомассы видами. Происходит интенсивное вытеснение ценотически слабых сообществ. Существенно замедляется зарастание свободных мелководий. Третий этап характеризуется доминированием устойчивых ценотически мощных сообществ с оптимальными продукционными показателями. Процессы смены сообществ замедляются. Зарастание новых мелководий почти полностью прекращается.

По мере развития растительного покрова водохранилищ начинаются процессы заболачивания, выражающиеся в появлении сплавин. Образование последних происходит путём вспучивания и всплытия старых болотных торфяников. Кроме того, имеет место формирование новых сплавин за счёт нарастания большой, слабо разлагающейся растительной массы. Иными словами, в ходе сукцессии формации погруженной водной растительности (рдестов, роголистника, телореза) постепенно замещаются формациями тростника, камыша, манника и рогоза. Высокая продуктивность сомкнутых зарослей воздушно-водной растительности обуславливает заболачивание литорали и переход водохранилищ к вышеупомянутому этапу «затухания функционирования водных экосистем». Авторы заключают, что установленные закономерности формирования растительного покрова присущи всем крупным равнинным водохранилищам умеренной зоны, созданных на больших реках с развитой поймой (Растительность и бактериальное..., 1989).

С этим утверждением трудно не согласиться. Флора высших водных растений в бассейнах российских рек представлена тем же набором широкоареальных (космополитных, голарктических, евразийских) видов, что и флора Днепра. Одни и те же эдификаторы сменяют друг друга в ходе сукцессий в водоёмах и водотоках бассейнов Днепра, Дона, Волги, Оби и Енисея. Заносятся осадками, зарастают и заболачиваются заводи, заливы, рукава и протоки, заостровные мелководья, ильмени и старицы. Однако никто не рассматривает эти перманентные изменения в системах стока, в том числе и сукцессии в растительном покрове, как фактор необратимого старения и угасания. Размываются острова, косы и отмели, затопляется пойма, возникают новые протоки и начинаются новые циклы сукцессий, скорость, направление и масштабы которых определяется морфологическими и гидрологическими особенностями водоёмов. Зарастание водохранилищ лимитируется теми же факторами, что и зарастание естественных водоемов: глубиной, уровневый режимом, прозрачностью,

гидродинамической активностью, интенсивностью эрозии, качеством донных отложений.

Отсюда следует, что степень зарастания определяется не столько общими типологическими особенностями и возрастом равнинных водохранилищ, сколько спецификой каждого из них. Оптимальным для рыбопродуктивности считается зарастание 5-10% площади акватории. В этих пределах лежат индексы зарастания 4 из 6 днепровских водохранилищ, в том числе самого старого Запорожского (вторичное заполнение в 1943 г.) и самого молодого – Каневского (1976 г.). При этом и в Каневском водохранилище (через 20 лет после заполнения) и в Запорожском (через 60 лет) преобладает погружённая водная растительность. Второе по времени заполнения Каховское водохранилище (1953 г.) имеет самый низкий индекс зарастания – 2%, а предпоследнее, Киевское, самый высокий (1.1%). Ни в одном из днепровских водохранилищ не наблюдается полного зарастания мелководий.

По мнению исследователей Днепра (Беспозвоночные и рыбы..., 1989), максимальная рыбопродуктивность водохранилищ наблюдалась во втором и третьем пятилетиях их существования, после чего она неуклонно снижалась вследствие их «старения и общего снижения трофии (биологической продуктивности), что является общей закономерностью, свойственной всем равнинным водохранилищам СССР». Однако этот вывод не согласуется с фактическими данными, приведенными в той же работе. Резкое снижение промысловой рыбопродуктивности в конце 70-х и начале 80-х годов произошло во всех водохранилищах каскада – как старых, так и молодых. Среднегодовая рыбопродуктивность за 1975–1980 гг. составила 23 кг/га против 34 кг/га в предшествующее десятилетие. 1978 и 1980 гг. оказались наименее продуктивными за весь период наблюдений (11.6 и 11.9 кг/га без учета тюльки, 20.2 и 19.7 кг/га с ее учетом). Однако уже в следующую пятилетку среднегодовая продуктивность каскада повысилась до 19.5 кг/га без учета тюльки и 26.5 кг/га с тюлькой. За период с 1986 по 1990 г. достигнуты рекордная среднегодовая продуктивность – 34.9 кг/га по каскаду в целом, а также рекордные годовые уловы 80-х и 90-х годов (Reservoir Fisheries..., 1996).

Глубокий одновременный спад в шести очень разных по своим параметрам водохранилищах и последующий подъем рыбопродуктивности выше уровня ее первоначальной вспышки невозможно объяснить только внутриводоемными процессами. Важно отметить, что аналогичный синхронный подъем рыбопродуктивности во второй половине 80-х годов наблюдался в водохранилищах Верхней, Средней и Нижней Волги, Камы, Урала, Дона и Куры. Минимальные значения продуктивности, так же, как и в Днепре, приходятся на 1978–1982 гг., а максимальные – на 1988–1990 гг. (Reservoir Fisheries..., 1996).

В предшествующее десятилетие такой корреляции между рыбопродуктивностью различных водохранилищ не наблюдалось. По-видимому, это явление – такой же результат аномальных изменений в системе массопереноса, как и перераспределения грунтов. Во всяком случае, наблюдаемая картина свидетельствует не в пользу концепции «старения» водохранилищ: их продуктивность со временем может не только падать, но и сохраняться или возрастать.

**Верхневолжские водохранилища.** Как было показано выше, основные гидрологические параметры Днепровского и Верхневолжского каскадов во многом совпадают. Оба каскада хорошо изучены и в гидробиологическом отношении (Рыбинское водохранилище..., 1972; Волга и ее жизнь, 1978; Абакумов и др., 2001; Экологические проблемы..., 2001). Исследования были начаты задолго до зарегулирования и продолжаются до настоящего времени. Это позволяет не только дать сравнительную оценку экологическим изменениям, которые произошли в водохранилищах Верхней Волги за два последних десятилетия, но и сравнить динамику состояния экосистем верхневолжских и днепровских водохранилищ.

Исследования грунтового комплекса верхневолжских водохранилищ в 1990–1999 гг. (Законнов, 1981, 1995, 2001) показали, что крупномасштабное перераспределение площадей, занятых трансформированными грунтами, песками и илами, происходит спустя 50–60 лет после заполнения во всех водохранилищах региона. Особенно наглядны эти изменения в самом промываемом в ряду верхневолжских и днепровских водохранилищ – Угличском. Почти половина (45%) образующихся в нем и поступающих с речным стоком взвесей сбрасывается через гидроузел. В остальных водохранилищах каскада этот показатель значительно ниже (от 28% в Ивановском до 5 в Рыбинском). Тем не менее, Угличское водохранилище, заполненное в 1940 г., оказалось самым заиленным по данным съемки 1965 г. – илы заняли 64, трансформированные грунты 19, пески 17% площади дна. За последующие 25 лет площадь, занятая илами, сократилась до 25%, площадь трансформированных грунтов не изменилась, площадь песков возросла до 55%.

Сокращение ареалов устойчивого илонакопления и наступление песков происходит во всех водохранилищах Верхней Волги, независимо от их размеров, морфологии и характеристик режима. Последовательность грунтовых съемок на Рыбинском водохранилище позволяет уточнить продолжительность периода экстенсивного развития комплекса вторичных грунтов и датировку начала периода его интенсивной трансформации. В 1955 г., через 15 лет после начала заполнения ложа, илы занимали 25, а пески 20% площади дна. Большая часть ложа (2.5 км<sup>2</sup>) всё еще оставалась свободной от вторичных отложений. В 1965 г. эта свободная тер-

ритория сократилась с 55 до 15%. Оставшуюся площадь захватили расширившиеся до 48% и 37% ареалы илов и песков (Буторин и др., 1975). К 1978 г. темпы их экспансии замедлились, а масштабы сократились. Площади илов и песков, захватив остатки свободного пространства, соответственно, увеличились за 13 лет до 53 и 42% (Зиминова, Законнов, 1982). Съёмка 1992 г. показала принципиально иную динамику распределения отложений: сокращение площади илов до 30% (более чем на 1000 км<sup>2</sup>), расширение относительных площадей песков до 55% и трансформированных (т.е. эродированных) грунтов до 15%.

Весьма энергоемкие процессы трансседиментации и сортировки донных отложений невозможны без резкого повышения гидродинамической активности. По-видимому, они являются непосредственным результатом многоводного периода последних десятилетий прошлого века (1978–2000 гг.) и обусловивших его изменений в системе атмосферного массообмена (Антропогенное воздействие..., 2003). Пик этих процессов приходится на 90-е годы. На эти десятилетия приходится многоводная фаза, наиболее значительная за весь период существования водохранилищ, а возможно и за все столетие. По оценке А.С. Литвинова и В.Ф. Рощупко (2001), приток в водохранилища Верхней Волги в 1990 г. был максимальным за весь период наблюдений с 1890 г. Для Волги в целом среднегодовой сток за десятилетие 1991–2000 гг. превышал средний многолетний на 36 км<sup>3</sup>, а в 1991 и 1994 гг. – на 75 и 105 км<sup>3</sup> соответственно (Антропогенное воздействие..., 2003). Это обусловило высокую интенсивность внутриводоемных гидродинамических процессов, абразии и перераспределения донных отложений. При этом соотношение типов грунтов остается относительно постоянным (40–56% занимают пески, 23–40% илы). Можно констатировать, что исследования эволюции донных отложений верхневолжского каскада впервые выявили внутривековую цикличность седиментогеза, определяемую гидрометеорологическими циклами и независимую от морфологии, характеристик режима и возраста водохранилищ. Отсюда следует, что концепция быстрого старения водохранилищ (стабилизации и затухания внутриводоемных процессов) ошибочна. Как справедливо отмечает В.В. Законов (2001), эти молодые экосистемы находятся под влиянием неустановившихся природных и антропогенных факторов и очень далеки от стабилизации. Темпы седиментации (0.2 см/год) остаются низкими во всех водохранилищах Верхней Волги, что исключает проблему их заиления.

Гидрохимический режим верхневолжских водохранилищ мало изменился, он определяется особенностями поверхностного стока лесной зоны – низким содержанием растворенных минеральных соединений, в том числе соединений азота и фосфора, преобладанием карбонатов кальция и

магния и высоким содержанием органического вещества гумусовой природы. Биогенная нагрузка на водохранилища каскада (Зиминова, Законнов, 1982) относительно невысока и несопоставима с таковой на водохранилищах Днепра ввиду слабой хозяйственной освоенности значительной части водосбора и значительным снижением интенсивности сельского хозяйства в последние десятилетия. Кислородный режим во всех водохранилищах остается благоприятным. Прекратились тотальные заморы в зимнюю межень, характерные для Верхней Волги до зарегулирования стока. Локальные зимние заморы иногда наблюдаются в устьях малых рек и в глубоких котловинах затопленных озер.

Процесс эвтрофирования в водохранилищах Верхней Волги происходил значительно медленнее, чем в Днепровских. Ивановское водохранилище перешло к эвтрофному типу к началу 70-х годов – через 30 лет после его создания. Рыбинское водохранилище достигло уровня умеренно эвтрофного в начале 80-х. Угличское водохранилище осталось мезотрофным. Эвтрофирование в значительной степени связано с естественным внутриводоемным процессом аэробной азотфиксации синезелеными водорослями и бактериями. За два последних десятилетия содержание хлорофилла в водохранилищах Верхней Волги практически не меняется (Минеева, 1995). Увеличение концентрации хлорофилла, как правило, наблюдается на участках, расположенных вблизи промышленных центров и связано с локальным антропогенным эвтрофированием. Значительное зарастание высшей водной растительностью наблюдается только на Ивановском водохранилище, где заросли водной растительности занимают около 24% площади акватории. С начала 60-х годов наблюдается процесс заболачивания, однако в последние десятилетия его темпы снизились приблизительно в 4 раза – с 0.7 до 0.15% акватории в год. Общегодовая продукция высшей водной растительности увеличилась на всех водохранилищах. На Рыбинском водохранилище она составляет около 10% суммарной продукции фитопланктона и макрофитов, тогда как в 1956 г. ее доля не превышала 4%.

До начала 80-х годов для верховолжских водохранилищ отмечалось существенное несоответствие между высоким уровнем первичной продукции и низкой продуктивностью зоопланктона и зообентоса. За последние 20 лет в Рыбинском водохранилище средняя биомасса зоопланктона достоверно возросла в три, а зообентоса – в два. В этот период произошли глубокие изменения в трофической структуре экосистем всех водохранилищ Верхней Волги, вызванные инвазией и массовым развитием видов понто-каспийского эстуарного комплекса (речная и бугская дрейссены, гипания, тюлька, бычки) и байкальского бокоплава. Высокопродуктивные биоценозы дрейссены сформировались практически на



всех типах грунтов на литорали и в профундали водохранилищ. Биомасса дрейссены в биоценозах речных плесов достигла 8–12 кг/м<sup>2</sup>. В профундали Рыбинского водохранилища, где биоценозы дрейссены занимают 25% площади дна, ее средняя биомасса превышает 1.3 кг/м<sup>2</sup>. Оба вида дрейссен – мощные эдификаторы, перехватывающие и трансформирующие потоки сестона, поэтому обилие видов зообентоса (олигохет, полихет, хирономид, бокоплавов, пиявок) в дрейссеновых биоценозах на порядок выше, чем в других сообществах.

В пелагиали водохранилищ тюлька заняла свободную нишу планктофага-пелагофила и достигла огромной численности. Все виды-вселенцы стали важными компонентами питания аборигенных рыб. Взрывное ускорение инвазионной активности в водохранилищах Волги в конце XX века совпадает с современной фазой глобальных климатических изменений. За два последних десятилетия резко возросли повторяемость *W*-формы атмосферных циркуляций и перенос влаги атлантическими циклонами в бассейны Каспийского, Черного и Азовского морей. Уровень Каспия поднялся на 2.5 м, понизилась соленость Азовского моря, существенно опреснилась Балтика. Одновременно происходит наиболее мощный за весь период научных наблюдений взрыв экспансии понтокаспийских видов в реки бассейнов Балтийского и Северного морей (Невская губа..., 1987; Reservoir fisheries..., 1996). В устье Рейна с 1800 по 2000 гг. проникли 18 видов каспийских беспозвоночных и рыб, причем 12 из них – после 1992 г. (Invasive aquatic species..., 2002).

**Заключение.** Можно констатировать, что, несмотря на отличия, связанные с географическим положением и зональными особенностями верхневолжских водохранилищ, развитие их экосистем проходит по типу всех крупных водохранилищ Днепра, Дона и Нижней Волги. Это тип эстуарных экосистем больших рек южного склона Восточной Европы (Дунай, Днепр, Дон и Волги), исторически сформировавшихся в зоне подпора и замедленного стока, динамичных, постоянно перестраивающихся и высокопродуктивных. Населяющие их сообщества приспособлены к постоянным изменениям уровня, течений, гидрохимического и газового режимов и перераспределению грунтов. Ф.Д. Мордухай-Болтовской (1960) отмечал: «Некоторые лиманы поразительно напоминают водохранилища. В сущности, и те и другие возникли от одного и того же процесса – подпора, в первом случае со стороны моря, во втором – от плотины, причем судьба тех и других зависит главным образом от поступающих в них взвесей. Хотя режим уровня этих водоемов, как и их фауна, различны, нельзя ли в их биологии найти некоторые черты будущего биологического режима полностью сформировавшихся водохранилищ?».

Сейчас, когда такой биологический режим формируется буквально на наших глазах, на этот вопрос можно ответить только утвердительно (Михайлов, 1989; Лиманы..., 1990; Мальцев, 2002). Впервые на сходство водохранилищ юга Украины и России с азовско-черноморскими лиманами (термический и кислородный режим, донные отложения, наличие возвратных течений, цветение) указал П.А. Журавель (1974).

В сущности, большие водохранилища являются такими же эстуарными системами, в которых функции морского подпора выполняют плотины. В таких системах происходят интенсивные ценогенетические процессы, формируются и непрерывно обновляются богатые разнообразные сообщества. Вместе с тем, эти процессы зависят от режима гидроузлов, они принципиально управляемы и, следовательно, должны управляться человеком. Проблема рационального управления и обустройства водохранилищ, собственно, и является главной экологической проблемой Верхней Волги (Авакян и др., 1998). До сих пор негативные изменения носили локальный характер. Самоочистительная способность водохранилищ высока, и их экосистемы способны достаточно быстро восстанавливаться даже после таких технологических катастроф, как авария на Череповецком металлургическом комбинате в 1987–1988 гг. (Экологические проблемы..., 2001). В то же время отчетливо прослеживаются тенденции тотального повышения сапробности и нефтяного загрязнения водохранилищ каскада. И все же, кардинальное улучшение ситуации принципиально возможно. В середине XX века все крупные реки Европы и Северной Америки подверглись катастрофическому загрязнению независимо от того, были они зарегулированы или нет. Однако в результате усовершенствования технологий промышленного производства и систем очистки, а также интенсивных природоохранных мероприятий на водосборах, уровень загрязнения существенно снизился и экологические параметры больших рек в значительной степени восстановились.

### Литература

- Абакумов В.А., Бреховских В.Ф., Вишневская Г.Н., Обридко С.В. Многолетние изменения характеристик биоценозов Иваньковского водохранилища // Вод. ресурсы. 2000. Т. 27. № 3. С. 344–356.
- Авакян А.Б., Поддубный А.Г., Поддубный С.А. Пути улучшения состояния экосистем водохранилищ и повышения их рыбопродуктивности. Вод. ресурсы. 1998. Т.25. № 3. С. 261–273.
- Антропогенное воздействие на водные ресурсы России и сопредельных государств в конце XX века. М.: Наука, 2003. 367 с.

- Буторин Н.В. Гидрологические процессы и динамика водных масс в водохранилищах волжского каскада. Л.: Наука, 1969. 322 с.
- Буторин Н.В., Курдин В.Н., Зиминова Н.А. Донные отложения верхне-волжских водохранилищ. Л.: Наука, 1975. 159 с.
- Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1989. 244 с.
- Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1989. 212 с.
- Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. 348 с.
- Денисова А.И. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. Киев: Наук. думка, 1987. 164 с.
- Дьяченко Т.Н., Иванова И.Ю. Количественные характеристики высшей водной растительности Каневского водохранилища // Актуальные проблемы водохранилищ. Всероссийская конференция с участием специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья. Тез. докл. Ярославль, 2002. С. 96–97.
- Журавель П.А. Акклиматизация кормовой лиманно-каспийской фауны в водохранилищах и озёрах СССР. Днепропетровск, 1974. 124 с.
- Законнов В.В. Распределение донных отложений в Рыбинском водохранилище // Биология внутр. вод: Информ. бюл. Л., 1981. № 51. С. 68–72.
- Законнов В.В. Пространственно-временная неоднородность распределения и накопления донных отложений верхневолжских водохранилищ // Вод. ресурсы. 1995. Т. 22. № 3. С. 362–371.
- Законнов В.В. Грунты // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль, 2001. Изд-во ЯрГТУ. С. 21–25.
- Зимбалева Л.Н. Сукцессии, мониторинг и прогнозы водных экосистем. // Гидробиол. журн. 1985. Т. 21. № 3. С. 3–9.
- Зиминова Н.А., Законнов В.В. Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях водохранилищ Верхней Волги // Тр. Ин-та биол. внутр. вод АН СССР. 1982. С. 62–67.
- Лиманы Северного Причерноморья. Киев: Наук. думка, 1990. 204 с.
- Литвинов А.С., Рощупко В.Ф. Водный баланс, водообмен, уровень // Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль, 2001. Изд-во ЯрГТУ. С. 7–11.
- Мальцев В.И. Биоэкологические последствия создания каскада днепровских водохранилищ // Актуальные проблемы водохранилищ. Всероссийская конференция с участием специалистов из стран ближнего и дальнего зарубежья. Тез. докл. Ярославль, 2002. С. 196–197.
- Михайлов В.Н. Устья рек России и сопредельных стран: прошлое, настоящее и будущее. Киев: Наук. думка, 1989. 240 с.

- Минеева Н.М.* Формирование первичной продукции водохранилищ волжского каскада в современных условиях. Пигменты фитопланктона // Вод. ресурсы. 1995. Т. 22. № 6. С. 746–756.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д.* Каспийская фауна в Азово-Черноморском бассейне. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1960. 287 с.
- Плигин Ю.В.* Макрозообентос зарастающей литорали Кременчугского водохранилища // Гидробиол. журн. 1983. Т.19. № 5. С. 48–55.
- Невская губа: Гидробиологические исследования. Л.: Наука, 1987. 216 с.
- Новиков Б.И.* Донные отложения днепровских водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1985. 172 с.
- Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ. Киев: Наук. думка, 1989. 232 с.
- Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1972. 360 с.
- Трашук Н.Н., Палатный П.С. Стратиграфия донных отложений Бугского и Днепровского лиманов // Тектоника и стратиграфия. 1978. Вып. 14. С. 105–111.
- Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль, 2001. Изд-во Яр-ГТУ. 427 с.
- Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management. Dordrecht–Boston–London: Kluwer Acad. Publ., 2002. 583 p.
- Reservoir fisheries in the Countries of the Commonwealth of Independent States // FAO Fisheries Circular № 915. Rome, 1996. 131 p.

# СОДЕРЖАНИЕ

<b>Артур Борисович Авакян (А.С. Литвинов, Б.Г. Кочарян, А.Е. Асарин, В.К. Голованов) .....</b>	<b>3</b>
<b>Авакян А.Б. Водохранилища – феномен XX столетия .....</b>	<b>7</b>
<b>Алимов А.Ф. О теории функционирования водных экосистем .....</b>	<b>18</b>
<b>Беднарук С.Е. Государственное управление режимами работы водохранилищ Волжско-Камского каскада .....</b>	<b>26</b>
<b>Бульон В.В. Продукция фитопланктона и макрофитов: моделирование и прогноз.....</b>	<b>32</b>
<b>Герасимов Ю.В. Динамика распределения рыб Рыбинского водохранилища .....</b>	<b>46</b>
<b>Голованов В.К., Смирнов А.К., Болдаков А.М. Воздействие термального загрязнения водохранилищ Верхней Волги на рыбное население: современное состояние и перспективы .....</b>	<b>59</b>
<b>Готванский В.И. Последствия создания гидроузлов на Дальнем Востоке .....</b>	<b>82</b>
<b>Григорьева И.Л., Ланцова И.В. Абиотические факторы формирования качества воды Иваньковского водохранилища .....</b>	<b>93</b>
<b>Гусаков В.А. Состав, количественное развитие и динамика мейобентоса Рыбинского и Горьковского водохранилищ .....</b>	<b>106</b>
<b>Корнева Л.Г. Фитопланктон Волги: разнообразие, структура сообществ, стратегия развития .....</b>	<b>119</b>
<b>Коронкевич Н.И., Барабанова Е.А. О гидрологической роли водохранилищ в годы различной водности .....</b>	<b>142</b>
<b>Кочарян А.Г. Формы существования тяжелых металлов в водах, донных отложениях и высшей водной растительности водохранилищ Волжского каскада .....</b>	<b>151</b>
<b>Лазарева В.И. Сукцессия экосистемы Рыбинского водохранилища: анализ данных за 1941–2001 гг. ....</b>	<b>162</b>
<b>Леонова Г.А., Кузнецова А.И., Чумакова Н.Л., Андросова Н.В. Биогеохимический подход к оценке современного экологического состояния некоторых водохранилищ Сибири (Иркутское, Братское, Новосибирское) .....</b>	<b>178</b>
<b>Литвинов А.С., Девяткин В.Г., Рошупко В.Ф., Шихова Н.М. Многолетние изменения характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища .....</b>	<b>190</b>
<b>Малинина Ю.А., Далечина И.Н., Филинова Е.И. Гидробиологическая оценка качества воды Волгоградского водохранилища в зоне влияния промышленного центра .....</b>	<b>200</b>
<b>Минеева Н.М. Формирование подводного светового режима водохранилищ Волги .....</b>	<b>213</b>

<b>Павлов Д.С., Лупандин А.И., Костин В.В. Явление покатной миграции рыб из водохранилищ (закономерности и механизмы) ...</b>	<b>224</b>
<b>Ривьер И.К. Крупные техногенно-нарушенные акватории на Верхней Волге: состояние зоопланктона, качество воды .....</b>	<b>239</b>
<b>Савкин В.М., Двуреченская С.Я., Орлова Г.А. Эколого-географические изменения при создании крупных водохранилищ Сибири .....</b>	<b>255</b>
<b>Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А. Растительные пигменты в донных отложениях как показатели экологического состояния водохранилищ .....</b>	<b>270</b>
<b>Шилькрот Г.С., Ясинский С.В. Процессы самоорганизации и управления в формировании экосистем и качества воды водохранилищ .....</b>	<b>283</b>
<b>Шурганова Г.В., Иудин Д.И., Гелашвили Д.Б., Якимов В.Н. Мультифрактальный анализ видового разнообразия зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища .....</b>	<b>294</b>
<b>Эдельштейн К.К. Задачи конструктивной гидроэкологии водохранилищ .....</b>	<b>310</b>
<b>Яковлев В.Н. Процессы ценогенеза в водохранилищах Верхней Волги и Днепра .....</b>	<b>325</b>

Научное издание

**АКТУАЛЬНЫЕ ПРОБЛЕМЫ  
РАЦИОНАЛЬНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ  
БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ ВОДОХРАНИЛИЩ**

Подписано в печать 20.12.2004. Формат 60×90/16.  
Гарнитура «Таймс». Печать офсетная. Бумага офсетная.  
Усл. печ. л. 21,25. Тираж 200 экз. Заказ № 4458.

Отпечатано в ОАО «Рыбинский Дом печати»,  
152901, г. Рыбинск, ул. Чкалова, 8.