



2018

Выпуск/Issue 83 (86)

**ТРУДЫ ИНСТИТУТА
БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД
ИМЕНИ И.Д. ПАПАНИНА РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК**

**TRANSACTIONS OF PAPANIN INSTITUTE
FOR BIOLOGY OF INLAND WATERS
RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES**

**МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ
РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК**



ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД ИМЕНИ И.Д. ПАПАНИНА РАН



ТРУДЫ ИБВВ РАН

ВЫПУСК 83(86)

2018
Выходит 4 раза в год

ОКТАБРЬ–ДЕКАБРЬ

п. Борок
2018

**THE MINISTRY OF EDUCATION AND SCIENCE OF THE RUSSIAN FEDERATION
THE RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES**



**PAPANIN INSTITUTE FOR BIOLOGY OF INLAND WATERS
RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES**



TRANSACTIONS OF IBIW RAS

ISSUE 83(86)

2018

OCTOBER–DESEMBER

The Journal is published quarterly

Borok

2018

Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН / [отв. ред. А. В. Крылов]. – Борок: Институт биологии внутренних вод – 2018. – Вып. 83(86). – 102 с.

С. И. Шапоренко, А. Г. Георгиади, О. С. Решетняк, М. В. Гапеева, И. И. Томилина, Р. А. Ложкина, Ю. С. Даценко, В. В. Пуклаков, К. К. Эдельштейн, В. И. Лазарева, Р. З. Сабитова, С. В. Быкова, С. М. Жданова, Е. А. Соколова, A. S. Sokolova, D. V. Mikryakov, S. V. Kuzmicheva, A. A. Русинов, А. С. Сажнев, А. А. Прокин, Д. В. Власов

В очередном номере журнала представлены статьи, подготовленные по материалам докладов, прозвучавших на Всероссийской конференции “Волга и ее жизнь” (22–26 октября 2018 года, ИБВВ РАН). Основная часть статей касается вопросов влияния хозяйственной деятельности человека на состояние водоемов. Кроме того, описываются принципы моделирования гидроэкологического режима водохранилищ Волги, распределение сообществ планктонных беспозвоночных в каскадах водохранилищ Волги и Камы, а также иммуно-биохимические показатели *Dreissena polymorpha* и *D. bugensis*, обитающих в водохранилищах.

Представленная в статьях информация рассчитана на гидрологов, гидрохимиков, гидробиологов, экологов и специалистов в области охраны и использования водных ресурсов, а также студентов географических и биологических факультетов ВУЗов.

Ответственный редактор тома
Доктор биологических наук **А. В. Крылов**
Ответственный секретарь **А. А. Сажнева**

Рецензенты:

*А. В. Крылов, д.б.н. (ИБВВ РАН)
С. А. Поддубный, д.г.н. (ИБВВ РАН)
В. Т. Комов, д.б.н. (ИБВВ РАН)*

*Н. Ю. Степанова, д.б.н. (КФУ)
Д. В. Козлов, профессор, д.т.н. (НИУ МГСУ)*

Редакционная коллегия Трудов ИБВВ РАН:

*С. А. Поддубный (гл. редактор), д.г.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия
А. В. Крылов (зам. гл. редактора), д.б.н., проф., ИБВВ РАН, Борок, Россия
А. А. Бобров, к.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия
Б. К. Габриелян, д.б.н., проф., НАН РА НЦ ЗГЭ, Ереван, Армения
В. К. Голованов, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия
А. Н. Дзюбан, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия
Хай Доан Нё, д.ф., Институт океанографии, ВАНТ, Нячанг, Вьетнам*

*В. Т. Комов, д.б.н., проф., ИБВВ РАН, Борок, Россия
В. И. Лазарева, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия
Н. М. Минеева, д.б.н., ИБВВ РАН, Борок, Россия
Лам Нгуен Нгок, д.ф., проф., Институт океанографии, ВАНТ, Нячанг, Вьетнам
А. А. Протасов, д.б.н., проф., ИГБ НАНУ, Киев, Украина
К. Робинсон, д.ф., EAWAG, Цюрих, Швейцария
В. П. Семенченко, д.б.н., чл.-кор. НАНБ, НПЦ НАН по биоресурсам Минск, Беларусь*

*Печатается по решению Ученого совета ИБВВ РАН.
Исследования проведены при финансовой поддержке государства в лице Минобрнауки России.*

Издание осуществлено при финансовой поддержке гранта РФФИ № 18-04-20043-Г.

*Адрес редакции: 152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н,
Институт биологии внутренних вод РАН
тел./факс (48547) 2-48-09; e-mail: trud@ibiw.yaroslavl.ru*

Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS / [Editor in Chief A. V. Krylov]. – Borok: Institute for Biology of Inland Waters. – 2018. – Issue 83(86). – 102 p.

S. I. Shaporenko, A. G. Georgiadi, O. S. Reshetnyak, M. V. Gapeeva, I. I. Tomilina, R. A. Lozhkina, Yu. S. Datsenko, V. V. Puklakov, K. K. Edelstein, V. I. Lazareva, R. Z. Sabitova, S. V. Bykova, S. M. Zhdanova, E. A. Sokolova, A. S. Sokolova, D. V. Mikryakov, S. V. Kuzmicheva, A. A. Rusinov, A. S. Sazhnev, A. A. Prokin, D. V. Vlasov

The next issue of the journal contains articles based on the reports presented at the All-Russian conference “Volga and Its Life” (October 22–26, 2018, IBIW, RAS). The majority of the articles consider the impact of human economic activity on the state of waterbodies. In addition, the principles of modeling the hydro-ecological regime of the Volga River reservoirs, the distribution of planktonic invertebrate communities in the cascades of the Volga and Kama reservoirs, as well as the immuno-biochemical indices of *Dreissena polymorpha* and *D. bugensis* inhabiting the reservoirs are described.

The information presented in the articles is intended for hydrologists, hydrochemists, hydrobiologists, ecologists and specialists in the field of protection and use of water resources, as well as students of geographical and biological faculties of universities.

Editor-in-chief of the volume
Doctor of Biological Sciences **A. V. Krylov**
Coordinating Editor **A. A. Sazhneva**

Reviewers:

A. V. Krylov, Doctor of Biological Sciences
V. T. Komov, Doctor of Biological Sciences
S. A. Poddubny, Doctor of geographic sciences

N.Yu. Stepanova, Doctor of biological sciences
D. V. Kozlov, Doctor of Technical Sciences

Editorial board of IBIW RAS Transactions:

S. A. Poddubny (editor), Dr. of geogr., IBIW RAS, Borok, Russia
A. V. Krylov (deputy editor), Dr. of biol., prof., IBIW RAS, Borok, Russia
A. A. Bobrov, PhD., IBIW RAS, Borok, Russia
Hai Doan Nhu, PhD., Institute of Oceanography, VAST, Nha Trang, Vietnam
A. N. Dzuban, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia
B. K. Gabrielyan, Dr. of biol., prof., SC ZHE NAS RA, Yerevan, Armenia

V. K. Golovanov, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia
V. T. Komov, Dr. of biol., prof., IBIW RAS, Borok, Russia
V. I. Lazareva, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia
N. M. Mineeva, Dr. of biol., IBIW RAS, Borok, Russia
Lam Nguyen Ngoc, PhD., prof., Institute of Oceanography, VAST, Nha Trang, Vietnam
A. A. Protasov, Dr. of biol., prof., IHB NASU, Kiev, Ukraine
C. Robinson, PhD., EAWAG, Zurich, Switzerland
V. P. Semenchko, Dr. of biol., corr. member NASB, Minsk, Belarus

Published by the decision of IBIW RAS Academic council.
The research was carried out with the financial support of the state in the person of the Ministry of education and science of the Russian Federation.

The publication was done with the financial support of the RFBR grant № 18-04-20043-G.

*Editorial address: 152742. Borok, Yaroslavl region, Nekouz district,
Institute for Biology of Inland Waters, RAS
tel./fax (48547) 2-48-09; e-mail: trud@ibiw.yaroslavl.ru*

СОДЕРЖАНИЕ

С. И. Шапоренко, А. Г. Георгиади

СОВРЕМЕННЫЕ ТЕНДЕНЦИИ ВОДОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ВОДОСБОРЕ ВОЛГИ И ИЗМЕНЕНИЙ ЕЕ ВОДНОСТИ: ИХ ВОЗМОЖНОЕ ВЛИЯНИЕ НА ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ УСТЬЕВОЙ ЗОНЫ 7

О. С. Решетняк

ОЦЕНКА ЭФФЕКТА АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА В ЭКОСИСТЕМЕ НИЖНЕЙ ВОЛГИ 23

И. И. Томилина, М. В. Гапеева, Р. А. Ложкина

ИЗМЕНЕНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ШЕКСНИНСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО ХИМИЧЕСКИМ И ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ ЗА ПЕРИОД 1961–2017 ГГ 32

Ю. С. Даценко, В. В. Пуклаков, К. К. Эдельштейн

ОПЫТ МОДЕЛИРОВАНИЯ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА КРУПНЫХ ВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ 51

В. И. Лазарева, Р. З. Сабитова, С. В. Быкова, С. М. Жданова, Е. А. Соколова

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЛЕТНЕГО ЗООПЛАНКТОНА В КАСКАДЕ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ И КАМЫ 62

A. S. Sokolova, D. V. Mikryakov, S. V. Kuzmicheva

COMPARATIVE STUDY OF IMMUNE-BIOCHEMICAL INDICES OF FAMILY DREISSENIDAE MUSSELS INHABITING THE VOLGA RIVER WATER RESERVOIRS 85

А. А. Русинов, А. С. Сажнев, А. А. Прокин, Д. В. Власов

ЖЕСТКОКРЫЛЫЕ СЕМЕЙСТВ HALIPLIDAE, GYRINIDAE, NOTERIDAE, DYTISCIDAE, GEORISSIDAE, HELOPHORIDAE, HYDROCHIDAE, SPERCHEIDAE, HYDROPHILIDAE, HYDRAENIDAE, SCIRTIDAE, DRYOPIDAE И HETEROCERIDAE НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «ПЛЕЩЕЕВО ОЗЕРО» 91

CONTENTS

S. I. Shaporenko, A. G. Georgiadi

MODERN TRENDS IN WATER MANAGEMENT COMPLEX IN THE VOLGA RIVER BASIN AND WATER RUNOFF: THEIR POSSIBLE INFLUENCE ON THE HYDROCHEMICAL CHARACTERISTICS OF THE MOUTH ZONE 7

O. S. Reshetnyak

ESTIMATION OF AN EFFECT OF ANTROPOGENIC EXPOSURE AND ENVIRONMENTAL RISK IN THE ECOSYSTEM OF THE BOTTOM VOLGA 23

I. I. Tomilina, M. V. Gapeeva, R. A. Lozhkina

THE CHANGES OF WATER AND BOTTOM SEDIMENTS QUALITY OF THE SHEKNINSKY REACH OF THE RYBINSK RESERVOIR BY CHEMICAL AND TOXICOLOGICAL PARAMETERS DURING THE PERIOD 1961–2017 YEARS 32

Yu. S. Datsenko, V.V. Puklakov, K.K. Edelstein

EXPERIENCE OF MODELING THE HYDROECOLOGICAL REGIME OF LARGE VOLGA RESERVOIRS 51

V. I. Lazareva, R. Z. Sabitova, S. V. Bykova, S. M. Zhdanova, E. A. Sokolova

DISTRIBUTION OF SUMMER ZOOPLANKTON IN CASCADE OF VOLGA AND KAMA RESERVOIRS 62

A. S. Sokolova, D. V. Mikryakov, S. V. Kuzmicheva

COMPARATIVE STUDY OF IMMUNE-BIOCHEMICAL INDICES OF FAMILY DREISSENIDAE MUSSELS INHABITING THE VOLGA RIVER WATER RESERVOIRS 85

A. A. Rusinov, A. S. Sazhnev, A. A. Prokin, D. V. Vlasov

THE BEETLES OF FAMILIES HALIPLIDAE, GYRINIDAE, NOTERIDAE, DYTISCIDAE, GEORISSIDAE, HELOPHORIDAE, HYDROCHIDAE, SPERCHEIDAE, HYDROPHILIDAE, HYDRAENIDAE, SCIRTIDAE, DRYOPIDAE И HETEROCERIDAE OF NATIONAL PARK «LAKE PLESHCHEYEVO» 91

СОВРЕМЕННЫЕ ТЕНДЕНЦИИ ВОДОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА ВОДОСБОРЕ ВОЛГИ И ИЗМЕНЕНИЙ ЕЕ ВОДНОСТИ: ИХ ВОЗМОЖНОЕ ВЛИЯНИЕ НА ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ УСТЬЕВОЙ ЗОНЫ

С. И. Шапоренко, А. Г. Георгиади

Институт географии РАН

119019 г. Москва, Старомонетный пер., 17, e-mail: ser-shaporenko@yandex.ru

Рассмотрены многолетние изменения объемов водозаборов и сбросов сточных вод разных категорий очистки и основных загрязняющих веществ в бассейне Волги, а также их стока с речными водами в замыкающем створе Верхнее Лебяжье. Показано, что с 1990-х годов преобладают многолетние тенденции однонаправленного сначала резкого, а затем относительно медленного сокращения этих показателей водохозяйственной деятельности. Они прерывались короткими отрезками стабилизации или роста. При сокращении в 2–6 раз сбросов органического и взвешенного веществ, аммонийного и нитритного азота, фосфатов, меди и цинка одновременно возросли сбросы нитратов. Рост сбросов нитратов связывается с технологическими недостатками работы очистных сооружений. Сокращение сбросов сточных вод и загрязняющих веществ не проявляется однозначно в улучшении качества воды по каждому из рассмотренных гидрохимических показателей (выраженных в среднегодовых и максимальных концентрациях) в замыкающем створе. Обозначенные антропогенные изменения происходили на фоне продолжительной фазы повышенных значений годового и половодного стока воды, начавшейся в 1980-х годах и сменившей ее в 2000-е годы фазы пониженной водности. Межгодовые колебания и многолетние тенденции изменчивости водности сказываются на отдельных показателях водохозяйственной деятельности. Вынос большинства растворенных форм биогенных и загрязняющих веществ через замыкающий створ в большей степени определяется изменчивостью водности года, которая обусловила соответствующие тенденции по соединениям фосфора, органических веществ, фенолов, меди, нефтепродуктов с 1996 г. Благодаря антропогенному фактору многолетняя тенденция выноса нитратов асинхронна с водным стоком.

Ключевые слова: условно-естественный сток, фазы многолетней изменчивости характеристик, показатели водохозяйственной деятельности, качество воды, гидрохимические показатели, замыкающий створ, вынос веществ.

DOI: 10.24411/0320-3557-2018-10026

ВВЕДЕНИЕ

Началом современного этапа интенсивного водохозяйственного воздействия на водные ресурсы бассейна Волги можно считать перекрытие ее каскадом водохранилищ для энергетических потребностей в качестве приоритетных. С тех пор прошло почти три четверти века. Водный режим главной реки Европейской части России существенно изменился в основном под влиянием сезонного перераспределения стока, который в то же время сочетался с интенсификацией водохозяйственной деятельности на ее водосборе. Водозаборы на промышленные, коммунальные и сельскохозяйственные нужды сопровождался сбросом возвратных сточных вод, преимущественно загрязненных в разной степени различными химическими веществами.

Последние десятилетия интенсивность водохозяйственной деятельности испытывала значительные колебания в связи с перестройкой экономических отношений в стране и развитием периодических кризисных явлений в производстве, которые отражались и в динамике процессов водопользования. Сокращение производства и водопотребления во многих случаях сопровождалось

увеличением водоемкости продукции в период 1990–1997 гг., после которого произошло значительное снижение удельных показателей использования свежей воды [Зайцева, 2001 (Zaitseva, 2001); Дёмин, 2008 (Demin, 2008)]. Однако антропогенные процессы могут камуфлироваться из-за разнообразия природных условий обширного водосбора Волги. Климатические изменения последних десятилетий изменяют пространственно-временные соотношения между формирующими полный речной сток поверхностной и подземной составляющих, что влияет и на перераспределение потоков биогенных и загрязняющих веществ, связанных с диффузными источниками [Коронкевич, Долгов, 2017 (Koronkevich, Dolgov, 2017)]. Они же сказываются на скоростях продукционно-деструкционных процессов в речных экосистемах и, следовательно, на процессах евтрофирования и качестве речных вод вдоль всего русла реки и в ее устье. В итоге трансформируется естественная динамика выноса питательных и загрязняющих веществ в Каспийское море, что в значительной степени сказывалось на его

экосистемах, в первую очередь северного шельфа. Воздействие климатических факторов оказывается тесно переплетенным с антропогенными.

В большинстве работ изменчивость антропогенных и природных факторов формирования качества воды реки Волги рассматривается в пределах ограниченных участков ее русла [Григорьева и др., 2018 (Grigorieva et al., 2018); Проблемы качества..., 2013 (Problemy kachestva..., 2013); Устьевая область, 1998 (Ust'evaia oblast'..., 1998); Шапоренко, 2015 (Shaporenko, 2015)], что

МЕТОДЫ И ИСХОДНЫЕ ДАННЫЕ

Методы анализа рядов условно-естественного годового и сезонного речного стока. Подход к анализу долговременных фаз многолетних изменений годового и сезонного стока, обусловленных изменениями климата, основан на восстановлении многолетних рядов стока (после начала интенсивных антропогенных воздействий), полученных методом рек-индикаторов климатических изменений, подробно рассмотренного в [Георгиади и др., 2014 (Georgiadi et al., 2014)]; использовании разностно-интегральных кривых и анализе характеристик выявленных фаз контрастной водности. Расчеты велись по створу Волгоград, где Волга наиболее полноводна. Границы сезонов были определены на основе гидрографов стока, построенных за весь период наблюдений. Использовались также сведения о среднемноголетних датах начала и окончания половодья и ледостава.

Разностно-интегральные кривые представляют собой нарастающую сумму отклонений какой-либо характеристики от ее среднего многолетнего значения, рассчитанного для всего периода наблюдений. Отклонения нормировались на коэффициент вариации для сравнения между собой временных изменений разнородных характеристик. Разностно-интегральные кривые позволяют выявить долговременные фазы, в течение которых существенно чаще встречаются значения характеристики ниже или выше ее среднемноголетнего значения.

Временная граница смены долговременных фаз повышенных/пониженных значений стока, определяется на основе выявления минимальных и максимальных значений координат разностно-интегральных кривых. Фазам повышенной водности (ФВВ) соответствует однонаправленная многолетняя тенденция увеличения ординат разностно-

воплне оправдано разнообразием условий огромной территории. В данной работе сделана попытка оценить природно-антропогенные аспекты влияния на водный сток и его качество, рассматривая весь водосбор как единую систему. Изменчивость качества воды в устьевой зоне рассматривается в сопоставлении с долговременными колебаниями естественных водных ресурсов, обусловленных климатическими факторами, и с наложенными на них многолетними тенденциями водохозяйственной деятельности.

интегральной кривой, а фаза пониженной водности (ФНВ) – уменьшения ее ординат. На фоне таких долговременных тенденций наблюдаются более короткопериодные изменения стока. Отметим, что определение границ смены фаз на основе использования ряда статистических критериев, применяемых для оценки однородности рядов данных по их средним значениям, показало, что они, как правило, совпадают или весьма близки к результатам, полученным по разностно-интегральным кривым.

Методы и исходные данные для анализа рядов показателей водозаборов, сбросов воды, загрязняющих веществ и качества воды. Работа выполнена на основании сведений, представленных в официальных справочных изданиях Росгидромета за период с 1985/90 по 2015 гг. [например, Водные ресурсы..., 2016 (Vodnye resursy..., 2016); Водный кадастр..., 2015 (Vodnyi kadastr..., 2015)]. Данные по выносу растворенных форм биогенных и других веществ взяты из ежегодников, выпускаемых ФГБУ «Гидрохимический институт» [Качество поверхностных..., 2017 (Kachestvo poverkhnostnykh..., 2017)]. Процедуры учета и контроля зарегистрированных водовыпусков – точечных источников загрязнения, которых в конце прошлого века насчитывалось около 6 тыс., имеют существенные недостатки (неполнота сведений, ошибки химических анализов проб сточных вод и др.), что должно сказываться в искажении статистических данных и в их обобщениях. В частности, на это указывалось в работе [Проблемы качества..., 2013, с. 13 (Problemy kachestva..., 2013, р. 13)]. Ряды по сбросам различных загрязняющих веществ имеют разные длины и прерываются, по возможности они восстановлены из других источников, в чем большую помощь оказали публикации и предоставленные материалы к ним

А.П. Дёминым [Дёмин, Исмаилов, 2003 (Demin, Ismailov, 2003)]. Указанные недостатки в исходных данных влияют на корректность выводов, которые можно рассматривать в значительной степени ориентировочными.

Для исследования динамики многолетних изменений показателей водозаборов, сбросов воды, загрязняющих

веществ и качества воды использовался корреляционный анализ и графический метод сопоставления их многолетних тенденций.

Анализ изменчивости фактического стока воды в современный период, веществ, показателей водохозяйственной деятельности проведен по створу Верхнее Лебяжье, для которого все необходимые сведения представлены наиболее полно.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Долговременные фазы многолетних изменений условно-естественного стока. Продолжительность и последовательность смены контрастных фаз годового стока и стока половодья во многом сходны, но первый более сложен, что обусловлено различиями в изменениях стока зимней и летне-осенней межени (рис. 1). Сначала наблюдалась ФВС половодья и года. Ее с 1930 г. сменила ФНС, а затем снова наступила фаза их повышенных

значений (для стока половодья это произошло с 1985 г., а для годового стока с 1978 г.). Но уже с 2004 г. для годового стока и с 2009 г. для стока половодья, видимо, произошла очередная смена контрастных фаз водности. Отметим, что именно во время фазы повышенного стока происходило наиболее заметное снижение объемов водозабора и сбросов сточных вод, а также выноса большей части загрязняющих веществ.

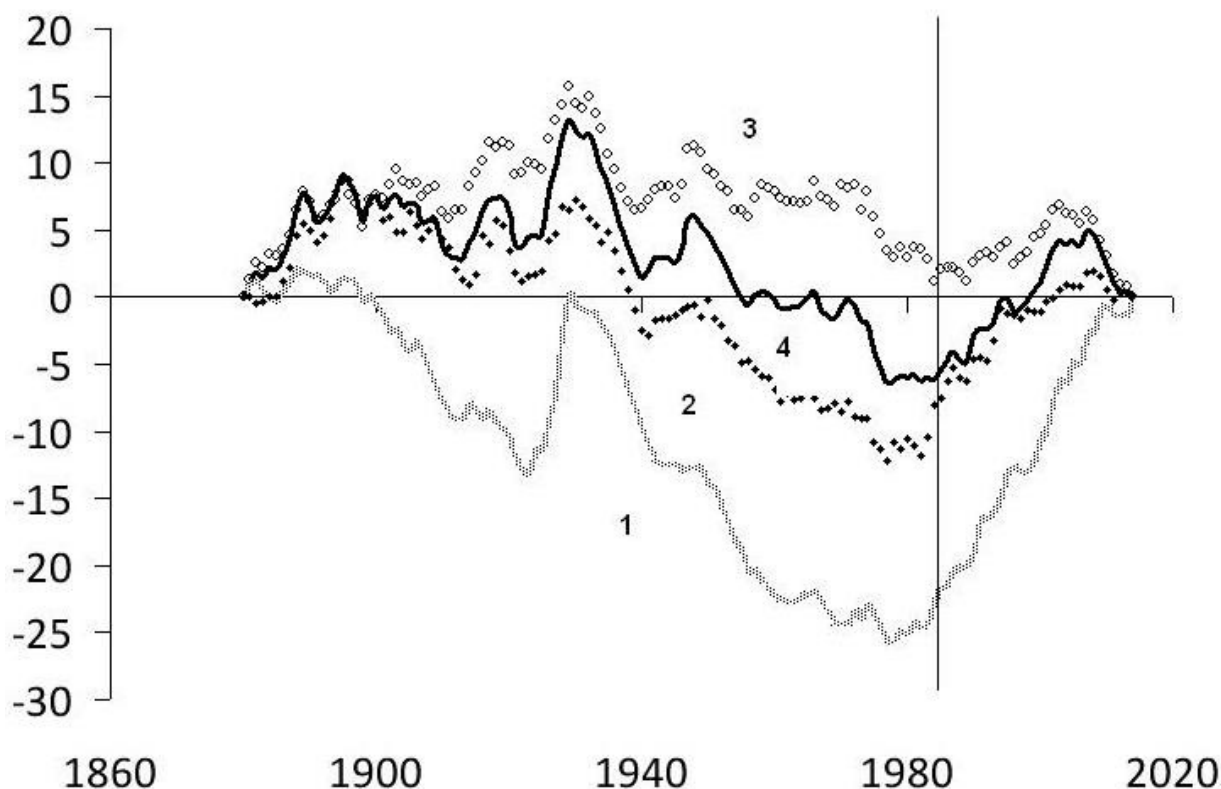


Рис. 1. Разностно-интегральные кривые годового и сезонного условно-естественного стока Волги. 1 – зимний сток, 2 – летне-осенний сток, 3 – сток половодья, 4 – годового стока. Вертикальная линия показывает начало рассматриваемого периода.

Fig. 1. Cumulative deviation curves of mean annual and seasonal Volga River runoff. 1 – winter, 2 – summer-autumn, 3 – snowmelt flood, 4 – annual. Vertical line show beginning of considered period.

Продолжительность таких фаз повышенного/пониженного годового и сезонного стока составляет, как правило, не менее 20–30 лет, но для стока межени сезонов их длительность существенно больше.

Средний многолетний сток, в фазы его повышенных и пониженных значений, характеризуется существенными различиями. Так, разница в годовом стоке и стоке половодья этих фаз (рассчитанная относительно стока в фазы его пониженных

значений) составляет 12%, тогда как в зимнем стоке она достигает почти 35, а в стоке за лето-осень – 21%.

Эффекты антропогенного влияния на многолетние изменения стока Волги. Базовый условно-естественный период водного стока мы принимаем с 1878 по 1929 г. [Георгиади и др., 2014 (Georgiadi et al., 2014)]. С 1930 г. начался период наиболее интенсивного антропогенного воздействия. Антропогенные факторы оказывают значительное воздействие на характер долговременных фаз изменения стока Волги. Прежде всего, в результате их воздействия (главным образом регулирующей роли Волжско-Камского каскада водохранилищ) границы долговременных фаз пониженного и повышенного стока смещаются на более ранние годы. В створе Волгоград наиболее заметно это проявляется для зимнего стока, когда антропогенные факторы приводят к тому, что современная долговременная фаза повышенного стока этих сезонов начинается более чем на 20 лет раньше, чем это могло быть в условно-естественной природной обстановке.

Под влиянием антропогенных факторов в периоды ФВС и ФНС снижается годовой сток и сток половодья и повышается зимний и летне-осенний стоки [Георгиади и др., 2017 (Georgiadi et al., 2017)]. При этом различия в величине стока между фазами возрастают для годового, зимнего и летне-осеннего стока, а для стока половодья снижаются.

Суммарное изменение стока половодья Волги происходило в период наиболее интенсивного антропогенного воздействия (после 1930 г.). Как климатическое, так и антропогенное изменение было направлено в сторону уменьшения стока, хотя внутри рассматриваемого периода были и разнонаправленные изменения. Объем суммарного снижения стока половодья за весь рассматриваемый период, начиная с 1930 г., составил 4328 км³, а годового стока – 2566 км³. В целом в общем уменьшении стока половодья вклад антропогенных факторов составил >70%, а в уменьшении годового стока 45–50%.

С 1985 по 2015 гг. фактический средний годовой водный сток Волги в створе Верхнее

Лебяжье составлял 250 км³ (в створе Волгоград, для сравнения, он был равен 254 км³, разница <2%). Многолетний линейный тренд за указанный период демонстрирует его сокращение с 283 до 217 км³. Внутри периода можно выделить два интервала: первый с 1985 по 1995 гг., когда по тренду наблюдался рост годового стока с 255 до 289 км³, и второй с 1995 по 2015 гг., когда по тренду наблюдалось его падение с 260 до 215 км³. Таким образом, выделенные тренды фактического водного стока по створу Верхнее Лебяжье в основном соответствуют ходу разностно-интегральных кривых естественного стока с учетом поправки на влияние антропогенного фактора. Следует указать, что в ежегодниках ГГИ при градации фактического водного стока использовали исчисления среднего, равного 227 км³, за период с 1930 по 1985 гг. [Водный кадастр..., 2016 (Vodnyi kadastr..., 2016)]. Иными словами, исследуемый период, в целом можно считать повышенной водности, нисходящий тренд в котором пересек принятое среднее многолетнее значение по данным ГГИ в 2011 г.

Водозабор поверхностных вод и сбросы сточных вод. Из всех крупнейших рек России бассейн Волги отличается наиболее высокими величинами показателей водозабора из поверхностных водных объектов и сбросов в них сточных вод, как по абсолютным значениям, так и по отношению к водному стоку (табл. 1).

Особенно заметно превосходство по сбросам загрязненных стоков, достигающее 5–6 раз и более по средним многолетним величинам (табл. 2). Волга на протяжении веков испытывает высочайшую антропогенную нагрузку на речную экосистему, которая в последние десятилетия существенно не уменьшается. Величины показателей в табл. 1 и 2 отличаются от приводимых ранее [Волжский бассейн..., 2011, с. 13 (Volzhskii bassein..., 2011, p. 13)] в пределах 10–15 % и связаны, вероятно, не только с изменчивостью водного стока и показателей водохозяйственной деятельности, но и с различиями в интервалах осреднения.

Таблица 1. Средние многолетние (1985–2015 гг.) показатели суммарных годовых водозаборов и сбросов сточных вод на водосборе р. Волги в сопоставлении с другими крупнейшими реками (км³/год)

Table 1. Long-term mean values of indicators (1985–2015) of total annual water abstractions and wastewater emission in the Volga river basin in comparison with other large rivers (km³/year)

Бассейн реки River basin	Средний многолетний водозабор из поверхностных источников, км ³ /год Long-term mean water abstracted from surface sources, km ³ /year	Отношение водозабора из поверхностных источников к водному стоку, % Ratio of water abstracted from surface sources to water runoff, %	Сбросы всего в поверхностные водные объекты, км ³ /год Total wastewater emission to surface water bodies, km ³ /year	Отношение сбросов в поверхностные водные объекты к водному стоку, % Ratio of wastewater emission to surface water bodies to water runoff, %
Волга Volga	20.430	8.17	16.237	6.49
Северная Двина Severnaya Dvina	0.556	0.53	0.536	0.52
Печора Pechora	0.393	0.35	0.403	0.35
Обь Ob'	8.880	2.08	7.565	1.84
Енисей Yenisei	3.140	0.52	3.040	0.50
Лена Lena	0.188	0.03	0.232	0.04

Таблица 2. Средние многолетние (1985–2015 гг.) показатели суммарных годовых сбросов загрязненных сточных вод (без очистки и недостаточно очищенных) на водосборе р. Волги в сопоставлении с другими крупнейшими реками

Table 2. Long-term mean values of indicators (1985–2015) of total annual emission of polluted wastewater (without treatment and insufficiently treated) in the Volga river basin in comparison with other large rivers

Бассейн реки	Средний многолетний годовой сток, км ³ /год Long-term mean annual runoff, km ³ /year	Сбросы загрязненных сточных вод, км ³ /год Wastewater discharges, km ³ /year	Отношение сбросов загрязненных сточных вод в поверхностные водные объекты к водному стоку, % Ratio of discharges of contaminated wastewater to surface water bodies to water runoff, %
Волга Volga	250	7.693	3.08
Северная Двина Severnaya Dvina	104	0.410	0.39
Печора Pechora	114	0.030	0.03
Обь Ob'	412	2.551	0.62
Енисей Yenisei	614	1.488	0.24
Лена Lena	562	0.104	0.02

В межгодовой изменчивости показателей водохозяйственной деятельности проявляются внутренние взаимосвязи и связи с величиной водности. С речным годовым водным стоком коэффициент корреляции годовых объемов водозабора умеренной величины ($r = 0.31$) при низкой статистической значимости ($p = 0.1$). Коэффициенты корреляции суммарных сбросов, загрязненных

вод и в том числе недостаточно очищенных выше и статистически значимее ($r = 0.44-0.46$; $p = 0.05$). Значения этих показателей свидетельствуют, что при увеличении объема речного стока следует небольшое увеличение водозабора (вероятно на орошение), при этом возрастают и сбросы сточных вод (дренажных).

Сопоставление объемов водозабора с объемами сточных вод показывает прямую зависимость: чем больше забирается воды из поверхностных источников, тем больше сбрасывается сточных вод разных категорий. Для суммарных сбросов, в том числе без очистки, недостаточно очищенных и суммарно загрязненных $r = 0.86-0.92$, $p = 0.001$. Для чистых стоков корреляция ослабевает: $r = 0.62$, $p = 0.01$.

Все категории сбросных загрязненных сточных вод тесно коррелируют между собой и с суммарными сбросами ($r > 0.83$, $p = 0.001$). Связь сбросов чистых стоков с суммарными

сбросами на таком же уровне, но ослабевает с загрязненными и недостаточно очищенными до средних величин ($r = 0.61-0.62$, $p = 0.01$) и до умеренного значения с водами без очистки ($r = 0.48$, $p = 0.05$).

Если обратиться к имеющимся наиболее длинным рядам показателей водозабора и водоотведения, то в многолетней их изменчивости по интервалам роста и падения можно выделить несколько периодов, обусловленных изменениями в хозяйственной деятельности страны и на речных водосборах за последние четверть века (рис. 2).

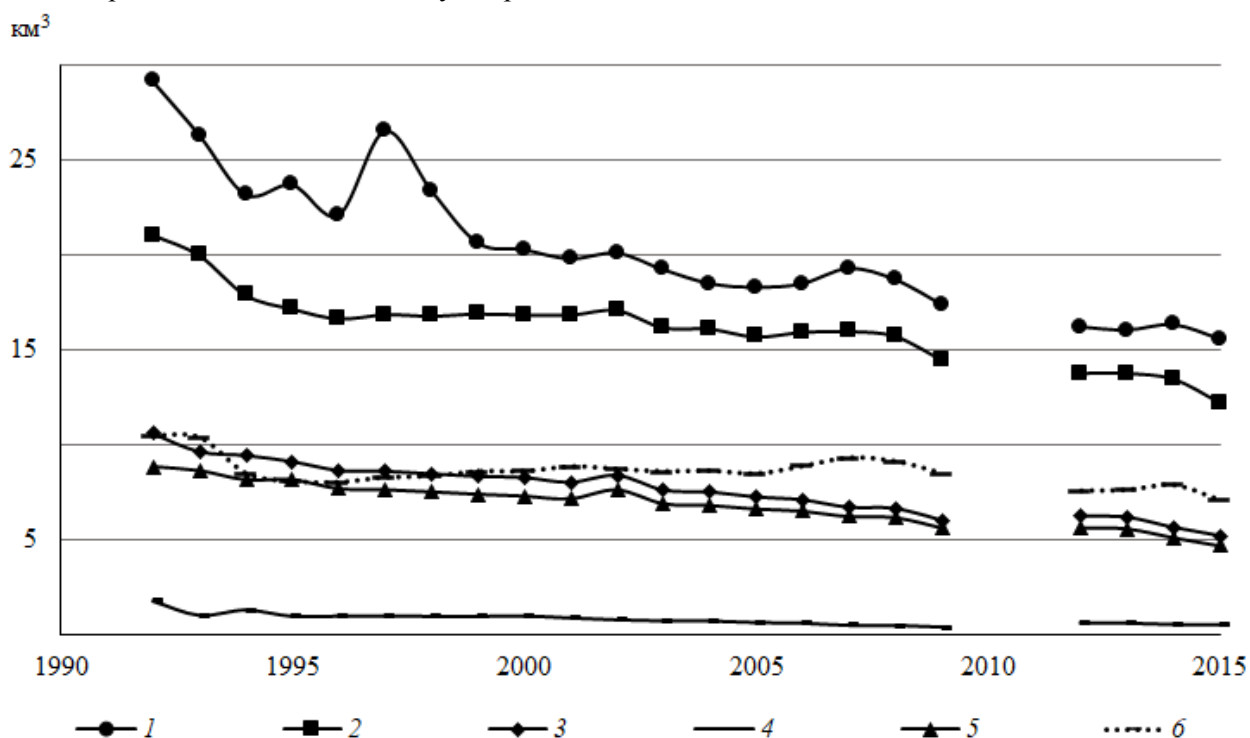


Рис. 2. Многолетние изменения годовых объемов водозаборов и сбросов сточных вод в поверхностные водные объекты на водосборе р. Волги, км³/год. 1 – забрано из поверхностных природных водных объектов, 2 – сброшено всего, в том числе по категориям: 3 – загрязненных; 4 – без очистки; 5 – недостаточно очищенных; 6 – чистых.

Fig. 2. Long-term changes of annual volumes of water abstraction and wastewater emission to surface water bodies in the Volga river basin, km³/year. 1 – water abstracted from surface sources, km³/year, 2 – total wastewater emission, including next categories: 3 – contaminated, 4 – raw, 5 – do not enough purification, 6 – purified.

Объемы всех категорий вод за весь рассматриваемый период имеют тенденции к сокращению, особенно быстро величины водозаборов. У сбросов чистых стоков с 1996 по 2007 гг. общее падение прерывалось небольшим ростом. Наблюдающаяся динамика объемов сбросных вод объясняется сокращением использования поверхностных

вод во всех отраслях народного хозяйства (табл. 3). Приведенные данные также показывают, что происходит и сокращение использования воды в системах оборотного и повторного (последовательного) водоснабжения. Но при этом доля таких вод по отношению к водозабору возрастает с 2 в 1990 г. до 2.6 в 2015 г.

Таблица 3. Использование пресных поверхностных вод в бассейне р. Волги, млн м³/год

Table 3. The use of fresh surface water in the Volga river basin, million m³/year

Год Year	Всего использовано свежей воды Total fresh water use	Производство Industrial water use	Хозяйственно- питьевые нужды Household water use	Ороше- ние Irrigation	В системах оборотного и повторного (последовательного) водоснабжения In systems of circulating and repeated (consecutive) water supply
1990	30901	17827	6894	3678	69153
1995	24951	12150	6850	2979	54070
2000	21376	11742	6442	1612	50927
2005	19753	11336	6030	1068	49868
2008	19525	11850	5410	4944	52704
2009	17858	10718	4944	1085	48843
2011	15866	8408	3999	1284	46036
2012	17107	9948	4193	653	46709
2013	17178	10125	4065	359	46109
2014	17109	10216	3966	670	44818
2015	15784	9147	3782	695	44123

В общем виде тенденции в многолетней динамике показателей водопользования, наметившиеся в 1990-е гг. [Вода России, 2000 (Voda Rossii..., 2000)], сохраняют свою направленность и в 21 веке. Таким образом, можно отметить хорошее соответствие сокращения водопотребления с уменьшением показателей естественного (восстановленного) речного стока – половодья и суммарного годового стока (рис. 1). Но это не означает, что организация водного хозяйства (за исключением гидроэнергетики) строится с учетом колебания водности на водосборе реки.

Сбросы загрязняющих веществ со сточными водами. В перечень загрязняющих веществ, которые поступают со сточными водами и за которыми ведется мониторинг, входят БПК_{полное}, взвешенные вещества, сухой остаток, нефтепродукты, фосфор общий, азот аммонийный, нитритный и нитратный, фенолы, соединения меди, железа (общего), цинка (в редкие отдельные годы). Обращает на себя внимание взаимосвязь количеств сбросов загрязняющих веществ между собой. На водосборе Волги она проявляется, по сравнению с крупнейшими северными реками, почти абсолютно. Все загрязняющие вещества тесно пропорционально связаны с показателем

БПК ($r = 0.74-0.97$, $p \geq 0.01$). Вместе с этим все показатели также тесно коррелируют, но с отрицательным знаком, с нитратами. Почти такие же тесные связи у всех параметров со взвешенными веществами (кроме азота аммонийного, у которого $r = 0.69$, $p = 0.05$) и нефтепродуктами (кроме фенолов, для которых $r = 0.69$, $p = 0.001$). У нескольких веществ корреляционные отношения на уровне средних величин. Только у фенолов с цинком умеренной величины корреляция с $r = 0.34$ за уровнем приемлемой статистической значимости. Таким образом, синхронность межгодовых колебаний объемов сбросов почти всех загрязняющих веществ сочетается с их общей асинхронностью с количеством сбросов нитратов.

В многолетней динамике объемов сбросов загрязняющих веществ со сточными водами отчетливо прослеживается тенденция сокращения по всем показателям (рис. 3). Причем уменьшение сбросов загрязняющих веществ по большинству ингредиентов многократно превышает сокращение объемов сточных вод. Однако замечен и рост сбросов нитратов, объемы которых с 1990 по 2000 гг. увеличились примерно с 50 до 200 тыс. т.

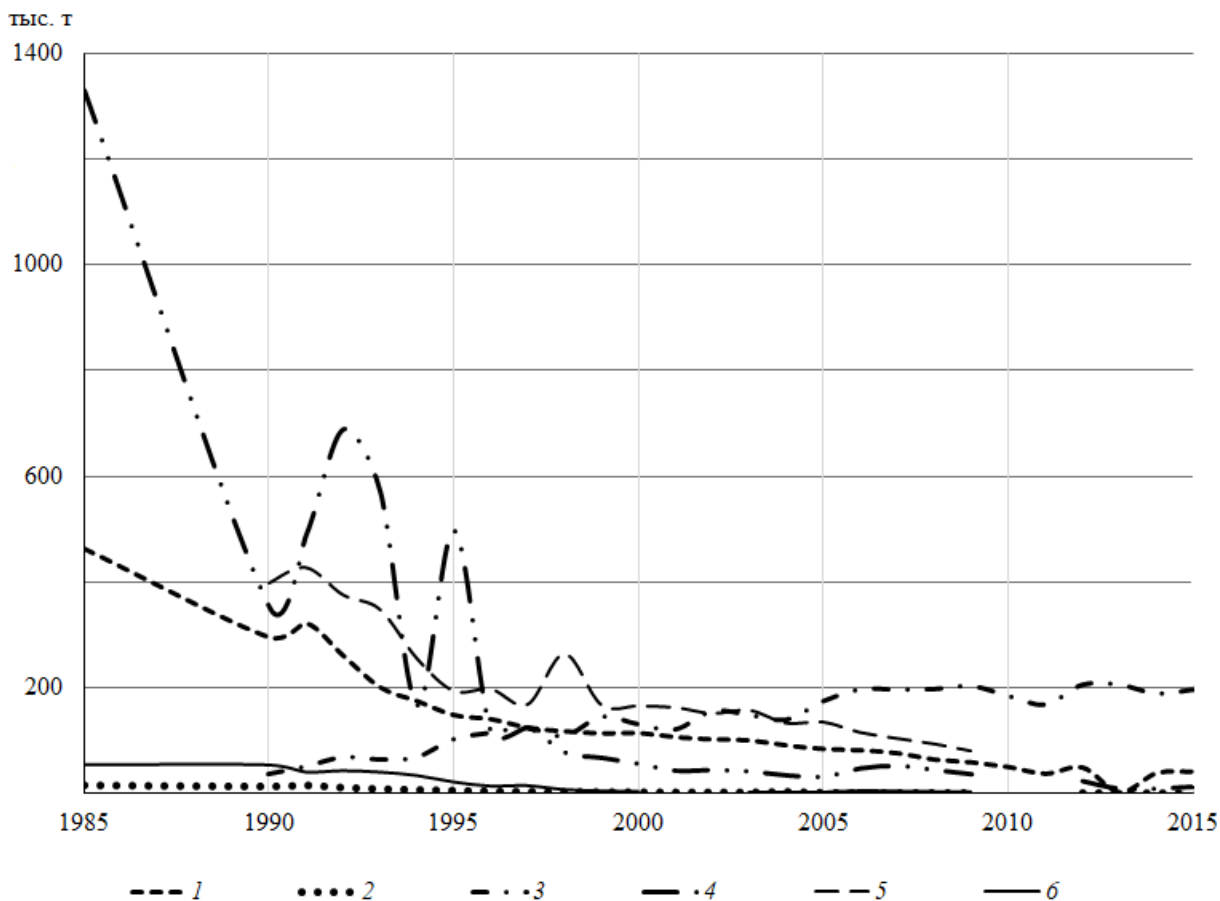


Рис. 3. Многолетняя изменчивость сбросов загрязняющих веществ со сточными водами на водосборе р. Волги. 1 – БПК полный, тыс. т, 2 – азот нитратный, тыс. т, 3 – взвешенные вещества, тыс. т, 4 – нефтепродукты, тыс. т, 5 – медь, т, 6 – железо, тыс. т.

Fig. 3. Long-term variability of emission of pollutants with wastewater in the Volga river basin. 1 – BOD_{complete}, thousand tons, 2 – nitrogen nitrate, thousand tons, 3 – suspended matter, thousand tons, 4 – oil products, thousand tons, 5 – copper, tons, 6 – iron, thousand tons.

Можно сделать вывод, что очистные сооружения с каждым годом работают все лучше. Однако количество чистых сточных вод также пропорционально убывает, как и загрязненных стоков, что противоречит сделанному предположению. Скорее всего, происходит постепенное выбывание из эксплуатации мощностей традиционных очистных сооружений, в которых отсутствует стадия удаления нитратов в процессе денитрификации в анаэробных условиях и которые недостаточно приспособлены для эксплуатации сравнительно небольших норм водоотведения с суточной неравномерностью (малые города, микрорайоны, сельские населенные пункты, отдельные объекты инфраструктуры). Это заметно стало проявляться при сокращении производства и количества жителей в рабочих поселках в 1990-е гг. Они чувствительны к колебаниям температуры, временным отключениям электроэнергии. В качестве альтернативы очистным сооружениям искусственной

биологической очистки стала предлагаться технология очистки в аэротенках с прикрепленной микрофлорой на саморегенерирующейся загрузке, биофильтры, внедрение локальных очистных сооружений [Воронов, Яковлев, 2006 (Voronov, Iakovlev, 2006); Субботина, 2011 (Subbotina, 2011); Букалова, Тихонова, 2014 (Bukalova, Tikhonova, 2014)]. Происходил и попутный процесс увеличения нагрузки на остающиеся мощности очистных сооружений, то есть, повышалась их эффективность, и за счет этого рос выход нитратов, которые сбрасывались в поверхностные водные объекты.

Сделанное предположение подтверждается, если провести сопоставление сбросов загрязняющих веществ с разными категориями сточных вод. Если пока не принимать во внимание чистые стоки, то оказывается, что тесно связаны с категориями «суммарные стоки», «загрязненные», «без очистки» и «недостаточно очищенные» загрязняющие вещества по показателям

БПК_{полное}, взвешенные вещества, нефтепродукты, фосфор общий, соединения меди, железа и фенолы ($r > 0.7$, $p = 0.01$). Немного слабее связи соединений цинка с недостаточно очищенными стоками и загрязненными стоками ($r = 0.63-0.68$, $p = 0.01$) и еще слабее у азота аммонийного ($r = 0.60-0.66$ с категориями загрязненных стоков и $r = 0.49$ с суммарными сбросами сточных вод, $p = 0.05$ и ниже). С нитратами все категории сточных вод имеют тесную отрицательную корреляцию ($r = -0.85 \div -0.93$, $p = 0.001$). Аммоний удаляется эффективнее других компонентов, но повышается содержание в стоках нитратов.

С чистыми стоками теснота связей загрязняющих веществ уменьшается, а у аммонийного азота пропадает. Но общий характер их многолетней изменчивости сохраняется, с нитратами коэффициент корреляции имеет отрицательный знак. Исходя из изложенного, можно заключить, что по водосбору очистка сточных вод на очистных сооружениях происходит, строго говоря, не до конца. В сооружениях искусственной биологической очистки, которые стали внедряться массово в 1980-е годы, в выходящем стоке нитратного азота содержится в количестве, «представляющем большую опасность для открытых водоемов и подземных вод» [Субботина, 2011, с. 387 (Subbotina, 2011, p. 387)]. Даже воды из категории «нормативно чистые» на самом деле не до конца очищены. Отрицательные корреляционные связи с нитратами могут быть объяснены отсутствием в таких сооружениях стадии денитрификации с удалением газообразного азота в атмосферу [Воронов, Яковлев, 2006, с. 258 (Voronov, Iakovlev, 2006, p. 258)]. Следует отметить, что имеются и другие принципы очистки. В биологических прудах, которые являются распространенными благодаря своей эффективности и дешевизне метода очистки сточных вод во многих странах, происходит значительное снижение содержания ионов аммония путем их окисления до нитритов и нитратов. Нитраты быстро усваиваются микроводорослями.

Изменение качества воды по гидрохимическим показателям в замыкающем створе Верхнее Лебяжье. У гидрохимических характеристик, представленных в базе данных наиболее

длинными рядами (БПК₅, нефтепродукты, фенолы, азот нитритный, соединения железа общего и меди), с годовым водным стоком проявляется умеренной силы корреляционная связь среднегодовой и максимальной концентраций азота нитритного невысокой статистической значимости (соответственно $r = 0.48$ и 0.45 ; $p = 0.1$ и 0.05), максимальной концентрации железа ($r = 0.49$; $p = 0.05$). Многолетние тенденции лучше всего описываются полиномами второй степени у среднегодовых и максимальных концентраций нефтепродуктов, а также максимальных концентраций фенолов ($R^2 = 0.51$). У всех характеристик, кроме железа, хорошо выражено в разной степени (до десяти и более ПДК) уменьшение концентраций с середины 1990-х до 2005–2015 гг. (рис. 4).

Наименее заметно – в пределах ПДК – происходило падение среднегодовых концентраций легко окисляемых органических соединений по БПК₅ и максимальных концентраций азота нитритного. Таким образом, можно констатировать, что тенденция сокращения водного стока сопровождалась в разной степени выраженности уменьшением концентраций гидрохимических характеристик, за исключением средних и максимальных концентраций железа, максимальных показателей БПК₅, которые можно характеризовать относительно стабильными. Полученные результаты в некоторой степени подтверждают предположение о возможном влиянии водности на содержание гидрохимических веществ в водах Волги в работе [Проблемы качества..., 2013, с. 17, 36, 37 (Problemy kachestva..., 2013, p. 17,36,37)], хотя прямое сопоставление годовых значений параметров, сделанное авторами, существенно значимых показателей коэффициентов корреляции не дало. Такой же неоднозначный результат оценки влияния водности на качество вод приводится в работе [Устьевая область..., 1998 (Ust'evaia oblast'..., 1998)]. С одной стороны, в ней говорится, что показатель качества ИЗВ (рассчитанный по шести показателям) не коррелирует с водностью [там же, стр. 6], а при расчетах средних значений по группировкам лет разной водности показатели имеют существенные различия [там же, стр. 191].

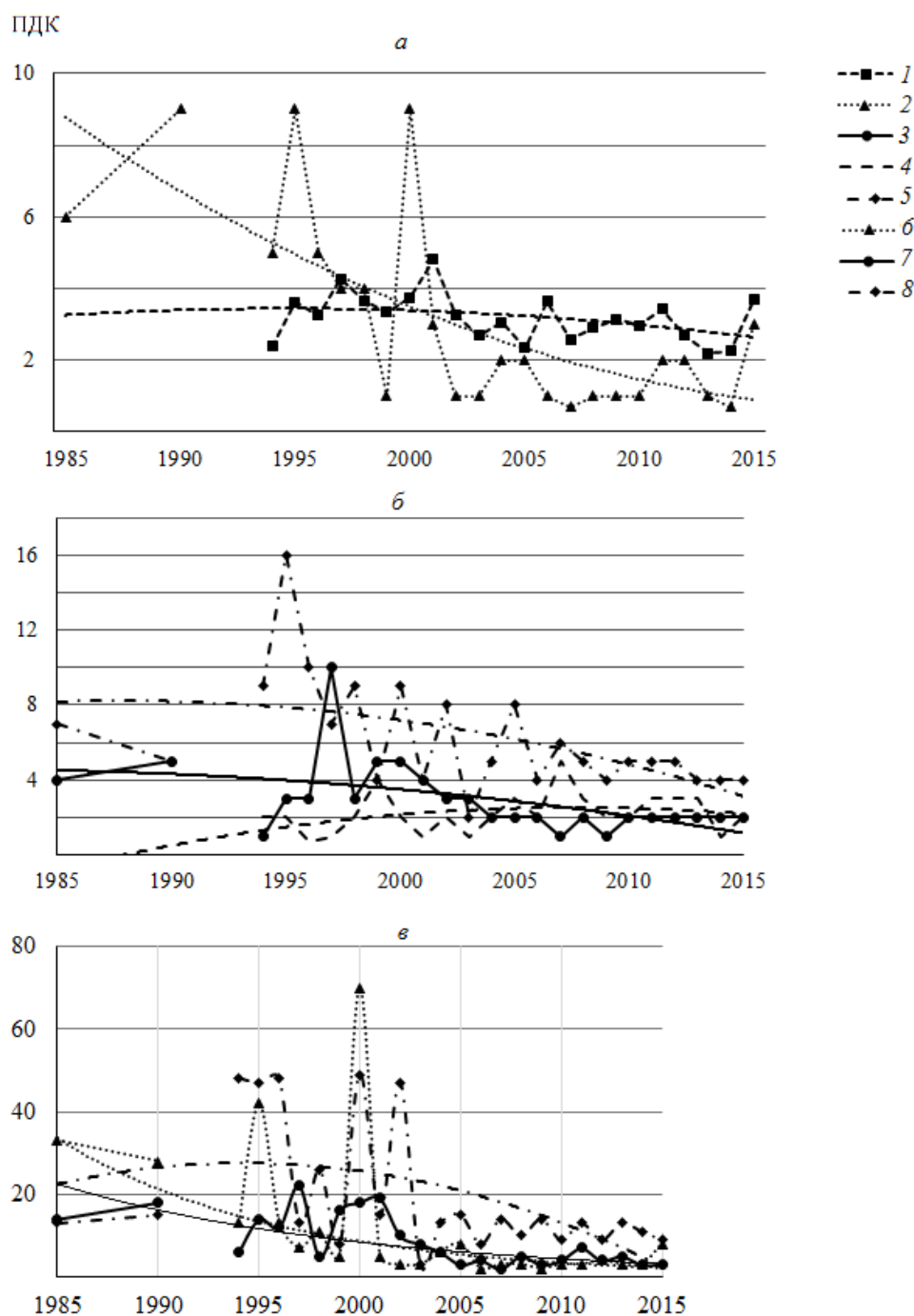


Рис. 4. Многолетняя изменчивость среднегодовых (а, б) и максимальных (е) гидрохимических характеристик волжской воды в створе Верхнее Лебяжье. В скобках – показатели достоверности аппроксимации (R^2). 1 – БПК₅ (мгО/л) ($R^2 = 0.138$), 2 – нефтепродукты ($R^2 = 0.511$), 3 – фенолы ($R^2 = 0.255$), 4 – железо ($R^2 = 0.120$), 5 – медь ($R^2 = 0.280$), 6 – нефтепродукты ($R^2 = 0.503$), 7 – фенолы ($R^2 = 0.512$), 8 – медь ($R^2 = 0.261$).

Fig. 4. Long-term variability of mean annual (а, б) and annual maximum (е) hydrochemical characteristics of Volga water in the Verkhnee Lebiash'ye gage station. In brackets-indicators of reliability of approximation (R^2). 1 – BOD₅ (mgO/l) ($R^2 = 0.138$), 2 – oil products ($R^2 = 0.511$), 3 – phenols ($R^2 = 0.255$), 4 – iron ($R^2 = 0.120$), 5 – copper ($R^2 = 0.280$), 6 – oil products ($R^2 = 0.503$), 7 – phenols ($R^2 = 0.512$), 8 – copper ($R^2 = 0.261$).

В работе [Бреховских и др., 2015, с. 143 (Brekhovskikh et al., 2015, p. 143)] применение такого же подхода по створу Верхнее Лебяжье за период с 1978 по 2013 гг. позволило сделать вывод, что высокая водность способствует поступлению и повышению концентраций Cu, Zn и фенолов соответственно в 1.37, 1.95 и 1.38 раз предположительно за счет

диффузного загрязнения. При этом содержание нефтепродуктов и органического вещества по БПК₅ существенных различий между периодами разной водности не показало. Качество вод по индексу УИКЗВ в устье Волги ниже г. Астрахани с 2006 г. стабильно держится в разряде 4а «грязная» [Качество поверхностных..., 2017 (Kachestvo

poверхnostnykh..., 2017)], что на один пункт хуже по сравнению со створом В. Лебяжье (36 – «очень загрязненная») за счет загрязнения промышленными и коммунальными предприятиями городской агломерации [Проблемы качества..., 2013 (Problemy kachestva..., 2013)].

Водный сток и вынос веществ через замыкающий створ. Сопоставление с водным стоком годовых значений выноса биогенных и приоритетных загрязняющих веществ через замыкающий створ Верхнее Лебяжье за период 1991–2015 гг. показало средней силы положительную корреляцию ($0.5 < r < 0.7$) с минеральным азотом за счет нитратов, с общим фосфором и соединениями меди при статистической значимости на уровне 0.01 для нитратов и общего фосфора и на уровне

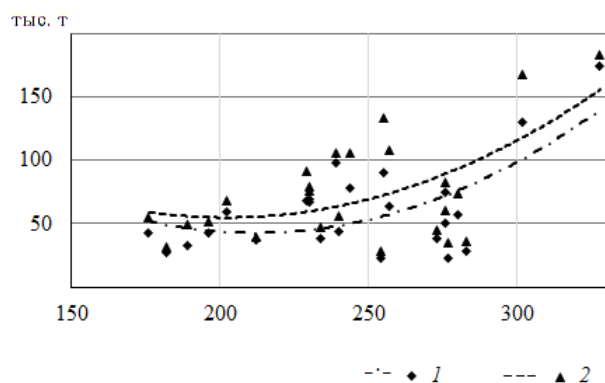


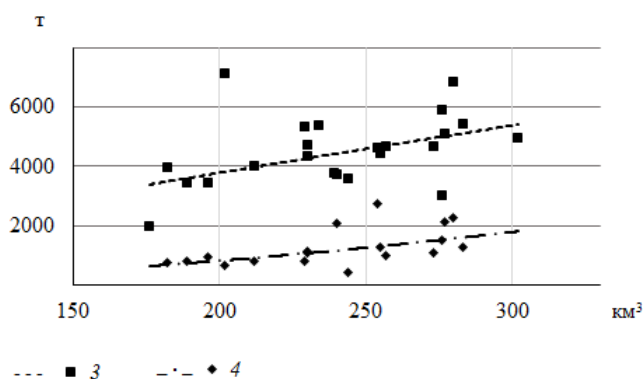
Рис. 5. Связь выноса химических веществ с речными водами Волги через створ Верхнее Лебяжье с годовым водным стоком. Показатели достоверности аппроксимации (R^2): 1 – азот нитратный ($R^2 = 0.405$), 2 – азот минеральный ($R^2 = 0.336$), 3 – органическое вещество, тыс. т ($R^2 = 0.229$), 4 – соединения меди, т ($R^2 = 0.321$).

Fig. 5. Correlation of flow of chemical matters with the river waters of the Volga through the Verkhnee Lebiash'ye gage station with the annual water flow (km^3/year). Indicators of reliability of approximation (R^2): 1 – nitrogen nitrate, thousand tons ($R^2 = 0.405$), 2 – nitrogen mineral, thousand tons ($R^2 = 0.336$), 3 – organic matter, thousand tons ($R^2 = 0.229$), 4 – copper compounds, ton ($R^2 = 0.321$).

Многолетняя изменчивость выноса веществ проявляет три типа тенденций. Нефтепродукты, фенолы, соединения цинка и меди, для которых выше отмечалась прямая связь с объемом водного стока, демонстрируют уменьшение, чаще по нисходящей ветви квадратичной функции или по экспоненте (рис. 6). Величины достоверности аппроксимаций для кривых меди и цинка 0.2–0.3, а для нефтепродуктов и фенолов возрастают до 0.5–0.6. Сокращение водного стока приводит к уменьшению загрязнения речных вод за счет диффузного загрязнения указанными веществами, как отмечалось выше [Бреховских и др., 2015 (Brekhovskikh et al., 2015)]. То есть, проявляется совместное действие природного и антропогенного факторов.

Изменчивость выноса органического вещества, фосфора и железа общего

0.05 для меди и минерального азота. Умеренные силы корреляции у нефтепродуктов и органического вещества ($0.4 < r < 0.5$, $p = 0.05$ и 0.5 соответственно), а также минерального фосфора ($r = 0.35$, $p = 0.1$) и фенолов ($r = 0.32$ за пределами существенной статистической значимости). Достоверности аппроксимаций зависимостей большинства перечисленных гидрохимических показателей от водного стока невысокие (наиболее значимы у азота нитратного и минерального, а также у соединений меди (соответственно 0.41, 0.34 и 0.32)). Зависимости для показателей выноса параметров азота лучше всего аппроксимируются полиномиальными функциями и демонстрируют существенный их рост при годовом водном стоке $> 280 \text{ км}^3$ (рис. 5).



проявляется в увеличении с начала периода до 2005–2007 гг., а затем уменьшение. Наиболее высокая амплитуда в колебаниях указанных характеристик свойственна соединениям железа (рис. 6в). Показатель достоверности аппроксимации отрицательной квадратичной функцией у этой характеристики выше, чем у других (0.37 и менее 0.2 соответственно). В изменчивости количества стока указанных веществ, по-видимому, также сказывается совокупное действие природного и антропогенного факторов, но с некоторым опозданием по сравнению с нефтепродуктами, фенолами, цинком и медью.

Считается, что сток кремния мало подвержен антропогенному воздействию и по нему даже можно оценивать влияние данного фактора на сток других биогенных веществ [Максимова, 1979 (Maksimova, 1979)]. Таким образом, две ветви квадратного трехчлена,

описывающего многолетнюю тенденцию изменчивости указанной характеристики, могут показывать, скорее всего, обратную ее связь с объемом водного стока. В его ходе перелом с роста на падение перешел в конце 1990-х – начале 2000-х годов (рис. 6д).

Исключительным образом ведет себя показатель объемов выноса нитратов и производный от него вынос минерального азота (так как нитраты в нем занимают основной объем). Выделение из всего временного ряда более короткого с 1996 г. на

графике рис. 6а показывает, что ход этой характеристики определяют высокие показатели до 1995 г., резкое падение в середине 1990-х гг. и значительный рост в первой половине 2000-х гг. с наступившей стабилизацией в 2010–2015 гг. Такой многолетний ход в 2000-х годах можно связать с антропогенным фактором, а именно поступлением их со сточными водами очистных сооружений, о чем говорилось выше при обсуждении динамики поступления загрязняющих веществ со сточными водами.

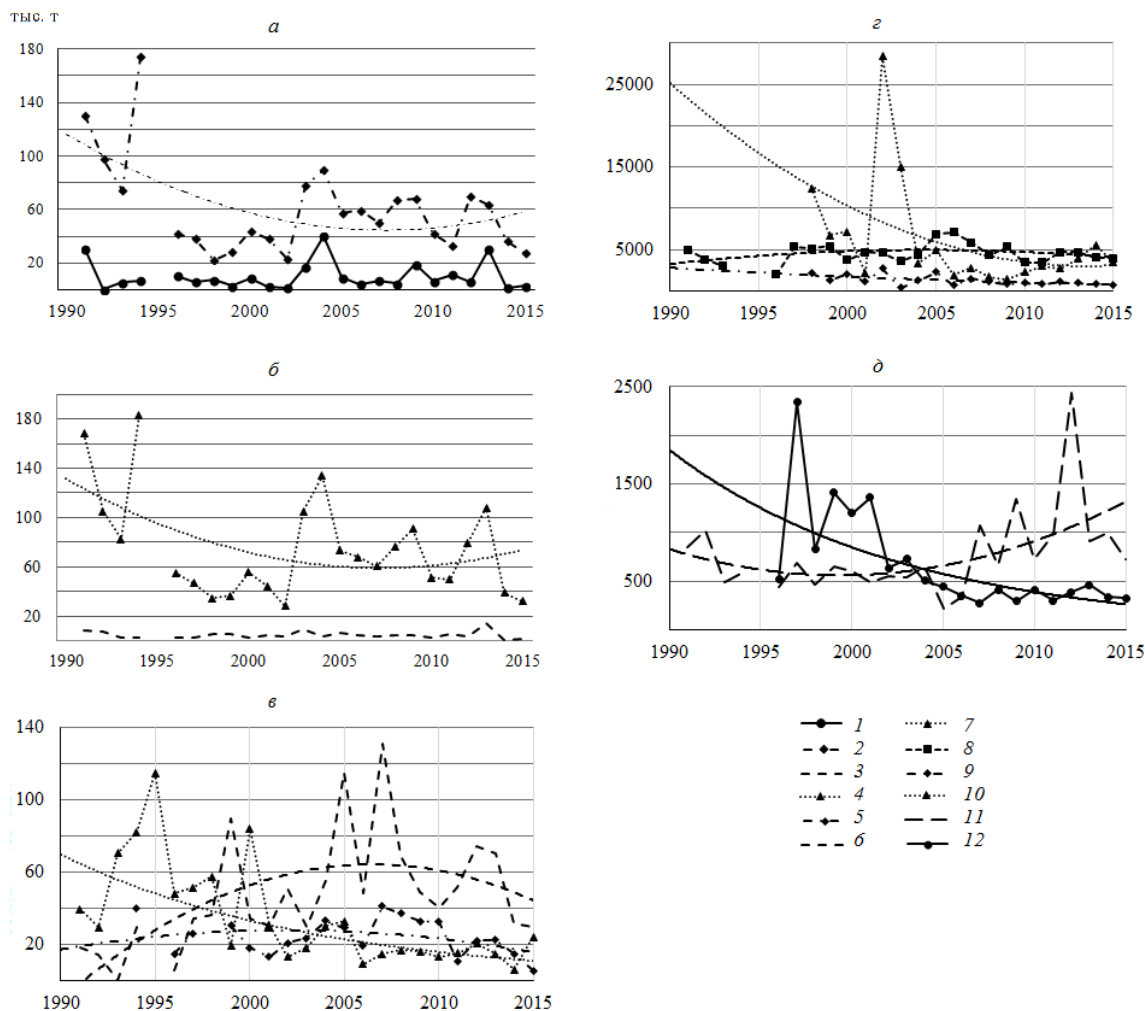


Рис. 6. Многолетняя изменчивость стока загрязняющих веществ Волги в створе Верхнее Лебяжье. 1 – азот аммонийный, 2 – азот нитратный ($R^2 = 0.284$), 3 – азот нитритный, 4 – азот минеральный ($R^2 = 0.210$), 5 – фосфор общий ($R^2 = 0.137$), 6 – железо общее ($R^2 = 0.368$), 7 – нефтепродукты ($R^2 = 0.534$), 8 – органическое вещество, тыс. т ($R^2 = 0.130$), 9 – соединения меди, т ($R^2 = 0.309$), 10 – соединения цинка, т ($R^2 = 0.221$), 11 – кремний, тыс. т ($R^2 = 0.261$), 12 – фенолы, т ($R^2 = 0.579$).

Fig. 6. Long-term variability of the flow of pollutants of the Volga river through the Verkhnee Lebiazh'ye gage station. 1 – nitrogen ammonium, thousand tons 2 – nitrogen nitrate, thousand tons ($R^2 = 0.284$), 3 – nitrogen nitrite, thousand tons 4 – nitrogen mineral, thousand tons ($R^2 = 0.210$), 5 – phosphorus total, thousand tons ($R^2 = 0.137$), 6 – iron total, thousand tons ($R^2 = 0.368$), 7 – oil products, thousand tons ($R^2 = 0.534$), 8 – organic matter, thousand tons ($R^2 = 0.130$), 9 – copper compounds, tons ($R^2 = 0.309$), 10 – zinc compounds, tons ($R^2 = 0.221$), 11 – silicon, thousand tons ($R^2 = 0.261$), 12 – phenols, tons ($R^2 = 0.579$).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Водосборный бассейн Волги резко выделяется среди других крупнейших речных бассейнов России высокой антропогенной нагрузкой на водные ресурсы, как в абсолютных значениях, так и в показателях относительно объемов речного стока. Современные изменения водохозяйственной деятельности происходят на фоне сначала долговременного периода естественной повышенной водности, который начался для годового стока в 1978 г., а половодья - в 1985 г. Соответственно с 2004 и 2009 гг. они сменились фазой их пониженных значений. Фактический средний годовой водный сток с 1985 по 2015 г. в створе Верхнее Лебяжье составил 250 км³. Внутри периода выделяются два интервала: до 1995 г. роста и далее падения по тренду с 260 до 215 км³. Многолетние изменения фактического водного стока в основном соответствуют разностно-интегральным кривым естественного стока с учетом поправки на влияние антропогенного фактора.

С середины 1990-х гг. в бассейне Волги преобладает многолетняя тенденция однонаправленного сокращения объемов водозаборов из поверхностных водных объектов (с 30 до 15 км³/год) и уменьшения их доли в общем объеме водозабора. Она совпадает с аналогичной тенденцией снижения объемов сбросов сточных вод разных категорий очистки: годовые объемы сбросов загрязненной и условно чистой воды сократились с 11 до 5 и 7.5 км³/год соответственно. Почти все характеристики изъятия и сбросов тесно коррелированы между собой. Отмечается заметная синхронность сокращения объемов водопотребления и сбросов сточных вод с показателями естественного и фактического водного стока реки.

В многолетней динамике объемов сбросов загрязняющих веществ со сточными водами прослеживается тенденция сокращения по всем показателям (кроме нитратов).

Многолетние изменения сбросов различных загрязняющих веществ во многих случаях корреляционно взаимосвязаны. Рост сбросов нитратов связан с недостаточным технологическим оснащением действующих очистных сооружений, а частичное сокращение сбросов других загрязняющих веществ – с возможным сокращением отчетной базы водопользователей из-за неполного соблюдения нормативных требований по её ведению.

Несмотря на существенное ослабление давления водохозяйственной отрасли на водные ресурсы, ожидаемого улучшения качества воды по гидрохимическим показателям в замыкающем створе Волги не наблюдается. Тенденция сокращения водного стока сопровождалась в разной степени выраженности уменьшением концентраций гидрохимических характеристик, за исключением средних и максимальных концентраций железа, максимальных показателей БПК₅, которые были относительно стабильные. Качество вод по индексу УИКЗВ в створе Верхнее Лебяжье с 2006 г. держится в разряде 3б “очень загрязненная”, ухудшаясь ниже у г. Астрахани до показателя 4а «грязная».

У части гидрохимических показателей, для которых выявлена прямая связь с водным стоком, наблюдается уменьшение объемов их выноса через створ Верхнее Лебяжье (нефтепродукты, фенолы, соединения цинка и меди), что связано, вероятно, с ослаблением влияния процессов диффузного загрязнения при уменьшении водного стока. Для выноса органического вещества, фосфора и железа характерен рост до 2005–2007 гг. с последующим сокращением. Большая амплитуда межгодовой изменчивости выноса выявлена для нитратов и минерального азота, максимальные показатели наблюдались в первой половине 1990-х гг., а период повышенных их значений приурочен к 2003–2013 гг.

Работа выполнена по гранту РФФИ 17-05-00948.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Бреховских В.Ф., Волкова З.В., Островская Е.В. О связи речного стока и гидрохимических показателей на Нижней Волге // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: Тр. Четвертой Все-росс. научной конф. в междун. участием, Москва, 15-18 сентября 2015 г. М.: ИВП РАН, 2015. С. 143–145.
- Букалова Н.П., Тихонова Н.А. Современный подход к решению вопроса очистки сточных вод // Научное обозрение. Технические науки, 2014. № 1. С. 86–87. science-education.ru 703.pdf.
- Вода России. Речные бассейны. Екатеринбург: Изд-во «АКВА-ПРЕСС», 2000. 536 с.

- Водные ресурсы и водное хозяйство в 2015 году (Статистический сборник). М.: НИА-Природа, 2016. 267 с.
- Водный кадастр Российской Федерации. Ресурсы поверхностных и подземных вод, их использование и качество. Ежегодное издание. 2015 год. СПб.: ООО «Эс Пэ Ха», 2016. 164 с.
- Волжский бассейн. Устойчивое развитие: опыт, проблемы, перспективы. М.: Институт устойчивого развития Общественной палаты Российской Федерации / Центр экологической политики России, 2011. 104 с.
- Воронов, Ю. В., Яковлев С.В. Водоотведение и очистка сточных вод. М.: АСВ, 2006. 704 с.
- Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Милукова И.П., Кашутина Е.А., Барабанова Е.А. Современные и сценарные изменения речного стока в бассейнах крупнейших рек России. Часть 2. Бассейны рек Волги и Дона. М.: Изд-во «Макс Пресс», 2014. 214 с.
- Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Милукова И.П., Барабанова Е.А., Кашутина Е.А. Современные и сценарные изменения стока Волги и Дона. Водное хозяйство России, 2017. № 3. С. 6–23.
- Григорьева И.Л., Комиссаров А.Б., Чекмарёва Е.А. Трансформация качества воды Иваньковского водохранилища и его малых притоков за многолетний период под воздействием природных и антропогенных факторов // Вопросы географии. Сб. 145. Гидрологические изменения. М.: Издательский дом «Кодекс», 2018. С. 337–346.
- Дёмин А.П. Изменение водоемкости экономики в бассейне р. Волги // Водные ресурсы Волги: настоящее и будущее, проблемы управления. Сб. статей Всероссийской научно-практич. конф. 3–5 октября 2007 г. Астрахань, 2008. С. 101–116.
- Дёмин А.П., Исмаилов Г.Х. Водопотребление и водоотведение в бассейне Волги // Водные ресурсы, 2003. Т. 30. № 3. С. 366–380.
- Зайцева И.С. Некоторые региональные особенности использования водных ресурсов в современной России. // Известия РАН. Серия географическая, 2001. № 5. С. 17–27.
- Качество поверхностных вод Российской Федерации. Ежегодник. 2016. Ростов-на-Дону, 2017. 556 с.
- Коронкевич Н.И., Долгов С.В. Сток с водосбора как источник диффузного загрязнения рек // Вода и экология: проблемы и решения, 2017. № 4. С. 92–99.
- Максимова М.П. Критерии антропогенного евтрофирования речного стока и расчет антропогенной составляющей биогенного стока рек // Водные ресурсы, 1979. № 1. С. 35–40.
- Проблемы качества вод Нижней Волги и Северного Каспия. М.: Типография Россельхозакадемии, 2013. 300 с.
- Субботина Ю.М. Методы биологической очистки сточных вод // Ученые записки Российского государственного социального университета, 2011. № 6. С. 385–389.
- Устьевая область Волги: гидролого-морфологические процессы, режим загрязняющих веществ и влияние колебаний уровня Каспийского моря. М.: ГЕОС, 1998. 280 с.
- Шапоренко С.И. Современные тенденции изменения качества воды в реке Волге по гидрохимическим показателям // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов: Тр. Четвертой Всеросс. научной конф. в междун. участием, Москва, 15–18 сентября 2015 г. М.: ИВП РАН, 2015. С. 209–211.

REFERENCES

- Brekhovskikh V.F., Volkova Z.V., Ostrovskaya E.V. 2015. O svyazi rechnogo stoka i gidrokhimicheskikh pokazatelei na Nizhnei Volge [About connection of river flow and hydrochemical indicators in the Lower Volga] // Fundamental'nye problemy vody i vodnykh resursov: Tr. Chetvertoi Vseross. nauchnoi konf. v mezhdun. uchastiem, Moskva, 15–18 sentiabria 2015 g. M.: IVP RAN. S. 143–145.
- Bukalova N.P., Tikhonova N.A. 2014. Sovremennyi podkhod k resheniiu voprosa ochistki stochnykh vod [A modern approach to the solution of the problem of wastewater treatment] // Nauchnoe obozrenie. Tekhnicheskie nauki. № 1. S. 86–87. science-education.ru 703.pdf
- Demin A.P. 2008. Izmenenie vodoemkosti ekonomiki v basseine r. Volgi [Change of water economy in the basin of river Volga] // Vodnye resursy Volgi: nastoiashchee i budushchee, problemy upravleniia. Sb. statei Vserossiiskoi nauchno-praktich. konf. 3–5 oktiabria 2007 g. Astrakhan'. S. 101–116.
- Demin A.P., Ismaiyllov G.Kh. 2003. Vodopotreblenie i vodootvedenie v basseine Volgi [Water consumption and water disposal in the basin of the Volga] // Vodnye resursy. T. 30. № 3. S. 366–380.
- Georgiadi A.G., Koronkevich N.I., Milyukova I.P., Kashutina E.A., Barabanova E.A. 2014. Sovremennye i stsennarnye izmeneniya rechnogo stoka v basseinakh krupneishikh rek Rossii: Chast' 2. Basseiny rek Volgi i Dona [Contemporary and Scenario River Runoff Changes in the Largest River Basins of Russia: Part 2. The Volga and Don river basins]. M. MAKSS Press. 216 s.

- Georgiadi A.G., Koronkevich N.I., Milyukova I.P., Barabanova E.A., Kashutina E.A. 2017. Sovremennye i stsennyye izmeneniya stoka Volgi i Dona [Contemporary and Scenario Changes of Volga and Don runoff] // *Vodnoe Khozyastvo Rossii*. № 3. S. 6–23.
- Grigorieva I.L., Komissarov A.B., Chekmariova E.A. 2018. Transformatsiya kachestva vody Ivan'kovskogo vodokhranilishha i ego malykh pritokov za mnogoletnij period pod vozdejstviem prirodnykh i antropogennykh faktorov [The change of water quality of Ivankovo reservoir and its tributaries in long term period under the pressure of anthropogenic and nature factors] // *Voprosy geografii*. Sb. 145. *Gidrologicheskie izmeneniya*. M.: Izdatel'skij dom «Kodeks». S. 337–346.
- Kachestvo poverkhnostnykh vod Rossijskoi Federatsii. Ezhegodnik. 2016 [Quality of surface waters of the Russian Federation. Yearbook. 2016]. Rostov-na-Donu. 2017. 556 s.
- Koronkevich N.I., Dolgov S.V. 2017. Stok s vodosbora kak istochnik diffuznogo zagriazneniya rek [Drainage from the catchment area as a source of diffuse pollution of rivers] // *Voda i ekologiya: problemy i resheniya*. № 4. S. 92–99.
- Maksimova M.P. 1979. Kriterii antropogennogo evtrofirovaniya rechnogo stoka i raschet antropogennoi sostavlyaiushchei biogennogo stoka rek [Criteria of anthropogenic eutrophication of river flow and calculation of anthropogenic component of nutrient runoff of rivers] // *Vodnye resursy*. № 1. S. 35–40.
- Problemy kachestva vod Nizhnei Volgi i Severnogo Kaspiya. 2013. [Problems of the quality of the waters of the Lower Volga and the Northern Caspian]. M.: Tipografiya Rossel'khozakademii. 300 s.
- Shaporenko S.I. 2015. Sovremennye tendentsii izmeneniya kachestva vody v reke Volge po gidrokhimicheskim pokazateliam [Modern trends of water quality change in the Volga River by hydrochemical indicators] // *Fundamental'nye problemy vody i vodnykh resursov*. Tr. Chetvertoi Vseross. nauchnoi konf. v mezhdun. uchastii, Moskva, 15–18 sentyabrya 2015 g. M.: IVP RAN. S. 209–211.
- Subbotina Iu.M. 2011. Metody biologicheskoi ochistki stochnykh vod [Methods of biological wastewater treatment] // *Uchenye zapiski Rossijskogo gosudarstvennogo sotsial'nogo universiteta*. № 6. S. 385–389.
- Ust'evaia oblast' Volgi: gidrologo-morfologicheskie protsessy, rezhim zagriazniayushchikh veshchestv i vliyanie kolebaniy urovnia Kaspijskogo moria. 1998. [The mouth area of the Volga: hydrological and morphological processes, the regime of pollutants and the impact of fluctuations in the level of the Caspian Sea]. M.: GEOS. 280 s.
- Voda Rossii. Rechnye basseiny. 2000. [Water of Russia. River basins] / Pod nauch. red. A.M. Cherniaeva. Ekaterinburg: AKVA-PRESS. 536 s.
- Vodnyi kadastr Rossijskoi Federatsii. Resursy poverkhnostnykh i podzemnykh vod, ikh ispol'zovanie i kachestvo. 2016. [Water cadastre of the Russian Federation. Surface and groundwater resources, their use and quality. Annual publication. 2015 year]. SPb.: OOO «Es Pe Kha». 164 s.
- Vodnye resursy i vodnoe khozyastvo v 2015 godu (Statisticheskii sbornik). 2016. [Water Resources and Water Management in 2015 (Statistical Digest)] / Pod red.: N.G. Rybal'skogo, A.D. Dumnova. M.: NIA-Priroda. 267 s.
- Volzhskii basseyn. Ustoichivoe razvitiye: opyt, problemy, perspektivy. 2011. [The Volga basin. Sustainable development: experience, problems, prospects] / Pod red. G.S. Rozenberga. M.: Institut ustoychivogo razvitiya Obshchestvennoi palaty Rossijskoi Federatsii / Tsentr ekologicheskoi politiki Rossii. 104 s.
- Voronov, Iu. V., Iakovlev S.V. 2006. Vodootvedenie i ochistka stochnykh vod [Drainage systems and purification of sewage]. M.: ASV. 704 s.
- Zaitseva I.S. 2001. Nekotorye regional'nye osobennosti ispol'zovaniya vodnykh resursov v sovremennoi Rossii [Some regional features of water resources use in modern Russia] // *Izvestiya RAN. Seriya geograficheskaya*. № 5. S. 17–27.

MODERN TRENDS IN WATER MANAGEMENT COMPLEX IN THE VOLGA RIVER BASIN AND WATER RUNOFF: THEIR POSSIBLE INFLUENCE ON THE HYDROCHEMICAL CHARACTERISTICS OF THE MOUTH ZONE

S. I. Shaporenko, A. G. Georgiadi

Institute of Geography RAS, Moscow, Russia

119017, Moscow, Staromonetnyy pereulok 29, e-mail: ser-shaporenko@yandex.ru

Long-term changes in the volume of water abstraction and wastewater emission of different categories of treatment and main pollutants in the Volga basin, as well as their flow with river waters, in the Verkhnee Lebiash'ye gauging station are considered. It is shown, that long-term trends of unidirectional reduction (first sharp, and then relatively slow) of these indicators of water management activity prevail since the 1990s. At the same time with the 2–6 times reduction in the emission of organic and suspended solids, ammonium and nitrite nitrogen, phosphates, copper, and zinc the discharges of nitrates increased. This growth is associated with the

technological shortcomings in the operation of wastewater treatment facilities. The reduction of wastewater emission and pollutants does not unambiguously improve the water quality by each of the considered hydrochemical indicators (expressed in average annual and maximum concentrations) in the Verkhnee Lebiazh'ye gauging station. The mentioned anthropogenic changes occurred against the backgrounds of a long phase of increased values of mean annual and snow-melt flood runoff started in 1980s and the phase of their decreased values, which began in the 2000s. Interannual fluctuations and long-term trends in water runoff affect some of indicators of water management system. The runoff of most of biogenic and polluting dissolved substances through the Verkhnee Lebiazh'ye gauging station is largely determined by the annual amount of water flow, which caused the corresponding trends in the compounds of phosphorus, organic substances, phenols, copper, petroleum products since 1996. Due to the anthropogenic factor, the long-term trend of nitrate runoff is asynchronous with water flow.

Keywords: observed and conditional-natural water runoff, long-term phases of increased/decreased water runoff, indicators of water management, water quality, hydrochemical indicators, runoff of pollutants

ОЦЕНКА ЭФФЕКТА АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ И ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА В ЭКОСИСТЕМЕ НИЖНЕЙ ВОЛГИ

О. С. Решетняк^{1,2}

¹Гидрохимический институт, 344090, г. Ростов-на-Дону, пр. Стачки, 198

²Институт наук о Земле ЮФУ, 344090, г. Ростов-на-Дону, ул. Зорге, 40, e-mail: olgarel@mail.ru

В статье представлены результаты оценки эффекта антропогенного воздействия и экологического риска в экосистеме Нижней Волги. Исследование проведено на основе многолетней (1984-2012 гг.) гидрохимической и гидробиологической информации Государственной системы наблюдений Росгидромета. По уровню развития внутрисистемных процессов состояние водных экосистем характеризуется в различные периоды их функционирования как “антропогенное напряжение с элементами экологического регресса” и “состояние с элементами экологического регресса”. При этом формируется низкий и средний уровень экологического риска, соответственно. В динамике наблюдается усиление развития экологического регресса фитопланктона, что косвенно свидетельствует о возрастании антропогенного воздействия на экосистему Нижней Волги в последние годы.

Ключевые слова: Нижняя Волга, фитопланктон, эффект антропогенного воздействия, экологический риск, экологический регресс.

DOI: 10.24411/0320-3557-2018-10027

ВВЕДЕНИЕ

Одним из приоритетных направлений в области экологии и рационального природопользования является оценка уровня воздействия на окружающую среду в целом и отдельные экосистемы в частности. В современных условиях многофакторного и возрастающего внешнего воздействия возникает экологический риск трансформации водных экосистем за счет усиления процессов антропогенного эвтрофирования или антропогенного экологического регресса [Никаноров, Решетняк, 2010 (Nickanorov, Reshetnyak, 2010); Nickanorov, Reshetnyak, 2014]. Концепция оценки риска антропогенного воздействия на водные экосистемы основана на анализе факторов риска (в частности воздействия загрязняющих веществ) в комплексе с гидробиологическими параметрами состояния водных экосистем.

Длительная во времени и высокая по уровню антропогенная нагрузка на водные экосистемы на фоне серьезных изменений природных условий их функционирования (сооружение плотин, гидроузлов, сброс подогретых вод и т.д.) усиливает вероятность возникновения критических ситуаций (и даже чрезвычайных экологических ситуаций на водных объектах). Повторяемость возникновения таких ситуаций в настоящее время обусловлена уже не столько гидрологическими особенностями объекта и характером длительного антропогенного воздействия, сколько снижением стабильности экосистемы при переходе ее в новое трофическое состояние при усилении процессов эвтрофирования и экологического регресса [Р 52.24.661-2004, 2006].

Водные экосистемы в зависимости от уровня и характера антропогенной нагрузки могут находиться в качественно различных экологических состояниях [Абакумов, 1979 (Abakumov, 1979); Р 52.24.661-2004, 2006]:

- **экологического благополучия**;
- **антропогенного экологического напряжения**, которое обусловлено относительно небольшим антропогенным воздействием, стимулирующим увеличение видового разнообразия и интенсивность метаболизма биоценоза;
- **состояние с элементами экологического регресса**, которое представляет собой промежуточную ступень между антропогенным экологическим напряжением и экологическим регрессом и характеризуется тем, что в целом экологический регресс не выражен резко, но отдельные его проявления уже обнаруживают определенную тенденцию к регрессу;
- **антропогенного экологического регресса**, которое характеризуется уменьшением видового разнообразия и пространственно-временной гетерогенности, увеличением энтропии, упрощением межвидовых отношений, временной структуры, трофической цепей;
- **антропогенного метаболического регресса**, которое детерминируется очень сильным антропогенным воздействием, в результате которого происходит снижение активности биоценоза по сумме всех процессов образования и разрушения органического вещества и наступает полная деградация биоценоза.

При оценке эффекта антропогенного воздействия на экосистему и выявлении экологических рисков необходимо учитывать наличие двух видов сукцессий: временных (сезонных), когда изменения происходят в течение годового цикла, и пространственно-локальных изменений в пределах водного объекта. Это характерно для экосистемы при относительно стабильном состоянии (экологическом благополучии или состоянии антропогенного экологического напряжения), а также при мало изменяющихся внешних условиях.

При антропогенном нарушении состояния экосистемы проявляется многолетняя сукцессия, при изучении которой следует учитывать следующее [Р 52.24.661-2004, 2006]:

- индикация любых нарушений в структурно-функциональной организации осложняется наличием естественных флуктуаций как кратковременных, так и длительных; существованием разных типов пресноводных экосистем; их расположением в разных физико-географических и биогеографических зонах и т.д.;

- в развитии многолетней сукцессии какого-либо сообщества выделяются как общие для разных водных объектов черты, которые проявляются в определенной смене крупных таксономических групп (например, в усилении роли синезеленых водорослей в фитопланктоне при значительном повышении биогенной нагрузки), так и частные – смена отдельных видов, специфичная для конкретного водного объекта;

- наряду с периодическими процессами и флуктуациями, вызываемыми периодически действующими факторами, в водных экосистемах могут протекать направленные процессы, являющиеся следствием воздействия постоянно действующих факторов. Ярким примером таких процессов

могут служить процессы антропогенного эвтрофирования и экологического регресса водных экосистем, от скорости развития которых зависит риск антропогенного воздействия.

Оценка экологического риска антропогенного воздействия на устьевые экосистемы рек рассматривается как возможность определения вероятных изменений экосистемы под воздействием антропогенных или иных факторов. Эти изменения можно проследить на основе анализа совокупности абиотических и биотических параметров состояния водной среды (в том числе, степени загрязненности водной среды и характеристик развития планктонных и бентосных сообществ водных организмов) [Никаноров, Решетняк, 2010 (Nickanorov, Reshetnyak, 2010); Решетняк, 2013 (Reshetnyak, 2013)].

Необходимо определить достаточно надежные признаки, характеризующие возможную изменчивость в развитии сообществ водных организмов при ухудшении качества водной среды, за пределами которой система утрачивает свою устойчивость к внешнему воздействию. Изменения структурной организации биоты позволяют рассматривать их как отклик экосистемы и проявление риска воздействия за счет усиления таких внутрисистемных процессов как “антропогенное эвтрофирование” или “антропогенный экологический регресс” [Р 52.24.661-2004, 2006; Р 52.24.776-2012, 2012].

Всё выше сказанное и обуславливает важность и актуальность настоящего исследования, цель которого заключается в оценке эффекта антропогенного воздействия на экосистему Нижней Волги и вероятности риска усиления внутрисистемных процессов (“антропогенное эвтрофирование” или “антропогенный экологический регресс”) на основе анализа данных многолетних наблюдений.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ

В работе использованы данные многолетних (1984–2012 гг.) гидробиологических и гидрохимических наблюдений Государственной системы наблюдений за состоянием окружающей среды Росгидромета (ГСН). Для оценки направленности внутрисистемных процессов (антропогенного эвтрофирования или экологического регресса и уровня экологического риска необходимо наличие многолетней гидробиологической информации о состоянии фитопланктона. Экологически и статистически значимыми считаются вариационные ряды, включающие не менее 15–20 лет

наблюдений при частоте отбора проб 2–3 раза в год или 10–15 лет при проведении ежемесячных наблюдений в вегетационный период.

Планктонным и бентосным сообществам водных организмов принадлежит ведущая роль в индикации природных модификаций состояния устьевых экосистем, антропогенное воздействие на которые вызывает усиление процессов антропогенного эвтрофирования или экологического регресса [Абакумов, 1979 (Abakumov, 1979); Р 52.24.776-2012, 2012].

Оценить эффект антропогенного воздействия на водную экосистему (то есть направленность развития одного из внутрисистемных процессов - антропогенного эвтрофирования или антропогенного экологического регресса) можно по статистическим характеристикам общей численности фитопланктона (относительной плотности вариационного ряда Π_o и моде M_o модального интервала) согласно РД 52.24.620.

Расчет плотности вариационного ряда Π_o и моды M_o модального интервала производят по формулам [РД 52.24.620-2000, 2001; Р 52.24.661-2004, 2006]:

$$\Pi_o = \frac{w}{k}, \quad (1)$$

где w – частость, т.е. доля того или иного интервала в сумме всех частот, %;
 k – величина интервала.

$$M_o = x_{M_{\min}} + k \frac{w_{M_o} - w_{M_o-1}}{(w_{M_o} - w_{M_o-1}) + (w_{M_o} - w_{M_o+1})}, \quad (2)$$

где $x_{M_{\min}}$ – нижняя граница модального интервала;

w_{M_o} – доля частоты модального интервала;

w_{M_o-1} – доля частоты интервала, предшествующего модальному;

w_{M_o+1} – доля частоты интервала, следующего за модальным.

Таблица 1. Классификация эффектов антропогенного воздействия [РД 52.24.620-2000, 2001; Р 52.24.661-2004, 2006]

Table 1. Classification of the effects of anthropogenic impact [RD 52.24.620-2000, 2001; R 52.24.661-2004, 2006]

Эффект антропогенного воздействия Effect of anthropogenic impact	Статистические характеристики вариации общей численности фитопланктона Statistical characteristics of the variation in the total phytoplankton abundance	
	M_o , тыс.кл./мл Mo, thous.cell/ml	Π_o , %
Экологический регресс Ecological regress	<0.5	100–300
Элементы экологического регресса Elements of Ecological regress	0.5–1.5	50–100
Антропогенное напряжение с элементами экологического регресса Anthropogenic stress with elements of ecological regress	0.5–2.0	20–60
Антропогенное напряжение Anthropogenic stress	>2.0–10.0	50–100
Антропогенное эвтрофирование Anthropogenic eutrophication	>10.0	<30

По значениям рассчитанных показателей определяют эффект антропогенного воздействия по критериям, приведенным в таблице 1.

Выявив направленность развития внутрисистемных процессов (антропогенное эвтрофирование или регресс экосистем), можно определить уровень преобладающего процесса.

Оценку уровня антропогенного эвтрофирования в соответствии с РД 52.24.620 проводят на основе расчета статистических характеристик развития фитопланктона. Критерии оценки приведены в таблице 2. По совокупности полученных статистических характеристик оценивают уровень антропогенного эвтрофирования экосистемы.

Оценку уровня экологического регресса проводят в соответствии с РД 52.24.633 по

совокупности следующих статистических характеристик:

а) модальный интервал вариационных рядов общей численности бактериопланктона;

б) модальный интервал вариационных рядов общей численности макрозообентоса и относительной численности группы олигохет;

в) модальный интервал вариационных рядов числа видов фитоперифитонных сообществ;

г) модальный интервал вариационных рядов относительной численности группы коловраток и доминирующих видов в зоопланктонном сообществе;

д) модальный интервал вариационных рядов общей численности фитопланктона.

Критерии оценки представлены в таблице 3. Можно провести оценку уровня экологического регресса и по данным о развитии одного из сообществ.

Далее по уровню преобладающего внутрисистемного процесса проводят **оценку уровня риска антропогенного воздействия** по классификации, представленной в таблице 4 (в

соответствии с РД 52.24.620 и РД 52.24.633) [РД 52.24.620-2000, 2001; РД 52.24.633-2002, 2003]].

Таблица 2. Классификация уровня антропогенного эвтрофирования [РД 52.24.620-2000, 2001]

Table 2. Classification of anthropogenic eutrophication level [RD 52.24.620-2000, 2001]

Статистические характеристики развития фитопланктонного сообщества Statistical characteristics of development phytoplankton community	Уровень эвтрофирования Level of eutrophication		
	низкий low	средний medium	высокий high
Мода модального интервала общей численности ($M_{оч}$, тыс.кл./мл) Mode modal interval of total number ($M_{оч}$, thous. cell/ ml)	2.0–10	2.0–20	1.0–10
Частота обнаружения высоких значений общей численности (α_1 , %) The frequency of detection of high values of the total number (α_1 , %)	10–40	10–40	20–50
Кратность превышения аномально высоких значений общей численности (β) The multiplicity of excess of anomalously high values of the total number (β)	5–50	50–200	10–300
Мода модального интервала общего числа видов ($M_{ов}$) The modal interval of the total number of species ($M_{ов}$)	20–30	10–20	10–25
Мода модального интервала относительной численности доминирующего вида ($M_{од}$, %) The modal interval of the relative numeracy of the dominant species ($M_{од}$, %)	30–50	50–100	20–70
Мода модального интервала относительной численности группы синезеленых весной ($M_{ос-3}$) The modal interval of the relative numerical strength of the blue-green group in the spring ($M_{ос-3}$)	>5	30–50	40–60

Таблица 3. Классификация водных экосистем по уровню экологического регресса [РД 52.24.633-2002, 2003]

Table 3. Classification of aquatic ecosystems by the level of ecological regress [RD 52.24.633-2002, 2003]

Модальный интервал Modal interval	Уровень экологического регресса The level of ecological regress			
	Антропогенное напряжение с элементами экологического регресса Anthropogenic stress with elements of ecological regress	Элементы экологического регресса Elements of Ecological regress	Экологический регресс Ecological regress	Метаболический регресс Metabolic regress
ОЧ бактериопланктона, млн.кл./мл TN bacterioplankton, mln.cell/ml	0.3–1.0	1.1–5.0	5.1–15.0	>15.0
ОЧ макрозообентоса, тыс.экз./м ² TN macrozoobenthos, thous. spec./m ²	1–8.5	0.10–30.0	0.01–10.0	Гибель зообентоса, в пробах присутствуют хитиновые остатки насекомых, ракообразных и раковины моллюсков
ОТЧ группы олигохет, % RS group of oligochaetes, %	30–98	50–100	70–100	Слабое развитие личинок олигохет и хирономид**
числа видов фитоперифитона number of species phytoperiphyton	15–45	10–20	5–20	Гибель отдельных видов или всех водорослей. Обрастания состоят из бактерий и бесцветных жгутиков**

ОТЧ коловраток в зоопланктоне, %*	<30	25–90	70–100	Частичная или полная гибель
RS rotifers in zooplankton, % *				
ОЧ фитопланктона, тыс.кл./мл*	Нет ограничений	0.10–5.0	0.01–0.70	Частичная или полная гибель
TN phytoplankton, thous. cell/ ml*				

Примечания. “*” – на фоне периодического усиления процессов антропогенного эвтрофирования при экологическом регрессе; “**” – признаки метаболического регресса приведены согласно [Руководство..., 1992]. ОЧ – общая численность, ОТЧ – относительная численность.

Notes. “*” – against the backdrop of periodic intensification of anthropogenic eutrophication during ecological regress; “**” – signs of metabolic regress are given according to [Guideline ..., 1992]. TN – total number, RS – relative strength.

Таблица 4. Классификация экологического риска по уровню внутрисистемных процессов [Р 52.24.661-2004, 2006]

Table 4. Classification of the level of environmental risk by the level of intrasystem processes [R 52.24.661-2004, 2006]

Риск воздействия Environmental risk	Уровень внутрисистемного процесса The level of intrasystem processes	
	Экологический регресс Ecological regress	Антропогенное эвтрофирование Anthropogenic eutrophication
Низкий Low	Антропогенное напряжение с элементами экологического регресса Anthropogenic stress with elements of ecological regress	Низкий Low
Средний Medium	Элементы экологического регресса Elements of ecological regress	Средний Medium
Высокий High	Экологический регресс Ecological regress	Высокий High
Очень высокий Very high	Метаболический регресс Metabolic regress	Процесс отсутствует There is no process

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Устьевая экосистема Нижней Волги функционирует в условиях высокой антропогенной нагрузки от точечных источников загрязнения и диффузного поступления загрязняющих веществ с водосбора. Это формирует повышенное содержание в водной среде ряда химических ингредиентов. Ранее нами было показано [Решетняк и др., 2013 (Reshetnyak et al., 2013)], что на фоне тенденции повышения в водной среде нижних участков р. Волги содержания основных загрязняющих веществ до концентраций, в десятки раз превышающих их ПДК, отмечаются следующие изменения гидрохимического режима:

- нарушение режима растворенного в воде кислорода за счет снижения его концентрации до 2.17–2.73 и повышения до 18.0–21.1 мг/дм³ на участках ниже г. Астрахани и в рук. Бахтемир у с. Ильинка (табл. 5);

- повышение содержания в водной среде минеральных форм азота и фосфора до уровня, превышающего предельно допустимые экологи-

ческие концентрации (ПДЭК), условно принятые для эвтрофных водоемов (табл. 5);

- нарушение природной внутригодовой изменчивости концентраций биогенных веществ в водной среде, для которых в естественных условиях характерен их рост зимой и весной и снижение до значений ниже предела их обнаружения в вегетационный период.

Изменчивость гидрохимического режима и компонентного состава водной среды на исследуемых участках влечет за собой трансформацию состояния экосистемы в целом за счет структурной перестройки отдельных сообществ водных организмов.

Проведенные ранее исследования показали, что характер и степень антропогенного воздействия на водную экосистему Нижней Волги – определяющий фактор, обуславливающий заметные нарушения ее экологического состояния за счет усиления процесса экологического регресса, вызывающего заметную перестройку структурной организации планктонных и бентосных сообществ.

Таблица 5. Пространственная изменчивость диапазонов колебания концентрации растворенного в воде кислорода и кратности превышения ПДЭК по биогенным элементам в водной среде Нижней Волги [Решетняк и др., 2013; (Reshetnyak et. al., 2013)]

Table 5. Spatial variation in the variation ranges of dissolved oxygen and the concentration-to-MAEC ratios for biogenic elements in Lower Volga water [Reshetnyak et al., 2013]

Участок Нижней Волги Lower Volga reach	Пункт наблюдений Monitoring site	Диапазоны колебания Variation ranges				
		Концентрации растворенного в воде кисло- рода, мг/дм ³ Dissolved oxy- gen concentra- tion, mg /dm ³	Кратности превышения ПДЭК Concentration-to-MAEC ratio			
			По азоту, мг N/дм ³ For nitrogen, mgN/dm ³			По фосфору фосфатному (0.020 мг P/дм ³) For phosphate phosphorus (0.020 mgP/ dm ³)
			Аммонийному (0.30)* Ammonium (0.30) *	Нитритному (0.010) Nitrite (0.010)	Нитратному (0.30) Nitrate (0.30)	
р. Волга Volga R.	с. Верхнее Лебяжье Verkhnee Lebyazh'e V.	5.60–17.2	<0.2–3.3	<0.2–39.0	<0.01–4.2	<0.1–4.8
	г. Астрахань, ниже города Astrakhan C., below the city	2.17–21.1	<0.2–1.1	<0.2–38.0	<0.01–5.6	<0.1–9.1
рук. Бахте- мир Bakhtemir Br.	с. Ильинка Il'inka V.	2.73–18.0	<0.2–1.5	<0.2–48.0	<0.01–6.9	<0.1–6.8
рук. Камы- зьяк Kamyzyak Br.	г. Камызяк Kamyzyak T.	6.04–16.2	<0.2–1.3	<0.2–29.0	<0.01–12.0	<0.1–8.5
рук. Кривая Болда Krivaya Bolda Br.	выше истока прот. Рычан upstream of Rychan Br. outlet	3.70–15.3	<0.2–3.1	<0.2–62.0	<0.01–7.2	<0.1–11.0
рук. Бузан Buzan Br.	с. Красный Яр Krasnyi Yar V.	6.04–17.4	<0.2–2.3	<0.2–23.0	<0.01–12.0	<0.1–29.0
рук. Ахтуба, прот. Кигач Akhtuba Br., Kigach Arm	с. Подчалык Podchalyk V.	5.48–17.5	<0.2–1.4	<0.2–62.0	<0.01–5.9	<0.1–28.0

Примечание. “*” – приведены ПДЭК для эвтрофных водоемов.

Notes. “*” – MAEC are given for eutrophic water bodies.

Характерные особенности многолетней сукцессии водных сообществ в низовьях р. Волги следующие [Решетняк и др., 2013 (Reshetnyak et. al., 2013)] для:

- фитопланктона – расширение диапазонов колебания общей численности, тенденция снижения видового разнообразия сообщества и перестройка видового состава доминирующего комплекса в сторону усиления развития одного–двух видов синезеленых водорослей в периоды усиления процесса антропогенного эвтрофирования и развития β-α, α-сапробных видов при усилении процесса экологического регресса;
- зоопланктона – расширение диапазонов колебания общей численности за счет повыше-

ния частоты встречаемости как аномально низких, так и высоких значений с тенденцией выхода на доминирующее положение видов *Brachionus calyciflorus*, *Bosmina longirostris*, *Keratella quadrata*;

- макрозообентоса – уменьшение видового разнообразия за счет исчезновения индикаторных видов – представителей чистых вод и повышения относительной численности олигохет.

Существенное изменение состояния водной среды приводит к периодическому усилению на отдельных участках процессов антропогенного эвтрофирования или экологического регресса.

Для отдельных участков водной экосистемы Нижней Волги проведена оценка эффекта антропогенного воздействия за два периода: 1 – с 1984–1999 гг.; 2 – с 2000–2012 гг. (табл. 6).

Эффект антропогенного воздействия на водные экосистемы Нижней Волги в пунктах наблюдений на основном русле реки проявляется в первый период в том, что экосистемы находятся в состоянии “антропогенного напряжения с элементами эвтрофирования”. Дальнейшее антропогенное воздействие приводит к усилению процессов антропогенного

экологического регресса. Состояние водных экосистем отдельных рукавов Волги в период с 1984 по 1999 год характеризуется как “антропогенное напряжение с элементами экологического регресса” с последующим усилением процесса экологического регресса сообщества.

При таком уровне развития внутрисистемных процессов в экосистеме Нижней Волги формируется “средний” уровень экологического риска, который может усиливаться при возрастании антропогенного воздействия.

Таблица 6. Эффект антропогенного воздействия на водные экосистемы Нижней Волги

Table 6. Effect of anthropogenic impact on Lower Volga aquatic ecosystems

Пункт наблюдений Point of observation	1984–1999 гг.			2000–2012 гг.		
	П, %	М _{оч} , тыс.кл/ дм ³ thous. cell/mL	Эффект воздействия (уровень риска) The effect of anthropogenic impact (the level of risk)	П, %	М _{оч} , тыс.кл/ дм ³ thous. cell/mL	Эффект воздействия (уровень риска) The effect of anthropogenic impact (the level of risk)
Основное русло реки / The main river						
с. Верхнее Лебяжье Verhnee Lebyazh'e V.	9	6.6	Антропогенное напряжение с элементами эвтрофирования (“низкий”) Anthropogenic stress with elements of eutrophication (“low”)	61	0.67	Элементы экологического регресса (“средний”) Elements of Ecological regress (“medium”)
г. Астрахань Astrakhan' S.	4	10.8		50	1.13	
Основные рукава / Basic sleeves						
Рукав Бузан, с. Красный Яр Buzan Br., Krasnyi Yar V.	26	1.62	Антропогенное напряжение с элементами экологического регресса (“низкий”) Anthropogenic stress with elements of ecological regress (“low”)	85	0.56	Элементы экологического регресса (“средний”) Elements of Ecological regress (“medium”)
Рукав Ахтуба, протока Кигач Akhtuba Br., Kigach Arm	27	1.51		86	0.49	
Рукав Ахтуба, п. Аксарайский Akhtuba Br., Aksaray settlement	68	0.66	Элементы экологического регресса (“средний”) Elements of Ecological regress (“medium”)	75	0.57	

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Как известно, хозяйственная деятельность наносит вред компонентам окружающей среды, но в то же время, вызванные изменения могут стимулировать и ее развитие. Некоторые изменения в состоянии водных экосистем, вызванные антропогенным воздействием, могут привести к упрощению биоценозов, как бы их омоложению, что способствует развитию экосистемы целом. Однако, несмотря значительную экологическую ёмкость водных объектов антропогенное воздействие (особенно, химическое загрязнение токсичными веществами) приводит к серьёзным, иногда необратимым нарушениям, с которыми водная экосистема не

может справиться [Nickanorov, Reshetnyak, 2014]. Поэтому особенно актуальным является как изучение естественных изменений состояния водных экосистем и направленности происходящих процессов, а также изменений, вызванных различными видами хозяйственной деятельности и возникающих экологических рисков.

По уровню развития внутрисистемных процессов состояние водных экосистем Нижней Волги характеризуется в различные периоды их функционирования как “антропогенное напряжение с элементами экологического регресса” и “состояние с элементами экологи-

ческого регресса”, при которых формируется низкий и средний уровень экологического риска, соответственно. В динамике наблюдается усиление процессов “экологического регресса”, что косвенно свидетельствует о возрастании антропогенного воздействия на водные экосистемы в последние годы.

Таким образом, можно сказать, что экологический риск проявляется как вероятность ухудшения состояния водной экосистемы и перехода ее в неустойчивое состояние “экологического регресса”.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Абакумов В.А. Основные направления изменения водных биocenозов в условиях загрязнения окружающей среды // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистемы. Л.: Гидрометеиздат, 1979. Т. 2. С.34–47.
- Никаноров А.М., Решетняк О.С. Оценка экологического риска антропогенного воздействия на речные экосистемы Кольского Севера // Современные проблемы гидрохимии и формирования качества вод: материалы научной конференции, посвященной 90-летию со дня образования Гидрохимического института. Ростов-на-Дону, 2010. С. 247–250.
- Р 52.24.661-2004. Рекомендации. Оценка риска антропогенного воздействия приоритетных загрязняющих веществ на поверхностные воды суши. М.: Изд-во Метеоагентства Росгидромета, 2006. 26 с.
- Р 52.24.776-2012. Рекомендации. Оценка антропогенной нагрузки и риска воздействия на устьевые области рек с учетом их региональных особенностей. Ростов-на-Дону: Росгидромет, ФГБУ “ГХИ”, 2012. 32 с.
- РД 52.24.620-2000. Руководящий документ. Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Организация и функционирование специальной подсистемы мониторинга антропогенного эвтрофирования пресноводных экосистем.
- РД 52.24.633-2002. Методические указания. Методические основы создания и функционирования подсистемы мониторинга экологического регресса пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 2003. 32 с.
- Решетняк О.С. Оценка экологического риска воздействия на устьевые экосистемы крупных рек / 15-й Международный научно-промышленный форум “Великие реки-2013”. Труды конгресса в 2 томах. Т. 1 / Нижегород. гос. архит.-строит. ун-т. Н. Новгород: ННГАСУ. 2013. С. 148–150.
- Решетняк О.С., Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Косменко Л.С. Антропогенная трансформация водной экосистемы Нижней Волги // Водные ресурсы. 2013. Том 40. № 6. С. 623–632.
- Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.
- Nikanorov A.M., Reshetnyak O.S. Risk of mouth ecosystems pollution of the major rivers of Russia // European Researcher. 2014. № 5–1 (74). P. 918–924.

REFERENCES

- Abakumov V.A. 1979. Osnovnye napravleniya izmeneniya vodnyh biocenozov v usloviyah zagryazneniya okruzhayushchej sredy [The main directions of changes in aquatic biocenoses in conditions of environmental pollution] // Problemy ehkologicheskogo monitoringa i modelirovaniya ehkosistemy. L.: Gidrometeoizdat. T. 2. S.34–47. [In Russian]
- Nikanorov A.M., Reshetnyak O.S. 2010. Ocenka ehkologicheskogo riska antropogenного vozdejstviya na rechnye ehkosistemy Kol'skogo Severa [Assessment of the ecological risk of anthropogenic impact on the river ecosystems of the Kola North] // Sovremennye problemy gidrohimii i formirovaniya kachestva vod: materialy nauchnoj konferencii, posvyashchennoj 90-letiyu so dnya obrazovaniya Gidrohimičeskogo instituta. Rostov-na-Donu. S. 247–250. [In Russian]
- R 52.24.661-2004. Rekomendacii. Ocenka riska antropogenного vozdejstviya prioritetnyh za-gryaznyayushchih veshchestv na poverhnostnye vody sushi [Assessment of the risk of anthropogenic impact of priority pollutants on surface waters of the land]. M.: Izd-vo Meteoagentstva Rosgidrometa, 2006. 26 s. [In Russian]
- R 52.24.776-2012. Rekomendacii. Ocenka antropogenной nagruzki i riska vozdejstviya na ust'evye oblasti rek s uchetom ih regional'nyh osobennostej [Estimation of anthropogenic load and risk of impact on the estuaries of rivers taking into account their regional characteristics]. Rostov-na-Donu: Rosgidromet, FGBU «GHI», 2012. 32 s. [In Russian]
- RD 52.24.620-2000. Rukovodyashchij dokument. Metodicheskie ukazaniya. Ohrana prirody. Gidrosfera. Organizaciya i funkcionirovanie special'noj podsistemy monitoringa antropogenного ehvтроfirovaniya presnovodnyh ehkosistem [Organization and functioning of a special subsystem for monitoring anthropogenic eutrophication of freshwater ecosystems]. Federal'naya sluzhba Rossii po gidrometeorologii i monitoringu okruzhayushchej sredy. SPb.: Gidrometeoizdat, 2001. 39 s. [In Russian]
- RD 52.24.633-2002. Metodicheskie ukazaniya. Metodicheskie osnovy sozdaniya i funkcionirovaniya podsistemy monitoringa ehkologicheskogo regressa presnovodnyh ehkosistem [Methodological foundations for the creation and functioning of a subsystem for monitoring the ecological regress of freshwater ecosystems]. SPb.: Gidrometeoizdat, 2003. 32 s. [In Russian]

- Reshetnyak O.S. 2013. Ocenka ehkologicheskogo riska vozdejstviya na ust'evye ehkosistemy krupnyh rek [Assessment of the environmental risk of impacts on the estuarine ecosystems of large rivers] / 15-j Mezhdunarodnyj nauchnopromyshlennyj forum «Velikie reki-2013». Trudy kongressa v 2 tomah. T. 1 / Nizhegorod. gos. arhit.-stroit. un-t; otv. red. S.V. Sobol'. N. Novgorod: NNGASU. S. 148–150. [In Russian]
- Rukovodstvo po gidrobiologicheskomu monitoringu presnovodnyh ehkosistem [Guide to hydrobiological monitoring of freshwater ecosystems] / Pod red. V.A.Abakumova. SPb.: Gidrometeoizdat, 1992. 318 s. [In Russian]
- Reshetnyak O.S., Nikanorov A.M., Bryzgalo V.A., Kosmenko L.S. 2013. Antropogennaya transformaciya vodnoj ehkosistemy Nizhnej Volgi [Anthropogenic transformation of the water ecosystem of the Lower Volga] // Vodnye resursy. Tom 40. № 6. S. 623–632. [In Russian]
- Nikanorov A.M., Reshetnyak O.S. 2014. Risk of mouth ecosystems pollution of the major rivers of Russia [Risk of mouth ecosystems pollution of the major rivers of Russia] // European Researcher. № 5–1 (74). P. 918–924. [In Russian]

ESTIMATION OF AN EFFECT OF ANTROPOGENIC EXPOSURE AND ENVIRONMENTAL RISK IN THE ECOSYSTEM OF THE BOTTOM VOLGA

O. S. Reshetnyak^{1,2}

¹*Hydrochemical Institute, 344090, Rostov-on-Don, pr. Strich, 198*

²*Institute of Earth Sciences SFU, 344090, Rostov-on-Don, ul. Sorge, 40, e-mail: olgare1@mail.ru*

The results of the assessment of the effect of anthropogenic impact and environmental risk in the ecosystem of the Lower Volga was presented in the article. The study was conducted on the basis of long-term (1984-2012) hydrochemical and hydrobiological information of the State Observing System of Roshydromet. The aquatic ecosystems state is characterized at different periods of their functioning as “anthropogenic stress with elements of ecological regress” and “condition with elements of ecological regress” according to the development level of intrasystem processes. There is a low or medium level of environmental risk, respectively. There is an increase of ecological regress of phytoplankton. It indirectly indicates an increase in anthropogenic impact on the ecosystem of the Lower Volga in recent years.

Keywords: Lower Volga, phytoplankton, anthropogenic effect, environmental risk, ecological regression

ИЗМЕНЕНИЕ КАЧЕСТВА ВОДЫ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ШЕКСНИНСКОГО ПЛЕСА РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ПО ХИМИЧЕСКИМ И ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ ЗА ПЕРИОД 1961–2017 ГГ.

И. И. Томилина, М. В. Гапеева, Р. А. Ложкина

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

152742 Ярославская область, Некоузский район, пос. Борок

e-mail: i_tomilina@mail.ru

Проведен анализ собственных многолетних исследований и литературных данных по химическим и токсикологическим показателям качества воды и донных отложениях Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища. Определены уровни содержания тяжелых металлов и редкоземельных элементов. Проведена оценка токсичности воды и донных отложений методами биотестирования. Рассчитаны зависимости между параметрами токсичности и показателями химического состава.

Ключевые слова: г. Череповец, вода, донные отложения, биотестирование, загрязнение, тяжелые металлы, редкоземельные элементы.

DOI: 10.24411/0320-3557-2018-10028

ВВЕДЕНИЕ

Несмотря на наметившуюся в последние годы положительную тенденцию уменьшения антропогенной нагрузки на отдельные водные объекты, заметного улучшения качества поверхностных вод не происходит. По данным государственного доклада «О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2016 году» максимальную нагрузку от загрязнения испытывают бассейны рек Волги, Оби и Амура, при этом вода Рыбинского водохранилища в Вологодской области (ниже г. Череповец) оценивается как стабильно «грязная» [Государственный доклад..., 2017 (Gosudarstvennyj doklad..., 2017)].

Рыбинское водохранилище – один из крупнейших пресноводных искусственных водоемов России, образованный в Молого-Шекснинской низине после строительства гидроузла выше г. Рыбинска на реках Шексна и Волга [Буторин и др., 1975 (Butorin et al., 1975)]. Шекснинский плес располагается по долине р. Шексна и является одним из 4 плесов Рыбинского водохранилища, выделяемых по распределению глубин и морфологическим особенностям ложа [Рыбинское водохранилище и его жизнь, 1972 (Rybinskoe vodohranilishche i ego zhizn', 1972)]. Одним из крупнейших источников загрязнения Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища является Череповецкий промышленный узел, в котором сосредоточены предприятия металлургической (АО «Северсталь») и химической (АО «ФосАгро-Череповец») промышленности. Ежегодно в Шекснинский плес сбрасывается до 200 млн. м³ загрязненных сточных вод, содержащих высокотоксичные загрязняющие вещества (тяжелые металлы, ПАУ, ПХБ, со-

единения азота, нефтепродукты и др.) [Stepanova, 2016].

Значительная часть растворенных в воде загрязняющих веществ адсорбируется взвешенными веществами и оседает на дно, где накапливается в донных отложениях (ДО). Аккумулируя загрязнения, которые поступают в водоем на протяжении продолжительного периода, ДО являются индикатором экологического состояния территории, своеобразным интегральным показателем уровня загрязненности [Степанова и др., 2004 (Stepanova et al., 2004)].

Источники загрязнения тяжелыми металлами (ТМ) являются в основном, антропогенными и занимают второе место по степени опасности, уступая пестицидам и значительно опережая такие загрязнители, как двуокись углерода и серы [Романова, 1987 (Romanova, 1987)]. В перспективе они могут стать более опасными, чем отходы атомных электростанций и твердые отходы в связи с их широким использованием в промышленном производстве. Концентрации ТМ в окружающей среде отображают уровень техногенного загрязнения. Таким образом, ТМ относятся к особым загрязняющим веществам, наблюдения за которыми обязательны во всех средах. Детальные исследования содержания ТМ в воде и донных отложениях Шекснинского плеса ведутся с 1975 г. [Гапеева, 1993 (Gapeeva, 1993)].

Коммунально-промышленный центр г. Череповца является источником загрязнения водохранилища полихлорированными бифенилами (ПХБ) и полиароматическими углеводородами (ПАУ). Кроме того, существенным источником загрязнения водных объектов ПАУ является нефть и нефтепродукты, попа-

дающие туда в результате эксплуатации водного транспорта. Несмотря на постоянную интенсивную антропогенную нагрузку на водохранилище, регулярного организованного мониторинга уровня содержания стойких органических загрязнителей (СОЗ) в его экосистеме до сих пор не ведется [Chuyko et al., 2010]. Имеются лишь разрозненные исследования, выполненные в разные годы разными авторами [Козловская, Герман, 1997 (Kozlovskaya, German, 1997); Флеров и др., 2000 (Flerov et al., 2000); Чуйко и др., 2011 (Chuyko et al., 2011); Siddall et al., 1994].

Формирование качества воды зависит от множества факторов, среди которых загрязнение не всегда является главным. Неотъемлемой частью оценки состояния природных и антропогенно трансформированных систем является определение интегральной токсичности компонентов окружающей среды методами биотестирования [Гуревич, 2002 (Gurevich, 2002)]. Сочетание данных химического анализа и исследования ответных реакций живых организмов позволяет глубже охарактеризовать территорию: установить причинно-следственные связи между антропогенным

воздействием и наблюдаемыми откликами, определить устойчивость экосистемы, прогнозировать дальнейшее развитие и состояние района исследования [Олькова, 2014 (Ol'kova, 2014)].

Следует отметить, что не всегда наблюдается корреляция между уровнем химического загрязнения и результатами биотестирования. Ранее статистическими методами неоднократно была установлена зависимость изменения биологических параметров тест-организмов от содержания ТМ редкоземельных элементов в воде и донных отложениях волжских водохранилищ, поэтому основное внимание уделено загрязнению этими веществами.

Цель настоящей работы – по собственным и литературным данным определить в ретроспективе уровни содержания загрязняющих веществ в воде и донных отложениях Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища, оценить токсичность воды и донных отложений методами биотестирования и выявить зависимости между токсикологическими и химическими показателями.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Пробы воды и ДО отбирали на различных участках Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища (рис. 1), которые делили согласно работе [Литвинов и др., 2010 (Litvinov et al., 2010)].

Интегральную пробу воды отбирали метровым батометром системы Элморга последовательно с каждого метрового горизонта от поверхности до дна. Воду фильтровали через обеззоленные фильтры белая лента. Для определения концентраций ТМ 50 мл отфильтрованной воды помещали в центрифужные пробирки и подкисляли до pH 2.0 HNO₃ осч. Для проведения биотестирования отфильтрованную воду наливали в бутылки из пищевого пластика объемом 0.5 л под плотно закручивающуюся крышку для исключения попадания кислорода и до начала биотестирования хранили в холодильнике при температуре +2–+4°C не более 14 дней.

Для отбора проб ДО использовали модифицированный дночерпатель Экмана-Берджи (ДАК-250) с площадью захвата 1/40 м². Поверхностный слой ДО отбирали в 3-х повторностях. Высота колонки составляла 7–10 см. Затем интегральную пробу тщательно перемешивали, убирали крупную гальку, растительные остатки, живых и мертвых моллюсков и хранили в холодильнике в герметичных

пластиковых пакетах при температуре +2–+4°C.

Подготовку проб и определение общих форм ТМ в ДО проводили по стандартной методике [Гапеева, 2013 (Gapeeva, 2013)]. До 2000 года анализ химических элементов проводился атомно-абсорбционным методом на приборе AAC-3 [Хавезов, Цалев, 1983 (Havezov, Calev, 1983)], позднее – на масспектрофотометре ICP MS DRC-e с индуктивно связанной плазмой (Perkin Elmer, USA) с использованием внешней калибровки [Taylor, 2001]. За содержание органического вещества (ОВ) принималась потеря при прокаливании [Аринушкина, 1961 (Arinushkina, 1961)]. Показатель суммы поглощенных оснований (ионно-обменную емкость) рассчитывали по методу Каппена-Гильковица [Прияткин, 2004 (Priyatkin, 2004)].

В связи с отсутствием национальных нормативов на содержание загрязняющих веществ в донных отложениях, для сравнения установленных концентраций применяли нормативы, принятые в некоторых странах [MacDonald et al., 2000], фоновые концентрации [Тихомиров, Марков, 2009 (Tikhomirov, Markov, 2009)] и региональный норматив для водных объектов г. Санкт-Петербург [Норма-

тивы и критерии оценки..., 1996 (Normativy i kriterii ocenki..., 1996)].

Для приготовления водной вытяжки донных отложений (ВВДО) 100 г ДО заливали 400 мл отстоянной водопроводной водой, и полученный раствор активно аэрировали в течение 3 ч. Затем его отстаивали, центрифугировали при 2000 об/мин и фильтровали через обеззоленные фильтры белая лента для проведения биотестирования [Щербань, 1994 (Shcherban', 1994)].

Данные по биотестированию представлены за период с 1994–2017 год. Биотестирование проб воды и ВВДО проводили на лабораторной культуре *Ceriodaphnia affinis*, Lillijeborg, 1862 в соответствии со стандартной методикой [Mount, Norberg, 1984; Методика определения токсичности..., 2007 (Metodika opredeleniya toksichnosti..., 2007)]. Генетически однородных рачков в первые сутки от рождения рассаживали в стаканчики с 15 мл исследуемой среды по 1 экз. в каждый и наблюдали до вымета 3-х пометов на одну самку. В ходе эксперимента животных кормили раз в два дня зелеными водорослями *Chlorella vulgaris* Beij., 1890 в концентрации 250–300 тыс. кл/мл в момент смены среды [Методика определения токсичности..., 2007 (Metodika opredeleniya toksichnosti..., 2007)].

Поддерживали оптимальные условия среды: температуру воды – $21 \pm 3^\circ\text{C}$, pH 7.5–8.0, растворенный кислород – на уровне насыщения, световой режим при освещении лампами дневного света – 16 ч свет: 8 ч ночь. Контрольную группу тест-животных содержали в аналогичных условиях в отстоянной водопроводной воде. Учитывали гибель в течение 48 ч. и на момент завершения эксперимен-

та, среднее число пометов и новорожденных особей на 1 самку. Гибель рачков более 20% за время эксперимента, достоверное снижение плодовитости по сравнению с контролем, а также ее увеличение более чем на 30% рассматривали как проявление хронического токсического действия.

В качестве тест-организма при биотестировании цельных ДО использовали лабораторную культуру комара-звонца *Chironomus riparius* Meigen, 1804 [Ingersoll, Nelson, 1990]. Опыты проводили в двух повторностях в чашках Петри без смены среды. В каждую чашку помещали 30 г ДО и 30 личинок длиной 3–5 мм из одновозрастной популяции. Токсичность ДО оценивали по изменению смертности, линейных размеров личинок *Ch. riparius* после 20-суточной экспозиции. Величина 20% была принята за естественный отход животных, гибель более 20% считали проявлением токсического эффекта [Константинов, 1958 (Konstantinov, 1958)]. В ходе опытов поддерживали оптимальные условия среды: температуру $20 \pm 2^\circ\text{C}$, pH 7.8–8.0, содержание кислорода 6.0–7.5 мг/л. Животных кормили суспензией кормовых дрожжей. Фоновым контролем служили ДО устья р. Сутки, притока Рыбинского водохранилища.

Достоверность различий оценивали методом дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест) при уровне значимости $p \leq 0.05$ [Sokal, Rohlf, 1995]. При установлении корреляционных зависимостей между исследованными параметрами (значения которых не имели нормального распределения (Shapiro-Wilk test) использовали непараметрический коэффициент Спирмена (r_s , $p < 0.05$).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Вода. Распределение загрязняющих веществ (ЗВ) в водоеме в значительной степени зависит от гидрологических условий. Так, в работе Литвинова с соавторами [Литвинов и др., 2010 (Litvinov et al., 2010)] показано влияние гидрологической структуры Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища на распределение общей минерализации воды в плесе. В зимнюю межень на всех участках плеса преобладают шекснинские воды. На конец половодья и в летнюю межень многоводных и средних по водности лет объемы вод рек Шексна и Суда одинаковы. В маловодные годы объем сточных вод г. Череповца во всех участках Шекснинского плеса существенно увеличивается, что приводит к повышению общей минерализации и ухудшению качества

воды, особенно в летнюю межень. Впервые распределение ТМ в воде Рыбинского водохранилища исследовали в 1961 г. [Кольцов, 1965 (Kol'cov, 1965)]. Высокое содержание Cu (≤ 15 мкг/л), Ni, Pb, Sn и Zn в заводских стоках г. Череповца не влияли на содержание ТМ в воде нижележащих участков Шекснинского плеса. Так, с помощью спектрального анализа показано, что Cu поступает в водохранилище с водами р. Волги, р. Ягорба и р. Кошта (рис. 2). Распределение меди в воде водохранилища в 1983, 1985, 1988–1989 годы практически не изменилось [Гапеева, Цельмович, 1990 (Gapeeva, Cel'movich, 1990); Гапеева, 1993 (Gapeeva, 1993); Гапеева и др., 1990 (Gapeeva et al., 1990); Гапеева, 2013 (Gapeeva, 2013)].



Рис.1. Карта-схема отбора проб для исследования концентраций тяжелых металлов в воде и донных отложениях, а – Вологодская область, б – Рыбинское водохранилище (I – Волжский, II – Моложский, III – Шекснинский, IV – Центральный плес), с – Шекснинский плес Рыбинского водохранилища (1 – выше г. Череповец, Кабачино, 2 – устье р. Серовка, 3 – устье р. Ягорба, 4 – вблизи выпуска городских очистных сооружений, 5 – устье р. Кошта, 6 – Торово, 7 – Ваганиха, 8 – Любец, 9 – Мякса, 10 – Ягорба).

Fig.1. Map of sampling for the study of concentrations of heavy metals in water and bottom sediments, а – Vologda Region, б – Rybinsk Reservoir (I – Volzhsky, II – Molozhsky, III – Sheksna, IV – Central Reach), с – Sheksna Reach of the Rybinsk Reservoir (1 – higher Cherepovets, Kabachino, 2 – estuary of the Serovka River, 3 – estuary of the Yagorba River, 4 – near release the municipal wastewater treatment plant, 5 – estuary of Koshta River, 6 – Torovo, 7 – Vaganikha, 8 – Lyubets, 9 – Myaksa, 10 – Yagorba).

Диапазон колебаний и средние арифметические значения содержания некоторых ТМ в воде Рыбинского водохранилища в сравнении с предельно-допустимыми концентрациями для рыбохозяйственных водоемов ($ПДК_{р/х}$) за период с 1988 по 2010 гг. приведены в табл. 2. Отмечены превышение $ПДК_{р/х}$ средних кон-

центраций меди за весь период наблюдений и тенденция к росту этих концентраций. Для Zn наибольшие концентрации зафиксированы в 1988–1989 гг., что может быть связано с аварией на Череповецком металлургическом комбинате в 1986–1987 гг. [Флеров, 1990 (Flerov, 1990)].

Максимальные уровни содержания Pb, Cu и Zn (за весь период) наблюдали в разных участках водохранилища, в том числе в Шекснинском плесе. Содержание ТМ в воде Шекснинского плеса испытывает значительные пространственные и временные изменения. Исследования последних лет выявили высокое содержание в воде водохранилища Cu и Zn. По данным 2014 г. концентрации Cu и Zn на всех исследованных станциях плеса были выше значений ПДК_{р/х} (рис. 3). При этом на станциях, расположенных вне г. Череповца, среднее превышение нормативных значений составило для Zn – 2.2, Cu – 40.6 раза, в черте города – 3.5 и 49.6 соответственно. Наивысшие значения показателей этих элементов установлены в устье р. Кошта. Известно, что уровень содержания меди в природных водах, как правило,

выше установленного норматива, поскольку этот металл находится преимущественно в связанной с органическими лигандами форме. Возможно, высокое содержание Cu и Zn в воде Рыбинского водохранилища обусловлено, в том числе и природными геохимическими особенностями данного региона. Существует много оценок того, что природные концентрации Cu и Zn повсеместно намного выше установленных ПДК, следовательно, официальные оценки загрязненности воды могут быть завышены [Болгов и др., 2008 (Bolgov et al., 2008)]. Необходимо отметить, что в России по сравнению с другими странами (Канада, США, страны ЕС) низкие нормативы для Cu, V, Mn и других элементов, тогда как для Cd, As, Pb и Al они завышены [Моисеенко и др., 2006 (Moiseenko et al., 2006)].

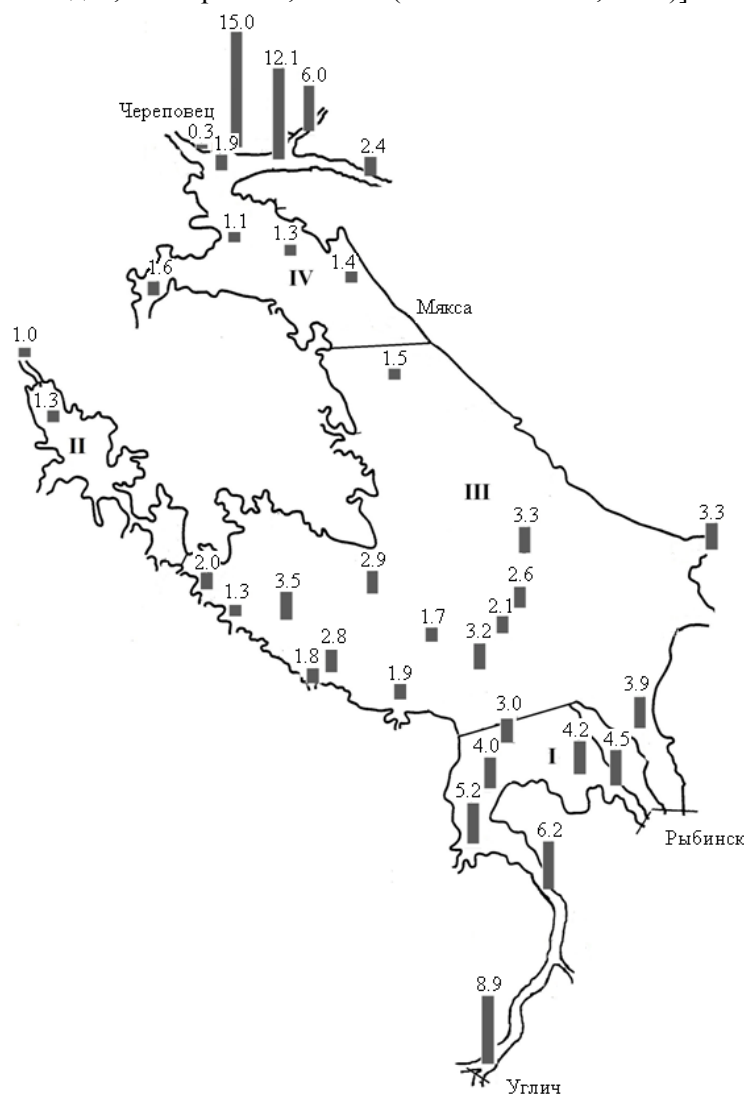


Рис.2. Распределение общих форм меди (мкг/л) в воде Рыбинского водохранилища в 1961 г. [Кольцов, 1965 (Kol'cov, 1965)].

Fig.2. Distribution of common forms of copper ($\mu\text{g/l}$) in water of the Rybinsk Reservoir in 1961 year [Koltsov, 1965 (Kol'cov, 1965)].

Таблица 2. Средние концентрации тяжелых металлов в воде Рыбинского водохранилища

Table 2. Average concentrations of heavy metals in water of the Rybinsk Reservoir

Металл Metal	ПДК _{р.х.} , мкг/л* Maximum permissible concentrations, µg / l	1988 г.	1989 г.	2009 г.	2010 г.
Pb	6	0.9–3.5 1.4	0.6–8.7 1.8	0.0–17.8 3.2	0.0–0.17 0.039
Cu	1	0.5–6.2 1.4	0.4–17.7 2.0	0.0–16.6 4.9	3.5–15.1 7.9
Zn	10	4.0–800 12.2	6.0–460 18.4	0.0–75.0 7.0	3.5–52.7 9.7
Ni	10	0.6–95 1.0	0.6–95.0 1.8	0.0–2.6 0.7	0.8–2.3 1.3
Cd	5	0.0–0.3 0.1	0.0–0.5 0.2	0.0–0.5 0.1	0.0–0.3 0.04

Примечание. Над чертой – пределы колебаний, под чертой – среднее, прочерк – отсутствие данных, здесь и в табл. 3 жирным шрифтом выделены показатели, превышающие ПДК_{р/х}; * – ПДК_{р/х} приведены по: [Перечень рыбохозяйственных..., 1999 (Perechen' rybohozyajstvennyh..., 1999)].

Note. Above the line – the limits of fluctuations, below the line – an average, a dash – the absence of data, here and in the table 3 indicators exceeding MPCf (maximum permissible concentration fishery) are marked bold type; “*” – MPCf are given by: [List of fishery ..., 1999 (Perechen' rybohozyajstvennyh ..., 1999)].

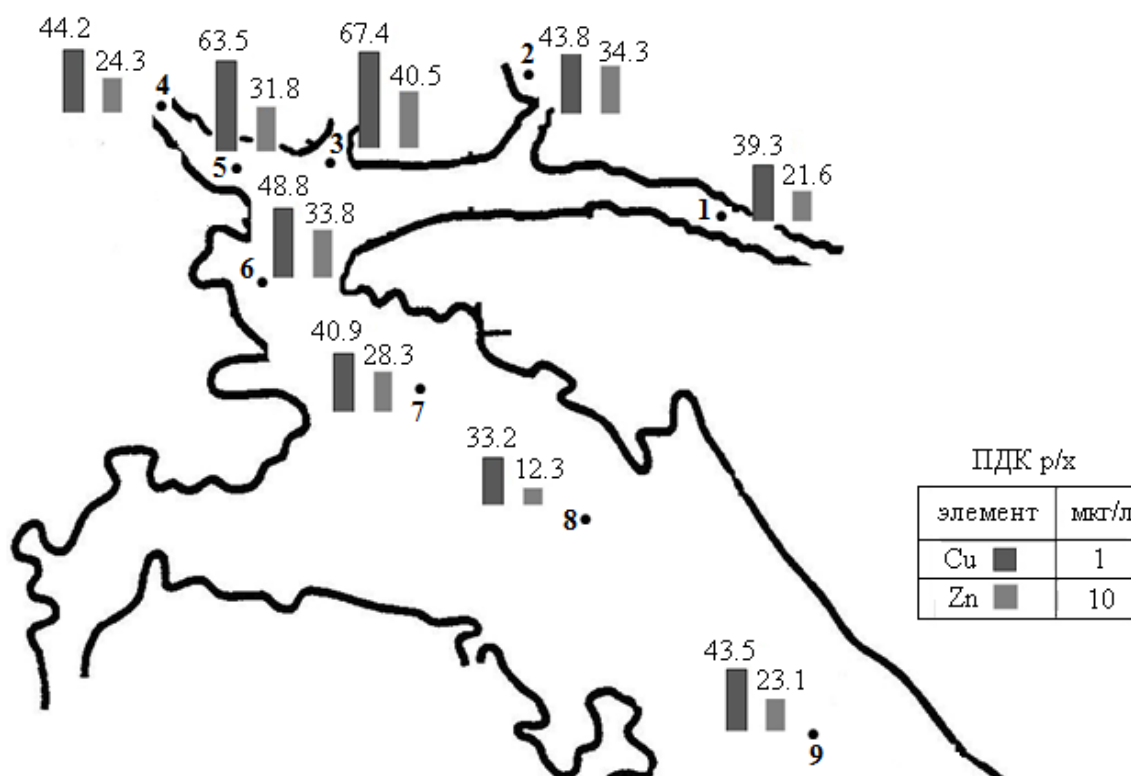


Рис.3. Распределение концентраций Cu и Zn (мкг/л) в воде Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища в 2014 г. (1 – выше г. Череповец, Кабачино, 2 – устье р. Серовка, 3 – устье р. Кошта, 4 – устье р. Суда, 5 – Торovo, 6 – Ваганиха, 7 – Любeц, 8 – Мякса, 9 – Ягорба).

Fig.3. Distribution of Cu and Zn concentrations (µg/l) in water of the Sheksna Reach of the Rybinsk Reservoir in 2014 year (1 – higher Cherepovets, Kabachino, 2 – estuary of the Serovka River, 3 – estuary of Koshta River, 4 – estuary of Suda River, 5 – Torovo, 6 – Vaganikha, 7 – Lyubets, 8 – Myaksa, 9 – Yagorba).

Донные отложения. Донные отложения любого водного объекта представляют большой интерес для оценки уровня загрязнения водных экосистем. По сравнению с водными массами ДО – более информативный объект наблюдения, т.к. они перемещаются с гораздо меньшей скоростью, сохраняют память о внешнем воздействии, накапливают загрязняющие вещества в значительно большем количестве. Это связано с высокой сорбционной способностью грунтов и более низкой (по сравнению с водой) скоростью деградации в них токсикантов [Бакаева и др., 2009 (Bakaeva et al., 2009)].

Содержание и распределение ТМ в донных отложениях исследуемого региона впервые исчерпывающе изучены в ИБВВ РАН, а в

последнее время – сотрудниками Череповецкого государственного университета [Петров и др., 2018 (Petrov et al., 2018)]. Основная часть ТМ от их общего поступления в водоем попадает в илы в составе глинистых минералов и автохтонного и аллохтонного органического вещества [Романова, 1987 (Romanova, 1987)]. Илы Шекснинского плеса водохранилища в основном представлены илистым песком, песчанистым серым и глинистым илами, имеют довольно низкую емкость поглощения и низкое содержание глинистых минералов (<20%) (табл. 3) [Гапеева, Цельмович, 1989 (Gapeeva, Cel'movich, 1989), Законнов, 2007 (Zakonnov, 2007)]. Емкость поглощения грунтов определяется, по-видимому, количеством карбоксильных групп – слабых катионнообменников.

Таблица 3. Емкость поглощения разных типов донных отложений Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища [Гапеева, Цельмович, 1989 (Gapeeva, Cel'movich, 1989)]

Table 3. The capacity of absorption of different types of bottom sediments of the Sheksna Reach of the Rybinsk Reservoir (Gapeeva, Cel'movich, 1989)

Параметр Parameter	Илистый песок Silty sand	Серый песчанистый ил Gray sandy silt	Серый ил Gray sludge	Переходный ил Transitional sludge	Торфянистый ил Peaty sludge
Емкость поглощения, мг-экв/100 The capacity of absorption, mg-eq/100	6.1	9.8	27.8	48.7	67.5
Органический углерод, % Organic carbon, %	1.1	3.1	5.8	14.2	15.2

Среднее содержание общих форм ТМ в ДО Шекснинского плеса водохранилища за период 1985–2014 гг. приведены в табл. 4. Анализ межгодовых изменений концентраций металлов показывает, что максимальное загрязнение ДО наблюдалось в 1985–1989 гг. Высокие концентрации ТМ в 1987–89 гг. связаны с аварией на очистных сооружениях г. Череповца зимой 1986 г. После аварийного сброса производственным объединением “Аммофос” концентрированной серной кислоты в р. Кошту произошло высвобождение ТМ, накопленных в ДО за время существования Череповецкого металлургического комбината [Флеров, 1990 (Flerov, 1990)]. Поэтому и максимальные концентрации металлов наблюдали в ДО рек Кошта и Ягорба, принимающих промышленные стоки г. Череповец. С 1997 г. регистрировалось снижение загрязнения ДО тяжелыми металлами. В 1997 г. концентрации металлов не превышали допустимых уровней содержания, за исключением Cd, Zn и Ni на отдельных станциях, что может быть связано и с общим экономическим спадом в Российской Федерации, коснувшимся непосредственно

промышленности исследованного региона, когда наблюдалась тенденция к снижению объемов контролируемого сброса загрязняющих веществ в Рыбинское водохранилище.

В течение всего периода наблюдений отмечена тенденция к снижению загрязнения ДО Шекснинского плеса ТМ. По сравнению с 1985 г. концентрации Cu, Cd и Ni в ДО к 2014 г. уменьшились в 2.4–3.1, 3 и 2–10 раза соответственно, Cr – практически не изменились.

По результатам исследования содержания ТМ в ДО Шекснинского плеса в 2014 г. построены графики распределения ТМ в грунтах в зависимости от расстояния от начальной точки отсчета, которой служил водозабор, расположенный выше г. Череповец (станция Кабачино). Концентрации Zn и Cd выходят на уровень таковых в точке отсчета лишь на расстоянии 97 км от водозабора, Pb – на расстоянии 80 км. Содержание меди в ДО даже на таком расстоянии не достигает первоначальных величин (рис. 4).

Таблица 4. Хронологический ход концентраций некоторых ТМ в ДО Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища

Table 4. Chronological changes of the concentrations of some HM in the Sheksna Reach of the Rybinsk Reservoir

Место отбора проб Station	Металл, мкг/г сухой массы Metal, µg/g dry weight					
	Cu	Cd	Pb	Zn	Ni	Cr
1985						
Устье р. Ягорба	210	7.5	250	1345	104	22
Устье р. Кошта	38	2.4	60	135	25	6
Торово	24	3.0	16	200	22	н.д.
1987						
Устье р. Ягорба	148	6.5	209	495	70	50
Устье р. Кошта	24	3.7	32	220	36	32
Торово	38	4.6	46	338	34	25
1989 (май)						
Устье р. Ягорба	165	9	36	529	41	н.д.
Устье р. Кошта	35	2	36	1977	63	н.д.
Торово	27	1.1	90	316	35	н.д.
1989 (октябрь)						
Устье р. Ягорба	340	6.1	290	1130	203	105
Устье р. Кошта	52	2	58	650	35	49
Торово	45	1.9	41	475	40	41
1997						
Выше г. Череповец	17	1.1	11	65.7	25.9	33
Торово	6.2	0.8	4.6	55	8.5	11.4
Любец	23	1.4	24.3	206	24.9	31.1
Мякса	9.2	0.8	7.5	57.1	11.3	14.0
2014						
Выше г. Череповец	7.4	0.2	10	32.8	14.2	29.9
Устье р. Ягорба	88.4	1.9	240.2	227.3	10.4	н.д.
Устье р. Кошта	12.2	0.7	60.3	183.2	11.8	н.д.
Торово	8.5	0.9	11.8	307.3	9.3	22.4
Любец	10	0.6	44.1	162.5	13.6	30.1
Мякса	11	0.5	17.6	122.4	14.7	32.3
Нормативы ТЕС. США ¹	31.6	1	35.8	121	22.7	43.4
ТЕС						
Региональный норматив для водных объектов г. Санкт-Петербурга ²	35	0.8	85	140	35	35
Regional standard for water bodies of St. Petersburg ²						
Фоновые концентрации в ДО бассейна Верхней Волги ³	31.5	0.1	15	27	31.5	15.3
Background concentrations in the Upper Volga basin ³						

Примечание. Жирным шрифтом выделены показатели, превышающие хотя бы один норматив, принятый в разных странах. ¹ – MacDonald et al., 2000, ² – Нормы и критерии оценки загрязненности донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга. Региональный норматив. 1996 (Normativy i kriterii ocenki..., 1996); ³ – Тихомиров, Марков, 2009 (Tichomirov, Markov, 2009), н.д. – нет данных.

Note. Parameters that exceed at least one standard adopted in different countries are indicated in bold type. ¹ – MacDonald et al., 2000, ² – Norms and criteria for assessing the contamination of bottom sediments in water bodies of St. Petersburg. Regional standard. 1996 (Normativy i kriterii ocenki ..., 1996); ³ – Tikhomirov, Markov, 2009 (Tichomirov, Markov, 2009), n / d — no data.

Низкие концентрации марганца, ванадия, редкоземельных элементов в воде плеса, не превышающие ПДК, в донных отложениях

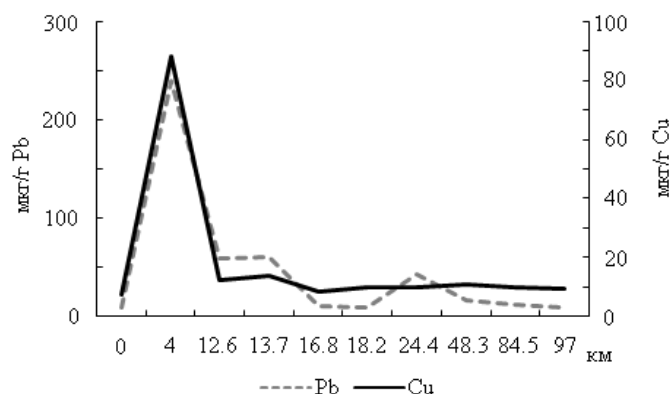
Шекснинского плеса наоборот, увеличиваются с расстоянием от города:

$$Mn=328.4+12.43 \cdot \text{км} (r=0.9379),$$

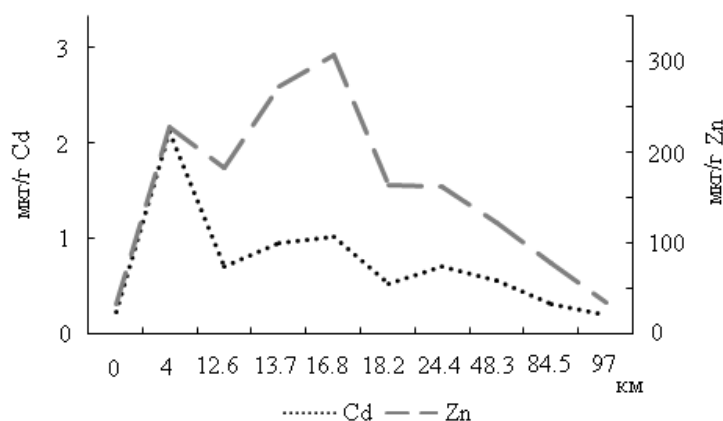
$$La= 9.94+0.069 \cdot \text{км} (r=0.7860).$$

Вероятно, эти элементы поступают в водоем либо в высокодисперсной форме, либо в растворенном состоянии, и в конце плеса (по

мере их продвижения) адсорбируются торфянистыми илами, обладающими более высокой сорбционной емкостью.



a



б

Рис.4. Распределение ТМ в ДО Шекснинского плеса вниз по течению от водозабора г. Череповец (станция Кабачино). Ось абсцисс – расстояние от ст. Кабачино, км, ось ординат – концентрации ТМ, мкг/г сухой массы.

Fig.4. Distribution of heavy metals in the bottom sediments of Sheksna Reach of the Rybinsk Reservoir downstream of the water intake in Cherepovets (Kabachino station). X axis – the distance from the Kabachino station, km, Y axis – the heavy metals concentration, $\mu\text{g/g}$ dry weight.

Таким образом, загрязнение донных отложений Шекснинского плеса тяжелыми металлами за период наблюдений уменьшилось, хотя высокие концентрации Cu, Cd и Zn регистрируются и в настоящее время. По степени загрязнения Cu Шекснинский плес можно отнести к “очень сильно загрязненному”, Zn – “умеренно загрязненному” и “заметно загрязненному”. Максимальные концентрации металлов наблюдали в ДО рек Кошта и Ягорба, принимающих промышленные стоки г. Череповец.

Существующая в настоящее время система контроля загрязнения водных объектов, основанная на определении химическими аналитическими методами отдельных токсиче-

ских веществ, не обеспечивает сохранения экологического благополучия водных объектов. Это обусловлено рядом причин: отсутствием количественных аналитических методов определения всех токсических соединений, входящих в состав природных и сточных вод, разнородным характером взаимодействия отдельных компонентов в смеси, вторично образующимися соединениями, которые могут быть более токсичными, чем первоначальные [Загребин и др., 2014 (Zagrebina et al., 2014)]. В этих условиях особое значение приобретает применение биологических методов оценки качества воды, включающих два направления: биоиндикацию и биотестирование. Традиционно изменения в состоянии водоемов оцени-

вают методом биоиндикации, изучая изменение видового состава, численности, биомассы планктонных и бентосных организмов, накопление загрязняющих веществ индикаторными видами. Эти важные показатели любого биоценоза являются итоговой характеристикой всей суммы воздействий на сообщество за некоторый промежуток времени и не дают ее оценки на момент исследования. Биотестирование же позволяет определить реальную токсичность, обусловленную совокупностью всех присутствующих в пробе токсических химических веществ и метаболитов, с учетом их антагонистического и синергетического влияния именно на момент воздействия [Бакаева и др., 2009 (Bakaeva et al., 2009)].

Биотестирование воды и донных отложений. За период наблюдений с 1994 по 2017 гг. по результатам биотестирования воды по показателю выживаемости цериодафний не зарегистрировано острого токсического действия для всех исследуемых проб. В отдельные периоды в пробах, отобранных на станциях Мякса, Любец и устье рр. Серовка, Ягорба зафиксирована гибель рачков, превышающая допустимый 20 % уровень за период экспозиции 7 суток, т.е. вода обладала хроническим токсическим действием. Как известно, для прогноза развития популяции в условиях загрязнения более важным показателем является плодовитость. Значения репродуктивных показателей (среднее число пометов и среднее количество молоди на 1 самку) позволяет оценить воду, отобранную на отдельных станциях, как оказывающее хроническое токсическое действие. К ним относятся следующие станции – Мякса, Торово, Любец, Ваганиха, устье рек Кошта, Ягорба, Серовка, Суда.

При анализе усредненных репродуктивных показателей цериодафний по участкам Шекснинского плеса при биотестировании воды можно заключить, что значение среднего количества молоди на 1 самку, как правило, не достигало контрольных значений (рис. 5). Исключение составляли 2011 и 2016 гг., когда показатели плодовитости были выше контрольных. Возможно, это зависит от набора станций, входящих в усредненные показатели, времени отбора проб, развития фитопланктона и наличия органического загрязнения неантропогенного происхождения. Увеличение плодовитости более чем на 20 % также может свидетельствовать о проявлении токсического эффекта. Следует отметить, что 2011 и 2016 гг. были многоводными.

Интерпретация результатов токсикологических опытов довольно сложна, т.к. стан-

дартными методами химического анализа не учитывается характер комбинированного взаимодействия веществ в пробах, определяются не все химические вещества. Биотестирование проходит в лабораторных “идеальных” условиях, которые не соответствуют природным условиям существования популяций, не учитывается температурный фактор, сезонная динамика, результаты оцениваются относительно лабораторной популяции организмов. В природных условиях сезонные изменения численности планктонных ракообразных обусловлены как изменениями факторов среды (температура, свет, обеспеченность пищей) в течение года, так и внутривидовыми взаимодействиями. Исследования на лабораторной культуре в разные сезоны года дают основание утверждать, что такой показатель, как плодовитость, находится в зависимости от времени года и степени токсичности воды, выживаемость же от времени года не зависит, а имеет прямую связь с качеством воды [Filenko et al., 2013].

Установить прямую зависимость между содержанием ЗВ в среде и ее пригодностью для обитания живых организмов удастся не всегда. Среда может быть сильнозагрязненной, но нетоксичной или слаботоксичной и, наоборот, слабозагрязненной, но сильнотоксичной. Токсическое действие одних компонентов может быть нейтрализовано или усилено присутствием других, поэтому необходимо оценивать интегральную токсичность всего комплекса загрязняющих веществ, содержащегося в исследуемой среде. Наиболее полный анализ интегральной токсичности достигается при использовании тест-организмов различной систематической принадлежности. Ракообразные – одни из самых чувствительных видов для биотестирования, представляющее важное звено в пищевой цепи водной экосистемы. Они относятся к планктонным видам, их используют для биотестирования воды и водной вытяжки донных отложений. Личинки хирономид подходят для биотестирования целого грунта, они чувствительны к ЗВ, ассоциированным с ДО, легко культивируются в лабораторных условиях, основная часть короткого жизненного цикла связана с прямым контактом с грунтом.

При биотестировании водной вытяжки донных отложений Шекснинского плеса не зарегистрировано острой токсичности ни на одной из станций за весь период наблюдений 1994–2017 гг., т.е. в течение 48 ч не отмечено 50 % и выше гибели цериодафний. Усредненные значения плодовитости рачков на участ-

ках «р. Кошта-Ваганиха» и «Ваганиха-Любец» были достоверно ниже контрольных показателей для всего периода наблюдений (рис. 6). Исключение составили, 2007, 2008 и, как и для воды, 2011 г. Самые минимальные показатели плодovitости цериодафний наблюдали в 2009 году.

Не всегда наблюдается корреляция между уровнем химического загрязнения и резуль-

татами биотестирования водной вытяжки, что может свидетельствовать как об отсутствии токсического эффекта некоторых веществ, так и о нерастворимости ряда токсических компонентов. Вместе с тем, в большинстве случаев водные вытяжки загрязненных грунтов оказывали хроническое токсическое действие на *C. affinis*, что указывает на потенциальную возможность вторичного загрязнения водоема.

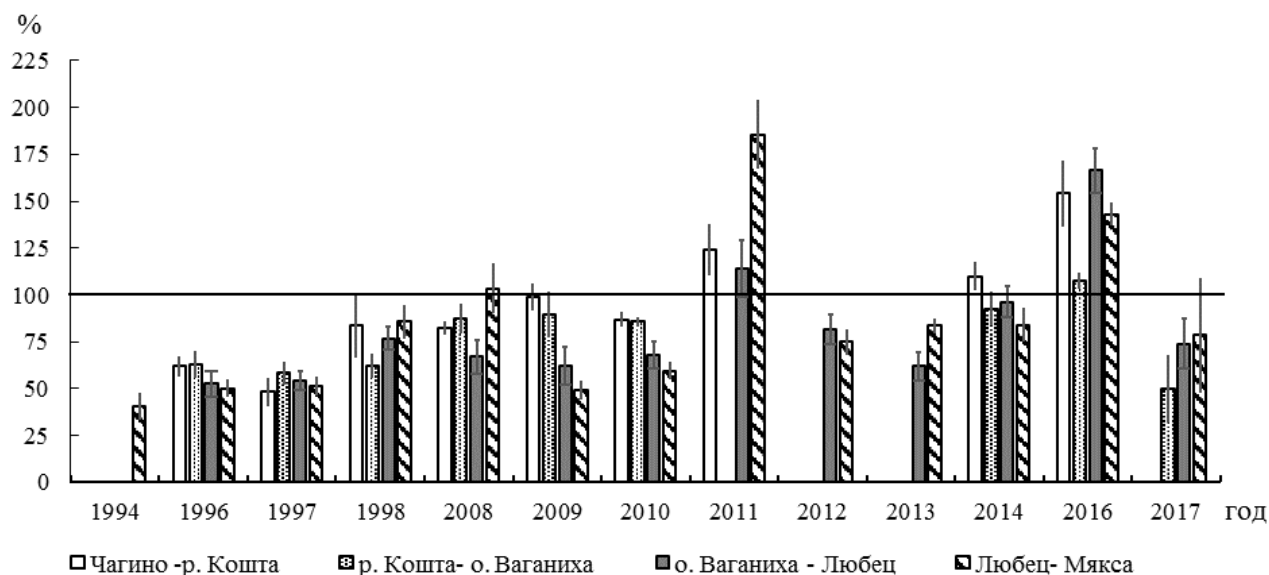


Рис. 5. Динамика хронической токсичности воды на различных участках Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища по показателю плодovitости *Ceriodaphnia affinis* (среднее количество молоди на 1 самку за 7 сут, % контроля). Примечание: здесь и далее 100% взято за контроль.

Fig. 5. Dynamics of chronic water toxicity in various parts of the Sheksna Reach of the Rybinsk Reservoir in terms of the fertility of *Ceriodaphnia affinis* (the average number of juveniles per female for 7 days, % of control). Comment: 100% is taken for control.

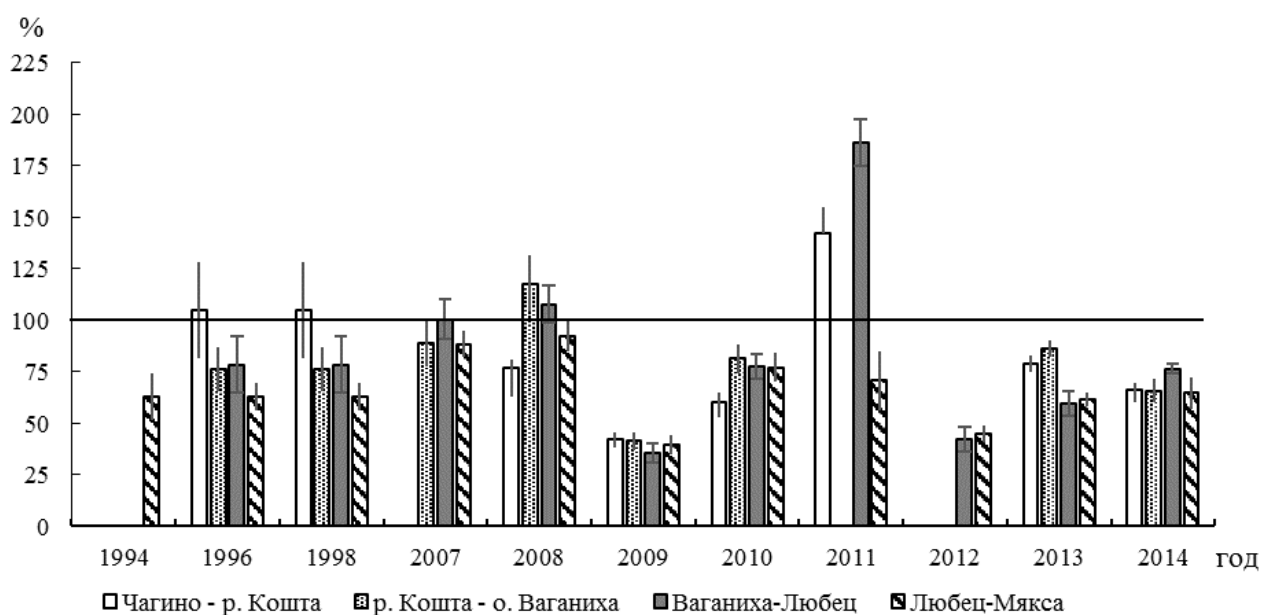


Рис. 6. Среднее количество молоди на 1 самку *Ceriodaphnia affinis* при биотестировании водной вытяжки донных отложений (% от контроля).

Fig. 6. The average number of young for one female *Ceriodaphnia affinis* in biotesting the aqueous extract of bottom sediments (% of control).

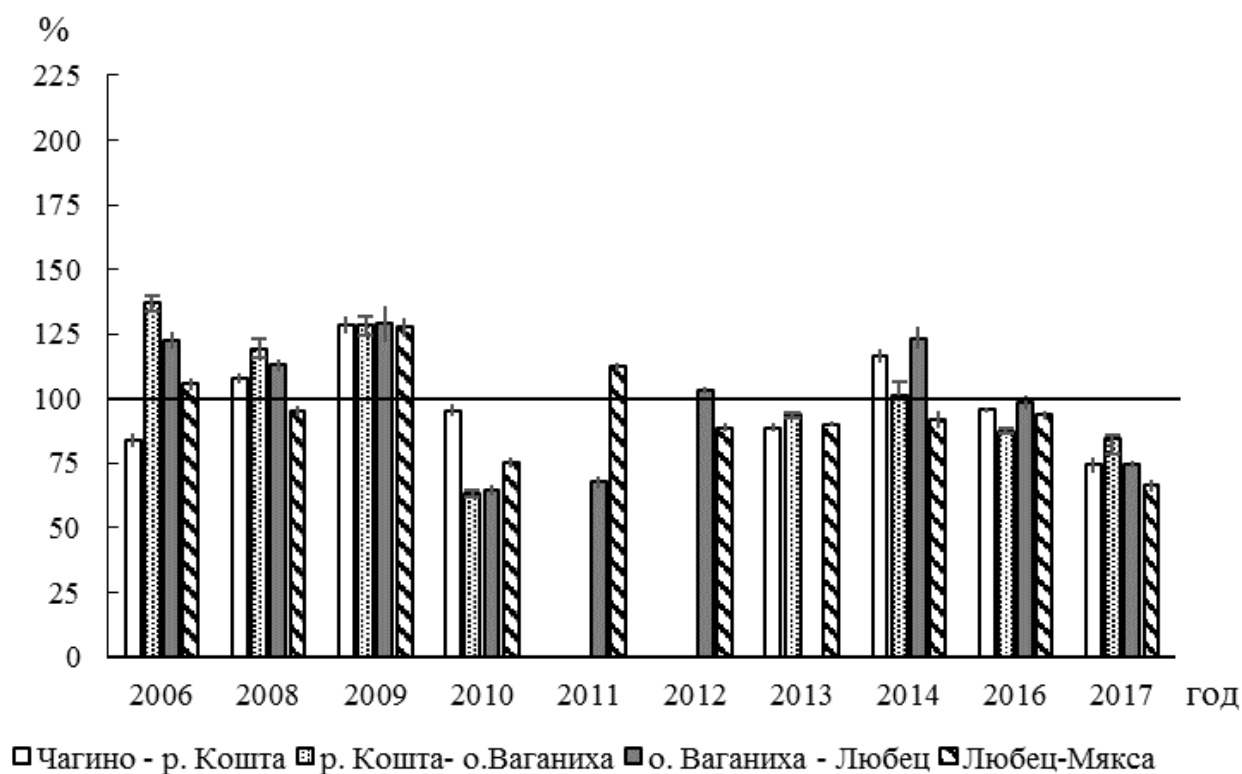


Рис. 7. Средняя длина личинок *Chironomus riparius* при биотестировании нативных донных отложений (% от контроля).

Fig. 7. Average length of *Chironomus riparius* larvae in biotesting whole sediment (% of control).

Линейные размеры личинок *Chironomus riparius* при биотестировании ДО практически не отличались от контрольных значений, варьировали из года в год (рис. 7). Статистически достоверные минимальные значения данного показателя на всех участках наблюдали в 2010, 2013 и 2017 годах. Достоверное увеличение данного показателя зарегистрировано в 2009 г. для всех анализируемых участков. 100 % гибель хирономид при биотестировании ДО из года в год наблюдали лишь на грунтах, отобранных в устье р. Серовки. Гибель 40% и более особей регистрировали на станциях – Любец, Мякса, Кабачино, Ваганиха, Торово, о. Карагач, устье рек Суда, Ягорба и Кошта.

Одновременное проведение биотестирования на ВВДО и цельных грунтах позволяет оценить вклад в общую токсичность водорастворимых и нерастворимых соединений. Отсутствие острой и хронической токсичности ВВДО для цериодафний свидетельствует о том, что водорастворимые вещества присутствуют в грунтах в количествах ниже уровней, способных оказать токсическое действие на водные организмы. В отличие от ВВДО, токсичность цельного грунта для бентосных организмов определяется наличием в нем всего комплекса ЗВ. Отсутствие токсичности ВВДО и ее наличие для цельного грунта свидетельст-

вует о наличии в ДО водонерастворимых соединений в количествах, вызывающих токсические эффекты у бентосных организмов [Томилинова и др., 2011 (Tomilina et al., 2011)]. Токсичность проб из заведомо загрязненных мест может не проявляться, поскольку имеет значение не только объем загрязнения, но и физико-химические свойства ДО [Di Toro et al., 1991]. Повышенный уровень органики и неорганических взвесей обычно ослабляет действие ЗВ за счет их связывания и адсорбции. Возможны также антагонистические проявления в действии токсикантов различной природы. В результате может сформироваться такая ситуация, когда при относительно высоком уровне содержания некоторых ЗВ их токсичность не проявляется. Возможно, что при комбинации малых концентраций веществ различной природы создаются условия для проявления аддитивного эффекта. В этом случае токсичность пробы будет проявляться даже при низких концентрациях ЗВ, не превышающих величин ПДК [Латыпова и др., 2002 (Latypova et al., 2002)].

Полученные результаты биотестирования трудно соотнести с силой воздействия какого-либо конкретного фактора. Данный вопрос возможно разрешить методами корреляционного анализа. Результаты анализа корреля-

ляционной зависимости дают основания утверждать, что концентрации ЗВ в ДО в большей степени влияют как на выживаемость личинок, так и на изменение их размеров (табл. 5). Отмечены достоверные корреляции

гибели и изменения длины личинок хирономид в зависимости от содержания некоторых редкоземельных элементов в ДО. Причем для суммы РЗЭ и их делении на легкие и тяжелые корреляций не установлено.

Таблица 5. Корреляционные связи между содержанием химических элементов в природных средах и биологическими параметрами тест-организмов

Table 5. Correlation between the content of chemical elements in natural media and the biological parameters of test organisms

Год исследования Years research	Параметр Parameter	Коэффициент корреляции по Спирмену при $p < 0.05$ Spearman correlation coefficient at $p < 0.05$
<i>Ceriodaphnia affinis</i>		
2009	Гибель, 10 сут	Mn (-0.633)
2010	Среднее количество молоди	As (0.900)
2014	Среднее число пометов	Ni (0.754), Na (0.703), K(0.703)
	Среднее количество молоди	$P_{\text{общ}}$ (0.661)
<i>Chironomus riparius</i>		
2008	Гибель, 14 сут	Si (-0.857), P (-0.821), K (-0.857), V (-0.893), Rb (-0.857), Y (-0.857), Rh (0.786), Ba (-0.857), La (-0.857), Pr (-0.857), Nd (-0.857), Sm (-0.857), Eu (-0.857), Gd (-0.857), Tb (-0.857), Dy (-0.857), Ho (-0.857), Er (-0.857), Tm (-0.857), Th (-0.821), U (-0.929)
	Длина тела, % контроля	Nb (-0.821)
2009	Гибель, 14 сут	P (-0.879), Sc (-0.770), Mn (-0.770), Co (-0.803), Ga (-0.753), Zr (-0.720), Nb (-0.703), Ag (-0.753), Th (-0.795)
	Длина тела, мм	Mo (0.849)
2014	Гибель, 14 сут	Fe (0.726), As (0.642), Cd (0.663), органическое вещество (0.661)
	Длина тела, мм	Mn (0.579), Fe (0.758), Ga (0.628), органическое вещество (0.589)

Кроме тяжелых металлов на токсичность ДО для гидробионтов могут оказывать влияние и другие химические соединения, которые могут быть как водорастворимыми, так и прочно связанными с грунтами. К первым относятся водорастворимые пестициды, некоторые полиароматические углеводороды (ПАУ) и др., ко вторым – полихлорированные бифенилы (ПХБ) и хлорорганические пестициды (ХОП), относящиеся к группе CO_3 , а также большая часть ПАУ и некоторые другие. Наиболее высокие уровни загрязнения CO_3 наблюдаются в Шекснинском плесе в черте г. Череповец, а в остальной части водохранилища они находятся в фоновых количествах [Chuiko et al., 2010]. В экосистему водохранилища ПАУ и CO_3 попадают из точечных локальных источников в г. Череповце, являющихся наиболее значимым по количеству поступающих соединений, и диффузным путем за счет трансграничного атмосферного переноса, определенную долю в который вносят городские воздушные выбросы. Среди CO_3 в

течение всего периода наблюдений количественно преобладали ПХБ. Наибольший уровень загрязнения ПАУ и ПХБ всех элементов экосистемы отмечался в 1987–1990 гг. сразу после аварийного сброса промышленно-коммунальных стоков г. Череповец [Козловская и др., 1990 (Kozlovskaya et al., 1990)]. CO_3 обнаружены во всех компонентах экосистемы (вода, ДО, макрозообентос, рыба) [Chuiko et al., 2010]. Статистически значимых корреляционных зависимостей токсикологических показателей от содержания CO_3 в грунте выявить не удалось. Ранее было отмечено, что наиболее высокий процент деформаций ментума личинок хирономид, экспонированных на грунтах Рыбинского водохранилища совпадает с повышенным уровнем общего содержания ПХБ, включая и токсичные конгенеры [Томилина и др., 2011 (Tomilina et al., 2011)]. Кроме того установлено, что токсичность цельного грунта для водных беспозвоночных (цериидафний и амфипод) на 78% обусловлена при-

сутствием ПХБ и полиароматических углеводородов (ПАУ) (Флеров и др., 2000).

Условием эффективной охраны пресноводных водоемов и их биологических ресурсов от загрязнения является адекватная информация не только о количественном и качественном составе загрязняющих веществ, поступающих в водоемы, но и о характере и степени их влияния на водные биоценозы.

Сопоставление уровня токсичности грунтов с состоянием, численностью и биомассой зообентоса обнаруживает соответствие между выживаемостью тест-животных и биологическими параметрами бентоса. Минимальная биомасса зарегистрирована в устье рек Серовка и Ягорба и представлена наиболее устойчивым к загрязнению видом олигохет *Limnodrilus hoffmeisteri* [Флеров и др., 2000 (Flerov et al., 2000)]. Кроме того установлено, что биоаккумуляция Zn и Cd в чешуе лещей из Шекснинского плеса выше по сравнению с таковыми, отловленными в других плесах водохранилища. Так, для Zn это превышение составило 1.3 раз, для Cd – 1.5 [Гапеева, 1993 (Gapeeva, 1993)].

В работе [Klimova et al., 2017] показано, что ТМ в Шекснинском плесе оказывают влияние на показатели оксидативного стресса у двусторчатого моллюска *Dreissena polymorpha*. В тканях моллюсков, отобранных в черте г. Череповец, зафиксированы максимальные концентрации ТМ. По сравнению с фоновой станцией (Весьегонск) превышение по Pb составило 6 раз, V – 12.5, Cr – 6.3, Mn – 2.6, Ni – 3.4, Zn и Cu – 2. Установлены корреляции между некоторыми показателями оксидативного стресса и содержанием в мягких тканях моллюсков ТМ. Наиболее высокие

Работа выполнена в рамках государственного задания “Физиолого-биохимические и иммунологические реакции гидробионтов под действием биотических и абиотических факторов окружающей среды” № з/р АААА-А18-118012690123-4, а также приоритетного проекта “Разработка и апробация методики определения загрязнения водохранилищ Верхней и Средней Волги СОЗ (ПХБ, ДДТ и его метаболиты, изомеры ГХЦГ) из организованных локальных и диффузных рассеянных источников, и оценки степени его опасности для гидробионтов” № АААА-А18-118052590015-9.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1961. 490 с.
- Бакаева Е.Н., Никаноров А.М., Игнатова Н.А. Место биотестовых исследований донных отложений в мониторинге водных объектов // Вестник Южного научного центра. 2009. Т. 5. № 2. С. 84–93.
- Болгов М.В. Кочарян А.Г., Лебедева И.П., Шашков С.Н. Качество природных вод в каскаде Волжских водохранилищ // Аридные экосистемы. 2008. Т. 14. № 35–36. С. 68–81.
- Буторин Н.В., Зиминова Н.А., Курдин В.П. Донные отложения Верхневолжских водохранилищ // Наука: Л., 1975. 158 с.
- Гапеева М.В. Биогеохимическое распределение тяжелых металлов в экосистеме Рыбинского водохранилища // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеониздат, 1993. С. 42–49.
- Гапеева М.В. Тяжелые металлы в воде и донных отложениях Рыбинского водохранилища // Вода: химия и экология. 2013. № 5(59). С. 3–7.
- Гапеева М.В., Ривьер И.К., Цельмович О.Л., Ершов Ю.В., Столбунова В.Н. Оценка загрязненности Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища по гидрохимическим и гидробиологическим показателям // Сбор-

корреляции ($r > 0.8$) выявлены между глутатионом и Cu, малоновым диальдегидом и Cd, каталазой и Mn.

Для снижения негативного воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду г. Череповец, муниципальной программой «Охрана окружающей среды» определены стратегические цели и задачи до 2022 г., направленные на улучшение качества окружающей среды. В рамках Государственной программы Вологодской области «Охрана окружающей среды, водопроизводство и рациональное использование природных ресурсов на 2013–2020 годы», утвержденной постановлением Правительства области от 22.10.2012г. № 1228, составной частью которой является программа «Вода Вологодчины», запланированы мероприятия, направленные на восстановление и экологическую реабилитацию водных объектов: расчистка русла р. Ягорба в г. Череповец в 2020 г. и расчистка русла р. Кошта в г. Череповец в 2019 году.

Таким образом, по содержанию Cr, Cd, Pb, донные отложения Шекснинского плеса относятся к относительно загрязненным, а по содержанию Cu и Zn – к сильно загрязненным. Загрязнение РЗЭ имеет локальный характер, высокие уровни их содержания регистрируются вниз по течению от р. Кошта. Зоны высокой токсичности воды и донных отложений находятся в непосредственной близости от источника загрязнения. По мере удаления от источника загрязнения степень загрязнения зависит не только от количества поступающих в воду и аккумулирующихся в ДО веществ, но и от гидрологических условий водоема.

- ник научных трудов. Процессы загрязнения и самоочищения водных объектов под воздействием хозяйственной деятельности человека. Гидрохимические материалы. 1990. т. 19. С. 125–134.
- Гапеева М.В., Цельмович О.Л. О распределении тяжелых металлов в донных отложениях Куйбышевского и Рыбинского водохранилищ // Водные ресурсы. 1989. № 1. С. 170–172.
- Гапеева М.В., Цельмович О.Л. Перераспределение тяжелых металлов в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища в связи с аварийными ситуациями // Гидрохимические материалы. 1990. т. 109. С. 132–138.
- Государственный доклад «О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2016 году». М.: НИА-Природа, 2017. 300 с.
- Гуревич В.И. Современный седиментогенез и геоэкология Западно-Арктического шельфа Евразии. М.: Научный мир, 2002. 135 с.
- Загребин А.О., Румянцев В.А., Тонкопий В.Д. Использование методов биотестирования и биоиндикации ксенобиотиков для оценки состояния водных экосистем // Тегга Humana. 2014. № 1. С. 157–160.
- Законнов В.В. Осадкообразование в водохранилищах Волжского каскада. Диссер. на соискание ученой степени доктора географических наук. Москва: Институт географии РАН, 2007. 379 с.
- Козловская В.И., Герман А.В. Полихлорированные бифенилы и полиароматические углеводороды в экосистеме Рыбинского водохранилища // Водные ресурсы. 1997. Т. 24. №5. С. 563–569.
- Козловская В.И., Павлов Д.Ф., Чуйко Г.М., Халько В.В., Винников Ю.Я., Анохин С.В. Влияние загрязняющих веществ на состояние рыбы в Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища // Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. Рыбинск: ИБВВ АН СССР. 1990. С.123–143.
- Кольцов Г.В. Распределение редких и рассеянных элементов в воде Рыбинского водохранилища осенью 1961 г. // Динамика водных масс водохранилищ (в связи с распределением организмов) М., 1965. С. 90–99.
- Константинов А.С. Биология хирономид и их разведение // Тр. Саратов. Отд. Всесоюз. НИИ озер. и реч. рыб. хоз-ва. Саратов, 1958. Т. 5. 362 с.
- Латыпова В.З., Селивановская С.Ю., Степанова Н.Ю., Винокурова Р.И. Региональное нормирование антропогенных нагрузок на природные среды. Казань: Изд-во Фэн, 2002. 345 с.
- Литвинов А.С., Законнова А.В., Соколова Е.Н. Гидрологическая структура Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища и оценка качества воды по биологическим показателям // Метеорология и гидрология. 2010. №1. С. 88–95.
- Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. Федеральный реестр (ФР). ФР.1.39.2007.03221. М.: АКВА-РОС, 2007. 56 с.
- Моисеенко Т.И., Кудрявцева Л.П., Гашкина Н.А. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши. М.: Наука, 2006. 61 с.
- Нормативы и критерии оценки загрязнения донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга. Региональный норматив. СПб., 1996. 20 с.
- Олькова А.С. Особенности и проблемы биотестирования водных сред по аттестованным методикам // Вода, химия и экология. 2014. №10. С. 87–94.
- Перечень рыбохозяйственных нормативов предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М.: Изд-во ВНИИРО, 1999. 304 с.
- Петров Е.Л., Непорожня И.А., Калинина Д.Н. Оценка экологического состояния донных отложений водоемов г. Череповца Вологодской области // Ртуть и другие тяжелые металлы в экосистемах. Современные методы исследования содержания тяжелых металлов в окружающей среде: Тезисы Всероссийской научной конференции и школы-семинара для молодых ученых, аспирантов и студентов, Череповец, 14-16 мая 2018 г., 2018. 78 с.
- Прияткин Г.М. Экология: метод. указ. к лабор. работам, Иваново: изд-во ИГТА, 2004. 67 с.
- Романова Г.И. Миграция и накопление железа, марганца, меди и цинка в донных отложениях Иваньковского водохранилища. Автореф. дисс. ... канд. геогр. наук. М., 1987. 26 с.
- Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, Ленинградское отд-е, 1972. 364 с.
- Степанова Н.Ю., Латыпова В.З., Яковлев В.А. Экология Куйбышевского водохранилища: донные отложения, бентос и бентососядные рыбы. Казань: Изд-во Академии наук РТ, 2004. 228 с.
- Тихомиров О.А., Марков Н.В. Накопление тяжелых металлов в донных отложениях аквальных комплексов водохранилища сезонного регулирования стока // Ученые записки Казанского государственного университета. Серия Естественные науки. Книга 3. 2009. Т. 151. С. 143–153.
- Томилина И.И., Гребенюк Л.П., Чуйко Г.М. Токсикологическая и тератогенная оценка донных отложений Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод. 2011. № 3. С. 78–87.
- Флеров Б.А. Экологическая обстановка на Рыбинском водохранилище в результате аварии на очистных сооружениях г. Череповца в 1987 г. // Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища. Рыбинск, 1990. С. 3–11.
- Флеров Б.А., Томилина И.И., Кливленд Л. И др. Комплексная оценка состояния донных отложений Рыбинского водохранилища // Биология внутренних вод. №2. 2000. С. 148–155.

- Чуйко Г.М., Юрченко В.В., Бродский Е.С. Пространственное распределение стойких органических загрязняющих веществ (СОЗ) в экосистеме Рыбинского водохранилища // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов: труды III Международной научно-практической конференции в 4 томах, Т.IV. Водная экология. Пермь, 17–21 мая 2011 г. Пермь: ПГУ, 2011. С.130–135.
- Хавезов И., Цалев Д. Атомно-абсорбционный анализ. Л.: Химия, 1983. 144 с.
- Щербань Э. П., Арсан О. М., Шаповал Т. Н., Цветкова А. М., Пищолка Ю. К., Кукля И. Г. Методика получения водных вытяжек из донных отложений для их биотестирования // Гидробиологический журнал. 1994. Т. 30. № 4. С. 100–104.
- Di Toro, Zarba C.S., Hansen D.J., Berry W.J., Swartz R.C., Cowan C.E., Pavlou S.P., Allen H.E., Thomas N.A., Paquin P.R. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals by using equilibrium partitioning // Environ. Toxicol. Chem. 1991. V. 10, p.1541–1583.
- Chuiko G.M., Zakonnov V.V., Morozov A.A., Brodskii E.S., Shelepchikov A.A., Feshin D.B. Spatial distribution and qualitative composition of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in bottom sediments and bream (*Abramis brama* L.) from the Rybinsk Reservoir // Inland Water Biology. 2010. T. 3. № 2. С. 193–202.
- Ingersoll C.G., Nelson M.K. Testing sediment toxicity with *Hyalella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera) // Aquat. Toxicol. and Risk Assessment. Philadelphia: Amer. Soc. Test. and Mater, 1990. V. 13. P. 93–109.
- Fileiko O.F., Isakova E.F., Gershkovich D.M. Stimulation of life processes in *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Crustacea, Anomopoda) at low concentrations of potentially toxic substance // Inland Water Biology. 2013. T. 6. № 4. P. 357–361.
- Klimova Y.S., Chuiko G.M., Gapeeva M.V., Pesnya D.S. The use of biomarkers of oxidative stress in zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) for chronic antropogenic pollution assessment of the Rybinsk Reservoir // Contemporary Problems of Ecology. 2017. V. 10 (2). P. 178–183.
- MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.O. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 2000. V. 39. P. 10–31.
- Mount D.I., Norberg T.J. A seven-day life cycle cladoceran toxicity test // Environmental Toxicology and Chemistry. 1984. V.3. P. 425–434.
- Sokal R.R., Rohlf F.J. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. N.Y.: W.H. Freeman and Comp., 1995. 887 p.
- Siddall R., Robotham P.W.J., Gill R.A. et al. Relationship between polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) concentrations in bottom sediments and liver tissue of bream (*Abramis brama*) in Rybinsk reservoir, Russia // Chemosphere. 1994. V. 7. P. 1467–1476.
- Stepanova I.E. Biogenic elements and organic matter in the Sheksna reach of the Rybinsk reservoir // Russian Journal of General Chemistry. 2016. V.86, №13. pp. 2942–2950.
- Taylor H.E. Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry. Practices and Techniques. San Diego: Academic Press, 2001. 294 p.

REFERENCES

- Arinushkina E.V. 1961. Rukovodstvo po himicheskomu analizu pochv [Manual on chemical analysis of soil]. M.: MGU, 490 s. [In Russian]
- Bakaeva E. N., Nikanorov A. M., Ignatova N. A. 2009. Mesto biotestovykh issledovaniy donnykh otlozheniy v monitoringe vodnykh ob"ektov [Place for biotest studies of bottom sediments in monitoring water objects] // Vestnik Yuzhnogo nauchnogo centra. T. 5. № 2. S. 84–93. [In Russian].
- Bolgov M.V., Kocharyan A.G., Lebedeva I.P., Shashkov S.N. 2008. Kachestvo prirodnykh vod v kaskade Volzh-skih vodohranilishch [The natural water quality in the cascade of Volga reservoirs] // Aridnye ehkosistemy. T. 14. № 35–36. S. 68–81. [In Russian]
- Butorin N.V., Ziminova N.A., Kurdin V.P. 1975. Donnye otlozheniya Verhnevolzhskikh vodohranilishch [Bottom sediments of the Upper Volga reservoirs] // Nauka: L., 158 s. [In Russian]
- Chuiko G.M., Zakonnov V.V., Morozov A.A., Brodskii E.S., Shelepchikov A.A., Feshin D.B. 2010. Spatial distribution and qualitative composition of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in bottom sediments and bream (*Abramis brama* L.) from the Rybinsk Reservoir // Inland Water Biology. T. 3. № 2. S. 193–202.
- Chujko G.M., Yurchenko V.V., Brodskij E.S. 2011. Prostranstvennoe raspredelenie stojkikh organicheskikh zagryaznyayushchih veshchestv (SOZ) v ekosisteme Rybinskogo vodohranilishcha [Spatial distribution of persistent organic pollutants (POPs) in the ecosystem of the Rybinsk reservoir] // Sovremennye problemy vodohranilishch i ih vodosborov: trudy III Mezhdunarodnoj nauchno-prakticheskoy konferencii v 4 tomah, T. IV. Vodnaya ekologiya. Perm', 17–21 maya 2011 g. Perm': PGU. S.130–135. [In Russian].
- Di Toro, Zarba C.S., Hansen D.J., Berry W.J., Swartz R.C., Cowan C.E., Pavlou S.P., Allen H.E., Thomas N.A., Paquin P.R. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals by using equilibrium partitioning // Environ. Toxicol. Chem. 1991. V. 10, p.1541–1583.
- Fileiko O.F., Isakova E.F., Gershkovich D.M. 2013. Stimulation of life processes in *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Crustacea, Anomopoda) at low concentrations of potentially toxic substance // Inland Water Biology. T. 6. № 4. P. 357–361.

- Flerov B.A. 1990. Ekologicheskaya obstanovka na Rybinskom vodohranilishche v rezul'tate avarii na ochistnyh so-
oruzheniyah g. Cherepovca v 1987 g. [Ecological situation at the Rybinsk Reservoir as a result of the accident at the
Cherepovets sewage treatment plants in 1987] // Vliyanie stokov Cherepoveckogo promyshlennogo uzla na
ekologicheskoe sostoyanie Rybinskogo vodohranilishcha. Rybinsk. S. 3–11. [In Russian]
- Flerov B.A., Tomilina I.I., Cleveland L. et al. 2000. Kompleksnaya ocenka sostoyaniya donnyh otlozhenij Rybinskogo
vodohranilishcha [Complex assessment of bottom sediments in the Rybinsk reservoir] // Biologiya vnutrennih vod.
№ 2. S. 148–155. [In Russian]
- Gapeeva M.V. 1993. Biogeochemicheskoe raspredelenie tyazhyolykh metallov v ekosisteme Rybinskogo
vodohranilishcha [Biogeochemical distribution of heavy metals in the ecosystem of the Rybinsk Reservoir] //
Sovremennoe sostoyanie ekosistemy Rybinskogo vodohranilishcha. SPb.: Gidrometeoizdat. S. 42–49. [In Russian].
- Gapeeva M.V. 2013. Tyazhyolye metally v vode i donnyh otlozheniyah Rybinskogo vodohranilishcha [Heavy metals in
water and bottom sediments of the Rybinsk Reservoir] // Voda: himiya i ekologiya. № 5(59). S. 3–7. [In Russian].
- Gapeeva M.V., Rivier I.K., Tselmovich O.L., Yershov Yu.V., Stolbunova V.N. 1990. Ocenka zagryaznyonnosti
Sheksninskogo plyosa Rybinskogo vodohranilishcha po gidrohimicheskim i gidrobiologicheskim pokazatelyam
[Evaluation of the contamination of the Sheksna Peel of the Rybinsk Reservoir for hydrochemical and
hydrobiological indicators] // Sbornik nauchnykh trudov. Processy zagryazneniya i samoochishcheniya vodnykh
ob'ektov pod vozdeystviem hozyajstvennoy deyatel'nosti cheloveka. Gidrohimicheskie materialy. T. 19. S. 125–134.
[In Russian].
- Gapeeva M.V., Tselmovich O.L. 1989. O raspredelenii tyazhelykh metallov v donnyh otlozheniyah Kujbyshevskogo i
Rybinskogo vodohranilishch [On the distribution of heavy metals in the bottom sediments of the Kuibyshev and
Rybinsk reservoirs] // Vodnye resursy. № 1. S. 170–172. [In Russian].
- Gapeeva M.V., Tselmovich O.L. 1990. Pereraspredelenie tyazhyolykh metallov v Sheksninskom plyose Rybinskogo
vodohranilishcha v svyazi s avariynymi situatsiyami [Redistribution of heavy metals in the Sheksna reservoir of the
Rybinsk reservoir in connection with emergencies] // Gidrohimicheskie materialy. T. 109. S. 132–138. [In Russian].
- Gosudarstvennyy doklad «O sostoyanii i ispol'zovanii vodnykh resursov Rossijskoj Federacii v 2016 godu» [State report
"On the state and use of water resources of the Russian Federation in 2016"]. M.: NIA-Priroda, 2017. 300 s. [In
Russian].
- Gurevich V.I. 2002. Sovremennyy sedimentogenez i geoekologiya Zapadno-Arkticheskogo shel'fa Evrazii. [Modern
sedimentogenesis and geocology of the West Arctic shelf of Eurasia] M.: Nauch-nyy mir. 135 s. [In Russian].
- Ingersoll C.G., Nelson M.K. 1990. Testing sediment toxicity with *Hyaella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus
riparius* (Diptera) // Aquat. Toxicol. and Risk Assessment. Philadelphia: Amer. Soc. Test. and Mater. V. 13. P. 93–
109.
- Khavezov I., Tsalev D. 1983. Atomno-absorbtsionnyy analiz [Atomic absorption analysis]. L.: Himiya. 144 s. [In Rus-
sian].
- Klimova Y.S., Chuiko G.M., Gapeeva M.V., Pesnya D.S. 2017. The use of bbbiomarkers of oxidative stress in zebra
mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) for chronic antropogenic pollution assessment of the Rybinsk Reser-
voir // Contemporary Problems of Ecology. Vol 10(2). P. 178–183.
- Koltsov G.V. 1965. Raspredelenie redkih i rasseyannykh elementov v vode Rybinskogo vodohranilishcha osen'yu 1961
g. [Distribution of rare and scattered elements in the water of the Rybinsk Reservoir in autumn 1961] // Dinamika
vodnykh mass vodohranilishch (v svyazi s raspredeleniem organizmov) M., S. 90–99. [In Russian].
- Konstantinov A.S. 1958. Biologiya hironomid i ih razvedenie [Biology of chironomids and their breeding]. // Tr. Saratov.
Otd. Vsesoyuz. NII ozer. i rech. ryb. hoz-va. Saratov. T. 5. 362 s. [In Russian].
- Kozlovskaya V.I., German A.V. 1997. Polihlorirovannyye bifenily i poliaromaticcheskie uglevodorody v ekosisteme
Rybinskogo vodohranilishcha [Polychlorinated biphenyls and polyaromatic hydrocarbons in the ecosystem of the
Rybinsk reservoir] // Vodnye resursy. T. 24. № 5. S. 563–569. [In Russian].
- Kozlovskaya V.I., Pavlov D.F., Chujko G.M., Hal'ko V.V., Vinnikov Yu.Ya., Anohin S.V. 1990. Vliyanie zagryaz-
nyayushchih veshchestv na sostoyanie ryby v Sheksninskom plese Rybinskogo vodohranilishcha [Influence of pol-
lutants on the condition of fish in the Sheksninsky reach of the Rybinsk reservoir] // Vliyanie stokov Che-
repoveckogo promyshlennogo uzla na ehkologicheskoe sostoyanie Rybinskogo vodohranilishcha. Rybinsk: IBVV
AN SSSR. S.123–143. [In Russian].
- Latypova V.Z., Selivanovskaya S.Yu., Stepanova N.Yu., Vinokurova R.I. 2002. Regional'noe normirovanie antropo-
gennykh nagruzok na prirodnye sredy [Regional rationing of anthropogenic loads on natural environments]. Kazan':
Izd-vo Fen. 345 s. [In Russian].
- Litvinov A.S., Zakonov A.V., Sokolova E.N. 2010. Gidrologicheskaya struktura Sheksninskogo plesa Rybinskogo
vodohranilishcha i ocenka kachestva vody po biologicheskim pokazatelyam [Hydrological structure of the Sheksna
ridge of the Rybinsk reservoir and assessment of water quality by biological indicators] // Meteorologiya i
gidrologiya. №.1. S. 88–95. [In Russian].
- MacDonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.O. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality
guidelines for freshwater ecosystems // Archives of Environmental Contamination and Toxicology. V. 39. P. 10–31.
- Metodika opredeleniya toksichnosti vody i vodnykh vytyazhek iz pochv, osadkov stochnykh vod, othodov po smertnosti i
izmeneniyu plodovitosti ceriodafnij. [Method of determination of water toxicity and aqueous extracts from soils,
sewage sludge, waste by the death and fertility change of Ceriodaphnia]. 2007. Federal'nyy reestr (FR).
FR.1.39.2007.03221. M.: AKVAROS, 56 s. [In Russian]

- Moiseenko T.I., Kudryavceva L.P., Gashkina N.A. 2006. Rasseyannye ehlementy v poverhnostnyh vodah sushi. [Trace elements in surface waters of the land]. M.: Nauka, 61 s. [In Russian]
- Mount D.I., Norberg T.J. 1984. A seven-day life cycle cladoceran toxicity test // *Environmental Toxicology and Chemistry*. V.3. P. 425–434.
- Normativy i kriterii ocenki zagryazneniya donnyh otlozhenij v vodnyh ob'ektah Sankt-Peterburga. Regional'nyj normativ. 1996. [Standards and criteria for the evaluation of pollution of bottom sediments in water bodies of St. Petersburg. Regional standard]. SPb. 20 s. [In Russian]
- Ol'kova A.S. 2014. Osobennosti i problemy biotetstirovaniya vodnyh sred po attestovannym metodikam [Features and problems of biotesting of aquatic environments by a certified method] // *Voda, himiya i ehkologiya*. № 10. S. 87–94. [In Russian]
- Perechen' rybohozyajstvennyh normativov predel'no-dopustimyh koncentracij (PDK) i orientirovochno bezopasnyh urovnej vozdejstviya (OBUV) vrednyh veshchestv dlya vody vodnyh ob'ektov, imeyushchih rybohozyajstvennoe znachenie [The list of fishery standards for maximum permissible concentrations (MPCs) and approximately safe levels of exposure (OBUV) for hazardous substances for water of water bodies that are of fishery importance]. M.: Izd-vo VNIRO, 1999. 304 s. [In Russian].
- Petrov E.L., Neporozhnaya I.A., Kalinina D.N. 2018. Ocenka ekologicheskogo sostoyaniya donnyh otlozhenij vodoyomov g. Cherepovca Vologodskoj oblasti [Assessment of the ecological state of the bottom sediments of reservoirs of the city of Cherepovets, Vologda region] // *Rtut' i drugie tyazhelye metally v ekosistemah. Sovremennye metody issledovaniya soderzhaniya tyazhyolykh metallov v okruzhayushchej srede: Tezisy Vserossijskoj nauchnoj konferencii i shkoly-seminara dlya molodyh uchyonyh, aspirantov i studentov (Cherepovec, 14–16 maya 2018 g.) Cherepovec: Cherepoveckij gos. un-t*. 78 s. [In Russian].
- Priyatkin G.M. 2004. Ehkologiya: metod. ukaz. k labor. rabotam [Ecology: guidelines for the laboratory works]. Ivanovo: izd-vo IGTA. 67 p. [In Russian].
- Romanova G.I. 1987. Migraciya i nakoplenie zheleza, marganca, medi i cinka v donnyh otlozheniyah Ivan'kovskogo vodohranilishcha [Migration and accumulation of iron, manganese, copper and zinc in the bottom sediments of the Ivankovo reservoir]. Avtoref. diss. ... kand. geogr. nauk. M., 26 s. [In Russian].
- Rybinskoe vodohranilishche i ego zhizn' [Rybinsk Reservoir and its life]. L.: Nauka, Leningradskoe otd-e, 1972. 364 s. [In Russian].
- Shcherban' Eh. P., Arsan O. M., Shapoval T. N. et al. 1994. Metodika polucheniya vodnyh vytyazhek iz donnyh otlozhenij dlya ih biotetstirovaniya [The method of obtaining water extracts of bottom sediments for bioassay] // *Gidrobiologicheskij zhurnal*. T. 30. № 4. S. 100–104. [In Russian].
- Siddall R., Robotham P.W.J., Gill R.A. et al. Relationship between polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) concentrations in bottom sediments and liver tissue of bream (*Abramis brama*) in Rybinsk reservoir, Russia // *Chemosphere*. 1994. V. 7. P. 1467–1476.
- Sokal R.R., Rohlf F.J. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. N.Y.: W.H. Freeman and Comp., 887 p.
- Stepanova I.E. 2016. Biogenic elements and organic matter in the Sheksna reach of the Rybinsk reservoir // *Russian Journal of General Chemistry*. V. 86, № 13. pp. 2942–2950.
- Stepanova N.Yu., Latypova V.Z., Yakovlev V.A. 2004. Ekologiya Kujbyshevskogo vodohranilishcha: donnye otlozheniya, bentos i bentosoyadnye ryby [Ecology of the Kuibyshev Reservoir: bottom sediments, benthos and benthic fishes]. Kazan': Izd-vo Akademii nauk RT. 228 s. [In Russian].
- Taylor H.E. 2001. Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry. Practices and Techniques. San Diego: Academic Press, 294 p.
- Tihomirov O.A., Markov N.V. 2009. Nakoplenie tyazhelykh metallov v donnyh otlozheniyah akval'nykh kompleksov vodohranilishcha sezonnogo regulirovaniya stoka [Accumulation of heavy metals in sediments of aquatic systems reservoir seasonal regulation of flow] // *Uchenye zapiski Kazanskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya Estestvennye nauki*. Kniga 3. T. 151. S. 143–153. [In Russian]
- Tomilina I.I., Grebenyuk L.P., Chujko G.M. 2011. Toksikologicheskaya i teratogennaya ocenka donnyh otlozhenij Rybinskogo vodohranilishcha [Toxicological and teratogenic assessment of bottom sediments of the Rybinsk reservoir] // *Biologiya vnutrennih vod*. № 3. S. 78–87. [In Russian]
- Zagrebin A.O., Rumyantsev V.A., Tonkopij V.D. 2014. Ispol'zovanie metodov biotetstirovaniya i bioindikacii ksenobiotikov dlya ocenki sostoyaniya vodnyh ekosistem [Use of methods of biotesting and bioindication of xeno-biotics for assessing the state of aquatic ecosystems] // *Terra Humana*. № 1. S. 157–160. [In Russian].
- Zakonov V.V. 2007. Osadkoobrazovanie v vodohranilishchah Volzhskogo kaskada [Sediment formation in the reservoirs of the Volga cascade]. Diss. na soiskanie uchenoj stepeni doktora geograficheskikh nauk. Moskva: Institut geografii RAN, 379 s. [In Russian].

THE CHANGES OF WATER AND BOTTOM SEDIMENTS QUALITY OF THE SHEKNINSKY REACH OF THE RYBINSK RESERVOIR BY CHEMICAL AND TOXICOLOGICAL PARAMETERS DURING THE PERIOD 1961–2017 YEARS.

I. I. Tomilina, M. V. Gapeeva, R. A. Lozhkina

Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences

Borok, Nekouzsky district, Yaroslavl region, 152742 Russia

e-mail: i_tomilina@mail.ru

The analysis of own long-term studies and literature data on chemical and toxicological indicators of water quality and bottom sediments of the Sheksninsky Reach of the Rybinsk reservoir was carried out. The levels of heavy metals and rare earth elements are determined. The assessment of the toxicity of water and bottom sediments by biotesting methods has been carried out. The dependencies between the parameters of toxicity and indicators of chemical composition are calculated.

Keywords: Cherepovets, water, bottom sediments, biotesting, pollution, heavy metals, rare-earth elements

ОПЫТ МОДЕЛИРОВАНИЯ ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА КРУПНЫХ ВОЛЖСКИХ ВОДОХРАНИЛИЩ

Ю. С. Даценко, В. В. Пуклаков, К. К. Эдельштейн

Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова

Ленинские горы, д.1, Москва, ГСП-1, 119991, yuri0548@mail.ru

В статье дается краткий обзор успешного применения гидрологической модели водохранилища при решении различных гидроэкологических задач. Приводятся результаты верификации модели с использованием детальных наблюдений. Обсуждаются особенности адаптации модели для Рыбинского и Куйбышевского водохранилищ Волжско-Камского каскада и представлены некоторые результаты расчета биомасс фитопланктона рассмотренных водохранилищ.

Ключевые слова: Рыбинское и Куйбышевское водохранилища, моделирование, гидроэкологический режим, биомасса фитопланктона, верификации модели.

DOI: 10.24411/0320-3557-2018-10029

ВВЕДЕНИЕ

Гидрологическим режимом называют закономерно повторяющиеся изменения гидрологического состояния водного объекта [Михайлов и др., 2005 (Mikhajlov et al., 2005)]. Это состояние определяет функционирование всей его биоты, поэтому гидроэкологическим режимом водохранилищ мы называем взаимосвязанное закономерное изменение их гидрологического и биологического состояний.

Особенности гидроэкологического режима водохранилищ зависят от многих гидрологических, гидрохимических и гидробиологических процессов:

- от изменчивости поступающего в водохранилище речного стока, его природного химического состава и мутности воды, а также от ее антропогенной загрязненности, поскольку большинство водохранилищ находится в густонаселенных и промышленно развитых регионах;
- от интенсивности перемешивания при перемещении воды из верховьев к гидроузлу стоковым течением, скорость которого изменяется в половодья и паводки, при сбросах изменяемых расходов воды в нижний бьеф, а также ветровыми и плотностным течениями;
- от плотностной расслоенности водной толщи и устойчивости стратификации к динамическому и конвективному перемешиванию, которые зависят от меняющейся в течение суток и при смене погоды интенсивности водо-, тепло- и газообмена акватории с атмосферой, а придонного слоя воды с донными грунтами, отложениями и водоносными горизонтами побережья;
- от изменчивости проникающей в воду солнечной энергии, а, следовательно, как и обменные процессы воды с атмосферой, от из-

менения метеорологических характеристик при сменах погоды;

- от состава и интенсивности жизнедеятельности всех организмов биоты водохранилища, особенно от продукционно-деструкционных процессов, эффективности очищения при этом воды от загрязняющих ее веществ и микроорганизмов, называемого нередко самоочищением воды.

Удлиненная, нередко извилистая и углубляющаяся к гидроузлу форма ложа, характерная для большинства долинных и котловинно-долинных водохранилищ, свойственный им неустановившийся водообмен и накопление воды нескольких фаз водного режима притоков предопределяют сложную гидрологическую структуру водоемов, предназначенных для многолетнего и сезонного регулирования стока. Водные массы в них отличаются существенной неоднородностью состава и качества воды [Эдельштейн, 2018 (Edelshtein, 2018)].

Изменчивость внешних воздействий на водоем, обусловленная нестационарностью природных процессов и антропогенного влияния, вызывает необходимость все более детализировать изучение временной и пространственной изменчивости гидроэкологического состояния водных масс в водохранилищах с целью уточнения роли отдельных процессов в формировании питьевых и технологических качеств воды, ее самоочищения и биологической продуктивности водохранилищных экосистем. Оценка результативности таких исследований, выполняющихся с использованием все более точных полевых приборов с емкой цифровой памятью, становится невозможной без воспроизведения математическими моделями гидроэкологического режима водоема и

сопоставления его результата с данными полевых наблюдений. Обнаруживаемые при этом расхождения расчета с наблюдением дают стимул к все более углубленному изучению совокупности внутриводоемных процессов. Поэтому в современной лимнологии одновременно с совершенствованием приборов и методов полевых исследований столь большое внимание уделяется разработке гидроэкологических моделей озер и водохранилищ.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Для параметризации очень сложного ансамбля взаимосвязанных гидроэкологических процессов на кафедре гидрологии суши географического факультета МГУ разработана и совершенствуется математическая квазидвумерная боксовая гидрологическая модель водохранилища ГМВ-МГУ [Пуклаков, 1999 (Puklakov, 1999)].

В качестве гидродинамической основы ГМВ-МГУ используется модель теплообмена (ТМО) [Пуклаков, 1995 (Puklakov, 1995)], в которой описывается большинство физических процессов, протекающих в водоеме и на его границах с внешней средой. Модель ГМВ-МГУ включает в себя кроме гидродинамического блока еще и экологический блок, который позволяет рассчитывать изменения концентрации 17 переменных, характеризующих экологическое состояние водоема. Наиболее детальное описание алгоритма ГМВ-МГУ и ее верификации представлено в монографии [Гидроэкологический режим..., 2015].

В блоках ее алгоритма (рис. 1) формализовано большое число процессов, протекающих в водохранилищах и на их границах с внешней средой. Она предназначена для расчета гидрологического режима водохранилищ в течение всего годового цикла.

Водохранилище схематизируется в модели в виде отдельной лопасти (морфологически простой водоем, созданный в участке долины), либо в виде совокупности состыкованных лопастей, представляющих затопленные участки главной долины и долин крупных притоков (морфологически сложное водохранилище). Каждая лопасть делится в продольном направлении на расчетные отсеки (РО) с учетом морфометрических и гид-

лич. Использование таких моделей дает возможность оценить вероятный диапазон изменчивости характеристик качества воды в периоды с экстремальными погодными условиями, обостряющими негативные последствия антропогенных воздействий, и разработать мероприятия по предотвращению сложных ситуаций, возникающих из-за этого на водопроводных станциях.

родинамических особенностей плесов затопленной долины.

Математическая модель основана на классическом одномерном алгоритме расчета вертикальной структуры водоема [Chen, Orlob, 1975], последовательно примененном к расчетным отсекам водохранилища. Уровень водной поверхности предполагается горизонтальным и рассчитывается как функция первоначального уровня и объема аккумуляции воды в водохранилище.

В основу модели заложены балансовые уравнения, отражающие неразрывность водной среды и закон сохранения вещества и энергии в каждом боксе отсека при условии мгновенного смешения притока с содержащимся расчетного бокса. Водный и тепловой балансы рассчитываются по рекомендациям нормативных документов [Руководство..., 1983]. Внутриводоемная динамика вод определяется внешним тепло- и водообменом (приток воды с водосбора, обмен с атмосферой и ложем, техногенный водоотбор), воздействием ветра на водную поверхность и пространственной плотностной неоднородностью водных масс водохранилища.

В горизонтальном водообмене между отсеками учитываются стоковые, дрейфовые, плотностные и компенсационные течения. Вертикальный водообмен между боксами отсека определяется нестационарностью процессов горизонтального притока и стока воды, динамическим перемешиванием в стоковом течении, эффективным турбулентным перемешиванием, свободной конвекцией и вынужденной конвекцией в виде циркуляции Ленгмюра. На каждом шаге расчета в модели выполняется контроль баланса вещества и энергии.

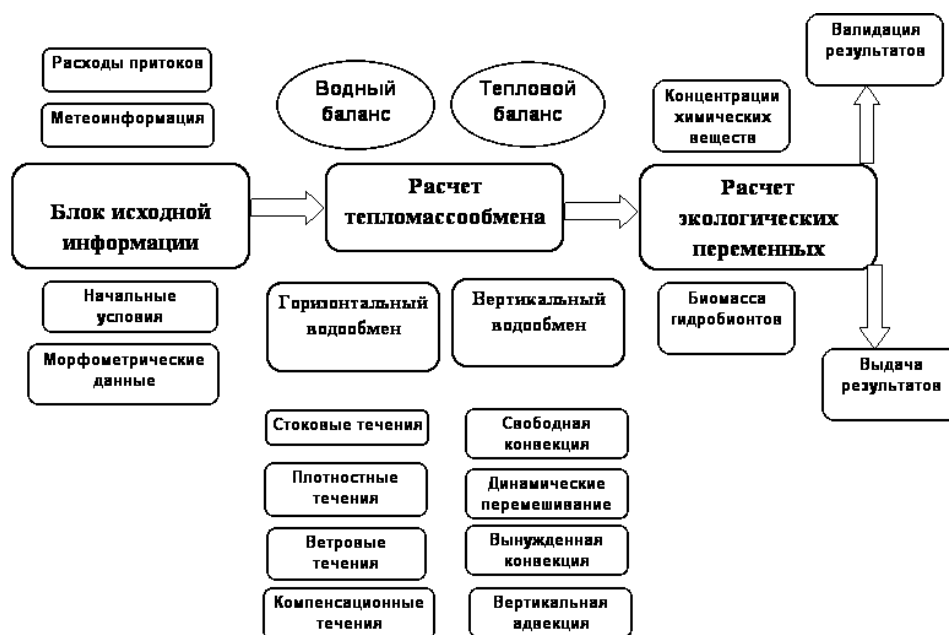


Рис. 1. Схема расчетов по модели ГМВ-МГУ

Fig. 1. The scheme of calculations by the model of GMV-MSU

Наиболее детальную верификацию и валидацию ГМВ-МГУ прошла на водохранилищах Московского региона [Гидроэкологический режим..., 2015]. Достоверность верификации модели определяется полнотой имеющихся данных наблюдений за гидрологическим состоянием водоема. Из подмосковных водохранилищ наиболее изучено Можайское водохранилище на р. Москве. Для Можайского водохранилища валидационные расчеты воспроизводимости режима среднесуточных значений основных экологических переменных в периоды между гидролого-гидрохимическими съемками были выполнены по данным 1984 года (10 съемок) и 2012 года (8 съемок), в течение которых были получены наиболее массовые данные наблюдений. Длина рядов значений оцениваемых характеристик состава воды изменялась от 41 до 245 для каждой съемки. В таблице 1 приводятся средние значения (числитель) и диапазон изменения (знаменатель) критериев Тэйла (Т), Нэша-Сатклифа (NS) и гидрологического критерия S/σ .

Оценки модельного расчета развития фитопланктона в Можайском водохранилище в разные по гидрометеорологическим условиям годы также показали вполне удовлетворительный результат [Датенко, Пуклаков, 2010 (Datzenko, Puklakov, 2010)].

Успешная валидация модели ГМВ-МГУ позволила диагностическими расчетами решить ряд прикладных и теоретических за-

дач. В качестве инструмента научного исследования она была использована для:

- оценки длительности существования и вклада стокосых, плотностных и компенсационных течений в процессы внутреннего тепло- и водообмена в годы различной водности [Пуклаков, Эдельштейн, 2001 (Puklakov, Edelshtein, 2001)]
- изучения реакции экосистемы водохранилища на различные гидрометеорологические условия и управленческие операции, связанные с изменением режима сбросов воды через разноуровневные водосбросные отверстия гидроузла [Эдельштейн, Пуклаков, 1996 (Edelshtein, Puklakov, 1996)]
- оценки влияния морфологического типа водохранилища на изменение гидрологической структуры водохранилища, пространственного распределения и концентрации фитопланктона [Пуклаков и др., 2016 (Puklakov et. al., 2016)],
- подтверждения эффективности экологической реконструкции водохранилищ сезонного и многолетнего регулирования, [Чернега, 2006 (Chernega, 2006)],
- прогноза возможных изменений гидрологического режима водохранилищ при потеплении климата [Гречушникова, 2014 (Grechushnikova, 2014)],
- расчета внутригодовых изменений интенсивности обмена кислородом и углекислым газом между водной поверхностью и атмосферой [Эдельштейн и др., 2018 (Edelshtein et. al, 2018)].

Таблица 1. Значения критериев моделирования показателей гидрохимического режима в плесах Можайского водохранилища в 1984 и 2012 гг.

Table 1. The values of the criteria for modeling indicators of the hydrochemical regime in the Mozhaik Reservoir in 1984 and 2012

Показатель Indicator	Критерии Criteria		
	T	NS	S/σ
Температура воды, Water temperature, t	<u>0.08</u> 0.00÷0.34	<u>0.76</u> 0.39÷0.93	<u>0.48</u> 0.26÷0.78
Электропроводность, Electrical conductivity, κ	<u>0.06</u> 0.00÷0.16	<u>0.57</u> 0.00÷0.76	<u>0.63</u> 0.49÷0.80
Щелочность, Alkalinity, Alk	<u>0.13</u> 0.09÷0.24	<u>0.68</u> 0.56÷0.79	<u>0.56</u> 0.46÷0.66
Содержание кислорода, Oxygen content, O ₂	<u>0.15</u> 0.00÷0.38	<u>0.66</u> 0.50÷0.84	<u>0.59</u> 0.39÷0.77
Фосфор минеральный, Phosphorus mineral, PO ₄	<u>0.22</u> 0.02÷0.40	<u>0.37</u> -1.14÷0.76	<u>0.79</u> 0.49÷1.48
Аммоний, Ammonium, NH ₄	<u>0.31</u> 0.28÷0.34	<u>0.51</u> 0.36÷0.64	<u>0.69</u> 0.60÷0.80
Нитраты и нитриты, Nitrates and nitrites, NO ₃ +NO ₂	<u>0.34</u> 0.29÷0.38	<u>0.55</u> 0.46÷0.69	<u>0.67</u> 0.55÷0.74
Перманганатная окисляемость, Permanganate oxidation, ПО	<u>0.07</u> 0.00÷0.20	<u>0.51</u> -1.75÷0.85	<u>0.65</u> 0.38÷1.66
Бихроматная окисляемость, Bichromate oxidation, БО	<u>0.12</u> 0.00÷0.30	<u>0.54</u> -0.52÷0.84	<u>0.66</u> 0.40÷1.23

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Эти приложения модели были реализованы преимущественно на сравнительно небольших водохранилищах, поэтому особый интерес вызывает возможность ее применения для крупных сложно-долинных водохранилищ. Первый опыт применения модели для крупных водохранилищ связан с моделированием гидроэкологического состояния Рыбинского водохранилища. Это морфологически сложное котловинно-долинное водохранилище представлено в модели в виде состыкованных между собой лопастей, представляющих затопленные долины Волги и ее основных притоков. Каждая лопасть делится в продольном направлении на отсеки (рис. 2) с учетом ее морфометрических осо-

бенностей. Учитывая форму водохранилища в описание процессов внутреннего горизонтального обмена, были внесены существенные изменения. Ветровая циркуляция воды в водохранилище рассчитывается по включенному в модель алгоритму гидродинамического блока программного комплекса ИБВВ [Поддубный, Сухова, 2002 (Poddubny, Sukhova, 2002)]. Верификация модели, проведенная по данным синхронных гидрологических съемок Рыбинского водохранилища, показала высокую адекватность модельного воспроизведения основных характеристик гидрологического режима водохранилища [Пуклаков и др. 2013 (Puklakov et. al., 2013)].

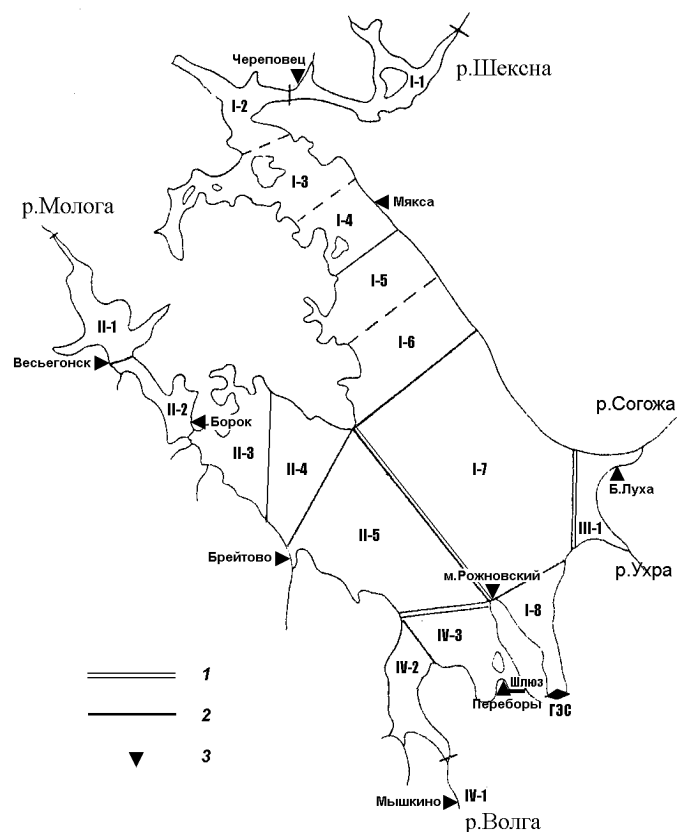


Рис. 2. Схема Рыбинского водохранилища: 1 – границы лопастей, 2 – границы отсеков, 3 – водомерные посты.

Fig. 2. Rybinsk Reservoir Scheme: 1 – the boundaries of the blades, 2 – the boundaries of the compartments, 3 – water gauging posts.

По адаптированному к Рыбинскому варианту модели были проведены расчеты биомассы фитопланктона в экстремальные по водности годы – многоводный 1962 г. и маловодный 1964 г. Для верификации результатов расчета биомассы выбирались отсеки водохранилища, соответствующие расположению шести стандартных станций съемок водохранилища. В соответствие с принятой схематизацией к ним относились отсеки 6, 7, и 8 первой лопасти, отсек 4 второй лопасти и отсеки 2 и 3 третьей лопасти – итого всего 6 станций.

Основные черты режима фитопланктона в водохранилище удовлетворительно воспроизводятся модельными расчетами. Биомассы весеннего развития диатомовых и летнего – синезеленых как максимальные, так и средние оказались близки реально наблюдавшимся. В качестве критерия адекватности модели использовался широко распространенный в экологическом моделировании критерий Тэйла [Theil, 1971]. В большинстве случаев значение критерия Тэйла < 0.4 (табл. 2).

Таблица 2. Модельная воспроизводимость по критерию Тейла биомассы фитопланктона в Рыбинском водохранилище в экстремально водные годы

Table 2. Model reproducibility by the Tayl criterion phytoplankton biomass in the Rybinsk reservoir in extreme water years

Годы Years	Диатомовые Diatoms	Синезеленые Blue green
1962	0.41	0.20
1964	0.36	0.39

Удовлетворительное воспроизведение модельным расчетом изменчивости биомассы планктонных водорослей в вегетационный период года указывает на то, что используемый расчетный алгоритм модели ГМВ-МГУ полностью адекватен всему ансамблю внутриводоемных процессов формирования качества воды в этом крупном водохранилище. Это открывает возможность ее использования для анализа откликов фитопланктонного сообщества на различные антропогенные и природные внешние воздействия.

Геоморфологическое строение затопленных долин р. Волги и Камы обусловили сложную конфигурацию еще одного водохранилища – Куйбышевского, крупнейшего в Волжско-Камском каскаде.

К особенностям водохранилища, определяющим сложность моделирования его гидрологического режима, можно отнести значительную протяженность водохранилища в меридиональном направлении, различ-

ные условия формирования стока воды с бокового водосбора различных частей водохранилища, расположенных в разных географических зонах и сложность его морфологического строения. Для учета этих особенностей водохранилища при имитации его гидрологического режима в алгоритм ГМВ-МГУ были внесены изменения, которые предусматривали задание метеоусловий в пределах каждого отсека по данным ближайшей к нему метеостанции и задание бокового притока воды с частных водосборов выделенных отсеков в виде отдельных потоков с их правого и левого берега.

Сложное морфологическое строение Куйбышевского водохранилища схематизировано в виде 5 состыкованных между собой лопастей, в пределах которых выделено в общей сложности 19 расчетных отсеков (рис.3.) с учетом их морфометрических и гидродинамических особенностей.

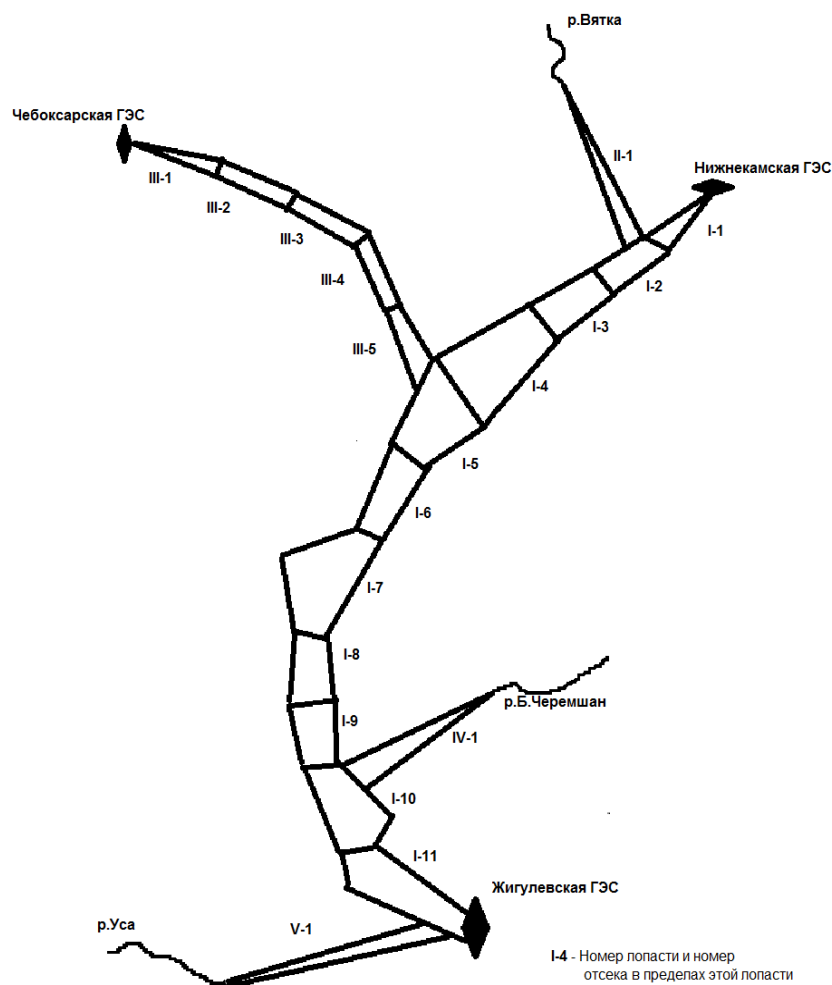


Рис. 3. Схематизация Куйбышевского водохранилища в виде расчетных лопастей и отсеков.

Fig. 3. Schematization of the Kuibyshev reservoir in the form of calculated blades and compartments.

Учитывая большую протяженность водохранилища в меридиональном и в широтном направлении (расстояние с запада на восток от Чебоксарской ГЭС до Нижнекамской ГЭС составляет по прямой >450 км), в модели были использованы все 12 метеостанций, расположенных в непосредственной близости к водохранилищу.

Такие изменения в алгоритме модели учитывают различия в приходе солнечной радиации на поверхность северных и южных отсеков и особенности формирования стока воды с их водосборов, расположенных в разных природных зонах.

В качестве главной лопасти (Л), в пределах которой выделено 11 расчетных отсеков (РО), приняты затопленные долины р. Камы от Нижнекамского гидроузла до Камского устья (Л-I:PO1–PO4) и р. Волги ниже ее слияния с р. Камой и до Жигулевского гидроузла (Л-I:PO5–PO11). К главной лопасти примыкают 4 боковые лопасти по затопленным долинам р. Вятки (Л-II), р. Волги от Чебоксарского гидроузла до Камского устья (Л-III:PO1–PO5), р. Б. Черемшан (Л-IV) и р. Уса (Л-V).

Чтобы исключить искажения в морфометрии водохранилища, которые возникают при принятом в модели допущении горизонтальности уровня воды и практически постоянном наличии кривой выклинивания подпора в верхней части водоема, высотные отметки кривых площадей отсеков были скорректированы таким образом, чтобы среднемноголетняя кривая выклинивания подпора, полученная по данным об уровне воды на водомерных постах, расположенных по продольной оси водохранилища, стала прямой линией.

Модель ГМВ-МГУ использована для диагностических расчетов гидроэкологических переменных за период 2012–2015 гг. Сравнение значений температуры воды и стратификации показывает, что расчет адекватно отражает режим температуры воды по плесам водохранилища и стратификацию водной толщи в течение вегетационного сезона, несмотря на различия в длительности осреднения сравниваемых периодов.

Однако наибольший интерес представляют результаты расчета фитопланктона

водоема. Расчетные максимальные биомассы синезеленых водорослей во все годы наблюдались в Камском плесе водохранилища и колебались в пределах 6–8 мг/л. На рис. 4 показан пример рассчитанного распределения биомассы синезеленых водорослей в Куйбышевском водохранилище в период их интенсивного развития 15 августа.

К его центру биомассы снижаются до 3 мг/л, а в приплотинном участке вновь заметно цветение синезеленых (до 5 мг/л). Вертикальная стратификация этих водорослей характерна для глубоких отсеков нижней части Камской лопасти и связана с термической и плотностной стратификацией водных масс водохранилища летом. Для этого водоема характерно глубокое перемешивание эпилимниона, поэтому высокие значения биомасс водорослей в летний период фиксируются на глубинах до 10 м.

Результаты сравнения рассчитанных и наблюдавшихся величин, полученных из справочника многолетних мониторинговых наблюдений на водохранилище, показаны в табл. 3. В ней приводится сравнение наиболее надежных обобщенных данных о средней биомассе фитопланктона по плесам водохранилища в [Куйбышевское водохранилище..., 2008] и результаты модельного расчета средней за 2012–2015 гг. биомассы фитопланктона в этих же плесах.

В таблице 4 представлено сравнение средних значений наблюдаемой (1975–84) и рассчитанной (2012–15) биомассы фитопланктона по отдельным видам водорослей в различных плесах водохранилища.

Как видно из таблиц 3 и 4, результаты расчета биомассы фитопланктона по отдельным плесам акватории Куйбышевского водохранилища (в том числе и по их видовому составу) можно считать вполне удовлетворительными.

Опыт применения модели ГМВ-МГУ показывает, что она может быть эффективным инструментом при исследовании реакции гидроэкологического состояния водохранилищ на антропогенное воздействие в виде поступления загрязняющих веществ с водосбора не только небольших, но и крупных водохранилищ со сложной морфологической структурой.

ВЫВОДЫ

Расчеты по модели ГМВ-МГУ могут послужить основой прогноза реакции экосистемы на внешние воздействия и при планировании комплекса водоохраных мероприятий в бассейне водохранилища. При этом

неизменно возникает проблема учета чрезвычайно высокой изменчивости этих воздействий, обусловленной нестационарностью как природных процессов, так и антропогенного влияния, включая варианты реализации

проекта водоохраных мероприятий. Выход может быть найден в проведении многовариантных имитационно-диагностических расчетов по модели. Получение разнообразных наборов решений, отвечающих изменяемым исходным данным, т.е. численное экспериментирование с использованием модели вместо рискованного, а зачастую неосуществимого натурного экспериментирования на объекте, является одной из целей математического гидроэкологического моделирования. Таким путем появляется возможность

обоснования соответствующих решений в стратегии и тактике управления экосистемой. Моделирование дает возможность оценить вероятный диапазон изменчивости характеристик качества воды в периоды с экстремальными погодными условиями, обостряющими негативные последствия антропогенных воздействий, и разработать мероприятия по предотвращению сложных ситуаций, возникающих из-за этого у водопотребителей.

Таблица 3. Средняя за вегетационный сезон (май-октябрь) биомасса (мг/л) фитопланктона по плесам Куйбышевского водохранилища

Table 3. The average for the vegetation season (May-October) phytoplankton biomass (mg / l) in the reaches of the Kuibyshev reservoir

Период Period	Лопасть (Л) и расчетный отсек (РО) Blade (L) and the design compartment (RO)						
	Л-III:PO5	Л-I:PO5	Л-I:PO6	Л-I:PO7	Л-I:PO8	Л-I:PO10	Л-I:PO11
1975–84	4.7	9.7	6.1	5.3	4.1	5.2	5.4
2012–15	6.4	7.7	6.5	5.4	4.5	3.6	3.9

Таблица 4. Средние значения биомассы (мг/л) отдельных видов фитопланктона

Table 4. Average values of biomass (mg / l) of individual phytoplankton species

Период	1975–84	2012–15	1975–84	2012–15	1975–84	2012–15
Плес	Диаомовые		Синезеленые		Прочие	
Л-III:PO–5	2.8	2.7	1.4	3.5	0.5	0.2
Л-I:PO–5	8.5	3.6	0.5	3.1	0.8	1.1
Л-I:PO–6	4.9	3.0	0.6	2.8	0.6	0.8
Л-I:PO–7	2.2	2.4	2.7	2.2	0.4	0.8
Л-I:PO–8	1.4	1.9	2.4	2.0	0.3	0.6
Л-I:PO–10	2.1	1.2	2.7	2.0	0.4	0.3
Л-I:PO–11	2.2	1.0	2.7	2.7	0.4	0.3

Номера отсеков											
Н, м абс	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	I-6	I-7	I-8	I-9	I-10	I-11
52	7,08	8,24	7,89	5,76	5,47	4,87	3,7	3,1	3	3,42	5,07
51	7,08	8,25	7,9	5,76	5,47	4,87	3,7	3,1	3	3,42	5,07
50	7,08	8,25	7,9	5,76	5,47	4,86	3,7	3,1	3	3,42	5,07
49	7,08	8,26	7,91	5,76	5,47	4,86	3,7	3,1	3	3,42	5,07
48	7,08	8,26	7,91	5,76	5,47	4,86	3,7	3,1	3	3,42	5,07
47	7,08	8,26	7,91	5,76	5,47	4,86	3,7	3,1	3	3,42	5,07
46	7,08	8,26	7,91	5,76	5,47	4,86	3,7	3,1	3	3,42	4,97
45	7,08	8,26	7,91	5,76	5,47	4,86	3,7	3,1	3	3,42	3,57
44	7,07	8,26	7,91	5,76	5,47	4,86	3,7	3,1	3	3,42	2,99
43	7,07	8,26	7,91	5,77	5,47	4,86	3,7	3,1	3	3,42	2,8
42	7,07	8,26	7,91	5,78	5,47	4,86	3,7	3,1	3	3,42	2,76
41	7,06	8,25	7,91	5,79	5,47	4,86	3,7	3,1	3	3,42	2,79
40		8,24	7,91	5,8	5,47	4,86	3,7	3,1	3	3,42	2,84
39		8,23	7,91	5,82	5,47	4,86	3,7	3,1	3	3,42	2,81
38		8,21	7,91	5,83	5,48	4,86	3,7	3,1	3	3,42	2,58
37			7,9	5,5	5,48	4,86	3,7	3,11	3	3,42	2,23
36			7,9	2,86	5,48	4,86	3,71	3,11	3	3,42	1,96
35			7,86	2,2	5,48	4,86	3,72	3,11	3	3,42	1,74
34				1,88	5,44	4,86	3,73	3,12	3	3,42	1,57
33				1,59	4,71	4,86	3,74	3,12	3,01	3,42	1,42
32				1,28	3,98	4,86	3,76	3,13	3,01	3,42	1,29
31					3,28	4,86	3,8	3,14	3,01	3,42	1,17
30					2,87	4,83	2,89	3,14	3,01	3,42	1,07
29					2,42	4,29	2,02	3,14	3,02	3,42	0,97
28						3,83	1,69	2,73	3	3,42	0,87
27						3,38	1,51	2,32	2,75	3,37	0,79
26							1,38	2,01	2,52	2,71	0,71
25							1,27	1,82	2,34	2,18	0,63
24							1,17	1,68	2,22	1,8	0,57
23										1,54	0,51
22										1,2	0,46
21											0,42
20											0,39
19											0,37
15 августа 2012 г.											

- Даценко Ю.С., Пуклаков В.В. Моделирование развития фитопланктона в Можайском водохранилище// Вестник МГУ, сер.5. География, 2010. №3. С. 43–47.К
- Куйбышевское водохранилище (научно-информационный справочник). Тольятти: ИЭВБ РАН, 2008. 123 с.
- Михайлов В.Н., Добровольский А.Д., Добролюбов С.А. Гидрология. М.: Высшая школа, 2005. 464 с.
- Поддубный С.А., Сухова Э.В. Моделирование влияния гидродинамических и антропогенных факторов на распределение гидробионтов в водохранилищах. Рыбинск: Рыбинский Дом печати, 2002. 120 с.
- Пуклаков В.В. Математическая модель процессов тепло- и массообмена в стратифицированном водохранилище// Вестник Моск.ун-та, сер.5, География, 1995. №1. С. 22–29.
- Пуклаков В.В. Гидрологическая модель водохранилища. Руководство для пользователей. М.: ГЕОС. 1999. 96 с.
- Пуклаков В.В., Ершова М.Г., Эдельштейн К.К. Синоптическая изменчивость термодинамического состояния водных масс в Рыбинском водохранилище // Метеорология и гидрология, 2013. № 1. С. 79–89.
- Пуклаков В.В., Эдельштейн К.К. Расчеты плотностных течений в Можайском водохранилище// Метеорология и гидрология, 2001. №5. С. 94–104.
- Пуклаков В.В., Эдельштейн К.К., Даценко Ю.С. Оценка роли формы водохранилища при параметризации его экологического состояния в экстремальных гидрологических условиях// Метеорология и гидрология, 2016. №8. С. 70–79.
- Руководство по гидрологическим расчетам при проектировании водохранилищ. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 284 с.
- Чернега С.С. Эффективность реконструкции водохранилищ с целью контроля их эвтрофирования // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление, 2006. № 4. С. 1–18.
- Эдельштейн К.К. Лимнология. 2-е изд. М.: Юрайт, 2018. 386 с.
- Эдельштейн К.К., Пуклаков В.В. Управление качеством воды в стратифицированном водохранилище: оценка с помощью математического моделирования// Водные ресурсы, 1996. Т. 23, № 4. С. 489–499.
- Эдельштейн К.К., Пуклаков В.В., Даценко Ю.С., Ерина О.Н., Соколов Д.И. Интенсивность поступления кислорода из пресных водоемов // Водные ресурсы, 2018. Т. 45, № 3. С. 309–318.
- Chen C.W., Orlob G.T. Ecologic Simulation for Aquatic Environments. In: Patten B.C. (Ed.). Systems Analysis and Simulation in Ecology. Vol.III, Academic Press, New York, 1975, pp. 475–588.
- Edelshtein K.K., Puklakov V.V., Datsenko Y.S., Erina O.N., Sokolov D.I. The Rate of Oxygen Release from Freshwater Bodies//Water Resources, Maik Nauka/Interperiodica Publishing (Russian Federation), том 45, № 3, с. 399–408
- Theil H. Applied economic forecasting. Amsterdam, 1971. 256 p.

REFERENCES

- Chen C.W., Orlob G.T. 1975. Ecologic Simulation for Aquatic Environments. In: Patten B.C. (Ed.). Systems Analysis and Simulation in Ecology. Vol.III, Academic Press, New York. pp. 475–588.
- Chernega S.S. 2006. Effektivnost rekonstruktsii vodokhranilishh s tseliu kontrolya ikh evtrofirovaniya //Vodnoe khozaistvo Rossii: problem, tekhnologii, upravlenie. № 4. S. 1–7 [in Russian]
- Gidroecologichesky rezhim vodokhranilishh Podmoskovia (nabludeniya, diagnoz, prognoz). M.: Izd-vo “Pero”. 2015. 286 s [in Russian]
- Grechushnikova M.G. 2014. Rezultuty chislennogo modelirovaniya izmeneniya regima Mozhaiskogo i Istrinskogo vodokhranilishh pri realizatsii stzenaria A2 globalnogo poteplenia//Meteorologiya I gidrologiya. № 3. S. 86–96 [in Russian]
- Datsenko U.S., Puklakov V.V. 2010. Modelirovaniye razvitya fitoplanktona v Mozhaiskom vodokhranilishhe // Vestnik MGU, ser.5. Geographiya. №3. S. 43–47 [in Russian]
- Edelshtein K.K. 2018. Limnology. 2-e izd. M.: Urite. 386 s. [in Russian]
- Edelshtein K.K., Puklakov V.V. 1996. Upravlenie kachestvom vody v stratifitsirovannom vodokhranilishhe: otzenea s pomochhiy matematicheskogo modelirovaniya//Vodnie resursy. T. 23, № 4. S. 489–499. [in Russian]
- Edelshtein K.K., Puklakov V.V., Datsenko Y.S., Erina O.N., Sokolov D.I. 2018. The Rate of Oxygen Release from Freshwater Bodies // Water Resources. V. 45, № 3, p. 399–408
- Kuibishevskoe vodokhranilische (nauchno-informatzionnyi spravochnik). Toliatty: IEVB RAN. 2008. 123 s. [in Russian]
- Mikhailov V.N., Dobrovolsky A.D., Dobrolubov S.A. 2005. Gidrologiya. M.: Visshiya shkola. 464 s. [in Russian]
- Poddubny S.A., Sukhova E.V. 2002. Modelirovaniye vlianiya gidrodinamicheskikh I antropogennikh faktorov na raspredeleniye gidrobiontov v vodokhranilishhakh. Rybinsk: Izd-vo OAO “Rybinskii dom pečhati”. 120 s. [in Russian]
- Puklakov V.V. 1995. Matematicheskij model protsessov teplo- i massoobmena v stratifitsirovannom vodokhranilishhe//Vestnik Mosk.un-ta, ser.5, Geographiya. № 1. S. 22–29 [in Russian]
- Puklakov V.V. 1999. Gidrologichesky model vodokhranilishha. Rukovodstvo dlya polzovateley. M.: GEOS. 96 s. [in Russian]
- Puklakov V.V., Ershova M.G., Edelshtein K.K. 2013. Sinoptichesky izmenchivost termodinamicheskogo sostoyaniya vodnikh mass v Rybinskom vodokhranilishhe//Meteorologiya I gidrologiya. №1. S. 79–89 [in Russian]

- Puklakov V.V., Edelshtein K.K. 2001. Raschety plotnostnikh techeny v Mozhaiskom vodokhranilishhe// Meteorologiya i gidrologiya. № 5. S. 94–104 [in Russian]
- Puklakov V.V., Edelshtein K.K., Datzenko U.S. 2016. Otzenka roly formi vodokhranilishha pri parometrizatsii ego ekologicheskogo sostoiania v ekstremalnikh gidrologicheskikh usloviakh// Meteorologiya i gidrologiya. № 8. S. 70–79 [in Russian]
- Rukovodstvo po gidrologicheskim raschetam pri proektirovanii vodokhranilishh. L.: Gidrometeoizdat, 1983. 284 s. [in Russian]
- Theil H. 1971. Applied economic forecasting. Amsterdam. 256 p.

EXPERIENCE OF MODELING THE HYDROECOLOGICAL REGIME OF LARGE VOLGA RESERVOIRS

Yu. S. Datsenko, V. V. Puklakov, K. K. Edelstein

Lomonosov Moscow State University

Leninskie gory, 1, Moscow, GSP-1, 119991, yuri0548@mail.ru

Article presents a brief overview of the successful application the reservoir hydrological model for solving various hydroecological problems. The results of model verification using detailed observations are given. The features of adaptation the model for the Rybinsk and Kuibyshev reservoirs of the Volga-Kama cascade are discussed and some results of phytoplankton biomass calculations in the considered reservoirs are presented.

Keywords: Rybinsk and Kuibyshev reservoirs, modeling, hydroecological regime, phytoplankton biomass, model verification

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЛЕТНЕГО ЗООПЛАНКТОНА В КАСКАДЕ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ И КАМЫ

В. И. Лазарева¹, Р. З. Сабитова¹, С. В. Быкова², С. М. Жданова¹, Е. А. Соколова¹

¹Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

152742 пос. Борок Некоузского р-на, Ярославской обл., e-mail: lazareva_v57@mail.ru

²Институт экологии Волжского бассейна РАН

445003 г. Тольятти, ул. Комзина, д. 10

В августе 2015–2017 гг. обследован зоопланктон (Ciliophora, Rotifera, Cladocera, Copepoda) всех восьми водохранилищ Волги и трех водохранилищ Камы, а также участок незарегулированной Волги между городами Волгоград и Астрахань. Установлено, что наибольшим видовым богатством (число видов в пробе 19–46) повсеместно в каскаде водохранилищ отличались инфузории, ряд форм которых найдены впервые в водоемах Волги и Камы. Многоклеточный зоопланктон традиционно составляли преимущественно коловратки (11–18 видов) и кладоцеры (6–13 видов), максимальное видовое богатство обеих групп наблюдалось в Каме, Оке и Верхней Волге. Существенно продвинулись на север вверх по Волге и, особенно, Каме южные пресноводные ракообразные (*Diaphanosoma orghidani* и *Acanthocyclops americanus*) и коловратки (*Asplanchna henrietta*, *Brachionus diversicornis*, *B. budapestiensis*, *Pompholyx sulcata* и *Conochiloides coenobasis*). В Нижнекамском и Горьковском водохранилищах впервые обнаружена *Diaphanosoma mongolianum*, а в низовье Волги – тропический *Thermocyclops taihokuensis*. Северной границей распространения в Волге понто-каспийских вселенцев стала зона ее слияния с Камой, выше в Волжский плес Куйбышевского водохранилища проник только *Cornigerius maeoticus*. Три солоноватоводных вида (*Heterocope caspia*, *Eurytemora caspica* и *Cercopagis pengoi*) расселились вверх по Каме до Камского водохранилища. Выявлено широкое распространение в Волге до устья Камы средиземноморской *Calanipeda aquaedulcis*. В Нижней Волге обнаружено семь бореально-арктических видов, четыре северных вида (*Bosmina coregoni*, *B. longispina*, *B. crassicornis* и *Bythotrephes* х *hybridus* (sin. *B. longimanus*)) были обычными (60–90% проб) в незарегулированном участке Волги ниже г. Волгограда. Общая биомасса зоопланктона (125–1990 мг/м³) сильно варьировала от водоема к водоему, она превышала 1 г/м³ в Верхней Волге и Каме. Выявлено достоверное уменьшение количества метазоопланктона вниз по течению обеих рек, причины которого остаются не выясненными. Его биомасса в Верхней Волге составила 1.2±0.2 г/м³, в Каме – 1.4±0.3 г/м³, в Средней Волге – 0.4±0.05 г/м³, в Нижней Волге – 0.2±0.05 г/м³, а в Оке в зоне подпора Чебоксарского водохранилища – менее 0.1 г/м³. Обсуждаются многолетние изменения обилия простейших и многоклеточного зоопланктона водохранилищ Волго-Камского каскада.

Ключевые слова: Волга, Кама, водохранилища, зоопланктон, структура, обилие, пространственное распределение, чужеродные виды

DOI: 10.24411/0320-3557-2018-10030

ВВЕДЕНИЕ

В каскаде Волги восемь водохранилищ (Иваньковское, Угличское, Рыбинское, Горьковское, Чебоксарское, Куйбышевское, Саратовское и Волгоградское), Камы – три водохранилища (Камское, Воткинское и Нижнекамское), сток из них поступает в Камский плес Куйбышевского водохранилища. Создание Волго-Камского каскада завершилось в начале 1980-х годов после заполнения Нижнекамского (1979 г.) и Чебоксарского (1981 г.), водохранилищ [Эдельштейн, 1998 (Edelstein, 1998)]. Выделяют Верхнюю Волгу, нижней границей которой служит плотина Рыбинской ГЭС, Среднюю Волгу с южной границей по Жигулевской ГЭС и Нижнюю Волгу, включающую два водохранилища (Саратовское и Волгоградское) и участок незарегулированной реки ниже Волжской ГЭС [Волга и ее жизнь, 1978 (The River Volga..., 1979); Эдельштейн, 1998 (Edelstein, 1998)].

Комплексное изучение формирования и динамики биотических сообществ, в том числе зоопланктона, в новых крупных техногенных экосистемах началось в 1950-х годах [Рыбинское водохранилище..., 1972 (The Rybinsk Reservoir..., 1972); Иваньковское водохранилище..., 1978 (The Ivankovo Reservoir..., 1978); Волга и ее жизнь, 1978 (The River Volga..., 1979); Куйбышевское водохранилище, 1983 (The Kuibyshev Reservoir..., 1983); Экологические проблемы..., 2001 (Ecological problems..., 2001)].

Обобщение материалов по зоопланктону водохранилищ каскада приведено в книгах [Биологические продукционные..., 1976 (Biological production..., 1976); Волга и ее жизнь, 1978 (The River Volga..., 1979); Поскрякова, 1977 (Poskryakova, 1977); Кортунова, 1983 (Kortunova, 1983); Кортунова, Галанова, 1988 (Kortunova, Galanova, 1988)].

В 1980-х и, особенно, в 1990-х и 2000-х годах интенсивность изучения зоопланктона Волги и Камы резко снизилась. Как результат, в литературе 2000–2010-х годов наиболее полно представлены сведения о зоопланктоне Верхней Волги [Столбунова, 1999, 2007, 2009 (Stolbunova, 1999, 2007, 2009); Ривьер, 2007 (Rivier, 2007); Лазарева, 2007, 2010 (Lazareva, 2007, 2010); Лазарева, Копылов, 2011 (Lazareva, Kopylov, 2011); Лазарева и др., 2012, 2018 *a* (Lazareva et al., 2014, 2018 *a*)].

Зоопланктон Средней Волги хорошо исследован в пределах Горьковского и Чебоксарского водохранилищ [Шурганова, 2005 (Shurganova, 2005); Шурганова, Черепенников, 2005, 2006 (Shurganova, Cherepennikov, 2005, 2006); Шурганова и др., 2003, 2014, 2016, 2017 *b* (Shurganova et al., 2003, 2014, 2016, 2017 *b*); Ривьер, 2007 (Rivier, 2007); Лазарева и др., 2012 (Lazareva et al., 2014)]. Распределение обилия зоопланктона в пелагиали Куйбышевского водохранилища представлено в книге [Куйбышевское водохранилище..., 2008 (The Kuibyshev Reservoir..., 2008)]. Данные о его количестве в Нижней Волге редки [Попов, 2006 (Popov, 2006); Малинина и др., 2005, 2016 (Malinina et al., 2005, 2016)].

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В статье использованы предварительные результаты обследования зоопланктона Волги и Камы в августе 2013–2017 гг. Метазоопланктон Ивановского и Угличского водохранилищ описан по данным 2013–2015 гг., Рыбинского – 2013–2017 гг., Горьковского, Чебоксарского, и Куйбышевского – 2015–2017 гг., Саратовского – 2015 и 2017 гг., Волгоградского и незарегулированной Волги – 2017 г., Камского, Воткинского и Нижнекамского – 2016 г. Таким образом, обследованы все водохранилища Волго-Камского каскада (по 8–20 станций на каждом водоеме), некоторые неоднократно.

Ракообразных и коловраток учитывали в тотальных пробах зоопланктона, которые отбирали сетью Джеди (диаметр входного отверстия 12 см, сито с диагональю ячеек 105 мкм), облавливали весь столб воды от дна до поверхности водоема. Сборы фиксировали 4%-ным формалином и просматривали в лаборатории под стереомикроскопом StereoDiscovery-12 (Carl Zeiss, Jena). Биомассу метазоопланктона рассчитывали по формулам связи массы с длиной тела гидробионтов [Балушкина, Винберг, 1979 (Balushkina, Vinberg, 1979); Ruttner-Kolisko, 1977]. Доминантные

В каскаде Камы к настоящему времени наиболее изучен зоопланктон верхних Камского и Воткинского водохранилищ [Кортунова, 1983 (Kortunova, 1983); Кортунова, Галанова, 1988 (Kortunova, Galanova, 1988); Преснова, Хулапова, 2015 (Presnova, Khulapova, 2015); Селеткова, 2015 (Seletkova, 2015)], существенно менее – Камского плеса Куйбышевского [Куйбышевское водохранилище, 1983, 2008 (The Kuibyshev Reservoir, 1983, 2008)]. Зоопланктон Нижнекамского водохранилища фактически не изучен, есть лишь сведения о его обилии летом 1975 г. до зарегулирования этого участка реки [Поскрякова, 1977 (Poskryakova, 1977)]. Подробные сведения о составе и обилии инфузорий камских водохранилищ приведены в работах [Быкова и др., 2011 (Bykova et al., 2011); Быкова, Жариков, 2014, 2016 (Bykova, Zharikov, 2014, 2016); Быкова, 2017 (Bykova, 2017)].

Цель работы – анализ распределения обилия летнего зоопланктона пелагиали волжских и камских водохранилищ по данным маршрутных съемок, оценка направленности многолетних изменений его структуры и количества.

Виды выделяли по относительной численности отдельно в таксономических группах ракообразных и коловраток [Лазарева, 2010 (Lazareva, 2010)]. За нижнюю границу доминирования принимали обилие 10% суммарного. В качестве характеристики видового богатства зоопланктона анализировали среднее число видов в пробе.

Инфузорий собирали батометром в русловой части водохранилищ в 2016–2017 гг. Интегральные пробы получали путем смешивания одинакового объема воды с разных горизонтов от дна до поверхности с шагом 1 м. Видовой состав инфузорий определяли как в живом виде, так и с использованием стандартных протозоологических методик окрашивания аргирома и ядерного аппарата. Для количественного учета использовали фиксированные сулемой препараты.

Корреляционный анализ выполняли с использованием параметрического коэффициента Пирсона. Вклады отдельных таксонов в формирование биомассы зоопланктона оценивали методом пошагового регрессионного анализа с использованием критериев Фишера (F), бета (b) и частного коэффициента детерминации ($R^2_{\text{part.}}$).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Видовое богатство. Полный список видов многоклеточного зоопланктона Верхней Волги насчитывает более 400 видов, Средней и Нижней Волги – более 200 [Litvinov et al., 2009]. В водохранилищах Камы обитают около 180 видов зоопланктона [Лазарева, в печати (Lazareva, in print)]. Таксономическое богатство инфузорий достигает ~290 видов в Волге и

~130 видов в Каме [Мамаева, 1979 (Mamaeva, 1979); Жариков, 1996 (Zharikov, 1996); Жуков и др., 1998 (Zhukov et al., 1998); Быкова, Жариков, 2014, 2016 (Bykova, Zharikov, 2014, 2016)]. Обследование семи водохранилищ Волги в августе 2015 г. показало, что за одну съемку может быть выявлено до 130 видов [Лазарева и др., 2018 а (Lazareva et al., 2018 а)].

Таблица 1. Видовое богатство зоопланктона (число видов в пробе) в пелагиали водохранилищ Волги и Камы в августе 2013–2017 гг.

Table 1. Species richness of zooplankton (number of species per a sample) in pelagial of Volga River Reservoirs in august 2013–2017

Водохранилище / Reservoir	Год / Year	Группы зоопланктона / Zooplankton groups				Метазоопланктон / Metazooplankton
		Ciliophora*	Cladocera	Copepoda	Rotifera	
Иваньковское / Ivankovo	2013–2015	–	12±1	5±1	19±2	36±3
Угличское / Uglich	2013–2015	–	11±1	7±1	16±2	34±2
Рыбинское / Rybinsk	2013–2017	28±5	10±1	7±1	15±2	32±3
Горьковское / Gorky	2015–2017	17±1	8±1	5±1	10±1	23±2
Чебоксарское / Cheboksary	2015–2017	23±2	9±1	5±1	15±1	29±2
Куйбышевское / Kuibyshev	2015–2017	20±2	7±1	6±1	11±1	24±2
Саратовское / Saratov	2015, 2017	19±1	6±1	5±1	9±1	20±1
Волгоградское / Volgograd	2017	18±2	10±1	7±1	10±1	27±2
Незарегулированная Волга / Unregulated Volga River	2017	21±3	9±1	6±1	13±4	28±4
Камское / Kama	2016	31±4	12±1	8±1	21±2	41±2
Воткинское / Votkinsk	2016	33±4	12±1	8±1	21±3	41±3
Нижнекамское / Lower-Kama	2016	29±3	10±1	7±1	12±3	29±3
Верхняя Волга / Upper Volga	2013–2017	28±5	11±1	6±1	17±2	34±3
Средняя Волга / Middle Volga	2015–2017	20±1	6±1	5±1	12±1	23±2
Нижняя Волга / Lower Volga	2015, 2017	19±1	8±1	6±1	11±1	25±1
Кама / Kama	2016	31±1	11±1	8±1	18±3	37±3
Ока / Oka	2016	46±1	13±1	5±1	16±2	34±2

Примечание. “*” – данные 2016–2017 гг.

В 2015–2017 гг. наибольшее число видов в пробе повсеместно зарегистрировано среди инфузорий (табл. 1), они составляли 40–60% суммарного видового богатства. Особенно много видов инфузорий отмечено в Каме и Оке. Многоклеточный зоопланктон (метазоопланктон) традиционно составляли преимущественно коловратки (45–50%) и кладоцеры (25–30%). Видовое богатство обеих групп было наибольшим в Каме, Оке и Верхней Волге.

В период 2013–2017 гг. в Верхней и Средней Волге, а также в Каме появились и/или получили широкое распространение виды-вселенцы ракообразные и коловратки, которых можно разделить на три группы: южные пресноводные формы, которые расширяют свой ареал на север в связи с потеплением климата; понто-каспийские солоноватоводные инвазионные ракообразные и вселенцы, проникшие в бассейн Волги с других континентов.

В первую группу отнесены ракообразные *Diaphanosoma orghidani* Negrea, 1982, *Acanthocyclops americanus* (Marsh., 1893) и ко-

ловратки *Asplanchna henrietta* Langhaus, 1906, *Brachionus diversicornis* (Daday, 1883), *B. budapestiensis* Daday, 1885, *Keratella tropica* (Apstein, 1907), *Pompholyx sulcata* Hudson, 1885 и *Conochiloides coenobasis* Skorikov, 1914. Эти виды еще в прошлом веке достигли Верхней Волги [Ривьер, 1993 (Rivier, 1993); Лазарева, 2007 (Lazareva, 2007)], а в 2016 г. обнаружены в камских водохранилищах [Лазарева, в печати (Lazareva, in print)]. Ряд из них (*Keratella tropica*, *Brachionus diversicornis*, *B. budapestiensis*) в 2005–2007 гг. находили в притоках Камы, впадающих в Камский плес Куйбышевского водохранилища [Подшивалина, Яковлев, 2012 (Podshivalina, Yakovlev, 2012)].

В эту же группу можно отнести находки *Diaphanosoma mongolianum* Ueno, 1938 (300–1140 экз./м³) в Каме против устья р. Иж (Нижнекамское водохранилище, 56° с.ш.) и в Волге в Костромском разливе (Горьковское водохранилище, 57° с.ш.). *D. mongolianum* распространена в Палеарктике до 57° с.ш., но чаще встречается в южной ее части [Korovchinsky, 1987].

Летом 2017 г. в незарегулированной части нижней Волги от с. Соленое займище (48° с.ш.) до г. Астрахань (46° с.ш.) впервые обнаружен (100–600 экз./м³) тропический *Thermocyclops taihokuensis* Harada, 1931, который известен из бассейнов рек Сырдарья и Амударья [Mirabdullayev, Kuznetsov, 1997]. Ранее в дельте Волги находили другой тропический вид этого рода *Th. vermifer* Lindberg, 1935 [Определитель зоопланктона..., 2010 (Guide to..., 2010)].

Отметим, что многие из указанных видов (например, *Diaphanosoma orghidani*, *Asplanchna henrietta*, *Pompholyx sulcata*, *Conochiloides coenobasis*) в верховьях Волги и камских водохранилищах образуют многочисленные популяции и локально входят в состав доминантов зоопланктона [Лазарева, 2010 (Lazareva, 2010); Лазарева и др., 2012, 2018 а (Lazareva et al., 2014, 2018 a); Лазарева, в печати (Lazareva, in print)].

Ко второй группе относятся каспийские копеподы *Heterocope caspia* Sars, 1897, *Eurytemora caspica* Sukhikh et Alekseev, 2013 и средиземноморская *Calanipeda aquaedulcis* Kritschagin, 1873, а также каспийские кладоцеры *Cornigerius maeoticus* (Pengo, 1879), *Cercopagis pengoi* (Ostroumov, 1891) и *Podonevadne trigona ovum* (Zernov, 1901). *Calanipeda aquaedulcis* расселилась по Волге до Камского плеса Куйбышевского водохранилища (55° с.ш.), *Cornigerius maeoticus* проник не только в Камский, но и в Волжский плес этого водоема (55° с.ш.), а *Cercopagis pengoi* отмечен в Волгоградском, Саратовском, Куйбышевском водохранилищах, а также в верховье Воткинского и приплотинном участке Камского (до 58° с.ш.) (табл. 2). *Heterocope*

caspia и *Eurytemora caspica* заселили не только Волгу до устья Камы, но и все камские водохранилища до 59° с.ш. Только *Podonevadne trigona ovum* не обнаружена за пределами Волгоградского водохранилища.

Наибольшее количество вселенцев этой группы выявлено в Куйбышевском (5 видов) и Волгоградском (6 видов) водохранилищах. В незарегулированном участке нижней Волги найдено 4 вида, в остальных водоемах – 2–3 (табл. 2).

В третьей группе один вид – американская коловратка *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908), которая вселилась в бассейн Волги из Западной Европы и быстро распространяется в восточном направлении, она обнаружена в Ивановском, Угличском, Шекнинском и Чебоксарском водохранилищах [Жданова и др., 2016 (Zhdanova et al., 2016); Шурганова и др., 2017 а (Shurganova et al., 2017 a)]. К 2012 г. вид достиг Камы и заселил фактически все Камское водохранилище [Крайнев и др., 2018 (Kraïnev et al., 2018)].

Большинство понто-каспийских видов ракообразных не поднимались по Волге выше устья Камы, исключение составил *Cornigerius maeoticus*, обнаруженный в Волжском плесе Куйбышевского водохранилища ниже г. Казань. В зоне слияния Волги с Камой наблюдалось наиболее заметное изменение состава фауны зоопланктона. Северный комплекс фауны пополнялся южными видами, в том числе инвазионными. Некоторые из них (*Heterocope caspia*, *Calanipeda aquaedulcis*) доминировали в планктоне (в сумме до 80% обилия ракообразных) [Лазарева и др., 2018 а (Lazareva et al., 2018 a)].

Таблица 2. Встречаемость понто-каспийских и тропических инвазионных видов в водохранилищах Волги и Камы летом 2015–2017 гг.

Table 2. The occurrence of Ponto-Caspian and tropical invasive species in the Volga and Kama reservoirs in the summer 2015–2017

Вид / Species	Водохранилища / Reservoirs						
	К	С	В	НВ	Нк	Вт	Км
<i>Heterocope caspia</i>	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
<i>Eurytemora caspica</i>	++	–	++	++	++	+++	+++
<i>Calanipeda aquaedulcis</i>	++	++	++	+++	–	–	–
<i>Cornigerius maeoticus</i>	++	++	+	–	–	–	–
<i>Cercopagis pengoi</i>	+	–	+	–	–	+	+
<i>Podonevadne trigona ovum</i>	–	–	+	–	–	–	–
<i>Thermocyclops taihokuensis</i>	–	–	–	++	–	–	–
Всего / All	5	3	6	4	2	3	3

Примечание. Водохранилища: К – Куйбышевское / Kuibyshev, С – Саратовское / Saratov, В – Волгоградское / Volgograd, НВ – незарегулированная Волга ниже плотины Волжской ГЭС / Unregulated Volga River below the dam of Volzhskaya HPP, Нк – Нижнекамское / Lower-Kama, Вт – Воткинское / Votkinsk, Км – Камское / Kama. Встречаемость: “+++” – вид встречается в большинстве проб (>80%), “++” – вид обычен (30–79% проб), “+” – вид редок (<30% проб), “–” – вид не обнаружен.

С 1940-х годов, после заполнения Рыбинского водохранилища, вниз по Волге с потоком ее вод расселяются представители бореально-арктического комплекса зоопланктона [Мордухай-Болтовской, Дзюбан, 1976 (Mordukhai-Boltovskoy, Dzyuban, 1976)]. Их можно отнести к чужеродным видам только за пределами лесной зоны, а именно: в Средней Волге ниже г. Казань (Куйбышевское водохранилище). Известно восемь этих северных видов в южной части Куйбышевского водохранилища и 7–9 видов в Саратовском [Романова, 2010 (Romanova, 2010); Попов, 2013 (Попов, 2013); Попов, 2011]. В 2015–2017 гг. зарегистрированы 10 северных видов в Куйбышевском водохранилище ниже устья Камы, 7 ви-

дов в Саратовском и 6 видов в Волгоградском, чаще всего встречаются кладоцеры рода *Bosmina* (табл. 3).

Установлено, что четыре бореально-арктических вида (*Bosmina coregoni*, *B. longispina*, *B. crassicornis* и *Bythotrephes x hybridus* (sin. *B. longimanus*)) обычны (60–90% проб), хотя и немногочисленны (<500 экз./м³), в незарегулированном участке Волги между городами Волгоград и Астрахань. Заметим, что род *Bythotrephes* в Волге представлен преимущественно гибридными формами (*B. cederströmii* x *B. brevipanus* and *B. cederströmii* x *B. arcticus*) (Litvinchuk, Litvinchuk, 2016; Korovchisky, 2015, 2016, 2018).

Таблица 3. Встречаемость бореально-арктических видов в водохранилищах Средней и Нижней Волги летом 2015–2017 гг.

Вид / Species	Водохранилища / Reservoirs			
	К	С	В	НВ
<i>Limnospida frontosa</i> Sars, 1862	+	–	+	–
<i>Bosmina (Eubosmina)</i> cf. <i>coregoni</i> Baird, 1857	++	++	+++	+++
<i>B. (E.)</i> cf. <i>longispina</i> Leydig, 1860	++	+++	++	+++
<i>B. (E.)</i> cf. <i>crassicornis</i> (Lilljeborg, 1887)	+	+++	+++	+++
<i>Bythotrephes x hybridus</i> *	+	+	+	++
<i>Cyclops kolensis</i> Lilljeborg, 1901	++	–	–	–
<i>Eudiaptomus gracilis</i> (Sars, 1863)	++	+	+	–
<i>E. graciloides</i> (Lilljeborg, 1888)	+	+	–	–
<i>Kellicottia longispina</i> (Kellicott, 1879)	+	–	–	–
<i>Conochilus hippocrepis</i> (Schränk, 1803)	+	+	–	–
Всего / All	10	7	6	4

Примечание. Водохранилища: К – Куйбышевское ниже устья Камы / Kuibyshev below the Kama mouth, С – Саратовское / Saratov, В – Волгоградское / Saratov, НВ – незарегулированная Волга ниже плотины Волжской ГЭС / Unregulated Volga River below the dam of Volzhskaya HPP. Встречаемость: “+++” – вид встречается в большинстве проб (>80%), “++” – вид обычен (30–79% проб), “+” – вид редок (<30% проб), прочерк – вид не обнаружен. “*” – род *Bythotrephes* в Волге представлен преимущественно гибридными формами (см. текст).

Помимо видов, перечисленных в табл. 3, в Саратовском и Волгоградском водохранилищах встречаются такие северные весенне-летние формы, как *Daphnia (D.) cristata* Sars, 1862 и *Heteroscope appendiculata* Sars, 1863 [Мордухай-Болтовской, Дзюбан, 1976 (Mordukhai-Boltovskoy, Dzyuban, 1976); Романова, 2010 (Romanova, 2010); Попов, 2013 (Попов, 2013); Попов, 2011]. В конце лета эти виды нами не обнаружены.

Среди инфузорий также выявлен ряд видов, не отмеченных для Волги в сводках 1970-х и 1990-х годов [Мамаева, 1979 (Mamaeva, 1979); Жариков, 1996 (Zharikov, 1996); Жуков и др., 1998 (Zhukov et al., 1998)]. Это крупные *Urotricha simonsbergeri* Foissner, Berger & Schaumburg, 1999 и *U. venatrix* Kahl, 1935, которых ранее, возможно, определяли как виды родов *Bursellopsis* или *Holophrya*. В период исследований в незначительном количестве эти виды найдены по всему каскаду, особенно

часто они встречались в незарегулированном участке р. Волги и в Куйбышевском водохранилище.

Кроме того, в р. Оке обнаружены *Spiretella plancticola* Gelei, 1933, *Euplotes polycarinatus* Carter, 1972, *Wenrichia* cf. *colpidiodes* Jankowski, 1967 и *Cristigera phoenix* (Penard, 1922). Последний вид ранее регистрировали в озерах бассейна Волги, кроме устьевой области р. Оки (Чебоксарское водохранилище) он найден в Каме (ст. Елово и Оса, Воткинское водохранилище), в приплотинном участке Камского водохранилища (ст. Добрянка) и в низовье Волги выше г. Астрахань (устье р. Бузан). Вблизи г. Астрахань отмечена также *Wenrichia* cf. *colpidiodes*. Таким образом, находки новых видов приурочены преимущественно к р. Оке и низовьям Волги.

Пополнились сведения о распространении считавшихся ранее редкими *Leprotintinnus pellucidus* (Cleve, 1899) и *Pelagovorticella*

mayeri (Faure-Fremiet, 1920). Впервые *Leprotintinnus pellucidus* обнаружен в небольшом количестве в дельте Волги и в Куйбышевском водохранилище, его рассматривали как вселенец из Северного Каспия [Мамаева, 1979 (Мамаева, 1979)]. В настоящее время он найден почти по всему Камскому плесу Куйбышевского водохранилища, максимальная численность 332 тыс. экз./м³ отмечена на ст. Балахчино, встречаемость 26%, а также единично – во всех камских водохранилищах, а также в низовье Волги (от с. Ветлянка до г. Астрахань). *Pelagovorticella mayeri* ранее находили в дельте Волги и Северном Каспии [Аладин и др., 2000 (Aladin et al., 2000)]. В 2017 г. она единично обнаружена выше по течению Волги вблизи г. Астрахань, а также в Средней Волге (Костромское расширение, Горьковское водохранилище, р. Ока в зоне выклинивания подпора Чебоксарского водохранилища, речная часть этого водохранилища выше (ст. Городец) и ниже (ст. Кстово) г. Н. Новгорода) и во всех трех водохранилищах Камы (ст. Сива, Нижнекамское водохранилище, вблизи г. Оханск, Воткинское и в верховье Камского у г. Березники).

Численность и биомасса, доминанты.

Основу (>85%) численности зоопланктона во всех водохранилищах формировали инфузории (табл. 4), среди которых преобладали представители тинтиннид (отр. Tintinnida) и хореотрихид (Отр. Choreotrichida): *Tintinnidium fluvatile* Stein, 1863 и *Codonella cratera* (Leidy, 1887) Imhof, 1885 в Рыбинском водохранилище; *Tintinnopsis cylindrata* Kof. & Cam., 1892 и *Rimostrombidium hyalinum* (Mirabdulaev, 1985) Petz & Foissner, 1992 в Средней и Нижней Волге; *Codonella cratera* в водохранилищах Камы. В р. Оке преобладали мелкие скутикоцилиаты (п/класс Scuticociliatia Small, 1967): *Calypotricha pleuronemoides* Philips, 1882, *Cyclidium* sp., *Ctedoctema acanthocrypta* Stokes, 1884 – преимущественно индикаторы альфамезосапробных условий.

Вклад каждой группы метазоопланктона не превышал 7%. Суммарное количество зоопланктона варьировало от 420 до 2590 тыс. экз./м³, наибольшие значения (>1 млн. экз./м³) наблюдались в Верхней Волге, Каме и особенно в Оке.

Численность метазоопланктона ($N_{мз}$) водоемов Верхней и Средней Волги (по 30–45%) определяли копеподы и коловратки. В Волге до ее слияния с Камой доминировали циклопидные копеподы *Mesocyclops leuckarti* (Claus, 1857), *Thermocyclops oithonoides* (Sars,

1863) и *Th. crassus* (Fischer, 1853) (в сумме ≤ 70 тыс. экз./м³), среди коловраток повсеместно были многочисленны *Polyarthra luminosa* Kutikova, 1962 и *P. major* Bruckhardt, 1900 (в сумме ≤ 20 –40 тыс. экз./м³), *Synchaeta pectinata* Ehrenberg, 1832 и *S. tremula* (O.F. Müller, 1786) (в сумме ≤ 40 тыс. экз./м³), *Euchlanis dilatata* Ehrenberg, 1832 (≤ 20 тыс. экз./м³) и *Keratella quadrata* (O.F. Müller, 1786) (≤ 25 тыс. экз./м³).

Локально в Ивановском и Чебоксарском водохранилищах достигали высокой численности (50–70 тыс. экз./м³) *Brachionus angularis* Gosse, 1851 и *B. calyciflorus* Pallas, 1776, только в Ивановском водохранилище – *Brachionus diversicornis*, *Asplanchna henrietta* и *Conochiloides coenobasis* (каждый до 15–20 тыс. экз./м³). В р. Оке преобладали коловратки рода *Brachionus* (в основном *B. angularis* и *B. calyciflorus*, в сумме >60 тыс. экз./м³), а в Рыбинском водохранилище – рода *Conochilus* (*Conochilus hippocrepis* и *C. unicornis* Rousselet, 1892, вместе до 20–40 тыс. экз./м³).

Ниже устья Камы в Куйбышевском, Саратовском, Волгоградском водохранилищах и незарегулированном участке нижней Волги копеподы и коловратки формировали по 30–40% количества метазоопланктона. Однако здесь среди ракообразных высокую численность (5–9 тыс. экз./м³), сравнимую с таковой циклопов родов *Mesocyclops* и *Thermocyclops* (6–10 тыс. экз./м³), формировали каляноидные копеподы, преимущественно вселенец *HeterosCOPE caspia*, популяция которого с учетом науплиусов образовывала 3–9 тыс. экз./м³ или >40% количества ракообразных.

Среди коловраток преобладали в основном те же виды, что и выше устья Камы, но их численность была существенно ниже. Два вида рода *Synchaeta* достигали <15 тыс. экз./м³, *Polyarthra* – <6 тыс. экз./м³ и *Euchlanis dilatata* 5–9 тыс. экз./м³. Наряду с указанными двумя группами в Средней и Нижней Волге сравнительно высокий вклад (30–40%) в численность метазоопланктона формировали велигеры моллюсков рода *Dreissena*. Подробно структура доминантного комплекса ракообразных и коловраток Волги проанализирована в работе [Лазарева и др., 2018 а (Lazareva et al., 2018 а)].

В Каме, как и в Волге, основную часть численности метазоопланктона (~90%) образовывали копеподы и коловратки (табл. 6). В верхних Камском и Воткинском водохранилищах доминировали копеподы (50 и 61% $N_{мз}$ соответственно), в Нижнекамском (65% $N_{мз}$) – коловратки, а в Камском плесе Куйбышевского водохранилища – обе группы по 35%. Среди

копепод преобладали те же виды циклопов, что и в Волге. Их суммарная численность достигала 115 тыс. экз./м³, доминировал *Mesocyclops leuckarti* (до 75% обилия трех видов). Особенностью современного планктона Камы была сравнительно высокая численность (до 7 тыс. экз./м³) каляноидных копепод-вселенцев *Heteroscope caspia* и *Eurytemora caspica*, преобладала гетерокопа (<6 тыс. экз./м³ и 2–5% обилия ракообразных). Наиболее высокой численности (в среднем 8, максимум 30 тыс. экз./м³) она достигала в камской части Куйбышевского водохранилища.

Среди коловраток высокую численность (10–220 тыс. экз./м³) формировали 11 видов: *Brachionus angularis*, *Pompholyx sulcata* Hudson, 1885, *Keratella cochlearis* (Gosse, 1851), *K. quadrata*, *Conochilus hippocrepis*, *Euchlanis dilatata*, *Conochiloides coenobasis*, *Polyarthra luminosa*, *P. major*, *Synchaeta pectinata* и *Asplanchna henrietta*. Их обилие в пелагиали водохранилищ распределено крайне неравномерно (коэффициент вариации 150–430), большинство видов доминировали локально в отдельных участках водоемов.

Так, в верховье Камского водохранилища преобладали *Brachionus angularis* (<220 тыс. экз./м³) и *Conochiloides coenobasis* (>20 тыс. экз./м³), в среднем и приплотинном

участке – *Keratella cochlearis* и *Polyarthra major* в сумме в среднем ~7 тыс. экз./м³). В средней части Воткинского водохранилища между устьем рек Нытвы и Тулвы доминировали *Polyarthra luminosa* (до 18 тыс. экз./м³) и *Synchaeta pectinata* (до 36 тыс. экз./м³), в нижней его части преобладали *Keratella cochlearis* (<20 тыс. экз./м³) и *K. quadrata* (<13 тыс. экз./м³), а в приплотинном участке почти 80% N_{tot} формировал *Conochilus hippocrepis* (13 тыс. экз./м³).

В верхнем речном участке Нижнекамского водохранилища от плотины Воткинской ГЭС до г. Сарапул количество коловраток достигало >300 тыс. экз./м³, преобладали *Pompholyx sulcata* (90–125 тыс. экз./м³), *Keratella cochlearis* (100–119) и *Conochilus hippocrepis* (100–113 тыс. экз./м³). В нижнем участке этого водоема численность коловраток была низкой (<10 тыс. экз./м³), только в устье р. Белой *Conochilus hippocrepis* достигал 5 тыс. экз./м³. Таким же низким было количество коловраток в Камском и Волго-Камском плесах Куйбышевского водохранилища, лишь в устье р. Вятки оно возрастало >70 тыс. экз./м³. Здесь доминировали *Brachionus angularis* (31 тыс. экз./м³) и *Conochiloides coenobasis* (24 тыс. экз./м³).

Таблица 4. Вклад (%) основных групп зоопланктона в его общую численность в водохранилищах Волги и Камы в августе 2013–2017 гг.

Водохранилище / Reservoir	Год / Year	Ciliophora	Cladocera	Copepoda	Rotifera	Dreissena veliger	N_{sum} , thous. ind./m ³
Иваньковское / Ivankovo	2013–2015	89	1	4	5	1	1433
Угличское / Uglich	2013–2015	86	2	6	5	1	1177
Рыбинское / Rybinsk	2013–2017	85	2	6	6	1	939
Горьковское / Gorky	2015–2017	82	1	7	7	3	554
Чебоксарское / Cheboksary	2015–2017	86	1	4	6	3	646
Куйбышевское / Kuibyshev	2015–2017	90	<1	4	4	2	583
Саратовское / Saratov	2015, 2017	94	<1	2	2	2	424
Волгоградское / Volgograd	2017	91	1	3	3	2	632
Незарегулированная Волга / Unregulated Volga River	2017	94	<1	2	2	2	573
Камское / Kama	2016	86	2	7	5	<1	1590
Воткинское / Votkinsk	2016	90	<1	6	3	<1	1865
Нижнекамское / Lower-Kama	2016	88	1	3	7	1	1989
Верхняя Волга / Upper Volga	2013–2017	87	2	5	5	1	1183
Средняя Волга / Middle Volga	2015–2017	85	1	5	6	3	595
Нижняя Волга / Lower Volga	2015, 2017	93	1	2	2	2	547
Кама / Kama	2016	88	1	5	5	<1	1815
Ока / Oka*	2016	96	<1	1	3	<1	2586

Примечание. N_{sum} – общее количество зоопланктона (тыс. экз./м³) согласно табл. 6; здесь и в табл. 5 количество инфузорий в Угличском водохранилище принято средним между Иваньковским и Рыбинским водохранилищами, расчет по данным работ [Копылов и др., 2010 (Kopylov et al., 2010)]; “*” – в зоне подпора Чебоксарского водохранилища.

Биомассу зоопланктона фактически повсеместно образовывали ракообразные (>75%), только в Оке их вклад снижался <40% (табл. 5). В биомассе окского планктона отмечена максимальная доля инфузорий (39%) и коловраток (25%). Среди инфузорий р. Оки по биомассе доминировали крупная *Stokesia vernalis* Wenrich 1929 (>30% биомассы инфузорий), а также виды р. *Urotricha* (15%). В отличие от Волги здесь значительную долю в

биомассу (~14%) вносили суктории (п/кл. Suctoria), в основном, *Metacineta longipes* var. *septimfida* Rieder, 1985 и *Acineta flava* Kellicott 1885, развивающиеся в толще воды на частицах детрита и нитчатых диатомовых.

Доля велигеров дрейссены была наибольшей (9–15%) в Чебоксарском и Саратовском водохранилищах, а также в незарегулированном участке нижней Волги.

Таблица 5. Вклад (%) основных групп зоопланктона в его общую биомассу в водохранилищах Волги и Камы в августе 2013–2017 гг.

Водохранилище Reservoir	Год/ Year	Cilio- phora	Clado- cera	Cope- poda	Roti- fera	Dreissena veliger	B_{sum} , mg/m ³
Иваньковское / Ivankovo	2013–2015	21	30	24	24	1	1030
Угличское / Uglich	2013–2015	7	48	39	5	1	1560
Рыбинское / Rybinsk	2013–2017	1	54	34	10	1	1290
Горьковское / Gorky	2015–2017	3	62	23	6	6	500
Чебоксарское / Cheboksary	2015–2017	4	46	27	8	15	350
Куйбышевское / Kuibyshev	2015–2017	5	29	53	7	6	330
Саратовское / Saratov	2015, 2017	17	36	30	7	10	125
Волгоградское / Volgograd	2017	4	54	31	6	5	290
Незарегулированная Волга / Unregulated Volga River	2017	10	43	33	5	9	240
Кама / Kama	2016	2	56	27	15	<1	1990
Воткинское / Votkinsk	2016	5	23	52	19	1	1020
Нижнекамское / Lower-Kama	2016	3	60	30	5	2	1380
Верхняя Волга / Upper Volga	2013–2017	9	45	33	12	1	1295
Средняя Волга / Middle Volga	2015–2017	4	48	32	7	9	390
Нижняя Волга / Lower Volga	2015, 2017	9	47	31	6	7	218
Кама / Kama	2016	3	50	34	12	1	1460
Ока / Oka*	2016	39	15	19	25	2	130

Примечание. B_{sum} – общая биомасса зоопланктона, мг/м³.

Общая биомасса зоопланктона варьировала от 125 до 1990 мг/м³, в Верхней Волге и Каме она превышала 1000 мг/м³ (табл. 5). Биомасса уменьшалась вниз по течению Волги в 3–6 раз, а Камы – менее чем вдвое. Количество ракообразных, определяющее общую биомассу сообщества, в Горьковском водохранилище снижалось в 1.5–2 раза (<49 тыс. экз./м³) по сравнению с верховьями волжскими водоемами (76–89 тыс. экз./м³) в основном за счет кладоцер, обилие которых уменьшалось в 2.5 раза (табл. 6).

Биомасса метазоопланктона ($B_{\text{мз}}$) также резко снижалась, начиная с речной части этого водохранилища (440–580 км волжского судового хода) (рис. 1). Численность копепоид сильно уменьшалась в Чебоксарском водохранилище, здесь общее количество ракообразных составляло 28 тыс. экз./м³. В Нижней Волге, начиная с Саратовского водохранилища, их обилие уменьшалось до <20 тыс. экз./м³, соответственно, здесь наблюдали минимальную биомассу (табл. 6). Статистически распределе-

ние биомассы летнего метазоопланктона в Волге и ее межгодовые вариации в большей мере зависели от колебаний численности копепоид (вклад в общую дисперсию 60%), чем кладоцер (4%) (табл. 7).

В Каме в течение одной экспедиции обследован участок протяженностью в 2.5 раза короче (1040 км), чем таковой в Волге (почти 3000 км). Тем не менее, в камских водохранилищах, как и в волжских, прослежено уменьшение обилия метазоопланктона вниз по течению реки, тренд биомассы достоверен, тогда как тренд численности из-за больших ее вариаций недостоверен (рис. 2). Для Камы характерно высокое обилие метазоопланктона (360–380 тыс. экз./м³ и 1.6–2.3 г/м³) в верховье Камского и Нижнекамского водохранилищ, но низкое (70–130 тыс. экз./м³ и 0.5–0.6 г/м³) в верховье Воткинского и Камском плесе Куйбышевского водохранилища.

За исключением Камской части Куйбышевского водохранилища, биомасса метазоопланктона была высокой, сопоставимой с та-

ковой в водоемах Верхней Волги (табл. 6). Статистически распределение биомассы летнего метазоопланктона в Каме, в отличие от Волги, в большей мере зависело от колебаний численности кладоцер (вклад в общую дисперсию 76%), вклад копепод составил всего 10% (табл. 7).

Фактически по всему каскаду в метазоопланктоне по биомассе доминировали кладоцеры (45–50%), на долю копепод приходилось 30–35% (табл. 4). Более высокий вклад в биомассу копепод (>50%) отмечали в Куйбышевском и Воткинском водохранилищах. Среди них биомассу формировали те же виды, что и численность.

Среди кладоцер в верхневолжских водохранилищах по биомассе доминировали *Daphnia cucullata* Sars, 1862 (Иваньковское водохранилище, ~60% биомассы группы), *D. galeata* Sars, 1864 и *D. cucullata* (в сумме ~45%), *Limnoscia frontosa* и *Leptodora kindtii* (Focke, 1844) (в сумме ~30%) – в Угличском водохранилище. В Рыбинском водохранилище определяли ~60% биомассы группы. В Средней и Нижней Волге, а также в Камских водохранилищах 50–80% биомассы кладоцер образовывала крупная (длина тела до 1.7–1.9 мм) *Daphnia galeata*.

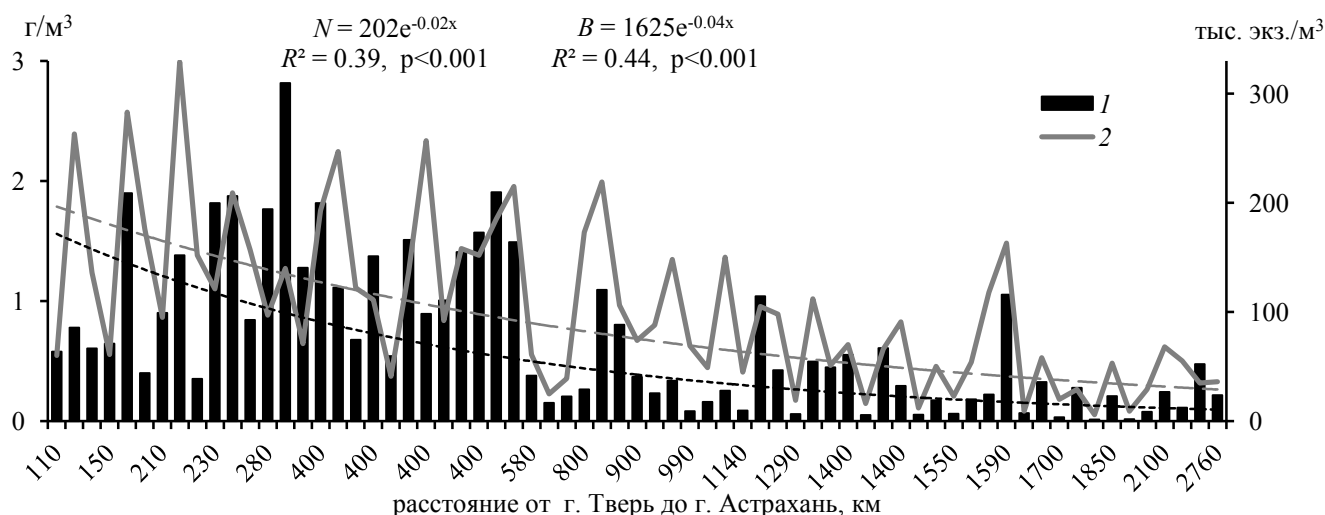


Рис. 1. Распределение биомассы (B , 1) и численности (N , 2) метазоопланктона в р. Волга летом 2013–2017 гг. (сверху вниз по течению).

Пунктиром обозначены линии экспоненциального тренда: черный – биомасса, серый – численность.

Fig. 1. Distribution of biomass (B , 1) and density (N , 2) of metazooplankton in the Volga River in summer 2013–2017 (downstream).

The dashed lines indicate the exponential trend: black – biomass, gray – density.

Таблица 6. Средние численность (N , тыс. экз./м³) и биомасса (B , мг/м³) основных групп зоопланктона в пелагиали водохранилищ Волги и Камы в августе 2013–2017 гг.

Table 6. Mean density (N , thous. ind./m³) and biomass (B , mg/m³) of the main zooplankton groups in the pelagial of Volga River and Kama River Reservoirs in august 2013–2017

Водохранилище Reservoir	Год/ Year	Группы зоопланктона / Zooplankton groups										Метазоопланктон/ Metazooplankton	
		Ciliophora		Cladocera		Copepoda		Rotifera		Dreissena veliger			
		<i>N</i>	<i>B</i>	<i>N</i>	<i>B</i>	<i>N</i>	<i>B</i>	<i>N</i>	<i>B</i>	<i>N</i>	<i>B</i>	<i>N</i>	<i>B</i>
Иваньковское / Ivankovo	2013–2015	1270±50*	215±14	20±8	316±53	56±15	244±50	74±21	243±137	15±8	14±7	163±39	817±220
Угличское / Uglich	2013–2015	–	–	19±4	751±145	70±14	601±204	53±19	83±35	8±2	13±3	152±25	1447±241
Рыбинское / Rybinsk	2013–2017	780±30	14±7	21±4	680±88	61±9	443±58	61±9	134±21	12±3	17±6	159±18	1275±125
Горьковское / Gorky	2015–2017	450±60	15±5	8±3	307±122	41±15	115±48	41±14	31±10	15±8	29±22	104±32	482±154
Чебоксарское / Cheboksary	2015–2017	554±126	15±4	5±2	156±66	23±7	94±37	47±10	29±5	17±4	53±37	92±12	332±97
Куйбышевское / Kuibyshev	2015–2017	522±88	18±5	3±1	96±30	22±5	170±56	25±7	24±6	12±2	19±4	61±11	309±73
Саратовское / Saratov	2015, 2017	400±85	21±11	2±0.5	46±28	8±3	37±17	7±2	9±3	8±2	12±3	24±7	104±46
Волгоградское / Volgograd	2017	579±283	12±5	6±2	156±95	19±1	89±17	17±8	16±8	10±2	15±2	53±9	276±95
Незарегулированная Волга / Unregulated Volga River	2017	537±142	24±9	3±1	104±40	10±2	79±8	9±4	12±4	14±5	22±8	36±5	216±41
Камское / Kama	2016	1360±515	40±28	29±10	1112±306	115±13	533±95	84±60	302±260	1±0.5	1±0.5	230±76	1949±282
Воткинское / Votkinsk	2016	1680±615	50±25	5±2	232±122	113±25	533±110	60±19	191±88	6±3	13±6	185±45	969±235
Нижнекамское / Lower-Kama	2016	1769±296	48±21	13±4	829±133	53±8	419±82	142±137	64±60	13±10	22±19	220±140	1333±255
Верхняя Волга / Upper Volga	2013–2017	1025±50	115±14	20±1	582±135	62±4	429±103	62±6	153±47	12±2	15±1	158±3	1180±188
Средняя Волга / Middle Volga	2015–2017	509±30	16±1	5±1	186±62	29±6	126±22	38±6	28±2	15±1	34±10	86±12	374±54
Нижняя Волга / Lower Volga	2015, 2017	509±56	19±4	4±1	102±31	12±3	68±15	11±3	12±2	11±2	16±3	38±8	199±50
Кама / Kama	2016	1603±124	46±3	16±7	724±259	94±20	495±38	95±24	186±68	7±3	12±6	212±14	1417±286
Ока / Oka**	2016	2490±540	51±14	1±0.2	20±7	14±3	25±7	79±12	33±5	2±1	3±2	96±12	81±7

Примечание. Среднее для водохранилища приведено с его стандартной ошибкой, “*” – 2005 г. по [Korylov et al., 2018], “**” – в зоне подпора Чебоксарского водохранилища.

Таблица 7. Регрессионный анализ зависимости общей биомассы метазоопланктона от вариций численности (N) кладоцер и копепод в водохранилищах Волги и Камы

Table 7. Stepwise regression analysis of the dependence of the total metazooplankton biomass on variations in cladoceran and copepod density (N) in the Volga River and Kama River reservoirs

Волга / Volga River					Кама / Kama River				
Фактор / Factor	b	F	r_{part}	$R_2, \%$	Фактор / Factor	b	F	r_{part}	$R_2, \%$
N Copepoda	0.74	99.5	0.77	60	N Cladocera	0.77	25.1	0.89	76
N Cladocera	0.19	6.3	0.30	4	N Copepoda	0.33	5.0	0.64	10

Примечание. b – бета-фактор, F – критерий Фишера, показывающие силу влияния фактора, r_{part} – частный коэффициент корреляции, $R_2, \%$ – коэффициент детерминации, доля объясненной фактором изменчивости показателя.

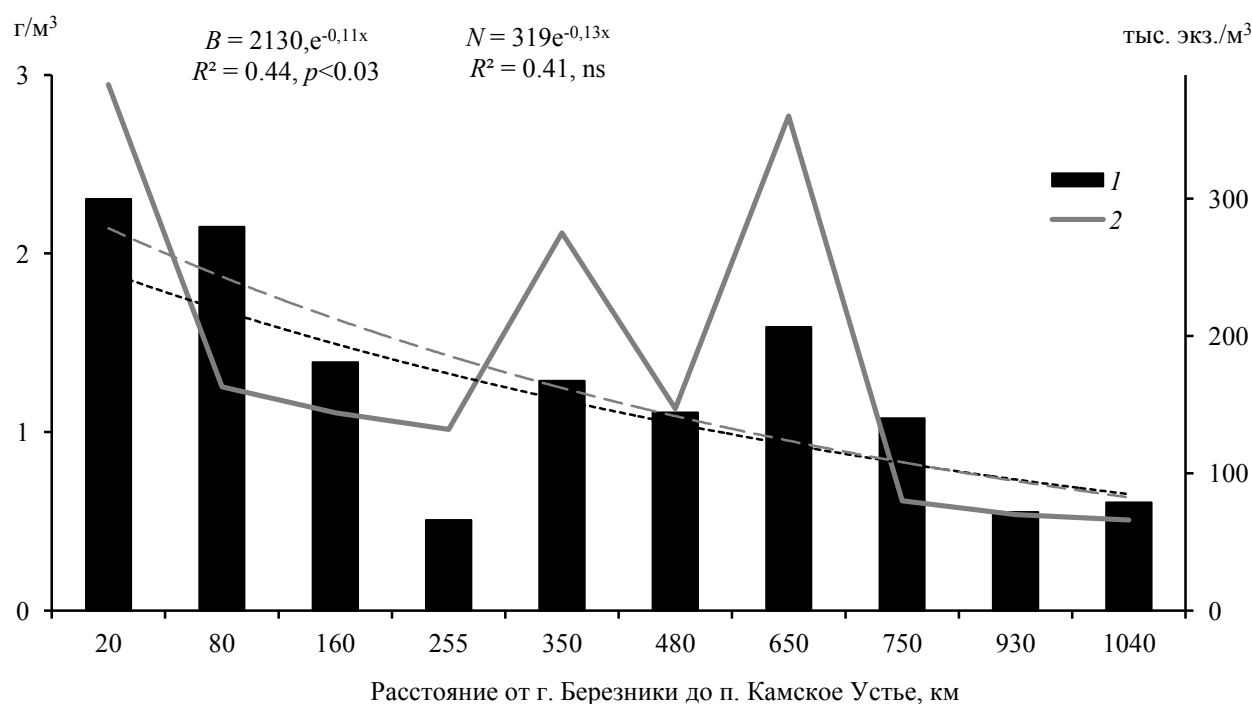


Рис. 2. Распределение биомассы (B , 1) и численности (N , 2) метазоопланктона в р. Кама летом 2016 г. (сверху вниз по течению). Пунктиром обозначены линии экспоненциального тренда: черный – биомасса, серый – численность.

Fig. 2. Distribution of biomass (B , 1) and density (N , 2) of metazooplankton in the Kama River in summer 2016 (downstream). The dashed lines indicate the exponential trend: black – biomass, gray – density.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ ИССЛЕДОВАНИЯ

Экспедиции ИБВВ РАН в 2015–2017 гг. оказались первыми после перерыва в четверть века, когда в короткие сроки (август) были обследованы все водохранилища Волги и Камы, а также участок незарегулированной Волги между городами Волгоград и Астрахань. По результатам этих работ выявлено продвижение на север большой группы (10 видов) южных пресноводных видов зоопланктона, а также дальнейшее распространение вверх по Волге и Каме понто-каспийских и средиземноморских солоноватоводных инвазионных форм (5 видов). Наибольшее количество находок этих видов пришлось на мало изученные северные плесы Куйбышевского водохранилища, Каму и незарегулированный участок нижней Волги [Лазарева и др., 2018 а (Lazareva et al., 2018 а); Лазарева, в печати (Lazareva, in print)].

Установлено расширение на север (выше 55° с.ш.) до Волжского и Камского плесов Куйбышевского водохранилища ареала кладоцеры *Cornigerius maeoticus*. Еще дальше расселился *Cercopagis pengoi*, который обнаружен во всех плесах этого водохранилища, кроме Камского и Волжского, а также в верховье Воткинского (устье р. Нытва, 58° с.ш.) и приплотинном участке Камского водохранилищ. Самая северная находка вида в Каме у г. Добрянка (58° 26' с.ш.). Ранее северной гра-

ницей распространения обоих видов указывали приплотинный плес Куйбышевского водохранилища (53° с.ш.) [Бычек, 2008 (Bychek, 2008); Попов, 2011].

Летом 2015–2016 гг. впервые обнаружена высокая встречаемость (60–90% проб) и обилие (до 7 тыс. экз./м³) средиземноморской копеподы *Calanipeda aquaedulcis* в Куйбышевском и Саратовском водохранилищах [Лазарева, 2018 (Lazareva, 2018); Лазарева и др., 2018 а (Lazareva et al., 2018 а)]. В августе 2017 г. численность вида была ниже (<3 тыс. экз./м³), но установлено, что это обычная форма планктона (встречаемость 60–100% проб) для всей Волги от г. Астрахань до устья Камы. Северная граница распространения вида по Волге – район слияния с Камой (55° 12' с.ш.), по Каме – Камский плес Куйбышевского водохранилища (55° 24' с.ш.). В 1960-х годах вид проник в Волгоградское водохранилище [Вьюшкова, Гурова, 1968 (Vjushkova, Gurova, 1968)], в 1980–1990-х годах его единично находили в Саратовском водохранилище [Попов, 2011]. В последующем до 2015 г. не находили.

До зарегулирования только *Heteroscope caspia* поднималась по Волге до г. Саратов [Мордухай-Болтовской, Дзюбан, 1976 (Mordukhai-Boltovskoy, Dzyuban, 1976)]. В Куйбышевском водохранилище ее регистри-

руют с середины 1960-х годов, почти сразу вид стал массовым в теплое время года [(Тимохина, 2000 (Timokhina, 2000); Романова, 2010 (Romanova, 2010)]. Летом 2016 г. *H. caspia* впервые найдена во всех водохранилищах Камы, самая северная находка в верховье Камского водохранилища (59° 20' с.ш.). Установлено, что данный вид повсеместно встречается и сравнительно многочислен (на отдельных участках до 40 тыс. экз./м³) по всей Волге от г. Астрахань до устья Камы и по Каме от ее устья до г. Березники (табл. 2).

В начале 1980-х годов в планктоне Куйбышевского водохранилища появилась *Eurytemora* группы “*affinis*”, с 1984 г. вид доминировал среди калянид в первой половине лета [Тимохина, 2000 (Timokhina, 2000)]. В 2000-х годах он отмечен как обычный (встречаемость >40%) в Саратовском водохранилище [Попов, 2007 (Porov, 2007)]. В 2013 г. по материалам из Северного Каспия и дельты Волги из группы видов “*affinis*” выделена *E. caspia* [Sukhikh, Alekseev, 2013]. Факт присутствия в волжских водохранилищах именно этого вида группы “*affinis*” впервые установлен одним из авторов (В.И. Лазарева) [Лазарева и др., 2018 а (Lazareva et al., 2018 а)].

Летом 2015–2017 гг. *E. caspia* была обычным видом в Волге (встречаемость >80% проб) от г. Астрахань до плотины Саратовской ГЭС (до 1.5 тыс. экз./м³) и в Куйбышевском водохранилище до устья р. Кама (<5 тыс. экз./м³), а также в Каме до середины Камского водохранилища (до 3 тыс. экз./м³). В планктоне Саратовского водохранилища *E. caspia* отсутствовала. Самая северная находка вида расположена в Камском водохранилище у слияния рек Иньва и Косьва (58° 52' с.ш.).

В начале 2000-х вселилась в Волгоградское водохранилище поното-каспийская кладоцера *Podonevadne trigona ovum* [Малинина, 2003 (Malinina, 2003)]. В 2011 г. ее единично находили выше плотины Саратовской ГЭС [Попов, 2012 (Porov, 2012)]. В 2017 г. вид обнаружен нами только в верхней части Волгоградского водохранилища выше г. Вольск (10–15 экз./м³). Таким образом, этот наиболее поздний вселенец к настоящему времени натурализовался только в Волгоградском водохранилище.

В 1970-х годах Ф.Д. Мордухай-Болтовской и Н.А. Дзюбан предположили, что пределом распространения вниз по Волге северных озерных видов *Heterocope appendiculata*, *Limnosida frontosa*, *Bosmina coregoni kessleri* и *B. crassicornis* станет Сара-

товское водохранилище [Мордухай-Болтовской, Дзюбан, 1976 (Mordukhai-Boltovskoy, Dzyuban, 1976)]. В настоящее время из перечисленных четырех видов только форма *Bosmina coregoni kessleri* не найдена южнее Саратовского водохранилища. *Heterocope appendiculata* и *Limnosida frontosa* достигли Волгоградского водохранилища, *Bosmina crassicornis* стала самым обычным видом по всей Волге от верховьев до дельты.

В настоящей работе установлено, что инфузории составляют основную часть численности зоопланктона (>80%) во всех водохранилищах Волги и Камы, это подтверждают и данные других работ [Kopylov et al., 2018]. Их вклад в общую биомассу зоопланктона варьировал от 3% в Каме до ~40% в Оке. В Волге в августе он составил в среднем 7%, что близко к таковому в эти сроки (7–13%) для водохранилищ Верхней Волги в 1980–2000-х годах [Копылов, Косолапов, 2008 (Kopylov, Kosolapov, 2008); Копылов и др., 2010 (Kopylov et al., 2010); Kopylov et al., 2018].

Сравнительный анализ обилия инфузорий волжских и камских водохранилищ выше слияния обеих рек в августе 2016 г. показал, что средняя численность (441 и 1501 тыс. экз./м³, соответственно) и биомасса (17 и 42 мг/м³) в Волге более, чем в 3 раза ниже, чем в Каме. В водохранилищах камского каскада отмечена большая амплитуда колебаний численности и, особенно, биомассы с максимумами в средней части водохранилищ. Возможно, резкое снижение обилия инфузорий связано с заморными явлениями. Особенно сильно выраженными в нижних участках Воткинского и Камского водохранилищ [Лазарева и др., 2018 б (Lazareva et al., 2018 б)].

Установлено снижение численности инфузорий всех водохранилищ каскада (в среднем в 1.5–2.5 раза), а в Куйбышевском и Саратовском водохранилищах в пять и три раза соответственно, относительно 1972–1973 гг. [Мамаева, 1979 (Mamaeva, 1979)]. По сравнению с данными 1987 г. [Мыльникова, 1990 а, б (Mylnikova, 1990 а, б)], снижение обилия инфузорий наблюдалось только в Горьковском и Чебоксарском водохранилищах, в остальных, напротив, численность инфузорий несколько возросла. Особенно заметно это увеличение в камских водохранилищах (Нижекамском и Воткинском в 3–4 раза).

Осредненные за несколько лет данные показали значительно более выравненное распределение метазоопланктона, чем это наблюдалось по результатам единичной съемки 2015 г. [Лазарева и др., 2018 а (Lazareva et al.,

2018 а)]. Соотношение главных таксонов мета-зоопланктона (Cladocera, Copepoda, Rotifera) в период исследований характеризовалось преобладанием фактически в равных долях коловраток и копепоид в его численности, кладоцер и копепоид – в биомассе (в соотношении 1.6:1). Это близко к обычному для позднелетнего сообщества водохранилищ каскада [Кортунова, 1983 (Kortunova, 1983); Кортунова, Галанова, 1988 (Kortunova, Galanova, 1988); Столбунова, 1999, 2009 (Stolbunova, 1999, 2009); Шурганова и др., 2003 (Shurganova et al., 2003); Куйбышевское водохранилище..., 2008 (The Kuibyshev Reservoir ..., 2008); Лазарева, 2010 (Lazareva, 2010); Лазарева и др., 2012 (Lazareva et al., 2014); Преснова, Хулапова, 2015 (Presnova, Khulapova, 2015); Селеткова, 2015 (Seletkova, 2015)].

Выявлено устойчивое снижение доли кладоцер в Иваньковском водохранилище, которые в среднем за три года формировали ~30% общей биомассы мета-зоопланктона. В 1970–1990-х в этом водоеме в конце лета кладоцеры образовывали >60% численности и биомассы (в основном *Daphnia cucullata*) [Иваньковское водохранилище..., 1978 (The Ivankovo Reservoir..., 1978); Столбунова, 1999, 2009 (Stolbunova, 1999, 2009)]. Снижение доли кладоцер в планктоне этого водоема отмечено с начала 2000-х годов [Столбунова, 2007 (Stolbunova, 2007)]. Низкая доля кладоцер, особенно дафний, вызваны заморными явлениями в глубоководной части (на русле Волги) этого водоема [Лазарева и др., 2018 а, б (Lazareva et al., 2018 а, б)].

Почти всю численность (80–90%) и >40% биомассы мета-зоопланктона р. Оки в пределах подпора Чебоксарского водохранилища формировали коловратки. Шлейф окского речного зоопланктона с доминированием коловраток рода *Brachionus* регистрировали также у правого берега Волги ниже устья р. Оки. В Чебоксарском водохранилище выделяют отдельную правобережную речную группировку зоопланктона, образованную биостокм из Оки [Шурганова и др. 2003, 2015 (Shurganova et al., 2003, 2015)].

Особенностью структуры мета-зоопланктона Куйбышевского водохранилища в настоящее время является высокая доля копепоид (в основном Calanoida), образующих ~50% численности и >50% биомассы. В этом водохранилище каляниды (в основном *Heterocope caspia*) формируют >70% биомассы всех копепоид. Такая ситуация наблюдается с 1990-х годов, ранее в 1970–1980-х годах основную часть биомассы мета-зоопланктона формировали

кладоцеры [Тимохина, 2000 (Thimokhina, 2000); Куйбышевское водохранилище..., 2008 (The Kuibyshev Reservoir ..., 2008)].

Значительный вклад в биомассу мета-зоопланктона каляноидных копепоид характерен и для расположенных ниже по каскаду Саратовского и Волгоградского водохранилищ, а также незарегулированного участка нижней Волги. Так, в Саратовском водохранилище каляниды (*H. caspia*, *Calanipeda aquaedulcis*) образуют 35% биомассы копепоид, в Волгоградском – >50%, в нижней Волге – >60%. Для сравнения, в верхневолжских водохранилищах Calanoida (в основном род *Eudiaptomus*) формируют <30% биомассы копепоид, в Горьковском – <20%, а в Чебоксарском – <10%.

Наши данные свидетельствуют о достоверном снижении количества зоопланктона, особенно его биомассы, от верхних в каскаде Волги и Камы водохранилищ к нижним, которое прослеживается для всех таксономических групп (табл. 6). Причины этого не ясны и требуют дополнительного исследования. Трофический статус исследованных водоемов достаточно высок. По содержанию хлорофилла *a* фитопланктона в августе 2015–2016 гг. водохранилища Верхней и Средней Волги, а также Камы были эвтрофными или близкими к эвтрофным, а водохранилища Нижней Волги – мезотрофными [Беляева и др., 2018 (Belyaeva et al., 2018); Mineeva, 2018]. Возможно, лимитирующим фактором для развития зоопланктона служат различия гидрологического режима отдельных водохранилищ, в частности разная скорость водообмена. Его влияние уже обсуждалось нами в связи с особенностями распределения планктона в Волге в 2015 г. [Лазарева и др., 2018 а (Lazareva et al., 2018 а)].

Средняя за три года биомасса мета-зоопланктона в августе в Иваньковском водохранилище (0.8 г/м³) была в 2.5–5 раз ниже по сравнению с таковой в 1980–1990-е годы (2–4 г/м³) [Столбунова, 1999, 2007 (Stolbunova, 1999, 2007)]. В Угличском водохранилище, напротив, она оказалась почти вдвое выше (1.4 г/м³) наблюдавшейся в эти сроки (~0.8 г/м³) в середине 1980-х [Столбунова, 1999 (Stolbunova, 1999)]. В Рыбинском водохранилище во второй половине лета средняя за пять лет биомасса (1.3 г/м³) была выше обычных ее значений (0.6–0.7 г/м³) для конца лета в 2004–2009 гг. и сопоставима с таковой (1–1.4 г/м³) летом 2010 г. [Лазарева, 2010 (Lazareva, 2010); Лазарева и др., 2012 (Lazareva et al., 2014)].

На примере Рыбинского водохранилища показано, что многолетние колебания биомас-

сы метазоопланктона водоемов Верхней Волги имеют квазипериодический характер с периодом ~20 лет [Лазарева, 2010 (Lazareva, 2010)]. Наши работы пришлось на очередной подъем биомассы, начавшийся с 2010 г. В Угличском водохранилище этот процесс, вероятно, дополнительно усилился за счет изменения трофического статуса экосистемы. В 2015–2016 гг. этот водоем классифицировали как стабильно эвтрофный, тогда как в конце прошлого века он был мезотрофным [Mineeva, 2018].

Изменения количества зоопланктона, выходящие за пределы межгодовых вариаций и не согласующиеся с общим направлением динамики метазоопланктона Верхней Волги, зарегистрированы в Ивановском водохранилище. Они вызваны снижением численности ракообразных (в 2.5–6 раз) и биомассы зоопланктона (в 4–7 раз) в середине лета из-за формирования заморных явлений по руслу Волги в этом водоеме [Лазарева и др., 2018 а, б (Lazareva et al., 2018 а, b)].

Средняя за три года биомасса метазоопланктона в Горьковском водохранилище была низкой (0.5 г/м^3), близкой к обычной для речной части этого водоема ($0.2\text{--}0.7 \text{ г/м}^3$) в 2000-х годах [Ривьер, 2007 (Rivier, 2007); Лазарева и др., 2012 (Lazareva et al., 2014)]. В озерном участке биомасса в конце лета обычно выше и составляет $1\text{--}4 \text{ г/м}^3$ [Ривьер, 2007 (Rivier, 2007); Лазарева и др., 2012 (Lazareva et al., 2014); Шурганова и др., 2017 б (Shurganova et al., 2017 b)]. Современные значения достигли 1.1 г/м^3 только в августе 2016 г.

Низкой (в среднем 0.3 г/м^3) была биомасса сообщества в Чебоксарском водохранилище, ее значения совпадали с отмеченными сравнительно холодным летом 2008 г. [Лазарева и др., 2012 (Lazareva et al., 2014)]. Сравнимые с нашими значения ($<0.5 \text{ г/м}^3$) обычны для верхней речной части водохранилища [Шурганова, 2005 (Shurganova, 2005); Шурганова и др. 2015 (Shurganova et al., 2015); Охупкин и др., 2016 (Okhapkin et al., 2016)]. В его нижней озерной части летом средняя биомасса достигает $>5 \text{ г/м}^3$ [Лазарева и др., 2012 (Lazareva et al., 2014)].

Сходный с отмеченным в расположенном выше по каскаду Чебоксарском водохранилище уровень биомассы метазоопланктона (0.3 г/м^3) наблюдали в Куйбышевском водохранилище. Это существенно ниже зарегист-

рированного в августе 1981–1984 гг. (1.4 г/м^3) [Тимохина, 2000 (Timokhina, 2000)] и близко к средневегетационной биомассе водохранилища в 2005 г. [Куйбышевское водохранилище..., 2008 (The Kuibyshev Reservoir ..., 2008)].

Минимальную для Волги биомассу метазоопланктона (в среднем 0.1 г/м^3) регистрировали в августе 2015 и 2017 гг. в Саратовском водохранилище. Средняя за вегетационный период биомасса в предшествующие пять лет (2010–2014 гг.) составляла $\sim 0.75 \text{ г/м}^3$, низкую (0.2 г/м^3) отмечали в 2014 г. [Малинина и др., 2016 (Malinina et al., 2016)]. Ранее (2004–2006 гг.) среднесезонная биомасса была сходной ($0.2\text{--}0.9 \text{ г/м}^3$), однако в августе в отдельные годы она достигала 4 г/м^3 за счет развития *Heteroscope caspia* [Попов, 2006 (Popov, 2006)].

В Волгоградском водохранилище и Волге ниже г. Волгограда в августе 2017 г. отмечен фактически одинаковый уровень биомассы сообщества ($0.22\text{--}0.28 \text{ г/м}^3$). В 2001 г. в районе г. Саратов отмечали значения $\sim 0.5 \text{ г/м}^3$, которые классифицировали как “низкие” по сравнению с наблюдавшимися в 1970-х годах [Малинина и др., 2005 (Malinina et al., 2005)]. В Волге ниже г. Волгограда в 1970-х годах также регистрировали более высокие значения (0.45 г/м^3) биомассы метазоопланктона [Вольвич, Кравцова, 1976 (Vol'vich, Kravtsova, 1976)], чем в современный период.

В Каме летняя биомасса зоопланктона максимальна ($>1 \text{ г/м}^3$) в Камском и Нижнекамском водохранилищах и минимальна (0.5 г/м^3) – в Камском плесе Куйбышевского. В 2016 г. уровень биомассы зоопланктона в Камском (1.9 г/м^3) и Воткинском ($\sim 1 \text{ г/м}^3$) водохранилищах приближался к наибольшим ее значениям ($1.4\text{--}2.1 \text{ г/м}^3$), отмеченным в 2000-е годы [Селеткова, 2015 (Seletkova, 2015); Преснова, Хулапова, 2015 (Presnova, Khulapova, 2015); Истомина и др., 2016 (Istomina et al., 2016)]. Наши данные по биомассе метазоопланктона (в среднем 1.3 г/м^3) в самом слабо изученном Нижнекамском водохранилище существенно выше, представленных (0.3 г/м^3) в работе [Поскрякова, 1977 (Poskryakova, 1977)], в которой дана характеристика планктона этого участка реки до зарегулирования. В Камской части Куйбышевского водохранилища в 2000-х годах отмечали биомассу зоопланктона ($0.02\text{--}0.5 \text{ г/м}^3$) [Куйбышевское водохранилище..., 2008 (The Kuibyshev Reservoir ..., 2008)], что сравнимо с зарегистрированным в 2016 г.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Летом 2015–2017 гг. в короткие сроки (август) обследованы все восемь водохранилищ Волги и три водохранилища Камы, а так-

же участок незарегулированной Волги между городами Волгоград и Астрахань. Установлено, что наибольшим видовым богатством (чис-

ло видов в пробе 19–46) повсеместно в каскаде водохранилищ отличались инфузории, особенно много видов найдено в Каме и Оке. Ряд форм обнаружены впервые в Волге (4 вида), Оке (4 вида) и Каме (1 вид). Многоклеточный зоопланктон традиционно составляли преимущественно коловратки (11–18 видов) и кладоцеры (6–13), максимальное видовое богатство обеих групп наблюдалось в Каме, Оке и Верхней Волге. Установлено существенное продвижение на север вверх по Волге и, особенно, Каме южных пресноводных ракообразных и коловраток, а также понто-каспийских солоноватоводных инвазионных ракообразных. Верховьев Камского водохранилища достигли семь южных пресноводных видов (ракообразные *Diaphanosoma orghidani* и *Acanthocyclops americanus*, коловратки *Asplanchna henrietta*, *Brachionus diversicornis*, *B. budapestiensis*, *Pompholyx sulcata* и *Conochiloides coenobasis*). В Нижнекамском и Горьковском водохранилищах впервые обнаружена *Diaphanosoma mongolianum*, а в Волге выше г. Астрахани – тропический *Thermocyclops taihokuensis*.

Северной границей распространения в Волге понто-каспийских вселенцев стала зона ее слияния с Камой (Волго-Камский плес Куйбышевского водохранилища), выше в Волжский плес проник только *Cornigerius maeoticus*. Напротив, вверх по Каме до Камского водохранилища включительно расселились и натурализовались три солоноватоводных вида (*Heteroscope caspia*, *Eurytemora caspica* и *Cercopagis pengoi*). Выявлено широкое распространение средиземноморской *Calanipeda aquaedulcis* в Волге от г. Астрахань до устья Камы и в Каме до верховьев Камского плеса Куйбышевского водохранилища.

В Нижней Волге обнаружено семь бореально-арктических видов, среди которых чаще всего встречались кладоцеры рода *Bosmina*. Четыре северных вида (*Bosmina coregoni*, *B. longispina*, *B. crassicornis* и *Bythotrephes* х *hybridus* (sin. *B. longimanus*)) обычны (60–90% проб) в незарегулированном участке Волги ниже г. Волгограда.

Основу (>85%) численности зоопланктона во всех водохранилищах формируют ин-

фузории, наибольший вклад в биомассу вносят ракообразные (>75%), лишь в Оке их вклад <40%. В биомассе окского планктона отмечена максимальная доля инфузорий (39%) и коловраток (25%). Вклад в биомассу велигеров дрейссены наиболее заметен (9–15%) в Чебоксарском и Саратовском водохранилищах, а также в незарегулированном участке Нижней Волги. Общая биомасса зоопланктона сильно варьирует (0.1–2 г/м³) и максимальна (>1 г/м³) в Верхней Волге и Каме. Выявлено достоверное уменьшение биомассы метазоопланктона вниз по течению обеих рек, причины которого остаются не выясненными.

Относительно уровня 1980-х годов обилие инфузорий в Горьковском и Чебоксарском водохранилищах снизилось, в остальных участках Волги, напротив, возросло. Заметно увеличилась численность инфузорий в камских водохранилищах (Нижнекамском и Воткинском в 3–4 раза). Соотношение главных таксонов метазоопланктона (Cladocera, Copepoda, Rotifera) в период исследований было близким к обычному для позднелетнего сообщества и характеризовалось преобладанием фактически в равных долях коловраток и копепоидов в его численности, кладоцер и копепоидов – в биомассе (в соотношении 1.6:1). Обнаружено устойчивое снижение доли кладоцер (<30% биомассы) и, как следствие, общей биомассы метазоопланктона в Ивановском водохранилище, вызванное летним дефицитом кислорода в глубоководной части (на русле Волги) этого водоема. Особенностью структуры сообщества в Волге ниже устья Камы была высокая доля (35–75%) каляноидных копепоидов (в основном вселенца *Heteroscope caspia*) в общей их биомассе, выше устья Камы аборигенные каляниды рода *Eudiaptomus* формируют <30% биомассы копепоидов. В Верхней Волге, исключая Ивановское водохранилище, биомасса метазоопланктона (1.3–1.4 г/м³) оказалась почти вдвое выше наблюдавшейся летом 1990–2000-х годов, а в Средней и Нижней Волге (0.1–0.5 г/м³) – ниже в 1.5–2 и более раз. Высокая биомасса сообщества (1–2 г/м³) отмечена в камских водохранилищах, где она оказалась близка к наибольшим значениям, наблюдавшимся в 2000-е годы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Аладин Н.В., Филиппов А.А., Петухов В.А. и др. Гидробиологические исследования Зоологического института РАН в дельте Волги и Северном Каспии // Каспийский плавучий университет. Научн. бюл. 2000. №1. С. 93–102.
- Балушкина Е.В., Винберг Г.Г. Зависимость между длиной и массой тела планктонных ракообразных // Экспериментальные и полевые исследования биологических основ продуктивности озер. Л.: Зоол. ин-т АН СССР, 1979. С. 58–72.

- Беляева П.Г., Минеева Н.М., Сигарева Л.Е. и др. Содержание растительных пигментов в воде и донных отложениях водохранилищ р. Камы // Тр. Ин-та биологии внутр. вод РАН. 2018. Вып. 81 (84). С. 97–104.
- Биологические продукционные процессы в бассейне Волги. Л.: Наука, 1976. 187 с.
- Быкова С.В. Современные данные об инфузориях в бассейне Камского водохранилища (по результатам исследований 2009–2016 гг.) // Современные проблемы водохранилищ и их водосборов. Матер. VI Междунар. науч.-практ. конф. 29 мая – 1 июня 2017 г. Пермь: Пермский гос. нац. иссл. ун-т, 2017. С. 25–30.
- Быкова С.В., Жариков В.В. Инфузории мелководной зоны водохранилищ камского каскада и притоков Камского водохранилища в период весеннего половодья // Известия Самарского научн. центра РАН. 2014. Т. 16. №5. С. 235–243.
- Быкова С.В., Жариков В.В. Инфузории Воткинского водохранилища // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2016. Т. 25. № 4. С. 167–174.
- Быкова С. В., Жариков В. В., Тарасова Н. Г., Унковская Е. Н. Планктонные сообщества водорослей и инфузорий различных экотопов Волго-Камского плеса Куйбышевского водохранилища // Известия Пензенского гос. пед. ун-та им. В.Г. Белинского. 2011. № 25. С. 507–515.
- Бычек Е.А. Новые виды Polyphemoidea для волжских водохранилищ // Российский журн. биологических инвазий. 2008. № 1. С. 2–5.
- Волга и ее жизнь. Л.: Наука, 1978. 348 с.
- Вольвич Л.И., Кравцова Г.В. Современное состояние планктона Нижней Волги в пределах Волгоградской области // Рыбохозяйственное использование водоемов Волгоградской области. Волгоград, 1976. С. 51–59.
- Вьюшкова В.П., Гурова Т.В. Находка солоновато-водного рачка *Calanipeda aquae-dulcis* Kriticz. (Copepoda, Calanoida) в Волгоградском водохранилище // Зоол. журн. 1968. Т. 47. Вып. 11. С. 1726–1727.
- Жариков В.В. Кадастр свободноживущих инфузорий водохранилищ Волги (состав, распределение по водохранилищам, обзор методов исследований). Тольятти: Ин-т экологии волжского бассейна РАН, 1996. 76 с.
- Жданова С.М., Лазарева В.И., Баянов Н.Г. и др. Распространение и пути расселения американской коловратки *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Brachionidae) в водоемах европейской России // Российский журн. биологических инвазий. 2016. № 3. С. 8–22.
- Жуков Б.Ф., Жгарев Н.А., Мыльникова З.М. Кадастр свободноживущих простейших Волжского бассейна. Ярославль: Ин-т биологии внутренних вод РАН, 1998. 45 с.
- Иваньковское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1978. 304 с.
- Истомина А.М., Беляева П.Г., Истомин С.Г. и др. Современное состояние планктона бентоса и ихтиофауны Воткинского водохранилища // Современное состояние биоресурсов внутренних водоемов и пути их рационального использования. Матер. докл. Всерос. конф. с междунар. участием, посвященной 85-летию Татарского отделения Гос. науч.-исслед. ин-та озern. речн. рыбного хоз-ва (Казань, 24–29 октября 2016 г.). Казань: ФГБНУ «ГосНИОРХ», 2016. С. 430–441.
- Копылов А.И., Косолапов Д.Б. Бактериопланктон водохранилищ Верхней и Средней Волги. М.: Изд-во Современного гуманитарного ун-та, 2008. 377 с.
- Копылов А.И., Лазарева В.И., Пырина И.Л. и др. Микробная “петля” в планктонной трофической сети крупного равнинного водохранилища // Успехи современной биологии. 2010. №6. С. 544–556.
- Кортунова Т.А. Зоопланктон Камского водохранилища и его продукция // Комплексные исследования рек и водохранилищ Урала. Пермь: Пермский гос. ун-т, 1983. С. 68–74.
- Кортунова Т.А., Галанова А.А. Зоопланктон // Биология Воткинского водохранилища. Иркутск: Иркутский гос. ун-т, 1988. С. 50–64.
- Крайнев Е.Ю., Целищева Е.М., Лазарева В.И. Американская коловратка *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Brachionidae) в Камском водохранилище (р. Кама, Россия) // Биология внутр. вод. 2018. № 1. С. 55–59.
- Куйбышевское водохранилище. Л.: Наука, 1983. 214 с.
- Куйбышевское водохранилище (научно-информационный справочник). Тольятти: Ин-т экологии волжского бассейна РАН, 2008. 123 с.
- Лазарева В.И. Состав ракообразных и коловраток Рыбинского водохранилища // Экология водных беспозвоночных. Нижний Новгород: Вектор ТиС, 2007. С. 127–140.
- Лазарева В.И. Структура и динамика зоопланктона Рыбинского водохранилища. М.: Т-во научн. изданий КМК, 2010. 181 с.
- Лазарева В.И. Средиземноморская копепода *Calanipeda aquaedulcis* Kritschagin, 1873 (Crustacea, Calanoida) в водохранилищах Волги // Биология внутр. вод. 2018. №3. С. 1–7.
- Лазарева В.И. Летний зоопланктон водохранилищ реки Камы // Биология внутр. вод. в печати.
- Лазарева В.И., Копылов А.И. Продуктивность зоопланктона на пике эвтрофирования экосистемы равнинного водохранилища: значение беспозвоночных хищников // Успехи современной биологии. 2011. Т. 131. № 3. С. 300–310.
- Лазарева В.И., Минеева Н.М. Жданова С.М. Пространственное распределение планктона в водохранилищах Верхней и Средней Волги в годы с различными термическими условиями // Поволжский экологический журн. 2012. № 4. С. 394–407.
- Лазарева В.И., Сабитова Р.З., Соколова Е.А. Особенности структуры и распределения позднелетнего (август) зоопланктона в водохранилищах Волги // Тр. Ин-та биологии внутр. вод РАН. 2018 а. Вып. 82(85). С. 28–51.

- Лазарева В.И., Степанова И.Э, Цветков А.И. и др. Изменение кислородного режима водохранилищ Волги и Камы в период потепления климата: последствия для зоопланктона и зообентоса // Тр. Ин-та биологии внутр. вод РАН. 2018 б. Вып. 81(84). С. 47–84.
- Малинина Ю.А. Современное состояние зоопланктона Волгоградского водохранилища // Экологические проблемы бассейнов крупных рек. Междунар. конф. Тольятти: Ин-т экологии волжского бассейна РАН, 2003. С. 165.
- Малинина Ю.А., Далечина И.Н., Филинова Е.И. Гидробиологическая оценка качества воды Волгоградского водохранилища в зоне влияния промышленного центра // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: Рыбинский дом печати, 2005. С. 200–212.
- Малинина Ю.А., Джаяни Е.А., Филинова Е.И. и др. Оценка темпов многолетних изменений качественных и количественных параметров экосистемы Саратовского водохранилища // Современное состояние биоресурсов внутренних водоемов и пути их рационального использования. Матер. Всерос. конф. Казань: Гос. ин-т речн. рыб. хоз-ва, 2016. С. 618–625.
- Мамаева Н.В. Инфузории бассейна Волги. Л.: Наука, 1979. 150 с.
- Мордухай-Болтовской Ф.Д., Дзюбан Н.А. Изменения в составе и распределении фауны Волги в результате антропогенных воздействий // Биологические продукционные процессы в бассейне Волги. Л.: Наука, 1976. С. 67–81.
- Мыльникова З.М. Планктонные инфузории волжских водохранилищ // Биология внутренних вод. Информ. бюл. 1990 а. № 85. С. 41–44.
- Мыльникова З.М. Планктонные инфузории камских водохранилищ // Биология внутренних вод. Информ. бюл. 1990 б. № 86. С. 38–41.
- Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т. 1. Зоопланктон. М.: Тов-во научн. изданий КМК, 2010. 495 с.
- Охупкин А.Г., Шурганова Г.В., Пухнаревич Д.А. и др. О современном гидроэкологическом состоянии зоны речной гидравлики Чебоксарского водохранилища // Приволжский научн. журн. 2016. № 1(37). С. 104–113.
- Подшивалина В.Н., Яковлев В.А. Мониторинг состояния малых и средних рек лесостепного Заволжья по зоопланктону // Вода: химия и экология. 2012. № 1. С. 56–60.
- Попов А.И. Зоопланктон Саратовского водохранилища: общие сведения и роль биоинвазийных видов // Изв. Самарского научн. центра РАН. 2006. Т. 8. № 1. С. 263–272.
- Попов А.И. Некоторые данные по видовому составу и структуре зоопланктона Саратовского водохранилища // Изв. Самарского научн. центра РАН. 2007. Т. 9. № 4. С. 1013–1019.
- Попов А.И. Некоторые данные о состоянии зоопланктона Саратовского водохранилища в 2011 г. // Татищевские чтения: актуальные проблемы науки и практики. Матер. IX Междунар. науч.-практ. конф. Тольятти: Волжский ун-т, 2012. С. 159–164.
- Попов А.И. Зоопланктон волжских водохранилищ в контексте проблемы биологических инвазий // Изв. Самарского научн. центра РАН. 2013. Т. 15. № 3. С. 194–202.
- Поскрякова Н.П. Зоопланктон Камы в августе 1975 г. // Биология внутр. вод. Информ. бюл. 1977. № 36. С. 57–60.
- Преснова Е.В., Хулапова А.В. Структура и распределение зоопланктона в центральном районе Воткинского водохранилища // Вестник Пермского ун-та. Биология. 2015. Вып. 4. С. 366–370.
- Ривьер И.К. Современное состояние зоопланктона Рыбинского водохранилища // Современное состояние экосистемы Рыбинского водохранилища. СПб.: Гидрометеоздат, 1993. Р. 205–232.
- Ривьер И.К. Состав, распределение и динамика зоопланктона как кормового ресурса рыб // Экология водных беспозвоночных. Нижний Новгород: Вектор ТиС, 2007. С. 242–294.
- Романова Е.П. Многолетняя динамика видового обилия зоопланктона Куйбышевского водохранилища // Теоретические проблемы экологии и эволюции. Теория ареалов: виды, сообщества, экосистемы (V Любимцевские чтения) / Под ред. чл.-корр. Г.С. Розенберга и проф. С.В. Саксонова. Тольятти: Ин-т экологии волжского бассейна РАН, 2010. С. 159–164.
- Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука, 1972. 364 с.
- Селеткова Е.Б. Зоопланктон Камского водохранилища // Биоценозы рек и водохранилищ Западного Урала. СПб.: Гос. науч.-исслед. ин-т озерн. речн. рыбного хоз-ва, 2015. С. 136–151.
- Столбунова В.Н. Многолетние изменения зоопланктонного комплекса в Ивановском и Угличском водохранилищах // Биология внутр. вод. 1999. № 1–3. С. 92–100.
- Столбунова В.Н. Зоопланктон Ивановского и Угличского водохранилищ в летний период 2003–2004 гг. // Экология водных беспозвоночных. Нижний Новгород: Вектор ТиС, 2007. С. 337–354.
- Столбунова В.Н. Пелагические Cladocera в водохранилищах Верхней Волги // Биология внутр. вод. 2009. № 3. С. 41–46.
- Тимохина А.Ф. Зоопланктон как компонент экосистемы Куйбышевского водохранилища. Тольятти: Ин-т экологии волж. бассейна, 2000. 193 с.
- Шурганова Г. В. Динамика видовой структуры зоопланктона речной части Чебоксарского водохранилища в условиях антропогенного пресса // Известия Самарского научн. центра Российской академии наук. 2005. Т. 7. № 1. С. 225–229.

- Шурганова Г.В., Гаврилко Д.Е., Жихарев В.С. и др. Экодиагностика водоемов питьевого водоснабжения крупного мегаполиса (на примере г. Нижнего Новгорода) // Известия Самарского научн. центра Российской академии наук. 2016. Т. 18. № 5(2). С. 387–392.
- Шурганова Г.В., Гаврилко Д.Е., Ильин М.Ю. и др. Распространение коловратки *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Brachionidae) в водоемах и водотоках Нижегородской области // Российский журн. биологических инвазий. 2017 а. № 3. С. 122–133.
- Шурганова Г.В., Жихарев В.С., Гаврилко Д.Е. и др. Особенности видовой структуры и пространственного размещения сообществ зоопланктона верхнего бьефа Нижегородской ГЭС, зоны речной гидравлики Чебоксарского водохранилища и устьевой области реки Оки // Вестник Волжской государственной академии водного транспорта. 2017 б. № 53. С. 116–123.
- Шурганова Г.В., Кудрин И.А., Жихарев В.С. и др. Сезонные изменения пространственного размещения сообществ зоопланктона верхней речной части Чебоксарского водохранилища и устьевых участков р. Оки // Современные проблемы науки и образования. 2015. №6. URL: <http://www.science-education.ru/130-23310> (обращение 30.09. 2018 г.)
- Шурганова Г.В., Черепенников В.В. Мультифрактальный анализ видового разнообразия зоопланктоценозов водохранилищ Средней Волги (на примере Горьковского и Чебоксарского водохранилищ // Вестник Нижегородского ун-та им. Н. И. Лобачевского. Сер. Биология. 2005. Вып. 1(9). С. 222–234.
- Шурганова Г. В., Черепенников В. В. Формирование и развитие зоопланктонных сообществ водохранилищ Средней Волги // Изв. Самарского научн. центра Российской академии наук. 2006. Т. 8. № 1. С. 241–247.
- Шурганова Г.В., Черепенников В.В., Артельный Е.В. Динамика пространственного распределения основных зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища // Поволжский экологический журн. 2003. № 3. С. 297–304.
- Шурганова Г.В., Черепенников В.В., Кудрин И.А., Ильин М.Ю. Характеристика современного состояния видовой структуры и пространственного размещения сообществ зоопланктона Чебоксарского водохранилища // Поволжский экологический журн. 2014. № 3. С. 417–421.
- Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М.: ГЕОС, 1998. 277 с.
- Экологические проблемы Верхней Волги. Ярославль: Изд-во Ярославского гос. техн. ун-та, 2001. 427 с.
- Kopylov A.I., Kosolapov D.B., Lazareva V.I. et al. Structure, biomass and production of the biotic component of the ecosystem of an growing eutrophic reservoir // Biosystems Diversity. 2018. Vol. 26. № 2. P. 117–122.
- Korovchinsky N.M. A study of *Diaphanosoma* species (Crustacea: Cladocera) of the “mongolianum” group // Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. Hydrogr. 1987. V. 72. № 6. P. 727–758.
- Korovchinsky N.M. Redescription of *Bythotrephes longimanus* Leydig, 1860 and *B. cederströmii* Schödler, 1877 (Crustacea: Cladocera: Onychopoda), with notes on the morphology and systematics of the genus *Bythotrephes* Leydig, 1860 // Zootaxa. 2015. Vol. 3955. № 1. P. 1–44.
- Korovchinsky N.M. Redescription of *Bythotrephes arcticus* Lilljeborg, 1901 (Crustacea: Cladocera: Onychopoda) and confirmation of an independent species status of the distant Transcaucasian populations of the genus *Bythotrephes* Leydig // Zootaxa. 2016. Vol. 4138. № 2. P. 247–270.
- Korovchinsky N.M. Further revision of the genus *Bythotrephes* Leydig (Crustacea: Cladocera: Onychopoda): redescription of *B. brevipennis* Lilljeborg, reevaluation of *B. cederströmii* Schödler, and description of a new species of the genus // Zootaxa. 2018. Vol. 4379. № 3. P. 347–387.
- Litvinchuk L.F., Litvinchuk S.N. Morphological diversity and widespread hybridization in the genus *Bythotrephes* Leydig, 1860 (Branchiopoda, Onychopoda, Cercopagidae) // Archiv of Biological Sciences. 2016. Vol. 68(1). P. 67–79.
- Litvinov A.S., Mineeva N.M., Papchenkov V.G. et al. Volga River Basin // Rivers of Europe / (Klement Tockner, Urs Uhlinger, Christopher T. Robinson (eds.). Amsterdam: Elsevier, 2009. P. 23–57.
- Mineeva N.M. Composition and content of photosynthetic pigments in plankton of the Volga River reservoirs (2015–2016) // Тр. Ин-та биологии внутр. вод РАН. 2018. Вып. 81(84). С. 85–96.
- Mirabdullayev I.M., Kuzmetov A.R. The genus *Thermocyclops* (Crustacea: Copepoda) in Uzbekistan (Central Asia) // Int. Revue ges. Hydrobiol. 1997. Vol. 82. № 2. P. 201–212.
- Popov A.I. Alien species of zooplankton in Saratov Reservoir (Russia, Volga River) // Российский журн. биологических инвазий. 2011. № 1. С. 86–90.
- Ruttner-Kolisko A. Suggestion for biomass calculation of planktonic rotifers // Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol. 1977. Bd.8. P. 71–78.
- Sukhikh N.M., Alekseev V.R. *Eurytemora caspica* sp. nov. from the Caspian Sea – one more new species within the *E. affinis* complex (Copepoda: Calanoida, Temoridae) // Proceedings of the Zoological Institute RAS. 2013. Vol. 317. № 1. P. 85–100.

REFERENCES

- Aladin N.V., Filippov A.A., Petukhov V.A. et al. 2000. Gidrobiologicheskiye issledovaniya Zoologicheskogo instituta RAN v del'te Volgi i Severnom Kaspii [Hydrobiological studies of the Zoological Institute of the Russian Academy of Sciences in the Volga River delta and the Northern Caspian] // Kaspiyskiy plavuchiy universitet. Nauchnyi byulleten'. №1. S. 93–102. [In Russian]

- Balushkina E.V., Vinberg G.G. 1979. Zavisimost' mezhdudlinoy i massoy tela planktonnykh rakobraznykh [The relationship between the length and body mass planktonic crustaceans] // Experimental and field studies of the biological bases of the productivity of lakes. Leningrad: Zoologicheskii Institut AN SSSR. S. 58–72. [In Russian]
- Belyaeva P.G., Mineeva N.M., Sigareva L.E. et al. 2018. Soderzhaniye rastitel'nykh pigmentov v vode i donnykh otlozheniyakh vodokhranilishch r. Kamy [Content of the plant pigments in water and bottom sediments of the Kama River reservoirs] // Transactions of IBIW RAS. Issue 81(84). S. 97–104. [In Russian]
- Bychek E.A. 2008. Novyye vidy Polyphemoidea dlya volzhskikh vodokhranilishch [New species of Polyphemoidea in the Volga reservoirs] // Rossiyskiy zhurnal biologicheskikh invazy. № 1. S. 2–5. [In Russian]
- Bykova S.V. 2017. Sovremennyye dannyye ob infuzoriyakh v basseynakh Kamskogo vodokhranilishcha (po rezul'tatam issledovaniy 2009–2016 gg.) [Modern data on ciliates in the basin of the Kama Reservoir (based on results of the researches in 2009–2016)] // Current issues of Reservoirs and their catchment areas. Materialy VI Mezhdunarodnoi nauchno-prakticheskoi konferentsii. Perm: Permskiy gos. nat. issled. un-t. S. 25–30. [In Russian]
- Bykova S.V., Zharikov V.V. 2014. Infuzorii melkovodnoy zony vodokhranilishch kamskogo kaskada i pritokov Kamskogo vodokhranilishcha v period vesennego polovod'ya [Ciliates of shallow zone of reservoirs of the Kamsky cascade and inflows Kamsky Reservoir in a spring snow melt flood] // Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra RAN. Vol. 16. № 5. S. 235–243. [In Russian]
- Bykova S.V., Zharikov V.V., Tarasova N.G., Unkovskaya E.N. 2011. Planktonnyye soobshchestva vodorosley i infuzoriy razlichnykh ekotopov Volgo-Kamskogo plesa Kuybyshevskogo vodokhranilishcha [Planktonic communities of algae and ciliates of various ecotopes from Volga-Kamsky reach of the Kuibyshev reservoir] // Izvestiya Penzenskogo gos.-ped. un-ta im. V.G. Belinskogo. № 25. S. 507–515. [In Russian]
- Bykova S.V., Zharikov V.V. 2016. Infuzorii Votkinskogo vodokhranilishcha [Ciliates of Votkinsk Reservoir] // Samarskaya Luka: problemy regional'noy i global'noy ekologii. Vol. 25. № 4. S. 167–174. [In Russian]
- Edelstein K.K. 1998. Vodokhranilishcha Rossii: ekologicheskiye problemy, puti ikh resheniya [Reservoirs of Russia: ecological problems and ways of their solution]. Moscow: GEOS. 277 s. [In Russian]
- Ekologiya vodnykh bespozvonochnykh [Ecology of aquatic invertebrates]. 2007. Nizhny Novgorod: Vector TiS. 390 s. [In Russian]
- Istomina A.M., Belyaeva P.G., Istomin S.G. et al. 2016. Sovremennoye sostoyaniye planktona bentosa i ikhtiofauny Votkinskogo vodokhranilishcha [Current state of plankton benthos and ichthyofauna of the Votkinsky reservoir] // Current state of bioresources of inland waterbodies and ways of their rational use. Materialy Vserossiyskoy konferentsii. Kazan: Gosudarsvennyi institut rechnogo i rybnogo khozaystva. S. 430–441. [In Russian]
- Ivan'kovskoye vodokhranilishche i yego zhizn' [The Ivankovo Reservoir and its life]. 1978. Leningrad: Nauka. 304 s. [In Russian]
- Kopylov A.I., Kosolapov D.B. 2008. Bakterioplankton vodokhranilishch Verkhney i Sredney Volgi [Bacterioplankton of the Upper and Middle Volga reservoirs]. Moscow: Izd-vo Sovremennogo gumanitarnogo un-ta. 377 s. [In Russian]
- Kopylov A.I., Kosolapov D.B., Lazareva V.I. et al. 2018. Structure, biomass and production of the biotic component of the ecosystem of an growing eutrophic reservoir // Biosystems Diversity. Vol. 26. № 2. P. 117–122.
- Kopylov A.I., Lazareva V.I., Pyrina I.L. et al. 2010. Mikrobnaya “petlya” v planktonnoy troficheskoy seti krupnogo ravninnogo vodokhranilishcha [Microbial “loop” in the plankton trophic network in a large plain reservoir] // Uspekhi sovremennoy biologii. № 6. S. 544–556. [In Russian]
- Korovchinsky N.M. 1987. A study of *Diaphanosoma* species (Crustacea: Cladocera) of the “mongolianum” group // Int. Rev. Gesamten Hydrobiol. Hydrogr. Vol. 72. № 6. P. 727–758.
- Korovchinsky N.M. 2015. Redescription of *Bythotrephes longimanus* Leydig, 1860 and *B. cederströmii* Schödler, 1877 (Crustacea: Cladocera: Onychopoda), with notes on the morphology and systematics of the genus *Bythotrephes* Leydig, 1860 // Zootaxa. Vol. 3955. № 1. P. 1–44.
- Korovchinsky N.M. 2016. Redescription of *Bythotrephes arcticus* Lilljeborg, 1901 (Crustacea: Cladocera: Onychopoda) and confirmation of an independent species status of the distant Transcaucasian populations of the genus *Bythotrephes* Leydig // Zootaxa. Vol. 4138. № 2. P. 247–270.
- Korovchinsky N.M. 2018. Further revision of the genus *Bythotrephes* Leydig (Crustacea: Cladocera: Onychopoda): re-description of *B. brevimanus* Lilljeborg, reevaluation of *B. cederströmii* Schödler, and description of a new species of the genus // Zootaxa. Vol. 4379. № 3. P. 347–387.
- Kortunova T.A. 1983. Zooplankton Kamskogo vodokhranilishcha i yego produktsiya [Zooplankton of the Kama reservoir and its production] // Kompleksnyye issledovaniya rek i vodokhranilishch Urala. Perm': Permskiy gos. un-t. S. 68–74. [In Russian]
- Kortunova T.A., Galanova A.A. 1988. Zooplankton [Zooplankton] // Biologiya Votkinskogo vodokhranilishcha. Irkutsk: Irkutskiy gos. un-t. S. 50–64. [In Russian]
- Kraïnev E.Yu., Tselishcheva E.M., Lazareva V.I. 2018. American rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Brachionidae) in the Kama Reservoir (Kama River, Russia) // Inland Water Biology. Vol. 11. № 1. P. 42–45.
- Kuibyshevskoye vodokhranilishche [The Kuibyshev Reservoir]. 1983. Leningrad: Nauka. 214 s. [In Russian]
- Kuibyshevskoye vodokhranilishche (nauchno-informatsionnyy spravochnik) [The Kuibyshev Reservoir (scientific and information guide)]. 2008. Tol'yatti: In-t ekologii volzhskogo basseyna RAN. 123 s. [In Russian]

- Lazareva V.I. 2007. Sostav rakoobraznykh i kolovratok Rybinskogo vodokhranilishcha [The Composition of Crustaceans and Rotifers in the Rybinsk Reservoir] // *Ekologiya vodnykh bespozvonochnykh*. Nizhny Novgorod: Vektor TiS. S. 127–140. [In Russian]
- Lazareva V.I. 2010. Struktura i dinamika zooplanktona Rybinskogo vodokhranilishcha [Zooplankton structure and dynamics in the Rybinsk Reservoir]. Moscow: Tovarischestvo nauchnykh izdaniy KMK. 181 s. [In Russian]
- Lazareva V.I. 2018. The Mediterranean Copepod *Calanipeda aquaedulis* Kritschagin, 1873 (Crustacea, Calanoida) in the Volga River Reservoirs // *Inland Water Biology*. Vol. 11. № 3. P. 303–309.
- Lazareva V.I. Summer zooplankton of Kama River reservoirs // *Inland Water Biology*. [In print]
- Lazareva V.I., Kopylov A.I. 2011. Zooplankton Productivity at the Peak of Eutrophication of a Plain Reservoir Ecosystem: The Role of Invertebrate Predators // *Biol. Bull. Rev.* Vol. 1. № 6. P. 542–551.
- Lazareva V.I., Mineeva N.M., Zhdanova S.M. 2014. Spatial Distribution of Plankton from the Upper and Middle Volga Reservoirs in Years with Different Thermal Conditions // *Biol. Bull.* Vol. 41. № 10. P. 869–878.
- Lazareva V.I., Sabitova R.Z., Sokolova Ye.A. 2018 *a*. Osobennosti struktury i raspredeleniya pozdneletnego (avgust) zooplanktona v vodokhranilishchakh Volgi [Features of the Structure and Distribution of the Late Summer (August) Zooplankton in the Volga Reservoirs] // *Transactions of IBIW RAS*. Issue 82(85). S. 28–51. [In Russian]
- Lazareva V.I., Stepanova I.E., Tsvetkov A.I. et al. 2018 *b*. Izmeneniye kislorodnogo rezhima vodokhranilishch Volgi i Kamy v period potepleniya klimata: posledstviya dlya zooplanktona i zoobentosa [The Oxygen Regime in the Volga and Kama Reservoirs during the Period of Climate Warming: Impact on Zooplankton and Zoobenthos] // *Transactions of IBIW RAS*. Issue 81(84). S. 47–84. [In Russian]
- Litvinchuk L.F., Litvinchuk S.N. 2016. Morphological diversity and widespread hybridization in the genus *Bythotrephes* Leydig, 1860 (Branchiopoda, Onychopoda, Cercopagidae) // *Archiv of Biological Sciences*. Vol. 68(1). P. 67–79.
- Litvinov A.S., Mineeva N.M., Papchenkov V.G. et al. 2009. Volga River Basin // *Rivers of Europe* / Tockner K., Uhlinger Urs, Robinson Ch.T. (eds.). Amsterdam: Elsevier. P. 23–57.
- Malinina Yu.A. 2003. Sovremennoye sostoyaniye zooplanktona Volgogradskogo vodokhranilishcha [Contemporary State of the Volgograd Reservoir Zooplankton] // *Ekologicheskiye problemy basseynov krupnykh rek*. Intern. Konf., Tol'yatti: Institut ekologii volzhskogo basseyna RAN. S. 165. [In Russian]
- Malinina Yu.A., Dalechina I.N., Filinova E.I. 2005. Gidrobiologicheskaya otsenka kachestva vody Volgogradskogo vodokhranilishcha v zone vliyaniya promyshlennogo tsentra [Hydrobiological estimation of the water quality in the Volgograd reservoir in a zone of influence of industrial center] // *Aktual'nyye problemy ratsional'nogo ispol'zovaniya biologicheskikh resursov vodokhranilishch*. Rybinsk: Rybinskiy dom pechati. S. 200–212. [In Russian]
- Malinina Yu.A., Jayani E.A., Filinova E.I. et al. 2016. Otsenka tempov mnogoletnikh izmeneniy kachestvennykh i kolichestvennykh parametrov ekosistemy Saratovskogo vodokhranilishcha [Estimation of the rates of long-term changes in the qualitative and quantitative parameters in the Saratov Reservoir ecosystem] // *Current state of bioresources of inland waterbodies and ways of their rational use. Materialy Vserossiyskoy konferentsii*. Kazan: Gosudarsvenniy institut rechnogo i rybnogo khozaystva. S. 618–625. [In Russian]
- Mamaeva N.V. 1979. Infuzorii basseyna Volgi [Ciliates of the Volga River basin]. Leningrad: Nauka. 150 s. [In Russian]
- Mineeva N.M. 2018. Composition and content of photosynthetic pigments in plankton of the Volga River reservoirs (2015–2016) // *Transactions of IBIW RAS*. Issue 81(84). P. 85–96.
- Mirabdullayev I.M., Kuzmetov A.R. 1997. The genus *Thermocyclops* (Crustacea: Copepoda) in Uzbekistan (Central Asia) // *Int. Revue ges. Hydrobiol.* Vol. 82. № 2. P. 201–212.
- Mordukhai-Boltovskoy F.D., Dzyuban N.A. 1976. Izmeneniya v sostave i raspredelenii fauny Volgi v rezul'tate antropogennykh vozdeystviy [Changes in composition and distribution of the Volga fauna as a result of anthropogenous effects] // *Biologicheskiye produktsionnyye protsessy v basseyne Volgi*. Leningrad: Nauka. S. 67–81. [In Russian]
- Mylnikova Z.M. 1990 *a*. Planktonnyye infuzorii volzhskikh vodokhranilishch [Plankton infusoria of the Volga reservoirs] // *Biologiya vnutrennikh vod*. Inform. byul. № 85. S. 41–44. [In Russian]
- Mylnikova Z.M. 1990 *b*. Planktonnyye infuzorii kamskikh vodokhranilishch [Plankton infusoria of the Kama reservoirs] // *Biologiya vnutrennikh vod*. Inform. byul. № 86. S. 38–41. [In Russian]
- Okhupkin A.G., Shurganova G.V., Pukhnarevich D.A. et al. 2016. O sovremennom gidroekologicheskom sostoyanii zony rechnoy gidravliki Cheboksarskogo vodokhranilishcha [The present hydroecological state of the area of fluvial hydraulics of the Cheboksary Reservoir] // *Privolzhskiy nauchnyi zhurnal*. № 1(37). S. 104–113. [In Russian]
- Opredelitel' zooplanktona i zoobentosa presnykh vod yevropeyskoy Rossii. 2010. Zooplankton [Guide to identifying zooplankton and zoobenthos of fresh water in European Russia]. T. 1. Moscow: Tovarischestvo nauchnykh izdaniy KMK. 495 s. [In Russian]
- Podshivalina V.N., Yakovlev V.A. 2012. Zooplankton monitoring of small and middle rivers of forest steppes // *Voda: Khimiya i ekologiya*. № 1. S. 56–60. [In Russian]
- Popov A.I. 2006. Zooplankton Saratovskogo vodokhranilishcha: obshchiye svedeniya i rol' bioinvaziynykh vidov [Zooplankton of Saratovskoe Reservoir: general data and influence of invasive species] // *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra RAN*. Vol. 8. № 1. S. 263–272. [In Russian]

- Popov A.I. 2007. Nekotoryye dannyye po vidovomu sostavu i strukture zooplanktona Saratovskogo vodokhranilishcha [Some data on fauna and structure of zooplankton of Saratovskoe Reservoir] // Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra RAN. Vol. 9. № 4. S. 1013–1019. [In Russian]
- Popov A.I. 2011. Alien species of zooplankton in Saratov Reservoir (Russia, Volga River) // Russ. J. Biol. Invasions. Vol. 2. № 2–3. P. 126–129.
- Popov A.I. 2012. Nekotoryye dannyye o sostoyanii zooplanktona Saratovskogo vodokhranilishcha v 2011 godu [Some data on the zooplankton state of the Saratov Reservoir in 2011] // Tatishchev Readings: Actual Problems of Science and Practice. Mater. IX Mezhdunar. nauch.-prakt. konf. Tol'yatti: Volzhskiy un-t. S. 159–164. [In Russian]
- Popov A.I. 2013. Zooplankton volzhskikh vodokhranilishch v kontekste problemy biologicheskikh invaziy [Zooplankton of Volga River Reservoirs in the context of biological invasion problem] // Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra RAN. Vol. 15. №3. S. 194–202. [In Russian]
- Poskryakova N.P. 1977. Zooplankton Kamy v avguste 1975 g. [Zooplankton of Kama River in August, 1975] // Biologiya vnutrennikh vod. Inform. byul. № 36. S. 57–60. [In Russian]
- Presnova E.V., Khulapova A.V. 2015. Struktura i raspredeleniye zooplanktona v tsentral'nom rayone Votkinskogo vodokhranilishcha [Structure and distribution of zooplankton in the central district of Votkinsk Reservoir] // Vestnik Permskogo un-ta. Biologiya. Issue 4. S. 366–370. [In Russian]
- Ratushnyak A.A., Borisovich M.G., Valeev V.S. et al. 2006. The Hydrochemical and Hydrobiological Analysis of the Condition of the Kuibyshev Reservoir Littorals (Republic of Tatarstan, Russia) // Ekoloji. № 61. P. 22–28.
- Rivier I.K. 1993. Sovremennoye sostoyaniye zooplanktona Rybinskogo vodokhranilishcha [Contemporary State of the Rybinsk Reservoir Zooplankton] // Sovremennoye sostoyaniye ekosistemy Rybinskogo vodokhranilishcha. Gidrometeoizdat, St. Petersburg. S. 205–232. [In Russian]
- Rivier I.K. 2007. Sostav, raspredeleniye i dinamika zooplanktona kak kormovogo resursa ryb [The composition, distribution and dynamics of zooplankton as a food resource for fish] // Ekologiya vodnykh bespozvonochnykh. Nizhny Novgorod: Vektor TiS. S. 242–294. [In Russian]
- Romanova E.P. 2010. Mnogoletnyaya dinamika vidovogo obiliya zooplanktona Kuybyshevskogo vodokhranilishcha [Long-term dynamics of zooplankton species abundance in the Kuibyshev reservoir] // Teoreticheskiye problemy ekologii i evolyutsii. Teoriya arealov: vidy, soobshchestva, ekosistemy (V Lyubishchevskiy chteniye / Rosenberg G.S., Saxonov S.V. (eds.)) Tol'yatti: Institut ekologii volzhskogo basseyna RAN. S. 159–164. [In Russian]
- Rybinskoye vodokhranilishche i yego zhizn' [The Rybinsk Reservoir and its life]. 1972. Leningrad: Nauka. 364 s. [In Russian]
- Ruttner-Kolisko A. 1977. Suggestion for biomass calculation of planktonic rotifers // Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol. Bd. 8. P. 71–78.
- Seletkova E.B. 2015. Zooplankton Kamskogo vodokhranilishcha [Zooplankton of Kama Reservoir] // Biotsoozy rek i vodokhranilishch Zapadnogo Urala. SPb.: Gos. nauch.-issled. in-t ozern. rechn. rybnogo khoz-va. S. 136–151. [In Russian]
- Shurganova G.V. 2005. Dinamika vidovoy struktury zooplanktona rechnoy chasti Cheboksarskogo vodokhranilishcha v usloviyakh antropogennogo pressa [The dynamics zooplankton species diversity of right river part Cheboksarskoe Reservoir storage at heavy-duty man-made changes] // Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiyskoy akademii nauk. Vol. 7. № 1. S. 225–229. [In Russian]
- Shurganova G.V., Gavrilko D.Ye., Il'in M.Yu. et al. 2017 a. Distribution of rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Brachionidae) in reservoirs and streams of Nizhny Novgorod region // Russian Journal of Biological Invasions. № 3. P. 122–133
- Shurganova G.V., Gavrilko D.Ye., Zhikharev V.S. et al. 2016. Ekodiagnostika vodoyemov pit'yevogo vodosnabzheniya krup-nogo megapolisa (na primere g. Nizhnego Novgoroda) [Ecological diagnostic of reservoirs of drinking water supply of megalopolis (on the example of Nizhni Novgorod)] // Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiyskoy akademii nauk. Vol. 18. № 5(2). S. 387–392. [In Russian]
- Shurganova G.V., Kudrin I.A., Zhikharev V.S. et al. 2015. Sezonnyye izmeneniya prostranstvennogo razmeshcheniya soob-shchestv zooplanktona verkhney rechnoy chasti Cheboksarskogo vodokhranilishcha i ust'yevogo uchastka r. Oki [Seasonal changes in the spatial distribution of the zooplankton communities of the upper river part of the Cheboksary reservoir and the mouth of the Oka River] // Sovremennyye problemy nauki i obrazovaniya. № 6. URL: <http://www.science-education.ru/130-23310> (accessed: 30.09. 2018 г.)
- Shurganova G.V., Cherepennikov V.V. 2005. Mul'tifraktal'nyy analiz vidovogo raznoobraziya zooplanktotsenozov vodokhranilishch Sredney Volgi (na primere Gor'kovskogo i Cheboksarskogo vodokhranilishch [Multifractal analysis of the species diversity of zooplanktonocenosis in the reservoirs of the Middle Volga (on the example of the Gorky and Cheboksary reservoirs)] // Vestnik Nizhegorodskogo un-ta im. N.I. Lobachevskogo. Ser. Biologiya. Issue 1(9). S. 222–234. [In Russian]
- Shurganova G.V., Cherepennikov V.V. 2006. Formirovaniye i razvitiye zooplanktonnykh soobshchestv vodokhranilishch Sredney Volgi [Zooplanktonic communities forming and development in Middle Volga Reservoir] // Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiyskoy akademii nauk. Vol. 8. № 1. S. 241–247. [In Russian]
- Shurganova G.V., Cherepennikov V.V., Artel'nyi Ye.V. 2003. Dinamika prostranstvennogo raspredeleniya osnovnykh zooplanktotsenozov Cheboksarskogo vodokhranilishcha [Dynamics of the spatial distribution of the zooplankton communities in the Cheboksary water reservoir] // Povolzhskiy ekologicheskiy zhurnal. № 3. S. 297–304. [In Russian]

- Shurganova G.V., Cherepennikov V.V., Kudrin I.A., Il'in M.Yu. 2014. Kharakteristika sovremennogo sostoyaniya vidovoy struktury i prostranstvennogo razmeshcheniya soobshchestv zooplanktona Cheboksarskogo vodokhranilishcha [Characterization of the present status of the species structure and spatial distribution of zooplankton communities in the Cheboksary reservoir] // Povolzhskiy ekologicheskiy zhurnal. № 3. S. 417–421. [In Russian]
- Shurganova G.V., Zhikharev V.S., Gavrilko D.Ye. et al. 2017. Osobennosti vidovoy struktury i prostranstvennogo razmeshcheniya soobshchestv zooplanktona verkhnego b'yefa Nizhegorodskoy GES, zony rechnoy gidravliki Chebok-sarskogo vodokhranilishcha i ust'yevoy oblasti reki Oki [Spatial features of the species structure and spatial distribution of zooplankton communities of upstream of the Nizhni Novgorod hydroelectric power station, zone the river hydraulics of the Cheboksar water reservoir and the estuary area of the Oka River] // Vestnik Volzhskoy gosudarstvennoy akademii vodnogo transporta. № 53. S. 116–123. [In Russian]
- Stolbunova V.N. 1999. Mnogoletniye izmeneniya zooplanktonnogo kompleksa v Ivan'kovskom i Uglichskom vodokhranilishchakh [Long-term changes in the zooplankton complex in the Ivankovo and Uglich reservoirs] // Biologiya vnutrennikh vod. № 1–3. S. 92–100. [In Russian]
- Stolbunova V.N. 2007. Zooplankton Ivan'kovskogo i Uglichskogo vodokhranilishch v letniy period 2003–2004 godov [Zooplankton in Ivankovo and Uglich Reservoirs during a summer period of 2003–2004] // Ekologiya vodnykh bespozvonochnykh. Nizhny Novgorod: Vektor TiS. S. 337–354. [In Russian]
- Stolbunova V.N. 2009. Pelagic Cladocera in Upper Volga Water Reservoirs // Inland Water Biology. Vol. 2. № 3. P. 228–233.
- Sukhikh N.M., Alekseev V.R. 2013. *Eurytemora caspica* sp. nov. from the Caspian Sea – one more new species within the *E. affinis* complex (Copepoda: Calanoida, Temoridae) // Trudy Zoologicheskogo Instituta RAN. Vol. 317. № 1. P. 85–100.
- The River Volga and its Life. 1979. The Hague: Junk Publishers. 473 p.
- Timokhina A.F. 2000. Zooplankton kak komponent ekosistemy Kuybyshevskogo vodokhranilishcha [Zooplankton as a component of the ecosystem of the Kuibyshev reservoir]. Tol'yatti: Institut ekologii volzhskogo basseyna RAN. 193 s. [In Russian]
- Vol'vich L.I., Kravtsova G.V. 1976. Sovremennoye sostoyaniye planktona Nizhney Volgi v predelakh Volgogradskoy oblasti [The current state of the plankton of the Lower Volga within the Volgograd Region] // Rybokhozyaystvennoye ispol'zovaniye vodoyemov Volgogradskoy oblasti. Volgograd. S. 51–59. [In Russian]
- Vjushkova V.P., Gurova T.V. 1968. Nakhodka solonovato-vodnogo rachka *Calanipeda aquae-dulcis* Kritcz. (Copepoda, Calanoida) v Bolgogradskom vodokhranilishche [A finding of the brakish-water copepod *Calanipeda aquae-dulcis* Kritsch. (Copepoda, Calanoida) in the Volgograd water reservoir] // Zool. zhurn. Vol. 47. Issue 11. S. 1726–1727. [In Russian]
- Zharikov V.V. 1996. Kadastr svobodnozhivushchikh infuzoriy vodokhranilishch Volgi (sostav, raspredeleniye po vodokhranilishcham, obzor metodov issledovaniy) [Cadastre of free-living ciliates of the Volga reservoirs (composition, distribution by reservoirs, review of research methods)]. Tol'yatti: Institut ekologii volzhskogo basseyna RAN, 76 s. [In Russian]
- Zhdanova S.M., Lazareva V.I., Bayanov N.G. et al. 2016. Distribution and Ways of Dispersion of American Rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Brachionidae) in Waterbodies of European Russia // Russ. J. Biol. Invasions. Vol. 7. № 4. P. 308–320.
- Zhukov B.F., Zhgarev N.A., Mylnikova Z.M. 1998. Kadastr svobodnozhivushchikh prosteyshikh Volzhskogo basseyna [Cadastre of free-living protozoans of the Volga Basin]. Yaroslavl': Institut biologii vnutrennikh vod RAN. 45 s. [In Russian]

DISTRIBUTION OF SUMMER ZOOPLANKTON IN CASCADE OF VOLGA AND KAMA RESERVOIRS

V. I. Lazareva¹, R. Z. Sabitova¹, S. V. Bykova², S. M. Zhdanova¹, E. A. Sokolova¹

¹*Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences
152742 Borok, Russia, e-mail: lazareva_v57@mail.ru*

²*Institute of Ecology of the Volga Basin, Russian Academy of Sciences
445003 Togliatti, Russia.*

In August 2015–2017 the zooplankton (Ciliophora, Rotifera, Cladocera, Copepoda) of eight Volga reservoirs, three Kama reservoirs and the part of unregulated Volga between the cities of Volgograd and Astrakhan was studied. It was established that the largest species richness (the number of species in sample 19–46) is widespread in the cascade of reservoirs for Ciliophora, some forms of which were found for the first time in the reservoirs of the Volga and the Kama. Metazooplankton traditionally consisted of rotifers (11–18 species) and cladocerans (6–13 species). The maximum species richness of both groups was observed in Kama, Oka and Upper Volga. Southern freshwater crustaceans (*Diaphanosoma orghidani* and *Acanthocyclops americanus*) and rotifers (*Asplanchna henrietta*, *Brachionus diversicornis*, *B. budapestiensis*, *Pompholyx sulcata* and *Conochiloides coenobasis*) have moved to the north upstream the Volga River and, especially, Kama. *Diaphanosoma mongolianum* was first found in the Nizhnekamsk and Gorky reservoirs. Tropical *Thermocyclops taihokuensis*

was found in the lower reaches of the Volga. The northern boundary of the spread of the Ponto-Caspian invaders in the Volga became the zone of its confluence with the Kama, only *Cornigerius maeoticus* penetrated the Volga reach of the Kuibyshev reservoir. Three brackish species (*Heterocope caspia*, *Eurytemora caspica* and *Cercopagis pengoi*) settled up the Kama to the Kama reservoir. The Mediterranean copepod *Calanipeda aquaedulcis* has been widely spread in the Volga to the Kama mouth. In the Lower Volga, seven boreal-arctic species were found, four northern species (*Bosmina coregoni*, *B. longispina*, *B. crassicornis* and *Bythotreps hybridus* (sin *B. longimanus*)) were common (60–90% of samples) in the unregulated part of the Volga below Volgograd. The total biomass of zooplankton (125–1990 mg/m³) varied among reservoirs. It exceeded 1 g/m³ in the Upper Volga and Kama. A significant decrease in the abundance of metazooplankton downstream of both rivers has been identified, the causes of which remain unclear. Its biomass in the Upper Volga was 1.2±0.2 g/m³, in Kama – 1.4±0.3 g/m³, in the Middle Volga – 0.4±0.05 g/m³, in the Lower Volga – 0.2±0.05 g/m³, and in the Oka in the backwater zone of the Cheboksary reservoir was less than 0.1 g/m³. Long-term changes in the abundance of protozoa and metazooplankton of the reservoirs of the Volga-Kama cascade are discussed.

Keywords: the Volga River, the Kama River, reservoirs, zooplankton, structure, abundance, spatial distribution, alien species

COMPARATIVE STUDY OF IMMUNE-BIOCHEMICAL INDICES OF FAMILY DREISSENIDAE MUSSELS INHABITING THE VOLGA RIVER WATER RESERVOIRS

A. S. Sokolova, D. V. Mikryakov, S. V. Kuzmicheva

Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences, 152742 Borok, Russia

e-mail: Aleksandrasokol@rambler.ru

The results of the study of some immuno-biochemical parameters of the mollusks *Dreissena polymorpha* and *D. bugensis* inhabiting the Volga River reservoirs are presented. The content of non-specific immune complexes, malondialdehyde and antioxidant activity of tissues was studied. Interspecific and intraspecific differences of studied parameters in samples from different waterbodies were recorded. Both species showed higher levels of immune complexes in the Rybinsk and Gorky reservoirs, higher intensities of lipid peroxidation in the Gorky, Cheboksary and Kuibyshev reservoirs and a low content of antioxidants in *D. polymorpha* from the Saratov reservoir. Significant differences in the content of antioxidants between *D. polymorpha* and *D. bugensis* from the Gorky, Saratov and Volgograd reservoirs were probably associated with species characteristics of the organism.

Keywords: Volga River reservoirs, bivalve mollusks, immune complexes, lipid peroxidation, antioxidant activity

DOI: 10.24411/0320-3557-2018-10031

INTRODUCTION

The Volga River is one the greatest rivers of Russia and the longest and largest river in Europe in terms of discharge. It flows across the European part of Russia, accepting around 150000 tributaries and discharges into the Caspian Sea. Nine hydroelectric stations were built on the Volga since 1930's. This lead to the formation of the following water reservoirs: Verkhnevolzhskoye, Ivankovo, Uglich, Rybinsk, Gorky, Cheboksary, Kuibyshev, Saratov, Volgograd [Gidrologiya, gidrohimija ..., 2018].

Mollusks are an important component of benthic communities. Freshwater species including bivalve mussels from family Dreissenidae: *D. polymorpha* (Pallas, 1771) and *D. bugensis* (Andrusov, 1897) strongly affect ecosystems of waterbodies. Dreissenids are aggressive invasive species actively colonizing different regions of the world due to high rates of dispersal and the ability to replace other mussel species [Pollux et al., 2010]. The first description of *D. polymorpha* from the Volga was made by P.S. Pallas [Pallas, 1773]. Its congener, *D. bugensis* was first observed in the waterbodies of Middle and Lower

Volga in 1980's [Antonov, 1993] and has later dispersed across the Volga's reservoirs, appearing in the samples from the Upper Volga waterbodies in 1996 [Orlova, Shcherbina, 2001].

There is little information on physiological, biochemical and immunological indices of family Dreissenidae mussels inhabiting the aforementioned water reservoirs. Studies of oxidative processes intensity and level of antioxidant defense in *D. polymorpha* and *D. bugensis* from the Rybinsk reservoir have shown both seasonal and interspecific differences as well as dependence on the anthropogenic pollution level [Klimova, Chuiko, 2017; Klimova et al, 2017]. However, there are no comparative studies on indices of dreissenids inhabiting the Volga River water reservoirs with different hydrological regimes, hydrochemical characteristics, ecological state etc.

Aim of the present study – to perform a comparative assessment of immune-biochemical indices content in mollusks from family Dreissenidae inhabiting the Rybinsk, Gorky, Cheboksary, Kuibyshev, Saratov and Volgograd water reservoirs.

MATERIALS AND METHODS

Materials for the study have been collected during a complex hydrobiological expedition (August of 2017) on RV "Akademik Topchiev" of IBIW RAS. Mussels were sampled using a dredge and modified Ekman-Birge (DAK-250) bottom sampler with 1/40 m² area, one lift per sampling site. After capturing the mussels, their soft tissues were separated from the shell and immediately frozen in a freezer. Total homogenates of one mollusk species were prepared from tissues using 0.6% physiological solution with 1:6 ratio (mass to volume) in laboratory conditions. These homogenates were used to study the content of immune complexes (IC), products of lipids' peroxi-

dation (LP) and the level of antioxidant defense (AD).

The content of IC was measured on spectrophotometer with 450 μm wave length using the method of selective precipitation with 4% polyethylene glycol of 6000 molecular mass [Grinevich, Alferova, 1981].

The intensity of PLP was evaluated by the accumulation of malondialdehyde (MDA), one the final products of peroxidation. MDA concentration was determined according to the quantity of LP products reacting with thiobarbituric acid and forming a colored complex with it. The intensity of coloration was measured using a spectropho-

tometer by the change of absorption maximum at 535 μm wave length. The content of MDA was calculated taking the coefficient of molar extinction into account ($1.56 \times 10^5 \text{ M}^{-1} \text{ cm}^{-1}$) and expressed in nanomoles per 1 g of tissue [Andreeva et al, 1988].

The level of AD was estimated according to the kinetics of substrate oxidation of the reduced form of 2,6 dichlorophenolindophenol by atmospheric oxygen using standard method adapted for mollusks. The method is based on the fact that the higher is the substrate's oxidation rate in the presence of biological material the lower is the antioxidants' content in tissues. Substrate oxidation in-

hibition constant (SOC) which is the index of tissue's antioxidative activity was determined relative of the control using the formula: $K_i = K_{\text{con}} - K_{\text{exp}}/C$, where K_{con} and K_{exp} are the constants of substrate oxidation in the control and in the experiment, correspondingly; C – concentration of homogenate in the cuvette [Semenov, Yarosh, 1985].

Graphic and statistical treatment of data was performed using Microsoft Office Excel and Statistica 6.0 software. Significance of differences was calculated using Student's t-test. Differences were significant at $p \leq 0.05$.

RESULTS

Analysis of obtained data has shown that there are both interspecific differences of studied indices as well as differences between samples of the same species from different waterbodies. High

values of IC have been observed for both species from the Rybinsk and Gorky reservoirs and for *D. bugensis* from the Saratov reservoir.

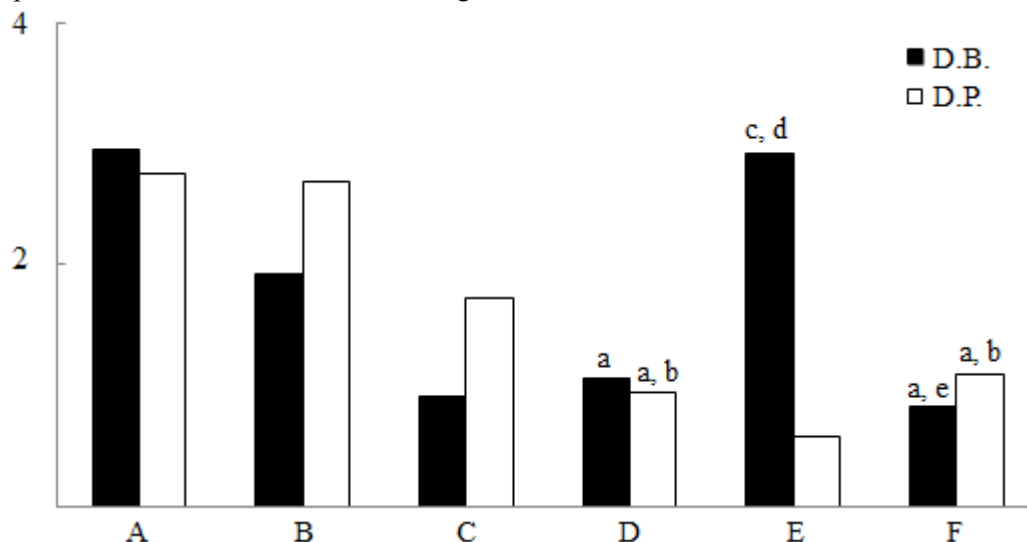


Fig. 1. Level of immune complexes content. Note: Hereinafter: *D.B.* – *Dreissena bugensis*, *D.P.* – *Dreissena polymorpha*. A – Rybinsk, B – Gorky, C – Cheboksary, D – Kuibyshev, E – Saratov, F – Volgograd; “*” – significant differences between species, a, b, c, d, e – significant intraspecific differences in samples from different reservoirs at $p \leq 0.05$.

Dreissena bugensis from the Gorky, Cheboksary and Kuibyshev reservoirs were found to demonstrate more intensive processes of LP. In *D. polymorpha* processes of LP were on the same level throughout all of the reservoirs except for Saratov (Fig. 2). High MDA content may be the result of activation of lipid peroxidation processes.

SOC index in both mussel species in all water reservoirs fluctuated within 3.5–4.8, except for *D. polymorpha* from the Saratov reservoir (Fig. 3). A significantly high level of SOC indicates lower antioxidants' content in mussels' tissues.

DISCUSSION

It is known, that IC are complexes antigen-antibody and complement's components linked with it formed during the interaction with low-molecular alien compounds (haptens, soluble antigens and autoantigens). They play an important role in the processes of immune reactions' regulation, elimination of xenobiotics from the organism and maintenance of immunological homeostasis.

When the body is saturated with foreign bodies, excessive IC formation occurs due to suppression of the clearing function of the phagocytic system cells, which leads to accumulation of IC in the tissues and disruption of organs [Freidlin, Kuznetsova, 1999; Roit et al, 2000; Koyko et al, 2008].

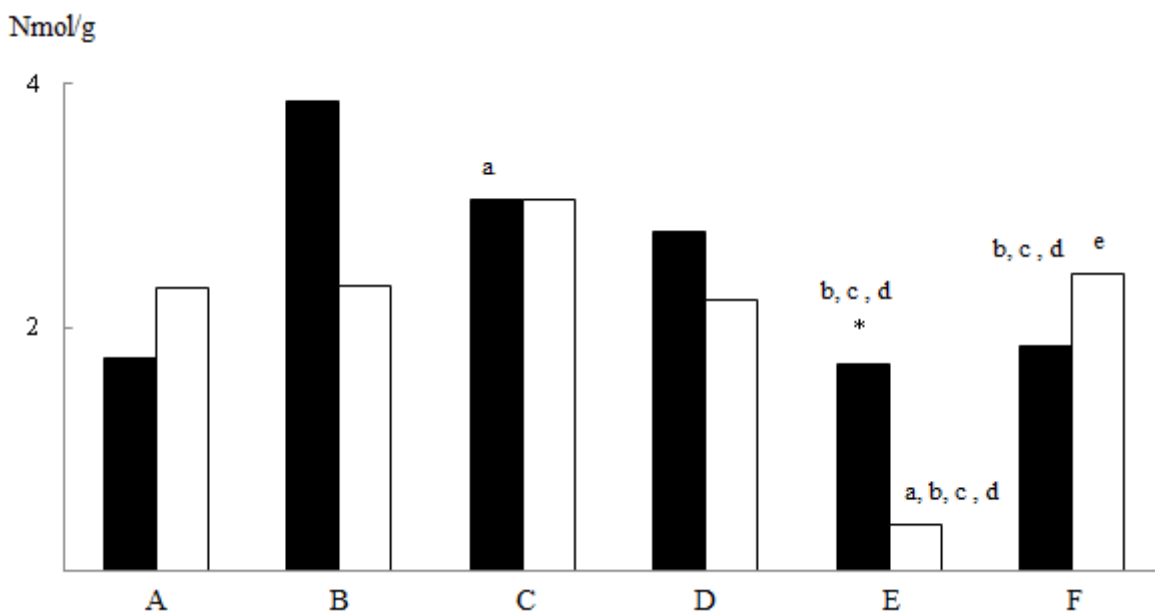


Fig. 2. Malondialdehyde level.

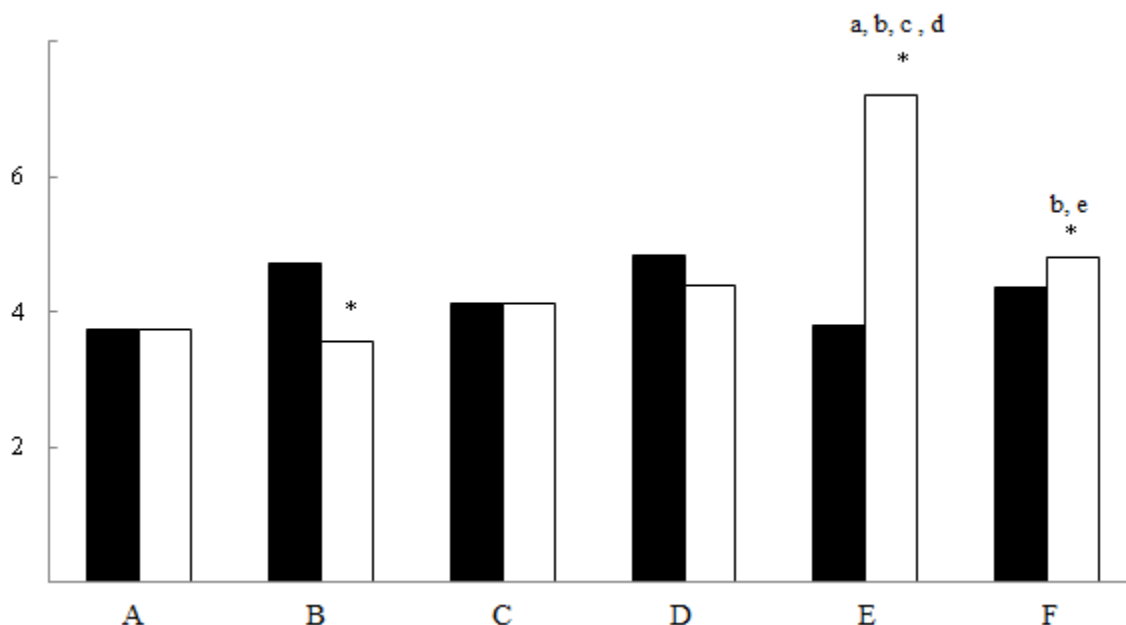


Fig. 3. The substrate oxidation inhibition constant.

Excessive accumulation of IC in dreissenids from the Rybinsk, Gorky and Saratov reservoirs indicates a violation of the mechanisms of elimination of these complexes, suppression of the mechanisms of humoral immunity and the presence of uncontrolled pathological processes. The revealed differences in the IC content in mollusks from different reservoirs may be due to the influence of several factors: the hydrological regime of the reservoir, the level of anthropogenic pollution and the concentration of microorganisms.

The high content of MDA recorded in *D. bugensis* and *D. polymorpha* may be the result of the activation of LP processes associated with the accumulation of reactive oxygen species (ROS) and a decrease in the activity of enzymatic and non-enzymatic antioxidants. Excessive ROS

(superoxide and hydroxyl radicals, singlet oxygen, peroxides, and many other compounds) causes activation of the LP of cell membranes, destruction of nucleic acids, proteins, damage to DNA, mitochondria, destruction of polyunsaturated fatty acids of cell membranes, lipid peroxidation and inactivation of antioxidant protection structures [Baraboy et al. 1992; Zenkov et al. 1999; Menshikova et al., 2008; Winston, 1991; Fiho, 1996; Grubinko, Leus, 2002]. The accumulation of toxic lipid peroxidation products in the body tissues can cause secondary damage to cell membranes, a decrease in the content of antioxidants, suppression of immunological and regenerative functions, as well as premature aging, decreases of growth and development rates and overall loss of viability. Uncontrolled build-up of lipid perox-

idation products is known to be hindered by a multilevel AD system consisting of antioxidant enzymes (superoxide dismutase, catalase, glutathione peroxidase, glutathione-S-transferase) and low-molecular antioxidant compounds (reconstituted with glutathione β -tocopherol), phenol form of Q₁₀ coenzyme, β -carotene, ascorbic acid, etc.) [Zenkov et al., 1999; Menshikova et al., 2006; Soldatov et al., 2007; Winston, 1991]. The AD system plays an important role in the neutralization of molecular mechanisms that initiate the activation of peroxidation processes and the implementation of adaptive compensatory reactions in the body, since its components are involved in the regulation of metabolic functions. Intensification of free-radical processes accompanied by the accumulation of LP products and a deficiency of antioxidants is known to occur in the organism of hydrobionts during adverse effects [Nemova, Vysotskaya, 2004; Rudneva et al., 2005; Winston, 1991; Rudneva, Kuzminova, 2011; Silkina et al., 2012]. With a lack of antioxidants in the body,

processes of oxidative stress develop, accompanied by an imbalance in the system of prooxidants – antioxidants. The balance in the PL – AD system shifts in the direction of PL amplification. Similar violations were found in mollusks living in areas with increased anthropogenic load [Panasyuk, Lebedeva, 2008; Belcheva et al., 2014; Dovzhenko et al., 2014; Viarengo et al., 1988; Romeo, Gnassia-Barelli, 1997].

Interspecific differences of the studied parameters are conditioned by the following physiological and ecological features of *D. bugensis* compared to *D. polymorpha*: higher filtration rate and tolerance to silty bottom, resistance to low temperature and oxygen deficiency, lower selectivity in food, lower oxygen demand and metabolic rate during long-term anaerobic conditions [Lyakhovich et al., 1994; Shkorbatov et al., 1994; Pryanichnikova, 2015; Mills et al., 1993; Karatayev, 1998; Jones, Ricciardi, 2005; Farr, Payne, 2010].

CONCLUSION

Thus, conducted studies have shown interspecific and intraspecific differences in the content of non-specific immune complexes, malondialdehyde and antioxidant activity of tissues in *D. polymorpha* and *D. bugensis* from the reservoirs of the Volga River. The hydrological regime of waterbodies, the level of anthropogenic pollution, the concentration of microorganisms

and the saturation of water with oxygen, as well as species characteristics are probably causing these differences. Analysis of the data showed the advisability of further studies of immunobiochemical parameters of family Dreissenidae mollusks, since the results can be used for ecological status monitoring of the Volga River and other water objects.

The work was performed as part of the state assignment of the FANO of Russia (subject No. AAAA-A18-118012690123-4).

Authors are grateful to R.Z. Sabitova, D.P. Karabanov and D.D. Pavlov for their help during sampling.

REFERENCES

- Andreeva L.I., Kozhemakin N.A., Kishkyn A.A. 1988. Modifikatsiya metodov opredeleniya perekisnykh lipidov v tsefte tiobarbiturovoy kisloty [Modification of methods for the determination of lipid peroxides in the test with thiobarbituric acid] // Laboratornoye delo. № 11. S. 41–43. [In Russian]
- Antonov P.I. 1993. O proniknovenii dvystvorchatogo molluska *Dreissena bugensis* (Andr.) v Volzhskie vodochranilicha [On the penetration of the bivalve mollusk *Dreissena bugensis* (Andr.) into the Volga reservoirs] // Ekologicheskie problemy bassejnov krupnykh rek. Tez dokl. Mezhdunar. konf. Tol'jatti: I' EVB RAN. S. 52–53. [In Russian]
- Baraboj V.A., Brehman I.I., Golotin V.G., Kudrjashov Ju.B. 1992. Perekisnoye okislenie i stress [Peroxidation and stress]. SPb.: Nauka. 148 s. [In Russian]
- Bel'cheva, N.N., Kudrjashova, Ju.V., Istomina, A.A., Chizhov, T.L. 2014. Vozrastnoye izmenenie reaktsij antioksidantnykh fermentov v zhabrah primorskogo grebeshka *Mizuhopecten yessoensis* na okislitel'nyy stress [Age-related changes in the reactions of antioxidant enzymes in the gills of the scallop *Mizuhopecten yessoensis* on oxidative stress] // Voprosy rybolovstva. T. 15. № 3. S. 306–313. [In Russian]
- Dovzhenko N.V., Bel'cheva N.N., Chelomin V.P. 2014. Reaktsiya antioksidantnoy sistemy midii Greja *Mytilus grayanus* kak indikator zagryazneniya pribrezhnykh akvatorij (zaliv Petra Velikogo v Japonskom more) [The reaction of the antioxidant system of gray mussel *Mytilus grayanus* as an indicator of pollution of coastal water areas (Peter the Great Bay in the Sea of Japan)] // Vestnik MGOU. Ser. estestvennye nauki. № 4. S. 57–66. [In Russian]
- Farr M.D., Payne B.S. 2010. Environmental Habitat Conditions Associated with Freshwater Dreissenids // Aquatic Nuisance Species Research Program. 32 p.
- Fiho W.D. 1996. Fish antioxidant defenses – A comparative approach // Braz. J. Med. and Biol. Res. Vol. 29. № 12. P. 1735–1742.
- Frejdlin I.S., Kuznetsova S.A. 1999. Immunnye komplekсы i tsitokiny [Immune complexes and cytokines] // Meditsinskaja immunologiya. T. 1. № 1–2. S. 27–36. [In Russian]

- Gidrologija, gidrohimija i rastitel'nye pigmenty vodohranilisch Volzhskogo kaskada [Hydrology, hydrochemistry and plant pigments of reservoirs of the Volga cascade] // Trudy. V. 81 (84). 2018. 117 s. [In Russian]
- Grinevich Ju.A., Alferov A.N. 1981. Opredelenie immunnyh kompleksov v krovi onkologicheskikh bol'nyh [Determination of immune complexes in the blood of cancer patients] // Laboratornoe delo. № 8. S. 493 – 496. [In Russian]
- Grubinko V.V., Leus Yu.V. 2002. Lipid peroxidation and antioxidant protection in fish (a review) // Hydrobiological journal. V.38. № 2. P. 56–71.
- Jones L.A., Ricciardi A. 2005. Influence of physicochemical factors on the distribution and biomass of invasive mussels (*Dreissena polymorpha* and *Dreissena bugensis*) in the St. Lawrence River // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. V. 62. № 9. P. 1953–1962.
- Karatayev A., Burlakova L., Padilla D. 1998. Physical factors that limit the distribution and abundance of *Dreissena polymorpha* (Pall.) // Journal of Shellfish Research. V. 17. № 4. P. 1219–1235.
- Klimova Ja.S., Chuiko G.M., Gapeeva M.V., Pesnya D.S. 2017. The use of biomarkers of oxidative stress in zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) for chronic anthropogenic pollution assessment of the Rybinsk reservoir // Contemporary Problems of Ecology. T. 10. № 2. C. 178–183.
- Klimova Ja.S., Chujko G.M. 2017. Sezonnaja dinamika pokazatelej antioksidantnoj sistemy u presnovodnyh dvustvorchatyh molljuskov *Dreissena polymorpha* i *D. bugensis* iz Rybinskogo vodohranilisha [Seasonal dynamics of antioxidant system indicators in freshwater bivalve mollusks *Dreissena polymorpha* and *D. bugensis* from the Rybinsk reservoir] // 'Evoljutsionnye i 'ekologicheskie aspekty izuchenija zhivoj materii: Materialy I Vserossijskoj nauchnoj konferentsii. Cherepovets: Cherepovetskij gos. un-t, 2017. S. 177–180. [In Russian]
- Kojko R., Sanshajin D., Bendzhamini 'E. 2008. Immunologija [Immunology]. M.: Akademija. 368 s. [In Russian]
- Ljahovich V.P., Karataev A.Ju., Ljahov S.M., Andreev N.I., Andreeva S.I., Afanas'ev S.A., Dyga A.K., Zakutskij V.P., Zolotareva V.I., L'vova A.A., Nekrasova M.Ja., Osadchih V.F., Pligin Ju.V., Protasov A.A., Tischikov G.M. 1994. Uslovija obitanija // *Dreissena*: Sistematika, 'ekologija, prakticheskoe znachenie. [Habitat Conditions // *Dreissena*: Systematics, ecology, practical value] M.: Nauka. S. 109–119. [In Russian]
- Men'schikova E.B., Zenkov N.K., Lankin V.Z., Bondar' I.A., Trufakin V.A. 2008. Okislitel'nyj stress: Patologicheskie sostojanija i zabelevanija [Oxidative stress: Pathological conditions and diseases]. Novosibirsk: ARTA. 284 s. [In Russian]
- Mills E.L., Leach J.H., Carlton J.T., Secor C. L. 1993. Exotic species in the Great Lakes: A history of biotic crises and anthropogenic introductions // Journal of Great Lakes Research. V. 19. № 1. P. 1–54.
- Nemova N.N., Vysotskaja R.U. 2004. Biohimicheskaja indikatsija sostojanija ryb [Biochemical indication of fish condition]. M.: Nauka. 215 s. [In Russian]
- Orlova M.I., Scherbina G.H. 2001. *Dreissena bugensis* (Andr.) (*Dreissenidae*, *Bivalvia*): rasshirenie areala v Evrope, istorija i puti invazii, dal'nejšie puti rasprostranenija [*Dreissena bugensis* (Andr.) (*Dreissenidae*, *Bivalvia*): expansion of the range in Europe, history and pathways of invasion, further ways of dispersal] // Amerikano-Rossijskij simpozium po invazionnym vidam. Tez. dokl. Jaroslavl': JaGTU. S. 152–154. [In Russian]
- Pallas P. S. 1773. Puteshestvie po raznym provintsijam Rossijskogo gosudarstva [Travel to different provinces of the Russian state]. SPb.: Imperatorskoj Akademii nauk. 786 s. [In Russian]
- Panasjuk N.V., Lebedeva N.V. 2008. Midija (*Mytilus galloprovincialis* Lamark, 1819) v bioindikatsii zagriznenija Chernogo morja [Mediterranean mussel (*Mytilus galloprovincialis* Lamark, 1819) in the bioindication of pollution of the Black Sea] // Vestnik juzhnogo nauchnogo tsentra RAN. T. 4. № 4. S. 68–73. [In Russian]
- Pollux B.J.A., Van der Velde G., Bij de Vaate A. 2010. A perspective on global spread of *Dreissena polymorpha*: a review on possibilities and limitations // The zebra mussel in Europe. Backhuys Publishers, Leiden: Margraf Weikersheim. P. 45–58.
- Prjanichnikova E.G. 2015. Dreissenidy (*Mollusca*, *Dreissenidae*) verhnjevolzhskih vodohranilisch [Dreissenid species (*Mollusca*, *Dreissenidae*) of the Upper Volga Reservoirs] // Povolzhskij 'ekologicheskij zhurnal. № 1. S. 64–71. [In Russian]
- Rojt A., Brostoff Dzh., Mejl D. 2000. Immunologija [Immunology]. M.: Mir. 592 s [In Russian]
- Romeo M., Gnassia-Barelli M. 1997. Effect of heavy metals on lipid peroxidation in the Mediterranean clam *Ruditapes decussates* // Comp. Biochem. Physiol. Vol. 118. № 1. P. 33–37.
- Rudneva I.I., Shevchenko N.F., Zalevskaia I.N., Zherko N.V. 2005. Biomonitoring pribrezhnyh vod Chernogo morja [Biomonitoring of coastal waters of the Black Sea] // Vodnye resursy. T. 32. № 2. S. 238–246. [In Russian]
- Rudneva I.I., Kuzminova N.S. 2011. Effect of Chronic Pollution on Hepatic Antioxidant System of Black Sea Fish Species // Int. J. of Science and Nature. Vol. 2. № 2. P. 279 – 286.
- Semenov V. L., Jarosh A.M. 1985. Metod opredelenija antiokislitel'noj aktivnosti biologicheskogo materiala [Method for determining the antioxidant activity of biological material] // ukrainskij biohimicheskij zhurnal. T. 57. № 3. S. 50–51. [In Russian]
- Silkina N.I., Mikryakov D.V., Mikryakov V.R. 2012. Effect of anthropogenic pollution on oxidative processes in the liver of fish from the Rybinsk Reservoir // Russian Journal of Ecology. T. 43. № 5. C. 386–389.
- Shkorbatov G.L., Karpeevich A.F., Antonov P.I. 1994. 'Ekologicheskaja fiziologija [Ecological physiology] // *Dreissena* (*Dreissena polymorpha* (Pallas) (*Bivalvia*, *Dreissenidae*). Sistematika, 'ekologija. M.: Nauka. S. 67–107. [In Russian]

- Soldatov A.A., Gostyukhina O.L., Golovina I.V. 2007. Antioxidant enzyme complex of tissues of the bivalve *Mytilus galloprovincialis* Lam. under normal and oxidative-stress conditions: A review // Applied Biochemistry and Microbiology. Vol. 43. № 5. P. 556–562.
- Viarengo A., Pertica M., Canesi L., Biasi F., Cecchini G., Orunesu M. 1988. Effects of heavy metals on lipid peroxidation in mussel tissues // Mar. Environ. Res. Vol. 24. № 1–4. P. 354–358.
- Winston G.W. 1991. Oxidants and antioxidants in aquatic animals // Compar. biochem. and Physiol. Vol. 100. № 1–2. P. 173–176.
- Zaroogian G., Norwood C. 2002. Glutathione and metallothionein status in an acute response by *Mercenaria mercenaria* brown cells to copper in vivo // Ecotoxicol. and Env. Safety. Vol. 53. № 2. P. 285–292.
- Zenkov N.K., Men'shikova E.B., Vol'skij N.N., Kozlov V.A. 1999. Vnutrikletochnyj okislitel'nyj stress i apoptoz [Intracellular oxidative stress and apoptosis] // Biology bulletin reviews. T. 119. № 5. S. 440–450. [In Russian]

ЖЕСТКОКРЫЛЫЕ СЕМЕЙСТВ HALIPLIDAE, GYRINIDAE, NOTERIDAE, DYTISCIDAE, GEORISSIDAE, HELOPHORIDAE, HYDROCHIDAE, SPERCHEIDAE, HYDROPHILIDAE, HYDRAENIDAE, SCIRTIDAE, DRYOPIDAE И HETEROCERIDAE НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА «ПЛЕЩЕЕВО ОЗЕРО»

А. А. Русинов¹, А. С. Сажнев², А. А. Прокин², Д. В. Власов³

¹Ярославский государственный университет им. П.Г. Демидова

150003 Ярославль, ул. Советская, 14, e-mail: aleksrusynov@rambler.ru

²Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН

152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: sazh@list.ru

³Ярославский государственный историко-архитектурный и художественный музей-заповедник

150000 Ярославль, Богоявленская пл., 25, e-mail: mitrich-koroed@mail.ru

На исследованной территории выявлено 100 видов водных жесткокрылых: Haliplidae – 4, Gyrinidae – 3, Noteridae – 2, Dytiscidae – 42, Georissidae – 1, Helophoridae – 4, Hydrochidae – 2, Spercheidae – 1, Hydrophilidae – 22, Hydraenidae – 5, Scirtidae – 12, Dryopidae – 1, Heteroceridae – 1. Из них 13 видов впервые приводятся для Ярославской области и 34 вида – впервые для территории Переславского района.

Ключевые слова: жесткокрылые, фауна, новые находки, Ярославская область.

DOI: 10.24411/0320-3557-2018-10032

ВВЕДЕНИЕ

Национальный парк «Плещеево озеро» расположен в Переславском районе Ярославской области, в 130 км к северо-востоку от Москвы. В его состав входит озеро Плещеево, его побережье и окружающие лесные массивы. Общая площадь, занимаемая парком – 23790 га.

Единственная фаунистическая публикация, в которой имеются данные по фауне водных жесткокрылых Переславского района – «Список жуков

(Coleoptera) Переславского уезда Владимирской губернии» [Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]. Однако в данной работе не приведены точные места находок видов и большая часть материала, послужившего основой для работы, не сохранилась, поэтому проверить правильность определения невозможно.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В основу исследования лег материал, собранный на территории национального парка «Плещеево озеро» и, отчасти, в его охранной зоне в период с 1992 по 2017 гг. Сборы охватывают практически всю территорию национального парка. В ходе работы были исследованы различные водные объекты на территории национального парка: побережье оз. Плещеево, его притоки (реки Кухмарка, Куротень, Еглевка, Рябцовка), вытекающая из озера река Векса, системы мелиоративных канав севернее озера Плещеево, временные водоемы в лесах национального парка и на прибрежных лугах озера, ключевые ручьи, закрайки сфагновых болот. Большую часть жесткокрылых отлавливали гидробио-

логическим сачком, кроме этого использовали кошение по прибрежной растительности, разбор береговых наносов, почвенные ловушки по урезу воды. Точки сбора материала на территории национального парка «Плещеево озеро» приведены на рисунке (рис. 1). На карте не отмечены точки сбора, расположенные в охранной зоне национального: узкоколейка от дер. Говырино к урочищу Кухмарь, р. Нерль; р. Нерль-Клязьминская у моста на трассе М8; окр. д. Студенец, пруд; д. Пески, пруд у Половецко-Купанского болота; окр. дер. Мшарово.

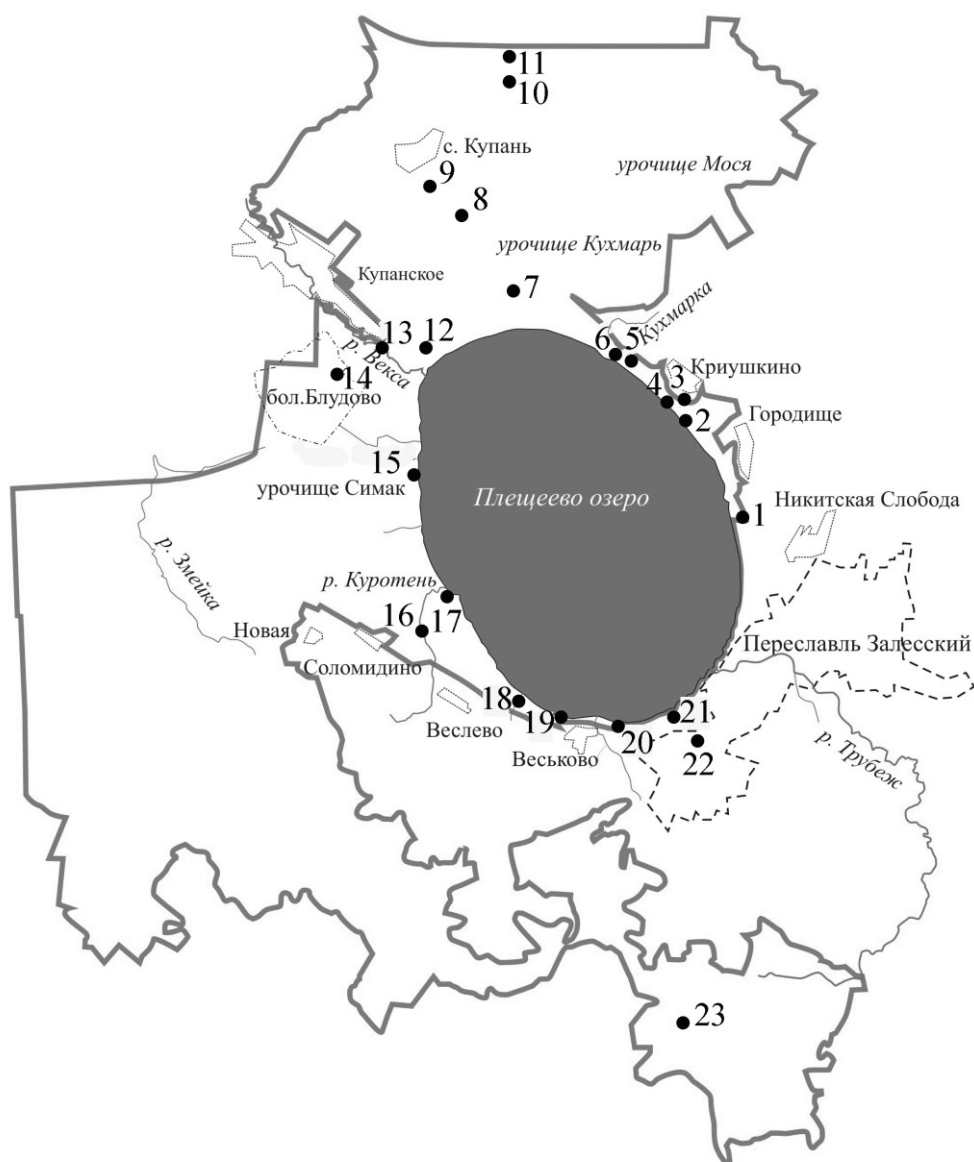


Рис. 1. Пункты сбора материала в национальном парке «Плещеево озеро». 1 – Переславль-Залесский, Никитская слобода, р. Б. Слуда; 2 – в. берег оз. Плещеево у Александровой горы; 3 – в. берег оз. Плещеево, роща у дер. Криушкино, ручей Рябцовка; 4 – с.в. берег оз. Плещеево у дер. Криушкино; 5 – урочище Кухмарь, берег озера Плещеево; 6 – с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка; 7 – урочище Кухмарь, бывшая узкоколейка, канавы; 8 – урочище Кухмарь, ручей; 9 – окр. с. Купань, Варварин родник; 10 – урочище Кухмарь; 11 – 6 км. В дер. Хмельники, лужа на дороге; 12 – дорога к истоку реки Вексы от узкоколейки; 13 – пос. Купанское, р. Векса; 14 – окр. пос. Купанское, Блудово болото; 15 – урочище Симак, озеро; 16 – з. берег оз. Плещеево, р. Куротень; 17 – устье р. Куротень; 18 – ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово, р. Еглевка; 19 – ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово; 20 – ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль-Залесский; 21 – Переславль-Залесский, оз. Плещеево, напротив Горицкого монастыря; 22 – Переславль-Залесский, Горицкий монастырь, пруд; 23 – окр. г. Переславля-Залесского, урочище Касарка.

Fig. 1. Collection points in «Lake Plescheevo» National Park. 1 – Pereslavl-Zalessky, Nikitskaya sloboda, B. Sluda River; 2 – E coast of Plescheevo Lake near Aleksandrovskaya mountain; 3 – E coast of Plescheevo Lake, grove near Kriushkino vill., Ryabtsovka stream; 4 – NE coast of Plescheevo Lake at Kriushkino vill.; 5 – Kukhmar tract, the coast of Plescheevo Lake; 6 – NE coast of Plescheevo Lake, Kuhmarka River; 7 – Kukhmar tract, former narrow gauge railway, ditch; 8 – Kukhmar tract, stream; 9 – neighborhood of Kupan vill., Varvarin spring; 10 – Kukhmar tract; 11 – 6 km E of Khmielniki vill., puddle on the road; 12 – road to the source of Vecksa River; 13 – Kupanskoe, Vecksa River; 14 – neighborhood of Kupanskoe, Bludovo bog; 15 – Simak tract, lake; 16 – W coast of Plescheevo Lake, Kuroten River; 17 – mouth of Kuroten River; 18 – SW coast of Plescheevo Lake, Veskovo vill., Eglevka River; 19 – SW coast of Plescheevo Lake, neighborhood of Veskovo vill.; 20 – S coast of Plescheevo Lake, neighborhood of Pereslavl-Zalessky; 21 – Pereslavl-Zalessky, Plescheevo Lake, opposite of Goritsky monastery; 22 – Pereslavl-Zalessky, Plescheevo Lake, opposite the Goritsky monastery, pond; 23 – neighborhood of Pereslavl-Zalessky, Kasarka tract.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

По результатам исследования составлен аннотированный список водных жесткокрылых национального парка «Плещеево озеро». В скобках за названием вида приведены ссылки на фаунистические работы, в которых вид впервые приведен для Переславского района или Ярославской области. Новые для Переславского района виды отмечены звездочкой (*), новые для Ярославской области – двумя звездочками (**).

Семейство Haliplidae

Haliplus fulvicollis Erichson, 1837

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. г. Переславль-Залесский, ур. Касарка, 18.05.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; там же, 21.08.2017 (3 экз.) А. Русинов leg.

**Haliplus immaculatus* Gerhardt, 1877

[Прокин и др., 2013 (Prokin et al., 2013)]

Материал: пос. Купанское, р. Вёкса, 31.08.2017 (1♂) Д. Власов leg.; р. Куротень, 14.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

Haliplus ruficollis (De Geer, 1774)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: р. Кухмарка, 29.08.2017 (3 экз.) А. Русинов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль-Залесский, 6.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; окр. г. Переславль-Залесский, ур. Касарка, 18.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 31.07.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; окр. д. Вёськово, р. Еглевка, 1.06.2017 (3 экз.) А. Русинов leg.

***Haliplus sibiricus* Motschulsky, 1860

Материал: окр. д. Вёськово, р. Еглевка, 31.07.2017 (4 экз.) Д. Власов leg.; там же, 31.07.2017 (5 экз.) А. Русинов leg.; там же, 6.08.2017 (3 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 27.08.2017 (4 экз.) Н. Бондарь leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль-Залесский, 8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; р. Куротень, 14.08.2017 (5 экз.) Н. Бондарь leg.; р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

Семейство Gyrinidae

Gyrinus marinus Gyllenhal 1808

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: р. Куротень, 14.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

Gyrinus natator Linnaeus, 1758

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: с. берег оз. Плещеево, ур. Кухмарь, временный водоем, 2.07.2013 (2 экз.) Д. Власов leg.; д. Вёськово, временный водоем, 29.04.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; окр. г. Переславль-Залесский, ур. Касарка, закрайка болота, 18.05.2017 (3 экз.) Д. Власов leg.; там же, 21.08.2017 (6 экз.) Д. Власов leg.; узкоколейка от д. Говырино к ур. Кухмарь, р. Нерль, 16.07.2005 (4 экз.) Д. Власов leg.

Gyrinus substriatus Stephens, 1827

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: г. Переславль-Залесский, Никитская слобода, р. Б. Слуда, 12.05.2013 (6 экз.) Д. Власов leg.; окр. г. Переславль-Залесский, ур. Касарка, закрайка болота, 18.05.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; д. Вёськово, р. Еглевка, 31.07.2017 (3 экз.) Д. Власов leg.; там же, 6.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; ур. Кухмарь, 30.04.2005 (4 экз.) А. Русинов leg.; 6 км в д. Хмельники, лужа на дороге, 22.08.1995 (1 экз.) Д. Власов leg.

Семейство Noteridae

Noterus clavicornis (De Geer, 1774)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; р. Куротень, 14.07.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

**Noterus crassicornis* (O.F. Müller, 1776)

[Прокин и др., 2013 (Prokin et al., 2013)]

Материал: с.в. берег оз. Плещеево у д. Криушкино, почв. ловушка, 12–20.05.2013 (1♀) Д. Власов leg.; р. Кухмарка, 29.08.2017 (16 экз.) А. Русинов leg.

Семейство Dytiscidae

**Laccophilus minutus* (Linnaeus, 1758)

[Яковлев, 1902 (Yakovlev, 1902)]

Материал: р. Куротень, 11–12.08.2013 (2 экз.) Д. Власов leg.; там же, 27.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 1.06.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.

Hyphydrus ovatus (Linnaeus, 1761).

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. д. Вёськово, р. Еглевка, 08.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; р. Вёкса, окр. пос. Купанское, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ур. Кухмарь, бывшая узкоколейка, канавы, 29.08.2017 (13 экз.) А. Русинов leg.; р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; р. Куротень, 27.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; д. Студенец, пруд, 22.08.1995 (1 экз.) Д. Власов leg.

**Hydroglyphus geminus* (Fabricius, 1792)

[Прокин и др., 2013 (Prokin et al., 2013)]

Материал: р. Куротень, 27.08.2017 (1 экз.)
А. Русинов leg.; р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.)
А. Русинов leg.

Hygrotus decoratus (Gyllenhal, 1810)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. г. Переславль-Залесский,
ур. Касарка, 18.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.;
р. Куротень, 14.07.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; там
же, 27.08.2017 (15 экз.) А. Русинов leg.

Hygrotus impressopunctatus (Schaller, 1783)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: р. Кухмарка, 29.08.2017 (9 экз.)
А. Русинов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр.
г. Переславль-Залесский, 6.08.2017 (3 экз.)
Н. Бондарь leg.; там же, 27.08.2017 (1 экз.)
А. Русинов leg.; р. Куротень, 27.08.2017 (1 экз.)
А. Русинов leg.

Hygrotus inaequalis (Fabricius, 1777).

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. д. Веськово, р. Еглевка,
1.06.2017 (3 экз.), А. Русинов leg.; там же, 8.06.2017
(4 экз.) Н. Бондарь leg.; ур. Кухмарь, бывшая узко-
колейка, канавы, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.;
р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ю.
берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль-Залесский,
6.08.2017 (3 экз.) Н. Бондарь leg.

Hydroporus angustatus Sturm, 1835

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: р. Кухмарка, 29.08.2017 (5 экз.)
А. Русинов leg.; окр. д. Веськово, р. Еглевка,
8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; р. Куротень,
27.08.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.

Hydroporus erythrocephalus (Linnaeus, 1758)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. г. Переславль-Залесский,
ур. Касарка, закрайка болота, 31.07.2017 (1 экз.)
Д. Власов leg.; ур. Кухмарь, 30.04.2005 (4 экз.)
А. Русинов leg.

Hydroporus fuscipennis Schaum, 1868

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю. берег оз. Плещеево, окр.
г. Переславль-Залесский, 6.08.2017 (1 экз.)
А. Русинов leg.; ур. Кухмарь, 30.04.2005 (4 экз.)
А. Русинов leg.

*****Hydroporus gyllenhalii Schiödt, 1841***

Материал: окр. д. Веськово, р. Еглевка,
29.08.2017 (9 экз.) А. Русинов leg.; окр.
г. Переславль-Залесский, ур. Касарка, закрайка бо-
лота, там же, 7–8.05.2017 (3 экз.) Д. Власов leg.; там
же, 8.05.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; там же,
18.05.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; там же,
6.06.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; там же, 21.07.2017
(1 экз.) Д. Власов leg.; там же, 21.08.2017 (1 экз.)
А. Русинов leg.; с.в. берег оз. Плещеево,
р. Кухмарка, 29.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.;
окр. пос. Купанское, Блудово болото, 31.07.2017
(1 экз.) А. Русинов leg.

Hydroporus neglectus Schaum, 1845

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. Переславля,
ур. Касарка, закрайка болота, 8.05.2017
(1 экз.) Д. Власов leg.; там же, 31.07.2017
(1 экз.) А. Русинов leg.

Hydroporus obscurus Sturm, 1835

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево,
окр. д. Веськово, р. Еглевка, 29.08.2017
(2 экз.) А. Русинов leg.

Hydroporus palustris (Linnaeus, 1761)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево,
окр. д. Веськово, р. Еглевка, 31.07.2017
(1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 27.08.2017
(4 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 29.08.2017
(5 экз.) А. Русинов leg.; ур. Кухмарь,
30.04.2005 (5 экз.) А. Русинов leg.; там же,
2.05.2004 (1 экз.) А. Русинов leg.

Hydroporus planus (Fabricius, 1781)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево,
окр. д. Веськово, р. Еглевка, 31.07.2017
(2 экз.) А. Русинов leg.; ю. берег
оз. Плещеево, окр. г. Переславль,
27.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

Hydroporus striola (Gyllenhal, 1826)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево,
окр. д. Веськово, р. Еглевка, 6.08.2017
(1 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 29.08.2017
(17 экз.) А. Русинов leg.; окр. г. Переслав-
ля, ур. Касарка, водоем у болота,
21.07.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; там же,
31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ю. бе-
рег оз. Плещеево, окр. г. Переславль,
6.08.2017 (7 экз.) Н. Бондарь leg.; з. берег
оз. Плещеево, р. Куротень, 27.08.2017
(4 экз.) Н. Бондарь leg.; ур. Кухмарь, быв-
шая узкоколейка, канавы, 29.08.2017
(1 экз.) А. Русинов leg.; ю. берег
оз. Плещеево, окр. г. Переславль,
6.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

Hydroporus tristis (Paykull, 1798)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. г. Переславля,
ур. Касарка, закрайка болота, 8.05.2017
(2 экз.) Д. Власов leg.; там же, 31.07.2017
(1 экз.) А. Русинов leg.; с.в. берег

оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 1.06.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 6.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово, р. Еглевка, 8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

***Suphrodytes dorsalis* (Fabricius, 1787)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ур. Кухмарь, 2.05.2004 (3 экз.) А. Русинов leg.; там же, бывшая узкоколейка, канавы, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

***Porhydrus lineatus* (Fabricius, 1775)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: з. берег оз. Плещеево, р. Куротень, 27.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ур. Кухмарь, 30.04.2005 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 2.05.2004 (1 экз.) А. Русинов leg.

*****Agabus affinis* (Paykull, 1798)**

Материал: р. Нерль-Клязьминская, 22.04.1999 (2 экз.) Д. Власов leg.; окр. Переславля, ур. Касарка, закрайка болота, 8.05.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; ур. Кухмарь, 1.05.2005 (1 экз.) А. Русинов leg.

*****Agabus biguttulus* C.G. Thomson, 1867**

Материал: окр. г. Переславля, ур. Касарка, закрайка болота, 6.06.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.

****Agabus bipustulatus* (Linnaeus, 1767)**

[Власов, Русинов, 2008 (Vlasov, Rusinov, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово, р. Еглевка, 8.06.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 27.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

***Agabus congener* (Thunberg, 1794)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ур. Кухмарь, 1.05.2005 (1 экз.) А. Русинов leg.

****Agabus fuscipennis* (Paykull, 1798)**

[Яковлев, 1902 (Yakovlev, 1902)]

Материал: д. Веськово, берег озера, 11.08.2013 (1 экз.) Д. Власов leg.; окр. с. Купань, Варварин родник, на тростнике, 11.07.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.

****Agabus guttatus* (Paykull, 1798)**

[Яковлев, 1902 (Yakovlev, 1902)]

Материал: Переславский р-н, окр. г. Переславль-Залесский, берег оз. Плещеево, роща у д. Криушкино, ручей Рябцовка, под валежником, 21.08.2017 (7 экз.) Д. Власов leg.; там же, 21.08.2017 (6 экз.) А. Русинов leg.; ур. Кухмарь, ручей, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

*****Agabus paludosus* (Fabricius, 1801)**

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово, р. Еглевка, 1.06.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 27.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

***Agabus sturmii* (Gyllenhal, 1808)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (7 экз.) А. Русинов leg.; ур. Кухмарь, 30.04.2005 (4 экз.) А. Русинов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово, р. Еглевка, 1.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 18.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 6.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 27.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

***Platambus maculatus* (Linnaeus, 1758)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово, р. Еглевка, 1.06.2017 (1 экз.), А. Русинов leg.; там же, 31.07.2017 (13 экз.), А. Русинов leg.; там же, 21.08.2017 (4 экз.), А. Русинов leg.; там же, 27.08.2017 (4 экз.), А. Русинов leg.; з. берег оз. Плещеево, р. Куротень, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 14.07.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.; р. Векса, окр. пос. Купанское, 31.07.2017 (4 экз.) А. Русинов leg.

***Ilybius ater* (De Geer, 1774)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ур. Кухмарь, 30.04.2005 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, бывшая узкоколейка, канавы, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово, р. Еглевка, 21.08.2017 (1 экз.), А. Русинов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 6.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; ур. Симак, озеро 26.05.1992 (1 экз.) Д. Власов leg.; дорога к истоку Вексы от узкоколейки 29.7.2013 (1 экз.) Д. Власов leg.

***Ilybius fuliginosus* (Fabricius, 1792)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, д. Веськово, р. Еглевка, 1.06.2017 (2 экз.), А. Русинов leg.; там же, 31.07.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; там же, 31.07.2017 (16 экз.), А. Русинов leg.; там же, 27.08.2017 (6 экз.), А. Русинов leg.; р. Векса, окр. пос. Купанское, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; з. берег оз. Плещеево, р. Куротень, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 14.07.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

leg.; окр. г. Переславля, ур. Касарка, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ур. Кухмарь, 16.07.2005 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, ручей 29.08.2017 (3 экз.) А. Русинов leg.; с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

*****Ilybius quadriguttatus* (Lacordaire, 1835)**

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово, р. Еглевка, 31.07.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; там же, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 21.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

****Ilybius subtilis* Erichson, 1837**

[Прокин и др., 2013 (Prokin et al., 2013)]

Материал: ур. Кухмарь, 2.05.2004 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 16.07.2005 (1 экз.) А. Русинов leg.; окр. Переславля, ур. Касарка, 7–8.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

***Rhantus exoletus* Forster, 1771**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово, р. Еглевка, 8.06.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

***Rhantus frontalis* (Marsham, 1802)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

***Rhantus notaticollis* (Aubé, 1837)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ур. Кухмарь, 2.05.2004 (1 экз.) А. Русинов leg.

***Colymbetes paykulli* Erichson, 1837**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. Переславля, ур. Касарка, 7–8.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 21.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; там же, 21.8.2017 (серия) Д. Власов leg.; ур. Кухмарь, 2.05.2004 (2 экз.) А. Русинов leg.; там же, бывшая узкоколейка, канавы, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; д. Студенец, пруд, 22.08.1995 (2 экз.) Д. Власов leg.

*****Hydaticus aruspex* Clark, 1864**

Материал: окр. д. Студенец, пруд, 22.08.1995 (4 экз.) Д. Власов leg.

***Hydaticus seminiger* (DeGeer, 1774)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: р. Нерль-Клязьминская, 22.04.1999 (1 экз.) Д. Власов leg.; окр. Переславля, ур. Касарка, 7–8.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово, р. Еглевка, 1.06.2017 (1 экз.), А. Русинов leg.; там же, 8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 1.06.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, почвенная ловушка 14–21.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ур. Кухмарь, 30.04.2005 (1 экз.)

А. Русинов leg.; там же, бывшая узкоколейка, канавы, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

***Acilius canaliculatus* (Nicolai, 1822)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. Переславля, ур. Касарка, 7–8.05.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; там же, 18.05.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; там же, 6.06.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 21.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 21.8.2017 (2 экз.) Д. Власов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово, р. Еглевка, 1.06.2017 (1 экз.), А. Русинов leg.; там же, 31.07.2017 (1 экз.), А. Русинов leg.; там же, 21.08.2017 (3 экз.), А. Русинов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 31.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ур. Кухмарь, 2.05.2004 (2 экз.) А. Русинов leg.; там же, ручей 29.08.2017 (4 экз.) А. Русинов leg.; там же, бывшая узкоколейка, канавы, 29.08.2017 (10 экз.) А. Русинов leg.; с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; д. Студенец, пруд, 22.08.1995 (2 экз.) Д. Власов leg.

***Acilius sulcatus* (Linnaeus, 1758)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Веськово, р. Еглевка, 27.08.2017 (1 экз.), А. Русинов leg.; ур. Кухмарь, 2.05.2004 (4 экз.) А. Русинов leg.; в. берег оз. Плещеево у Александровой горы, сбитый на дороге, 28.4.2013 (1 экз.) Д. Власов leg.; д. Студенец, пруд, 22.08.1995 (1 экз.) Д. Власов leg.; д. Пески, пруд у Половецко-Купанского болота 23.8.1995 (2 экз.) Д. Власов leg.

***Dytiscus circumcinctus* Ahrens, 1811**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: з. берег оз. Плещеево, р. Куротень, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; окр. Переславля, ур. Касарка, 21.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 21.08.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, почвенная ловушка 14–21.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; ур. Симак, выведен из личинки, найденной на песч. берегу под бревном 17–30.06.2010 (1 экз.) Д. Власов leg.; д. Студенец, пруд, 22.08.1995 (2 экз.)

Д. Власов leg.; д. Пески, пруд у Половецко-Купанского болота 23.08.1995 (1 экз.) Д. Власов leg.; р. Нерль-Клязьминская, у моста на трассе М-8, 22.04.1999 (2 экз.) Д. Власов leg.

***Dytiscus latissimus* Linnaeus, 1758**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: г. Переславль-Залесский, Горицкий монастырь, пруд 1990-е гг. (1 экз.), сборы Переславского музея-заповедника; окр. д. Мшарово 3.09.2011 (1 экз.) С. Диденко leg.

***Dytiscus marginalis* Linnaeus, 1758**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. г. Переславля, ур. Касарка, 7–8.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, р. Еглевка, 1.06.2017 (1 экз.), А. Русинов leg.; там же, 27.08.2017 (2 экз.), А. Русинов leg.; там же, 21.08.2017 (1 экз.), А. Русинов leg.; з. берег оз. Плещеево, р. Куротень, 1.06.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ур. Симак, на дороге, 11.08.2013, (1 экз.) Д. Власов leg.; д. Студенец, пруд, 22.08.1995 (3 экз.) Д. Власов leg.; д. Пески, пруд у Половецко-Купанского болота 23.08.1995 (1 экз.) Д. Власов leg.

Семейство Georissidae

****Georissus crenulatus* (Rossi, 1794)**

[Яковлев, 1902 (Yakovlev, 1902)]

С.в. берег оз. Плещеево у д. Криушкино, почв. ловушка, 12–20.05.2013 (1 экз.) Д. Власов leg.

Семейство Helophoridae

****Helophorus croaticus* Kuwert, 1886**

= *moscoviticus* Semenow, 1899

[Яковлев, 1902 (Yakovlev, 1902)]

Материал: ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

***Helophorus granularis* (Linnaeus, 1760)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, д. Вельково, залитый берег озера, 31.07.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; з. берег оз. Плещеево, р. Куротень, 1.06.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

***Helophorus griseus* Herbst, 1793**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

****Helophorus tuberculatus* (Gyllenhal, 1808)**

[Яковлев, 1902 (Yakovlev, 1902)]

Материал: окр. г. Переславля, ур. Касарка, закрайка болота, 18.05.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 27.08.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.; с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (4 экз.) А. Русинов leg.

Семейство Hydrochidae

***Hydrochus brevis* Herbst, 1793**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. г. Переславля, ур. Касарка, закрайка болота, 8.05.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; там же, 18.05.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.

****Hydrochus ignicollis* Motschulsky, 1860**

[Прокин и др., 2013 (Prokin et al., 2013)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, р. Еглевка, 8.06.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.

Семейство Spercheidae

***Spercheus emarginatus* (Schaller, 1783)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, д. Вельково, залитый берег озера, 31.07.2017 (2 экз.) Д. Власов leg.

Семейство Hydrophilidae

***Berosus signaticollis* Charpentier, 1825**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. г. Переславль, ур. Касарка, 18.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

***Laccobius bipunctatus* (Fabricius, 1775)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: з. берег оз. Плещеево, р. Куротень, 27.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 1.06.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

****Laccobius colon* (Stephens, 1829)**

[Прокин и др., 2013 (Prokin et al., 2013)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, р. Еглевка, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

***Laccobius minutus* (Linnaeus, 1758)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, д. Вельково, залитый берег озера, 31.07.2017 (4 экз.) Д. Власов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, д. Вельково, р. Еглевка, 27.08.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.; с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.

*****Laccobius sinuatus* Motschulsky, 1849**

Материал: с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

***Hydrobius fuscipes* (Linnaeus, 1758)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. Переславля, ур. Касарка, 18.05.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; там же, 18.5.2017 (серия) Д. Власов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 08.06.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 31.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ур. Кухмарь, ручей 29.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ур. Симак 24.05.1995 (1 экз.) Д. Власов leg.; д. Студенец, пруд, 22.08.1995 (1 экз.) Д. Власов leg.

***Hydrochara caraboides* (Linnaeus, 1758)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. Переславля, ур. Касарка, 7–8.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 18.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, почвенная ловушка, 6–14.07.2017 (1 экз.), Н. Бондарь leg.; с.в. берег оз. Плещеево у Криушкино 12.05.2013 (1 экз.) Д. Власов leg.; ур. Симак, 25–26.05.1992 (2 экз.) М. Клепиков leg.

***Hydrophilus aterrimus* (Eschscholtz, 1822)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, р. Еглевка, мертвый жук в колыбельке, 1.06.2017 (1 экз.), А. Русинов leg.

***Anacaena limbata* (Fabricius, 1792)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: с.в. берег оз. Плещеево у д. Криушино, почв. ловушка, 12–20.05.2013 (1 экз.) Д. Власов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, р. Еглевка, 1.06.2017 (4 экз.) А. Русинов leg.; там же, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 27.08.2017 (3 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 8.06.2017 (5 экз.) Н. Бондарь leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 27.08.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.

****Anacaena lutescens* (Stephens, 1829)**

[Прокин и др., 2013 (Prokin et al., 2013)]

Материал: окр. г. Переславля, ур. Касарка, закрайка болота, 8.05.2017 (2 экз.) Д. Власов leg.; там же, 18.05.2017 (4 экз.) Д. Власов leg.; там же, 31.07.2017 (4 экз.) Д. Власов leg.; с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (3 экз.) А. Русинов leg.; ур. Кухмарь, заводь ручья, 29.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, р. Еглевка, 8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 6.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 27.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 27.08.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.

***Chaetarthria seminulum* (Herbst, 1797)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: с.в. берег оз. Плещеево у д. Криушкино, почвенные ловушки, 12–20.05.2013 (2 экз.) Д. Власов leg.

***Cymbiodyta marginella* (Fabricius, 1792)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. п. Купанское, Блудово болото, почвенные ловушки, 3–15.05.2016 (2 экз.) Д. Власов leg.; з. берег оз. Плещеево, р. Куротень, 31.07.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.

***Enochrus affinis* (Thunberg, 1794)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.

***Enochrus coarctatus* Gredler, 1863**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (9 экз.) А. Русинов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, р. Еглевка, 8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, д. Вельково, залитый берег озера, 31.07.2017 (5 экз.) Д. Власов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 27.08.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.; з. берег оз. Плещеево, р. Куротень, 1.06.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; окр. Переславля, ур. Касарка, 18.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

****Enochrus fuscipennis* (Thomson, 1884)**

[Прокин и др., 2013 (Prokin et al., 2013)]

Материал: ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 1.06.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 18.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 6.08.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.

***Enochrus ochropterus* (Marsham, 1802)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. Переславля, ур. Касарка, 7–8.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, р. Еглевка, 18.06.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.; ур. Кухмарь, бывшая узкоколейка, канавы, 29.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.

***Enochrus quadripunctatus* (Herbst, 1797)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ур. Кухмарь, бывшая узкоколейка, канавы, 29.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.

***Enochrus testaceus* (Fabricius, 1801)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, почв. ловушки, 6–14.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

***Helochares obscurus* (O.F. Müller, 1776)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.

***Coelostoma orbiculare* (Fabricius, 1775)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. Переславля, ур. Касарка, 18.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; р. Векса, окр. пос. Купанское, 31.07.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; г. Переславль-Залесский, оз. Плещеево, напротив Горицкого монастыря, 4.09.2014 (2 экз.) Д. Власов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, почвенная ловушка 14–21.08.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; берег оз. Плещеево у д. Криушкино 12.05.2013 (серия) Д. Власов leg.; устье р. Куротень в наносах на берегу 11.08.2013 (2 экз.) Д. Власов leg.

***Cercyon sternalis* (Sharp, 1918)**

Материал: с.в. берег оз. Плещеево у д. Криушкино, почв. ловушка, 12–20.05.2013 (6 экз.) Д. Власов leg.; окр. г. Переславля, ур. Касарка, закрайка болота, 8.05.2017 (3 экз.) Д. Власов leg.; там же, 18.05.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; там же, 18.05.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.; там же, 7–8.05.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; там же, 31.07.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 18.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

***Cercyon ustulatus* (Preyssler, 1790)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: с.в. берег оз. Плещеево у д. Криушкино, почв. ловушка, 12–20.05.2013 (6 экз.) Д. Власов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, р. Еглевка, 8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

Семейство Hydraenidae

***Limnebius parvulus* (Herbst, 1797)**

[Прокин и др., 2013 (Prokin et al., 2013)]

Материал: с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (5 экз.) А. Русинов leg.

***Hydraena excisa* Kiesenwetter, 1849**

Материал: ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 27.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

***Hydraena riparia* Kugelann, 1794**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 1.06.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.

***Ochthebius hungaricus* Endrody-Yonga, 1967**

Материал: ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 1.06.2017 (1 экз.) А. Русинов leg.; с.в. берег оз. Плещеево, р. Кухмарка, 29.08.2017 (2 экз.) А. Русинов leg.

***Ochthebius minimus* (Fabricius, 1792)**

[Яковлев, 1902 (Yakovlev, 1902)]

Материал: окр. г. Переславля, ур. Касарка, закрайка болота, 18.05.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окр. д. Вельково, р. Еглевка, 8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

Семейство Scirtidae

***Contacyphon coarctatus* (Paykull, 1799)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ю. берег оз. Плещеево, окрестности г. Переславль-Залесский, 25.06.2017 (1♂) Н. Бондарь leg.; с.в. берег оз. Плещеево, роща у д. Криушкино, 18.07.2017 (1♂) Д. Власов leg.

***Contacyphon kongsbergensis* (Munster, 1924)**

[Максименков, 1995 (Maximenkov, 1995)]

Материал: окр. г. Переславля, ур. Касарка, кошение, 21.08.2017 (2♂♂) Д. Власов leg.

***Contacyphon laevipennis* (Tournier, 1868) (= *phragmiteticola* Nyholm, 1955)**

Материал: берег оз. Плещеево у «Александровой горы», тростник, 28.04.2013 (4♂♂, 1♀) Д. Власов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, д. Вельково, залитый берег, 31.07.2017 (1♀) Н. Бондарь leg.

***Contacyphon ochraceus* (Stephens, 1830)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: с.в. берег оз. Плещеево, роща у д. Криушкино, 11.06.2017 (1♂) Д. Власов leg.

***Contacyphon padi* (Linnaeus, 1758)**

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: с.в. берег оз. Плещеево, у д. Криушкино, 12.05.2013 (1 экз.) Д. Власов

leg.; окр. п. Купанское, Блудово болото, кошение, 2.05.2016 (4 экз.) Д. Власов leg.; там же, кошение, 15.05.2016 (4 экз.) Д. Власов leg.; окр. г. Переславля, ур. Касарка, кошение, 18.05.2017 (6 экз.) Д. Власов, А. Русинов leg.; там же, кошение, 16.07.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окрестности д. Вельково, 1.06.2017 (2 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 8.06.2017 (3 экз.) Н. Бондарь leg.; ю. берег оз. Плещеево, окрестности г. Переславль-Залесский, 18.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

***Contacyphon palustris (C.G. Thomson, 1855)**

[Яковлев, 1902 (Yakovlev, 1902)]

Материал: ю. берег оз. Плещеево, окрестности г. Переславль-Залесский, 25.06.2017 (1♂) Н. Бондарь leg.

***Contacyphon pubescens (Fabricius, 1792)**

[Максименков, 1995 (Maximenkov, 1995)]

Материал: окр. п. Купанское, Блудово болото, кошение, 12.06.2016 (1♀) Д. Власов leg.; окр. г. Переславля, ур. Касарка, кошение, 18.05.2017 (1♂, 1♀) Д. Власов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окрестности г. Переславль-Залесский, 8.06.2017 (2♂♂, 1♀) Н. Бондарь leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окрестности д. Вельково, 1.06.2017 (2♂♂, 1♀) А. Русинов leg.; там же, 8.06.2017 (1♂) Н. Бондарь leg.

Contacyphon variabilis (Thunberg, 1787)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. п. Купанское, Блудово болото, кошение, 15.05.2016 (1♀) Д. Власов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окрестности г. Переславль-Залесский, 1.06.2017 (1♂, 1♀) А. Русинов leg.; там же, 8.06.2017 (1♂, 1♀) А. Русинов leg.; там же, 25.06.2017 (1♀) Н. Бондарь leg.; ю.з. берег оз. Плещеево, окрестности д. Вельково, 8.06.2017 (1♂) Н. Бондарь leg.; окр. Переславля-Залесского, ур. Касарка, 31.07.2017 (1♂, 1♀) А. Русинов leg.

Elodes minuta (Linnaeus, 1767)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: з. берег оз. Плещеево, устье р. Куротень, 18.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

Microcara testacea (Linnaeus, 1767)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: окр. Переславля, ур. Касарка, 31.07.2017 (11 экз.) А. Русинов leg.; там же, болото, 31.07.2017 (1♂) Д. Власов leg.; там же, водоем у болота, 21.08.2017 (серия) Д. Власов leg.

Scirtes hemisphaericus (Linnaeus, 1767)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: ур. Кухмарь, 17.07.2005 (серия) Д. Власов leg.; там же, 23.06.2013 (серия) Д. Власов

leg.; ур. Симак 24.06.2017 (серия) Д. Власов leg.; берег оз. Плещеево напротив Александровой горы 23.06.2013 (серия) Д. Власов leg.; устье р. Куротень 24.06.2013 (серия) Д. Власов leg.; п. Купанское, берег р. Вексы, 4.07.2002 (3 экз.) Д. Власов leg.; д. Вельково, 31.7.2017 (1 экз.) Д. Власов leg.

***Scirtes orbicularis (Panzer, 1793)**

[Яковлев, 1902 (Yakovlev, 1902)]

Материал: пос. Купанское, берег Вексы 4.07.2002 (4 экз.) Д. Власов leg.; берег оз. Плещеево напротив Александровой горы 23.06.2013 (1 экз.) Д. Власов leg.; д. Вельково, залитый берег озера, 31.07.2017 (1♂) Д. Власов leg.

Семейство Dryopidae

****Dryops griseus (Erichson, 1847)**

Материал: с.в. берег оз. Плещеево у д. Криушкино, почв. ловушка, 12–20.05.2013 (серия) Д. Власов leg.; ю. берег оз. Плещеево, окр. г. Переславль, 18.06.2017 (5 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, 8.06.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.; там же, почв. ловушка, 6–14.08.2017 (1 экз.) Н. Бондарь leg.

Семейство Heteroceridae

Heterocerus fenestratus (Thunberg, 1784)

[Геммельман, 1927 (Gemmelman, 1927)]

Материал: д. Вельково, берег оз. Плещеево, 11.8.2013 (1 экз.) Д. Власов leg.

На исследованной территории было выявлено 100 видов водных жесткокрылых: Haliplidae – 4, Gyrinidae – 3, Noteridae – 2, Dytiscidae – 42, Georissidae – 1, Helophoridae – 4, Hydrochidae – 2, Spercheidae – 1, Hydrophilidae – 22, Hydraenidae – 5, Scirtidae – 12, Dryopidae – 1, Heteroceridae – 1. Из них 13 видов впервые приводятся для Ярославской области и 34 вида – впервые для территории Переславского района.

В заключение следует отметить, что данный список не является окончательным и при продолжении исследований, несомненно, будет расширен.

Большая часть материала была собрана на территории НП во время научно-исследовательских работ 1995, 2013 и 2016–17 гг., финансируемых ФГБУ «Национальный парк «Плещеево озеро». Работа А.С. Сажнева и А.А. Прокина выполнена в рамках государственного задания (темы АААА-А18-118012690106-7, АААА-А18-118012690105-0).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Власов Д.В., Русинов А.А. К фауне плотоядных жесткокрылых (Coleoptera, Adephaga) парковой зоны музея-заповедника «Карабиха» // Экология и Культура: от прошлого к будущему: материалы второй межрегиональной научно-практической конференции, 27–28 ноября 2008 года. Ярославль: ИПК «Индиго», 2008. С. 165–168.
- Геммельман С.С. Список жуков (Coleoptera) Переславского уезда Влад. губ. // Труды Переславль-Залесского историко-художественного и краеведного музея. – Переславль, 1927. Т. 4. – С. 43–80.
- Максименков М.В. Новые сведения по фауне Helodidae (Coleoptera) Палеарктики // Фауна и систематика: Труды Зоологического музея Белорусского университета. 1995. Вып. 1. Минск: Навука і тэхніка. С. 154–162.
- Прокин А.А., Петров П.Н., Жгарёва Н.Н. Фауна водных жесткокрылых (Coleoptera) окрестностей Борка (Ярославская область) // Гидроэнтомология в России и сопредельных странах: материалы V Всероссийского симпозиума по амфибиотическим и водным насекомым / Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. Ярославль: Филигрань, 2013. С. 140–145.
- Яковлев А. И. Список жуков (Coleoptera) Ярославской губернии // Труды Ярославского Естественно-исторического общества. Ярославль, 1902. Т. 1. С. 88–186.

REFERENCES

- Gemmelman S.S. 1927. Spisok zhukov (Coleoptera) Pereslavskogo uезда Vlad. губ. [Checklist of beetles (Coleoptera) of Pereslavl Uezd of Vladimir Gubernia] // Trudy Pereslavl-Zalesskogo istoriko-khudozhestvennogo i kraevedcheskogo muzeya. Pereslavl. T. 4. P. 43–80. [In Russian].
- Maksimenzov M.V. 1995. Novye svedeniya po faune Helodidae (Coleoptera) Palearktiki [New data to the fauna Helodidae (Coleoptera) of Palearctic realm] // Fauna and taxonomy: Proceedings of Zoological Museum of the Byelorussian University. Vol. 1. Minsk: Nauka i tehnika. P. 154–162. [In Russian].
- Prokin A.A., Petrov P.N., Zhigareva N.N. 2013. Fauna of water beetles (Coleoptera) of the environs of Borok (Yaroslavl Oblast, Russia) // Hydroentomology in Russia and adjacent countries: Materials of the Fifth All-Russia Symposium on Amphibiotic and Aquatic Insects / Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences. Yaroslavl: Filigran. P. 140–145. [In Russian].
- Vlasov D.V., Rusinov A.A. 2008. K faune plotoyadnykh zhestkokrylykh (Coleoptera, Adephaga) parkovoy zony muzeya-zapovednika “Karabikha” [To the fauna of carnivore beetles (Coleoptera, Adephaga) of park zone of Museum Reserve “Karabikha”] // Ekologia i Kultura: ot proshlogo k budustshemu: materialy vtoroy mezhregionalnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii, 27–28 November 2008. Yaroslavl: Indigo. P. 165–168. [In Russian].
- Yakovlev A.I. 1902. Spisok zhukov (Coleoptera) Yaroslavskoy gubernii [Checklist of beetles (Coleoptera) of Yaroslavl Gubernia] // Trudy Yaroslavskogo Estestvenno-istoritseskogo obshchestva. Yaroslavl. T. 1. P. 88–186. [In Russian].

THE BEETLES OF FAMILIES HALIPLIDAE, GYRINIDAE, NOTERIDAE, DYTISCIDAE, GEORISSIDAE, HELOPHORIDAE, HYDROCHIDAE, SPERCHEIDAE, HYDROPHILIDAE, HYDRAENIDAE, SCIRTIDAE, DRYOPIDAE И HETEROCERIDAE OF NATIONAL PARK «LAKE PLESHCHEYEVO»

A. A. Rusinov¹, A. S. Sazhnev², A. A. Prokin², D. V. Vlasov³

¹Demidov Yaroslavl State University

150003 Yaroslavl, Sovetskaya str., 14, e-mail: aleksrusynov@rambler.ru

²Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences

152742 Borok, Yaroslavl Oblast, Russia, e-mail: sazh@list.ru

³Yaroslavl State Historical-Architectural and Art Museum-Reserve

150000 Yaroslavl, Bogoyavlenskaya pl., 25, e-mail: mitrich-koroed@mail.ru

In the study territory were records 100 species of aquatic beetles: Haliplidae – 4, Gyrinidae – 3, Noteridae – 2, Dytiscidae – 42, Georissidae – 1, Helophoridae – 4, Hydrochidae – 2, Spercheidae – 1, Hydrophilidae – 22, Hydraenidae – 5, Scirtidae – 12, Dryopidae – 1, Heteroceridae – 1. 13 species are records for the first time for the Yaroslavl Oblast and 34 species are records for the first time for the territory of the Pereslavl district.

Keywords: Coleoptera, fauna, new records, Yaroslavl Oblast

Научное издание

С. И. Шапоренко, А. Г. Георгиади, О. С. Решетняк, М. В. Гапеева, И. И. Томилина, Р. А. Ложкина, Ю. С. Даценко, В. В. Пуклаков, К. К. Эдельштейн, В. И. Лазарева, Р. З. Сабитова, С. В. Быкова, С. М. Жданова, Е. А. Соколова, A. S. Sokolova, D. V. Mikryakov, S. V. Kuzmicheva, A. A. Русинов, А. С. Сажнев, А. А. Прокин, Д. В. Власов

Труды ИБВВ РАН, 2018, вып. 83(86)

Подписано в печать 25.12.2018. Формат 60×90 1/8.
Усл. печ. л. 12,62. Заказ № 18213. Тираж 150 экз.

Отпечатано с готового оригинал-макета в типографии ООО «Филигрань»
150049, г. Ярославль, ул. Свободы, 91, pechataet@bk.ru