

Учредитель

Академия наук Республики Татарстан

Издатель

Институт проблем экологии и недропользования
АН РТ

Главный редактор

Р.Р. Шагидуллин

д.х.н., член-корреспондент АН РТ, директор Института проблем экологии и недропользования АН РТ

Заместители главного редактора

В.З. Латыпова

д.х.н., профессор, член-корреспондент АН РТ, профессор кафедры прикладной экологии Казанского (Приволжского) федерального университета

Д.В. Иванов

к.б.н., заместитель директора по научной работе Института проблем экологии и недропользования АН РТ

Редакция

Ответственный секретарь: к.с.-х.н. Э.Х. Рупова, старший научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ
Компьютерная верстка: А.Ю. Бородовская
Фото на обложке: Э.Х. Рупова

Журнал зарегистрирован Федеральной службой по надзору в сфере связи, информационных технологий и массовых коммуникаций. Свидетельство о регистрации в СМИ ПИ № ФС77-67305 от 30.09.2016

Журнал входит в перечень рецензируемых научных изданий, рекомендованных ВАК РФ, в которых должны быть опубликованы основные научные результаты диссертаций на соискание ученой степени кандидата наук, ученой степени доктора наук.

Журнал включен в систему Российского индекса научного цитирования (РИНЦ)

Периодичность выпуска: 4 раза в год
Электронная версия журнала содержится на сайте eLIBRARY.ru

Подписной индекс ПМ018 в каталоге «Почта России». Цена свободная

Адрес редакции:

420087 г. Казань, ул. Даурская, 28
Тел./факс: +7 (843) 275-96-95

e-mail: rjaeco@mail.ru
www.rjae.ru

Редакционная коллегия

В.И. Бармин – д.г.н., профессор, декан геолого-географического факультета, заведующий кафедрой экологии, природопользования, землеустройства и БЖД Астраханского государственного университета

В.Д. Богданов – д.б.н., член-корреспондент РАН, зав. лабораторией экологии рыб и биоразнообразия водных экосистем Института экологии растений и животных УРО РАН

Ю.А. Горшков – д.б.н., ведущий научный сотрудник Волжско-Камского государственного природного биосферного заповедника

В.А. Даувальтер – д.г.н., профессор, главный научный сотрудник лаборатории водных экосистем Института проблем промышленной экологии Севера РАН

В.В. Законнов – д.г.н., главный научный сотрудник лаборатории гидрологии и гидрохимии Института биологии внутренних вод им. А.Д. Папанина РАН

Е.Ю. Колбовский – д.г.н., профессор, ведущий научный сотрудник кафедры физической географии материков и геоэкологии Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова

А.А. Лукин – д.б.н., профессор, начальник Федерального селекционно-генетического центра рыбоводства филиала ФГБУ «Главное бассейновое управление по рыболовству и сохранению водных биологических ресурсов»

Ю.П. Переведенцев – д.г.н., профессор кафедры метеорологии, климатологии и экологии атмосферы Казанского (Приволжского) федерального университета

С.А. Поддубный – д.г.н., зав. лабораторией гидрологии и гидрохимии Института биологии внутренних вод им. А.Д. Папанина РАН

Ш.Р. Поздняков – д.г.н., директор Института исследований континентальных водных объектов Российского государственного гидрометеорологического университета

В.А. Румянцев – д.г.н., профессор, академик РАН, советник по науке Санкт-Петербургского научного Центра РАН

Р.Н. Салиева – д.ю.н., профессор, зав. лабораторией правовых проблем недропользования, экологии и топливно-энергетического комплекса Института проблем экологии и недропользования АН РТ

В.И. Сафарова – д.х.н., профессор, начальник управления государственного аналитического контроля Министерства природопользования и экологии Республики Башкортостан, профессор кафедры безопасности производства и промышленной экологии Уфимского государственного авиационного университета

В.В. Снакин – д.б.н., профессор, зав. сектором музея земледелия Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова, г. Москва; зав. лабораторией ландшафтной экологии Института фундаментальных проблем биологии РАН

А.М. Смирнов – д.б.н., академик РАН, научный руководитель Всероссийского научно-исследовательского института ветеринарной санитарии, гигиены и экологии; **Т.Х. Спаркс** – PhD, профессор, Институт зоологии Познаньского университета естественных наук (Польша); Музей зоологии Кембриджского университета (Великобритания)

Ю.А. Тунакова – д.х.н., профессор, зав. кафедрой общей химии и экологии Казанского национального исследовательского технического университета им. А.Н.Туполева – КАИ.

Ответственность за содержание статей несут авторы.

Перепечатка допускается только с разрешения редакции и с обязательной ссылкой на «Российский журнал прикладной экологии»

Founder

Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan

Publisher

Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of the Tatarstan Academy of Sciences

Chief Editor**R.R. Shagidullin**

Doctor in Chemistry, Corresponding Member of the Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan, Director, Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of the Tatarstan Academy of Sciences

Deputy Chief Editors**V. Z. Latypova**

Doctor in Chemistry, Corresponding Member of the Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan, Professor of the Department of Applied Ecology of Kazan (Volga) Federal University

D.V. Ivanov

PhD in Biology, Deputy Director, Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of the Tatarstan Academy of Sciences

Executive secretary

E.H. Rupova – PhD in Agriculture, Senior Researcher, Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of the Tatarstan Academy of Sciences

Designer: A.Yu. Borodovskaya

Cover photo: E.H. Rupova

The journal is registered by Federal service for supervision in the sphere of telecom, information technologies and mass communications. Registration number: series PI №FS77-67305 on September 30, 2016.

The journal is indexed in Russian Science Citation Index (RSCI)

Frequency: 4 issues per year

The electronic version of the journal is available on the website eLIBRARY.ru.

Subscription index PM018 in catalogue of «Pochta Possii». Free price.

Editorial address

28, Dauraskaya st., Kazan, 420087, Russia
Phone: +7 (843) 275-96-95

e-mail: rjaeco@mail.ru
www.rjae.ru

Editorial board

A.N. Barmin – Doctor in Geography, Professor, Dean of Geological and Geographical Faculty, Head of the Department of Ecology, Nature Management, Land Management and Life Safety, Astrakhan State University

Y.D. Bogdanov – Doctor in Biology, Corresponding Member of RAS, Head Laboratory of Fish Ecology and Biodiversity of Aquatic Ecosystems, Institute of Plant and Animal Ecology of the Ural Branch of RAS

Y.A. Gorshkov – Doctor in Biology, Leading Researcher, Volga-Kama State Natural Biosphere Reserve

V.A. Dauvalter – Doctor in Geography, Professor, Chief Researcher, Institute of the Industrial Ecology Problems of the North of the Kola Science Center of RAS

V.V. Zakonov – Doctor in Geography, Leading Researcher, I.D. Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS

E.Yu. Kolbovsky – Doctor in Geography, Professor, Leading Researcher of the Department of Physical Geography of Continents and Geoecology, Lomonosov Moscow State University

A.A. Lukin – Doctor in Biology, Professor, Head of the Federal Selection Genetic and Fish Farming Center, Branch of «Main Basin Administration for Fishing State and Conservation of Aquatic Biological Resources»

Yu.P. Perevedentsev – Doctor in Geography, Professor, Head of the Department of Meteorology, Climatology and Ecology of the Atmosphere, Kazan (Volga) Federal University

S.A. Poddubny – Doctor in Geography, Head of the laboratory of hydrology and hydrochemistry, I.D. Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS

Sh.R. Pozdnyakov – Doctor in Geography, Director, Institute of Inland Waters Research, Russian State Hydrometeorological University

V.A. Rumyantsev – Doctor in Geography, Professor, Academician of RAS, Scientific Advisor, St. Petersburg Scientific Center of the Russian Academy of Sciences

R.N. Salieva – Doctor in Law, Professor, Head of the Laboratory of Legal Problems of Mineral Wealth Use, Ecology and Fuel and Energy Complex, Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of the Tatarstan Academy of Sciences

V.I. Safarova – Doctor in Chemistry, Professor, Head of the Department of State Analytical Control, Ministry of Natural Resources and Ecology of the Republic of Bashkortostan; Professor of the Department of Production Safety and Industrial Ecology, Ufa State Aviation University

V.V. Snakin – Doctor in Biology, Professor, Head of the Sector of the Museum of Geography, Lomonosov Moscow State University; Head of the Laboratory of Landscape Ecology, Institute of Fundamental Problems of Biology of RAS

A.M. Smirnov – Doctor in Biology, Academician of RAS, Scientific Director, All-Russian Research Institute of Veterinary Sanitation, Hygiene and Ecology

T.H. Sparks – T.H. Sparks – PhD, Professor, Institute of Zoology, Poznań University of Life Sciences (Poland); Museum of Zoology, University of Cambridge (UK)

Yu.A. Tunakova – Doctor in Chemistry, Professor, Head of the Department of General Chemistry and Ecology, Kazan National Research Technical University named after A.N. Tupolev – KAI

The authors are responsible for the content of the articles.

Reprint without permission of the publisher is prohibited, links to the journal are obligatory when citing.

СОДЕРЖАНИЕ

Геоэкология

Р.Б. Закиров, Е.В. Краснов, Б.В. Чубаренко
Этапы формирования и развития природно-технической системы входного участка Калининградского морского канала (Калининградский залив) 4

А.П. Гусев
Оценка риска негативных климатогенных реакций полесских ландшафтов 13

И.В. Андреева, А.В. Головин, И.Д. Рыбкина, С.В. Циликينا
Оценочные исследования рекреационного комплекса озера Телецкое в целях совершенствования политики сохранения экосистемы водоёма 20

Д.И. Башмаков
Морфологические индексы листьев *Betula pendula roth.* как индикаторы загрязнения почв тяжелыми металлами 28

Гидрология суши, водные ресурсы, гидрохимия

Ш.Р. Поздняков, С.А. Кондратьев
Диффузная биогенная нагрузка – возможная причина антропогенного эвтрофирования водоемов 36

В.М. Сакович, Д.А. Семёнова, Е.В. Гайдукова
Оценка изменений характеристик речного стока с использованием модели процесса озерного регулирования 44

Г.С. Бородулина
Родники Карелии – природные объекты научного и социального значения 53

Гидроэкология

К.И. Абрамова, Р.П. Токинова
Фитопланктон реки Солонка 66

Л.В. Дегтярева
Предложения к классификации бентосных организмов Северного Каспия по сапробности 71

И.В. Иофина
Современное состояние водной микофлоры Ладожского озера 77

Экспериментальная экология

А.В. Егорова, А.Ф. Гатиятуллина, Т.Б. Калининкова
Последствия кратковременного действия ионов Pb^{2+} , Cd^{2+} и Cu^{2+} на организм свободноживущей почвенной нематоды *Caenorhabditis elegans* 84

Правила для авторов 91

CONTENTS

Geoecology

Zakirov R.B., Krasnov E.V., Chubarenko B.V.
Stages of formation and development of the natural-technical system of the Kaliningrad Sea Channel entrance zone (the Vistula Lagoon) 4

Gusev A.P.
Risk assessment of negative climatogenic reactions in Polesia landscape 13

Andreeva I.V., Golovin A.V., Rybkina I.D., Tcilikina S.V.
Evaluation studies of the recreational complex of the Lake Teletskoe to improve the policy for preserving the ecosystem of the water body 20

Bashmakov D.I.
Morphological indexes of *Betula pendula* Roth. leaves as sentinels for monitoring heavy metals pollution of soils 28

Hydrology of land, water resources, hydrochemistry

Pozdnyakov Sh.R., Kondratyev S.A.
Diffuse nutrient load is a possible cause of anthropogenic eutrophication of water bodies 36

Sakovich V.M., Semyonova D.A., Gaidukova E.V.
Evaluation of changes in the river flow characteristics using a model of the lake regulation process 44

Borodulina G.S.
Springs of Karelia – natural objects of scientific and social significance 53

Hydroecology

Abramova K.I., Tokinova R.P.
Phytoplankton of the Solonka River 66

Degtyareva L.V.
Proposals for the classification of benthos of the Northern Caspian on saprobity 71

Iofina I.V.
The modern state of water mycobiota in Lake Ladoga 77

Experimental ecology

Egorova A.V., Gatiyatullina A.F., Kalinnikova T.B.
The consequences of short-term action of Pb^{2+} , Cd^{2+} and Cu^{2+} ions on organism of free-living soil nematode *Caenorhabditis elegans* 84

Rules for authors 91

¹Р.Б. Закиров, ²Е.В. Краснов, ¹Б.В. Чубаренко

¹Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, kotruslan2@gmail.com

²Балтийский федеральный университет имени И. Канта

ЭТАПЫ ФОРМИРОВАНИЯ И РАЗВИТИЯ ПРИРОДНО-ТЕХНИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ ВХОДНОГО УЧАСТКА КАЛИНИНГРАДСКОГО МОРСКОГО КАНАЛА (КАЛИНИНГРАДСКИЙ ЗАЛИВ)

С целью обоснования этапности формирования и развития природно-технической системы (ПТС) входного участка Калининградского морского канала с XVI в. по настоящее время, с использованием системного подхода, по гидролого-литодинамическим признакам выделены этапы коэволюции ПТС, охарактеризованы пространственные зоны влияния, их границы, прямые и обратные связи в составе системы. Всего выделено 4 этапа коэволюции, каждый характеризуется откликом компонентов природной подсистемы на поочередное введение в эксплуатацию техногенных объектов. Состав ПТС характеризуется трехуровневой организацией, управляющей компонентой в составе системы выступает дноуглубление, общая площадь зоны взаимовлияния компонентов природной и техногенной подсистем 30 км².

Ключевые слова: природно-техническая система; коэволюция; дноуглубление; природопользование; лагуна; Балтийское море.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.4.4.12>

Введение

В условиях эксклавности Калининградской области оптимизация хозяйственной деятельности в прибрежно-морской зоне приобретает особенно важное значение для устойчивого развития региона, в частности, это относится к транспортно-логистической отрасли (Федоров и др., 2017; Гуменюк и др., 2015). Калининградский морской канал, связывающий порт Калининград с Балтийским морем, пролегает через единственную протоку между Калининградским заливом и Балтийским морем (рис. 1). В существующем виде габариты Калининградского морского канала (далее КМК) сдерживают развитие грузооборота, поэтому канал будет углубляться и даже расширяться по типу Клайпедского пролива (Литва) (Kondrat et al., 2021).

Учитывая, что эта единственная протока определяет характер энерго- и массо-обмена между заливом и морем (Лазаренко, Маевский, 1971), проекты её изменения должны опираться на комплексный подход, учитывающий взаимодействие техногенной и природной составляющих, являющихся основными компонентами природно-технических систем (Огнев, 2008; Суздалева, 2015; Шилин и др., 2020).

Концептуальные модели природно-технических систем (далее ПТС) активно внедряются на этапах проектирования, строительства, эксплуатации и модернизации антропогенных объектов

в прибрежной морской зоне: защитные сооружения Санкт-Петербурга (Михайленко, 2015), Усть-Лужский портовый комплекс (Мамаева и др., 2016), аванпорт Бронка на южном побережье Невской губы (Шилин и др., 2020), портовый комплекс Сабетта в Обской губе (Веденский и др., 2017), Кандалакшский порт на Белом море, и многие другие.

Ранее в районе протоки между Калининградским заливом и Балтийским морем была выделена исторически сложившаяся природно-техническая система (Закиров, Чубаренко, 2022). В связи с тем, что ранее не уделялось должного внимания исторической составляющей её формирования, цель данной работы - обосновать этапность формирования и развития ПТС входного участка Калининградского морского канала, начиная с XVI в., поскольку именно взаимодействие в историческом аспекте между техногенной и природной составляющими сформировало все особенности данной ПТС, которые и определяют ее дальнейшую эволюцию.

Материалы и методы исследования

Представленный в работе анализ базируется на результатах специализированных работ других авторов (см. списки литературы к этой статье и к (Закиров, Чубаренко, 2022)). Использован метод сопоставления исторических фактов о техногенных изменениях с откликом природных процес-

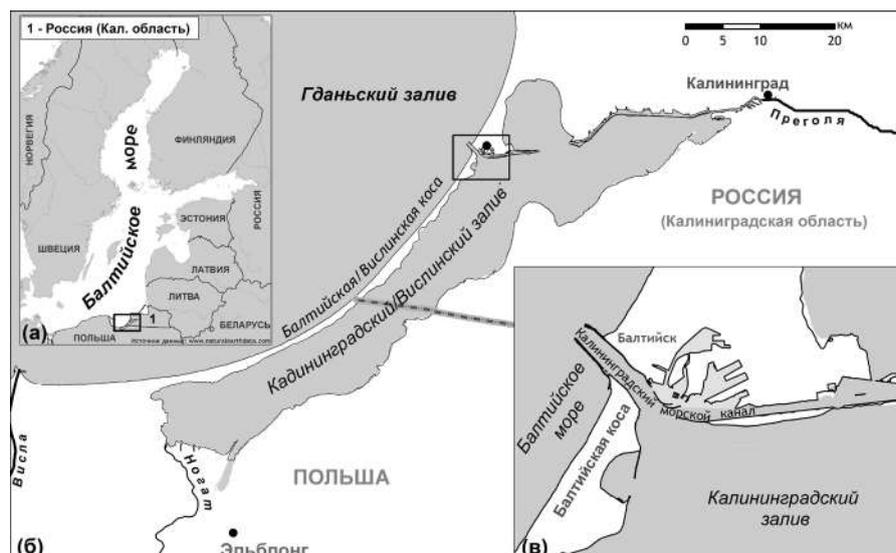


Рис. 1. Район исследования: (а) юго-восточная часть Балтийского моря; (б) Калининградский/Вислинский залив; (в) входной участок Калининградского морского канала

Fig. 1. Study area: (a) the southeastern part of the Baltic Sea; (b) the Vistula Lagoon; (v) the entrance section of the Kaliningrad Sea Canal

сов на эти изменения. Применялись геоинформационные методы анализа и визуализации данных на основе открытой картографической библиотеки SAS Planet Nightly 211203 10195, программных пакетах ArcMap 10.

Во многих российских изданиях, посвященных географии Калининградской области, единственная протока (длина 2 км, ширина 400 м, глубина 11 м), связывающая Калининградский залив с Балтийским морем, называется Балтийским проливом (Лазаренко, Маевский, 1971; Носкова, 1978; Географический ..., 2002; Барина и др., 2004). В ряде публикаций этот объект именуется Морским каналом (Шалагинова и др., 2009; Гостюхин и др., 2000), что приводит к смешению понятий «географического объекта», каким явля-

ется пролив, и «гидротехнического сооружения» (в данном случае судоходного канала).

На современных российских картах протока между заливом и морем указывается без названия (Чубаренко и др., 2015), а в Государственном каталоге географических названий (Государственный ..., 2022) она вообще не значится. Для обозначения створа между оконечностями входных (северного и южного, рис. 2) молов используется термин «входные ворота Калининградского морского канала» (Заклучение ..., 2015).

Калининградский морской канал (КМК) – открытый судоходный морской канал, связывающий порт Калининград с Балтийским морем. Положительная нумерация пикетов (далее – ПК), т.е. береговых марок, расположенных по берегам канала через каждые 100 м (рис. 2), начинается от сигнального огня западной шпоры дамбы №1 (нулевой пикет) и заканчивается в порту Калининград (Заклучение ..., 2015).

Судя по навигационным картам, протока служит продолжением Калининградского морского канала, и в её пределах продолжается пикетаж канала (пикеты с литером «а»). Учитывая то, что за время хозяйственного освоения протока, как природный объект, была полностью видоизменена (Басс, 2007), её можно рассматривать как часть техногенного объекта – КМК.



Рис. 2. Схема входного участка Калининградского морского канала
Fig. 2. Scheme of the entrance section of the Kaliningrad Sea Canal

Отсутствие официально зарегистрированного географического названия этой единственной протоки между Калининградским заливом и Балтийским морем создает значительные неудобства в обозначениях, поэтому часть входного участка КМК от створа «входных ворот» (ПК 27а) до пикета 7а в данной работе будет называться проливом, исходя из определения этого термина (относительно узкое водное пространство, разделяющее какие-либо участки суши и соединяющее смежные водные бассейны или их части (Большая ...,

2016)). А ПТС, расположенную вокруг пролива, будем называть *ПТС входного участка Калининградского морского канала*, следуя традиции называть ПТС по техническим объектам, к которым они приурочены.

В Балтийском море аналогичные по гидролитодинамическим условиям и характеру хозяйственной деятельности ПТС сформированы на базе Клайпедского пролива (Клайпеда, Литва), соединяющего Куршский залив с Балтийским морем, протоки Свина, соединяющей Щецинский залив с Балтийским морем (порт Свиноустье, Польша) и устьев рек Траве и Варне (порты Травермюнде и Варнемюнде, Германия) (Musielak et al., 1995; Kondrat et al., 2021).

Результаты и их обсуждение

ПТС входного участка КМК формировалась с 1510 г. путем поэтапного введения в эксплуатацию техногенных объектов (Закиров, Чубаренко, 2022), строительство одних только молов длилось больше 100 лет. Между этапами хозяйственного освоения компоненты природной подсистемы успевали подстроиться под растущее антропогенное воздействие, а сама ПТС – коэволюционировала.

Этапы коэволюции природной и техногенной подсистем

Первый этап (1510–1767 гг.) – закрепление пролива. В 1510 г. после прорыва участка песчаной косы сильным штормом в исследуемом районе образовался шестой по счету пролив (Басс, 2007). Естественная протока изначально была достаточно широкой, но мелководной (глубиной около 3 м), со стороны моря здесь регулярно возникали песчаные банки, поэтому с первой половины XVI в. начались берегоукрепительные и дноуглубительные работы. В период между 1510–1767 гг. проводилось сужение пролива, с помощью этого приема гидротехникам удалось добиться стабилизации промывного режима течений в проливе, в результате его глубина естественным образом увеличилась с 3 до 7 м (Басс, 2007; Довыденко, 2011).

Второй этап (1768–1888 гг.) – строительство входных молов. С ростом глубины с морской стороны пролива стали образовываться песчаные банки, поэтому для защиты прохода от заносимости в 1768 г. началось строительство южного мола, а в 1840 г. – северного (Басс, 2007; Довыденко, 2011). В XIX в. молы многократно реконструировались, и только в 1887 г. реконструкция по удлинению молов завершилась, придав им современный вид.

Строительство молов привело к изменению

вдольберегового поля течений и нарушению литодинамического равновесия морского берега. Между морскими оконечностями молов, после их строительства, образовалась эрозионная котловина, на навигационных картах она стала отмечаться сразу после строительства молов, с тех пор её глубина монотонно увеличивается (Закиров и др., 2018). Севернее молов активизировалась аккумуляция песчаного материала, южнее, напротив, усилилась береговая абразия. Для замедления абразии гидротехники возвели гряду бун, а в корне южного мола берег дополнительно укрепили бетонной стенкой и каменной грядой (Басс, 2007; Довыденко, 2011).

Третий этап (1889–1938 гг.) – введение Морского канала. На следующем этапе развития ПТС в эксплуатацию были введены Морской канал и портовая инфраструктура. Строительство Кёнигсбергского морского канала велось с 1889 по 1901 гг. Его акватория была отделена от залива цепью искусственных островов-дамб, служивших местами складирования грунта извлеченного в процессе дноуглубления, между дамбами были оставлены проходы для прохода маломерных судов, глубина фарватера канала была увеличена до 9 м (Басс, 2007; Довыденко, 2011). Затем, между 1924 и 1938 гг. велись масштабные работы по развитию внутренней портовой и военной инфраструктуры – намыта искусственная территория под строительство аэродрома и Гидрогавани, укреплены дополнительные участки берега, возведены новые причальные сооружения.

В период развития внутренней портовой инфраструктуры пролив был углублен до 9 м, что существенно повлияло на темпы заносимости судоходного фарватера, в связи с этим для поддержания работоспособности морского прохода стали регулярно проводиться дноуглубительные работы. Предполагается, что в этот же период на примыкающем участке акватории залива активизировался рост песчаной отмели.

Четвертый, современный этап (с 1938 г. – наши дни) формирования ПТС условно начинается с 1938 г. С этого времени развиваются КМК и его инфраструктура (реконструкция входных молов без изменения конфигурации, портовые терминалы и внутренние гавани, подходы к ним), остальные элементы техногенной подсистемы в этот период не использовались по назначению (судоходная зона в заливе, гидрогавань после 80-х годов). Входные молы Гидрогавани находятся в аварийном состоянии, буны на морском побережье косы (перед южным молотом) до 1970 г функционировали устойчиво и надежно (Басс, 2007), но к настоящему времени они полностью разру-

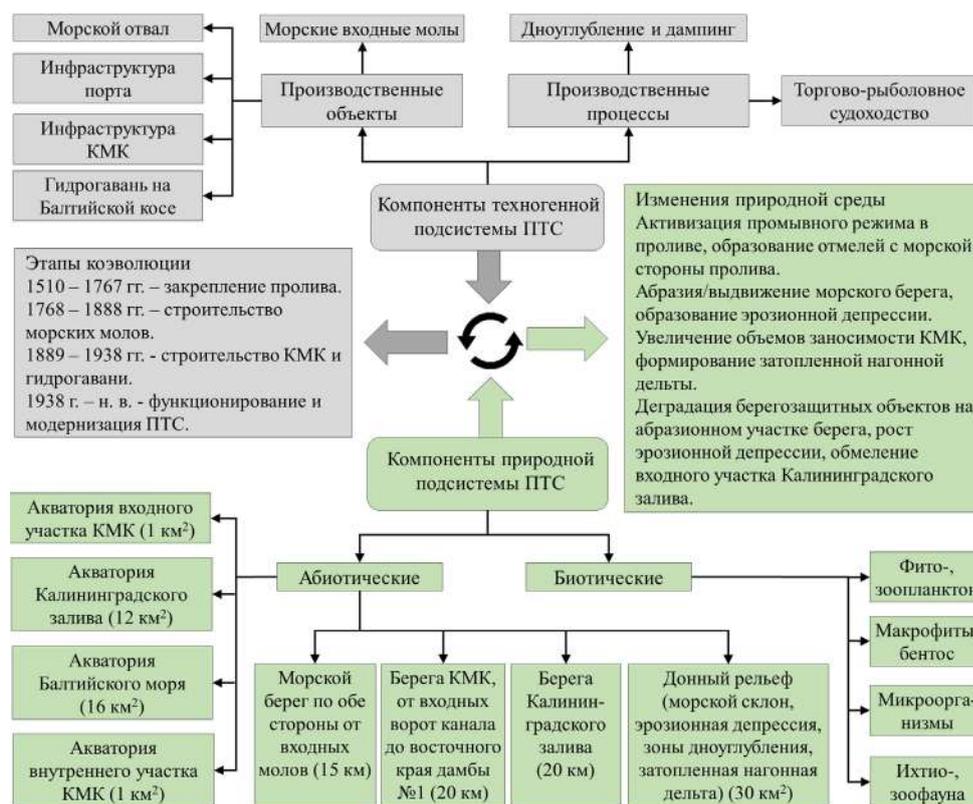


Рис. 3. Структура и факторы развития природно-технической системы входного участка КМК (зеленые блоки – компоненты природной составляющей, серые блоки – компоненты техногенной составляющей)

Fig. 3. Structure and factors of development of the natural-technical system of the entrance section of the Kaliningrad Sea Canal (the green blocks presents natural components, the grey blocks - technogenic components)

шены. После 1970 г входные молы неоднократно ремонтировались, их основание укреплялось тетраподными блоками, проезжая часть расширялась. Глубина пролива в 2005 г. была доведена до отметки 10.5 м, гавани на северном побережье от г. Балтийска до Приморской бухты вновь реконструированы, в 2006 г фарватер канала на повороте был частично расширен за счет крутизны откоса (Басс, 2007)

По сопоставлению береговой линии с 1938 по 2021 гг., берег на абразионном участке (в корне южного мола) отступил примерно на 100 м, а площадь размытой суши составила 150000 м² (Закиров, Чубаренко, 2022), однако на 5-км удалении от мола отступление уже фактически не проявляется (Бобыкина, Карманов, 2009).

Песчаная отмель с заливной стороны в настоящее время практически полностью преграждает проход из канала в акваторию залива. Проходные глубины составляют 1.5–2 м. Эрозионная депрессия с морской стороны пролива монотонно увеличивает свои размеры, растет ее глубина, достигая в настоящий момент 31 м (Закиров и др., 2018).

Таким образом, по совокупности природных и техногенных признаков в развитии ПТС выделено

четыре этапа коэволюции природной и техногенной подсистем, в ходе которых вводимые техногенные преобразования вызывали отклик и подстройку природной подсистемы, что в свою очередь, создавали проблемные условия, частично вызывающие новые техногенные изменения на следующем этапе.

Современное состояние ПТС входного участка КМК

Для оценки современного состояния ПТС в ее структуре выделены компоненты природной и техногенной подсистем, управляющая компонента, определены границы зон взаимного влияния природной и техногенной подсистем.

Для структуры ПТС характерна трехуровневая организация (рис. 3). На первом уровне система включает природную и техногенную подсистемы, разделенные на компоненты, в их составе выделены элементарные единицы: природные и техногенные компоненты и объекты, хозяйственная деятельность и др. Все элементы системы участвуют в гидро- и литодинамических процессах, активность которых в свою очередь лимитирована техногенными объектами и производственной деятельностью.

Природная подсистема включает абиотические и биотические компоненты (рис. 3). В группу абиотических компонентов входят водные массы, подводный рельеф, морской и заливной берег акватории пролива, Калининградского залива, Балтийского моря и внутреннего участка КМК. Берег подразделен на морской и заливной. Донный рельеф представлен морским подводным склоном, включая морской отвал и эрозионную депрессию между входными молами, песчаной отмелью в заливе и зонами дноуглубления в акватории КМК.

Биотические компоненты существенно менее значимы для ПТС. Хотя Калининградский залив относится к высокоэвтрофным водоемам (Александров, Горбунова, 2012; Дмитриева, 2012) вли-

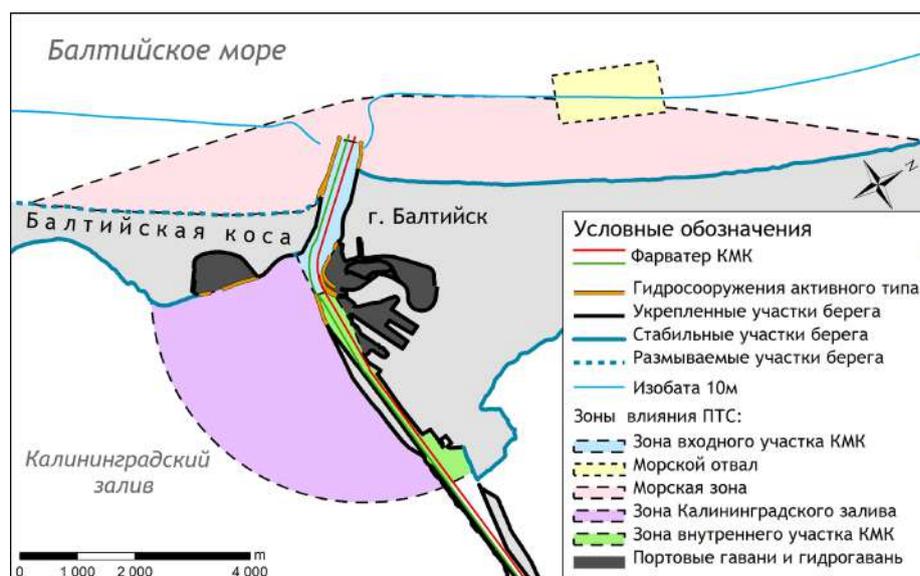


Рис. 4. Зоны влияния природно-технической системы входного участка Калининградского морского канала (уточнённая схема (Закиров, Чубаренко, 2022))

Fig. 4. Zones of influence of the natural and technical system of the entrance section of the Kaliningrad Sea Canal (updated scheme (Zakirov, Chubarenko, 2022))

зи пролива концентрации биогенов минимальны из-за разбавляющего влияния морских вод. Учитывая поступательно-возвратное движение воды через акваторию ПТС, концентрация фито- и зоопланктона вблизи пролива переменчива (Науменко и др., 2012). Макрофиты на песчаных отложениях (преимущественно в пределах ПТС) развиваются слабо, поэтому отсутствуют естественные места постоянного обитания для представителей ихтиофауны, которые в основном мигрируют через область ПТС.

Совокупность производственных объектов (рис. 3) обеспечивает берегозащитные функции: морские молы, гидросооружения входного участка КМК и гидрогавани. Подводный морской отвал для дампинга материала дноуглубления тоже отнесен к производственным объектам.

По характеру взаимодействия с водным потоком в составе берегозащитных сооружений различают сооружения активного и пассивного типа: первые напрямую взаимодействуют с водным потоком, направляют его, а сооружения пассивного типа противостоят водному потоку, снижая его энергию (Носков, Правдивец, 2004). К берегозащитным объектам ПТС, функциональное назначение которых – защита фарватера КМК и внутренних гаваней от воздействия со стороны Балтийского моря и акватории Калининградского залива, отнесены сооружения активного и пассивного типов: выдвинутые в море парные входные молы, ограждающие внутренние гавани молы, шпоры и дамбы, укрепленные участки бе-

рега. Наиболее существенное влияние на гидро-литодинамические процессы оказывают выдвинутые в море парные молы (активные гидросооружения), они прикрывают вход в пролив от вдольберегового потока наносов и обеспечивают стабильность прохода судов через пролив.

В группе производственных процессов выделены: дноуглубление, дампинг, торгово-рыболовное судоходство, военно-морская деятельность (рис. 3). Самое существенное воздействие на гидро-литодинамические процессы оказывает дноуглубление, в меньшей степени дампинг, тогда как судоходство существенного

влияния на баланс массо- и энергообмена в проливе не оказывает.

Дноуглубление выполняет функцию управления системными процессами и выступает фактором обратной связи, без которой были бы невозможны процессы саморегулирования, самоорганизации, адаптации и общего развития ПТС входного участка КМК. В случае его прекращения заносимость усилится, возникнет риск обмеления фарватера канала и, следовательно, ограничение судоходства. Для природной подсистемы обмеление пролива отразится на энерго- и массообмене между заливом и морем, что, в свою очередь, повлияет на экосистемные характеристики акватории Калининградского залива.

Зоны взаимодействия природной и техногенной подсистем определяют пространство и границы ПТС (рис. 4). С морской стороны выдвинутые в море морские молы служат естественными ограничителями вдольбереговому потоку наносов. В качестве зоны влияния ПТС в сторону открытого моря принята ширина вдольберегового потока наносов (до 1.5 км), а участок нарушенного берегового равновесия по обе стороны от входных молов отнесем к вдольбереговому влиянию на юг от молов – 5 км (Болдырев и др., 2010), на север от молов – до 10 км (Бабаков, Чубаренко, 2019). Общая площадь морской зоны влияния составляет около 16 км² (рис. 4).

В зону морского влияния ПТС вошла морская свалка площадью 1.5 км² (рис. 4), со среднегодовым объемом дампинга 27 000 м³/год (Чечко и др.,

2008). Она характеризуется собственным влиянием на природные компоненты системы, в основном из-за периодического возникновения облака взвеси (4–6 раз в сутки во время сброса материала дноуглубления) и его штормового разноса. Свалка расположена в зоне вдольберегового потока наносов, поэтому сбрасываемый материал распространяется по акватории в зависимости от направлений ветра (Chubarenko et al., 2017; Sokolov, Chubarenko, 2018).

В акваториях входного участка Калининградского морского канала (1 км²), Калининградского залива (12 км²) и внутреннего участка Калининградского морского канала (1 км²) единственное значимое влияние оказывают затоки морских вод и заносимость морскими осадками, поэтому границы ПТС логично установить по ареалу морских песчаных наносов в заливе (песчаная отмель) и по зонам активного дноуглубления в канале.

Заключение

ПТС входного участка Калининградского морского канала исторически формировалась с начала XVI в. по XX вв. путем поочередного введения в эксплуатацию гидротехнических объектов с попеременным нарастанием межсистемных связей между компонентами антропогенной и природной и техногенной подсистем ПТС.

По совокупности природных и техногенных признаков в развитии ПТС выделено четыре этапа коэволюции. На первом этапе закрепление берегов пролива (1510–1767 гг.) спровоцировало усиление промывного режима пролива и его углубление пролива с 3 до 7 м, образование песчаных банок с морской стороны протоки. На втором этапе строительство входных молов (1768–1888 гг.) нарушило литодинамическое равновесие морского берега, активизировалась береговая абразия южнее молов и аккумуляция севернее; на третьем этапе введены в эксплуатацию Калининградский морской канал и гидрогавань (1889–1938 гг.), гидротехнические сооружения за время третьего этапа приняли современный вид, пролив был искусственно углублен до 9 м, в связи с чем усилилась заносимость судоходного фарватера, активизировался рост песчаной отмели в заливе. На четвертом этапе (с 1938 г – наши дни) происходит модернизация ПТС, развиваются инфраструктура КМК (входные молы, портовые терминалы и внутренние гавани, подходы к ним). Остальные элементы техногенной подсистемы (судоходная зона в заливе, гидрогавань), к сожалению, не используются по назначению, проход в акваторию залива преграждает песчаная отмель, а входные молы Гидрогавани пришли в аварийное состояние.

Управляющим фактором в составе ПТС входного участка КМК выступает дноуглубление, благодаря которому обеспечивается функционирование КМК и регулируются экосистемные параметры сопредельных акваторий – энерго- и массообмен между заливом и морем.

По гидролого-литологическим особенностям района ПТС уточнены зоны взаимодействия природной и техногенной подсистем и их границы: морской – 16 км², заливной – 14 км², общая площадь ПТС входного участка КМК – 30 км².

Благодарности. Сбор данных выполнен в рамках проекта РФФИ №19-35-90069, интерпретация – госзадания ИО РАН (тема №FMWE-2021-0016).

Список литературы

1. Александров С.В., Горбунова Ю.А. Продукция фитопланктона и содержание хлорофилла в эстуариях различного типа // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. Сер.: Естественные и медицинские науки. 2012. №1. С. 90–98.
2. Бабаков А.Н., Чубаренко Б.В. Структура результирующего вдольберегового транспорта наносов в восточной части Гданьского залива // Водные ресурсы. 2019. Т. 46, №4. С. 370–384.
3. Баринова Г.М., Виноградова О.Л., Волкова И.И., Волошенко Е.В., Гикс С.В., Орленок В.В. География Янтарного края России. Калининград: ГИПП «Янтарный сказ», 2004. 416 с.
4. Басс О.В. Эволюция взаимодействия природных и техногенных процессов в ходе строительства порта Балтийск // Вестник Российского государственного университета им. И. Канта. 2007. №7. С. 35–43.
5. Бобыкина В.П., Карманов К.В. Динамика берегов вершины Гданьского залива и связь с антропогенным воздействием // Создание искусственных пляжей, островов и других сооружений в береговой зоне морей, озер и водохранилищ / Труды международной конференции «Создание и использование искусственных земельных участков на берегах и акватории водоемов». Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2009. С. 119–124.
6. Болдырев В.Л., Бобыкина В.П., Чубаренко Б.В., Бурнашов Е.М., Карманов К.В. Абразионные процессы на берегах Юго-Восточной Балтики // Учение о развитии морских берегов: вековые традиции и идеи современности / Материалы XXII международной береговой конференции в честь столетия со дня рождения В.П. Зенковича. Санкт-Петербург: Изд-во РГГМУ, 2010. С. 54–55.
7. Большая российская энциклопедия. Электронная версия (2016) // URL: <https://bigenc.ru/geography/text/3179961> (дата обращения: 30.08.2022).
8. Введенский А.Р., Дианский Н.А., Кабатченко И.М., Литвиненко Г.И., Резников М.В., Фомин В.В. Расчет и анализ ожидаемого воздействия гидротехнического сооружения на экологическую обстановку и донную топографию акватории при строительстве подходного канала к порту Сабетга // Вестник МГСУ. 2017. Вып. 12. С. 480–489.
9. Географический атлас Калининградской области. Под редакцией В. В. Орленка. Калининград: Изд-во КГУ: ЦНИТ, 2002. 276 с.
10. Гостюхин А.Ф., Горюнова Л.В., Кузнецов А.Н., Нагимова Е.В. Балтийск: Пиллау – Балтийск: Прошлое и настоящее. Калининград: ГИПП «Янтарный сказ», 2000. 112 с.

11. Государственный каталог географических названий. Калининградская область. URL: <https://cgkipd.ru/science/names/reestry-gkggn.php> (дата обращения: 26.08.2022).
12. Гуменюк И.С., Шванковская Б., Сташкевич А., Кушевский В., Коба Р. Калининградский/Вислинский залив и окружающие территории в планах территориального развития Калининградской области // Пространственное планирование как инструмент координации развития портов и гаваней Калининградского/Вислинского залива. Калининград: Балтийский федеральный университет им. И. Канта, 2015. С. 52–62.
13. Дмитриева О.А., Семенова А.С. Сезонная динамика и трофические взаимоотношения фито-и зоопланктона в Вислинском заливе Балтийского моря // Океанология. 2012. Т. 52, №6. С. 851–851.
14. Довыденко Л.В. Калининградский морской канал. Калининград: ООО «Живем», 2011. 197 с.
15. Закиров Р.Б., Чубаренко Б.В., Сологуб С.П., Шушарин А.В. Динамика эрозивной депрессии на входе в Калининградский залив // Известия Иркутского государственного университета. Серия: науки о Земле. 2018. №26. С. 46–59
16. Закиров Р.Б., Чубаренко Б.В. Входной участок Калининградского залива как природно-техническая система // Российский журнал прикладной экологии. 2022. №1. С. 48–59. <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.1.48.59>
17. Заключение №188 экспертной комиссии государственной экологической экспертизы материалов «Экологическое обоснование хозяйственной деятельности по поддержанию проектных глубин на акватории морского порта Калининград в 2015–2024 гг. СПб.: департамент Росприроднадзора по СЗФО, 2015. 35 с.
18. Лазаренко Н.Н., Маевский А. Гидрометеорологический режим Вислинского залива. Л.: Гидрометеоиздат, 1971. 279 с.
19. Мамаева М.А., Жигульский В.А., Царькова Н.С., Шилин М.Б. Экологическая стратегия развития морского портового комплекса в Лужской губе // Биосфера. 2016. №4. С. 381–389.
20. Михайленко Р.Р. Комплекс защитных сооружений Санкт-Петербурга от наводнений как природно-техническая система для интегрированного управления водными ресурсами: социальная, экономическая и экологическая значимость // Биосфера. 2015. Т. 7, №1. С. 1–25.
21. Науменко Е.Н., Хлопников М.М., Рудинская Л.В. Потоки энергии в экосистеме Вислинского (Калининградского) залива Балтийского моря // Журнал Сибирского федерального университета. Биология. 2012. Т. 5, №2. С. 184–202.
22. Носкова Е.Д. Морские заливы Калининградской области. Калининград: Книжное изд-во, 1978. 63 с.
23. Носков Б.Д., Правдивец Ю. П. Гидросооружения водных путей, портов и континентального шельфа. М.: Изд-во АСВ, 2004. 280 с.
24. Огнев А.О. Основы системологии. Тольятти: ТГУ, 2008. 254 с.
25. Суздалева А.Л. Управляемые природно-технические системы энергетических и иных объектов как основа обеспечения техногенной безопасности и охраны окружающей среды. М.: Изд-во «ИД Энергия», 2015. 160 с.
26. Федоров Г.М., Кузнецова Т.Ю., Разумовский В.М. Влияние близости моря на развитие экономики и расселения Калининградской области // Известия Русского географического общества. 2017. Т. 149, № 3. С. 15–31.
27. Чечко В.А., Чубаренко Б.В., Болдырев В.Л., Бобыкина В.П., Курченко В.Ю., Домнин Д.А. О динамике береговой зоны моря в районе оградительных молов Калининградского морского канала // Водные ресурсы. 2008. Т. 35, № 6. С. 681–691.
28. Чубаренко Б.В., Шванковская Б., Федоров Г.М., Гриценко В.А. Каталог малых портов и гаваней Калининградского/Вислинского залива. М.: Изд-во «Экслибрис», 2015. 184 с.
29. Шалагинова Е.Е., Шмутинский М.А., Цветков В.А., Борисова Н.С. Балтийская коса: природа, история, современность. Калининград: ГИПП «Янтарный сказ», 2009. 288 с.
30. Шилин М.Б., Жигульский В.А., Бобылев Н.Г., Ахмад Алаа, Леднова Ю.А., Дун Сянли. Развитие комплекса компенсационных мероприятий по снижению негативного воздействия строительства аванпорта Бронка на южный берег Невской губы // Естественные и технические науки. 2020. Вып. 3. С. 178–188.
31. Chubarenko B., Domnin D., Navrotskaya S., Stont Zh., Chechko V., Bobykina V., Pilipchuk V., Karmanov K., Domnina A., Bukanova T., Topchaya V., Kileso A. Transboundary lagoons of the Baltic Sea // The diversity of Russian estuaries and lagoons exposed to human influence. Springer. 2017. P. 149–190.
32. Kondrat V., Šakurova I., Baltranaitė E., Kelpšaitė-Rimkienė L. Natural and Anthropogenic Factors Shaping the Shoreline of Klaipėda, Lithuania // Journal of Marine Science and Engineering. 2021. 9(12). 1456. <https://doi.org/10.3390/jmse9121456>.
33. Musielak S., Osadczuk K., Kawiriska M. Evolution of the Świna Gate // Journal of Coastal research. 1995. P. 305–308.
34. Sokolov A., Chubarenko B. Numerical simulation of dynamics of sediments disposed in the marine coastal zone of the South-Eastern Baltic // Baltica. 2018. 31(1). P. 13–23.

References

1. Aleksandrov S.V., Gorbunova Ju.A. Produkcija fitoplanktona i sodержanie hlorofilla v jestuarijah razlichnogo tipa [Phytoplankton production and chlorophyll content in estuaries of various types] // Vestnik Baltijskogo federal'nogo universiteta im. I. Kanta. Ser.: Estestvennye i medicinskie nauki [Bulletin of the Baltic Federal University named after I. Kant. Ser.: Natural and Medical Sciences]. 2012. No 1. P. 90–98.
2. Babakov A.N. Chubarenko B.V. Struktura rezul'tirujushhego vdol'берегового transporta nanosov v vostochnoj chasti Gdan'skogo zaliva [The structure of the resulting long-shore sediment transport in the eastern part of the Gulf of Gdansk] // Vodnye resursy [Water resources]. 2019. Vol. 46, No 4. P. 370–384.
3. Barinova G.M., Vinogradova O.L., Volkova I.I., Voloshenko E.V., Giks S.V., Orlenok V.V. Geografija Jantarnogo kraja Rossii. Kaliningrad [Geography of the Amber Region of Russia. Kaliningrad]. Kaliningrad, 2004. 416 p.
4. Bass O.V. Jevoljucija vzaimodejstvija prirodnyh i tehnogennyh processov v hode stroitel'stva porta Baltijsk [Evolution of the interaction of natural and technogenic processes during the construction of the port of Baltijsk] // Vestnik Rossijskogo gosudarstvennogo universiteta im. I. Kanta [Bulletin of the I. Kant Russian State University]. 2007. No 7. P. 35–43.
5. Bobykina V.P., Karmanov K.V. Dinamika beregov vershiny Gdan'skogo zaliva i svjaz' s antropogennym vozdeystviem [Dynamics of the shores of the top of the Gdansk Bay and the connection with anthropogenic impact] // Sozdanie iskusstvennyh pljazhez, ostrovov i drugih sooruzhenij v beregovoj zone morej, ozer i vodohranilishh [Creation of artificial beaches, islands and other structures in the coastal zone of seas, lakes and reservoirs] / Tr. mezhdunar. konf. «Sozdanie i ispol'zovanie iskusstvennyh zemel'nyh uchastkov na beregah i akvatorii vodemov». Novosibirsk, 2009. P. 119–124.
6. Boldyrev V.L., Bobykina V.P., Chubarenko B.V., Burnashov E.M., Karmanov K.V. Abrazionnye processy na beregah Jugo-Vostochnoj Baltiki [Abrasion processes on the shores of the South-Eastern Baltic] // Uchenie o razvitii morskikh beregov:

- vekove tradicii i idej sovremenosti [The doctrine of the development of seashores: age-old traditions and ideas of modernity] // Materialy XXII mezhd. beregovoj konf. v chest' stoletija so dnja rozhdjenja V.P. Zenkovicha. Sankt-Peterburg, 2010. P. 54–55.
7. Bol'shaja rossijskaja jenciklopedija. Jelektronnaja versija (2016) [The Great Russian Encyclopedia. Electronic version] // URL: <https://bigenc.ru/geography/text/3179961> (accessed: 30.08.2022).
8. Vvedenskij A.R., Dianskij N.A., Kabatchenko I.M., Litvinenko G.I., Reznikov M.V., Fomin V.V. Raschet i analiz ozhidaemogo vozdejstvija gidrotehnicheskogo sooruzhenija na jekologicheskiju obstanovku i donnuju topografiju akvatorii pri stroitel'stve podhodnogo kanala k portu Sabetta [Calculation and analysis of the expected impact of a hydraulic structure on the ecological situation and bottom topography water areas during the construction of an approach channel to the port of Sabetta] // Vestnik MGSU [Bulletin of MGSU]. 2017. Iss. 12. P. 480–489.
9. Geograficheskij atlas Kaliningradskoj oblasti [Geographic atlas of the Kaliningrad region]. Pod redakcij V. V. Orlenka. Kaliningrad: Izd-vo KGU: CNIT, 2002. 276 s. ISBN 5-88874-295-3
10. Gostjuhin A.F., Gorjunova L.V., Kuznecov A.N., Nagimova E.V. Baltijsk: Pillau – Baltijsk: Proshloe i nastojashhe [Baltijsk: Pillau – Baltijsk: Past and present]. Kaliningrad, 2000. 112 p.
11. Gosudarstvennyj katalog geograficheskikh nazvanij. Kaliningradskaja oblast' [State Catalog of Geographical Names. Kaliningrad Region] // URL: <https://cgkipd.ru/science/names/reestry-gkggn.php> (accessed: 26.08.2022).
12. Gumenjuk I.S., Shvankovska B., Stashkevich A., Kuschevski V., Koba R. Kaliningradskij/Vislinskij zaliv i okruzhajushhie territorii v planah territorial'nogo razvitija Kaliningradskoj oblasti [Vislinsky Bay and adjacent territories in the plans of territorial development of the Kaliningrad region] // Prostranstvennoe planirovanie kak instrument koordinacii razvitija portov i gavanej Kaliningradskogo/Vislinskogo zaliva. Kaliningrad, 2015. P. 52–62.
13. Dmitrieva O. A., Semenova A. S. Sezonnaja dinamika i troficheskie vzaimootnoshenija fito-i zooplanktona v Vislinskom zalive Baltijskogo morja [Seasonal dynamics and trophic relationships of phyto and zooplankton in the Vislinsky Bay of the Baltic Sea] // Okeanologija [Oceanology]. 2012. Vol. 52, No 6. P. 851–851.
14. Dovydenko L.V. Kaliningradskij morskij kanal [Kaliningrad Sea Channel]. Kaliningrad, 2011. 197 p.
15. Zakirov R.B., Chubarenko B.V., Sologub S.P., Shusharin A.V. Dinamika jerozionnoj depressii na vhode v Kaliningradskij zaliv [Dynamics of erosive depression at the entrance to the Kaliningrad Bay] // Izvestija Irkutskogo gosudarstvennogo universiteta. Serija: nauki o Zemle [Bulletin of Irkutsk State University. Ser.: Earth Sciences]. 2018. No 26. P. 46–59.
16. Zakirov R.B., Chubarenko B.V. Vhodnoj uchastok Kaliningradskogo zaliva kak prirodno-tehnicheskaja Sistema [The entrance section of the Kaliningrad Bay as a natural and technical system] // Rossijskij zhurnal prikladnoj jekologii [Russian journal of applied ecology]. 2022. No 1. P. 48–59. <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.1.48.59>.
17. Zakljuchenie No 188 jekspertnoj komissii gosudarstvennoj jekologicheskij jekspertizy materialov «Jekologicheskoe obosnovanie hozjajstvennoj dejatel'nosti po podderzhaniju proektnyh glubin na akvatorii morskogo porta Kaliningrad v 2015–2024 [Conclusion No 188 of the expert commission of the State ecological expertise of materials «Ecological justification of economic activities to support project depths in the waters of the Kaliningrad seaport in 2015–2024»]. Saint-Petersburg, 2015. 35 p.
18. Lazarenko N.N., Maevskij A. Gidrometeorologicheskij rezhim Vislinskogo zaliva [Hydrometeorological regime of the Vistula Lagoon]. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1971. 279 p.
19. Mamaeva M.A., Zhigul'skij V.A., Car'kova N.S., Shilin M.B. Jekologicheskaja strategija razvitija morskogo portovogo kompleksa v Luzskoj gube [Ecological strategy for the development of the sea port complex in the Luga Bay] // Biosfera [Biosphere]. 2016. No 4. P. 381–389.
20. Mihajlenko R.R. Kompleks zashhitnyh sooruzhenij Sankt-Peterburga ot navodnenij kak prirodno-tehnicheskaja sistema dlja integrirovannogo upravlenija vodnymi resursami: social'naja, jekonomicheskaja i jekologicheskaja znachimost' [The complex of protective structures of St. Petersburg from floods as a natural and technical system for integrated management of water resources: social, economic and environmental significance] // Biosfera [Biosphere]. 2015. Vol. 7, No 1. P. 1–25.
21. Naumenko E.N., Hlopnikov M.M., Rudinskaja L.V. Potoki jenerгии v jekosisteme Vislinskogo (Kaliningradskogo) zaliva Baltijskogo morja [Structural and functional organization of zooplankton of the Curonian and Vislin bays of the Baltic Sea] // Zhurnal Sibirskogo federal'nogo universiteta. Biologija [Journal of the Siberian Federal University. Biology]. 2012. Vol. 5. No 2. P. 184–202.
22. Noskova E.D. Morskie zalivy Kaliningradskoj oblasti [Sea bays of the Kaliningrad region]. Kaliningrad, 1978. 63 p.
23. Noskov B.D., Pravdivec Ju.P. Gidrosooruzhenija vodnyh putej, portov i kontinental'nogo shel'fa [Hydraulic structures of waterways, ports and the continental shelf]. Moscow, 2004. 280 p.
24. Ognev A. O. Osnovy sistemologii [Fundamentals of Systemology]. Tol'jatti, 2008. 254 p.
25. Suzdaleva A.L. Upravljaemye prirodno-tehnicheskije sistemy jenergeticheskikh i inyh objektov kak osnova obespechenija tehnogennoj bezopasnosti i ohrany okruzhajushhej sredy [Controlled natural-technical systems of energy and other objects as the basis for ensuring technogenic safety and environmental protection]. Moscow, 2015. 160 p.
26. Fedorov G.M., Kuznecova T.Ju., Razumovskij V.M. Vlijanie blizosti morja na razvitie jekonomiki i rasselenija Kaliningradskoj oblasti [The influence of the proximity of the sea on the development of the economy and settlement of the Kaliningrad region] // Izvestija Russkogo geograficheskogo obshhestva [News of the Russian Geographical Society]. 2017. Vol. 149, No 3. P. 15–31.
27. Chechko V.A., Chubarenko B.V., Boldyrev V.L., Bobykina V.P., Kurchenko V.Ju., Domnin D.A. O dinamike beregovoj zony morja v rajone ograditel'nyh molov Kaliningradskogo morskogo kanala [On the dynamics of the coastal zone of the sea in the area of the protective breakwaters of the Kaliningrad Sea Channel] // Vodnye resursy [Water resources]. 2008. Vol. 35, No 6. P. 681–691.
28. Chubarenko B.V., Shvankovska B., Fedorov G.M., Gricenko V.A. Katalog malyh portov i gavanej Kaliningradskogo/Vislinskogo zaliva [Catalog of small ports and harbors of the Kaliningrad/Vistula Lagoon]. Moscow, 2015. 184 p.
29. Shalaginova E.E., Shmutinskij M.A., Cvetkov V.A., Borisova N.S. Baltijskaja kosa: priroda, istorija, sovremennost' [Baltic Spit: nature, history, modernity]. Kaliningrad, 2009. 288 p.
30. Shilin M.B., Zhigul'skij V.A., Bobilev N.G., Ahmad Alaa, Lednova Ju.A., Dun Sjanli. Razvitie kompleksa kompensacionnyh meroprijatij po snizheniju negativnogo vozdejstvija stroitel'stva avanporta Bronka na juzhnyj bereg Nevskoj guby [Development of a complex of compensatory measures to reduce the negative impact of the construction of the Bronka outport on the southern coast of the Neva Bay] // Estestvennye i tehnicheckie nauki [Natural and technical sciences]. 2020. Iss. 3. P. 178–188.
31. Chubarenko B., Domnin D., Navrotskaya S., Stont Zh., Chechko V., Bobykina V., Pilipchuk V., Karmanov K., Domnina A., Bukanova T., Topchaya V., Kileso A. Transboundary Lagoons

of the Baltic Sea // The diversity of Russian estuaries and lagoons exposed to human influence. Springer. 2017. P. 149–190.

32. Kondrat V., Šakurova I., Baltranaite E., Kelpšaitė-Rimkienė L. Natural and Anthropogenic Factors Shaping the Shoreline of Klaipėda, Lithuania // Journal of marine science and engineering. 2021. 9(12). 1456. <https://doi.org/10.3390/jmse9121456>.

33. Musielak S., Osadczuk K., Kawiriska M. Evolution of the Świna Gate // Journal of Coastal Research. 1995. P. 305–308.

34. Sokolov A., Chubarenko B. Numerical simulation of dynamics of sediments disposed in the marine coastal zone of the South-Eastern Baltic // Baltica. 2018. 31(1). P. 13–23.

the stages of formation and development of the natural-technical system (NTS) of the entrance section of the Kaliningrad Sea Channel from the XIV century up to today. The stages of NTS coevolution were identified basing on the hydrological and lithodynamic features. The zones of spatial influence, their boundaries, direct and feedback links within the system were characterized. In total, the four stages of co-evolution were identified, each characterized by specific response of the components of the natural subsystem to the successive commissioning of industrial facilities. The composition of the NTS was characterized by a three-level organization, the control component in the system is dredging, the total area of the zone of mutual influence of the components of the natural and technogenic subsystems is 30 km².

Keywords: natural-technical system; coevolution; dredging; nature management; lagoon; Baltic Sea.

Zakirov R.B., Krasnov E.V., Chubarenko B.V.
Stages of formation and development of the natural-technical system of the Kaliningrad Sea Channel entrance zone (the Vistula Lagoon).

A systematic approach was used to substantiate

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 19.09.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 12.10.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 24.10.2022

Информация об авторах

Закиров Руслан Баядитович, аспирант, старший инженер, Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Россия, 117997, г. Москва, Нахимовский пр., 36, E-mail: kotruslan2@gmail.com.

Краснов Евгений Васильевич, доктор геолого-минералогических наук, профессор, Балтийский федеральный университет им. И. Канта, Россия, 236041, г. Калининград, ул. Александра Невского, 14, E-mail: ecogeography@rambler.ru.

Чубаренко Борис Валентинович, кандидат физико-математических наук, ведущий научный сотрудник, заведующий лабораторией, Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Россия, 117997, г. Москва, Нахимовский пр., 36, E-mail: chuboris@mail.ru.

Information about the authors

Ruslan B. Zakirov, Post-Graduate Student, Senior Engineer, Shirshov Institute of Oceanology Russian Academy of Sciences, 36, Nahimovsky Prosp., Moscow, 117997, Russia, E-mail: kotruslan2@gmail.com.

Evgeny V. Krasnov, Doctor in Geology and Mineralogy, Professor, Immanuel Kant Baltic Federal University, 14, Alexander Nevsky st., Kaliningrad, 236041, Russia, E-mail: ecogeography@rambler.ru.

Boris V. Chubarenko, Ph.D. in Physics and Mathematics, Head of the Laboratory for Coastal Systems Study, Shirshov Institute of Oceanology Russian Academy of Sciences, 36, Nahimovsky Prosp., Moscow, 117997, Russia, E-mail: chuboris@mail.ru.



ОЦЕНКА РИСКА НЕГАТИВНЫХ КЛИМАТОГЕННЫХ РЕАКЦИЙ ПОЛЕССКИХ ЛАНДШАФТОВ

Цель работы – оценка риска негативных климатогенных реакций ландшафтов при прогнозе ландшафтно-экологических тенденций. Объекты исследования – полесские природно-антропогенные ландшафты. Для оценки риска негативных реакций ландшафтов на климатические изменения предложен комплекс индикаторов (снижение продуктивности, ветровая эрозия, пожары, инвазии чужеродных растений). Выполнена оценка риска негативных реакций на изменения климата сельскохозяйственных, сельскохозяйственно-лесных и лесных природно-антропогенных ландшафтов Белорусского Полесья. Установлено, что ландшафты с высоким риском занимают 2.7%, со средним риском – 19.5%, с низким и очень низким риском – 78.0% территории. Определены индивидуальные особенности климатогенных реакций таксонов ландшафтной классификации. Наиболее уязвимы к климатическим изменениям сельскохозяйственные ландшафты, представленные пахотными вторично-моренным и моренно-зандровыми разностями (высокий и средний риск). Наименее уязвимы к климатическим изменениям – лесные ландшафты (низкий и очень низкий риск).

Ключевые слова: изменения климата; климатогенный риск; ландшафтно-экологические тенденции; ландшафты; индикаторы; Белорусское Полесье.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.4.13.19>

Введение

Важность учета климатогенных реакций в полесских ландшафтах обусловлена тем, что Белорусское Полесье считается наиболее чувствительным к изменениям климата регионом не только Беларуси, но и Восточной Европы (Лысенко и др., 2021). Согласно прогнозу изменений климата Беларуси до 2035 г. повышение среднегодовой температуры составит 0.5–0.7°C. Летнее и годовое количество осадков будет снижаться. В 2031–2070 гг. ожидается повышение зимних температур: средней – на 1.2–3.6 °C, максимальной – на 1.1–3.2 °C, минимальной – на 1.6–3.9 °C. Отклонения среднегодовой температуры увеличатся на 2.3–2.8 °C. В зимний период сократится число дней с отрицательной температурой, в летний период увеличится количество жарких дней. Будет меняться режим увлажнения: ожидается увеличение количества осадков в зимний и весенний сезоны, возрастет количество влажных дней, с другой стороны – произойдет рост продолжительности засушливых периодов летом (Данилович и др., 2020).

В связи с этим учет изменений климата необходим при прогнозной оценке ландшафтно-экологических тенденций, т.е. направленности пространственно-временных изменений экологического состояния геосистем Полесья (Гусев, 2018, 2020).

Целью работы являлась оценка риска негативных климатогенных реакций ландшафтов при прогнозе ландшафтно-экологических тенденций. Решались следующие задачи: разработка принципов и методических подходов к оценке риска негативных климатогенных реакций ландшафтов; изучение возможности использования ряда ландшафтно-экологических процессов как риск-индикаторов; оценка климатогенного риска для сельскохозяйственных, сельскохозяйственно-лесных и лесных полесских ландшафтов.

Материалы и методы исследования

Район исследований находится на юго-востоке Беларуси (рис. 1). Данная территория представляет собой восточную часть Полесской ландшафтной провинции подзоны полесских (широколиственно-лесных) ландшафтов. Природно-ландшафтная структура региона, согласно классификации ландшафтов Беларуси (Марцинкевич, 2007), представлена водно-ледниковыми, озерно-аллювиальными, аллювиальными террасированными, озерно-болотными, пойменными, моренно-зандровыми, холмисто-моренно-эрозийными и вторично-моренными родами природных ландшафтами. Выделы родов ландшафтов в наших исследованиях выступали операционными территориальными единицами (ОТЕ).

Вследствие значительной антропогенной



Рис. 1. Район исследований
Fig. 1. Research area

трансформации полесские ландшафты считаются природно-антропогенными ландшафтами (ПАЛ), которые классифицируются в зависимости от соотношения пахотных, луговых, техногенных и лесных геосистем. Выделяют три класса ПАЛ: сельскохозяйственные, сельскохозяйственно-лесные и лесные (Марцинкевич, 2007).

Оценка риска негативных климатогенных реакций ландшафтов выполнена по разработанной системе риск-индикаторов. Данная оценка учитывает четыре ландшафтно-экологических процесса, прямо или косвенно связанных с климатическими изменениями:

снижение продуктивности (диагностируется по NDVI – вегетационному индексу, вычисляемому на основе космической съемки в красном и ближнем инфракрасном диапазоне) – ведущий риск-индикатор, так как продуктивность является важнейшей экологической характеристикой, от которой зависят многие ландшафтно-экологические свойства и процессы (Коломыц, 2018; Yengoh et al., 2014);

ветровая эрозия (дефляция) как наиболее важный среди экзогенных геологических процессов в регионе, что определяется специфической литогенной основой многих полесских ландшафтов (преимущественно песчаной) и широким развитием осушительной мелиорации;

пожары как наиболее важный экологический процесс, влияющий на состояние и динамику растительного покрова, лесные ресурсы, биологические разнообразие;

инвазии чужеродных видов как процесс, оказывающий непосредственный негативный эколого-экономический (потери сельского хозяйства от сорняков, затраты на борьбу) и эколого-сани-

тарный (обострение аллергенных заболеваний) эффекты, так и процесс, нарушающий ход восстановительных сукцессий и влияющий на биологическое разнообразие.

В качестве риск-индикаторов использовались 8 показателей, указанных в таблице 1.

Каждый из показателей оценивали в баллах, выделяя 4 категории риска: «очень низкий», «низкий», «средний» и «высокий». Для интегральной оценки рассчитывался показатель общего риска негативных климатогенных реакций – P , определяемый как средняя балльная оценка по всем риск-индикаторам. Градации P : очень низкий – <0.10 , низкий – $0.10–0.25$, $0.25–0.50$ – средний, >0.50 – высокий.

Построение картосхем ландшафтов, риск-индикаторов, операции зональной статистики осуществлялись в программе QGIS 3.8.

Результаты и их обсуждение

Риск изменений климата обусловлен их вероятными негативными воздействиями на природные и природно-антропогенные ландшафты. Опасность этих воздействий определяется как вероятность развития процессов и явлений, которые могут вызывать те или иные нарушения в функционировании природных экосистем и в хозяйственной деятельности, нанося ущерб биологическому разнообразию, природно-ресурсному потенциалу, человеческому здоровью. Реализация опасностей, в значительной степени, определяется устойчивостью (или уязвимостью) ландшафтов к воздействиям. В случае природно-антропогенных ландшафтов их устойчивость может быть повышена с помощью ландшафтного планирования и рациональной пространственной организации землепользования.

Как уже указывалось выше, особенностью климатических изменений в Белорусском Полесье является существенное увеличение температур при неизменности или незначительном росте количества осадков и соответственно снижение коэффициента увлажнения. Такого рода изменения ведут к увеличению числа и продолжительности атмосферной и почвенной засух, а также, вероятно, к росту интенсивности неблагоприятных метеорологических явлений (сильные ветры, шквалы, смерчи, град, грозы, ливневые осадки). В комбинировании с широкомасштабной осушительной мелиорацией полесских ландшафтов – к снижению уровня грунтовых вод и падению водности рек.

Снижение продуктивности (и соответственно NDVI) ландшафтов может быть обусловлено как прямым воздействием неблагоприятных метео-

Таблица 1. Риск-индикаторы для прогноза ландшафтно-экологических тенденций в условиях климатических изменений

Table 1. Risk indicators for predicting landscape and environmental trends under climate change

Процесс Process	Риск-индикатор Risk-indicators	Оценка риска Risk assessment			
		Очень низкий Very low	Низкий Low	Средний Medium	Высокий High
Снижение продуктивности Decreased productivity	Тренд NDVI Trend NDVI	Положительный достоверный	Положительный недостоверный	Отрицательный недостоверный	Отрицательный достоверный
	Корреляция NDVI с температурой и осадками Correlation of NDVI with temperature and precipitation	Отсутствует	Положительная с температурой	Положительная с осадками	Отрицательная с температурой и положительная с осадками
Ветровая эрозия Wind erosion	Удельная площадь сильноэродированных почв, % Area of highly eroded soils, %	<1.0	1.0–2.5	2.5–5.0	>5.0
	Удельная площадь сильно-дефляционно-опасных почв, % Area of highly deflationary hazardous soils, %	<5.0	5.0–25.0	25.0–50.0	>50.0
Пожары Fires	Удельная площадь гарей за 10 лет, % Burned area (for 10 years), %	<0.5	0.5–1.0	1.0–2.5	>2.5
	Удельная площадь лесов с высокой пожарной опасностью, % Area of forests with high fire danger, %	<5.0	5.0–25.0	25.0–50.0	>50.0
Инвазии чужеродных видов Alien species invasions	Удельная площадь пахотных и техногенных геосистем, % Area of arable and technogenic geosystems, %	<25.0	25.0–50.0	50.0–75.0	>75.0
	Плотность транспортных коммуникаций, км/км ² Density of transport communications, km/km ²	<0.05	0.05–1.00	1.00–1.50	>1.50

рологических и агрометеорологических явлений (в основном за счет атмосферной и почвенной засухи), так и косвенным – при активизации таких процессов как дефляция, пожары и вторжения чужеродных видов.

В пахотных геосистемах снижение продуктивности отражает снижение урожайности сельскохозяйственных культур за счет засухи, неблагоприятных метеоявлений, чужеродных сорняков, деградации плодородия почв за счет дефляции. В лесных геосистемах негативное влияние климатических изменений выражается в ослаблении жизненного состояния и повреждении древостоев пожарами, вредителями, неблагоприятными

метеоявлениями, в нарушении естественного возобновления пожарами, чужеродными видами-трансформерами. В луговых геосистемах климатогенные реакции – это ухудшение кормовых свойств и снижение биологического разнообразия за счет вторжения чужеродных видов и пожаров.

Разные типы локальных геосистем полевских ландшафтов отличаются по чувствительности к климатическим изменениям. Так, исследования показали, что наиболее чувствительны к климатическим факторам пахотные геосистемы, NDVI которых имеет положительную корреляцию с количеством осадков и отрицательную с температурами. В лесных и болотных геосистемах ста-

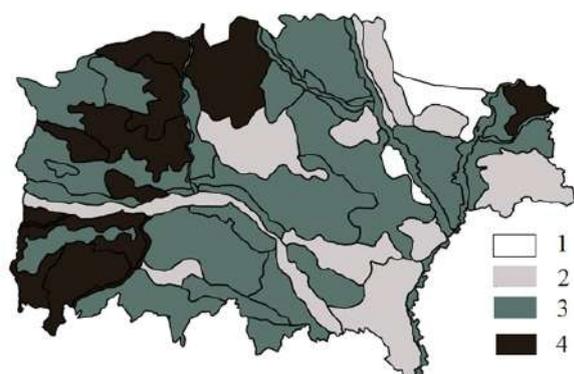


Рис. 2. Общий риск негативных климатогенных реакций ландшафтов:

1 – высокий, 2 – средний, 3 – низкий, 4 – очень низкий

Fig. 2. General risk of negative climatogenic responses of landscapes:

1 – high, 2 – medium, 3 – low, 4 – very low

статистически достоверная корреляция колебаний NDVI с летними температурами и осадками не обнаружена (Gusev, 2022).

Рассмотрим результаты оценки рисков негативных климатогенных реакций полесских ландшафтов (рис. 2, табл. 2).

Риск снижения продуктивности оценивался по тренду NDVI в 2000–2021 гг. в пределах ОТЕ, при этом учитывались статистическая значимость уравнения тренда и величина коэффициента тренда. Чувствительность ландшафтов к климатическим изменениям также определялась на основе корреляционного анализа NDVI с температурой и осадками (по величине и статистической значимости коэффициентов корреляции Спирмена).

Риск пожаров оценивался по удельной площади гарей, образовавшихся за 10 лет, и удельной площади лесов I и II классов пожарной опасности. Риск ветровой эрозии определялся по удельной площади сильноэродированных почв и площади сильнодефляционно-опасных почв (осушенные торфяно-болотные, автоморфные рыхлопесчаные). Риск инвазий чужеродных растений оценивался по факторам, обуславливающим уязвимость ландшафтов к этому процессу – по удельной площади пахотных и техногенных геосистем (отличаются максимальной инвазибельностью и являются очагами распространения чужеродных видов) и плотности транспортных коммуникаций международного и республиканского значения (влияет на миграции инвайдеров).

Сельскохозяйственные ПАЛ (занимают 9.2% площади региона), представленные пахотными и лугово-пахотными вторично-моренными, моренно-зандровыми и водно-ледниковыми разностями являются наиболее уязвимыми к кли-

матическим изменениям, которые выражаются в увеличении температуры при незначительном росте осадков и, соответственно, в снижении коэффициента увлажнения, тесно связанного с продуктивностью и другими важными характеристиками ландшафтов. Согласно нашей оценке, 78.2% их площади характеризуются средним, а 21.5% – высоким риском снижения продуктивности (табл. 2). В выделах пахотных ПАЛ отмечаются отрицательные тренды NDVI в течение 2000–2021 гг. и четко выраженная корреляция NDVI с количеством летних осадков.

Риск ветровой эрозии здесь оценивается как очень низкий (53.3%) и низкий (46.7%), что обусловлено особенностями почвенного покрова – преобладанием супесчаных и суглинистых почв в вторично-моренном, моренно-зандровом и водно-ледниковых ландшафтах. Риск пожаров в сельскохозяйственных ПАЛ на 63.4% территории оценивается как высокий, что вероятно обусловлено распространением здесь весенних палов и высоким уровнем пожарной опасности лесов. Риск инвазий чужеродных видов на значительной территории сельскохозяйственных ПАЛ характеризуется как средний (46.7%) и высокий (29.6%). Пахотные вторично-моренный и моренно-зандровый ПАЛ служат центрами инвазий чужеродных видов растений, где сосредоточены очаги распространения наиболее экологических опасных инвайдеров (*Ambrosia artemisiifolia*, *Acer negundo*, *Robinia pseudoacacia*, *Solidago canadensis*). Общий риск негативных климатогенных реакций оценен для этого класса ПАЛ как средний (78.2% территории) и высокий (21.5%).

В сельскохозяйственно-лесных ПАЛ (занимают 77.7% площади региона) риск снижения продуктивности преимущественно низкий (39.6%) и средний (34.6%). Риск ветровой эрозии на преобладающей территории характеризуется как низкий (62.7%), хотя имеются выделы как со средним (12,1%), так и очень низким (25,2%) уровнем. Ландшафты этого класса разнообразны по уровню риска пожаров. Высокий риск пожаров характерен для 26.3% площади. Риск инвазий чужеродных растений преимущественно низкий (64.9%). Выделы с высоким риском инвазий чужеродных растений отсутствуют, а на выделы со средним риском приходится только 12.1% площади. Общий риск на большей части территории (82.2%) характеризуется как низкий (61.0%) и очень низкий (23.3%). Однако средний уровень общего риска негативных климатогенных реакций отмечен на 15.7% площади этого класса ПАЛ (табл. 2).

Лесные ПАЛ (занимают 13.1% региона) отличаются низким (65.4% территории) и очень

Таблица 2. Оценка рисков негативных климатогенных реакций полесских ландшафтов (в % от общей площади)
 Table 2. Assessment of the risks of negative climatogenic reactions of Polissya landscapes (in % of the total area)

Ландшафт Landscape	Оценка риска Risk assessment			
	Очень низкий Very low	Низкий Low	Средний Medium	Высокий High
Риск снижения продуктивности Risk of decreased productivity				
Сельскохозяйственный Agricultural	0	0	78.2	21.5
Сельскохозяйственно-лесной Agricultural forestry	25.8	39.6	34.6	0
Лесной Forest	34.6	65.4	0	0
Риск ветровой эрозии Wind erosion risk				
Сельскохозяйственный Agricultural	53.3	46.7	0.0	0
Сельскохозяйственно-лесной Agricultural forestry	25.2	62.7	12.1	0
Лесной Forest	71.2	28.8	0	0
Риск пожаров Fire risk				
Сельскохозяйственный Agricultural	0	18.5	18.1	63.4
Сельскохозяйственно-лесной Agricultural forestry	2.3	32.8	38.6	26.3
Лесной Forest	13.6	34.8	46.8	4.8
Риск инвазий чужеродных видов растений Risk of alien plant invasions				
Сельскохозяйственный Agricultural	0	23.7	46.7	29.6
Сельскохозяйственно-лесной Agricultural forestry	23.4	64.9	12.1	0
Лесной Forest	92.1	7.9	0	0
Общий риск Total risk				
Сельскохозяйственный Agricultural	0	0.0	70.4	29.6
Сельскохозяйственно-лесной Agricultural forestry	23.3	61.0	15.7	0
Лесной Forest	49.5	46.2	4.3	0

низким риском (34.6%) снижения продуктивности. Риск ветровой эрозии очень низкий (71.2% территории), что обусловлено крайне невысоким распространением здесь пахотных геосистем. Риск пожаров для более 50% лесных ПАЛ характеризуется как средний и высокий. Лесные ПАЛ практически не подвержены риску инвазий чужеродных растений: 92.1% территории – крайне низкий уровень риска. Общий риск негативных климатогенных реакций очень низкий (49.5%) и низкий (46.2%).

В целом для региона риск снижения продук-

тивности преимущественно низкий (38.9%) и средний (34.6%). Только 2.1% территории характеризуется высоким риском. Риск ветровой эрозии преимущественно низкий (57.2%). Небольшая часть ландшафтов (9,6%) характеризуется средним уровнем риска. Более половины территории региона имеют высокий (27.0%) и средний (37.6%) риск пожаров. Риск инвазий чужеродных видов растений для значительной части ландшафтов оценивается как низкий (54.3%) и очень низкий (29.3%). Только отдельные выделы имеют высокий (2.8%) и средний (13.6%) уровень риска.

Оценка общего риска показывает, что ландшафты с высоким уровнем климатогенного риска составляют лишь 2.7%. 19.3% территории характеризуются средним уровнем, а доминирующая часть территории (78.0%) имеет очень низкий и низкий риск.

Анализ риска негативных климатогенных реакций на уровне родов ландшафтов показывает, что среди полесских ландшафтов наиболее уязвимы к климатическим изменениям сельскохозяйственные вторично-моренный и моренно-зандровый ландшафты, в которых имеет место высокий уровень риска. Для данных ландшафтов характерны доминирование пахотных (60–70% площади) и техногенных (10–20%) геосистем. Удельная площадь лесных геосистем не превышает 10%. Все болотные геосистемы подверглись осушительной мелиорации. Такие ландшафты отличаются высоким риском снижения продуктивности и инвазий чужеродных растений, средним риском пожаров и ветровой эрозии.

Средний риск отмечается в пойменных (47.5%), водно-ледниковых (27.7%), аллювиальных террасированных (11.4%) и озерно-болотных (9.2%) ландшафтах. Холмисто-моренно-эрозионные и озерно-аллювиальные ландшафты характеризуются низким риском.

По отдельным риск-индикаторам можно выделить наиболее чувствительные элементы в том или ином выделе перечисленных родов ландшафтов. Так, для пойменных и аллювиальных террасированных ландшафтов наиболее опасной климатогенной реакцией является возможный рост пожаров. 79.1% территории пойменных и 46.4% территории аллювиальных террасированных ландшафтов характеризуются высоким риском пожаров. Высокий риск пожаров пойменных ландшафтов обусловлен увеличением пожароопасного весеннего сезона в связи с более ранней весной и быстрым таянием (или даже отсутствием) снежного покрова, более редкими весенними половодьями, менее жестким контролем за несанкционированными палами в пойменных луговых геосистемах, удаленных от крупных населенных пунктов.

Учет риска негативных климатогенных реакций при прогнозной оценке ландшафтно-экологических тенденций в регионе (Гусев, 2018) показал, что в 2030–2040 гг. на 61.2% площади сельскохозяйственных ПАЛ сохранится критическая, а на 38,8% площади возникнет кризисная ландшафтно-экологическая тенденция. За счет этих изменений удельная площадь территорий с критической тенденций составит 12.0%, а с кризисной – 2.7%.

Заключение

Разработана методика оценки климатогенного риска, учитывающая четыре ландшафтно-экологических процесса, прямо или косвенно связанных с климатическими изменениями: снижение продуктивности (диагностируется по временным рядам NDVI), ветровая эрозия (дефляция), пожары, инвазии чужеродных видов.

Установлено, что сельскохозяйственные ПАЛ, представленные пахотными и лугово-пахотными вторично-моренными, моренно-зандровыми и водно-ледниковыми разностями наиболее уязвимы к климатическим изменениям, которые выражаются в увеличении температуры при незначительном росте осадков и, соответственно, в снижении коэффициента увлажнения. В выделах сельскохозяйственных ПАЛ риск негативных климатогенных реакций оценивается как средний (78.2% территории) и высокий (21.5%).

В сельскохозяйственно-лесных ПАЛ климатогенный риск на большей части территории (82.2%) характеризуется как низкий (61.0%) и очень низкий (23.3%). Средний уровень общего риска негативных климатогенных реакций отмечен на 15.7% площади этого класса.

Наиболее устойчивы к климатическим изменениям лесные ПАЛ, которые характеризуются очень низким (49.5%) и низким (46.2%) риском негативных климатогенных реакций.

Список литературы

1. Данилович И.С., Мельник В.И., Гейер Б. Современные изменения климата Белорусского Полесья: причина, следствия, прогнозы // Журнал Белорусского государственного университета. География. Геология. 2020. №1. С. 3–13.
2. Гусев А.П. Индикаторы ландшафтно-экологических тенденций (на примере Восточной части Белорусского Полесья) // Вестник ВГУ. Сер. География. Геоэкология. 2018. №2. С. 28–33.
3. Гусев А.П. Изменения NDVI как индикатор динамики экологического состояния ландшафтов (на примере восточной части Полесской провинции) // Вестник ВГУ. Сер. География. Геоэкология. 2020. №1. С. 101–107.
4. Гусев А.П. NDVI как индикатор климатогенных реакций геосистем (на примере юго-востока Беларуси) // Региональные геосистемы. 2022. Т. 46, №2. С. 200–209.
5. Лысенко С.А., Логинов В.Ф., Бондаренко Ю.А. Взаимосвязь современных изменений испарения и количества осадков в южных регионах Беларуси // Природопользование. 2020. №1. С. 20–29.
6. Коломыц Э.Г. Лесные экосистемы Волжского бассейна в условиях глобального потепления (локальный экологический прогноз) // Экология. 2009. №1. С. 9–21.
7. Марцинкевич Г.И. Ландшафтоведение. Минск: БГУ, 2007. 206 с.
8. Gusev A.P. Impact of climate change on ecosystem productivity of the Belarusian Polesia according to remote data // Contemporary problems of ecology. 2022. V. 15, №4. P. 345–352.
9. Yengoh G.T., Dent D., Olsson L., Tengberg A.E., Tucker

И.В. Андреева, А.В. Головин, И.Д. Рыбкина, С.В. Циликينا

Институт водных и экологических проблем СО РАН, direction-altai@yandex.ru

ОЦЕНОЧНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ РЕКРЕАЦИОННОГО КОМПЛЕКСА ОЗЕРА ТЕЛЕЦКОЕ В ЦЕЛЯХ СОВЕРШЕНСТВОВАНИЯ ПОЛИТИКИ СОХРАНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ВОДОЁМА

Для рекреационного комплекса на побережье Телецкого озера оценены показатели, связанные с использованием водных ресурсов. Разработан математический аппарат для качественного и количественного описания ресурсов и воздействий туристско-рекреационного комплекса на экосистему озера. К значимым показателям отнесены обеспеченность рекреационного водопользования, рекреационное водопотребление, рекреационная нагрузка, пространственные характеристики подстилающей поверхности и зон целевой застройки. Побережье озера для водной рекреации и с точки зрения эффективности использования ресурса оценено как условно пригодное, для частных видов отдыха – пригодное. Рассчитано годовое количество субъектов рекреационного водопользования: до 130.5 тыс. чел (78 тыс. чел. летом, 52 тыс. чел. зимой). Обеспеченность рекреационного водопользования на побережье Телецкого озера составляет 109–123%, зимой – 37–64%. Прямое водопотребление объектами гостеприимства может достигать 30 тыс. м³ (24% от общего водопотребления поселений) и равномерно распределено внутри года. Опосредованное рекреационное водопользование формирует исключительно летнюю нагрузку на экологические тропы к водным экскурсионным объектам Алтайского заповедника, достигающую чрезмерных значений на тропах к водопадам Корбу и Учар. Установлено сокращение площади естественного растительного покрова и увеличение селитебных территорий в зоне рекреации. Сформулированы задачи для улучшения исследовательского инструментария рекреационного водопользования.

Ключевые слова: рекреационное водопользование; водоресурсный потенциал; обеспеченность рекреационного водопользования; дистанционное зондирование; вегетационный индекс.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.4.20.27>

Введение

Телецкое озеро находится в регионе России с высоким экологическим имиджем – Республике Алтай, является объектом Всемирного наследия ЮНЕСКО и ядром Алтайского биосферного заповедника, служит крупным природным хранилищем воды питьевого качества. В последние годы его побережье ускоренно осваивается в связи со спросом на внутреннюю рекреацию.

Туризм и отдых здесь представлены проживанием в благоустроенных домах, пикниковым досугом, экскурсиями летом и горными лыжами зимой. Средства размещения тяготеют к первой от водоема линии для привлечения посетителя панорамой озера и близостью к стартовым точкам водных прогулок к водопадам, родникам и источникам. Годовое количество гостей достигает 150 тыс., что в 70 раз превышает суммарное число местных жителей четырех прибрежных поселений (Архипова и др., 2021; Робертус и др., 2021). Развитие дестинации выражается в плот-

ной застройке берегов и увеличении туристического потока, с чем связаны возможные экологические проблемы. Туристический комплекс принимает на себя всё большую ответственность за экологическое состояние и сохранение Телецкого озера, поэтому нуждается в разных видах мониторинга для оперативного управления и стратегического планирования.

Рекреационные исследования являются частью экологического мониторинга и связаны с решением специфических задач: от анализа ресурсов, актуального состояния и перспектив развития отрасли до количественных оценок воздействий на экосистемы и рекреационные среды (вода, донные отложения, биота) озера.

Статья посвящена возможностям методов дистанционного зондирования и прикладных рекреационных расчетов в изучении рекреационного водопользования. Практическая ее часть отражает результаты оценки водозависимости, водопотребления и рекреационной нагрузки в популярных

локациях околотоводного отдыха в рамках изучения природных и антропогенных качественно-количественных изменений водных ресурсов Сибири.

Материалы и методы исследования

Исследование оперирует понятиями «обеспеченность рекреационного водопользования» и «рекреационное водопотребление», использует общепринятые в рекреационной географии и оригинальные методы.

Рекреационная водообеспеченность – степень удовлетворения потенциальной потребности местного населения и въездных отдыхающих в услугах водной рекреации, предоставляемых экосистемами водных объектов и прибрежных территорий. С этим понятием связано опосредованное водопотребление, определяемое мотивированным выбором околотоводных пространств для отдыха.

Основой оценки показателя служит метод, количественно увязывающий рекреационную водообеспеченность с допустимой рекреационной нагрузкой и рекреационной емкостью территории. Он опирается на морфометрические данные водных объектов (длина участка побережья, площадь акватории, пригодная для вида отдыха и др.) и нормативы рекреационной нагрузки. Поскольку при размещении турбаз и кемпингов на берегах озер норма допустимой рекреационной нагрузки определяется длиной береговой линии и не превышает 200 человек на 1 км берега (Колотова, 1999), то экосистемное предложение (рекреационная емкость) приозерной местности (ландшафта) можно выразить формулой:

$$C_{tl} = 200 \times L_l \quad (1),$$

где C_{tl} – рекреационная емкость побережья озера или его участка, чел.; L_l – длина побережья озера или его участка в ландшафте, км; 200 – допустимая рекреационная нагрузка на территорию, чел./км.

Рекреационная емкость акватории для купания рассчитывается аналогично, но из-за того, что температура воды (ведущий фактор водной рекреации) в оз. Телецкое ниже благоприятных значений, что не мотивирует к купанию и сокращает время пребывания купальщиков в воде, данный показатель не рассчитывался.

Имея данные о рекреационной емкости территории и числе потребителей, а также исходя из соображений, что рекреационная емкость представляет собой 100% предложения, определением процентной доли можно рассчитать соотношение между экосистемным предложением и потенциальным спросом. Выраженная в процентах обеспеченность рекреационного водопользования

показывает долю используемого ресурса от имеющегося экосистемного предложения (Андреева, Циликина, 2018).

Также для оценки водоресурсного потенциала применен ландшафтно-географический метод. Он состоит в использовании физиономических и индикационных показателей, отображенных на ландшафтной и других картах, для определения тех условий отдыха, которые трудно наблюдаются и измеряются в натуре, но четко видны во внешних природных компонентах. Результат фиксируется в виде региональной ландшафтно-водно-рекреационной структуры (каркаса) территории – мозаики ландшафтных единиц с разными значениями потенциала (по бальной системе и трехуровневой шкале: 1 – малопригодно, 2 – условно пригодно, 3 – пригодно). Показателями служат комплексные критерии с четкими границами и размерностью, отображаемыми в масштабе итоговой карты: физиономический (описывает типа берега, подходов к воде, характера пляжей и дна), функциональный (объединяет характеристики скорости течения, площади акватории, длины рек, глубины водных объектов), психологический (характеризует тип растительности и контактирующие пары природных комплексов) (Андреева Циликина, 2017).

Рекреационное водопотребление – прямой забор воды рекреационной инфраструктурой для потребления на питьевое водоснабжение, благоустройство, технологические процессы. Рекреационное водопотребление не имеет развитой теоретико-методической основы, поэтому авторы предположили, что ресурс для этих целей можно описать местоположением и площадью территории, объемом и нормативным качеством воды. Входными данными для расчета функционального водопотребления могут служить количество и назначение зданий на земельном участке, количество гостевых мест, численность персонала, сезонность объекта, благоустройство номерного фонда и др. Такие данные могут быть получены традиционными полевыми и камеральными междисциплинарными методами.

Наряду с ними основополагающая информация – количество рекреационных водопотребителей – может быть рассчитана по методике текущей емкости, разработанной для оценки нагрузки на рекреационные тропы (Arias, 1992; Ceballos-Lascurain, 1996). В частности, показатель «физическая текущая емкость» (ФТЕ) позволяет определить максимальное число гостей дестинации (в данном случае – на турбазах и экскурсионных судах) и рассчитывается по формуле:

$$\Phi TE = A \cdot \frac{V}{a} \cdot R_f, \quad (2),$$

где A – площадь, доступная для общественного использования; V/a – число посетителей (V) на единицу площади (a); R_f – фактор ротации, определяемый по формуле:

$$R_f = \frac{\text{продолжительность сезона}}{\text{продолжительность смены посещения}} \quad (3),$$

Авторы также считают возможным использовать в расчете прямого водопотребления суточные нормы расхода воды для гостиниц, приведенные в СП 30.13330.2016 «Внутренний водопровод и канализация зданий». Хотя свод правил распространяется на проекты внутренних систем водопроводов и не обозначает фактической нагрузки на систему, он делегирует расчетам гипотетически максимальные расходы, что важно для понимания крайних значений возможных воздействий рекреационного комплекса. Кроме того, использование единого подхода и соответствующих норм позволяет сравнивать водопотребление туристического комплекса и жилых зданий на побережье.

Пространственно-временные изменения состояния подстилающей поверхности оценены методами дистанционного зондирования Земли. С помощью космических снимков высокого и среднего разрешения (табл. 1) определена динамика застройки побережья оз. Телецкое жилыми и рекреационными объектами, которая относится к ведущим показателям мониторинга экологического состояния водоемов и водоохранных зон (Abrosimov, Dvorkin, 2009).

В анализе подстилающей поверхности использованы методы параметрической и непараметрической классификации изображений и нормализованный вегетационный индекс NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), определяемый по формуле:

$$NDVI = \frac{\rho Nir - \rho Red}{\rho Nir + \rho Red} \quad (4),$$

где ρNir – отражение в ближней инфракрасной области спектра; ρRed – отражение в красной области спектра (Rouse, Haas, 1973).

Применение индекса позволило выявить изменения в растительном покрове рекреационно-освоенных территорий. С помощью классификаций рассчитаны площади застройки, автомобильных дорог и других инфраструктурных элементов, которые вычленены как участки без растительности или с разреженной растительностью. Учитывая возможные изменения значений индекса NDVI от -1 до 1 (от 0.2 и более в период наибольшего распускания растительности), для исследования подобраны космические снимки участков с наиболее плотной застройкой в с. Артыбаш одного календарного срока – за август (Воронина, Мамаш, 2014; Rouse, Haas, 1973). Снимки обработаны с помощью программ Erdas Imagine, QGIS, AOI (Area Of Interest), основанных на алгоритме кластеризации ISODATA (Шовенгердт, 2010; Топаз, 2017). Для верификации и корректировки результатов использованы топографические карты, сервис Google Earth Pro, архивные и актуальные результаты полевых работ.

Результаты и их обсуждение

Оценка водоресурсного потенциала побережья Телецкого озера выполнена по ландшафтной карте СССР (Ландшафтная ..., 1980). По физиономическим критериям, определяющим принципиальную целевую пригодность, озеро оценено в 2 балла. По функциональным, показывающим пригодность для частных видов отдыха, – в 3, по психологическим, определяющим эффективность использования ресурса, – в 2 балла. Итоговый результат по сумме показателей составил 3 балла, что отвечает актуальным оценкам дестинации, проведенным другими методами, и ее положению в региональной структуре рекреационных местностей. Оценка подтвердила ресурсную обоснованность рекреационных занятий, ин-

Таблица 1. Используемые многоспектральные данные
 Table 1. Multispectral data used

Спутник Satellite	Сканер Scanner	Пространственное разрешение (каналы) Spatial resolution (channels)	Дата съемки Shooting date	Используемые каналы (индекс растительности) Used channels (vegetation index)	Используемые каналы (классификация) Used channels (classification)
Sentinel-2	MSI	10 м (2, 3, 4, 8)	24.08.2021	4.8	8.4.3
Landsat-5	MSS TM	30 м (3, 4) 30 м (1, 2, 3, 4)	19.08.1993 08.08.2009	3.4 3.4	3.2.1 3.2.1
Landsat-7	ETM+	30 м (1, 2, 3, 4)	07.08.2000	3.4	4.3.2
Landsat-8	OLI	30 м (2, 3, 4, 5)	26.08.2019	4.5	5.4.3

туитивно выбираемых посетителями (пассивный наблюдательный отдых на берегу, экскурсии с доставкой на видовые точки по воде и суше), и выявила главный фактор привлекательности побережья для большинства посетителей – ландшафт, регионально контрастный месту постоянного проживания. Она показала также, что сочетания локальных природных комплексов (местность, урочище) для мотивации гостей оказались не значимы (Андреева, Циликина, 2017).

По длине береговой линии озера (в пределах сел Артыбаш, Йогач, Яйлю, Беле, где находятся средства размещения и проходит основное время посетителей), равной 15.7 км, и формуле (1) определена рекреационная емкость побережья – до 3140 чел. Натурными обследованиями подтверждена деятельность 171 объекта размещения, из них 102 – круглогодичные. Количество мест составляет летом 3436–3866 (первое число – основные места, второе – места с учетом дополнительных), зимой – 1771–2008. Поскольку одномоментное количество лиц, пребывающих в объектах размещения, не превышает количество мест, то именно это число принято за текущую рекреационную нагрузку побережья и использовано в расчетах рекреационной обеспеченности.

Обеспеченность рекреационного водопользования, выраженная в процентах, показывает долю потенциально используемого ресурса от имеющегося экосистемного предложения. Значение <100% говорит о профиците ресурса и безопасном уровне нагрузки, >100% – о его дефиците, риске рекреационной дигрессии. Так, расчеты, проведенные при допущении загрузки объектов гостеприимства, близкой к полной (как на момент полевых работ), показали, что летом обеспеченность на побережье Телецкого озера составляет 109–123 %, зимой – 37–64 %. Результаты указывают на превышение летних нагрузок и возможность их внутригодового перераспределения.

Для оценки прямого водопотребления использованы данные о номерном фонде и формулы (2)

и (3). В результате определено годовое количество гостей: выраженное в человеко-сутках (чел.·сут., что отражает факт занятия места) оно составляет 115626–130496 чел.·сут.: летом – 69580–78288 чел.·сут., зимой – 46046–52208 чел.·сут.

В связи с полным благоустройством баз отдыха, в расчете применены нормы расхода воды (холодной и горячей вместе), соответствующие 120 л/сут. (при наличии общих ванн и душей) и 230 л/сут. (при наличии душей во всех номерах) на 1 жителя. Расчеты, проведенные по большему нормативу и количеству посетителей (для учета максимально возможного забора), показали, что в год туробъекты могут потребить 30 тыс. м³. При этом водопотребление 2135 (768 600 чел.·сут.) местных жителей при тех же условиях благоустройства составляет 93.5 тыс. м³ в год.

Водные экскурсии – одна из специализаций озера. К шести экологическим тропам Алтайского заповедника – Белинская терраса, Водопад Корбу, Водопад Баскон, Водопад Кокши, Водопад Учар, Чичелганский зигзаг – доставка осуществляется по воде с мая по сентябрь. Общая длина пути к ним составляет 390 км. Администрацией заповедника для каждой из четырех троп ограничена допустимая рекреационная нагрузка – 20–30 чел./нед. (всего 1760–2640 чел./год), для двух – Корбу и Учар – норма не установлена.

Водные экскурсии проводят 14 аттестованных судов общей вместимостью 375 человек, что в сумме дает 27083 потенциальных экскурсантов в год. Учитывая ограничение рекреационной нагрузки только на четырех маршрутах и, допуская соблюдение режима, определено, что на тропы к водопадам Корбу и Учар приходится нагрузка около 25 тыс. чел./год. С учетом высокого природоохранного статуса этих объектов и уязвимость охраняемых экосистем, эта нагрузка оценена как чрезмерная.

В качестве особенностей рекреационных практик на побережье оз. Телецкое определены высокая доля рекреационного водопотребления

Таблица 2. Изменение значений NDVI, площади застройки и других антропогенных факторов (дорог, безлесных участков и участков, подготовленных под застройку) побережья оз. Телецкое (с. Артыбаш)

Table 2. Changes in NDVI values, built-up area and other anthropogenic factors (roads, treeless plots and plots prepared for development) of the coast of the Lake Teletskoye (v. Artybash)

Дата / Data	19.08.1993	07.08.2000	08.08.2009	26.08.2019	24.08.2021
NDVI	0.4-0.6	0.3-0.4	0.2-0.4	0.2-0.3	0.1-0.3
Площадь застройки, км ² Building area, km ²	–	–	0.7	1.2	–

Примечание: прочерк означает, что параметрическая классификация не проводилась.
Note: a dash means that the parametric classification was not carried out.

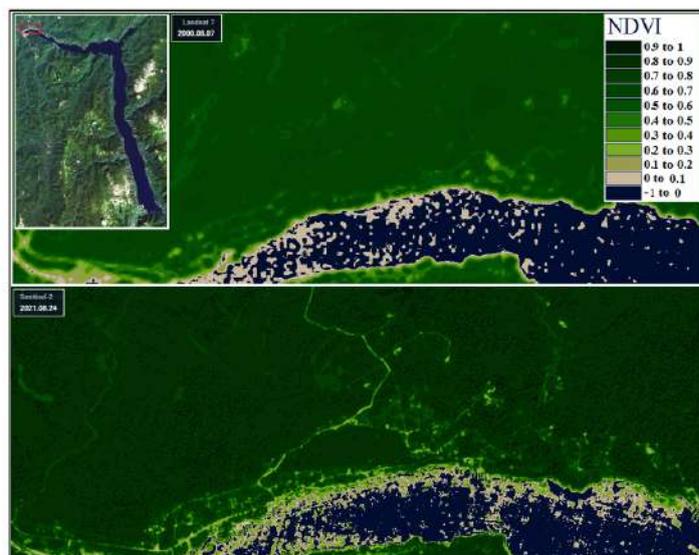


Рис. 1. Изменение NDVI в с. Артыбаш с 2000 по 2021 гг.

Fig. 1. Dynamics of NDVI in Artybash from 2000 to 2021

в общем водопотреблении прибрежных населенных пунктов (24.3%) и равномерное распределение потребления воды внутри года. С помощью выбранных подходов установлено, что услуги учтенного водного транспорта позволяют обслужить до 35% экскурсантов, а эксплуатация частных маломерных судов (в количестве до 300 единиц (Робертус и др., 2021)) при условиях, превышающих расчетные допущения (больше одного рейса в день, больше 5 человек на борту, больше плавсредств и др.), приведёт к росту посетителей и нагрузок, причём исключительно на экосистемы водопадов Корбу и Учар.

В камеральных условиях по многоспектральным космическим снимкам территорий с. Артыбаш, с. Иогач, устья р. Чулышман, истока р. Бия рассчитан индекс NDVI (1993, 2000, 2009, 2021

гг.), проведена их параметрическая и непараметрическая классификация (2009, 2019 гг.). Оценить застройку береговой линии в с. Иогач и в устье р. Чулышман не удалось, поскольку разрешение снимков не позволило дифференцировать изображение небольших туристических баз и растительности.

Снижение NDVI в вегетационные периоды с 1993 по 2021 гг. с 0.4–0.6 до 0.1–0.3 (табл. 2) наблюдается на отдельных участках северо-западного побережья оз. Телецкое. Наибольшее снижение индекса зафиксировано в с. Артыбаш, истоке р. Бия, вдоль побережья от с. Артыбаш до экологической тропы «Третья речка» (рис. 1). На этих участках уменьшение площади растительного покрова максимальное.

Результаты классификаций и последующей обработки (рис. 2) показали увеличение площади застройки побережья озера с учетом других антропогенных факторов с 0.7 км² (2009) до 1.2 км² (2019). Наибольшее увеличение наблюдается на участках максимального снижения вегетационного индекса. Таким образом, выделены участки побережья, подверженные более интенсивному освоению, в том числе – для рекреации.

Натурная верификация результатов параметрической классификации проведена в августе 2021 г. Осмотр ключевых участков (ареалы наибольшего снижения NDVI и зоны застройки) показал, что крупным участкам снижения NDVI, а также классифицированным фрагментам побережья озера соответствуют зоны жилой и рекреационной застройки, лодочные станции, дороги, строительные площадки.

На большей части ныне застраиваемых участков возводятся туробъекты. В с. Артыбаш под рекреационную застройку жителями используются личные земельные участки, на которых располагаются от одного до нескольких гостевых домов. Такая застройка характерна для восточной вдольбереговой и северной, расположенной в отдаленном от берега лесном массиве, частях села. В безлесной северо-восточной части села площадь застройки

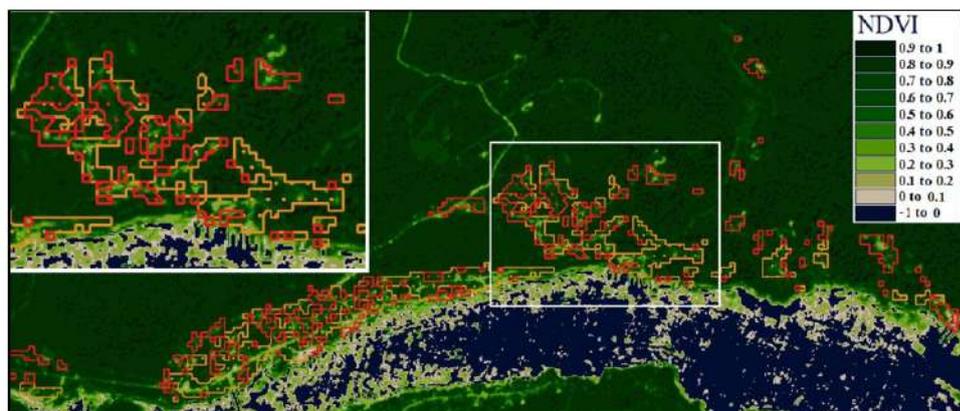


Рис. 2. Динамика застройки берега Телецкого озера в с. Артыбаш с учетом других антропогенных факторов (площади застройки: оранжевый – 2009 г., красный – 2019 г.)

Fig. 2. Dynamics of the built-up area on the shore of the Lake Teletskoye in the village of Artybash taking into account other anthropogenic factors (orange – 2009, red – 2019)

увеличивается за счет строительства жилых домов, нередко сдаваемых в аренду туристам.

Таким образом, с помощью проведенных расчетов показаны возможности получения значимых показателей, значимых в изучении и практике управления рекреационного водопользования: количество потребителей, ресурсная обеспеченность, объем потенциального водопотребления, рекреационная нагрузка. На их основе с помощью дистанционных методов выявлены особенности распределения показателей, в частности обнаружены локусы с критическими величинами водопотребления и нагрузок, оценена пространственно-временная динамика подстилающей поверхности и застройки.

Поскольку туризм и отдых являются главной (если не единственной) экономической специализацией, то дестинация признана идеальным ключевым объектом для научного поиска путей визуальной идентификации объектов рекреации, в том числе с привлечением кадастровой информации и данных реестра юридических лиц. С решением этих задач связаны перспективы изучения местности. Кроме них в число перспективных задач входит определение количественных взаимосвязей между элементами рекреационного комплекса и компонентами экосистем. В настоящем виде фактические результаты исследований предназначены для осмысленного продолжения изучения рекреационного водопользования на оз. Телецкое и формирования программ текущего управления побережьем.

Заключение

Использованный математический аппарат позволяет описать и вычислить значения важных характеристик рекреационного комплекса, что подтверждено соизмеримостью полученных с его помощью результатов с результатами других исследователей, полученными для данной территории другими методами. Это позволяет рекомендовать инструмент для иных территорий.

Реализованные дистанционные методы на инвентаризационном и предварительном оценочном этапах работ рекреационной тематики предоставляют возможности определения пространственных структур и временной специфики дестинации, отбора ключевых участков и локусов с критическими показателями. Главной перспективной метода является дистанционная идентификация объектов рекреации, а также моделирование рекреационных нагрузок, в том числе от поступления химических элементов и соединений в рекреационные среды.

Результаты количественных расчетов в сочетании с выводами о стабильном, условно благоприятном экологическом состоянии воды в Телецком озере (Робертус и др., 2021) позволяют считать актуальный уровень рекреационной нагрузки допустимой и базовой при принятии тактических решений.

Исследование выполнено в рамках государственного задания ИВЭП СО РАН (объект, постановка задачи и результаты исследования), а также в рамках гранта РФФИ №21-55-75002 (предложенные методики дистанционного зондирования для оценки площадей застройки, расчета индекса NDVI и определения интенсивности трендов антропогенной нагрузки).

Список литературы

1. Андреева И.В., Циликаева С.В. Ландшафтно-географический метод пространственной оценки водоресурсного потенциала для целей рекреационного водопользования // Водное хозяйство России. 2017. №5. С. 34–50.
2. Андреева И.В., Циликаева С.В. Обеспеченность рекреационного водопользования для перспективного рекреационного развития регионов Верхней Оби // Известия Алтайского отделения Русского географического общества. 2018. №4. С. 5–16.
3. Архипова И.В., Андреева И.В., Циликаева С.В. Оценка водопотребления и рекреационной нагрузки водозависимых рекреационных практик на Телецком озере // Известия Алтайского отделения Русского географического общества. 2021. №3. С. 5–19. DOI: 10.24412/2410-1192-2021-16201.
4. Воронина П.В., Мамаш Е.А. Классификация тематических задач мониторинга сельского хозяйства с использованием данных дистанционного зондирования MODIS // Вычислительные технологии. 2014. Т. 19, № 3. С. 76–102.
5. Колотова Е.В. Рекреационное ресурсоведение. М., 1999. 217 с.
6. Ландшафтная карта СССР. Отв. ред. И.С. Гудилин. 1:2 500 000. М.: Министерство геологии СССР, 1980.
7. Робертус Ю.В., Кивацкая А.В., Любимов Р.В. Экологическое состояние воды Телецкого озера в XXI веке // Полевые исследования в Алтайском биосферном заповеднике. 2021. №3. С. 182–189.
8. СП 30.13330.2016. Внутренний водопровод и канализация зданий.
9. Топаз А.А., Казяк Е.В. Цифровая обработка космических снимков в программе Erdas Imagine. Минск: БГУ, 2017. 100 с.
10. Шовенгердт Р.А. Дистанционное зондирование. Модели и методы обработки изображений. Ч. 1. М.: Техносфера, 2010. 560 с.
11. Abrosimov A.V., Dvorkin B.A. The possibilities of practical use of remote sensing data from space to monitor water bodies // Geomatics. 2009. №4. С. 54–63.
12. Arias M.C. Determinacion de capacidad de carga turistica en areas protegidas. CATIE, Turrialba, 1992. 134 p.
13. Ceballos-Lascurain H. Tourism, ecotourism and protected areas. IUCN, 1996. 248 p.
14. Rouse J.W., Haas R.H., Schell J.A., Deering D.W. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. Prog. Rep. RSC 1978-1. Remote Sensing Center, Texas A&M Univ., College Station. 1973. 120 p.

References

1. Andreeva I.V., Cilikina S.V. Landshaftno–geograficheskij metod prostranstvennoj ocenki vodoresursnogo potenciala dlya celej rekreacionnogo vodopol'zovaniya [Landscape-geographical method of spatial assessment of water resource potential for the purposes of recreational water use] // *Vodnoe hozyajstvo Rossii* [Water Management of Russia]. 2017. №5. P. 34–50.
2. Andreeva I.V., Cilikina S.V. Obespechennost' rekreacionnogo vodopol'zo-vaniya dlya perspektivnogo rekreacionnogo razvitiya regionov Verxnej Obi [Availability of recreational water use for the perspective recreational development of the regions of the Upper Ob] // *Izvestiya Altajskogo otdeleniya Russkogo geograficheskogo obshhestva* [Proceedings of the Altai Branch of the Russian Geographical Society]. 2018. No 4. P. 5–16.
3. Arxipova I.V., Andreeva I.V., Cilikina S.V. Ocenka vodopotrebleniya i rekreacionnoj nagruzki vodozavisimy'x rekreacionny'x praktik na Telezkom ozere [Estimation of water consumption and recreational load of water-dependent recreational practices on the Lake Teletskoye] // *Izvestiya Altajskogo otdeleniya Russkogo geograficheskogo obshhestva* [Proceedings of the Altai Branch of the Russian Geographical Society]. 2021. No 3. P. 5–19.
4. Voronina P.V., Mamash E.A. Klassifikaciya tematicheskikh zadach monitoringa sel'skogo hozyajstva s ispol'zovaniem dannyh distancionnogo zondirovaniya MODIS [Classification of thematic problems of agricultural monitoring using MODIS remote sensing data] // *Vychislitel'nye tekhnologii* [Computational technologies]. 2014. Vol. 19, No 3. P. 76–102.
5. Kolotova E.V. Rekreacionnoe resursovedenie [Recreational resource science]. Moscow, 1999. 217 p.
6. Landshaftnaya karta SSSR [Landscape map of the USSR]. 1:2 500 000. M.: Ministerstvo geologii SSSR [Ministry of Geology of the USSR], 1980.
7. Robertus Yu.V., Kivaczkaya A.V., Lyubimov R.V. E'kologicheskoe sostoyanie vody' Telezkogo ozera v XXI veke [Ecological state of water of the Lake Teletskoye in the 21st century] // *Polevy'e issledovaniya v Altajskom biosfernom zapovednike* [Field research in the Altai Biosphere Reserve]. 2021. No 3. P. 182–189.
8. SP 30.13330.2016. Vnutrennij vodoprovod i kanalizaciya zdaniy [Internal water supply and sewerage of buildings].
9. Topaz A.A., Kazyak E.V. Cifrovaya obrabotka kosmicheskikh snimkov v programme Erdas Imagine [Digital processing of space images in the Erdas Imagine program]. Minsk, 2017. 100 p.
10. Shovengerdt R.A. Distancionnoe zondirovanie. Modeli i metody obrabotki izobrazhenij [Remote sensing. Models and methods of image processing]. P. 1. Moscow: Tekhnosfera, 2010. 560 p.
11. Abrosimov A.V., Dvorkin, B.A. The possibilities of practical use of remote sensing data from space to monitor water bodies // *Geomatics*. 2009. No 4. P. 54–63.
12. Arias M.C. Determinacion de capacidad de carga turistica en areas protegidas. CATIE, Turrialba, 1992. 134 p.
13. Ceballos–Lascurain H. Tourism, ecotourism and protected areas. IUCN, 1996. 248 p.
14. Rouse J.W., Haas R.H., Schell J.A., Deering D.W.

Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. Prog. Rep. RSC 1978–1. Remote Sensing Center, Texas A&M Univ., College Station. 1973. 120 p.

Andreeva I.V., Golovin A.V., Rybkina I.D., Tcilikina S.V. Evaluation studies of the recreational complex of the Lake Teletskoe to improve the policy for preserving the ecosystem of the water body.

The indicators related to the use of water resources for the recreational complex on the coast of Lake Teletskoye are estimated. The significant indicators include the availability of recreational water use, recreational water consumption, recreational load, spatial characteristics of the underlying surface and target development zones. The assessment base consists of methods of recreational geography, remote sensing of the Earth, current recreational capacity, standards of water consumption of hospitality facilities. The actual material for the assessments combines the natural and industry characteristics of the elements of the natural and economic system obtained by field methods, as well as those displayed on maps (general geographic, landscape, industry) and satellite images. As a result, the lake shore is assessed as conditionally suitable for water recreation and from the point of view of resource efficiency, and suitable for private recreation. The annual number of subjects of recreational water use is calculated: up to 130.5 thousand people (78 thousand people – in summer, 52 thousand people - in winter). The availability of recreational water use on the coast of the Lake Teletskoye is 109–123%, in winter – 37–64%. Direct water consumption by hospitality facilities can reach 30 thousand m³ (24% of the total water consumption of settlements) and is evenly distributed throughout the year. Indirect recreational water use forms an exclusively summer load on the ecological trails to the water excursion sites of the Altai Reserve, reaching excessive values on the trails to the Korbu and Uchar waterfalls. A reduction in the area of natural vegetation cover and an increase in residential areas in the recreation area have been established. The tasks for improving the research tools of recreational water use are formulated.

Keywords: recreational water use; water resource potential; provision of recreational water use; remote sensing; NDVI-index.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 12.10.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 24.10.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 08.11.2022

Информация об авторах

Андреева Ирина Владимировна, кандидат географических наук, старший научный сотрудник, Институт водных и экологических проблем СО РАН, Россия, 656038, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1, E-mail: direction-altai@yandex.ru.

Головин Антон Владимирович, младший научный сотрудник, Институт водных и экологических проблем СО РАН, Россия, 656038, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1, E-mail: golovin.anton.vl@gmail.com.

Рыбкина Ирина Дмитриевна, доктор географических наук, ведущий научный сотрудник, зав. лабораторией, Институт водных и экологических проблем СО РАН, Россия, 656038, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1, E-mail: irina.rybkina@mail.ru.

Циликина Светлана Владимировна, инженер-технолог, Институт водных и экологических проблем СО РАН, Россия, 656038, г. Барнаул, ул. Молодежная, 1, E-mail: sv.cilikina@mail.ru.

Information about the authors

Irina V. Andreeva, Ph.D. in Geography, Senior Researcher, Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, 1, Molodezhnaya str., Barnaul, 656038, Russia, E-mail: direction-altai@yandex.ru.

Anton V. Golovin, Junior Researcher, Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, 1, Molodezhnaya str., Barnaul, 656038, Russia, E-mail: golovin.anton.vl@gmail.com.

Irina D. Rybkina, D.Sci. in Geography, Leading Researcher, Head of Laboratory, Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, 1, Molodezhnaya str., Barnaul, 656038, Russia, E-mail: irina.rybkina@mail.ru.

Svetlana V. Tcilikina, Process Engineer, Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, 1, Molodezhnaya str., Barnaul, 656038, Russia, E-mail: sv.cilikina@mail.ru.



Д.И. Башмаков

Национальный исследовательский Мордовский государственный университет им. Н.П. Огарёва,
dimabashmakov@yandex.ru

МОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ИНДЕКСЫ ЛИСТЬЕВ *BETULA PENDULA* ROTH. КАК ИНДИКАТОРЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

Выполнено сравнение отклика локальных популяций березы повислой (*Betula pendula*) на факторы среды по двум морфометрическим индексам: флуктуирующей асимметрии (ФА) и ксероморфизма (ИК) листьев. Показано, что изменения значений исследованных индексов практически не зависят от концентрации тяжелых металлов (ТМ) в тканях листа и существенно обусловлены действием экзогенных факторов. Особенно сильна зависимость ФА и ИК от уровня суммарного загрязнения почв ТМ, в частности свинцом и цинком. Биоиндикационная карта г. Саранска и его окрестностей свидетельствует, что 75% исследованной территории принадлежит к третьей категории качества среды – с ощутимым антропогенным прессом на растения. Неблагоприятное воздействие факторов среды заметно снижено в крупных зеленых зонах (~18% территории). Зоны сильного воздействия (четвертая категория качества среды) занимают менее 6% исследованной территории. Обнаружено 3 площадки с условно нормальным и одна площадка с крайне неблагоприятным уровнем качества среды.

Ключевые слова: *Betula pendula* Roth.; биоиндикация; индекс ксероморфизма; флуктуирующая асимметрия; тяжелые металлы.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.4.28.35>

Введение

Растения являются удобным объектом биоиндикации, поскольку привязаны к локальной территории и в течение всей жизни подвержены комплексному влиянию факторов среды. Сочетание неблагоприятных воздействий на экосистему наиболее четко отражается на внешнем облике растений (Неверова, 2009). Листья мезофильных растений, находящиеся в наиболее активном контакте со средой, отличаются значительной морфологической пластичностью и способны реагировать на воздействия большого числа природных и антропогенных факторов (Гусев, 2021; Сауткин, Рогова, 2022).

Береза повислая (*Betula pendula* Roth.) рекомендована в качестве модельного объекта для оценки качества среды (Методические рекомендации..., 2003). В ряде работ выявлено нарушение стабильности развития березы вследствие комплексных антропогенных и природных воздействий (Хикматуллина, 2013; Опекунова, Башарин, 2014), при радиационном воздействии и облучении электромагнитными волнами радиодиапазона (Большаков и др., 1999; Гелашвили, 2001), а также химическом загрязнении среды (Гелашвили, 2001; Гилева, Нохрин, 2001).

Многие деревья способны выживать, произрастая на почве с экстремально высоким поли-

металлическим загрязнением (Pulford et al., 2002; Keller, 2006; Салтан и др., 2015). У популяций березы и ивы была обнаружена толерантность к цинку и свинцу (Denny, Wilkins, 1987; Vangronsveld et al., 2000). Л. Элтроп (Eltrop et al., 1991) обнаружил локальную популяцию березы повислой, сформировавшуюся на почве с валовой концентрацией Рb 29000 мг/кг (экстрагируемая концентрация Рb при этом достигала 7000 мг/кг). Имеются факты, что прижившиеся посадки оставались здоровыми после промышленных выпадений, повысивших валовые концентрации Cd и Cu в почве до уровня выше 100 мг/кг и 10000 мг/кг, соответственно (Dickinson et al., 1996).

В данной работе исследовано влияние комплексной антропогенной нагрузки на варьирование двух биоиндикационных показателей: 1) общепринятого – величины флуктуирующей асимметрии листьев (ФА); 2) разработанного автором – индекса ксероморфизма листьев (ИК). Особый акцент был сделан на выявление чувствительности отклика морфометрических индексов к внешнему (в почвах) и внутреннему (в листьях) загрязнению тяжелыми металлами (ТМ) в целях выяснения их индикационной ценности в отношении «металлического пресса» на урбололандшафты в условиях средней полосы России.

Материалы и методы исследования

Район исследований. Исследования проводили на территории г. Саранска (54°11' с.ш., 45°11' в.д.) и его окрестностей (Республика Мордовия) на общей площади ~250 км² (рис. 1). Антропогенное загрязнение в городе обусловлено выбросами транспорта, предприятий свето- и электротехнической, приборо-, станко- и машиностроительной, химической, медицинской, лесной, деревообрабатывающей и легкой промышленности и производства стройматериалов, которые способствуют формированию в пределах исследованной территории слабоконтрастных зон с полиэлементным загрязнением, а также ядер с высокой степенью суммарного загрязнения почв ТМ (Буренков и др., 1993). Ведущими ТМ – загрязнителями почв г. Саранска являются Рb и Сu. Имеются сведения о естественных геохимических аномалиях Zn и Ni, повышенным содержанием которых характеризуются почвы легкого гранулометрического состава (Башмаков, Лукаткин, 2009).

Отбор и анализ проб. В различных по степени антропогенной нагрузки биотопах было заложено 45 пробных площадок (рис. 1) и отобраны пробы почв верхних горизонтов с глубины 0–10 см. Концентрации ТМ (Рb, Сu, Ni и Zn) в почвах определяли в соответствии с М 02–902–125–2005. Степень загрязнения ТМ оценивали относительно фона, в качестве которого приняты их концентрации в почвах Национального парка «Смольный», по величине суммарного показателя загрязнения Z_c (Сагет и др., 1990).

На каждой площадке регистрировали природные и антропогенные характеристики биотопов: элементарного ландшафта, крутизна и экспозиция склона; тип, подтип и гранулометрический состав почв; рН водной вытяжки почв (потенциометрически); тип посадок (естественные или искусственные насаждения). Функциональную принадлежность территории определяли в соответствии с правилами землепользования и застройки г. Саранска, интенсивность движения ав-



Рис. 1. Схема расположения пробных площадок
Fig. 1. Layout of test sites

тотранспорта – по ОДМ 218.2.032–2013.

На тех же площадках в середине вегетационного сезона в соответствии с методическими указаниями (Ревич и др., 1982; Методические рекомендации..., 2003) были отобраны листья березы повислой. Объединенная проба включала материал с 10 неповрежденных деревьев (по 10 листьев с каждого дерева). Содержание ТМ (Рb, Сu, Ni и Zn) в растительных пробах определяли в соответствии с требованиями ГОСТ 30692–2000.

Биоиндикационные морфометрические индексы. Листья сканировали с разрешением 600 dpi для последующего измерения необходимых параметров в программе *ScreenGet v. 1.0* с точностью до 0.1 мм и 1°. Для определения ИК листьев измеряли длину листовой пластинки (l) и ее ширину (w) перпендикулярно главной жилке в положении наибольшей ширины листа. Величину ИК рассчитывали по каждому листу (n) и дереву (m) на пробных площадках по формуле:

$$\overline{ИК} = \frac{1}{n \times m} \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \frac{l_i}{w_i}$$

Для расчета величины ФА листовые пластинки измеряли по общепринятой схеме (Методические..., 2003). Величину флуктуирующей асимметрии вычисляли по формуле нормированной разности с последующим усреднением по каждому листу (n) и дереву (m) на пробных площадках (Ерофеева, 2017):

$$\overline{ФА} = \frac{1}{n \times m} \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n \frac{|L_{ij} - R_{ij}|}{(L_{ij} + R_{ij})},$$

где L и R – результаты измерений j -го признака i -го листа слева и справа, соответственно.

Качество среды жизни оценивали по пятибалльной шкале, модифицированной Д.Б. Гелашвили и И.В. Мокровым (1999) для березы повислой (табл. 1).

Построение и работа с картами. Тематические карты построены в программе *Surfer v.12*. на основе интерполяции значений аналитических или расчетных данных по методу кригинга. Площади, соответствующие тому или иному ареалу, определены в программе *Scion Image for Windows v.4.0.2* с погрешностью, учитывающей неравномерность распределения пробных площадок по территории, до 5.4%.

Статистическая обработка результатов. Анализы на содержание ТМ в почвах и растениях проведены в трех повторностях. Выбравку сомнительных данных проводили посредством статистической проверки по величине нормированного отклонения (t -критерию). Deskриптивный анализ полученных данных проводили в программе *MS Excel*. Кластерный анализ проводили в програм-

Таблица 1. Шкала балльной оценки качества среды по величине ФА листьев березы повислой (Гелашвили, Мокров, 1999)

Table 1. Scale of a point assessment of the environment quality by the magnitude of the *Betula pendula* leaves

fluctuating asymmetry (Gelashvili, Mokrov, 1999)

Балл Score	Величина показателя ФА The fluctuating asymmetry value	Характеристика качества окружающей среды Characteristic of the environment quality
I	<0.037	Условная норма
II	0.038-0.046	Растения испытывают слабое влияние неблагоприятных факторов
III	0.047-0.055	Загрязненные районы
IV	0.056-0.064	Сильно загрязненные районы
V	>0.064	Критическое значение, крайне неблагоприятные условия, растения находятся в сильно угнетенном состоянии

ме Statistica v.10. Вклад факторов местообитания в варьировании значений ФА и ИК оценивали по величине эмпирического коэффициента детерминации (η^2), рассчитанного по результатам процедуры однофакторного дисперсионного анализа в программе MS Excel (Tabachnick, Fidell, 2012).

Результаты и их обсуждение

Краткая характеристика исследованных биотопов. Пробные площадки располагались в условиях элювиальных, трансэлювиальных и супераккумулятивных ландшафтов на супесчаных, реже – на суглинистых почвах (черноземы выщелоченные и оподзоленные, темно-серые и серые лесные, аллювиальные почвы и урбаноземы), которые отличались широкими вариациями значений рН среды – от 5.9 до 8.9.

Степень антропогенной нагрузки на исследованную территорию зависела от типа функциональной зоны (загородная и пригородная (сельскохозяйственная и рекреационная) зоны, селитебные зоны (с мало- и многоэтажной застройкой), транспортно-складские и промышленные зоны) и интенсивности движения автотранспорта. Последняя варьировала от биотопов с полным отсутствием автомобильного движения до площадок, расположенных в непосредственной близости от магистралей с оживленным движением (более 700 автомобилей в час).

Коэффициенты концентрации ТМ в почвах относительно регионального фона составили: Pb 1.1–14.8, Cu 1.1–14.8, Ni 3.6–7.5, Zn 7.8–70.3, а суммарное загрязнение почв, оцениваемое по ве-

личине Z_c , варьировало от 4.3 до 59.9.

Концентрации ТМ в листьях *Betula pendula* изменялись в следующих пределах: Zn 11–350 мг/кг, Pb 0.6–232 мг/кг, Cu 0.7–27 мг/кг, Ni 0.2–7.5 мг/кг.

Флуктуирующая асимметрия листьев. Полагают, что данная форма асимметрии отображает степень нарушения «морфогенетического гомеостаза» и относительную неэффективность систем контроля процессов развития организма в условиях необычной нагрузки на среду (Гелашвили, Мокров, 1999; Захаров и др., 2001; Хикматуллина, 2013). Доказано, что сильные антропогенные воздействия различного характера вызывают направленные различия между правой и левой сторонами тех или иных морфологических структур, в норме обладающих билатеральной симметрией, которые усиливаются при неблагоприятном воздействии (Захаров и др., 2001).

На исследованной территории величина ФА листьев березы изменялась от 0.031 ± 0.002 (в северо-западном пригороде Саранска) до 0.066 ± 0.002 (у деревьев, произрастающих в районе старых иловых площадок городских очистных сооружений). Классификация стадий по величине ФА при помощи процедуры кластерного анализа не дала однозначных результатов, поскольку в один и тот же кластер нередко попадали заведомо загрязненные и относительно чистые местообитания. В близких кластерах находились площадки, расположенные недалеко друг от друга (территориальный признак), а также со сходной антропогенной нагрузкой (транспортная зона, промышленные площадки, склады, пригородные леса, спальные районы и т. п.).

Картирование исследованной территории по значениям ФА показало, что преобладающая ее часть (23 пробных площадки) принадлежит к третьей категории качества среды с осязательным антропогенным прессом на растения (рис. 2). Этот ареал охватывал центр города, основные транспортные магистрали, северную и южную промзоны и примыкающие к ним складские зоны, значительную часть северо-западного района с многоэтажной застройкой, частный сектор юго-западного и заречного районов, а также рекреационные зоны, расположенные в городской черте.

Неблагоприятное воздействие факторов среды заметно снижено на площадках с I и II уровнем качества среды (площадки 12 и 3, соответственно), расположенных в крупных пригородных лесных массивах, ботаническом саду, юго-западном и части юго-восточного спального района, а также в северо-западном и юго-западном направлении от городской черты. Преобладающие направления

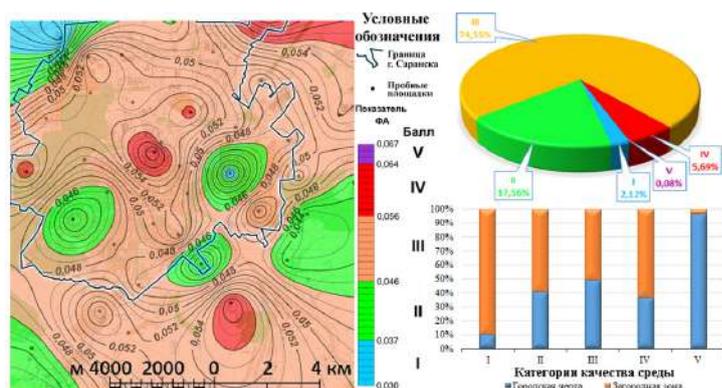


Рис. 2. Качество окружающей среды в г. Саранске по величине ФА листьев березы повислой и площади, соответствующие различным категориям качества среды (по пятибалльной шкале)

Fig. 2. The environment quality in Saransk estimated on the fluctuating asymmetry of *Betula pendula* leaves and the areas of environmental quality categories (on the five-point scale)

ветров препятствуют распространению на эти территории промышленных выбросов. Площадки с самым неблагоприятным и экстремальным воздействием (шесть площадок с IV и одна – с V уровнем качества среды) локализованы вокруг центральной и северной промзон, аэропорта и иловых площадок очистных сооружений (рис. 2).

Индекс ксероморфизма листьев. У двудольных растений форма и размеры листовой пластинки во многом зависят от деления клеток меристем, расположенных по краю зачаточного или молодого листа (Юрин, Дитченко, 2009). Ингибирование активности маргинальных меристем стрессовыми факторами среды может вызвать закономерное увеличение значений ИК у двудольных, и уменьшение – у однодольных растений с повышением силы негативной нагрузки в онтогенезе.

В г. Саранске и его окрестностях значения ИК листьев берёзы в большинстве биотопов различались несущественно: от 1.12 ± 0.02 у деревьев в рекреационной зоне до 1.44 ± 0.08 – в центральной промышленной зоне. Классификация местообитаний по величине ИК позволила объединить биотопы: при кластеризации методом невзвешенных попарных средних, «соседями» по группе, как правило, оказывались близко расположенные в пространстве площадки или площадки, связанные одной автомагистралью; метод Варда часто объединял кластеры не только по географическому принципу, но и по типу действия факторов. Однако, как и при исследовании ФА, в один кластер могли попасть совершенно разные биотопы, например, северная промзона и ботанический сад, или центральная промзона и лесопарковая зона.

Максимальные значения ИК листьев зафик-

сированы у деревьев, произрастающих в спальных районах города, в густонаселенном частном секторе, в промышленных и складских зонах (рис. 3). Величина индекса плавно снижалась по мере приближения площадок к пригородным лесам и в ряде зеленых зон в границах города. Не установлено ожидаемой связи снижения значений ИК с возрастанием влажности среды в пойме р. Инсар или более мелких водотоков, равно как и повышение ИК не было однозначно приурочено к сухим южным склонам.

Вклад факторов биотопа в варьирование величины биоиндикационных индексов листьев берёзы повислой. Для расчета вклада экзогенных и эндогенных факторов в варьирование значений биоиндикационных показателей применяли метод ANOVA с последующим мета-анализом данных (табл. 2). Чем выше значение η^2 , тем с большей вероятностью тот или иной фактор детерминирует варьирование морфометрического индекса. За императивные принимали только те факторы, для которых p не превышало 0.05.

Мета-анализ данных показал, что в условиях г. Саранска природные факторы практически не влияют на варьирование значений ФА листьев березы. Существенный вклад в варьирование ФА вносят тип почвы и ее pH. С еще большей вероятностью на величину ФА влияют антропогенные факторы – интенсивность движения автотранспорта и степень загрязнения почв свинцом, цинком и никелем. Однако с наибольшей силой

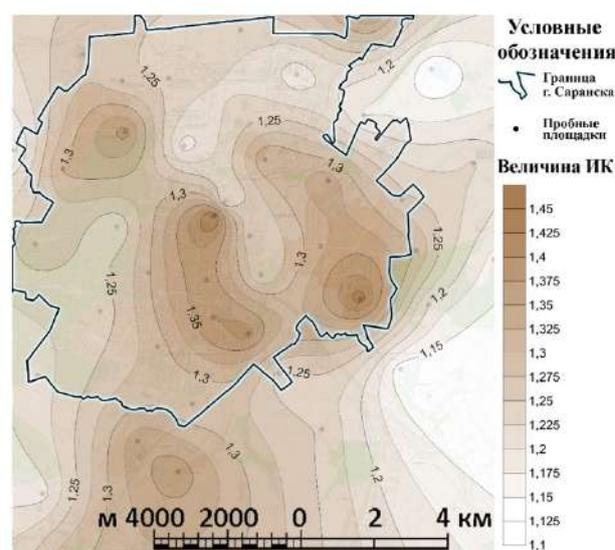


Рис. 3. Распределение значений ИК по территории г. Саранска и его окрестностей
Fig. 3. Distribution of xeromorphism index values on the territory of Saransk and its surroundings

Таблица 2. Размер эффектов влияния факторов биотопа на величину биоиндикационных индексов листьев берёзы повислой, оцененный по η^2
 Table 2. The size of the biotope factors effects on the value of *Betula pendula* leaves bioindication indexes estimated by η^2

Факторы биотопа Biotope factors		Морфометрические индексы Morphometric indices			
		ФА Fluctuating asymmetry	ИК Xeromorphism index		
Экзогенные Exogenous	Природные Natural	Группа элементарного ландшафта Elemental landscape group	0.003	0.019	
		Экспозиция склона Slope exposure	0.014	0.046	
		Крутизна склона Slope steepness	0.028	0.050	
	Природно-антропогенные Natural and anthropogenic	Тип почвы Soil type	0.058	0.065	
		pH почвы Soil pH	0.085	0.124	
		Тип посадок Vegetation type	0.000058	0.033	
		Загрязнение почв Soil pollution	Zn	0.130	0.072
	Ni		0.039	0,004	
	Pb		0.142	0,017	
	Cu		0.006	0,008	
Total (Z _c)	0.282*		0.090		
Антропогенные Anthropogenic	Тип функциональной зоны Type of functional area	0.095	0.149*		
	Интенсивность движения автотранспорта Traffic intensity	0.109	0.071		
Эндогенные Endogenous	Биоаккумуляция Bioaccumulation	Концентрация ТМ в листьях Metal concentration in leaves	Zn	0.032	0.011
			Ni	0.011	0.000001
			Pb	0.013	0.006
			Cu	0.001	0.046

* Максимальная величина η^2 – фактор, с наибольшей вероятностью обуславливающий варьирование значений *ФА* и *ИК*. Жирный шрифт – императивные факторы, вносящие существенный вклад в варьирование величин *ФА* и *ИК*.

* The maximum value of η^2 – the most likely factor to cause variation in the values of fluctuating asymmetry or IX. Bold font – imperative factors that make a significant contribution to the variation of fluctuating asymmetry or IX values.

значения *ФА* в условиях г. Саранска были детерминированы величиной суммарного загрязнения почв ТМ.

На варьирование значений *ИК* природные факторы также оказывали влияние с меньшей вероятностью по сравнению с антропогенными. Среди антропогенных факторов ключевыми были (в порядке увеличения вероятности влияния): интенсивность движения автотранспорта, pH почв, степень загрязнения почв ТМ и тип функционального зонирования территории.

Сопряжение показателей *ФА* листьев и степе-

ни загрязнения почв ТМ наглядно видно при 3D-изображении (рис. 4): значения *ФА* повторяют все пики и депрессии величины суммарного загрязнения почв ТМ.

Ранее установлено, что в условиях северной тайги показатель *ФА* листьев *Betula pubescens* возрастает с увеличением суммарного показателя загрязнения почв, зольности и содержания в листьях Fe, Cu, Zn, Pb, Ni и Cr (Опекунова, Башарин, 2014). При этом четкой связи между показателем стабильности развития берёзы по флуктуирующей асимметрии и накоплением в листьях ТМ не наблюдалось. Это позволило авторам сделать вывод, что метод определения *ФА* может быть использован для диагностики техногенной трансформации ландшафтов только в комплексе с определением химического состава почв и биомассы растений и при исследовании с достаточного количества эталонных площадей.

Настоящее исследование так же подтвердило отсутствие влияния эндогенных концентраций ТМ в листьях на варьирование значений *ФА* и *ИК* в различных по степени загрязнения биотопах. К тому же, учитывая величину *p*, ни одно из эндогенных загрязнений не может быть признано императивным фактором. Вероятным объяснением открытому эффекту является влияние транслоцированных в надземные органы ТМ на меристемы зачаточных и развивающихся листьев. По литературным данным, большая часть ТМ оседает на листьях березы с пылью из воздуха (Дюков, 2004; Титов и др., 2011). В течении жизни листа они способны разными способами проникать в ткани, однако уже не могут существенно повлиять на величину морфометрических индексов полностью развитых листьев. Таким образом, существенная зависимость варьирования значений исследованных морфометрических индексов от степени загрязнения почв ТМ может быть весьма ценным при проведении биоиндикационных исследований с использованием *ФА* и *ИК* листьев берёзы повислой в условиях средней полосы России.

Выводы

1. Величина флуктуирующей асимметрии и индекса ксероморфизма листьев березы повислой *Betula pendula* практически не зависит от количе-

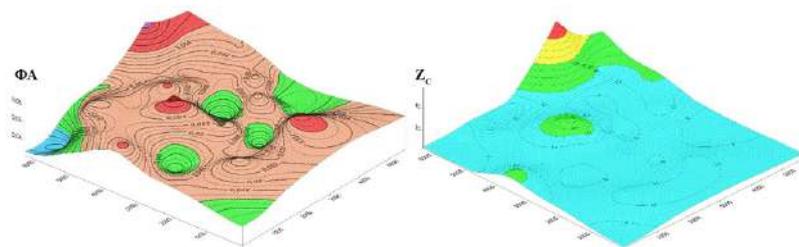


Рис. 4. Величина FA листьев березы (слева) и суммарный показатель загрязнения ТМ почв г. Саранска Z_c (справа)
 Fig. 4. The magnitude of the fluctuating asymmetry of birch leaves (left) and total indicator of soil pollution (Z_c) with heavy metals in Saransk (right)

ства накопленных в них ТМ.

2. Варьирование биоиндикационных показателей локальных популяций *Betula pendula* детерминировано суммарным уровнем загрязнения почв ТМ и в наибольшей степени сопряжено с изменениями концентраций в почвах свинца и цинка.

Список литературы

1. Башмаков Д.И., Лукаткин А.С. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений. Саранск: Изд-во Мордовского ун-та, 2009. 236 с.
2. Большаков А.М., Крутько В.Н., Пуцилло Е.В. Оценка и управление рисками влияния окружающей среды на здоровье населения. М., 1999. 256 с.
3. Буренков Э. К., Янин Е.П., Кижаккин С.А., Кашина Л.И., Тростина В.И., Чардина Ю.Я., Бурлакова Т.И., Душанина Л.В., Динерман А.А., Краснов Г.Ю., Беляков Ю.В., Величко Р.М., Агеносов Л.М. Эколого-геохимическая оценка состояния окружающей среды г. Саранска. М.: ИМГРЭ, 1993. 115 с.
4. Гелашвили Д.Б. Методологические и методические аспекты мониторинга здоровья среды государственного природного заповедника «Керженский» // Труды ГПЗ «Керженский». Нижний Новгород, 2001. Т. 1. С. 287–324.
5. Гелашвили Д.Б., Мокров И.В. Некоторые статистические закономерности стабильности развития березы повислой (*Betula pendula* Roth.) на заповедной и урбанизированной территориях // Геоботаника XXI века / Материалы Всероссийской научной конференции. Воронеж: Изд-во Воронежского государственного университета, 1999. С. 136–138.
6. Гилева Э.А., Нохрин Д.Ю. Флуктуирующая асимметрия крапиометрических признаков у восточноевропейской полевки из зоны радиационного неблагополучия // Экология. 2001. №1. С. 44–49.
7. ГОСТ 30692–2000. Корма, комбикорма, комбикормовое сырье. Атомно-абсорбционный метод определения содержания меди, свинца, цинка и кадмия.
8. Гусев А.П. Фитоиндикационная оценка современных ландшафтно-экологических тенденций в геосистемах локального уровня // Российский журнал прикладной экологии. 2021. №3. С. 4–10. DOI: 10.24852/2411-7374.2021.3.4.10.
9. Дюков В.В. Интегральная оценка качества окружающей среды промышленного центра по состоянию древесно-кустарниковых сообществ и лишайников: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М., 2004. 24 с.
10. Ерофеева Е.А. Гормезис и парадоксальные эффекты у растений в условиях автотранспортного загрязнения и при действии поллютантов в эксперименте: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. Нижний Новгород, 2017. 46 с.

11. Захаров В.М., Жданова Н.П., Кирик Е.Ф., Шкиль Ф.Н. Онтогенез и популяция: оценка стабильности развития в природных популяциях // Онтогенез. 2001. Т. 32, №6. С. 404–421.
12. Исаченко А.Г. Ландшафтоведение и физико-географическое районирование. М.: Высшая школа, 1991. 366 с.
13. М 02–902–125–2005. Методика количественного химического анализа. Определение As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn (кислоторастворимые формы) в почвах и донных отложениях атомно-абсорбционным методом.
14. Методические рекомендации по выполнению оценки качества среды по состоянию живых существ (оценка стабильности развития живых организмов по уровню асимметрии морфологических структур). М., 2003. 25 с.
15. Неверова О.А. Применение фитоиндикации в оценке загрязнения окружающей среды // Биосфера. 2009. Т. 1, №1. С. 82–92.
16. ОДМ 218.2.032–2013. Методические рекомендации по учету движения транспортных средств на автомобильных дорогах.
17. Опекунова М.Г., Башарин Р.А. Применение флуктуирующей асимметрии листьев березы (*Betula pubescens* Ehrh.) для оценки загрязнения окружающей среды в районе Костомукши // Вестник СПбГУ. Сер. 7. 2014. Вып. 3. С. 58–70.
18. Ревич В.А., Саев Ю.Е., Смирнова Р.С., Сорокина Е.П. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории города химическими элементами. М.: ИМГРЭ, 1982. 112 с.
19. Саев Ю.Е., Ревич В.А., Янин Е.П., Смирнова Р.С., Башаркевич И.Л., Онищенко Т.Л., Павлова Л.Н., Трефилова Н.Я., Ачкасов А.И., Саркисян С.Ш. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
20. Салтан Н.В., Гонтарь О.Б., Святковская Е.А., Шлапак Е.П. Оценка накопления тяжелых металлов древесными интродуцентами в различных условиях урбосреды Кольского севера // Российский журнал прикладной экологии. 2015. №3. С. 36–41.
21. Сауткин И.С., Рогова Т.В. Вариабельность функциональных признаков листьев некоторых видов луговых растений // Российский журнал прикладной экологии. 2022. №1. С. 4–14. DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.1.4.14>.
22. Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. 78 с.
23. Хикматуллина Г.Р. Сравнение морфологических признаков листа *Betula pendula* в условиях урбаноосреды // Вестник Удмуртского университета. Сер. Биология. Науки о Земле. 2013. Вып. 2. С. 48–56.
24. Юрин В.М., Дитченко Т.И. Физиология роста и развития растений. Минск: Белорусский государственный университет, 2009. 104 с.
25. Denny H.J., Wilkins D.A. Zinc tolerance in *Betula* species. I: Effect of external concentration of zinc on growth and uptake // New phytology. 1987. V. 106. P. 517–524.
26. Dickinson N.M., Watmough S.A., Turner A.P. Ecological impact of 100 years of metal processing at Prescot, Northwest England // Environmental reviews. 1996. №4. P. 8–24.
27. Eltrop L., Brown G., Joachim O., Brinkmann K. Lead tolerance of *Betula* and *Salix* in the mining area of Mechernich/Germany // Plant and soil. 1991. V. 131. P. 275–285.

28. Keller C. Efficiency and limitations of phytoextraction by high biomass plants: the example of willows // Trace elements in the environment: biogeochemistry, biotechnology, and bioremediation. Boca Raton, London, New York: CRC Press, Taylor & Francis Group, 2006. Chap. 30. P. 611–630.

29. Pulford I.D., Riddell-Black D., Stewart C. Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge-treated soil: the potential for phytoremediation // International journal of phytoremediation. 2002. V. 4. P. 59–72.

30. Tabachnick B.G., Fidell L.S. Using multivariate statistics. Pearson Education, Inc., 2012. 984 p.

31. Vangronsveld J., Ruttens A., Mench M., Boisson J., Lepp N.W., Edwards R., Penny C., van der Lelie D. *In situ* inactivation and phytoremediation of metal- and metalloid-contaminated soils: field experiments // Bioremediation of contaminated soils. New York: Marcel Dekker, Inc., 2000. P. 859–885.

References

1. Bashmakov D.I., Lukatkin A.S. *E'kologo-fiziologicheskie aspekty' akkumulatsii i raspredeleniia tiazhely'kh metallov u vy'sshikh rastenii'* [Ecological and physiological aspects of accumulation and distribution of heavy metals in higher plants]. Saransk: Mordovia state university. 2009. 236 p.

2. Bolshakov A.M., Krutko V.N., Putcillo Ye.V. *Ocenka i upravlenie riskami vlianiia okruzhaiushchei' sredey' na zdorov'e naseleniia* [Assessment and risk management of environmental impact on public health]. Moscow, 1999. 256 p.

3. Burenkov E.K., Yanin Ye.P., Kizhupkin S.A., Kashina L.I., Trostina V.I., Chardina Iu.Ia., Burlakova T.I., Dushanina L.V., Dinerman A.A., Krasnov G.Iu., Beliakov Iu.V., Velichko R.M., Agenosov L.M. *E'kologo-geohimicheskaiia ocenka sostoiianiia okruzhaiushchei' sredey' g. Sarahnska* [Ecological and geochemical assessment of the state of the environment of Saransk]. Moscow, 1993. 115 p.

4. Gelashvili D.B. *Metodologicheskie i metodicheskie aspekty' monitoringa zdorov'ia sredey' gosudarstvennogo prirodnogo zapovednika «Kerzhenskii'»* [Methodological and methodological aspects of environmental health monitoring of the Kerzhensky state nature reserve] // Trudy' GPZ «Kerzhenskii'» [Scientific works of the Kerzhensky state nature reserve]. Nizhny Novgorod, 2001. Vol. 1. P. 287–324.

5. Gelashvili D.B., Mokrov I.V. *Nekotory'e statisticheskie zakonomernosti stabil'nosti razvitiia berezy' povisloi' (Betula pendula Roth.) na zapovednoi' i urbanizirovannoi' territoriiakh* [Some statistical regularities of the stability of the development of the hanging birch (*Betula pendula* Roth.) in protected and urbanized territories] // Geobotanika XXI veka / Materialy Vseross. nauchnoi konferencii. Voronezh: Voronezh State university, 1999. P. 136–138.

6. Gileva E.A., Nokhrin D.Yu. *Fluktuiruiushchaia asimmetriia kraniometricheskikh priznakov u vostochnoevropetskoi' polevki iz zony' radiatsionnogo neblagopoluchiiia* [Fluctuating asymmetry of craniometric features in the Eastern European vole from the radiation trouble zone] // *E'kologiya* [Russian journal of ecology]. 2001. No 1. P. 44–49.

7. GOST 30692-2000. *Korma, kombikorma, kombikormovoe sy'r'e. Atomno-absorbtsionny'i metod opredeleniia soderzhaniia medi, svintca, teinka i kadmiia* [Feed, compound feed, feed raw materials. Atomic absorption method for determining the content of copper, lead, zinc and cadmium].

8. Gusev A.P. *Fitoindikatsionnaia ocenka sovremenny'kh landshaftno - e'kologicheskikh tendentsii' v geosistemakh lokal'nogo urovniia* [Phytoindication assessment of contemporary landscape-ecological trends in local geosystems] // Rossiyskiy

zhurnal prikladnoy ekologii [Russian journal of applied ecology]. 2021. No 3. P. 4–10. DOI: 10.24852/2411-7374.2021.3.4.10.

9. Dyukov V.V. *Integral'naia ocenka kachestva okruzhaiushchei' sredey' promy'shlennogo centra po sostoianiiu drevesno-kustarnikovy'kh soobshchestv i lishai'nikov* [Integral assessment of the environmental quality of an industrial center according to the state of tree and shrub communities and lichens]: Summary of PhD in Geography. Moscow, 2004. 24 p.

10. Yerofeeva Ye.A. *Gormezis i paradoksal'ny'e e'ffekty' u rastenii' v usloviakh avtotransportnogo zagryazneniia i pri dei'stvii polliutantov v e'ksperimente* [Hormesis and paradoxical effects in plants under conditions of road pollution and under the action of pollutants in the experiment]: Summary of DSc (Dr. of Biology). Nizhny Novgorod, 2017. 46 p.

11. Zakharov V.M., Zhdanova N.P., Kirik E.F., Shkil F.N. *Ontogenez i populatsiia: ocenka stabil'nosti razvitiia v prirodny'kh populatsiiaakh* [Ontogenesis and population: assessment of the stability of development in natural populations] // *Ontogenez* [Ontogenesis]. 2001. Vol. 32, No 6. P. 404–421.

12. Isachenko A.G. *Landshaftovedenie i fiziko-geograficheskoe rai'onirovanie: uchebnik* [Landscape studies and physical and geographical zoning: textbook]. Moscow: Vysshaya shkola, 1991. 366 p.

13. M 02–902–125–200.5 *Metodika kolichestvennogo himicheskogo analiza. Opredelenie As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn (kislotorastvorimy'e formy') v pochvakh i donny'kh otlozheniiaakh atomno-absorbtsionny'm metodom* [Methods of quantitative chemical analysis. Determination of As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn (acid-soluble forms) in soils and bottom sediments by atomic absorption method].

14. *Metodicheskie rekomendatsii po vy'polneniiu ocenki kachestva sredey' po sostoianiiu zhivy'kh sushchestv (ocenka stabil'nosti razvitiia zhivy'kh organizmov po urovniu asimmetrii morfologicheskikh struktur)* [Methodological recommendations for assessing the quality of the environment according to the state of living beings (assessment of the stability of the development of living organisms by the level of asymmetry of morphological structures)]. Moscow, 2003. 25 p.

15. Neverova O.A. *Primenenie fitoindikatsii v ocenke zagryazneniia okruzhaiushchei' sredey'* [Application of phytoindication in environmental pollution assessment] // *Biosfera*. 2009. Vol. 1, No 1. P. 82–92.

16. ODM 218.2.032-2013. *Metodicheskie rekomendatsii po uchetu dvizheniia transportny'kh sredstv na avtomobil'ny'kh dorogakh* [Methodological recommendations on accounting for the movement of vehicles on highways].

17. Opekunova M.G., Basharin R.A. *Primenenie fluktuiruiushchei' asimmetrii list'ev berezy' (Betula pubescens Ehrh.) dlia ocenki zagryazneniia okruzhaiushchei' sredey' v rai'one Kostomukshi* [Application of fluctuating asymmetry of birch leaves (*Betula pubescens* Ehrh.) to assess environmental pollution in the Kostomuksha area] // *Vestnik SPbGU. Ser. 7* [Bulletin of St. Petersburg State University. Ser. 7]. 2014. Iss. 3. P. 58–70.

18. Revich V.A., Saet Yu.Ye., Smirnova R.S., Sorokina Ye.P. *Metodicheskie rekomendatsii po geohimicheskoi' ocenke zagryazneniia territorii goroda himicheskimi e'lementami* [Methodological recommendations on geochemical assessment of pollution of the city territory with chemical elements]. Moscow, 1982. 112 p.

19. Saet Iu.E., Revich, B.A. Ianin E.P., Smirnova R.S., Basharkovich I.L., Onishchenko T.L., Pavlova L.N., Trefilova N.Ia., Achkasov A.I., Sarkisian S.Sh. *Geohimiiia okruzhaiushchei' sredey'* [Geochemistry of the environment]. Moscow: Nedra, 1990. 335 p.

20. Saltan N.V., Gontar O.B., Svyatkovskaya E.A., Shlapak E.P. *Ocenka nakopleniia tiazhely'kh metallov drevesny'mi introducentami v razlichny'kh usloviakh urbosredey' Kol'skogo severa* [Assessment of heavy metals accumulation by wood

introducents in various conditions of the Kola North (Peninsula) urban environment] // Rossiyskiy zhurnal prikladnoy ekologii [Russian journal of applied ecology]. 2015. No 3. P. 36–41.

21. Sautkin I.S., Rogova T.V. Variabil'nost' funktsional'ny'kh priznakov list'ev nekotory'kh vidov lugovy'kh rastenii' [Variability of the leaf traits functional characteristics of some meadow plants species] // Rossiyskiy zhurnal prikladnoy ekologii [Russian journal of applied ecology]. 2022. No 1. P. 4–14. DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.1.4.14>.

22. Titov A.F., Talanova V.V., Kaznina N.M. Fiziologicheskie osnovy' ustoi'chivosti rastenii' k tiazhely'm metallam [Physiological bases of plant resistance to heavy metals]. Petrozavodsk: Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences, 2011. 78 p.

23. Khikmatullina G.R. Sravnenie morfologicheskikh priznakov lista Betula pendula v usloviakh urbanosredy' [Comparison of morphological features of *Betula pendula* leaf in urban environment] // Vestnik Udmurtskogo universiteta. Ser. Biologiya. Nauki o Zemle [Bulletin of the Udmurt University. Ser. Biology. Earth Sciences]. 2013. Iss. 2. P. 48–56.

24. Yurin V.M., Ditchenko T.I. Fiziologiya rosta i razvitiya rastenii' [Physiology of plant growth and development]. Minsk: Belarusian State University, 2009. 104 p.

25. Denny H.J., Wilkins D.A. Zinc tolerance in *Betula* species. I: Effect of external concentration of zinc on growth and uptake // New phytologist. 1987. V.106. P. 517–524.

26. Dickinson N.M., Watmough S.A., Turner A.P. Ecological impact of 100 years of metal processing at Prescott, Northwest England // Environmental reviews. 1996. No.4. P. 8–24.

27. Eltrop L., Brown G., Joachim O., Brinkmann K. Lead tolerance of *Betula* and *Salix* in the mining area of Mechernich/Germany // Plant and soil. 1991. V. 131. P. 275–285.

28. Keller C. Efficiency and limitations of phytoextraction by high biomass plants: the example of willows // Trace elements in the environment: biogeochemistry, biotechnology, and bioremediation. Boca Raton, London, New York: CRC Press, Taylor & Francis Group, 2006. Chap. 30. P. 611–630.

29. Pulford I.D., Riddell-Black D., Stewart C. Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge-treated soil: the potential for phytoremediation // International journal of phytoremediation. 2002. Vol. 4. P. 59–72.

30. Tabachnick B.G., Fidell L.S. Using Multivariate

Statistics. 6th Edition. Pearson Education, Inc., 2012. 984 p.

31. Vangronsveld J., Ruttens A., Mench M., Boisson J., Lepp N.W., Edwards R., Penny C., van der Lelie D. *In situ* inactivation and phytoremediation of metal- and metalloids-contaminated soils: field experiments // Bioremediation of contaminated soils. New York: Marcel Dekker, Inc., 2000. P. 859–885.

Bashmakov D.I. Morphological indexes of *Betula pendula* Roth. leaves as sentinels for monitoring heavy metals pollution of soils.

The study is devoted to comparing the response of *Betula pendula* local populations to environmental factors by two morphometric indexes (fluctuating asymmetry (FA) and the index of xeromorphism (XI) of leaves). It is shown that changes in the values of the studied indexes practically don't depend on the concentration of heavy metals (HMs) in leaf tissues and are significantly caused by the exogenous factors. The dependence of FA and IX on the level of topsoil contamination with heavy metals of HMs, in particular lead and zinc, was particularly strong. The bioindication map of Saransk and its surroundings (Republic of Mordovia) indicates that 75% of the territory belongs to the third category of environmental quality (a noticeable anthropogenic pressure on plants). The adverse impact of environmental factors is significantly reduced in large green areas (about 18%). Zones with strong anthropogenic impact (the fourth category of environmental quality) occupy less than 6% of the studied territory. Three sites with a conditionally normal and one site with an extremely unfavorable level of environmental quality were found.

Keywords: *Betula pendula* Roth.; bioindication; index of leaves xeromorphism; fluctuating asymmetry; heavy metals.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 25.08.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 07.09.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 22.09.2022

Сведения об авторах

Башмаков Дмитрий Идрисович, кандидат биологических наук, доцент, заведующий кафедрой, Национальный исследовательский Мордовский государственный университет им. Н.П. Огарёва, Россия, 430005, г. Саранск, ул. Большевикская, 68, E-mail: dimabashmakov@yandex.ru.

Information about the authors

Dmitry I. Bashmakov, Ph.D. in Biology, Head of Department, Federal State Budgetary Educational Institution of Higher Education "National Research Ogarev Mordovia State University", 68, Bolshevistskaya st., Saransk, 430005, Russia, E-mail: dimabashmakov@yandex.ru.



ДИФFUЗНАЯ БИОГЕННАЯ НАГРУЗКА – ВОЗМОЖНАЯ ПРИЧИНА АНТРОПОГЕННОГО ЭВТРОФИРОВАНИЯ ВОДОЕМОВ

Рассмотрены возможности математического моделирования при решении задачи оценки вклада диффузной биогенной нагрузки со стороны водосбора в общее поступление азота и фосфора в крупные водоемы различного трофического состояния.

Объектами исследования явились водосборы двух водных объектов – крупнейшего в Евразии и третьего в мире по площади Куйбышевского водохранилища и Онежского озера, второго по площади и объему водной массы пресноводного водоема Европы. Инструментом для выполнения расчетов послужила модель формирования биогенной нагрузки на водные объекты, разработанная в Институте озераедения РАН.

В результате расчетов показано, что для Куйбышевского водохранилища, являющегося эвтрофным водоемом, вклад диффузной составляющей в общую биогенную нагрузку на водохранилище со стороны водосбора составляет 85-95% от значения суммарной нагрузки. В тоже время для олиготрофного с отдельными чертами мезотрофии Онежского озера вклад диффузной компоненты составляет 5.6% по азоту и 9.6% по фосфору от соответствующих значений нагрузки на озеро. Представленные результаты позволяют осуществить дифференцированный подход к мероприятиям по оздоровлению водных объектов, основанный на выявлении вклада диффузной составляющей в общую нагрузку и оценке опасности интенсивного развития антропогенного эвтрофирования для конкретных водоемов.

Ключевые слова: эвтрофирование; точечная нагрузка; диффузная нагрузка; детерминированная математическая модель.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.4.36.43>

Введение

Как известно, эвтрофирование представляет собой естественный процесс развития экосистемы водоема, характеризующийся постепенным повышением уровня его продуктивности (трофии). В своем развитии в естественных условиях водные объекты проходят олиготрофное, мезотрофное, эвтрофное и гиперэвтрофное состояния (Россолимо, 1977). Интенсивная нагрузка биогенными веществами, обусловленная хозяйственной деятельностью на водосборах, приводит к значительному возрастанию скорости эвтрофирования водных объектов по сравнению с естественными условиями, т.е. к антропогенному эвтрофированию. Согласно классификации ХЕЛКОМ PLC-Water (Guidelines ..., 2015), внешняя нагрузка на водный объект по отношению к источникам формирования разделяется на точечную и неточечную (рассредоточенную). Точечная нагрузка формируется за счет сбросов в первичную гидрографическую сеть водосбора или непосредственно в водоем–водоприемник очищенных и неочищенных сточных вод промышленных, му-

ниципальных и сельскохозяйственных предприятий, локализованных в одном или нескольких местах. Рассредоточенная нагрузка формируется за счет выноса веществ со всей площади водосбора, в основном за счет эмиссии химических веществ из почв в стекающие дождевые и талые воды и смыва взвешенных и растворенных примесей с поверхности водосбора. В зависимости от происхождения источника рассредоточенная нагрузка может классифицироваться как природная (фоновая, естественная) или диффузная (антропогенная). Природная составляющая нагрузки формируется за счет выноса химических веществ с естественных ландшафтов (лесов, болот, лугов естественного происхождения и др.) и части выноса с обрабатываемых земель, который происходит независимо от хозяйственной деятельности. Диффузная составляющая нагрузки представляет собой рассредоточенный вынос с водосборных территорий растворенных и взвешенных примесей антропогенного происхождения. К числу диффузных источников относятся сельскохозяйственные угодья, пашни, пастбища, удобряемые и

заброшенные площади, свалки, селитебные площади, стоки с которых не попадают на очистные сооружения (Кондратьев, Шамова, 2019). Синонимом диффузной антропогенной нагрузки является термин диффузное загрязнение (Диффузное ..., 2020), поскольку фоновый (природный) рассредоточенный вынос с естественных водосборов едва ли можно считать загрязнением. Согласно определению, данному в указанной выше монографии, диффузное загрязнение связано «в основном с загрязнением подстилающей поверхности, состоянием воздушной среды, почв, растительного покрова, типом использования земель и интенсивностью технологического воздействия». Неточечные источники загрязнения контролировать гораздо сложнее, чем точечные: для них практически не подходит сложившаяся система контроля, в том смысле, в каком она понимается для точечных источников. Более того, не существует и универсальной системы мониторинга за неточечными источниками, поскольку они весьма разнообразны и у каждого из них имеется своя специфика. Их вклад в загрязнение водных объектов может быть на первый взгляд совсем не очевиден и трудно определяем в методическом плане.

Цель настоящей публикации – выявление возможностей математического моделирования для оценки вклада диффузной биогенной нагрузки со стороны водосбора в общее поступление азота и фосфора в крупные водоемы различного трофического состояния.

Материалы и методы исследования

Общая схема формирования эвтрофирования водного объекта под воздействием внешней и

внутренней нагрузки с водосбора представлена на рисунке 1.

Из представленной схемы следует, что для выявления вклада антропогенной составляющей нагрузки на водный объект необходимо иметь инструмент для количественной оценки генезиса формирования нагрузки, позволяющей рассчитывать как её природную составляющую, так и антропогенную (диффузную), вызывающую антропогенное эвтрофирование. Таким инструментом может служить детерминированная математическая модель изучаемого процесса. В материалах Хельсинкской комиссии (Applied ..., 2019) представлено описание моделей, которые могут использоваться для расчета внешней нагрузки на водные объекты. В их число вошла модель *IL_LM* (Institute of Limnology Load Model), разработанная сотрудниками Института озераведения (ИНОЗ РАН) и Института агроинженерных и экологических проблем сельскохозяйственного производства (ИАЭП) (Кондратьев, Шамова, 2019; Свидетельство о гос. регистрации №2014612519 от 27.02.2014). Указанная модель хорошо себя зарекомендовала при выполнении исследований по проекту «Оздоровление Волги» (Поздняков и др., 2019, 2020).

Разработка модели выполнялась на основе отечественного и зарубежного опыта моделирования стока и выноса химических веществ с водосборных территорий, поступления растворенных примесей в водоемы (Кондратьев, 2007; Кондратьев и др., 2011; Behrendt, Dannowski, 2007), а также рекомендаций ХЕЛКОМ по оценке нагрузки на водные объекты бассейна Балтийского моря (Guidelines ..., 2015). Модель предназначена для решения задач, связанных с количествен-

ной оценкой внешней нагрузки на водоемы, сформированной точечными и рассредоточенными источниками загрязнения, и прогнозом ее изменения под влиянием возможных антропогенных и климатических изменений. Модель учитывает вклад точечных и рассредоточенных источников в формирование биогенной нагрузки на водосбор, позволяет рассчитывать вынос примесей с водосбора с учетом влияния гидрологических факторов и удержания биогенных веществ водосбором и гидрографической сетью. Расчеты выноса химических элементов с водосбора и формирования внешней нагрузки на водные объекты могут выпол-



Рис. 1. Схема формирования эвтрофирования водного объекта под воздействием внешней и внутренней нагрузки с водосбора
Fig. 1. Scheme of the formation of eutrophication of a water body under the influence of external and internal load from the watershed

няться как с годовыми, так и с месячными шагами по времени. Однако из-за того, что большая часть входных данных, получаемая из материалов государственной статистической отчетности, имеет годовое осреднение, вариант модели *IL_LM* с шагом расчета в 1 год получил большее распространение. В последней версии модели для оценки биогенной нагрузки, сформированной на сельскохозяйственных угодьях, используется метод, предложенный специалистами ИАЭП (Брюханов и др., 2016; Поздняков и др., 2016).

Модель ориентирована на существующие ограниченные возможности информационного обеспечения со стороны системы государственного мониторинга водных объектов Росгидромета, а также структур государственной статистической отчетности о сбросах сточных вод и сельскохозяйственной деятельности на водосборах РФ. Необходимое условие практического применения модели на реальных объектах – наличие информации об основных источниках нагрузки на рассматриваемые водосборы. При этом контролируемые системой Росгидромета водосборы могут являться объектом верификации модели. Конечным итогом моделирования является количественная оценка внешней нагрузки на водоем или водоток со стороны водосбора и отдельных ее составляющих.

По терминологии ХЕЛКОМ (Guidelines ..., 2015) объектами применения модели могут служить контролируемые водосборы и неконтролируемые территории, для которых требуется выполнить расчеты следующих характеристик:

- суммарной нагрузки, сформированной точечными и рассредоточенными (диффузными и природными) источниками на поверхность водосбора;
- коэффициента удержания, определяющего долю удержания от суммарной нагрузки в зависимости от характеристик стока или гидравлической нагрузки;
- удержания вещества водосбором и гидрографической сетью в зависимости от рассчитанных значений суммарной нагрузки на водосбор и коэффициента удержания;
- природной (фоновой) биогенной нагрузки, сформированной за счет выноса с необрабатываемых земель и части выноса с обрабатываемых земель, которая происходит независимо от сельскохозяйственной деятельности.

В настоящем исследовании для демонстрации возможностей математического моделирования при решении задачи количественной оценки диффузной составляющей биогенной нагрузки рассмотрены водосборы двух водных объектов -

крупнейшего в Евразии и третьего в мире по площади Куйбышевского водохранилища и Онежского озера, второго по площади и объему водной массы пресноводного водоема Европы.

Результаты и их обсуждение

Куйбышевское водохранилище (6450 км²) на реке Волге (Куйбышевское..., 1983) образовалось в 1955–1957 гг. после завершения строительства плотины Волжской (ныне Жигулёвской) ГЭС у г. Ставрополь (ныне Тольятти). Частный водосбор Куйбышевского водохранилища с площадью ~91000 км² ограничен на севере Чебоксарской ГЭС, на востоке – местом впадения р. Вятка в р. Кама, на юге – Жигулёвской ГЭС.

Для решения задачи оценки биогенной нагрузки на водохранилище со стороны водосбора проведена классификация типов подстилающей поверхности для всей площади водосбора с использованием результатов дешифрирования космических снимков спутника Landsat-8 за летние и осенние месяцы 2017 г., результаты которой представлены на рисунке 2 и в таблице 1.

Для оценки концентраций биогенных элементов в стоке с различных типов подстилающей поверхности и характеризующих эмиссию общего азота и общего фосфора из почв в поверхностные воды, использованы результаты обобщения данных натурных наблюдений за содержанием биогенных элементов в стоке с малых водосборов с преобладанием какого-либо типа подстилающей поверхности (Поздняков и др., 2019; 2020, Kondratyev et al., 2020). Основной характеристикой гидрологического режима служили средние многолетние значения слоя стока в регионе. Приближенная оценка атмосферных выпадений азота и фосфора на территории Приволжского федерального округа получена на основе обобщения данных натурных измерений (Минакова и др., 2019). Биогенная нагрузка на первичные звенья гидрографической сети водосбора, сформированная сбросами точечных источников загрязнения, рассчитана с использованием материалов статистической отчетности №2–ТП (водхоз) (Поздняков и др., 2019; 2020, Kondratyev et al., 2020). Сельскохозяйственная биогенная нагрузка оценивалась по методике ИАЭП (Брюханов и др., 2016; Поздняков и др., 2016). Результаты приближенной оценки средней многолетней биогенной нагрузки на Куйбышевское водохранилище с правобережной и левобережной частей водосбора представлены в таблице 2.

Рассчитанные значения суммарной нагрузки на водохранилище составили 40559 тN/год и 1496 тP/год для условий средней водности. При

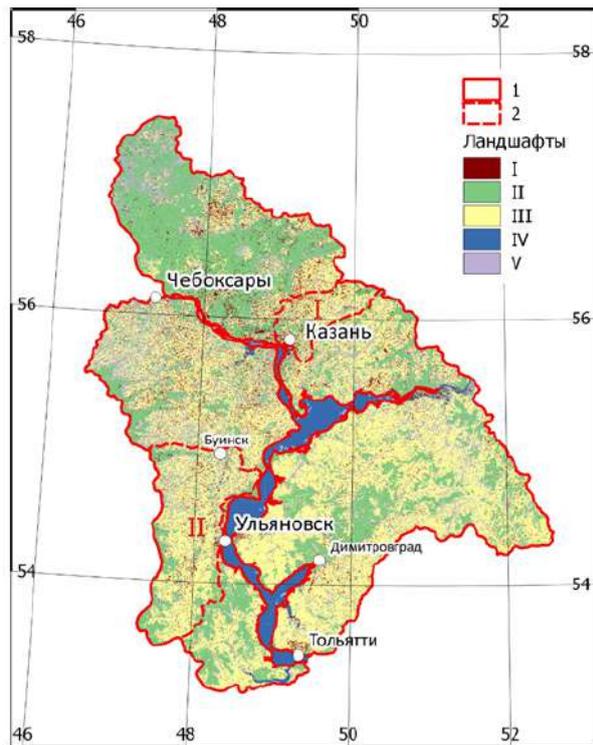


Рис. 2. Результаты классификации типов подстилающей поверхности водосбора Куйбышевского водохранилища: 1 – граница водосбора водохранилища, 2 – граница частных водосборов, 3 – водная поверхность водохранилища, I – урбанизированные территории, II – лес, III – открытые площади, IV – водная поверхность, V – прочая естественная растительность

Fig. 2. The results of the classification of the types of the underlying surface of the catchment area of the Kuibyshev reservoir: 1 – the boundary of the reservoir catchment area, 2 – the boundary of private catchment areas, 3 – the water surface of the reservoir, I – urbanized areas, II – forest, III – open areas, IV – water surface, V – other natural vegetation

этом вклад левобережной части – около 69% по фосфору и 73% по азоту от значения суммарной нагрузки. Проведено выделение фоновой (природной) и диффузной (антропогенной) составляющих нагрузки. Вклад диффузной составляющей в общую биогенную нагрузку на водохранилище со стороны водосбора весьма велик (85–95% от значения суммарной нагрузки).

Онежское озеро – второе по величине пресноводное озеро Европы. Площадь озера 9720 км², часть которой (250 км²) приходится на острова. Площадь водосбора составляет 53100 км², около 78% площади расположено в пределах Республики Карелия, остальная часть – на территориях Архангельской, Вологодской и Ленинградской областей. Онежское озеро и его крупнейший приток Илекса – Водла является верхним звеном самой большой европейской озерно-речной системы

реки Нева. Река Свирь связывает Онежское и Ладожское озера.

Идентификация различных типов подстилающей поверхности водосбора Онежского озера была проведена по данным космических аппаратов Landsat-8 (30-метрового пространственного разрешения) в период малооблачной погоды (менее 20%) 2014–2015 гг. и Terra/MODIS (250-метрового пространственного разрешения). Идентифицировались следующие типы подстилающей поверхности: леса; поля; луга; болота; урбанизированные зоны, свалки и заброшенные территории; водные объекты. Результаты идентификации представлены на рисунке 3. Рассчитанные значения площадей для всех идентифицированных типов подстилающей поверхности приведены в таблице 3.

Ориентировочные значения концентраций биогенных элементов в стоке с различных типов подстилающей поверхности и характеризующих эмиссию общего азота и общего фосфора из почв в поверхностные воды, задавались на основе результатов натурных исследований, проведенных в условиях северо-запада России (Лозовик и др., 2016; Кондратьев и др., 2016; Кондратьев, Шмакова, 2019). Значение среднегодового слоя стока с водосбора Онежского озера было принято равным 320 мм/год (Кондратьев, Шмакова, 2019). Для характеристики выпадений биогенных элементов с атмосферными осадками на водосбор Онежского озера использованы многолетние данные наблюдений за их составом (Лозовик, Потапова, 2006). Нагрузка азотом и фосфором на гидрографическую сеть водосбора, сформированная сбросами точечных источников загрязнения, рассчитана по данным статистической отчетности 2-ТП (водхоз). Биогенная нагрузка, сформированная в результате сельскохозяйственной деятельности на водосборе, оценивалась по методике ИАЭП (Брюханов и др., 2016; Кондратьев и др., 2016, Научные..., 2016). Результаты расчета средней многолетней биогенной нагрузки на Онежское озеро со стороны водосбора представлены в таблице 4. Проведенные расчеты показали, что в современных условиях биогенная нагрузка на гидрографическую сеть водосбора Онежского озера составляет 174447.7 тN/год и 1057.5 тP/год. Из них только 11334.5 тN/год и 701.9 тP/год достигают самого озера. При этом диффузная компонента нагрузки составляет 643.0 тN/год и 67.1 тP/год или 5.6% и 9.6% от соответствующих значений нагрузки на озеро, фоновая – 10585.7 тN/год и 627.5 тP/год или 60.7% и 59.3%. Остальная нагрузка формируется за счет сбросов точечных источников загрязнения.

Таблица 1. Структура подстилающей поверхности левобережной и правобережной частей частного водосбора Куйбышевского водохранилища
Table 1. The structure of the underlying surface of the left-bank and right-bank parts of the private watershed of the Kuibyshev reservoir

Тип подстилающей поверхности Type of underlying surface	Водосбор Catchment			
	Левый берег Left bank		Правый берег Right bank	
	%	км ²	%	км ²
Ландшафты Landscapes				
Водохозяйственные Water management	2.74	1648.1	1.98	612.1
Открытые площади Open areas	34.16	20565.6	24.17	7464.3
Урбанизированные территории Urbanized territories	45.98	27685.2	50.71	15658.2
Лес Forest	9.22	5550.6	12.35	3813.1
Прочая естественная растительность Other natural vegetation	7.90	4757.8	10.78	3329.7
Всего Total	100	60207.3	100	30877.5

Таблица 2. Приближенная оценка средней многолетней биогенной нагрузки на Куйбышевское водохранилище с правобережной части водосбора (площадь 30878 км², средний слой стока 74 мм/год) и с левобережной части водосбора (площадь 60207 км², средний слой стока 125 мм/год)
Table 2. Approximate estimate of the average long-term biogenic load on the Kuibyshev reservoir from the right-bank part of the catchment area (area 30878 km², average runoff layer 74 mm/year) and from the left-bank part of the catchment area (area 60207 km², average runoff layer 125 mm/year)

Показатели Indicators	N _{tot}	P _{tot}
Правобережная нагрузка на Куйбышевское водохранилище, т/год Right-bank load on the Kuibyshev reservoir, t/year	10836.2	468.3
Природная (фоновая) составляющая Natural (background) component	566.9	22.3
Диффузная (антропогенная) составляющая, включая атмосферные выпадения Diffuse (anthropogenic) component, including atmospheric fallout	10241.2	444.7
Модуль выноса, кг/км ² ·год Removal module, kg/km ² ·year	350.9	15.2
Левобережная нагрузка на Куйбышевское водохранилище, т/год Left-bank load on the Kuibyshev reservoir, t/year	29723.4	1028.0
Природная (фоновая) составляющая Natural (background) component	2710.6	79.0
Диффузная (антропогенная) составляющая. вкл. атмосферные выпадения Diffuse (anthropogenic) component. incl. atmospheric fallout	25367.6	918.1
Модуль выноса, кг/км ² ·год Removal module, kg/km ² ·year	493.7	17.1

Таблица 3. Площади различных типов подстилающей поверхности водосбора, полученные в результате дешифрирования космических снимков
Table 3. Areas of various types of the underlying watershed surface obtained as a result of interpretation of satellite images

Тип поверхности Surface type	Площадь, км ² Square, km ²
Леса Forests	25407
Поля Fields	1254
Луга Meadows	6171
Болота Swamps	13793
Селитебные территории, свалки, заброшенные земли Residential areas, landfills, abandoned lands	335
Водные объекты (включая озеро) Water bodies (including a lake)	11430

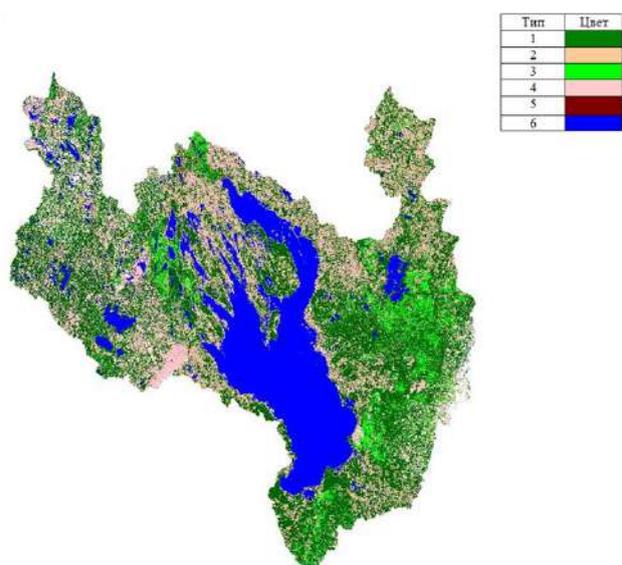


Рис. 3. Результаты идентификации типов подстилающей поверхности водосбора Онежского озера, Landsat-8, Terra/MODIS, 2014–2015 гг.

1 – лес; 2 – поле; 3 – луг; 4 – болото; 5 – селитебные территории, свалки и заброшенные земли; 6 – вода

Fig. 3. Results of identification of the types of the underlying surface of the catchment area of Lake Onega, Landsat-8, Terra/MODIS, 2014–2015

1 – forest; 2 – field; 3 – meadow; 4 – swamp; 5 – residential areas, dumps and abandoned lands; 6 – water

Таблица 3. Площади различных типов подстилающей поверхности водосбора, полученные в результате дешифрирования космических снимков

Table 3. Areas of various types of the underlying watershed surface obtained as a result of interpretation of satellite images

Тип поверхности Surface type	Площадь, км ² Square, km ²
Леса Forests	25407
Поля Fields	1254
Луга Meadows	6171
Болота Swamps	13793
Селитебные территории, свалки, заброшенные земли Residential areas, landfills, abandoned lands	335
Водные объекты (включая озеро) Water bodies (including a lake)	11430

Таблица 4. Приближенная оценка средней многолетней биогенной нагрузки на водосборе Онежского озера (53100 км²) для года средней водности (средний слой стока 320 мм/год)

Table 4. Approximate estimate of the average long-term nutrient load on the watershed of Lake Onega (53100 km²) for a year of average water content (average runoff layer 320 mm/year)

Показатели Indicators	N _{tot}	P _{tot}
Нагрузка на Онежское озеро, т/год Load on Lake Onega, t/year	11334.5	701.9
Природная (фоновая) составляющая Natural (background) component	7152.3	522.2
Диффузная (антропогенная) составляющая, включая атмосферные выпадения Diffuse (anthropogenic) component, incl. atmospheric fallout	643.0	67.1
Модуль выноса, кг/км ² ·год Removal module, kg/km ² ·year	214.5	13.3

Заключение

Таким образом, использование детерминистической математической модели, описывающей генезис формирования внешней биогенной нагрузки, позволило количественно оценить диффузную составляющую нагрузки на Куйбышевское водохранилище и Онежское озеро. На настоящий момент Куйбышевское водохранилище является эвтрофным водоемом (Минеева и др., 2020), антропогенное эвтрофирование для него – основная экологическая проблема. Одной из причин является то, что вклад диффузной составляющей в общую биогенную нагрузку на водохранилище со стороны водосбора составляет 85–95% от значения суммарной нагрузки. В тоже время для

олиготрофного с отдельными чертами мезотрофии Онежского озера (Теканова и др., 2018) вклад диффузной компоненты составляет 5.6% по азоту и 9.6% по фосфору от соответствующих значений нагрузки на озеро. Представленные результаты позволяют осуществить дифференцированный подход к мероприятиям по оздоровлению водных объектов, основанный на выявлении вклада диффузной составляющей в общую нагрузку и оценке опасности интенсивного развития антропогенного эвтрофирования для конкретных водоемов.

При этом следует отметить, что достоверность сделанных оценок в значительной степени зависит от достоверности используемой информации об интенсивности источников нагрузки.

Список литературы

1. Брюханов А.Ю., Кондратьев С.А., Оглуздин А.С. Методика расчета диффузной нагрузки азота, фосфора на водосбор при ведении сельскохозяйственной деятельности // Сборник материалов XVII Международного экологического форума «День Балтийского моря». СПб., 2016. С. 17–19.
2. Диффузное загрязнение водных объектов: проблемы и решения / Ред. В.И. Данилов-Данильян. М.: РАН, 2020. 512 с.
3. Кондратьев С.А., Шмакова М.В., Маркова Е.Г., Лозовик П.А., Брюханов А.Ю., Чичкова Е.Ф. Биогенная нагрузка на Онежское озеро от рассеянных источников по результатам математического моделирования // Известия РГО. 2016. №148. Вып. 5. С. 53–63.
4. Куйбышевское водохранилище. Л.: Наука, 1983. 213 с.
5. Лозовик П.А., Бородулина Г.С., Карпечко Ю.В., Кондратьев С.А., Литвиненко А.В., Литвинова И.А. Биогенная нагрузка на Онежское озеро по данным натурных наблюдений // Труды Карельского научного центра. Сер. Лимнология. 2016. №5 С. 35–52. DOI: 10.17076/lim303.
6. Лозовик П.А., Потапова И.Ю. Поступление химических веществ с атмосферными осадками на территорию Карелии // Водные ресурсы. 2006. Т. 33, №1. С.111–118.
7. Минакова Е.А., Шлычков А.П., Поздняков Ш.Р., Кондратьев С.А. Оценка величины выпадений биогенных веществ из атмосферы на частный водосбор Куйбышевского водохранилища в пределах Республики Татарстан // Проблемы региональной экологии. 2019. №1. С. 34–38. DOI: 10.24411/1728-323X-2019-11034.
8. Минеева Н.М., Семадени И.В., Макарова О.С. Содержание хлорофилла и современное трофическое состояние водохранилищ р. Волги (2017–2018 гг.) // Биология внутренних вод. 2020. №2. С. 205–208. DOI: 10.31857/S0320965222040210.
9. Научные исследования в области оценки нагрузки загрязняющих веществ, поступивших с российской части водосборного бассейна в Балтийское море в 2014–2015 годах, в соответствии с Руководствами ХЕЛКОМ по периодической и ежегодной оценке загрязнений на Балтийское море. Отчет о НИР РГТМУ. СПб., 2016. 199 с.
10. Поздняков Ш.Р., Шагидуллин Р.Р., Кондратьев С.А., Брюханов А.Ю., Шмакова М.В., Обломкова Н.С., Горшкова А.Т., Иванов Д.В., Горбунова Ю.В., Урбанова О.Н., Бортникова Н.В. Инвентаризация источников внешней антропогенной нагрузки на Куйбышевское водохранилище // Труды Карельского научного центра РАН. Сер. Лимнология и океанология. 2020. №4 С. 1–14. DOI: 10.17076/lim1139.
11. Поздняков Ш.Р., Кондратьев С.А., Минакова Е.А., Брюханов А.Ю., Игнатьева Н.В., Шмакова М.В., Иванова Е.В., Обломкова Н.С., Терехов А.В. Оценка биогенной нагрузки на Куйбышевское водохранилище со стороны водосбора // География и природные ресурсы. 2019. №3. С. 67–76. DOI:10.21782/GIPR0206-1619-2019-3(67-76).
12. Россоломо Л.Л. Типология озерного накопления под воздействием антропогенного фактора. М.: Наука, 1977. 159 с.
13. Теканова В.В., Калинин Н.М., Здоровеннов Р.Э., Макарова Е.М. Результаты исследования экосистемы Онежского озера в период летней стратификации по данным экспедиции 2017 г. // Труды Карельского научного центра РАН. Сер. Лимнология и океанология. 2018. №9. С. 44–53. DOI: 10.17076/lim753.
14. Applied methodology for the PLC-6 assessment / Baltic Marine Environment Protection Commission / Ed. L.M. Svendsen. Finland: HELCOM. 2019. 59 p.
15. Behrendt H., Opitz D. Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load // Hydrobiologia. 1999. 410. P. 111–122. <https://doi.org/10.1023/A:1003735225869>

References

1. Bryukhanov A.Yu., Kondrat'yev S.A., Ogluzdin A.S. Metodika rascheta diffuznoy nagruzki azota, fosfora na vodosbor pri osushchestvlenii sel'skokhozyaystvennoy deyatel'nosti [Methods for calculating the diffuse load of nitrogen, phosphorus on the watershed during agricultural activities] // Sbornik materialov XVII ekologicheskogo foruma «Den' Baltiyskogo morya». St. Petersburg, 2016. P. 17–19.
2. Diffuznoye zagryazneniye vodnykh ob'yektov: problemy i resheniya [Diffuse pollution of water bodies: problems and solutions] / Ed. V.I. Danilov-Danil'yan. Moscow, 2020. 512 p.
3. Kondrat'yev S.A., Shmakova M.V., Markova Ye.G., Lozovik P.A., Bryukhanov A.Yu., Chichkova Ye.F. Biogennaya nagruzka na Onezhskoye ozero ot rasseyannykh istochnikov po rezul'tatam matematicheskogo modelirovaniya [Biogenic load on Lake Onega from scattered sources based on the results of mathematical modeling] // Proceeding of the Russian Geographical Society. 2016. No 148. Iss. 5. P. 53–63.
4. Kuybyshevskoye vodokhranilishche [The Kuibyshev reservoir]. Leningrad: Nauka, 1983. 213 p.
5. Lozovik P.A., Borodulina G.S., Karpechko Yu.V., Kondrat'yev S.A., Litvinenko A.V., Litvinova I.A. Biogennaya nagruzka na Onezhskoye ozero po dannym naturnykh nablyudenij [Biogenic load on Lake Onega according to field observations] // Trudy Karel'skogo nauchnogo tsentra. Ser. Limnologiya [Proceedings of the Karelian Scientific Center. Ser. Limnology]. 2016. No 5. P. 35–52.
6. Lozovik P.A., Potapova I.Yu. Postuplenie himicheskikh veshchestv s atmosferynymi osadkami na territoriyu Karelii [Receipt of chemicals with atmospheric precipitation on the territory of Karelia] // Vodnyye resursy [Water resources]. 2006. Vol. 33, No 1. P. 111–118.
7. Minakova Ye.A., Shlychkov A.P., Pozdnyakov Sh.R., Kondrat'yev S.A. Ocenka velichiny vypadenij biogennykh veshchestv iz atmosfery na chastnyy vodosbor Kuybyshevskogo vodokhranilishcha v predelakh Respubliki Tatarstan [Estimation of the amount of biogenic substances fallout from the atmosphere onto the private catchment area of the Kuibyshev reservoir within the Republic of Tatarstan] // Problemy regional'noi ekologii [Problems of regional ecology]. 2019. No 1. P. 34–38. DOI: 10.24411/1728-323X-2019-11034.
8. Mineyeva N. M., Semadeni I. V., Makarova O. S. Soderzhanie khlorofilla i troficheskoye sostoyaniye vodokhranilishch reki Volgi (2017–2018) [Chlorophyll content and current trophic state of the reservoirs of the river Volga (2017–2018)] // Biologiya vnutrennikh vod [Biology of internal waters]. 2020. No 2. P. 205–208. DOI: 10.31857/S0320965222040210.
9. Nauchnyye issledovaniya v oblasti otsenki nagruzki zagryaznyayushchikh veshchestv, postupivshikh s rossiyskimi chastyami vodosbornogo ispol'zovaniya v Baltiyskom more v 2014–2015 godakh, v sootvetstvii s Rukovodstvami KHELKOM po periodicheskoy i yezhegodnoy otsenke zagryazneniya na Baltiyskom more [Scientific research in the field of assessing the load of pollutants from the Russian part of the drainage basin into the Baltic Sea in 2014–2015, in accordance with the HELCOM Guidelines for the periodic and annual assessment of pollution in the Baltic Sea]. Report on research work of the Russian State Humanitarian University. St. Petersburg, 2016. 199 p.
10. Pozdnyakov Sh.R., Shagidullin R.R., Kondrat'yev S.A., Bryukhanov A.Yu., Shmakova M.V., Oblomkova N.S., Gorshkova A.T., Ivanov D.V., Gorbunova Yu.V., Urbanova O.N., Bort-

nikova N.V. Inventarizatsiya istochnikov vneshney antropogennoy nagruzki na Kuybyshevskom vodokhranilishche [Inventory of sources of external anthropogenic load on the Kuibyshev reservoir] // Trudy Karel'skogo nauchnogo tsentra RAN Ser. Limnologiya i oceanologiya [Proceedings of the Karelian Scientific Center of the RAS. Ser. Limnology and oceanology]. 2020. No 4. P. 1–14. DOI: 10.17076/lim1139.

11. Pozdnyakov Sh.R., Kondrat'yev S.A., Minakova Ye.A., Bryukhanov A.Yu., Ignat'yeva N.V., Shmakova M.V., Ivanova Ye.V., Oblomkova N.S., Terekhov A.V. Otsenka biogennoy nagruzki na Kuybyshevskoye vodokhranilishche so storony vodobora [Assessment of the nutrient load on the Kuibyshev reservoir from the watershed] // Geografiya i prirodnyye resursy [Geography and natural resources] 2019. No 3. P. 67–76. DOI:10.21782/GIPR0206-1619-2019-3(67-76).

12. Rossolomo L.L. Tipologiya ozerogo nakopleniya po vyavleniyu antropogennoy zabolevaniya [Typology of lake accumulation under the influence of the anthropogenic factor]. Moscow: Nauka, 1977. 159 p.

13. Tekanova V.V., Kalinkina N.M., Zdrovenov R.E., Markarova Ye.M. Rezul'taty issledovaniya ekosistemy Onezhskogo ozera v period letney stratifikatsii po dannym ekspeditsii 2017 [Results of the study of the Lake Onega ecosystem during the summer stratification period according to the data of the 2017 expedition] // Trudy Karel'skogo nauchnogo tsentra RAN. Ser. Limnologiya i oceanologiya [Proceedings of the Karelian Scientific Center of the RAS. Ser. Limnology and oceanology]. 2018. No 9. P. 44–53. DOI: 10.17076/lim753.

14. Applied methodology for the PLC-6 assessment / Baltic Marine Environment Protection Commission / Ed. L.M. Svendsen. Finland: HELCOM. 2019. 59 p.

15. Behrendt H., Opitz D. Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load // Hydrobiologia. 1999. 410. P. 111–122. <https://doi.org/10.1023/A:1003735225869>

16. Guidelines for the annual and periodical compilation and reporting of waterborne pollution inputs to the Baltic Sea (PLC-Water). Helsinki: HELCOM. 2015. 143 p.

Pozdnyakov Sh.R., Kondrat'yev S.A. **Diffuse nutrient load is a possible cause of anthropogenic eutrophication of water bodies.**

We consider the possibilities of mathematical modeling in solving the problem of assessing the contribution of diffuse nutrient load from the watershed in the total inflow of nitrogen and phosphorus into large water bodies of various trophic states. The study objects were the watersheds of two water bodies: the Kuibyshev reservoir, the largest in Eurasia and the third largest in the world by area, and Lake Onega, the second freshwater body of water in Europe by area and water mass volume. The model of nutrient load on water bodies developed at the Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences served as a tool for the calculations. As a result of calculations, it is shown that for Kuibyshev reservoir, which is an eutrophic water body, the contribution of a diffusive component in total nutrient load on the reservoir from the watershed is 85–95% of the value of total load. At the same time for oligotrophic with some features of mesotrophy Lake Onega the contribution of a diffusive component is 5.6% by nitrogen and 9.6% by phosphorus from the corresponding values of the load on the lake. The presented results allow implementing a differentiated approach to the measures for the improvement of water bodies based on revealing the contribution of a diffuse component to the total load and assessment of the danger of intensive development of anthropogenic eutrophication for particular water bodies.

Keywords: eutrophication; point load; diffuse load; deterministic mathematical model.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 04.10.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 18.10.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 07.11.2022

Информация об авторах

Поздняков Шамиль Рауфович, доктор географических наук, директор, Институт исследований континентальных водных объектов Российского государственного гидрометеорологического университета, 196196, Россия, г. Санкт-Петербург, Малоохтинский пр., 98, E-mail: tbgmaster@mail.ru

Кондратьев Сергей Алексеевич, доктор географических наук, главный научный сотрудник, руководитель лаборатории, Институт озераедения РАН, 196105, Россия, г. Санкт-Петербург, ул. Севастьянова, 9, E-mail: 3718470@gmail.com.

Information about the authors

Shamil R. Pozdnyakov, D.Sci. in Geography, Director, Institute of Inland Water Research of the Russian State Hydrometeorological University, 98, Malookhtinsky av., St. Petersburg, 196105, Russia, E-mail: tbgmaster@mail.ru.

Shamil R. Pozdnyakov, D.Sci. in Geography, Chief Researcher, Head of the Laboratory, Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences, 9, Sevast'yanova st., St. Petersburg, 196105, Russia, E-mail: 3718470@gmail.com.



ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЙ ХАРАКТЕРИСТИК РЕЧНОГО СТОКА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МОДЕЛИ ПРОЦЕССА ОЗЕРНОГО РЕГУЛИРОВАНИЯ

Под воздействием озерного регулирования происходят изменения характеристик стока рек, протекающих через озера: уменьшение максимальных расходов воды половодий и паводков, увеличение минимальных расходов меженных периодов и изменение внутrigодового распределения стока в целом. Исследуется возможность параметризации формы озерных котловин в пределах регулирующей призмы озера при использовании метода имитационного моделирования процесса влияния озер на речной сток. Моделирование процесса озерного регулирования осуществляется по уравнению водного баланса озера за последовательные расчетные интервалы времени. При решении уравнения используется объемная кривая озера в пределах регулирующей призмы, т.е. выше отметки порога слива из озера. Основным предметом исследований является изучение возможности параметризации объемных кривых озер с последующим моделированием процесса регулирования и оценкой влияния формы озерной котловины на степень регулирующего воздействия озера. Установлены диапазоны изменения площади озера и показателя уклона дна береговой зоны озера, при которых форма котловины в наибольшей степени влияет на процесс трансформации речного стока. Наиболее интенсивное регулирующее влияние на режим речного стока, изменение максимальных и минимальных расходов оказывают озера с пологими берегами и уклонами дна в прибрежной зоне близкими к 1‰. При уклонах береговой зоны 5‰ и более форма котловины перестает значимо влиять на процесс озерного регулирования. Влияние формы верхней части котловины на процесс трансформации речного стока в наибольшей степени проявляется у небольших озер с площадью зеркала менее 150 км². У озер большего размера, с площадью более 200 км², влияние формы регулирующей призмы становится невыраженным. Наиболее интенсивно изменение максимальных и минимальных расходов воды в результате озерного регулирования происходит при увеличении озерности водосбора до 15–20%. При дальнейшем увеличении озерности водосбора возрастание регулирующего влияния на экстремальные расходы постепенно замедляется, трансформирующее воздействие озера становится практически постоянным и независимым от формы котловины.

Ключевые слова: речной сток; озеро; регулирование; объемная кривая; модель; трансформация; расход воды.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.4.44.52>

Введение

Озера, входящие в состав гидрографической сети, оказывают существенное влияние на режим речного стока и на значения расчетных гидрологических характеристик, необходимых для обоснования водохозяйственных и водоохраных мероприятий, используемых в практике строительного проектирования (СП 33-101-2003). Влияние озер на речной сток в первую очередь проявляется через регулирующее воздействие озерной котловины. Это приводит к перераспределению речного стока из многоводных фаз (половодий и паводков) в маловодные фазы стока (летне-осенняя и зимняя межени). В периоды повышенных расходов воды происходит временная аккумуляция поступающего в озеро речного притока. Это

вызвано тем, что пропускная способность русла реки в истоке из озера, зависящая от превышения уровня воды в озере над порогом слива из озера, оказывается меньше расходов речного притока в многоводные периоды года. При наступлении периода небольших меженных расходов воды в реке, с определенного момента, отдача воды из озера, т.е. расход в истоке реки из озера, начинает превышать приток к озеру. Накопленные в предыдущий многоводный период объемы воды в озере срабатываются и тем самым увеличивают меженные расходы протекающей через озеро реки. В результате на озерных реках происходит процесс регулирования стока, проявляющийся в выравнивании речного стока: уменьшении максимальных расходов воды половодий и паводков, увеличении

минимальных расходов межлетних периодов и изменении внутригодового распределения стока в целом.

Изучению и оценке влияния озер на основные характеристики речного стока было посвящено большое количество исследований в середине и второй половине прошлого века. Исследовалось влияние озера на максимальные среднесуточные расходы воды половодий (Ресурсы ..., 1972; Соколов, 1955), влияние на минимальные суточные, месячные и 30-ти суточные летне-осенние и зимние расходы (Антонов, 1941; Герасименко, 1972; Горошков, Сакович, 1986; Норватов, 1965; Сакович и др., 2007; Соколов, 1954), на внутригодовое распределение стока (Урываев, 1941). Итогом этих исследований стали методы учета влияния озер на основные расчетные характеристики речного стока, рекомендовавшиеся нормативными документами разных лет (СНиП 2.01.14-83; СП 33-101-2003; СН 435-72). В настоящее время методы оценки влияния озера на характеристики речного стока сведены к рекомендуемым в СП 33-101-2003.

Все ранее проводившиеся исследования по влиянию озер на характеристики речного стока базировались на эмпирическом материале по стоку рек, имеющих различную степень озерности водосборов. Недостатком такого подхода к анализу является объединение в одну совокупность данных о стоке рек, различающихся не только озерностью водосборов, но и другими факторами, влияющими на формирование стока: климат, рельеф, особенности почвенно-грунтовой толщи и др. При таком анализе естественное стремление к увеличению числа включаемых в единую совокупность рек ведет к расширению территории и, следовательно, усилению различий во всех прочих, помимо степени озерности водосборов, условиях формирования стока. Это затрудняет выявление влияния именно процесса озера на характеристики речного стока.

Цель работы состояла в том, чтобы в рамках общей задачи моделирования процесса озера на регулирование стока исследовать возможность параметризации формы озерной котловины в пределах ее верхней, участвующей в регулировании речного стока, части и оценить влияние формы на степень регулирующего воздействия озера.

Материалы и методы исследования

Учитывая особенность анализа методом географического обобщения, возможно более перспективно для изучения влияния озер на режим и характеристики речного стока использовать

метод имитационного моделирования процесса озера на регулирование стока. Такой подход к анализу влияния озер на сток показан, например, в работе (Журавлев, 2011).

Для моделирования процесса озера на регулирование стока можно использовать методику, применяемую в водохозяйственных расчетах пропуска половодий и паводков через гидроузлы. Она позволяет рассчитать трансформацию гидрографа весеннего половодья или дождевого паводка при прохождении через водохранилище. Методика предложена в начале прошлого века Д.И. Кочериным и реализуется в виде нескольких расчетных схем изложенных в (Цингер, 1960).

Трансформирующее (регулирующее) влияние водоема на речной сток описывается дифференциальным уравнением водного баланса

$$dV/dt = Q_{\text{пр}} - Q_{\text{отд}}, \quad (1)$$

где V – объем водной массы в водоеме; $Q_{\text{пр}}$ – приток воды в водоем; $Q_{\text{отд}}$ – отдача воды из водоема; t – время.

Наибольшее практическое применение получила схема расчета Кочерина–Потапова (Цингер, 1960) по уравнению водного баланса водоема, через который протекает река, за последовательные расчетные интервалы времени Δt :

$$V_{\text{к},i} = V_{\text{н},i} + \Delta V_i, \quad (2)$$

$$\Delta V_i = (Q_{\text{пр},i} - Q_{\text{отд},i}) \Delta t, \quad (3)$$

где $V_{\text{к},i}$ и $V_{\text{н},i}$ – наполнение (объемы водной массы) водоема в начале и конце расчетного i -го интервала времени Δt ; ΔV_i – изменение объема воды в водоеме за i -й интервал времени Δt (м^3); $Q_{\text{пр}}$ – средний за i -й интервал времени расход притока воды в водоем; $Q_{\text{отд}}$ – средний за i -й интервал времени расход отдачи воды из водоема.

Переход от i -го интервала времени к $(i+1)$ -му осуществляется по соотношению $V_{\text{н},i+1} = V_{\text{к},i}$.

Для решения уравнения водного баланса (3) относительно расхода отдачи воды из водоема необходимо иметь (задать):

1) объемную кривую водоема $V = f_1(Z)$, описывающую связь между высотной отметкой уровня воды (Z) и объемом воды (V);

2) кривую расходов воды $Q_{\text{отд}} = f_2(Z)$ на выходе водного потока из водоема, устанавливающую связь между расходом воды в истоке ($Q_{\text{отд}}$) и высотной отметкой уровня воды в водоеме (Z);

3) гидрограф притока воды к водоему $Q_{\text{пр}} = f_3(t)$.

Применительно к расчету трансформации стока озерной котловиной необходимо и достаточно, чтобы объемная кривая $V = f_1(Z)$ отражала связь между уровнем воды и объемом воды над порогом слива из озера (высотной отметкой уровня, выше которой наблюдается истечение воды из

озера). Кривая расходов $Q_{отд} = f_2(Z)$ должна показывать зависимость расхода воды в истоке реки из озера также от уровня воды над порогом слива.

При осуществлении процедуры последовательного по интервалам времени расчета трансформации гидрографа притока воды к озеру $Q_{пр} = f_3(t)$ в зарегулированный гидрограф отдачи воды из озера $Q_{отд} = f_4(t)$ необходимо задать вид объемной кривой и кривой расходов. Это дает возможность изучить роль каждого из этих факторов в процессе озерного регулирования и выполнить оценку их влияния на изменение стока озерных рек.

Форма озерной котловины выше отметки порога слива, т.е. в пределах регулирующей призмы озера, несомненно, имеет значение и влияет на регулирующие возможности озера. Обобщающей характеристикой формы озерной котловины является объемная кривая.

Для изучения роли формы озерной котловины в процессе регулирования стока исследовалась возможность параметризации объемных кривых озера в пределах регулирующей призмы, с последующим моделированием процесса регулирования речного стока и оценкой влияния формы котловины на регулирующие возможности озера.

Для решения задачи по параметризации объемной кривой использовались координаты кривых площадей 67 озер Карелии и Северо-Запада, опубликованные в (Ресурсы ..., 1972). В качестве характеристики формы регулирующей призмы озера, т.е. верхней части озерной котловины, находящейся выше порога слива и включающей диапазон возможных естественных колебаний уровня воды, принят параметр, характеризующий средний уклон дна озера в пределах прибрежной литоральной зоны. Значения этого параметра вычислялись по принятой условной модели формы регулирующей призмы озера в виде усеченного конуса или формы озера в плане в виде круга.

Вычисление параметра, характеризующего средний уклон дна в верхней литоральной части котловины, осуществлялось по значениям площади водного зеркала озера по урезу (F_0) и площади, ограниченной ближайшей к поверхности изобатой (F_1). В соответствии с принятой моделью формы озера (регулирующей призмы озера), уклон дна в зоне между урезом и первой изобатой, вычислялся по формуле

$$I_{лз} = \Delta h / b = (h_1 - h_0) / b = h_1 / b \quad (4)$$

где Δh – глубина (расстояние по вертикали) от поверхности до первой изобаты; h_1 и h_0 – значения глубины первой и нулевой изобаты, (h_0 всегда равно нулю); b – изменение радиуса круга при изменении его площади от значения F_1 до значения

F_0 :

$$b = (R_0 - R_1) = \sqrt{\frac{F_0}{\pi}} - \sqrt{\frac{F_1}{\pi}} \quad (5)$$

Графическое отображение схемы расчета показателя уклона дна и используемых для этого величин показано на рисунке 1.

Вычисленное значение показателя уклона $I_{лз}$ не является фактическим значением среднего уклона дна озера в прибрежной зоне. Это условная численная характеристика, значение которой зависит от принятой модели формы котловины.

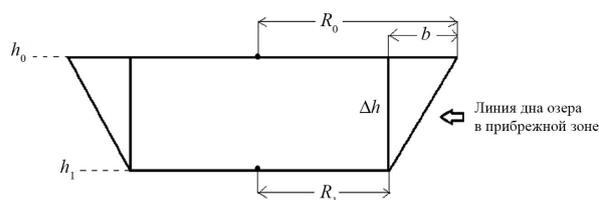


Рис. 1. Графическое отображение условной модели формы озера для расчета показателя уклона в прибрежной зоне

Fig. 1. Graphical display of a conditional lake shape model for calculating the slope indicator in the coastal zone

Результаты и их обсуждение

Анализ вычисленных значений параметра уклона показывает их значительную изменчивость: от значений очень близких к 1‰ (наименьшее 0.76‰ у Кердом-озеро площадью 9.52 км²) до значений в 60‰ (наибольшее 61.2‰ у Черниво-озеро площадью 0.14 км²). Какой-либо закономерности в пространственном изменении значений $I_{лз}$ не наблюдается. Сделана проверка зависимости значений $I_{лз}$ от площади озера (F_0), площади водосбора озера ($F_{вдсб}$) и от значений удельного водосбора озера ($F_{вдсб}/F_0$). Из трех графиков более определенная закономерность просматривается в изменении показателя уклона $I_{лз}$ от размеров (площади) озера, показанная на рисунке 2. Пунктиром на рисунке проведена линия, ограничивающая поле точек сверху (верхняя огибающая), показывающая верхнюю границу изменения параметра уклона для озер с различной площадью водного зеркала.

Для небольших озер, с площадью зеркала до 5 км², параметр уклона дна изменяет в очень больших пределах (от 3‰ до 60‰), причем, уклоны более 15‰ имеют исключительно самые малые озера площадью менее 1.0 км². С увеличением размеров озер диапазон значений параметра $I_{лз}$ быстро уменьшается за счет понижения его верх-

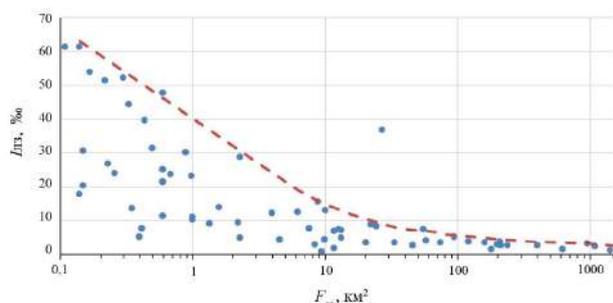


Рис. 2. Изменение показателя уклона прибрежной зоны озера от площади озера
Fig. 2. Change in the indicator of the slope of the coastal zone of the lake from the area of the lake

ней границы.

У озер с площадью более 10 км² параметр уклона не превышает 12‰, с площадью до 25 км² не превышает 10‰, с площадью до 50 км² – 8‰, с площадью до 100 км² – 6‰. При площади озера более 100 км² параметр уклона не превышает 4‰. Для озер с площадью водного зеркала более 50 км² среднее значения параметра $I_{лз} = 3.2‰$. По частоте случаев у 30% озер значение параметра уклона не превышает 4‰, у 50% не превышает 8‰ и у 70% озер не превышает 15‰.

В целях исследования влияния формы озерной котловины на процесс озерного регулирования речного стока полученные результаты по оценке значений параметра уклона дна реальных озер использовались для построения объемных кривых в пределах регулирующей призмы озера. Координаты объемных кривых вычислялись по принятой модели усеченного конуса в интервале уровней воды от 0 до 3.0 м над порогом слива из озера.

Объемные кривые построены для пяти значений площадей озера ($F_0 = 20$ км², 50 км², 100 км², 200 км², 300 км²) при трех значениях параметра

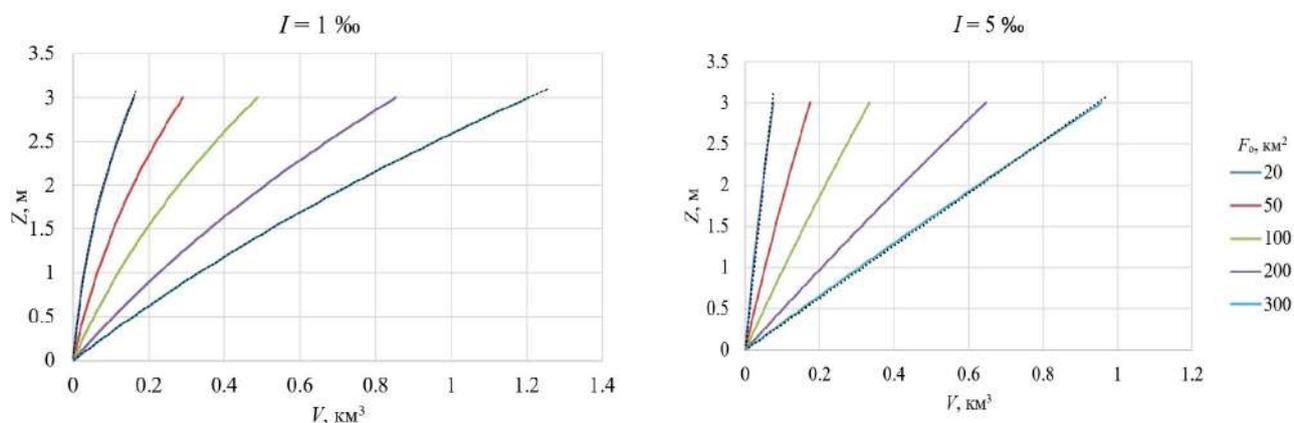


Рис. 3. Изменение объемной кривой регулирующей призмы озера с изменением уклона дна в прибрежной области котловины и размера озера
Fig. 3. Change in the volume curve of the regulating prism of the lake with a change in the slope of the bottom in the coastal area of the basin and the size of the lake

уклона дна ($I_{лз} = 1‰, 5‰, 9‰$) для каждой площади. Всего 15 объемных кривых. Пример изменения объемной кривой с изменением показателя уклона ($I_{лз} = 1‰$ и $5‰$) и площади озера (F_0) от 20 до 300 км² показан на рисунке 3.

Сконструированные объемные кривые использованы в модельных расчетах процесса трансформации гидрографа речного притока к озеру. Модельные расчеты проведены при следующих условиях:

1. Размер площади условного речного водосбора принят равным 1000 км².

2. Расчеты производились по интервалам времени 10 суток.

3. Трансформирующее озеро находится в замыкающем створе.

4. Площадь водного зеркала озера имеет пять значений: 20 км², 50 км², 100 км², 200 км² и 300 км², что, при постоянной площади водосбора реки (1000 км²), соответствует пяти значениям относительной озерности водосбора: 2%, 5%, 10%, 20% и 30%.

5. Для каждого варианта площади озера принято три значения показателя уклона дна в прибрежной зоне котловины: 1‰, 5‰ и 9‰.

6. Расчеты выполнены для 15 вариантов объемных кривых, которые в диапазоне происходящих колебаний уровней воды над порогом слива (менее 3.0 м) при показателях уклона 5‰ и 9‰ могут аппроксимироваться линейными уравнениями, а при уклоне 1‰ полиномами второй степени (пунктирные линии для значений $F_0 = 20$ км² и 300 км² на рисунке 3).

7. Уравнение кривой расходов на пороге слива из озера имеет степенной вид $Q_{отд} = aZ^n$, соответствующий кривой расходов водослива с широким порогом, с условными постоянными значениями

коэффициентов a и n : $Q_{отд} = 12.5Z^{2.0}$, где Z – уровень воды над порогом слива. (Значения коэффициентов приняты по результатам исследований, которые еще не опубликованы). В этом уравнении показатель степени n при аргументе Z можно рассматривать как сумму двух значений: 0.5 – значение степени при напоре воды в уравнении кривой расходов водослива с широким порогом и 1.5 – значение показателя степени в гипотетической зависимости, описывающей увеличение площади живого сечения водного потока на истоке реки из озера при подъеме уровня воды Z . Значение множительного коэффициента 12.5 соответствует таким условиям на пороге слива, при которых с площади водосбора 1000 км^2 и модуле стока $10 \text{ л}/(\text{с км}^2)$ средний многолетний расход в $10 \text{ м}^3/\text{с}$ будет протекать при уровне воды 0.9 м над отметкой порога. Вид уравнения и принятые значения коэффициентов также не противоречат тем, которые приводятся для трех объектов «озеро–река» в работе (Журавлев, 2011).

Для изучения влияния формы котловины на процесс трансформации стока необходимо было исключить также влияние кривой расходов воды, поэтому уравнение этой кривой взято с постоянными параметрами. Вид уравнения и значения параметров были приняты, исходя из допущения о возможности использования уравнения на основе кривой расходов воды для водослива с широким порогом, но не с прямоугольным, а с расширяющимся при повышении уровня поперечным сечением (как естественное русло реки в истоке из озера). Поэтому показатель степени при уровне воды над порогом слива был увеличен с 1.5 до 2.0. Критерием возможности использования уравнения в таком виде также послужила публикация (Цингер, 1960).

8. В качестве гидрографа притока к озеру принят реальный гидрограф реки Паша – д. Поречье за 1977 г. Площадь водосбора в створе д. Поречье равна 1100 км^2 , т.е. близка к площади условного модельного водосбора. Гидрограф, характерный для территории Северо-Запада России: хорошо выражены весеннее половодье и осенние паводки, наблюдаются летне-осенняя и зимняя межени, среднегодовой расход и внутригодовое распределение стока близки к средним многолетним. Расходы гидрографа притока приведены к площади 1000 км^2 .

9. Расчеты трансформации проводились для 15 вариантов сочетаний площади озера и уклона дна в прибрежной зоне. Для устранения влияния начальных условий по уровню воды в озере, расчет для каждого из 15 вариантов производился последовательно пять лет подряд до появления на

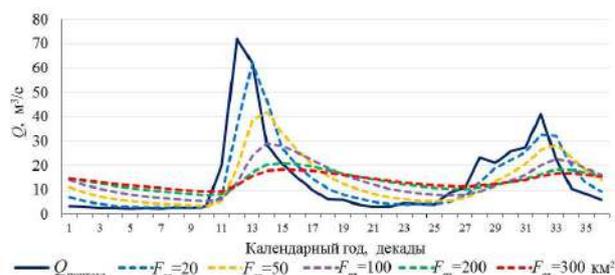


Рис. 4. Влияние размеров озера на трансформацию гидрографа притока
Fig. 4. Influence of the lake size on the transformation of the inflow hydrograph

выходе установившегося гидрографа отдачи воды из озера. Влияние первоначально заданного значения уровня ($Z_0 = 0$) на трансформацию гидрографа притока прекращалось после трех годовых расчетных циклов.

Результаты расчетов полностью соответствуют, происходящему в реальных природных условиях механизму регулирующего влияния озера на речной сток.

На рисунке 4 показано изменение гидрографа стока озерами разного размера при параметре уклона прибрежной зоны $I_{лз} = 5\%$. Модельные расчеты хорошо отражают естественное и хорошо известное уменьшение максимальных расходов воды и увеличение минимальных расходов с увеличением размеров озера, а, значит, и озерности водосбора, т.к. в расчетах площадь водосбора реки оставалась постоянной (1000 км^2).

Анализ влияния параметра уклона, т.е. формы верхней части котловины, на процесс трансформации гидрографа показал, что при малых значениях уклона регулирующее влияние озера усиливается. Наиболее заметно влияние озера усиливается при уменьшении уклона от 5% к 1% . При изменении уклона от 5% к 9% различий в регулирующем влиянии озера практически нет. Это хорошо видно на рисунке 5, где показан пример изменения гидрографа стока при значениях параметра уклона береговой зоны 1% , 5% и 9% у озера площадью 50 км^2 . При уклонах 5% и 9% трансформированные гидрографы, за исключением несущественных различий в период максимальных расходов половодья, полностью совпадают и лишь очень пологие берега ($I_{лз} = 1\%$) увеличивают регулирующее воздействие озера на речной сток.

Влияние уклона береговой зоны, т.е. формы верхней части котловины, в большей степени проявляется на малых озерах. С увеличением размеров озера различие в уклонах нивелируется и, в основном, сказывается только влияние размеров площади водного зеркала озера. При площади

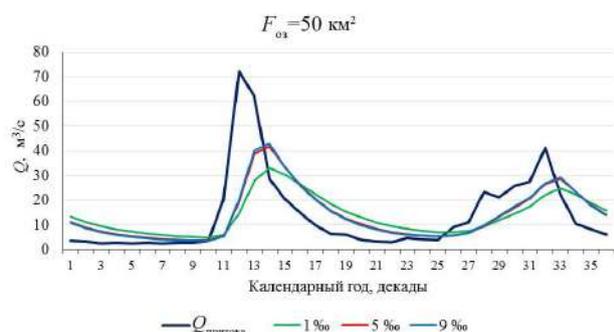


Рис. 5. Влияние формы верхней части котловины озера на трансформацию гидрографа притока
Fig. 5. Influence of the shape of the upper part of the lake basin on the transformation of the inflow hydrograph

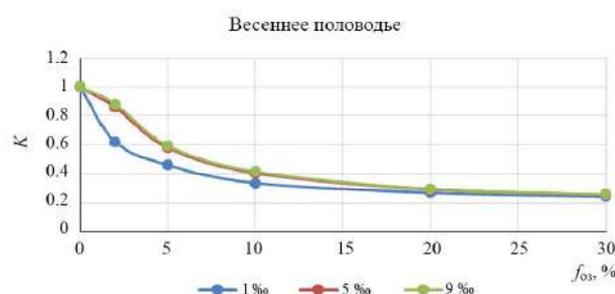


Рис. 6. Изменение коэффициентов трансформации максимальных расходов
Fig. 6. Change in the transformation coefficients of the maximum discharges

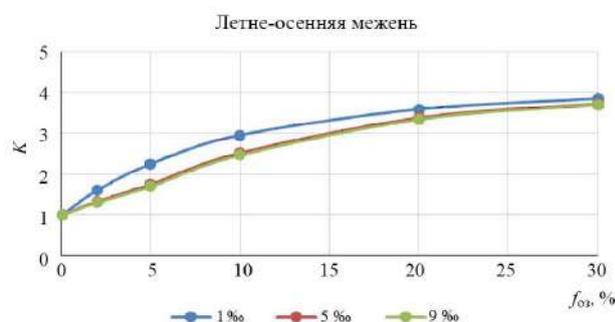


Рис. 7. Изменение коэффициентов трансформации минимальных расходов
Fig. 7. Change in the transformation coefficients of the minimum discharges

озера 200 км² и более трансформированные гидрографы совпадают для всех трех значений параметра уклона дна.

По результатам модельных расчетов сделана численная оценка влияния формы регулирующей призмы озера на трансформацию речного стока. Для четырех характеристик стока (максимальные расходы воды весеннего половодья и дождевых паводков, минимальные расходы летне-осенней и зимней межени) проанализировано изменение коэффициентов трансформации – переходных коэффициентов (K) от расхода притока ($Q_{пр}$) к рас-

ходу отдачи ($Q_{отд}$) для трех значений уклона береговой зоны ($I_{лз} = 1‰, 5‰, 9‰$) в зависимости от озерности водосбора ($f_{оз}$, %), как это принято в исследованиях и рекомендуемых методах по учету влияния озер на речной сток, в том числе нормативных (СП 33-101-2003). Следует иметь ввиду, что для условий моделирования (условие 3 – озеро расположено в замыкающем створе) значения относительной озерности и средневзвешенной озерности водосбора совпадают.

На рисунке 6 показано изменение переходных коэффициентов $K = Q_{отд}/Q_{пр}$ для максимальных расходов половодья, а на рисунке 7 для минимальных летне-осенних расходов.

При значениях уклона 5‰ и 9‰ коэффициенты трансформации как максимальных, так и минимальных расходов практически не различаются, т.е. изменения в форме котловины при достаточно больших уклонах не ведут к заметному изменению влияния озера. На рисунках 6 и 7 это видно по совпадению линий, соответствующим уклонам 5‰ и 9‰. При уменьшении уклона до 1‰ происходит изменение коэффициентов трансформации, показывающее, что при очень пологих берегах форма котловины заметно усиливает регулирующее влияние озера. Для максимальных расходов половодья (рис. 6) это в наибольшей степени проявляется при озерности 2% ($F_0 = 20$ км²): коэффициент трансформации изменяется с 0.85–0.86 (при $I_{лз} = 5‰$ и $9‰$) до 0.62 (при $I_{лз} = 1‰$); а также при озерности 5% ($F_0 = 50$ км²): коэффициент трансформации изменяется с 0.59 (при $I_{лз} = 5‰$ и $9‰$) до 0.45 (при $I_{лз} = 1‰$). На увеличение минимальных летне-осенних расходов влияние пологих берегов котловины озера особенно проявляется при озерности 5–10%: коэффициенты трансформации увеличиваются с 1.5 до 2.2 (при озерности 5%) и с 2.5 до 2.9 (при озерности 10%).

Следует также отметить, что различие в коэффициентах трансформации между озерами с пологими берегами ($I_{лз} = 1‰$) и озерами с относительно крутыми берегами (5‰ и 9‰) более заметно в диапазоне озерности $f_{оз}$ от 2% до 10–15%. В нашем случае это озера с площадью от 20 до 150 км². При размерах озера больше 150–200 км² коэффициенты трансформации практически совсем перестают зависеть от уклона береговой зоны котловины.

При всех трех значениях параметра уклона дна наиболее интенсивное изменение коэффициентов трансформации происходит с увеличением озерности до 10–15% ($F_0 = 100–150$ км²) для максимальных расходов половодья и до 15–20% ($F_0 = 150–200$ км²) для минимальных летне-осен-

них расходов. В целом коэффициент трансформации максимального расхода весеннего половодья уменьшается от 1.0 при отсутствии озера до 0.40 ($I_{лз} = 5\%$ и 9%) и до 0.32 ($I_{лз} = 1\%$) при озерности 10%, а при озерности 30% понижается до 0.25. Коэффициенты трансформации минимальных летне-осенних расходов увеличиваются от 1.0 до 3.0 ($I_{лз} = 5\%$ и 9%) и 3.3 ($I_{лз} = 1\%$) при озерности 15%, а затем до 3.6–3.8 при озерности 30%. Т.е. при озерности водосбора более 15–20% значения коэффициентов изменяются незначительно, они становятся практически постоянными и независимыми от показателя уклона дна (рис. 6, 7).

Для максимальных расходов осенних паводков и минимальных зимних расходов зависимости имеют аналогичный вид, но с некоторым отличием. Наблюдающееся различие между коэффициентами трансформации при пологих берегах озера и при более крутых берегах для максимальных расходов паводков существенно меньше, чем для расходов половодья. При озерности 10% коэффициент составляет 0.55 (при $I_{лз} = 5\%$ и 9%) и 0.50 (при $I_{лз} = 1\%$), а при озерности 20% и более значение коэффициента становится устойчивым на уровне 0.42–0.40 и независимым от формы котловины.

И наоборот, для минимальных зимних расходов различия проявляются в несколько большей степени, чем для летне-осенних расходов. При озерности 15% коэффициент трансформации составляет 2.7 (при $I_{лз} = 5\%$ и 9%) и 3.2 (при $I_{лз} = 1\%$), увеличиваясь до 3.8–4.0 при озерности 30%.

Заключение

1. Для характеристики формы регулирующей призмы озер при моделировании процесса озерного регулирования речного стока может применяться условный параметр уклона дна в прибрежной зоне котловины озера.

2. Уклоны береговой зоны большинства (70%) включенных в выборку озер Северо-Запада и Карелии характеризуются параметрами в диапазоне от 1‰ до 15‰. У очень малых озер с площадью менее 0.5 км² уклон дна достигает 40–60‰. Для озер с площадью водного зеркала до 100 км², за исключением малых с площадью менее 10.0 км², среднее значения параметра составляет 4–5‰, а при площадях более 100 км² – 2–3‰.

3. Обобщающей характеристикой формы котловины является объемная кривая, вид которой зависит от параметра уклона дна.

4. С увеличением площади озера влияние параметра уклона дна в прибрежной зоне на регулирующее воздействие озера уменьшается. Форма котловины озера в пределах регулирующей при-

змы оказывает наиболее выраженное влияние на процесс трансформации стока при размерах озера менее 150 км². У озер с площадью более 200 км² влияние формы котловины становится невыраженным, и коэффициенты трансформации экстремальных расходов перестают зависеть от параметра уклона дна. Это объясняется тем, что у озер с большой площадью водного зеркала, при изменениях уровня, объемы воды, аккумулирующиеся в береговых «отсеках» котловины (треугольные области на рисунке 1), существенно меньше объемов, аккумулирующихся над постоянной (основной) площадью озера (прямоугольная область на рисунке 1). С увеличением площади озера доля объема береговых «отсеков» в общем объеме аккумуляции уменьшается.

5. Озера с пологим дном в прибрежной части котловины, имеющие значения параметра уклона близкие к 1‰, оказывают более интенсивное регулирующее влияние на сток. При уклонах береговой зоны 5‰ и более форма котловины перестает значимо влиять на процесс озерного регулирования, гидрограф зарегулированного стока из озера не изменяется и значения коэффициентов трансформации экстремальных расходов становятся постоянными. Это также связано с уменьшением доли объема воды береговых «отсеков» котловины в общем объеме аккумуляции при увеличении уклона дна в прибрежной зоне. С увеличением уклона объем воды, аккумулирующийся в прибрежной зоне, даже у небольших озер составляет незначительную часть всего объема аккумуляции и, соответственно, перестает существенно влиять на процесс трансформации речного стока.

6. Уменьшение максимальных и повышение минимальных расходов наиболее интенсивно происходит при увеличении озерности водосбора до 15–20%. При дальнейшем увеличении озерности коэффициенты трансформации экстремальных расходов изменяются незначительно, становятся практически постоянными и независимыми от формы котловины.

Список литературы

1. Антонов Н.Д. Минимальный сток рек СССР // Труды НИУ ГУГМС. Сер. 4. 1941. Вып. 2. С. 65.
2. Герасименко В.П. Влияние озер на минимальный сток рек Западной Сибири // Труды ГГИ. 1972. Вып. 188. С. 305–311.
3. Горошков И.Ф., Сакович В.М. Влияние озер на минимальный летне-осенний сток // Труды ЛГМИ. 1986. Вып. 94. С. 10–15.
4. Журавлев С.А. Оценка изменения гидрографа стока рек под влиянием озерного регулирования с помощью методов математического моделирования // Вестник СПбГУ. Сер. 7. 2011. Вып. 4. С. 111–115.
5. Норватов А.М. Минимальный сток малых рек Евро-

пейской территории СССР // Труды ГГИ. 1965. Вып. 52(106). С. 112–137.

6. Ресурсы поверхностных вод СССР. Т. 2 Северо-Запад и Карелия. Часть 3. Л.: Гидрометеиздат, 1972. 553 с.

7. Сакович В.М., Сикан А.В., Малышева Н.Г. Оценка влияния озерности водосборов на минимальный сток малых рек // Ученые записки РГГМУ. 2007. №9. С. 11–21.

8. СН 435-72. Указания по определению расчетных гидрологических характеристик, Л.: Гидрометеиздат, 1972. 34 с.

9. СНиП 2.01.14-83. Определение расчетных гидрологических характеристик.

10. Соколов А.А. Влияние озерного регулирования на величину минимального стока рек // Труды ГГИ. 1954. Вып. 43(97). С. 89–99.

11. Соколов А.А. Максимальный сток рек с озерным регулированием, и методика его расчета // Труды ГГИ. 1955. Вып. 50(104). С. 117–143.

12. СП 33-101-2003. Определение основных расчетных гидрологических характеристик.

13. Урываев В.А. Обеспеченность расходов в году рек Европейской части СССР // Труды НИУ ГУГМС. Сер. IV. 1941. Вып. 2. С. 53–71.

14. Цингер В.Н. Трансформация максимальных расходов водохранилищами. Л.: Гидрометеиздат, 1960. 121 с.

References

1. Antonov N.D. Minimal'nyy stok rek SSSR [The minimum runoff of rivers in the USSR] // Trudy NIU GUGMS [Proceedings of national research university of main directorate of the hydrometeorological service]. Ser. 4. 1941. Iss. 2. P. 65.

2. Gerasimenko V.P. Vliyaniye ozer na minimal'nyy stok rek Zapadnoy Sibiri [Influence of lakes on the minimum flow of rivers in Western Siberia] // Trudy GGI [Proceedings of state hydrological institute]. 1972. Iss. 188. P. 305–311.

3. Goroshkov I.F., Sakovich V.M. Vliyaniye ozer na minimal'nyy letne-osennyiy stok [Influence of lakes on the minimum summer-autumn runoff] // Trudy LGMI [Proceedings of Leningrad hydrometeorological institute]. 1986. Iss. 94. P. 10–15.

4. Zhuravlev S.A. Otsenka izmeneniya gidrografa stoka rek pod vliyaniem ozernogo regulirovaniya s pomoshch'yu metodov matematicheskogo modelirovaniya [Estimation of changes in the hydrograph of river runoff under the influence of lake regulation using mathematical modeling methods] // Vestnik SPbGU [Bulletin of St. Petersburg state university]. 2011. Iss. 4. P. 111–115.

5. Norvatov A.M. Minimal'nyy stok malykh rek na yevropeyskoy territorii SSSR [The minimum runoff of small rivers in the European territory of the USSR] // Trudy GGI [Proceedings of State hydrological institute]. 1965. Iss. 52(106). P. 112–137.

6. Resursy poverkhnostnykh vod SSSR [Resources of surface waters of the USSR]. Vol. 2 North-West and Karelia. Part. 3. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1972. 553 p.

7. Sakovich V.M., Sikan A.V., Malysheva N.G. Otsenka vliyaniya ozer vodorazdelov na minimal'nyy stok malykh rek [Evaluation of the impact of lakes in watersheds on the minimum runoff of small rivers] // Uchenye zapiski RGGU [Scientific notes of the Russian State Hydrometeorological University]. 2007. No 9. P. 11–21.

8. SN 435-72. Ukazaniya po opredeleniyu raschetnykh gidrologicheskikh harakteristik [Guidelines for the determination of design hydrological characteristics]. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1972. 34 p.

9. SNiP 2.01.14-83. Opredeleniye raschetnykh

gidrologicheskikh kharakteristik, [Determination of calculated hydrological characteristics].

10. Sokolov A.A. Vliyaniye ozernogo regulirovaniya na velichinu minimal'nogo stoka rek [Influence of lake regulation on the value of the minimum runoff of rivers] // Trudy GGI [Proceedings of State hydrological institute]. 1954. Iss. 43(97). P. 89–99.

11. Sokolov A.A. Maksimal'nyy stok rek s ozernym regulirovaniyem i metodika yego rascheta [Maximum runoff of rivers with lake regulation, and the method of its calculation]. Trudy GGI [Proceedings of State hydrological institute]. 1955. Iss. 50(104). P. 117–143.

12. SP 33-101-2003. Opredeleniye osnovnykh raschetnykh gidrologicheskikh kharakteristik [Determination of the main calculated hydrological characteristics].

13. Uryvaev V.A. Obespechennost' raskhodov v god rek v yevropeyskoy chasti SSSR [Security of expenditures in the year of rivers in the European part of the USSR] // Trudy NIU GUGMS [Proceedings of national research university of main directorate of the hydrometeorological service]. Ser. IV. 1941. Iss. 2. P. 53–71.

14. Tsinger V.N. Transformatsiya maksimal'nykh raskhodov vodokhranilishchami (Transformation of maximum discharges by reservoirs). Leningrad: Gidrometeoizdat, 1960. 121 p.

Sakovich V.M., Semyonova D.A., Gaidukova E.V. Evaluation of changes in the river flow characteristics using a model of the lake regulation process.

Under the influence of lake regulation, there are changes in the characteristics of the flow of rivers flowing through lakes: a decrease in the maximum flow of water during high waters and floods, an increase in the minimum flow rates of low-water periods, and a change in the intra-annual distribution of the flow as a whole. The possibility of parametrizing the shape of lake basins within the control prism of the lake is studied using the method of simulation modeling of the process of the influence of lakes on river runoff. Modeling of the process of lake regulation is carried out according to the lake water balance equation for successive calculated time intervals. When solving the equation, the volumetric curve of the lake is used within the control prism, i.e. above the lake outlet threshold. The main subject of research is the study of the possibility of parameterization of volumetric curves of lakes with subsequent modeling of the regulation process and assessment of the influence of the shape of the lake basin on the degree of lake regulation. The ranges of changes in the area of the lake and the indicator of the slope of the bottom of the coastal zone of the lake are established, in which the shape of the basin has the greatest effect on the process of transformation of the river runoff. Lakes with gentle banks and bottom slopes in the coastal zone close to 1% have the most intensive regulatory influence on the regime of river runoff, changes in maximum and minimum discharges. With slopes of the coastal zone of 5% and more, the shape of the basin ceases to significantly affect the process of lake

regulation. The influence of the shape of the upper part of the basin on the process of transformation of river runoff is most pronounced in small lakes with a mirror area of less than 150 km². In larger lakes, with an area of more than 200 km², the influence of the shape of the regulating prism becomes unexpressed. The most intense change in the maximum and minimum water discharges as a result of lake regulation occurs with an increase in the number of lakes in the watershed up to 15–20%. With a further increase in the number of lakes in the catchment, the increase in the regulatory influence on extreme discharges gradually slows down, the transforming effect of the lake becomes almost constant and independent of the basin shape.

Keywords: river flow; lake; regulation; volume curve; model; transformation; discharge.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 07.11.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 09.11.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 21.11.2022

Информация об авторах

Сакович Владимир Михайлович, кандидат географических наук, доцент, Российский государственный гидрометеорологический университет, Россия, 192007, г. Санкт-Петербург, ул. Воронежская, 79, E-mail: sakovich@rshu.ru.

Семёнова Дарья Артемиевна, магистрант, Российский государственный гидрометеорологический университет, Россия, 192007, г. Санкт-Петербург, ул. Воронежская, 79, E-mail: darya.dsa@yandex.ru.

Гайдукова Екатерина Владимировна, кандидат технических наук, доцент, Российский государственный гидрометеорологический университет, Россия, 192007, г. Санкт-Петербург, ул. Воронежская, 79, E-mail: oderiut@mail.ru.

Information about the authors

Vladimir M. Sakovich, Ph.D. in Geography, Associate Professor, Russian State Hydrometeorological University, 79, Voronezhskaya st., St. Petersburg, 192007, Russia, E-mail: sakovich@rshu.ru

Daria A. Semyonova, Master student, Russian State Hydrometeorological University, 79, Voronezhskaya st., St. Petersburg, 192007, Russia, E-mail: darya.dsa@yandex.ru.

Ekaterina V. Gaidukova. Ph.D. in Technical Sciences, Associate Professor, Russian State Hydrometeorological University, 79, Voronezhskaya st., St. Petersburg, 192007, Russia, E-mail: oderiut@mail.ru.



РОДНИКИ КАРЕЛИИ – ПРИРОДНЫЕ ОБЪЕКТЫ НАУЧНОГО И СОЦИАЛЬНОГО ЗНАЧЕНИЯ

В статье освещены общие гидрогеологические условия региона, закономерности формирования подземного стока. Обобщены сведения о родниках Карелии, их изученности, количестве и использовании. Дается характеристика химического состава подземных вод, оценка состояния родников в условиях антропогенной нагрузки. Показано, что на территории городов и поселков родники в качестве источников питьевой воды рассматривать не следует из-за нитратного загрязнения. Дана характеристика примечательных родников Карелии – гидрогеологических памятников природы, а также других источников, обладающих историческими или уникальными природными качествами (дебит, химический состав). Подчеркивается необходимость проведения в регионе работ по инвентаризации, учету и мониторингу состояния подземных источников и созданию современного каталога родников. Показано, что среди большого количества родников региона можно выделить много интересных объектов по своим природным особенностям, ландшафтной и исторической привлекательности, возможностям использования в качестве источников питьевой и минеральной воды. Показаны возможности использования родников Карелии в качестве объектов экологического и культурно-познавательного туризма.

Ключевые слова: подземные воды; родниковый сток; каталог; химический состав; памятники природы; туризм.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.4.53.65>

Введение

На протяжении последних столетий человек активно осваивал природные ресурсы Карелии, в том числе и подземные воды как источник питьевой воды. Несмотря на то, что республика располагает огромным количеством поверхностных вод, люди всегда с особым трепетом относились к естественным источникам подземной воды – родникам, использовали их не только как источник питьевой воды, но и окружали легендами, духовным почитанием. Значение родников многогранно: ресурсное, ландшафтно-экологическое, научно-просветительское, историко-культурное, эстетическое, рекреационное.

Целью данной работы является обобщение информации об изученности родников Карелии, их распространении, особенностях формирования химического состава воды в природных и антропогенных условиях. Внимание уделено описанию и характеристике наиболее примечательных родников – региональных памятников природы, и других источников, уникальных по количественным или качественным показателям. Также рассматриваются правовые аспекты использования и охраны родников. Подчеркивается необходимость проведения исследований по инвентариза-

ции, учету и мониторингу состояния родников и созданию современного каталога родников Карелии.

Общие сведения о гидрогеологических условиях региона

Подавляющая часть территории Карелии входит в состав Балтийского гидрогеологического массива, где подземные воды приурочены к верхней трещиноватой зоне кристаллических пород и рыхлым четвертичным отложениям. Лишь южные и юго-восточные площади республики относятся к окраинам Ленинградского и Северо-Двинского артезианских бассейнов. Фильтрационные свойства трещиноватых пород изменчивы и, как правило, низкие. Наиболее интенсивная трещиноватость отмечается до глубин 30–50 м, глубже породы становятся практически безводными. Только в зонах тектонических нарушений глубина обводненных трещин увеличивается (Гидрогеология..., 1971; Иешина и др., 1987). На участках, где кристаллические породы непосредственно перекрыты обводненными песчаными отложениями, водообильность пород заметно увеличивается. Подземные воды на кристаллическом щите, как правило, безнапорные, и только в местах, где

в разрезе четвертичного покрова присутствуют глинистые отложения, воды приобретают напор. Питаются подземные воды за счет инфильтрации атмосферных осадков. Общие гидрогеологические условия кристаллического массива, характеризующегося отсутствием региональных водоупоров, определяют довольно простую схему движения подземных вод. Водосборы поверхностных и подземных вод совпадают, движение подземных вод направлено от водоразделов к ближайшим поверхностным водотокам и водоемам, где происходит их разгрузка.

Накопление информации о подземных водах Карелии началось с послевоенных лет прошлого столетия в ходе комплексных геологических и гидрогеологических съемок среднего масштаба. Являясь естественными выходами подземных вод на поверхность земли, родники служили объектами для первых оценок ресурсов подземных вод, для районирования территории по степени обводненности пород и характеристике химического состава вод. Первый каталог родников Карелии был составлен в качестве приложения к Гидрогеологической карте Карельской АССР (Шимкович, 1970). В него включено около 1500 родников. Дальнейшие исследования, проводимые лабораторией гидрогеологии ИВПС КарНЦ РАН, показали, что при съемках нередко в качестве родников фиксировались мелкие ручьи, сток из верховых болот и другие проявления поверхностных вод. Эти водопроявления отличаются от подземных вод очень низкой минерализацией (менее 20 мг/л), более высокой температурой (8–10 °С и выше) и цветностью. Поэтому при формировании современной базы данных проводится уточнение характеристик и определенная отбраковка объектов первого каталога, а также дополнение данными более поздних гидрогеологических работ на территории Карелии.

Родниками в Карелии дренируется, как правило, верхняя часть водоносных комплексов. Образование источника определяется в основном несколькими причинами: вскрытием водоносного горизонта эрозионными врезами (долинами, оврагами и т. п.), геолого-структурными особенностями или фильтрационной неоднородностью водовмещающих пород. Зачастую родниками ошибочно называют самоизливающие скважины. Так, например, жителям Петрозаводска хорошо известен объект на ул. Федосовой, в устье р. Неглинка. Многие называют его родником, в действительности же это разведочная скважина, пробуренная в 1970-х годах в ходе геолого-гидрогеологической съемки и вскрывающая напорный нижнекотлинский водоносный горизонт на глуби-

не 30 м. Также родниками называют скважины в п. Ужесельга, Чална и др.

Родниковый сток в Карелии невелик, модуль родникового стока для большей части территории составляет 0.01–0.001 л/с·км² и менее. Только для 1–6% территории модуль достигает 0.5–0.1 л/с·км² (сильнообводненные породы) (Гидрогеология ..., 1971). Дебиты родников в основном составляют 0.1–0.5 л/с, редко больше. Большинство родников с дебитом свыше 1 л/с дренируют флювиогляциальные отложения, слагающие волнистые равнины. Они встречаются по всей территории за исключением Прибеломорской низменности. Наиболее крупные равнины располагаются к юго-западу от оз. Сегозеро, на южном побережье Гимольского озера, в бассейнах рек Чирка-Кемь, Суна, Шуя, Уксунйоки, Тулемайоки.

Относительно высокой водообильностью характеризуется онегозерский водоносный горизонт – самый верхний среди межледниковых горизонтов, единственно выдержанный по площади и преимущественно песчаного состава. В долине р. Святрека, ниже впадения р. Совды, зафиксированы девять родников, дренирующих этот горизонт, шесть из которых имеют дебит от 1 до 5 л/с, и несколько крупных родников находятся в долине р. Важинки (Иешина и др., 1987).

Родники с дебитом более 10 л/с в Карелии редки и поэтому вызывают особый интерес. В монографии «Минерально-сырьевая база Республики Карелия» (2006) приведен перечень 27 высокодебитных родников. Некоторые из них хорошо известны, включая находящиеся в числе самых крупных: «Крошнозерский» (около 100 л/с), приуроченный к озовой гряде, и родник у д. Половина (40 л/с), дренирующий онегозерский горизонт. Отдельные высокодебитные источники на поверку оказываются группой родников. Так, например, указанные в кадастре (Ручьева, Голованов, 2006) родники с дебитом 50–60 л/с у д. Паннисельга (Пряжинский район) и п. Гумарино (Медвежьегорский район) представляют собой несколько сосредоточенных выходов подземных вод, каждый с расходом от 0.3 до 10 л/с.

В целом флювиогляциальные отложения вследствие довольно широкого распространения, благоприятных условий питания и аккумуляции подземных вод, высоких фильтрационных свойств, неглубокого залегания и хорошего качества вод являются наиболее перспективными для водоснабжения. В Финляндии такие отложения считаются наиболее важными с точки зрения водоснабжения населенных пунктов (Водные ..., 2006). В рамках совместного с финской стороной проекта «Развитие водоснабжения Ка-

релии» ИВПС КарНЦ РАН в 1996–2006 гг. проведен большой объем работ по поиску и оценке месторождений подземных вод в песчаных отложениях. В результате выявлено около 20 месторождений, на семи защищены запасы подземных вод, но в настоящее время эксплуатируется одно месторождение, Пряжинское, в то время как в Финляндии действуют более 1000 водозаборов (Водные ..., 2006).

Использование родников для водоснабжения и проблемы, связанные с качеством воды

Несмотря на огромное количество озер и рек, в Карелии родники всегда использовались для водоснабжения. Так, в перечне населенных мест Олонецкой губернии за 1905 г. приводятся сведения о многочисленных поселениях «при колодцах» (Список ..., 1907). В настоящее время число используемых в республике родников неизвестно.

Подземные воды выгодно отличаются от поверхностных органолептическими показателями – цветом и вкусом, а также более высокой минерализацией, что в условиях распространения высокоцветных маломинерализованных поверхностных вод делает подземные воды очень привлекательными для питьевого водоснабжения.

В пределах Балтийского кристаллического массива формируются преимущественно пресные (менее 1 г/л) подземные воды, но известны солоноватые и даже соленые. Пресные подземные воды, как правило, гидрокарбонатные, но встречаются сульфатные, гидрокарбонатно-хлоридные. Солоноватые воды (до 10 г/л) по составу хлоридные натриевые (Бородулина, Левичев, 2019). Гидрогеологические условия кристаллического щита благоприятствуют быстрому проникновению атмосферных осадков в рыхлые и/или трещиноватые породы. Подземные воды верхней зоны разреза, наиболее часто вскрываемые родниками, в большинстве случаев насыщены кислородом и содержат небольшое количество органических веществ, но остаются мягкими – жесткость редко достигает 1–1.5 ммоль/л. Обогащение вод углекислым газом биогенного происхождения обеспечивает слабокислую и кислую среду (средняя величина pH 6.6), редко встречаются щелочные воды.

Бытует мнение, что родниковая вода всегда чистая. Но воды верхней гидрогеохимической зоны практически не защищены от загрязнения, так как не имеют выдержанного водоупорного горизонта. Питание подземных вод осуществляется за счет атмосферных осадков, которые на освоенной человеком территории фильтруются через техногенные грунты, в состав которых

входят строительные, промышленные и бытовые отходы. Территории поселков и деревень (да и в городах существуют районы старой застройки) представляют собой сосредоточие приусадебных участков, огородов, скотных дворов, компостных и выгребных ям, мусорных свалок, которые на протяжении десятилетий, а порой и столетий, являются постоянными очагами загрязнения подземных вод. Результаты выполняемых Роспотребнадзором Республики Карелия исследований качества воды нецентрализованных источников водоснабжения по химическим и микробиологическим показателям свидетельствуют о постоянном неудовлетворительном состоянии до 40% источников, основная часть которых расположена в сельской местности (Государственный ..., 2022).

Показатели качества родниковых вод во многом определяются эколого-санитарной обстановкой в области питания родников, техническим и санитарным состоянием их каптажных сооружений. Одной из основных причин является отсутствие зон санитарной охраны источников (ЗСО), но зачастую зоны в условиях плотной застройки невозможно создать, поскольку принципиальное решение о возможности организации ЗСО принимается на стадии проекта районной планировки или генерального плана, когда выбирается источник водоснабжения.

Среди компонентов-загрязнителей подземных вод в регионе наиболее распространенными и опасными являются нитраты, часто делающие воду непригодной для питьевого использования. Источником азота служат коммунально-бытовые отходы. На участках, не подверженных явному антропогенному влиянию, концентрации нитратов в подземных водах не превышают 1–5 мг/л, в то время как на урбанизированных территориях достигают запредельных значений (>45 мг/л). По нашим данным, только каждый десятый родник или колодец в поселениях Карелии не загрязнен нитратами, а в каждом пятом их концентрация превышает допустимую (Лозовик, Бородулина, 2009; Крутских и др., 2016). В последнем случае нитрат нередко становится преобладающим анионом, формируя нитратный тип воды. Часто поступление азотных соединений сопровождается микробным загрязнением.

Результаты мониторинга грунтовых вод на территории г. Петрозаводска, проводившегося КарНЦ РАН с 1990-х гг., показали, что нитратное загрязнение сохраняет постоянную интенсивность (Крутских и др., 2016). Относительно чистые родники находятся только на окраинах города, где нет источников загрязнения. Еще в 1925 г. газета «Красная Карелия» сообщала, что

в г. Петрозаводске все источники водоснабжения загрязнены и вредны, а в 1940 г. состояние всех приусадебных колодцев города было признано «чрезвычайно неудовлетворительным». Когда перед городским Советом встал вопрос о выборе источника централизованного водоснабжения, с учетом роста населения и состояния подземных вод, он был решен в пользу воды Петрозаводской губы (Старцев, 1999). Поэтому и в настоящее время рассматривать родники как источник питьевой воды на территории поселений не следует. Они могут служить ландшафтными образованиями, могут быть включены в архитектурные проекты, композиции и т.д.

В Петрозаводске за последние годы в результате застройки исчезли родники по ул. Белинского, Муезерской, на грани исчезновения родник «Лягушка». Недалеко от школы №17 существовал Неглинский родник, в начале XIX в. удовлетворявший потребность в воде большей части города. Сейчас слабый выход подземных вод, дающий начало ручейку, впадающему в р. Неглинку, наблюдается в придорожной канаве, а мог бы быть памятником природы и истории города.

Правовые аспекты использования и охраны родников

Согласно Водному кодексу РФ, родники являются поверхностными водными объектами, мониторинг которых ведет Росводресурсы. Подземным водным объектом считаются водоносные горизонты и бассейны подземных вод, изучение и использование которых обеспечивает Роснедра. Если рассматривать родники как источник водоснабжения, то контролировать их должен Роспотребнадзор. На деле родники в настоящее время не контролируются государственными службами, не охвачены мониторингом, они «...выпали из законодательного поля», несмотря на то что в законодательной базе РФ имеются для этого правовые «окна» (Гагарина, Юнусова, 2015). В апреле 2021 г. рабочая группа общественного совета Министерства природных ресурсов и экологии РФ провела круглый стол, посвященный защите родников как водных объектов и сформулировала рекомендации по реализации программы по инвентаризации, учету и мониторингу состояния родников на территории субъектов РФ, а также выявлению родников социальной значимости.

В Карелии после 70-х гг. прошлого века масштабных проектов по обследованию родников не было. Управлением Роспотребнадзора контролируется до 604 источников нецентрализованного водоснабжения, но в их число входят преимущественно одиночные скважины (Государственный

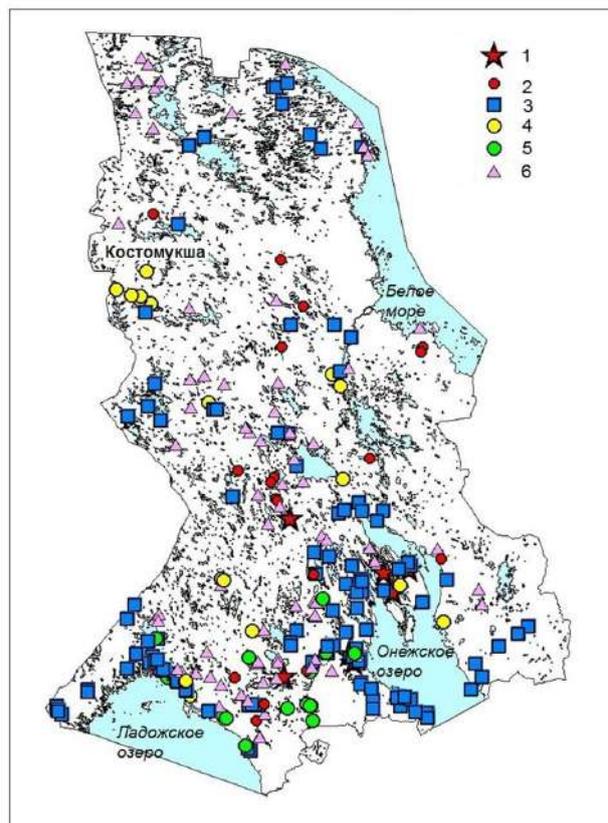


Рис. 1. Карта родников Карелии (по данным ИВПС КарНЦ РАН):

1 – памятник природы; 2 – высокодебитный; 3 – используются для водоснабжения; 4 – радоновый ($Rn > 750$ Бк/л); 5 – железистый ($Fe > 10$ мг/л); 6 – прочие

Fig. 1. Map of springs in Karelia (data of the NWPI KarRC RAS):

1 – natural monument; 2 – high-yield; 3 – water supply; 4 – radon ($Rn > 750$ Bq/l); 5 – ferruginous ($Fe > 10$ mg/l); 6 – others

..., 2022). В редких случаях родники являлись источником централизованного водоснабжения (п. Ряймеля, детское учреждение в п. Соломенное).

Сведения о состоянии родников, зафиксированных в первом каталоге (Шимкович, 1970), актуализируются в ходе исследовательских работ и пополняют базу данных (рис. 1). Исследования подземных вод на территории Петрозаводска периодически поддерживаются городской администрацией (в частности, в 2012 г. – по подготовке информационных материалов о состоянии родников на территории города). Исследования в городе продолжены в 2013–2015 гг. в рамках проекта РФФИ «Разработка основ комплексного геоэкологического мониторинга северных урбанизированных территорий» (Крутских и др., 2016). Известны примеры обустройства отдельных родников – например, ученики Великогубской школы в 2001 г. благоустроили территорию у родника «Соляная яма», Соломенский лесозавод реконструировал в 2021 г. павильон на Сулажгорском родни-

ке (Петрозаводск), Инженерный центр пожарной робототехники «ЭФЭР» восстановил и обустроил «Царицын ключ» (Заонежье) в 2013 г. В этой связи следует подчеркнуть, что любые работы по благоустройству родников не должны привести к деградации источника и окружающей природной среды. Особенно внимательно нужно подходить к асфальтированию, бетонированию прилегающей территории, строительству любых сооружений, размещению автостоянок. В этих вопросах нужны консультации специалистов – гидрогеологов, экологов. Основные принципы обустройства родников – просто, эстетично, рационально, с максимальным сохранением естественного облика.

Как уже упоминалось, нет точных данных о количестве родников – источников водоснабжения в населенных пунктах Карелии. Единственная категория родников в регионе, число которых точно известно, – это объекты, относящиеся к особо охраняемым природным территориям (ООПТ). Приказом Министерства природных ресурсов и экологии Республики Карелия от 14.01.2021 г. №86 к региональным гидрологическим памятникам природы отнесены 6 родников («Три Ивана», «Соляная яма», «Крошнозерский», «Лососинский», «Сулажгорский», «Онежский»), статус государственного природного заказника имеет озеро-родник Талое. В то же время статуса ООПТ заслуживают и другие родники региона, обладающие уникальными качественными и количественными характеристиками и имеющие особое природоохранное, научное, культурное, эстетическое, рекреационное и оздоровительное значение (Хохлова и др., 2000; Макарихин и др., 2006; Ручьева, Голованов, 2006). Создание ООПТ рассматривается как эффективный метод территориальной охраны природных объектов, имеющих природоохранную и социально-экономическую ценность (Мнацеканов и др., 2021).

Характеристика примечательных родников Карелии

Государственный природный заказник «Озеро Талое» расположен в Суоярвском районе в 12 км СВ п. Совдозеро на водораздельном участке бассейнов р. Суна и озерно-речной системы Беломорско-Балтийского канала, в верховьях водосбора р. Семча. Здесь находится 18 мелких озер (ламб), среди которых лишь одно, гипсометрически расположенное ниже всех, имеет сток. Озеро Талое представляло собой небольшой водоем длиной 300 м и шириной 50 м, с высокими, большей частью, берегами. Глубина озера в основном 1–1.5 м, в северной его части находится 6-метровая впадина, где фиксируется наиболее сосредото-



*Рис. 2. Озеро Талая Ламба
(фото В.В.Тимофеевой)
Fig. 2. Lake Talaya Lamba
(photo by V.V. Timofeeva)*

точной субаквальной разгрузки подземных вод. Озеро не имеет притоков, а из него вытекает ручей, среднегодовой расход которого в 80-х гг. прошлого века составлял 85 л/с (Богачев и др., 1979).

Незамерзающее озеро, расположенное среди небольших бессточных озер с обычным температурным режимом, – необычное явление для климатических условий Карелии. Это обусловлено исключительно высокой водообильностью рыхлого материала флювиогляциального комплекса, образованного на стыке двух ледниковых потоков, и приуроченностью озовых гряд к тектоническим зонам и интенсивной разгрузкой подземных вод в озерную котловину (доля подземного питания составляет 80%) (Богачев и др., 1979). В таких условиях температура, минерализация и химический состав озерной воды практически полностью формируются за счет подземных вод. Придонный слой воды выделяется устойчиво низкой температурой, которая даже летом не поднималась выше 6 °С. Вода отличается исключительной прозрачностью, по составу гидрокарбонатно-кальциевая, минерализация около 0.1 г/л, рН 7 (табл.).

В последние годы озеро потеряло свой первоначальный облик в результате жизнедеятельности бобров, перегородивших плотиной вытекающий из озера ручей. Уровень воды в озере поднялся на 1–2 м, затоплен прибрежный лес, многие деревья упали в воду. Озеро зарастает, его режим меняется, в сильные морозы оно замерзает (рис. 2).

Являясь гидрологическим памятником природы, озеро-родник может служить и памятником горнорудного освоения региона. По берегу озера сохранились ямы для выжигания угля и слои шлака – следы переработки болотной руды в ручных домищах. Следы «лопских заводцев» и документы

Таблица. Родники – памятники природы Карелии и некоторые уникальные источники
Table. Springs – natural monuments of Karelia and some unique springs

Административный район Region	Название родника (местоположение) Spring name (location)	Ионный состав воды (формула Курлова) Ionic composition of water (Kurlov formula)	Статус (характеристика) родника Status (characteristic) of the spring
Суоярвский	Талая Ламба	$M 0.1 \frac{HCO_3 86 SO_4 12 Cl_2}{Ca 35 Mg 24 Fe 13 Na 24} pH 7.1$	Государственный природный заказник
Пряжинский	Крошнозерский	$M 0.1 \frac{HCO_3 86 SO_4 12 Cl_2}{Ca 35 Mg 24 Fe 13 Na 24} pH 7.1$	Памятник природы
Медвежьегорский	Соляная яма	$M 3.0 \frac{Cl 90 SO_4 6 HCO_3 4}{Na 75 Mg 14 Ca 11} pH 7.5$	Памятник природы
Медвежьегорский	Царицын ключ	$M 0.4 \frac{HCO_3 90 SO_4 8 Cl NO_3 1}{Mg 52 Ca 40 Na 5 K 3} pH 7.0$	Исторический родник
Медвежьегорский	Три Ивана	$M 0.1 \frac{HCO_3 83 SO_4 15 Cl_2}{Ca 66 Mg 20 Na 12 K 2} pH 6.7$	Памятник природы
Петрозаводск	Сулажгорский	$M 0.2 \frac{HCO_3 91 SO_4 7 Cl}{Ca 45 Mg 40 Na 12 K 3} pH 7.2$	Памятник природы
Петрозаводск	Онежский	$M 0.15 \frac{HCO_3 82 SO_4 15 Cl_3}{Mg 46 Ca 43 Na 10 K 1} pH 6.5$	Памятник природы
Петрозаводск	Лососинский	$M 0.4 \frac{SO_4 74 HCO_3 25 Cl}{Ca 36 Fe 33 Mg 24 Na 4 K 2} pH 6.3$	Памятник природы
Кондопожский	Мунозерский	$M 0.4 \frac{SO_4 74 HCO_3 25 Cl}{Ca 36 Fe 33 Mg 24 Na 4 K 2} pH 6.3$	Минеральный
Прионежский	0.6 км от дер. Половина	$M 0.3 \frac{HCO_3 90 SO_4 6 Cl_2}{Ca 42 Mg 41 Na 12 Fe 2} pH 7.1$	Крупный железистый родник
Пудожский	Северный берег оз. Рагнозеро	$M 0.25 \frac{HCO_3 80 CO_2 10 SO_4 5 Cl_5}{Mg 91 Na 5 Ca 3 K 1} pH 9.3$	Уникальный состав
Олонецкий	Кескозерский	$M 0.04 \frac{HCO_3 50 SO_4 43}{Na 35 Ca 26 Mg 26} pH 6.0$	Минеральный
Костомукша	Кондокий	$M 0.04 \frac{HCO_3 50 SO_4 43}{Na 35 Ca 26 Mg 26} pH 6.0$	Минеральный

XVII–XVIII в. свидетельствуют о значительных масштабах добычи и обработки болотной железной руды в Лопских погостах, в состав которых входили Линдозерский, Селецкий, Семчезерский, Паданский, Ругозерский, Шуезерский и Панозерокий. В ведомости о сыродутных печках и их владельцах, составленная в 1750 г., приводится запись о сооружении в 1743–45 г. г. в Селецком погосте трех печей, в том числе у д. Талая Ламба (Балагуров, 1949).

Следует отметить, что севернее Талой Ламбы, в долине р. Янгозерки и на водосборе оз. Селецкое, известны многочисленные родники с дебитом более 1 л/с, в том числе упомянутый выше групповой выход подземных вод у п. Гумарино с суммарным дебитом 40 л/с. Это обусловлено особенностями геологического строения и общей геоморфологической обстановкой района (Богачев и др., 1979).

Один из высокодебитных (около 100 л/с) род-

ников – «Крошнозерский», расположен на южном берегу оз. Крошнозеро в основании мощной озовой гряды (рис. 3). Озы являются хорошими коллекторами подземной воды линейного типа и при мощности водоносного горизонта 10 и более метров могут обладать значительными ресурсами (Водные ..., 2006). Родник дает начало ручью Мельничный, который в прежние времена использовался местными жителями для вращения мельничных жерновов и в качестве природного холодильника для хранения молока. Вода родника гидрокарбонатная кальциево-магниевая с минерализацией около 0.1 г/л, отличается повышенным содержанием железа – до 3 мг/л (табл.). Последний показатель качества воды помешал рассматривать родник как источник водоснабжения для поселка.

В Заонежье находятся, пожалуй, самые известные среди населения источники: «Соляная яма», «Три Ивана», «Царицын ключ». Все три источника окружены легендами и домыслами (Святые ..., 2009). Первые два входят в перечень ООПТ, причем «Соляная яма» представляет особый научный интерес, поскольку является единственным известным в Карелии естественным очагом разгрузки соленоватых хлоридных натриевых подземных вод, проблема формирования которых в недрах древних щитов – одна из увлекательных задач современной гидрогеологии.

«Соляная яма» находится в 1.6 км к СЗ от пос. Великая Губа, на левом берегу р. Судмы, впадающей в залив Великая губа Онежского озера, в 1.7 км от устья реки. В пойме реки Судма, в 100 м от уреза воды, находится крупная мочажина, по берегам заросшая тростником. Еще в 1974 г. здесь существовал бревенчатый сруб со сгнившими верхними венцами. Столб воды в колодце составлял 2.7 м, твердый субстрат определялся с глубины 5.8 м (Хохлов и др., 2000). В настоящее время сруб не сохранился, илистое дно завалено бревнами. Видимого стока не наблюдается (рис. 4). Вода желтоватого цвета, соленоватая на вкус, имеет легкий запах сероводорода. Минерализация воды достигает 4 г/л, состав хлоридный натриевый (Бородулина, Мазухина, 2005). По преданию, соляных ям было несколько, и из их воды местные крестьяне вываривали соль. «Трава, растущая вокруг колодцев, летом уничтожалась рогатым скотом немилосердно – до черной земли. Один крестьянин производил выпечку хлеба на этой воде без соли, и хлеб оказался таким же, как и испеченный с солью» (Старцев, Харкевич, 1985, с. 98). В начале 2000-х гг. была благоустроена территория вокруг родника, тропа к нему обрешивается досками, сделан новый сруб с навесом.



Рис. 3. Родник «Крошнозерский» (фото автора)
Fig. 3. Kroshnozersky Spring (photo by author)



Рис. 4. Источник «Соляная яма» (фото автора)
Fig. 4. Solyanaya Yama (Salt Pit) Spring (photo by author)

Говоря о феномене соляной ямы, необходимо упомянуть о скважинах, вскрывших соленоватые (от 1 до 7 г/л) хлоридные натриевые воды в Онежской структуре (у пос. Великая Губа, на острове Кижы, на месторождении Средняя Падма, в поселках Челмужи, Кузаранда, Песчаное, Маткачи) (Бородулина, 2017). Достоверных данных о соленых (более 10 г/л) водах в верхних частях (до 200–300 м) структуры не получено, но следует учитывать, что открытые стволы разведочно-эксплуатационных скважин пересекают несколько зон обводненной трещиноватости, поэтому при откачке или самоизливе скважин происходит смешение вод различных зон и происхождения, и можно предполагать, что минерализация воды глубоких горизонтов гораздо выше полученной при опробовании. Большинство исследователей считают, что такое глобальное явление, как соленые воды на щитах, невозможно связать с какими-либо древними или современными морскими бассейнами, и рассматривают альтернативные процессы (влияние газово-жидких включений, радиолиз, гидролиз силикатов и пр.) (Lampen, 1992; Крайнов и др., 2012). Не исключая возможности протекания автохтонных процессов в глубоких

зонах земной коры в условиях высокого давления, происхождение соленых подземных вод в пределах Онежской структуры можно связать с фактическим источником хлоридов – древними (ятулий) галитовыми отложениями (Онежская ..., 2011), а вероятные пути поступления хлоридов в верхние части геологического разреза объяснимы влиянием современной тектонической подвижности земной коры на формирование проницаемых зон. Образование «Соляной ямы» можно объяснить поступлением глубинных соленых вод по тектоническим зонам в верхние части разреза, а относительно невысокая минерализация, вероятно, является результатом смешения первично соленых вод с пресными приповерхностными водами.

Источник «Три Ивана» находится в южной части водосбора оз. Мягрозера, в 1.4 км к северу от оз. Карасозера, в 8 км к юго-востоку от дер. Черкасы. Родник расположен на пологом склоне в смешанном лесу, дает начало ручью. Каптирован брусом срубом. Дебит источника колеблется от 1 л/с в летнюю и зимнюю межень до 3 л/с весной. Родник представляет собой типичный пример разгрузки подземных вод верхней части гидрогеологического разреза, включающего маломощные четвертичные отложения и трещиноватую зону кристаллических пород нижнего протерозоя.

Название родника «Три Ивана» происходит, скорее всего, от названия урочища Иваны, по другой версии – от одноименной часовни, воздвигнутой над родником. Второе название – родник «Карасозерский». Родник издревле считался святым и пользовался широкой известностью у жителей Заонежья. По устным преданиям, к нему добирались паломники даже из отдаленных мест. В деревне Карасозера праздновали Иванов день. После богослужения в церкви верующие следовали к роднику, где обливались святой водой и переодевались в чистую одежду. В 1970-х годах прошлого столетия случай излечения (по словам больного) от экземы вызвал большой интерес к водам родника как целительного источника не только у жителей, но и у официальной медицины. В 1980-х годах республиканский кожно-венерологический диспансер на базе Великогубской больницы провел серию клинических исследований по лечению родниковой водой больных с различной кожной патологией. И хотя для больных нейродермитом результаты оказались очень нестойкими, а большинство больных с диффузным нейродермитом не имели положительной динамики, интерес к роднику не ослабел. Вода источника – хорошая питьевая вода: без цвета, запаха, пресная (минерализация около 0.1 г/л), по

составу гидрокарбонатная магниевая-кальциевая. Неоднократные опробования родника не выявили биологически активных компонентов в концентрациях, позволяющих отнести воду к лечебной минеральной. Следует подчеркнуть уязвимость неглубокого горизонта к загрязнению с поверхности.

Родник «Царицын ключ» находится у дороги Толвуя – Великая Губа, в 2 км от развилки на Кузаранду, на левом берегу р. Царевка. Родник каптирован валунами, над ним сооружена ротонда с шатровым куполом, главкой с лемехом и крестом. В 2013 г. источник был освящен в память семьи царя Николая – Царственных Страстотерпцев. Этот родник имеет давнюю историю, связанную с матерью первого русского царя Михаила Федоровича – инокиней Марфой, сосланной в Толвуйский погост при воцарении на престоле Бориса Годунова. По легенде, опальная монахиня лечилась водами источника, который стали называть «Царицын ключ». По нашим данным и сведениям местных жителей, в 300–400 м от каптированного родника в заболоченной пойме р. Царевки находится второй родник, который, возможно, и является историческим. Сток обоих родников в летнюю межень очень слабый. Вода по химическому составу одинакова – гидрокарбонатная кальциево-магниевая, но минерализация в первом (0.4 г/л) вдвое выше, чем во втором. Биологически активных компонентов в концентрациях, позволяющих отнести воду к лечебной минеральной, в источниках не выявлено. По химическому составу и минерализации вода соответствует питьевым нормам, хотя в воде «Царицына ключа» отмечается присутствие нитратов, даже невысокие концентрации которых свидетельствуют о загрязнении подземных вод, которое сохраняется с 1990-х годов – с периода, когда рядом с родником находилась летняя совхозная животноводческая ферма.

Три родника на окраинах г. Петрозаводска имеют статус памятников природы. Самый известный из них – «Сулажгорский», находится на выезде из города по Суоярвскому шоссе, на территории бывшего стадиона «Трудовые резервы», в верховьях руч. Безымянный, у подножия юго-восточного склона Сулажгорской гряды. Здесь вдоль склона наблюдаются многочисленные выходы грунтовых вод, в основном рассредоточенные, пластовые, которые по характеру выхода на поверхность являются контактовыми. Такие источники образуются, когда эрозионным врезом вскрывается контакт водоносного горизонта (песчано-гравийные отложения) с подстилающим водоупором (глинистая морена). Сосредоточен-

ный выход подземных вод каптирован бетонным кольцом с выведенной металлической трубой, из которой под навесом жители разбирают воду в емкости. Дебит источника колеблется по сезонам от 0.5 до 1 л/с. Родник пользуется огромной популярностью у населения города. Минерализация воды 0.2 г/л, состав гидрокарбонатный кальциево-магниевый (табл.). По питьевым качествам вода источника является лучшей среди родников города. Расположение родника на окраине города на границе с лесным массивом, территория которого является областью питания подземных вод, позволяет сохранить природный состав воды в отличие от большинства городских родников и колодцев, хотя, несмотря на реставрацию павильона, где происходит разбор воды, санитарное состояние окружающей территории оставляет желать лучшего.

Два других городских родника – памятника природы менее известны и редко посещаются. Родник «Онежский» расположен на южной окраине города в лесном массиве, в 400 м западнее оз. Четырехверстное, в 1 км от железнодорожного разезда Онежский. Сосредоточенный выход подземных вод из моренных отложений дает начало ручью с расходом около 2 л/с. Минерализация воды 0.14 г/л, состав гидрокарбонатный магниевый-кальциевый (табл.). Благодаря удаленности от жилых районов и отсутствию автомобильного подъезда родник сохраняется в естественном состоянии.

Родник «Лососинский» имеет важное экологическое и познавательное значение, так как является редким представителем родников восходящего типа, сохранившимся в естественном состоянии в окрестностях крупного города. Находится он в 2 км к югу от микрорайона Кукковка, на правом берегу р. Лососинки, в урочище Лососинное, на бывших полях птицефабрики, которые в настоящее время активно застраиваются частными домами. Родник расположен на окраине мелиорированных полей, на пологом склоне речной долины, в 100 м от русла реки, дает начало безымянному ручейку, который впадает в р. Лососинку. Родник вскрывает напорный межморенный горизонт с дебитом около 2 л/с. Прежде был оборудован дощатым срубом, который в настоящее время практически разрушен. Для родниковой воды характерен стабильный по сезонам гидрокарбонатный кальциево-магниевый состав. Отмечается повышенная концентрация железа (до 6 мг/л) и марганца (до 1.2 мг/л), что делает воду малоприспособленной для питьевых целей. Минерализация составляет 0.3 г/л (табл.). Родник посещается редко, так как находится в удаленном от города месте,

не имеет удобного подхода к воде, бурый осадок вокруг и внутри сруба создает малопривлекательный вид, вода имеет железистый привкус. Но эти недостатки с точки зрения потребителя становятся преимуществом для сохранения родника в естественном состоянии как пример разгрузки напорного горизонта. Но в связи с интенсивным малоэтажным строительством в этом районе родник находится под угрозой исчезновения. Следует подчеркнуть, что кроме соблюдения санитарного режима охранной зоны необходимы меры по предупреждению истощения водоносного межморенного горизонта. В связи с перспективой расширения строительства жилого поселка этот аспект имеет даже более важное значение, чем качество воды. Истощение горизонта возможно из-за безлицензионной эксплуатации водоносного горизонта индивидуальными скважинами. Вследствие чрезмерной эксплуатации водоносного горизонта снижается напор подземных вод, и родник может исчезнуть. Наблюдения последних лет показали, что видимый расход родника уменьшился по сравнению с 2000 г.

Ниже по течению р. Лососинки, в районе Агробиологической станции КарНЦ РАН встречаются еще несколько небольших родников, дренирующих этот горизонт. Характерной чертой вод межморенных горизонтов является высокое содержание железа, хорошо мигрирующего в бескислородных условиях.

Многие родники имеют в народе свои имена – например, родник «Три березы» у д. Чекулай, родник «Кончезерский» в Кондопожском районе, Варварин родник у д. Коккойла (Пряжинский район). Есть «святые» родники: у д. Подгорной (Кондопожский район), у д. Фоймогуба, Космозеро (Заонежье), в Важеозерском, Муромском и Палеостровском монастырях, «Монастырский колодец» у д. Данилово.

Уникальный по химическому составу родник находится в Пудожском районе (северный берег оз. Рагнозеро), где в пределах распространения ультраосновных пород формируются щелочные воды невысокой минерализации гидрокарбонатного магниевого состава (табл.).

На базе родниковых вод вблизи Костомукши (11 км юго-восточнее города) организована добыча радоновой минеральной воды (месторождение Кондокское) для кабинета радонолечения в Костомукшской городской больнице (Бородулина, Левичев, 2019). Еще в 80-х гг. прошлого столетия на водоразделе озерно-речных систем р. Конточки – Лувозеро и р. Тюрюйоки – Кимасозеро при проведении поисково-оценочных работ на железные руды были выявлены родники с аномальной ра-

диоактивностью. Продуктивные подземные воды приурочены к тектоническому нарушению – надвику гнейсо-гранитов на осадочно-вулканогенные породы верхнего архея. Здесь в самой верхней части разреза формируются безнапорные очень пресные (менее 0.1 г/л), слабокислые подземные воды. Диапазон сезонных и многолетних колебаний концентраций радона в эксплуатационном каптаже, сооруженном над родником, составляет 3200–4800 Бк/дм³ (среднегодовая концентрация 4200 Бк/дм³), что соответствует радоновым водам средней концентрации (табл.). В Карелии известны и другие проявления радоновых вод (рис. 1).

Говоря о примечательных родниках Карелии, нельзя не упомянуть первый русский курорт «Марциальные воды». В настоящее время здесь используют лечебные минеральные железистые воды, которые поступают самоизливом из четырех скважин (Ручьева, Голованов, 2006; Токарев и др., 2015; Бородулина и др., 2020). На их месте еще в 1930-х гг. существовали естественные источники железистых вод, обнаруженные при Петре I и послужившие основой первого русского курорта (Бородулина и др., 2019). Сульфатные воды с высоким содержанием железа формируются на небольших глубинах, в зонах окисления протерозойских пиритизированных шунгитсодержащих пород под воздействием кислородсодержащих атмосферных вод. Естественные выходы подземных вод на поверхность контролируются тектоническими нарушениями вдоль бортов долины, совпадающей с осью Мунозерской синклинали. К этой оси приурочен и ныне существующий родник, расположенный в 9 км к северо-западу от курорта на восточном берегу оз. Мунозеро, у деревни Тереки. Вода родника по химическому составу сходна с марциальной водой скважины №2 (Бородулина и др., 2020). «Мунозерский» родник интересен еще и тем, что, находясь у самого уреза воды в озере, в многоводные годы становится субаквальным (подводным). Его выход на шельфе озера, благодаря ярким окристым отложениям на окружающих валунах, хорошо заметен с берега. По концентрации железа вода родников «Мунозерского» (46 мг/л) и «Кескозерского» (27 мг/л) относится к минеральной (табл.).

Заключение

На территории Карелии расположено большое количество как типичных, так и уникальных родников, которые могут рассматриваться как гидроминеральные ресурсы или объекты экологического и культурно-познавательного туризма. Многолетние исследования подземных вод позволили охарактеризовать гидрогеологические условия

региона, оценить особенности формирования химического состава подземных вод и показать непригодность родниковых вод на территории населенных пунктов к использованию в питьевых целях.

Полноценная охрана родников, особенно в пределах поселений, возможна только при наличии действующей нормативно-правовой базы. Лишь 7 родников в регионе имеют статус ООПТ, хотя его заслуживают и другие родники, имеющие природоохранную и социально-экономическую ценность. Следует подчеркнуть, что родник как памятник природы не должен быть точечным объектом, его необходимо рассматривать как природно-территориальный комплекс с установлением водоохранной зоны.

В любом случае необходимы исследования по инвентаризации, учету и мониторингу состояния родников, созданию современного их каталога. Также необходима популяризация научных знаний о подземных водах как важной части круговорота воды, тесно связанной с окружающей средой.

Финансовое обеспечение исследований осуществлено из средств федерального бюджета на выполнение государственного задания КарНЦ РАН (Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН).

Список литературы

1. Балагуров Я.А. Крестьянские железодобывательные промыслы в Карелии в середине XVIII столетия // Известия Карело-Финского филиала Академии наук СССР. 1949. №4. С. 98–107.
2. Богачев М.А., Иешина А.В., Ильин В.А., Поленов И.К., Соколов С.Я. Подземные воды флювиогляциальных отложений на примере района Талая ламба // Водные ресурсы Карелии и их использование. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1979. С. 123–136.
3. Бородулина Г.С. Хлоридные воды Онежской структуры // Озера Евразии: проблемы и пути их решения / Материалы 1-й Международной конференции. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2017. С. 320–326.
4. Бородулина Г.С., Левичев М.А. Ресурсы и геохимия подземных вод Карелии // Горный журнал. 2019. №3. С. 71–75. DOI: 10.17580/gzh.2019.03.14
5. Бородулина Г.С., Мазухина С.И. Подземные воды Заонежья // Экологические проблемы освоения месторождения Средняя Падма. Петрозаводск: Карел. науч. центр РАН, 2005. С. 48–54.
6. Бородулина Г.С., Светов С.А., Токарев И.В., Левичев М.А. Роль высокоуглеродистых (шунгитсодержащих) пород в формировании состава подземных вод Онежской структуры // Труды Карельского научного центра РАН. Сер. Лимнология и океанология. 2020. №9. С. 72–87. DOI: 10.17076/lim1259
7. Бородулина Г.С., Токарев И.В., Левичев М.А. Первому русскому курорту – 300 лет. История изучения марциальных вод // Вопросы курортологии, физиотерапии и лечебной физической культуры. 2019. Т. 96, №4. С. 76–82. DOI: 10.17116/

kurort20199604176.

8. Водные ресурсы Республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения. Опыт карельско-финляндского сотрудничества. Петрозаводск: Карел. науч. центр РАН, 2006. 263 с.

9. Гагарина О.В., Юнусова Л.З. Охрана родников как источников питьевого водоснабжения в аспекте развития федеральной, региональной и местной нормативно-правовой базы // Вестник Удмуртского университета. Сер. Биология. Науки о Земле. 2015. Т. 25, вып. 2. С. 7–16.

10. Гидрогеология СССР. Т. XXVII. Мурманская область и Карельская АССР. М.: Недра, 1971. 295 с.

11. Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Карелия в 2022 году. Петрозаводск, 2022. 263 с.

12. Иешина А.В., Поленов И.К., Богачев М.А., Теруков В.С., Логинова Л.Ф., Перская Е.А., Бородулина Г.С. Ресурсы и геохимия подземных вод Карелии. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1987. 151 с.

13. Крайнов С. Р., Рыженко Б. Н., Швецов В. М. Геохимия подземных вод. Теоретические, прикладные и экологические аспекты. М.: ЦентрЛитНефтеГаз, 2012. 672 с.

14. Крутских Н.В., Бородулина Г.С., Казнина Н.М., Батова Ю.В., Рязанцев П.А., Ахметова Г.В., Новиков С.Г., Кравченко И.Ю. Геоэкологические основы организации мониторинга северных урбанизированных территорий (на примере г. Петрозаводска) // Труды Карельского научного центра РАН. Сер. Экологические исследования. 2016. №12. С. 52–67. DOI: 10.17076/eco361

15. Лозовик П.А., Бородулина Г.С. Соединения азота в поверхностных и подземных водах Карелии // Водные ресурсы. 2009. Т. 36, №6. С. 694–704.

16. Макарихин В.В., Медведев П.В., Рычанчик Д.В. Геологические памятники природы Карелии. Петрозаводск: КарНЦ, 2006. 192 с.

17. Мнацеканов Р.А., Сергеева М.И., Филиппова Е.В. Методические рекомендации по созданию особо охраняемых природных территорий федерального и регионального значения. М.: Всемирный фонд дикой природы (WWF), 2021. 216 с.

18. *Онежская палеопротерозойская структура (геология, тектоника, глубинное строение и минерализация)*. Петрозаводск: Карел. науч. центр РАН, 2011. 431 с.

19. Родники Ленинградской области (Электронный ресурс). URL: <https://rodniki.kp.ru/> (дата обращения: 30.06.2022).

20. Ручьева Н.П., Голованов Ю.Б. Подземные воды и лечебные грязи // Минерально-сырьевая база Республики Карелия. Кн. 2. Петрозаводск: Карелия, 2006. С. 243–264.

21. Святые родники Заонежья // Кижы. 2009. №9(60). URL: <http://kizhi.karelia.ru/info/about/newspaper/66/1338.html> (дата обращения: 31.05.2022).

22. Список населенных мест Олонецкой губернии по сведениям за 1905 год // Олонецкий губернский статистический комитет. Петрозаводск: Олонецкая губ. тип., 1907. 326 с.

23. Старцев Н.С. Примечательные родники Петрозаводска // Краевед. 10 лет. Петрозаводск: Изд-во Петрозаводского гос. ун-та, 1999. С. 94–97.

24. Старцев Н.С., Харкевич Н.С. «Соляная яма» в Южной Карелии // Природа и хозяйство Севера. Мурманск, 1985. С. 98–101.

25. Токарев И.В., Бородулина Г.С., Блаженникова И.В., Авраменко И.А. Условия формирования железистых минеральных вод по изотопно-геохимическим данным (курорт «Марциальные воды», Карелия) // Геохимия. 2015. №1. С. 88–91. DOI: 10.7868/S0016752514110090.

26. Хохлова Т.Ю., Антипин В.К., Токарев П.Н. Особо

охраняемые природные территории Карелии. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2000. 312 с.

27. Шимкович Н.Ф. Гидрогеологическая карта СССР условий водоснабжения рассредоточенного населения в особый период. Карельская АССР. Т. II, кн. 3. Л.: Недра, 1970.

28. Lampen P. Saline groundwater in crystalline bedrock – a literature survey. Helsinki, 1992. 91 p.

References

1. Balagurov Ya.A. Krest'yanskije zhelezodelatel'nyje promysly v Karelii v seredine XVIII stoletija [Peasant ironworks in Karelia in the middle of the 18th century] // Izvestiya Karelo-Finskogo filiala Akademii nauk SSSR [Proceedings of the Karelian-Finnish Branch of the USSR Academy of Sciences]. 1949. No 4. P. 98–107.

2. Bogachev M.A., Ieshina A.V., Il'in V.A., Polenov I. K., Sokolov S. Ya. Podzemnye vody flyuvioglyacial'nyh otlozhenij na primere rajona Talaya lamba [Groundwaters of fluvioglacial deposits on the example of the area of Talaya Lamba] // Vodnye resursy Karelii i ikh ispol'zovanie [Water resources of Karelia and their use]. Petrozavodsk: Karel. fil. AN SSSR, 1979. P. 123–136.

3. Borodulina G.S. Hloridnye vody Onezhskoj struktury [Chloride waters of the Onega structure] // Ozera Evrazii: problemy i puti ikh resheniya. Mat. 1-i Mezhdunarod. konf. [Lakes of Eurasia: Problems and solutions. Proceedings of the 1st international conference]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2017. P. 320–326.

4. Borodulina G.S., Levichev M.A. Resursy i geohimiya podzemnyh vod Karelii [Resources and geochemistry of groundwater in Karelia] // Gornyj zhurnal [Mining Journal]. 2019. No 3. P. 71–75. DOI: 10.17580/gzh.2019.03.14.

5. Borodulina G.S., Mazukchina S.I. Podzemnye vody Zaonezh'ya [Groundwater of Zaonezhye] // Ekologicheskie problemy osvoeniya mestorozhdeniya Srednyaya Padma [Ecological problems of the Srednyaya Padma deposit development]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2005. P. 48–54.

6. Borodulina G.S., Svetov S.A., Tokarev I.V., Levichev M.A. Rol' vysokouglerodistykh (shungitsoderzhashchih) porod v formirovanii sostava podzemnyh vod Onezhskoj struktury [The role of high-carbon (shungite-bearing) rocks in forming the composition of subsurface water in the Onega structure] // Trudy Karel'skogo nauchnogo tsentra RAN. Ser. Limnologiya i okeanologiya [Transactions of the Karelian Research Centre RAS. Limnology and ocnology ser/]. 2020. No 9. P. 72–87. DOI: 10.17076/lim1259.

7. Borodulina G.S., Tokarev I.V., Levichev M.A. Pervomu russkomu kurortu – 300 let. Istoriya izucheniya marcial'nykh vod [300 years of the first Russian resort. History of studies of marcial waters] // Voprosy kurortologii, fizioterapii i lechebnoi fizicheskoi kul'tury [Issues of Balneology, Physiotherapy and Therapeutic Physical Culture]. 2019. Vol. 96, No 4. P. 76–82. DOI: 10.17116/kurort20199604176.

8. Vodnye resursy Respubliki Kareliya i puti ikh ispol'zovaniya dlya pit'evogo vodosnabzheniya. Opyt karel'sko-finlyandskogo sotrudnichestva [Water resources of the Republic of Karelia and their use for drinking water supply. Experience of Karelian-Finnish cooperation]. Petrozavodsk: KarRC RAS. 2006. 263 p.

9. Gagarina O.V., Yunusova L.Z. Ohrana rodnikov kak istochnikov pit'evogo vodosnabzheniya v aspekte razvitiya federal'noj, regional'noj i mestnoj normativno-pravovoj bazy [Protection of springs as sources of drinking water supply in the aspect of the development of the federal, regional and local regulatory framework] // Vestnik Udmurtskogo universiteta. Ser. Biologiya. Nauki o Zemle [Bulletin of the Udmurt University. Biology. Earth Sciences Ser.]. 2015. Vol. 25, No 2. P. 7–16.

10. Hidrogeologiya SSSR. T. XXVII. Murmanskaya oblast'

- i Karel'skaya ASSR [Hydrogeology of the USSR. Vol. XXVII. Murmansk Region and Karelian ASSR]. Moscow: Nedra, 1971. 295 p.
11. Gosudarstvennyj doklad o sostoyanii okruzhayushchej prirodnoj sredy Respubliki Kareliya v 2015 godu [State report on the state of the environment in the Republic of Karelia in 2022]. Petrozavodsk, 2022. 263 p.
 12. Ieshina A.V., Polenov I.K., Bogachev M.A., Terukov V.S., Loginova L.F., Perskaya E.A., Borodulina G.S. Resursy i geohimiya podzemnyh vod Karelii [Resources and geochemistry of groundwaters of Karelia]. Petrozavodsk: Karel. fil. AN SSSR. 1987. 151 p.
 13. Krainov S.R., Ryzhenko B.N., Shvets V.M. Geohimiya podzemnyh vod. Teoreticheskie, prikladnye i ekologicheskie aspekty [Geochemistry of groundwater. Theoretical, applied and ecological aspects]. Moscow, 2012. 672 p.
 14. Krutskikh N.V., Borodulina G.S., Kaznina N.M., Batova Yu.V., Ryazantsev P.A., Akhmetova G.V., Novikov S.G., Kravchenko I.Yu. Geoekologicheskie osnovy organizacii monitoringa severnyh urbanizirovannyh territorij (na primere g. Petrozavodsk) [Geoecological basis for setting up the monitoring of urbanized areas in the north (the example of Petrozavodsk)] // Trudy Karel'skogo nauchnogo tsentra RAN. Der. Ekologicheskie issledovaniya [Transactions of the Karelian Research Centre RAS. Ecological studies Ser.]. 2016. No 12. P. 52–67. DOI: 10.17076/eco361.
 15. Lozovik P.A., Borodulina G.S. Soedineniya azota v poverhnostnyh i podzemnyh vodah Karelii [Nitrogen compounds in surface and underground waters of Karelia]. Vodnye resursy [Water Resources]. 2009. Vol. 36, No 6. P. 694–704.
 16. Makarikhin V.V., Medvedev P.V., Rychanchik D.V. Geologicheskie pamyatniki prirody Karelii [Geological natural monuments of Karelia]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2006. 192 p.
 17. Mnatsekanov R.A., Sergeeva M.I., Filippova E.V. Metodicheskie rekomendacii po sozdaniyu osobo ohranyaemyh prirodnyh territorij federal'nogo i regional'nogo znacheniya [Guidelines for creating specially protected natural areas territories of federal and regional significance]. Moscow: World Wildlife Fund nature, 2021. 216 p.
 18. Onezhskaya paleoproterozojskaya struktura (geologiya, tektonika, glubinnoe stroenie i minerageniya) [Palaeoproterozoic Onega Structure (geology, tectonics, deep structure and mineralogeny)]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2011. 431 p.
 19. Rodniki Leningradskoj oblasti [Springs of the Leningrad Region]. URL: <https://rodniki.kp.ru/> (accessed: 30.06.2022).
 20. Ruch'eva N.P., Golovanov Yu.B. Podzemnye vody i lechebnye gryazi [Groundwaters and therapeutic mud] // Mineral'no-syr'evaya baza Respubliki Kareliya. Kn. 2 [Mineral resource base of the Republic of Karelia. B. 2]. Petrozavodsk: Kareliya, 2006. P. 243–264.
 21. Svyatye rodniki Zaonezh'ya [Holy springs of Zaonezhye] // Kizhi [Kizh]. 2009. No 9(60). URL: <http://kizhi.karelia.ru/info/about/newspaper/66/1338.html> (accessed: 31.05.2022).
 22. Spisok naselennyh mest Oloneckoj gubernii po svedeniyam za 1905 god // Oloneckij gubernskij statisticheskij komitet [List of settlements in the Olonets Province according to data for 1905. Olonets Provincial statistical committee]. Petrozavodsk: Olonets, 1907. 326 p.
 23. Startsev N.S. Primechatel'nye rodniki Petrozavodsk [Remarkable springs of Petrozavodsk] // Kraeved. 10 let [Local historian. 10 years]. Petrozavodsk: PetrGU, 1999. P. 94–97.
 24. Startsev N.S., Kharkevich N.S. «Solyanaya yama» v YUzhnoj Karelii [«Salt pit» in South Karelia] // Priroda i khozyaistvo Severa [Nature and Economy of the North]. Murmansk, 1985. P. 98–101.
 25. Tokarev I.V., Borodulina G.S., Blazhennikova I.V., Avramenko I.A. Usloviya formirovaniya zhelezistykh mineral'nyh vod po izotopno-geohimicheskim dannym (kurort «Marcial'nye vody», Kareliya) [Conditions for the formation of ferruginous mineral waters according to isotope-geochemical data (Martsialnye Vody resort, Karelia)] // Geokhimiya [Geochemistry]. 2015. No 1. P. 88–91. DOI: 10.7868/S0016752514110090
 26. Khokhlova T.Yu., Antipin V.K., Tokarev P N. Specially protected natural territories of Karelia. Petrozavodsk, 2000. 312 p.
 27. Shimkovich N.F. Gidrogeologicheskaya karta SSSR uslovij vodosnabzheniya rassredotochennogo naseleniya v osobyj period [Hydrogeological map of the USSR of water supply conditions for a dispersed population in a special period. Karelian ASSR]. Vol. II, book 3. Leningrad: Nedra, 1970.
 28. Lampen P. Saline groundwater in crystalline bedrock – a literature survey. Helsinki, 1992. 91 p.

Borodulina G.S. Springs of Karelia – natural objects of scientific and social significance.

The article outlines the general hydrogeological conditions in the region and the patterns of groundwater flow formation. Information about springs of Karelia, their study, quantity, and use is summarized. The chemical composition of groundwater is described; the state of springs under anthropogenic pressure is assessed. It is shown that urban springs should not be considered as sources of drinking water due to nitrate pollution. A description is provided for some remarkable springs of Karelia protected as hydrogeological nature monuments, as well as other springs with historical value or unique natural qualities (discharge, chemical composition). The need to carry out the inventory and monitoring of the state of springs and to create an updated catalog of springs of the region is emphasized. Among the numerous springs of the region there are many that stand out for their natural features, landscape and historical attractiveness, and suitability as sources of drinking and mineral water. The possibilities of using springs of Karelia in nature- and cultural tourism are demonstrated.

Keywords: groundwater; springwater runoff; catalog; chemical composition; nature monuments; tourism

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 31.10.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 01.11.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 17.11.2022

Информация об авторах

Бородулина Галина Сергеевна, кандидат геолого-минералогических наук, старший научный сотрудник, Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН, 185003, г. Петрозаводск, пр. Александра Невского, 50, E-mail: bor6805@yandex.ru.

Information about the authors

Galina S. Borodulina, PhD. in Geology, Senior Researcher, Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences, 50, Aleksander Nevsky st., Petrozavodsk, 185030, Russia, E-mail: bor6805@yandex.ru.



ФИТОПЛАНКТОН РЕКИ СОЛОНКА

Представлены результаты исследования фитопланктона р. Солонка (приток р. Казанка, Среднее Поволжье). Выявлено 95 таксонов внутривидового ранга из семи отделов. Основу видового разнообразия и количественного развития фитопланктона формируют зеленые, диатомовые, эвгленовые, криптофитовые, динофитовые и золотистые водоросли. Обилие фитопланктона умеренное (до 0.47 ± 0.10 млн. кл./л по численности, 0.28 ± 0.02 мг/л по биомассе) и соответствует олиготрофным условиям.

Ключевые слова: фитопланктон; таксономическая структура; биоиндикация; река Солонка.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.4.66.70>

Введение

Река Солонка (или Солоница) – правобережный приток р. Казанка (бассейн Куйбышевского водохранилища, Среднее Поволжье), имеет протяженность 25.8 км (Водные объекты..., 2018). Исток реки находится в лесном массиве в 3 км к северу от д. Большие Ковали (Высокогорский район Республики Татарстан), устье – вблизи с. Кадышево (г. Казань). Долина реки извилистая с голыми возвышенными берегами, питание реки смешанное. На водосборной территории расположены ландшафтный памятник природы «Семиозерский лес» и часть природного заказника «Голубые озера». Солонка, как и многие другие малые реки бассейна р. Казанка, слабо изучена в гидробиологическом отношении, что ограничивает возможности контроля за изменением биологического разнообразия и экологическим состоянием водотока, подверженного антропогенному влиянию. Цель работы – анализ структурных и количественных показателей летнего фитопланктона р. Солонка, биоиндикация экологического состояния реки по фитопланктону.

Материалы и методы исследования

Исследования проведены в летнюю межень 2019 г. (с 18 июня по 11 июля). Пробы фитопланктона отобраны из поверхностного слоя воды на 7 створах (в каждом по 1–3 станции, данные по которым усреднялись по створу): 6 створов расположены на р. Солонка (I–VI), 1 створ – на одном из ее притоков (IIIa) (рис. 1). В общей сложности отобрано 19 проб фитопланктона. Сбор и обработка фитопланктона проведена по общепринятым методикам (Методика..., 1975). Для идентификации видовой принадлежности водорослей использованы определители серий «Определи-

тель пресноводных водорослей СССР» (1951–1982 гг.) и «Süßwasserflora von Mitteleuropa» (1983–2005 гг.) и др. Для эколого-географической характеристики видов использовали данные С.С. Бариновой с соавторами (Баринова и др., 2006). К массовым (доминирующим) отнесены виды/отделы, численность или биомасса которых составила не менее 10% от общей. Видовое разнообразие (индекс Шеннона) и выравненность обилия видов (индекс Пиелу) рассчитаны по численности (Шитиков и др., 2003). Характеристика трофического состояния акватории дана по классификации И.С. Трифионовой (1990), сапробиологический анализ проведен с помощью метода Пантле и Букка в модификации Сладечка (Sladecsek, 1973).

Сходство створов оценивали методом попарных сравнений с помощью индексов Серенсена (качественная мера) и Серенсена-Чекановского (количественная мера) (Шитиков и др., 2003). При кластеризации данных использовали метод Варда, в качестве метрики – нормированное евклидово расстояние, выраженное в процентах.

Результаты и их обсуждение

В фитопланктоне р. Солонка обнаружено 95 видов и внутривидовых таксонов водорослей из семи отделов: Cyanophyta (Cyanobacteria) – 9, Bacillariophyta – 21, Ochrophyta (класс Chrysophyceae) – 4, Cryptophyta – 4, Miozoa (класс Dinophyceae) – 4, Euglenozoa (Euglenophyta) – 19, Chlorophyta – 34 (табл. 1). Основу видового разнообразия (рис. 2) формируют зеленые (36% от общего числа видов), диатомовые (29%) и эвгленовые водоросли (20%). В эколого-географическом аспекте в фитопланктоне р. Солонка преобладают обитатели пресных вод (74%), широко распространенные (93%), планктонные (46%), литоральные



Рис. 1. Схема расположения гидробиологических створов на р. Солонка
Fig. 1. The layout of hydrobiological transects on the Solonka River

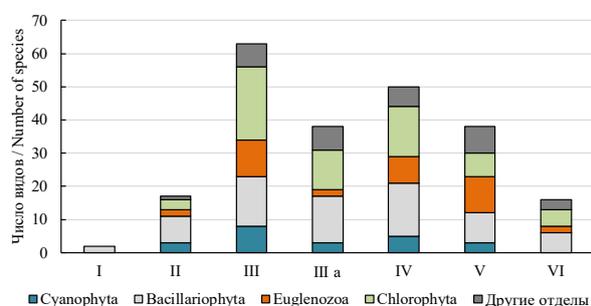


Рис. 2. Состав отделов водорослей и распределение числа видов в фитопланктоне р. Солонка (I–VI – створы)
Fig. 2. The composition of the algae divisions and the distribution of the number of species in the phytoplankton along the Solonka River (I–VI – transects)

(19%) формы и обрастатели (16%), значительна доля индифферентов (43%) и алкалифилов (17%).

Анализ родового спектра альгофлоры р. Солонка позволил выделить 4 ведущих рода по числу видовых и внутривидовых таксонов: *Scenedesmus* (7 видов) из Chlorophyta; *Euglena* (7), *Phacus* (5) и *Trachelomonas* (7) – из Euglenophyta. Для фитопланктона характерно неравномерное распределение видового состава и массовых видов вдоль

продольного профиля реки, в целом с невысокой степенью флористического сходства исследованных участков. В результате кластерного анализа створы расположились в «лестничном» порядке (рис. 3А). Это свидетельствует о биотопической неоднородности участков, наличии клинального эффекта (постепенного нарастания) влияния одного и/или нескольких факторов на формирование альгофлоры вдоль течения реки. Наибольшим сходством выделяются близко расположенные створы III и IV (65%) в среднем течении реки. Эти же створы отличаются наиболее высоким видовым богатством фитопланктона (50 видов и более). Здесь фитопланктон представлен массовыми видами золотистых (*S. pallida*), криптофитовых (*C. acuta*, *Cr. erosa*), диатомовых (*Nitzschia* sp.), эвгленовых (виды р. *Trachelomonas*), зеленых (виды р. *Monoraphidium*) и др. водорослей. Наименьшим сходством (менее 20%) видового состава выделяются исток и низовья реки (I и VI, соответственно), где наблюдается низкое видовое богатство. В фитопланктоне у истока реки (I) не отмечены значимые виды, единично встречаются диатомовые водоросли. В низовьях Солонки (VI) преобладают представители диатомовых (*Stephanodiscus* sp., *Nitzschia* sp.), криптофитовых (*C. acuta*) и зеленых (*Chlamydomonas* sp.) водорослей.

Неоднородность видового разнообразия фитопланктона сопровождается пространственным изменением его количественных показателей вдоль течения реки (рис. 4). Максимальное значение численности фитопланктона (0.47 млн. кл./л) отмечено в створе III. Наибольшей биомассой (0.28 мг/л) выделяется створ V, где основу биомассы (более 60%) формирует представитель Miozoa с миксотрофным типом питания *Peridinium aciculiferum*. Минимальные показатели обилия фиксируются у истока (I) и в низовьях (VI) реки.

Основу численности и биомассы фитопланктона формируют диатомовые, зеленые, криптофитовые, динофитовые, золотистые и эвгленовые водоросли. Развитие синезеленых водорослей незначительно и не превышает 3% от общей численности и биомассы фитопланктона.

В устьевой части (створ VI) преобладают диатомовые, зеленые и криптофитовые, в верхнем течении (I–II) – зеленые и диатомовые. На участке среднего течения реки (III–V) в составе фитопланктона встречаются виды-индикаторы β -мезосапробных условий из криптофитовых (представители р. *Cryptomonas*), динофитовых (*Ceratium hirundinella* (Müll.) Dujar. и виды р. *Peridinium*) и эвгленовых (представители р. *Euglena*, р. *Phacus* и р. *Trachelomonas*) водорослей, что может указы-

Таблица 1. Состав видов, входящих в комплекс доминирующих и субдоминирующих форм фитопланктона р. Солонка
 Table 1. Composition of species included in the complex of dominant and subdominant forms of phytoplankton of the Solonka River

Створы Transects	По численности By number	По биомассе By biomass
I	–	–
II	<i>Chlamydomonas</i> sp., 70%* <i>Nitzschia</i> sp., 25%	<i>Chlamydomonas</i> sp., 75% <i>Nitzschia</i> sp., 20%
III	<i>Monoraphidium arcuatum</i> Hindák, 25% <i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg, 15% <i>Dinobryon divergens</i> Imhof, 11% <i>Nitzschia</i> sp., 10% <i>Synochromonas pallida</i> Korshikov, 9% <i>Chroomonas acuta</i> Utermöhl, 5% <i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg, 5% <i>Stephanodiscus</i> sp., 5% <i>Chlamydomonas</i> sp., 5%	<i>Cryptomonas erosa</i> , 21% <i>Synochromonas pallida</i> , 16% <i>Trachelomonas volvocina</i> , 10% <i>Nitzschia</i> sp., 10% <i>Stephanodiscus</i> sp., 10% <i>Chlamydomonas</i> sp., 10% <i>Dinobryon divergens</i> , 6% <i>Monoraphidium arcuatum</i> , 5%
IIIa	<i>Synochromonas pallida</i> , 44% <i>Monoraphidium arcuatum</i> , 21% <i>Chroomonas acuta</i> , 11% <i>Dinobryon divergens</i> , 10% <i>Chroomonas breviciliata</i> Nygaard, 10%	<i>Synochromonas pallida</i> , 70% <i>Monoraphidium arcuatum</i> , 10% <i>Dinobryon divergens</i> , 5% <i>Chroomonas acuta</i> , 5% <i>Chroomonas breviciliata</i> , 5%
IV	<i>Monoraphidium arcuatum</i> , 23% <i>Chroomonas acuta</i> , 20% <i>Nitzschia</i> sp., 20% <i>Stephanodiscus</i> sp., 15% <i>Trachelomonas volvocina</i> , 11%	<i>Nitzschia</i> sp., 25% <i>Stephanodiscus</i> sp., 20% <i>Trachelomonas volvocina</i> , 20% <i>Chroomonas acuta</i> , 10% <i>Monoraphidium arcuatum</i> , 8%
V	<i>Nitzschia</i> sp., 17% <i>Chroomonas acuta</i> , 13% <i>Peridinium aciculiferum</i> , 12% <i>Synochromonas pallida</i> , 8% <i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerheim, 8% <i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg, 5% <i>Stephanodiscus</i> sp., 5% <i>Carteria globosa</i> Korshikov, 5% <i>Chlamydomonas</i> sp., 5% <i>Monoraphidium arcuatum</i> , 5%	<i>Peridinium aciculiferum</i> Lemmermann, 60% <i>Nitzschia</i> sp., 12% <i>Synochromonas pallida</i> , 6%
VI	<i>Stephanodiscus</i> sp., 25% <i>Nitzschia</i> sp., 20% <i>Chroomonas acuta</i> , 20% <i>Chlamydomonas</i> sp., 20%	<i>Nitzschia</i> sp., 36% <i>Chlamydomonas</i> sp., 28% <i>Chroomonas acuta</i> , 20% <i>Stephanodiscus</i> sp., 8%

* доля вида (%) от общей численности или биомассы фитопланктона
 the proportion of the species (%) of the total number or biomass of phytoplankton

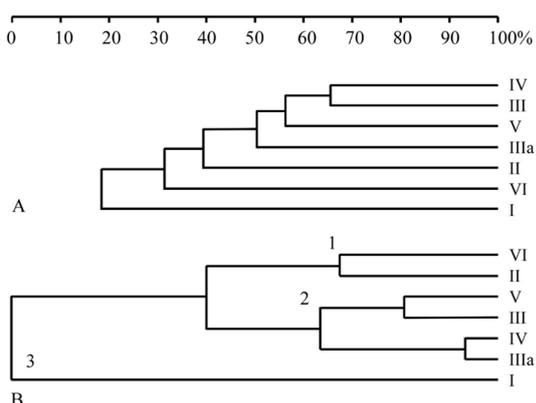


Рис. 3. Дендрограмма сходства створов р. Солонка по флористическому составу (А), численности и биомассе фитопланктона (В)
 Fig. 3. Dendrogram of similarity of phytoplankton of the Solonka river by floristic composition (A), abundance and biomass (B)

вать на загрязнение речных вод органическими веществами. Здесь основу обилия формируют диатомовые, зеленые, эвгленовые, криптофитовые, динофитовые и золотистые водоросли. Фитопланктон безымянного притока р. Солонка (IIIa) образован золотистыми, криптофитовыми и зелеными водорослями. Более высокое видовое разнообразие фитопланктона отмечено на створах III–V. На данном участке заметное участие в альгофлоре принимают эвгленовые водоросли. Здесь развиваются такие виды-индикаторы β-сапробных условий как *Euglena acus* (Müll.) Ehr., *E. caudata* Hübn., *E. proxima* Dang., *E. tripteris* (Dujar.) Klebs, *E. vermicularis* Prosk.-Lavr., а также *Phacus caudatus* Hübn., *Ph. curvicauda* Svir., *Ph. pleuronectes* (Müll.) Nitzs., *Ph. skujajae* Skvor., *Trachelomonas intermedia* Dang., *T. hispida* (Perty) Stein, *T. planctonica* Svir. и др.

Распределение количественного обилия фитопланктонных сообществ по продольному профилю реки условно разделилось на три кластера (рис. 3В). В кластер 1 объединились створы II и VI с низкими значениями численности (0.06–0.09 млн. кл./л) и биомассы

Таблица 2. Структурные показатели, индексы видового разнообразия и сапробности р. Солонка по фитопланктону

Table 2. Structural indicators, species diversity index and saprobity index of the Solonka River by phytoplankton

Створы Transects	I	II	III	IIIa	IV	V	VI
Число видов в пробе Number of species in the sample	2	17	63	38	50	38	16
Численность общая, млн. кл./л Number total, mln. cells/L	0.001±0.001	0.09±0.06	0.47±0.10	0.22±0.05	0.22±0.07	0.33±0.14	0.06±0.01
Биомасса общая, мг/л Biomass general, mg/L	0.001±0.001	0.04±0.02	0.17±0.05	0.09±0.03	0.06±0.02	0.28±0.02	0.01±0.005
Индекс сапробности Saprobity index	1.50	1.53	1.87	1.74	1.64	1.66	1.57
Индекс Шеннона, бит/экз. Shannon index, bit/ex.	–	0.79	2.04	1.14	0.97	2.17	0.37
Индекс Пиелу Pielu index	–	0.50	0.93	0.95	0.65	0.97	0.37

(0.01–0.04 мг/л), расположенные на значительном удалении друг от друга. Во *кластер 2* вошли створы в средней части реки (III–V) и ее притока (IIIa) с относительно высокими показателями обилия (0.22–0.47 млн. кл./л и 0.06–0.28 мг/л). Обособленный *кластер 3* образовал исток реки (I) с минимальными количественными показателями.

В целом, обилие фитопланктона р. Солонка соответствовало величинам, свойственным олиготрофным водам. Умеренное развитие фитопланктона по численности и биомассе свидетельствует о благоприятном функционировании р. Солонка в период исследования.

Пространственная неоднородность таксономического состава и количественных показателей фитопланктона р. Солонка отразилась на варьировании значений индексов Шеннона и выравнимости Пиелу (табл. 2). Большой стабильностью среды обитания фитопланктона отличается средний участок р. Солонка, здесь значения индексов разнообразия (2.04–2.17 бит/экз.) и выравнимости (0.93–0.97) фитопланктона были наибольшими. Наименьшие значения индекса Шеннона (0.37 бит/экз.) и индекса Пиелу (0.37) наблюдались в нижней части реки.

По отношению к концентрации органических веществ в водной толще состав водорослей-индикаторов реки преимущественно образован β -мезосапробными формами (51%). Величина индекса сапробности изменялась по течению реки от 1.50 до 1.87, что соответствует олигосапробной– β -мезосапробной зоне («чистые–умеренно загрязненные воды»).

Заключение

В фитопланктоне р. Солонка отмечено 95 видов и внутривидовых таксонов водорослей из семи отделов. Основу его видового разнообразия и обилия формируют зеленые, диатомовые и эвгленовые, криптофитовые, динофитовые и золотистые водоросли. В сообществе преобладают широко распространенные планктонные формы, обитатели пресных вод.

Для фитопланктона р. Солонка отмечена пространственная неоднородность видового разнообразия (количество видов, индекс Шеннона, индекс Пиелу) и количественной структуры (общая численность и биомасса) по продольному профилю реки. В целом, обилие планктонного сообщества умеренное, значения численности и

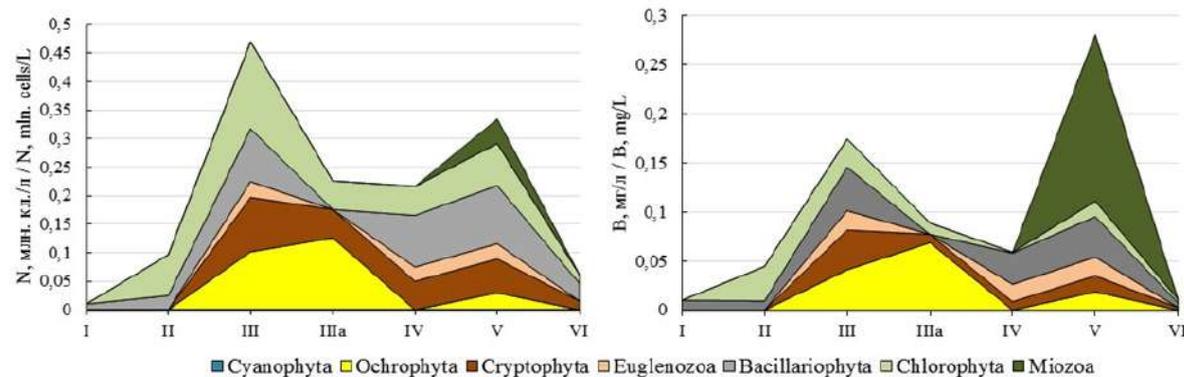


Рис. 4. Доля отделов в общей численности (N) и биомассе (B) фитопланктона р. Солонка
Fig. 4. The share of divisions in the total number (N) and biomass (B) of phytoplankton of the Solonka River

биомассы соответствуют олиготрофным условиям, что свидетельствует об удовлетворительном состоянии водотока в период исследования. Вместе с тем, имеющаяся сельскохозяйственная и селитебная нагрузка водосборной территории, присутствие в среднем течении реки индикаторов загрязнения органическими веществами (криптофитовых, динофитовых и эвгленовых водорослей) указывает на возможные риски эвтрофирования отдельных речных участков.

Список литературы

1. Барина С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив, 2006. 498 с.
2. Водные объекты Республики Татарстан. Гидрографический справочник. Изд. 2-е. Казань: Фолиант, 2018. 512 с.
3. Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов / Под ред. Ф.Д. Мордухай-Болтовского. М.: Наука, 1975. 240 с.
4. Трифонова И.С. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Л.: Наука, 1990. 184 с.
5. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
6. Sladeczek V. System of water quality from the biological point of view // Archiv fur Hydrobiologie. Beiheft Ergebnisse der Limnologie. 1973. №7. P. 1–128.

References

1. Barinova S.S., Medvedeva L.A., Anisimova O.V. Bioraznoobrazie vodoroslej-indikatorov okruzhayushchej sredy [Biodiversity of algae-indicators of the environment]. Tel'-Aviv, 2006. 498 p.

2. Vodnye ob'ekty Respubliki Tatarstan. Gidrograficheskij spravochnik. Izd. 2. [Water bodies of the Republic of Tatarstan. Hydrographic reference. Second edition]. Kazan': Foliant, 2018. 512 p.

3. Metodika izucheniya biogeocenov vnutrennih vodoemov [Methods of studying biogeocenoses of inland reservoirs] / Ed. F.D. Morduhaj-Boltovskoi. Moscow: Nauka, 1975. 240 p.

4. Trifonova I.S. Ekologiya i sukcesiya ozernogo fitoplanktona [Ecology and succession of lake phytoplankton]. Leningrad: Nauka, 1990. 184 p.

5. Shitikov V.K., Rozenberg G.S., Zinchenko T.D. Kolichestvennaya gidroekologiya: metody sistemoj identifikacii [Quantitative hydroecology: methods of system identification]. Tol'yatti, 2003. 463 p.

6. Sladeczek V. System of water quality from the biological point of view // Archiv fur Hydrobiologie. Beiheft ergebnisse der limnologie. 1973. No7. P. 1–128.

Abramova K.I., Tokinova R.P. Phytoplankton of the Solonka River.

The results of the study of phytoplankton of the Solonka River (tributary of the Kazanka River, Middle Volga region) are presented. 95 taxa were identified within the generic rank from seven divisions. The basis of species diversity and quantitative development of phytoplankton is formed by green, diatom, euglenic, cryptophytic, dinophytic and golden algae. The abundance of phytoplankton is moderate (up to 0.47 ± 0.10 million cells/L in number, 0.28 ± 0.02 mg/L in biomass) and corresponds to oligotrophic conditions.

Keywords: phytoplankton; taxonomic structure; bioindication; Solonka River.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 14.10.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 28.10.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 10.11.2022

Информация об авторах

Абрамова Ксения Ивановна, кандидат биологических наук, научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, Россия, 420087, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: kseniaiv@yandex.ru.

Токинова Римма Петровна, кандидат биологических наук, зав. лабораторией, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, Россия, 420087, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: r.tokin@rambler.ru.

Information about the authors

Ksenia I. Abramova, Ph.D. in Biology, Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daur'skaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: kseniaiv@yandex.ru.

Rimma P. Tokinova, Ph.D. in Biology, Head of Laboratory, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daur'skaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: r.tokin@rambler.ru.



ПРЕДЛОЖЕНИЯ К КЛАССИФИКАЦИИ БЕНТОСНЫХ ОРГАНИЗМОВ СЕВЕРНОГО КАСПИЯ ПО САПРОБНОСТИ

Одной из проблем использования методов биоиндикации для оценки экологического состояния Северного Каспия является отсутствие дифференциации северо-каспийских бентосных организмов по сапробности. В статье даны предложения по классификации северо-каспийского бентоса по экологической валентности зообентосных организмов к содержанию растворенного в воде кислорода. При этом учитывалось отношение бентоса как к концентрации кислорода (абсолютное содержание), так и к насыщению вод кислородом (относительное содержание). При разделении бентосных организмов также принимались во внимание зависимости их количественных показателей (численности и биомассы) от уровня накопления органического вещества в донных отложениях. Классифицирование прошли все таксоны северо-каспийского зообентоса. Виды, чья частота встречаемости не превышает 2%, исключены из классификации. В список видов-полисапробов предлагается внести 12 представителей бентоса, толерантных к низкому содержанию кислорода (выдерживающих концентрацию кислорода менее 3 мл/л). При этом в группу полисапробов не вошли эвриоксибионтные *Hediste diversicolor*, *Hypaniola kowalewskyi* и Chironomidae, количественные показатели которых находятся в отрицательной корреляционной связи с содержанием органического вещества в донных отложениях. К видам-мезосапробам предлагается отнести 13 видов, обитающих в диапазоне концентраций кислорода 3.63-4.65 мл/л, при насыщении вод кислородом менее 70%. Перечень олигосапробных видов включает в себя 7 видов, обитающих при относительном содержании кислорода свыше 70%. Предложенная классификация нуждается в уточнениях, для которых требуются дополнительные исследования по определению экологической валентности северо-каспийских бентосных организмов к гидрохимическим факторам (температуре, солености и азотсодержащим соединениям).

Ключевые слова: Северный Каспий; зообентос; сапробность.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.4.71.76>

Введение

Биоиндикация, как способ определения биологически значимых нагрузок на основе ответных реакций на них живых организмов и их сообществ, применима к оценке всех видов антропогенных загрязнений. При этом использование методов биоиндикации при экологической оценке водных экосистем наиболее перспективно для зообентоса, так как эта группа организмов статична, отличается большей продолжительностью жизни и может отражать экологическое состояние водоема за длительный интервал времени (Шитиков и др., 2003).

Актуальность оценки экологического состояния Северного Каспия с помощью методов биоиндикации обусловлена возросшим антропогенным воздействием на акваторию. Малочисленность работ, посвященных оценке экологического состояния Северного Каспия методами биоиндикации, связана с методологическими трудностями, поскольку применение методов биоиндикации в водных экосистемах показало, что их использова-

ние требует предварительной региональной адаптации.

Важным этапом региональной адаптации методов биоиндикации является классификация организмов по сапробности (Foti et al., 2014; Виды ..., 2020). Цель исследования – заложить основы классификации северо-каспийских бентосных организмов по сапробности в зависимости от концентрации растворенного в воде кислорода.

Материалы и методы исследования

Исследование базируется на результатах выполненных автором работ по оценке численности, биомассы, частоты встречаемости северо-каспийских бентонтов в зависимости от содержания кислорода в придонном слое воды Северного Каспия с целью составления и обоснования предложений к классификации бентосных организмов по сапробности (Дегтярева и др., 2019а,б; Дегтярева, Кострыкина, 2019; Дегтярева и др., 2020а-в).

Поскольку сапробная валентность устанавливается как по степени оксифильности гидробион-

тов, так и по их чувствительности к содержанию органического вещества (Kolkwitz, Marsson, 1909; Sládeček, 1985), для дифференциации бентоса по сапробности были использованы исследования зависимости количественных показателей северо-каспийского бентоса от уровня накопления органического вещества в донных отложениях (Дегтярева, 2017).

В литературных данных названия организмов даны согласно определителю беспозвоночных (Атлас ..., 1968). Видовые названия заменены на валидные в соответствии с международной базой данных Global Biodiversity Information Facility (<https://www.gbif.org>).

Результаты и их обсуждение

Концентрация кислорода в придонном слое северо-каспийских вод изменяется в широких пределах. Бентонты в Северном Каспии, в зависимости от своей видовой принадлежности, обитают разные диапазоны концентраций кислорода (Дегтярева и др., 2019а). Предложения к классификации северо-каспийских зообентосных организмов по сапробности целесообразно составить по нижнему пределу экологической валентности каждого вида к кислороду.

Полисапробные виды обитают в водах с почти полным отсутствием свободного кислорода, наличием неразложившихся белков, высокой концентрацией сероводорода и диоксида углерода, при восстановительном характере биохимических процессов. Число полисапробных видов сравнительно невелико, но они встречаются в массовых количествах (Kolkwitz, Marsson, 1902).

Из пула северо-каспийских бентонтов к данной категории предлагается отнести толерантные к низкому содержанию кислорода (менее 3 мл/л): *Pseudocuma (Stenocuma) graciloides* (Sars, 1894), *Schizorhynchus bilamellatus* (Sars, 1984), *Echinogammarus ischnus* (Stebbing, 1899), *Gammarus pauxillus* (Grimm, 1986), *Stenogammarus similis* (Sars, 1894), *Stenogammarus macrurus* (Sars, 1894), *Dikerogammarus haemobaphes* (Eichwald, 1841), *Abra segmentum* (Récluz, 1843), *Mytilaster lineatus* (Gmelin, 1791), *Didacna protracta* (Eichwald, 1829) и *Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789) (Дегтярева, Кострыкина, 2019; Дегтярева и др., 2019а,б; Дегтярева и др., 2020а,б).

Из вышеперечисленных видов к полисапробным в первую очередь предлагается отнести *A. segmentum* и *D. protracta*, чьи количественные показатели находятся в прямой зависимости от содержания органического углерода в донных отложениях (Дегтярева, 2017).

При этом такие толерантные к низкому содер-

жанию кислорода виды как *Hediste diversicolor* (Müller, 1776) и *Hypaniola kowalewskyi* (Grimm, 1877), выдерживающие 1.29 мл/л (21%) содержания кислорода в воде (Дегтярева, 2019а), а также представителей Chironomidae, зарегистрированных при 1.76 мл/л (31%) (Дегтярева, 2019в), нельзя отнести к индикаторам полисапробности, т.к. их количественные показатели находятся в отрицательной корреляционной связи с содержанием органического вещества в донных отложениях (Дегтярева, 2017), в свою очередь являющимся показателем эвтрофирования (Putilina, Varentsov, 1980; Немировская, 2004).

Мезосапробные виды обитают в водах, где загрязнение выражено слабее: отсутствуют неразложившиеся белки, содержание сероводорода и диоксида углерода незначительно, кислород присутствует в заметных количествах; в воде присутствуют слабоокисленные азотистые соединения (аммиак, аминокислоты и амидокислоты) (Kolkwitz, Marsson, 1902).

К видам-мезосапробам предлагается отнести гидробионтов, обитающих в диапазоне концентраций кислорода 3.63–4.65 мл/л, но при насыщении вод кислородом менее 70%: представителей семейства Nematoda, *Chelicorophium mucronatum* (Sars, 1895), *Chelicorophium chelicorne* (Sars, 1895), *Chelicorophium curvispinum* (Sars, 1895), *Chelicorophium nobile* (Sars, 1895), *Pterocuma pectinatum* (Sowinsky, 1893), *Pseudocuma (Stenocuma) gracilis* (Sars, 1893), *Stenogammarus compressus* (Sars, 1894), *Amathillina pusilla* (Sars, 1896), *Amathillina cristata* (Sars, 1894), *Iphigenella andrussovi* (Sars, 1896), *Obesogammarus platycheir* (Sars, 1896), *Monodacna colorata* (Eichwald, 1829) и *Adacna vitrea* (Eichwald, 1829) (Дегтярева и др., 2019а,б; Дегтярева, Кострыкина, 2019; Дегтярева и др., 2020а,б).

Согласно существующей классификации (Kolkwitz, Marsson, 1902), в α -мезосапробных водах присутствуют аммиак, амино- и амидокислоты, есть кислород; в β -мезосапробных водах регистрируется аммиак и продукты его окисления – азотная и азотистая кислоты, аминокислоты отсутствуют, сероводород встречается в незначительных количествах, кислорода в воде много. Дифференциация северо-каспийских бентосных организмов по α - и β -мезосапробности при имеющихся данных невозможна, т.к. зависимость количественных показателей организмов от азотсодержащих соединений на данный момент не установлена. Видовое разнообразие в мезосапробных водах выше, чем полисапробных, но численность и биомасса бентонтов ниже.

Таблица. Предложения к классификации северо-каспийского бентоса по сапробности
Table. Proposals for the classification of the Northern Caspian benthos on saprobity

Вид или таксон Species or taxon	Минимальное содержание кислорода в месте обитания вида Minimum oxygen content in the habitat of the species		Сапробность Saprobity
	абсолютное содержание, мл/л absolute content, ml/l	относительное содержание, % relative content, %	
<i>Pseudocuma (Stenocuma) graciloides</i>	1.29	21	Полисапробные
<i>Stenogammarus similis</i>	1.29	21	
<i>Oligochaeta</i>	1.29	21	
<i>Mytilaster lineatus</i>	1.29	21	
<i>Monodacna colorata</i>	1.29	21	
<i>Schizorhynchus bilamellatus</i>	1.82	26	
<i>Stenogammarus macrurus</i>	1.82	26	
<i>Cerastoderma glaucum</i>	1.82	26	
<i>Echinogammarus ischnus</i>	2.19	22	
<i>Gammarus pauxillus</i>	2.19	22	
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	2.19	32	
<i>Abra segmentum</i>	2.19	32	
<i>Pterocuma pectinatum</i>	3.63	63	
<i>Stenogammarus compressus</i>	3.63	59	
<i>Amathillina pusilla</i>	3.63	63	
<i>Pseudocuma (Stenocuma) gracilis</i>	3.98	59	
Nematoda	4.06	68	
<i>Didacna protracta</i>	4.06	59	
<i>Chelicorophium mucronatum</i>	4.13	59	
<i>Iphigenella andrussovi</i>	4.13	59	
<i>Chelicorophium chelicorne</i>	4.49	63	
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	4.49	63	
<i>Chelicorophium nobile</i>	4.56	63	
<i>Amathillina cristata</i>	4.65	63	
<i>Akerogammarus knipowitschi</i>	4.25	70	Олигосапробные
<i>Pseudocuma cercaroides</i>	4.82	70	
<i>Echinogammarus warpachowskyi</i>	4.10	71	
<i>Cardiophilus baeri</i>	4.10	71	
<i>Gmelina costata</i>	4.15	73	
<i>Pseudocuma laevis</i>	3.95	74	
<i>Adacna vitrea</i>	3.98	75	
<i>Nipharqoides derzhavini</i>	5.78	79	

Олигосапробные воды характеризуются отсутствием сероводорода, низкой концентрацией диоксида углерода и растворенных органических веществ, близким к величине нормального насыщения количеством кислорода. Население олигосапробных вод наиболее разнообразно в видовом отношении, но количественные показатели гораздо ниже, чем в других водах (Константинов, 1986).

К категории олигосапробных видов предлагается отнести виды, обнаруженные при относительном содержании кислорода свыше 70%: *Akerogammarus knipowitschi* (Derzhavin et Pjatkova, 1967), *Pseudocuma cercaroides* (Sars, 1894), *Echinogammarus warpachowskyi* (Sars, 1894), *Cardiophilus baeri* (Sars, 1896), *Gmelina costata* Grimm (Sars, 1894), *Pseudocuma laevis* (Sars, 1894) и *Nipharqoides derzhavini* (Pjatkova, 1962) (Дегтярева и др., 2019б; Дегтярева и др., 2020а).

В пуле северо-каспийского бентоса обнаружены и другие оксифильные виды: *Manayunkia caspica* (Annenkova, 1929), *Caspiobdella*

tuberculata (Epshtein, 1966), *Archaeobdella esmonti* (Grimm, 1876), *Pseudocuma (Stenocuma) tenuicauda* (Sars, 1894), *Pterocuma rostrata* (Sars, 1894), *Caspiocuma campylaspoides* (Sars, 1897), *Gammarus behningi* (Martynov, 1919), *Nipharqoides deminutus* (Stebbing, 1906), *Nipharqoides corpulentus* (Sars, 1895), *Pandorites podoceroideus* (Sars, 1895), *Didacna trigonoides* (Pallas, 1771) и *Cardium pyramidatum* (Grimm, 1877). Однако принадлежность их к группе олигосапробов следует оставить под вопросом по причине низкой частоты их встречаемости (от единичных случаев до 2%) (Дегтярева и др., 2019а,б; Дегтярева и др., 2020а,б).

В таблице представлены предложения к классификации северо-каспийских бентонтов по сапробности в обобщенном виде. Учитывая, что экологическая валентность к кислороду отдельных видов – представителей северо-каспийских олигохет и нематод не установлена, в предложениях к классификации предварительно, на данном этапе изученности этих групп организмов,

даны таксоны.

Дальнейшие исследования должны быть направлены на выявление влияния факторов, обуславливающих изменения реакции бентосных организмов на температуру и соленость воды. Также в число критериев необходимо включить содержание органического вещества в воде, толерантность к которому у северо-каспийских бентонтов не установлена. Кроме того, несмотря на то, что в классификациях по сапробности число видов-индикаторов обычно ниже по сравнению с общим числом видов (Sverdrup, Frolova, 2019), желательнее провести дополнительные исследования по определению экологической валентности к кислороду видов, не учтенных в предложенной классификации.

Заключение

В условиях возросшего антропогенного воздействия на акваторию Северного Каспия необходим регионально адаптированный способ определения биологически значимых нагрузок. Трудность использования методов биоиндикации для Северного Каспия состоит в том числе и в отсутствии дифференциации северо-каспийских бентонтов по сапробности. Предложения к классификации по сапробности, представленные в этой работе, основаны на экологической валентности бентоса к содержанию растворенного в воде кислорода, при этом учтены зависимости количественных показателей бентосных организмов от содержания органического вещества в донных отложениях.

К полисапробным предложено отнести толерантных к низкому (менее 3 мл/л) содержанию кислорода представителей бентоса, кроме *Hediste diversicolor*, *Hypaniola kowalewskyi* и личинок хирономид, чьи количественные показатели находятся в отрицательной корреляционной зависимости от содержания органического вещества в донных отложениях.

К видам-мезосапробам предлагается отнести бентонтов, обитающих в диапазоне концентраций кислорода 3.63–4.65 мл/л, при насыщении вод кислородом менее 70%. Выделение α - и β -мезосапробных видов требует дополнительных исследований по определению экологической валентности гидробионтов к азотсодержащим соединениям.

В категорию олигосапробных видов предлагается включить виды, обнаруженные при относительно содержании кислорода свыше 70%, за исключением видов с низкой частотой встречаемости, чья принадлежность к группе олигосапробов нуждается в уточнении.

Список литературы

1. Атлас беспозвоночных Каспийского моря / Под ред. Я.А. Бирштейна. М.: Пищевая промышленность, 1968. 414 с.
2. Виды – биологические индикаторы состояния морских арктических экосистем. М.: Фонд «НИР», 2020. 383 с.
3. Дегтярева Л.В. Органический углерод в донных отложениях Северного Каспия и его роль в формировании кормовой базы и уловов промысловых видов рыб. Дис... канд. биол. наук. Новосибирск, 2017. 137 с.
4. Дегтярева Л.В., Кострыкина Т.А., Даирова Д.С., Кашин Д.В., Письменная О.А., Петренко Е.Л. Отношение кольчатых и круглых червей к кислороду в западной части Северного Каспия // Вестник Астраханского государственного технического университета. Сер.: Рыбное хозяйство. 2019а. №1. С. 20–27. DOI: 10.24143/2073-5529-2019-1-20-27.
5. Дегтярева Л.В., Кострыкина Т.А. Отношение копроид к кислороду в западной части Северного Каспия / Материалы VII научно-практической конференции с международным участием «Проблемы сохранения экосистемы Каспия в условиях освоения нефтегазовых месторождений». Астрахань: Волжско-Каспийский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («КаспНИРХ»), 2019. С. 56–59.
6. Дегтярева Л.В., Даирова Д.С., Кострыкина Т.А., Письменная О.А., Кашин Д.В. Экологическая валентность к кислороду северокаспийских мизид и кумовых ракообразных // Вестник Астраханского государственного технического университета. Сер.: Рыбное хозяйство. 2019б. №4. С. 32–41. DOI: 10.24143/2073-5529-2019-4-32-41.
7. Дегтярева Л.В., Кострыкина Т.А., Кашин Д.В. Отношение организмов семейства Gammaridae к содержанию кислорода в придонном слое воды в Северном Каспии // Вестник Астраханского государственного технического университета. Сер.: Рыбное хозяйство. 2020а. №1. С. 61–67. DOI: 10.24143/2073-5529-2020-1-61-67.
8. Дегтярева Л.В., Лардыгина Е.Г., Кашин Д.В., Кострыкина Т.А. Формирование сообщества северокаспийских моллюсков в зависимости от абиотических факторов среды // Биологическое разнообразие: изучение, сохранение, восстановление, рациональное использование / Материалы II международной научно-практической конференции. Симферополь: ИТ «АРИАЛ», 2020б. С. 303–309.
9. Дегтярева Л.В., Кашин Д.В., Кострыкина Т.А., Астафьева С.С. Толерантность к кислороду северокаспийских хирономид // Каспий XXI века: пути устойчивого развития / Материалы международного научного форума. Астрахань: Изд. дом «Астраханский университет», 2020в. С. 198–200.
10. Константинов А.С. Общая гидробиология: М.: Высшая школа, 1986. 472 с.
11. Немировская И.А. Углеводороды в океане (снег – лёд – вода – взвесь – донные осадки). М.: Научный мир, 2004. 328 с.
12. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
13. Foti A., Fenzi G.A., Di Pippo F., Gravina M.F., Magni P. Testing the saprobity hypothesis in a Mediterranean lagoon: Effects of confinement and organic enrichment on benthic communities // Marine environmental research. 2014. V. 99. P. 85–94. doi: 10.1016/j.marenvres.2014.04.004.
14. <https://www.gbif.org/species/search?q> (дата обращения 16.09.2022).
15. Kolkwitz R., Marsson M. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna // Mitteil. aus der konigl. Prufungang für Wasserbesorg. und Abwasserbes. 1902. H. 1. P. 33.
16. Kolkwitz R., Marsson M. Ökologie der tierischen

Saprobien // Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 1909. Bd. 2. P. 126-152.

17. Putilina V.S., Varentsov I.M. Interaction between organic matter and heavy metals in the waters of the recent basin – a review of the current state of the problem // *Chemie der Erde*. 1980. 39. №4. P. 298–310.

18. Sládeček V. Scale of saprobity: With 2 figures and 1 table in the text // Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen. 1985. V. 22, №4. P. 2337–2341.

19. Sverdrup A.E., Frolova L.L. A new approach for the determination of species saprobity for water quality monitoring based on the molecular phylogeny // *IIOAB Journal*. 2019. V. 10, №4. P. 34.

References

1. Atlas bespozvonochny'x Kaspijskogo morya [Atlas of Caspian Invertebrates] / ed. Ya.A. Birshtejna. Moscow, 1968. 414 p.

2. Vidy' – biologicheskie indikatory' sostoyaniya morskich arkticheskix e'kositsem [Species - biological indicators of the state of marine arctic ecosystems]. Moscow: Fond «NIR», 2020. 383 p.

3. Degtyareva L.V. Organicheskiy uglerod v donny'x otlozheniyax Severnogo Kaspiya i ego rol' v formirovanii kormovoj bazy' i ulovov promy'slovy'x vidov ry'b [Organic carbon in the sediments of the Northern Caspian and its role in the formation of the feed base and catches of commercial fish species]. PhD (Cand. of Biology) thesis. Novosibirsk, 2017. 137 p.

4. Degtyareva L.V., Kostry'kina T.A., Dairova D.S., Kashin D.V., Pis'mennaya O.A., Petrenko E.L. Otnoshenie kol'chaty'x i krugly'x chervej k kislorodu v zapadnoj chasti Severnogo Kaspiya [Ratio of ringed and round worms to oxygen in the western part of the Northern Caspian] // *Vestnik Astraxanskogo Gosudarstvennogo Texnicheskogo Universiteta*. Ser.: Ry'bnoe xozyajstvo [Bulletin of Astrakhan State Technical University. Series: Fisheries]. 2019a. No 1. P. 20-27. DOI: 10.24143/2073-5529-2019-1-20-27.

5. Degtyareva L.V., Kostry'kina T.A. Otnoshenie korofiid k kislorodu v zapadnoj chasti Severnogo Kaspiya [Relationship of Corophiidae to oxygen in western part of Northern Caspian] / *Materialy' VII nauchno-prakticheskoy konferencii s mezhdunarodny'm uchastiem «Problemy' soxraneniya e'kositemy' Kaspiya v usloviyax osvoeniya neftegazovy'x mestorozhdenij»* [Problems of preservation of Caspian ecosystem under conditions of development of oil and gas fields]. Astrakhan, 2019. P. 56–59.

6. Degtyareva L.V., Dairova D.S., Kostry'kina T.A., Pis'mennaya O.A., Kashin D.V. E'kologicheskaya valentnost' k kislorodu severokaspijskix mizid i kumovy'x rakoobrazny'x [Ecological Oxygen Valence of Northern Caspian Mysids and Cumacea Crustaceans] // *Vestnik Astraxanskogo Gosudarstvennogo Texnicheskogo Universiteta*. Ser.: Ry'bnoe xozyajstvo [Bulletin of Astrakhan State Technical University. Series: Fisheries]. 2019b. No 4. P. 32–41. DOI: 10.24143/2073-5529-2019-4-32-41.

7. Degtyareva L.V., Kostry'kina T.A., Kashin D.V. Otnoshenie organizmov semejstva Gammaridae k sodержaniyu kisloroda v pridonnom sloe vody' v Severnom Kaspii [Relationship of Gammaridae organisms to oxygen content in the bottom layer of the Northern Caspian] / *Vestnik Astraxanskogo Gosudarstvennogo Texnicheskogo Universiteta*. Ser.: Ry'bnoe xozyajstvo [Bulletin of Astrakhan State Technical University. Series: Fisheries]. 2020a. No 1. P. 61–67. DOI: 10.24143/2073-5529-2020-1-61-67.

8. Degtyareva L.V., Lardy'gina E.G., Kashin D.V., Kostry'kina T.A. Formirovanie soobshhestva severokaspijskix mollyuskov v zavisimosti ot abioticheskix faktorov sredy' [Formation of a community of Northern Caspian molluscs depending on abiotic environmental factors] / *Biologicheskoe raznoobrazie: izuchenie, soxranenie, vosstanovlenie, racional'noe ispol'zovanie* [Biodiversity: research, conservation, recovery, management] / *Materialy' II Mezhdunarodnoj nauchno-prakticheskoy konferencii*. Simferopol', 2020b. P. 303–309.

9. Degtyareva L.V., Kashin D.V., Kostry'kina T.A., Astaf'eva S.S. Tolerantnost' k kislorodu severokaspijskix xironomid [Oxygen tolerance of Northern Caspian hironomides] / *Kaspij XXI veka: puti ustojchivogo razvitiya* [The Caspian Sea of the 21st Century: sustainable development paths]: *materialy' Mezhdunarodnogo nauchnogo foruma*. Astraxan', 2020. P. 198–200.

10. Konstantinov A.S. Obshhaya gidrobiologiya [General hydrobiology]. Moscow: Vy'sshaya. shkola, 1986. 472 p.

11. Nemirovskaya I.A. Uglevodorody' v okeane (sneg – lyod – voda – vzves' – donny'e osadki) [Hydrocarbons in the ocean (snow – ice – water – sediments)]. Moscow: Nauchny'j Mir, 2004. 328 p.

12. Shitikov V.K., Rozenberg G.S., Zinchenko T.D. Kolichestvennaya gidroekologiya: metody' sistemnoj identifikacii [Quantitative hydroecology: methods of system identification]. Tol'yatti, 2003. 463 p.

13. Foti A., Fenzi G.A., Di Pippo F., Gravina M.F., Magni P. Testing the saprobity hypothesis in a Mediterranean lagoon: Effects of confinement and organic enrichment on benthic communities // *Marine environmental research*. 2014. Vol. 99. P. 85–94. DOI: 10.1016/j.marenvres.2014.04.004.

14. <https://www.gbif.org/species/search?q> (accessed: 16.09.2022).

15. Kolkwitz R., Marsson M. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna // *Mitteil. aus der konigl. Prufungang für Wasserbesorg. und Abwasserbes.* 1902. H. 1. P. 33.

16. Kolkwitz R., Marsson M. Ökologie der tierischen Saprobien // Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie 1909. Bd. 2. P. 126-152.

17. Putilina V.S., Varentsov I.M. Interaction between organic matter and heavy metals in the waters of the recent basin – a review of the current state of the problem // *Chemie der Erde*. 1980. 39. No 4. P. 298–310.

18. Sládeček V. Scale of saprobity: With 2 figures and 1 table in the text // Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen. 1985. Vol. 22. No 4. P. 2337-2341.

19. Sverdrup A.E., Frolova L.L. A new approach for the determination of species saprobity for water quality monitoring based on the molecular phylogeny // *IIOAB Journal*. 2019. Vol. 10, No 4. P. 34.

Degtyareva L.V. Proposals for the classification of benthos of the Northern Caspian on saprobity.

One of the problems of using bioindication methods to assess the ecological state of the Northern Caspian is the lack of differentiation of Northern Caspian benthic organisms by saprobity. The article offers proposals for classification of Northern Caspian benthos by saprobity. The differentiation was based on the ecological valence of benthic organisms to oxygen dissolved in water. At the same time, the

ratio of benthos to both oxygen concentration (absolute content) and oxygen saturation (relative content) was taken into account. Dependence of their quantitative figures (number and biomass) on the level of accumulation of organic matter in sediments with the separation of benthic organisms was also taken into account. All taxons of the Northern Caspian zoobenthos were classified. Species whose frequency of occurrence does not exceed 2% are excluded from the classification. 12 representatives of benthos tolerant to low oxygen content (which can withstand oxygen concentration below 3 ml/l), are proposed to add in the list of polysaprobic species. At the same time, the eurioxybiotic *Hediste diversicolor*, *Hypaniola kowalewskyi* and Chironomidae, which quantitative

figures are in a negative correlation with the organic matter content in the bottom sediments, are not included in the group of polysaprobic species. It is proposed to include 13 species, which live in the oxygen range of 3.63-4.65 ml/l, with relative concentration of oxygen less than 70% to mesosaprobic species. The list of oligosaprobic species includes seven species that live at a relative oxygen content above 70%. The proposed classification needs clarifications with further research to determine the ecological valence of North Caspian benthic organisms to hydrochemical factors (temperature, salinity and nitrogen-containing compounds).

Keywords: Northern Caspian; zoobenthos; saprobity.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 23.09.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 04.10.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 19.10.2022

Информация об авторах

Дегтярева Лариса Вячеславна, кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник, Каспийский морской научно-исследовательский центр, 414024, Россия, г. Астрахань, ул. Ширяева, 14, E-mail: dlgru@mail.ru.

Information about the authors

Larisa V. Degtyareva, Ph.D. in Biology, Leading Researcher, Caspian Marine Scientific Research Center, 14, Shiryayeva st., Astrakhan, 414024, Russia, E-mail: dlgru@mail.ru.



СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ВОДНОЙ МИКОФЛОРЫ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

Грибы и грибоподобные организмы играют важную роль в деструкции органического вещества и биодegradации всех органических субстратов, находящихся в воде, как естественного, так и антропогенного происхождения. Изучение водных грибов Ладожского озера ведется с 1984 года. Многолетний количественный анализ микофлоры показывает, что высокие значения микопланктона были характерны для 1980-х годов (максимум отмечался в 1986 году и составлял 7500 п/л), что объяснялось последствиями процесса антропогенного эвтрофирования. Снижение численности стало наблюдаться с 1991 года, когда антропогенная нагрузка на озеро упала. Однако, в 2013 году была зафиксирована вспышка численности микобиоты (7000 п/л) и смена доминирующего комплекса, что, вероятно, было вызвано осенней вспышкой диатомовых водорослей и последствиями интенсивной перестройки озерной биоты. Исследования, проведенные в 2021 году, показали изменение качественного и количественного состава водной микофлоры. Интерес представляет изменение качественного состава микопланктона и заметное увеличение численности микопланктона в придонных слоях воды. Полученный результат может быть положен в основу прогнозирования изменений планктонного сообщества.

Ключевые слова: водные грибы; частота встречаемости; доминирующий комплекс; Ладожское озеро.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.4.77.83>

Введение

Как гетеротрофные организмы, водные грибы участвуют в минерализации субстратов и в разложении консервативной части растворенного органического вещества. Уровень заспоренности воды пропагулами (грибные зародыши гиф и споры различных типов) является показателем трофии водоема. (Dighton, 2003; Марфенина, 2005; 2007). Грибы характеризуются высокими адаптационными способностями, занимают самые разнообразные экологические ниши и играют значительную роль в биоценозах (Дудка, 1974). Развитие водной микофлоры в Ладожском озере связано с возникновением дефицита биологически доступного (минерального) фосфора (Петрова и др. 2010; Меншуткин и др., 2015; Курашов и др., 2018; Иофина, 2019; Митюков, Иофина, 2020). В условиях антропогенного воздействия на водоем, они могут быть использованы в качестве индикаторов степени загрязнения водоема (Марфенина, 1990; Марфенина, 1994; Терехова, Швед, 1994; Широких, Колупаев, 2009)

Их интенсивное развитие характерно для водоемов, подвергающихся антропогенному эвтрофированию (Марфенина, 2005; Марфенина, Фомичева, 2007; Меншуткин и др., 2015). Микопланктон может влиять на активность и развитие других гидробионтов. Пути воздействия могут

быть различными – от прямого паразитирования до опосредованного влияния путем выделения биологически активных метаболитов (Терехова, 1995). Массовое развитие микопланктона в Ладожском озере было связано с возникновением дефицита биологически доступного (минерального) фосфора в экосистемных круговоротах в результате интенсивного потребления его водорослями и, в еще большем количестве, бактериопланктоном в ходе антропогенного эвтрофирования озера (Петрова и др. 2010; Меншуткини и др., 2015; Марфенина, 2005; Терехова, 2007; Иофина, 2020).

Задачей исследования, помимо выявления видового состава и распространения микофлоры Ладожского озера, было применение водных грибов для индикации.

Материалы и методы исследования

Ладожское озеро является крупнейшим водоемом Европы. Оно подразделяется на несколько районов, существенно различающихся по многим лимническим показателям. В течение года в большей части Ладожского озера преобладают западные и юго-западные ветры. Средняя месячная скорость ветра в открытой части озера и на большинстве островов с октября по январь— февраль 6–9 м/с, в остальные месяцы 4–7 м/с. В октябре на

2020, 2021). Так, в доминирующий комплекс 2013–2017 гг. входили *Candida krusei* (Berhout), *Torulopsis candida* (Saito) Lodder *Rhodotorula rubra* (Schimon) F.C. Harrison, Nouveau Traité Méd. В 2018–2020 гг. *Penicillium notatum* Thom, *Cladosporium cladosporioides* (Fresen.) G.A. de Vries и *Mucor circinelloides* Tieghem. Исследования 2021 г. выявили очередное увеличение численности дрожжей, которые опять доминировали.

Анализ частоты встречаемости иллюстрирует разделение микофлоры Ладожского озера на три группы: постоянные, периодические и редкие виды (Семенова, 1994). Группа постоянных обитателей представлена видами, чье развитие было стабильным на протяжении многолетних наблюдений, колебалась лишь численность того или иного вида (родов *Mucor*, *Trichoderma*, *Penicillium*). Вторая группа встречается периодически по всей акватории или в отдельных районах озера. К этой группе относятся представители родов *Chytridium*, *Aspergillus*. В третьей группе – виды, встречающиеся эпизодически и имеющие очень низкую численность. Это представители родов *Fusidium*, *Woronina* и др. Устойчивый комплекс мицелиальных грибов, участвующий в деструкционных процессах, составляют первые две группы.

В период 2013–2021 гг. наибольшая численность водных грибов регистрировалась в 2013 г. и составляла 7000 п/л, что вероятно было вызвано осенней вспышкой диатомовых водорослей и последствиями интенсивной перестройки озерной биоты (Меншуткин, и др. 2015; Курашев и др., 2018). В 2015 гг. зафиксированы самые низкие значения микопланктона с 2009 года, при этом произошла видовая перестройка доминирующего комплекса, возможно вызванная ростом объема новообразованного органического вещества. Доминировали виды как дрожжевых, так и спорообразующих грибов (Иофина, 2016). Затем, в двух последующих годах, отмечалось заметное снижение численности в 2014 – 2000 п/л, 2015 – 1200 п/л, далее повышение в 2016 г. до 3600 п/л, в 2017 г. снижение до 2300 п/л, и далее в 2019 г. до 1200 п/л. Небольшое увеличение до 2000 п/л наблюдается в 2020 и 2021 гг. (рис. 2) (Иофина, 2017, 2019).

Следует отметить, что при этом сохранилась тенденция видовой перестройки доминирующего комплекса, возможно вызванная ростом объема новообразованного органического вещества.

По акватории озера распределение водной микофлоры неравномерно. Более разнообразен в видовом отношении прибрежный район. Начиная

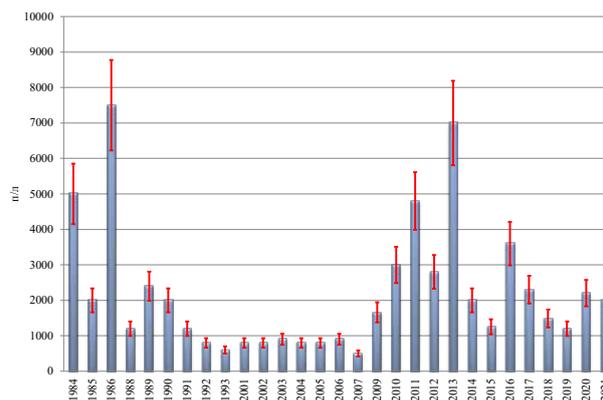


Рис. 2. Численность водных грибов в акватории Ладожского озера
Fig. 2. The aquatic fungi quantity in Lake Ladoga

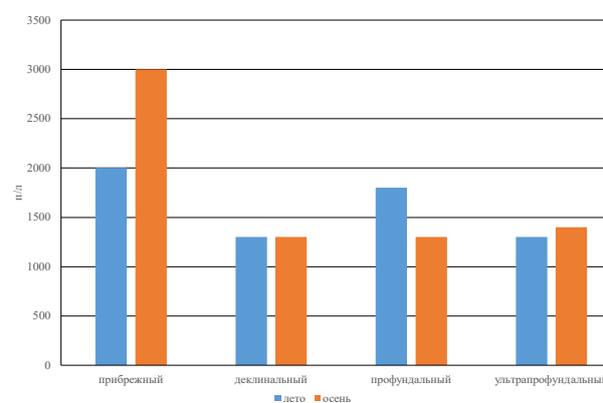


Рис. 3. Распределение микопланктона по районам Ладожского озера (поверхностный слой, лето, осень 2021 г.)
Fig. 3. Distribution of mycoplankton in the areas of Lake Ladoga (surface, summer, autumn 2021)

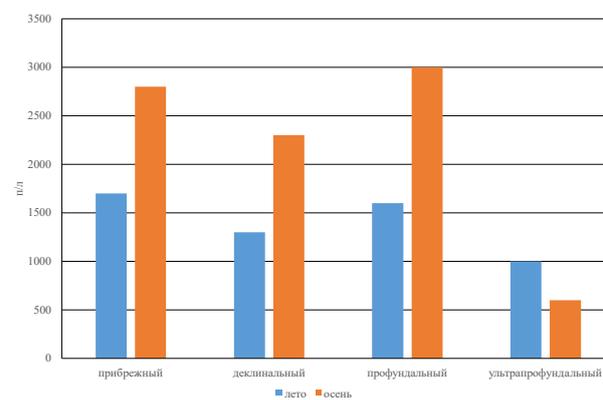


Рис. 4. Распределение микопланктона по районам Ладожского озера (придонный слой, 2021 г.)
Fig. 4. Mycoplankton distribution in the regions of Lake Ladoga (bottom, 2021)

с 2018 г. повышенные и максимальные значения фиксировались в прибрежной и в ультрапрофунадальной зонах летом и осенью в поверхностном горизонте, в ультрапрофунадальной зоне максимальные значения составляли 5800 п/л летом и

5000 п/л осенью.

Впервые в 2021 г. в поверхностном слое прибрежного района осенние значения водных грибов превысили летние (рис. 3). В предшествующие годы исследований пик численности отмечался только летом, что связано с паводками, поступлением хозяйственно-бытовых стоков и вод притоков. В этом районе всегда определялись виды, развитие которых связано с повышенным содержанием органического вещества и антропогенного загрязнения – *Cladosporium sp.*, *Saprolegnia ferax* (Gruith). В Волховской и Петрокрепостной губах обнаружены дрожжевые грибы *Torulopsis candida* (Saito) Lodder, что указывает на локальные техногенное воздействие (Сафонов, 2013; Терехова, 2007).

В исследованиях 2021 г. не были выявлены паразитарные формы. В придонном горизонте максимальные значения были характерны для всех районов, за исключением ультрапрофундального (рис. 4).

Наиболее интенсивное развитие микопланктона происходит в прибрежном районе. На протяжении всех лет исследований здесь наблюдается высокий количественный и качественный состав, что связано с паводками, поступлением хозяйственно-бытовых стоков и вод притоков. Именно здесь были выделены виды, развитие которых связано с повышенным содержанием органического вещества и антропогенного загрязнения – *S. ferax* (Gruith), *Leptomyces lacteus* (Ag).

Интерес представляет микофлора шхерной части Ладожского озера. Были исследованы Сортавальская, Питкярантская, Ляскельская, и Якимварская шхеры. Самые высокие значения численности микопланктона на поверхности и в придонном горизонте отмечались в Сортавальском районе.

При разнообразии видового состава выделены виды, характерные для районов с повышенным содержанием органического вещества и антропогенного загрязнения – *S. ferax* (Gruith), *Leptomyces lacteus* (Ag).

Высокая численность микопланктона в Питкярантских шхерах регистрировалась на всех исследованных станциях в придонном горизонте (2400 п/л) при относительно невысоких значениях на поверхности. Качественный состав типичен для локальных техногенных районов с хозяйственно-бытовыми стоками. В Ляскельском районе распределение микопланктона было однородным по всей толще воды и доминировали дрожжевые грибы, что связано с работой целлюлозно-бумажного завода. Было зафиксировано неравномерное распределение водных грибов в

Якимварских шхерах (высокая численность на поверхности – 2400 п/л), с типичными озерными формами на станции 3 и доминирующими видами, развитие которых связано с повышенным содержанием органического вещества и антропогенным воздействием на станциях 1 и 2 Якимварского залива.

Анализируя данные, полученные в 2021 г., следует отметить очередное изменение качественного состава микопланктона в сторону увеличения численности дрожжевых организмов на 15%, перераспределение количественного состава микопланктона по акватории озера и значительное увеличение водной микофлоры в придонном слое осенью. Последний результат находится в некотором противоречии с многолетними данными. Выводы на основании результатов одного года исследований делать преждевременно, но можно предположить, что необычное распределение является следствием гидрометеорологической обстановки на Ладожском озере. Возможно, сильные осенние ветры в момент проведения экспедиционных работ привели к интенсивному перемешиванию, вследствие чего новообразованное органическое вещество было перемещено из поверхностных слоев в более глубокие горизонты.

Заключение

Многолетние исследования на Ладожском озере позволили получить индивидуальные экологические характеристики большого количества видов водной микофлоры, которые могут служить основой моделирования их поведения в условиях изменения биогенной нагрузки, климатических факторов в наиболее распространенных местах промышленных сбросов. Полученные таким образом закономерности, наравне с общими представлениями об экологии вида, могут быть положены в основу прогнозирования изменений планктонного сообщества. Разнообразие видового состава планктона формируется в условиях разного радиационного, температурного режима, обеспеченности биогенами и т.д. в различных лимнических зонах на протяжении всего вегетационного периода и определяется экологическими особенностями видов.

Можно предположить, что отмечавшийся в 2013 г. рост численности был вызван появлением новообразованного органического вещества за счет осенней вспышки диатомовых и последствиями этапа интенсивной перестройки озерной биоты (Меншуткин и др., 2015). Следует отметить, что в случае роста объема новообразованного органического вещества в придонных слоях прибрежных районов можно ожидать появление

микобиоты с высокой численностью, на порядок и более превышающей текущую, с образованием массовых колоний, что может привести к ухудшению качества вод.

Многолетние ряды комплексных наблюдений на Ладожском озере позволили оценить роль водных грибов в озерной экосистеме в процессе ее эволюции. Полученные данные не показали наличия грибов в таких количествах, которые могли бы привести к ухудшению качества воды. Интерес представляет изменение качественного состава микопланктона и заметное увеличение численности водных грибов в придонных слоях воды.

Список литературы

1. Гарибова Л.В. Основы микологии: Морфология и систематика грибов и грибоподобных организмов. М.: ТНИ КМК, 2005. 202 с.
2. Гусаков Б.Л., Терзевик А.Ю. Лимническое районирование и особенности озерных процессов в лимнических зонах // Ладожское озеро – критерии состояния системы / Ред. Н.А. Петрова, А.Ю. Терзевик. СПб.: Наука, 1992. С. 2126.
3. Дудка И.А. Грибы как компоненты пресноводных биocenozов // Микология и фитопатология. 1974. Т. 8, №5. С. 444–449.
4. Иофина И.В. Водная микофлора // Ладожское озеро и достопримечательности его побережья. Атлас. СПб.: Нестор-История, 2015. С. 111.
5. Иофина И.В. Оценка состояния водных грибов Ладожского озера в связи с воздействием природных и антропогенных факторов // Всероссийская конференция по крупным внутренним водоемам (Ладожский симпозиум). СПб., 2016. С. 175–179.
6. Иофина И.В. Функциональные характеристики микопланктона Ладожского озера // Озера Евразии: проблемы и пути их решения / Труды первой международной конференции. Петрозаводск, 2017. С. 511–515.
7. Иофина И.В. Оценка состояния водных грибов в связи с воздействием природных и антропогенных факторов // География: развитие науки и образования / Коллективная монография всероссийской, с международным участием, научно-практической конференции «LXXII Герценовские чтения». СПб., 2019. С. 372–376.
8. Иофина И.В. Водные грибы // Современное состояние и проблемы антропогенной трансформации экосистемы Ладожского озера в условиях изменяющегося климата / Ред. С.А. Кондратьев, В.А. Румянцев. М., 2021. С. 336–341.
9. Киреева Н.А., Бакаева М.Д., Галимзянова Н.Ф. Влияние нефтепродуктов на комплекс почвенных микромицетов // Микология и фитопатология. 2004. Т. 38, №1. С. 27–33.
10. Курашов Е.А., Барбашова М.А., Дудакова Д.С., Капустина Л.Л., Митрукова Г.Г., Русанов А.Г., Алешина Д.Г., Иофина И.В., Протопопова Е.В., Родионова Н.В., Трифонова И.С. Экосистема Ладожского озера: современное состояние и тенденции ее изменения в конце XX – начале XXI века // Биосфера. 2018. Т. 10, №2. С. 66–121. DOI:10.24855/BIOSFERA.V.1012.439.
11. Ладожское озеро и достопримечательности его побережья. СПб.: Нестор-История, 2015. 200 с.
12. Литвинов М.А., Дудка И.А. Методы исследования микроскопических грибов пресных и соленых (морских) водоемов. Л.: Наука, 1975. 151 с.
13. Марфенина О.Е. Антропогенная экология почвенных грибов. М.: Медицина для всех, 2005. 196 с.

14. Марфенина О.Е., Фомичева Г.М. Потенциально патогенные мицелиальные грибы в среде обитания. Современные тенденции // Микология сегодня / Ред. Ю.Т. Дьякова, Ю.В. Сергеева. М.: Национальная академия микологии, 2007. С. 235–266.

15. Меншуткин В.В., Петрова Н.А., Иофина И.В., Петрова Т.Н., Сусарева О.М. Ладожское озеро: теория и реальность. СПб.: Нестор-История, 2015. 76 с.

16. Методы экспериментальной микологии / Ред. В.И. Билай. Киев: Наукова думка, 1973. 241 с.

17. Митюков А.С., Иофина И.В., Рыбакин В.Н. Влияние гуминового вещества на рост микроскопических грибов // Общество. Среда. Развитие. 2020. №3. С. 90–94.

18. Петрова Н.А., Петрова Т.Н., Сусарева О.М., Иофина И.В. Особенности эволюции экосистемы Ладожского озера под влиянием антропогенного эвтрофирования // Водные ресурсы. 2010. Т. 37, №5. С. 580–590.

19. Пидопличко Н.М. Грибы – паразиты культурных растений. Киев: Наукова думка, 1977. 295 с.

20. Пидопличко Н.М., Милько А.А. Атлас мукоальных грибов. Киев: Наукова думка, 1975. 187 с.

21. Сафонов М.А. Стратегии адаптации грибных сообществ к изменениям условий среды // Журнал фундаментальных исследований. 2013. №6. С. 1160–1163.

22. Семенова Т.А. Антропогенная изменчивость микроскопических грибов в водных экосистемах (на примере водоемов Среднего Поволжья). Тольятти: ИЭВБ РАН, 1994. 36 с.

23. Терехова В.А. Микромицеты в экологической оценке водных и наземных экосистем. М.: Наука, 2007. 215 с.

24. Широких А.А., Колупаев А.В. Грибы в биомониторинге наземных экосистем // Теоретическая и прикладная экология. 2009. №3. С. 4–14.

25. Экология микроорганизмов / Ред. А.И. Нетрусова. М.: Академия, 2004. 27 с.

26. Lodder J. The yeast. A taxonomic study. Amsterdam-London, 1970. 658 p.

27. Dighton J. Fungi in ecosystem processes. Marcel Dekker Inc., 2003. 186 p.

References

1. Garibova L.V. Osnovy mikologii: Morfologiya i sistematika gribov i gribopodobnyh organizmov [Fundamentals of mycology: Morphology and systematics of fungies and fungie-like organisms]. Moscow, 2005. 202 p.
2. Gusakov B.L., Terzhevik A.Yu. Limnicheskoe rajonirovanie i osobennosti ozernyh processov v limnicheskikh zonah [Limnic zoning and features of the lake processes in limnic zones] // Ladozhskoe ozero – kriterii sostoyaniya sistemy [Ladoga Lake – criteria for the state of the system] / Ed. N.A. Petrova, A.Yu. Terzhevik. Saint-Petersburg: Nauka, 1992. P. 21–26.
3. Dudka I.A. Griby kak komponenty presnovodnyh biocenozov (Fungies as components of freshwater biocenoses) // Mikologiya i fitopatologiya [Mycology and phytopathology]. 1974. Vol. 8, No 5. P. 444–449.
4. Iofina I.V. Vodnaya mikoflora [Water mycoflora] // Ladozhskoe ozero i dostoprimechatel'nosti ego poberezh'ya. Atlas [Ladoga Lake and the sights of its coast. Atlas]. Saint-Petersburg: Nestor-Istoriya, 2015. P. 111.
5. Iofina I.V. Ocenka sostoyaniya vodnyh gribov Ladozhskogo ozera v svyazi s vozdeystviem prirodnyh i antropogennyh faktorov [Assessment of the state of water fungies of Lake Ladoga in connection with the impact of natural and anthropogenic factors] // Vserossiyskaya konferenciya po krupnym vnutrennim vodoeмам (Ladozhskij simpozium), Sankt-Peterburg [All-Russian conference on large inland water bodies (Ladoga symposium)].

Saint-Petersburg, 2016. P. 175–179.

6. Iofina I.V. Funkcional'nye karakteristiki mikoplanktona Ladozhskogo ozera [Functional characteristics of mycoplankton Lake Ladoga] // Trudy pervoy mezhdunarodnoy konferencii «Ozera Evrazii: problemy i puti ih resheniya» [Proceedings of the First International Conference «Lakes of Eurasia: problems and solutions»]. Petrozavodsk, 2017. P. 511–515.

7. Iofina I.V. Ocenka sostoyaniya vodnyh gribov v svyazi s vozdejstviem prirodnyh i antropogennyh faktorov [Assessment of the state of water fungi of Lake Ladoga in connection with the impact of natural and anthropogenic factors] // Geografiya: razvitiye nauki i obrazovaniya. Monografiya vsrossijskoj, s mezhdunarodnym uchastiem, nauchno-prakticheskoj konferencii LXXII Gercegovskije chteniya [Geography: development of science and education. Common monography of the all-Russian, with international participation, scientific and practical conference LXXII Herzen Reading]. St.-Petersburg, 2019. P. 372–376.

8. Iofina I.V. Vodnye griby [Water fungi] // Sovremennoe sostoyanie i problemy antropogennoj transformacii ekosistemy Ladozhskogo ozera v usloviyah izmenyayushchegosya klimata [Modern conditions and problems of the anthropogenic transformation of the ecosystem of Lake Ladoga in the conditions of a climate changing] / Ed. S.A. Kondrat'ev, V.A. Rummyantsev. Moscow, 2021. P. 336–341.

9. Kireeva N.A., Bakaeva M.D., Galimzyanova N.F. Vliyaniye nefteproduktov na kompleks pochvennyh mikromycetov [Influence of petroleum products on the complex of soil micro-mycetes] // Mikologiya i fitopatologiya [Mycology and phytopathology]. 2004. Vol. 38, No 1. P. 27–33.

10. Kurashov E.A., Barbashova M.A., Dudakova D.S., Kapustina L.L., Mitrukova G.G., Rusanov A.G., Aleshina D.G., Iofina I.V., Protopopova E.V., Rodionova N.V., Trifonova I.S. Ekosistema Ladozhskogo ozera: sovremennoe sostoyanie i tendencii ee izmeneniya v konce XX – nachale XXI v. [Ecosystem of Lake Ladoga: current state and trends of its change at the end of XX – beginning of the XXI century] // Biosfera [Biosphere]. 2018. Vol. 10, No 2. P. 66–121. DOI:10.24855/BIOSFERA.V.1012.439.

11. Ladozhskoe ozero i dostoprimechatel'nosti ego poberezh'ya [Lake Ladoga and the sights of its coast]. Saint-Petersburg: Nestor-Istoriya, 2015. 200 p.

12. Litvinov M.A., Dudka I.A. Metody issledovaniya mikroskopicheskikh gribov presnyh i solenyh (morskih) vodoemov [Methods of studying microscopic fungi of fresh and salty (marine) reservoirs]. Leningrad: Nauka, 1975. 151 p.

13. Menshutkin V.V., Petrova N.A., Iofina I.V., Petrova T.N., Susareva O.M. Ladozhskoe ozero: teoriya i real'nost' [Ladoga Lake: theory and reality]. Saint-Petersburg: Nestor-Istoriya, 2015. 76 p.

14. Mityukov A.S., Iofina I.V., Rybakin V.N. Vliyaniye guminovogo veshchestva na rost mikroskopicheskikh gribov (The influence of humic substance on the growth of microscopic fungi) // Obschestvo. Sreda. Razvitiye [Society. Environment. Development]. 2020. No 3. P. 90–94.

15. Petrova N.A., Petrova T.N., Susareva O.M., Iofina I.V. Osobennosti evolyucii ekosistemy Ladozhskogo ozera pod vliyaniem antropogenogo evtrofirovaniya [Features of the Ladoga lake ecosystem evolution under the influence of anthropogenic eutrophication] // Vodnye resursy [Water resources]. 2010. Vol. 37, No 5. P. 580–590.

16. Pidoplichko N.M. Griby – parazity kul'turnyh rastenij [Fungi – parasites of cultivated plants]. Kiev: Naukova dumka, 1977. 295 p.

17. Pidoplichko N.M., Mil'ko A.A. Atlas mukoral'nyh gribov [Atlas of mucoral fungi]. Kiev: Naukova dumka, 1975. 187 p.

18. Safonov M.A. Strategii adaptacii gribnih soobshchestv

k izmeneniyam uslovij sredy [Strategies of fungi communities adaptation to the environmental conditions changes] // Zurnal fundamental'nyh issledovanij [Journal of fundamental research]. 2013. No 6. P. 1160–1163.

19. Semenova T.A. Antropogennaya izmenchivost' mikroskopicheskikh gribov v vodnyh ekosistemah (na primere vodoemov Srednego Povolzh'ya) [Anthropogenic variability of microscopic fungi in aquatic ecosystems (on the example of reservoirs of the Middle Volga region)]. Tol'yatti, 1994. 36 p.

20. Terekhova V.A. Mikromycety v ekologicheskoy ocenke vodnyh i nazemnyh ekosistem [Micromycetes in the ecological assessment of aquatic and terrestrial ecosystems]. Moscow: Nauka, 2007. 215 p.

21. Marfenina O.E. Antropogennaya ekologiya pochvennyh gribov [Anthropogenic ecology of soil fungi]. Moscow, 2005. 196 p.

22. Marfenina O.E., Fomicheva G.M. Potencial'no patogennye micelial'nye griby v srede obitaniya. Sovremennyye tendencii [Potentially pathogenic mycelial fungi in the habitat. Modern trends] // Mikologiya segodnya [Mycology today] / Ed. Yu.T. D'yakov, Yu.V. Sergeev. Moscow, 2007. P. 235–266.

23. Metody eksperimental'noj mikologii [Methods of experimental mycology] / Ed. V.I. Bilaj. Kiev: Naukova dumka, 1973. 241 p.

24. Shirokih A.A., Kolupaev A.V. Griby v biomonitoringee nazemnyh ekosistem [Fungi in biomonitoring of terrestrial ecosystems] // Teoreticheskaya i prikladnaya ekologiya [Theoretical and applied ecology]. 2009. No 3. P. 4–14.

25. Ekologiya mikroorganizmov [Ecology of microorganisms] / Ed. A.I. Netrusova. Moscow: Akademiya, 2004. 27 p.

26. Lodder J. The yeast. A taxonomic study. Amsterdam-London, 1970. 658 p.

27. Dighton J. Fungi in ecosystem processes. Marcel Dekker Inc., 2003. 186 p.

Iofina I.V. The modern state of water mycobiota in Lake Ladoga.

Fungi and fungi-like organisms play an important role in the destruction of organic matter and the biodegradation of all organic substrates in water, both natural and anthropogenic. The study of aquatic fungi Lake Ladoga has been carried out since 1984. Long-term quantitative analysis of mycoflora shows that high mycoplankton values were typical for the 1980s (the maximum was noted in 1986 and amounted to 7500 p/l), which was explained by the consequences of the anthropogenic eutrophication process. A decrease in the number has been observed since 1991, when the anthropogenic load on the lake fell. However, in 2013 an outbreak of mycobiota abundance (7000 p/l) and a change in the dominant complex, which was likely caused by the autumn outbreak of diatoms and the consequences of the intensive rearrangement of the lake biota. The 2021 field studies reveal the change in qualitative and quantitative composition of water mycoflora. Most of interest is attracted by the changes in qualitative composition of mycoplankton and a noticeable increase of mycobiota in the near-bottom layers. This finding can be

used, as a basis, in forecast of changes in Lake Ladoga planktonic community.

Keywords: aquatic fungi; occurrence frequency; dominant complex; Lake Ladoga.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 02.11.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 11.11.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 25.11.2022

Информация об авторах

Иофина Ирина Викторовна, научный сотрудник, Института озераедения РАН, Россия, 196105, Санкт-Петербург, ул. Севастьянова, 9, E-mail: irinaio@yandex.ru.

Information about the authors

Irina V. Iofina, Researcher, Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences, 9, Sevastyanova st., Saint-Petersburg, 196105, Russia, E-mail: irinaio@yandex.ru.



А.В. Егорова, А.Ф. Гатиятуллина, Т.Б. Калининкова

Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, tbkalinnikova@gmail.com

ПОСЛЕДСТВИЯ КРАТКОВРЕМЕННОГО ДЕЙСТВИЯ ИОНОВ Pb²⁺, Cd²⁺ И Cu²⁺ НА ОРГАНИЗМ СВОБОДНОЖИВУЩЕЙ ПОЧВЕННОЙ НЕМАТОДЫ *CAENORHABDITIS ELEGANS*

Проведено сравнительное исследование токсического действия ионов свинца, кадмия и меди на организм почвенной нематоды *Caenorhabditis elegans* линии дикого типа N2. Двухчасовая экспозиция нематод к растворам Pb(NO₃)₂, Cu(NO₃)₂ или Cd(NO₃)₂ в концентрации 10 и 20 мМ повышала чувствительность моторной программы плавания, индуцированного механическим стимулом, к агонисту никотиновых рецепторов ацетилхолина левамизолу в концентрации 2, 4 и 8 мкМ. Повышение чувствительности локомоции *C. elegans* к левамизолу проявлялось в снижении доли нематод, сохранивших способность поддерживать плавание в течение 10 с после стимула. В условиях экспериментов наиболее сильное токсическое действие на нематод оказывал нитрат меди, наименее токсичным был нитрат свинца. 30-минутная экспозиция *C. elegans* к Pb(NO₃)₂, Cu(NO₃)₂ или Cd(NO₃)₂ в концентрации 10 и 20 мМ с последующим восстановлением нематод в течение 24 часов на среде выращивания с бактериями также повышала чувствительность моторной программы плавания к левамизолу. Выявленное повышение чувствительности локомоции *C. elegans* к левамизолу после кратковременной экспозиции к ионам Pb²⁺, Cd²⁺ и Cu²⁺ не может быть следствием накопления этих токсикантов во внутренней среде из-за наличия у нематод кутикулы, ограничивающей проникновение токсикантов во внутреннюю среду организма. Кратковременная экспозиция нематод к высоким дозам Pb(NO₃)₂ могла вызвать гибель части дофаминергических нейронов, что привело к снижению уровня эндогенного дофамина. Снижение уровня эндогенного дофамина, в свою очередь, могло привести к повышению содержания эндогенного ацетилхолина и, как следствие, повышению чувствительности никотиновых холинорецепторов к их агонисту левамизолу. Возможным объяснением выявленного в работе повышения чувствительности локомоции *C. elegans* к левамизолу после кратковременного действия Cd(NO₃)₂ и Cu(NO₃)₂ может быть изменение функций холинергических и ГАМКергических нейронов в системе нейронов, участвующей в реализации моторной программы плавания нематод.

Ключевые слова: *Caenorhabditis elegans*; тяжелые металлы; нейротоксичность.

DOI: <https://doi.org/10.24852/2411-7374.2022.4.84.90>

Введение

Тяжелые металлы являются поллютантами с токсическим действием на организмы человека и животных. Самой чувствительной мишенью действия тяжелых металлов на организмы Metazoa является их нервная система (Chen et al., 2013; Mendez-Armenta, Rios, 2007; Sanders et al., 2009; Wang, Du, 2013; Zhang et al., 2010). В зависимости от продолжительности действия на организм и дозы, тяжелые металлы вызывают широкий спектр нарушений интегративных функций нервной системы, включающих в себя нарушения памяти, поведения и индукцию процессов дегенерации нейронов (Chen et al., 2013; Sanders et al., 2009; Wang, Du, 2013). В качестве основных механизмов действия тяжелых металлов на нервную систему рассматриваются их прямое негативное влияние на ионные каналы в мембранах нейронов (Vijverberg et al., 1994; Zhang et al., 2010) и

индукция процессов образования широкого спектра реактивных форм кислорода (окислительный стресс) (Chen et al., 2013; Valko et al., 2005).

Удобным модельным организмом для исследований в нейротоксикологии и экотоксикологии является свободноживущая почвенная нематода *Caenorhabditis elegans*. Преимуществами *C. elegans* перед другими модельными организмами является простота и дешевизна выращивания в лаборатории, безопасность для исследователя, быстрая смена поколений и высокая плодовитость (Avila et al., 2012; Brenner, 1974; Choi, 2008). Организм *C. elegans* состоит из 959 соматических клеток, включая 302 нейрона (Brenner, 1974). В нервной системе *C. elegans* имеется 890 электрических синапсов, 1410 нервно-мышечных синапсов и 6393 химических синапса, использующих нейротрансмиттеры, присутствующие в организмах позвоночных (ацетилхолин, дофамин,

серотонин, глутамат, γ -аминомасляная кислота) (Avila et al., 2012). При этом у нематоды отсутствуют циркуляторная система и орган внешнего дыхания (Brenner, 1974), что значительно облегчает интерпретацию результатов токсикологических экспериментов.

В настоящее время накоплено большое количество клинических и экспериментальных данных о влиянии острого и хронического отравления тяжелыми металлами на нервную систему. При этом остается открытым вопрос о возможных отдаленных нарушениях в организме после однократного кратковременного действия ионов тяжелых металлов.

Целью данной работы явилось изучение последствий кратковременного действия ионов Pb^{2+} , Cd^{2+} и Cu^{2+} на нервную систему *C. elegans*.

Объекты и методы исследования

Эксперименты проводили с молодыми половозрелыми нематодами линии дикого типа N2, предоставленной Caenorhabditis Genetics Center. *C. elegans* выращивали по стандартной методике при 22°C (Brenner, 1974). Эксперименты проводили в NG буфере (рН 7.0). Перед каждым экспериментом нематод отмывали от среды выращивания, бактерий и метаболитов: два раза 10 мл NG буфера и один раз 85 мМ NaCl. После этого по 200 особей *C. elegans* переносили в стеклянные центрифужные пробирки, в которые добавляли 1 мл раствора $Pb(NO_3)_2$, $Cu(NO_3)_2$ или $Cd(NO_3)_2$ в концентрации 10 и 20 мМ. В контрольные пробирки добавляли 1 мл дистиллированной воды. В первом варианте эксперимента нематод инкубировали в растворе нитрата свинца, нитрата кадмия или нитрата меди в течение двух часов при 22°C, отмывали их 10 мл 85 мМ NaCl и рассаживали поодиночке в пробирки с 1 мл NG буфера с добавлением агониста никотиновых рецепторов ацетилхолина левамизола в концентрации 2, 4 и 8 мкМ. Во втором варианте эксперимента *C. elegans* после 30-минутной инкубации с токсикантами отмывали 10 мл 85 мМ NaCl, переносили в чашки Петри со средой выращивания нематод и *E. coli* OP50 и инкубировали при 22°C. Через 24 часа нематод отмывали как описано выше и рассаживали по одной особи в пробирки с 1 мл NG буфера, куда добавляли левамизол. В качестве критерия токсического действия ионов Pb^{2+} , Cd^{2+} и Cu^{2+} на нервную систему *C. elegans* использовали потерю нематодами способности поддерживать плавание в течение 10 секунд после механического стимула. Плавание нематод фиксировали с использованием стереоскопического микроскопа SMZ-05. Эксперименты проводили в пяти повторностях с

использованием 40 нематод в каждом варианте. Статистическую обработку результатов проводили с использованием углового преобразования Фишера ϕ^* .

Результаты и их обсуждение

Известно, что нервная система является самой чувствительной мишенью действия токсикантов на организмы беспозвоночных. Нервная система *C. elegans* состоит из 302 нейронов, две трети которых являются холинергическими. В реализации моторной программы плавания *C. elegans* принимают участие как холинергические нейроны, так и нейроны, секретирующие γ -аминомасляную кислоту (ГАМКергические) (Sambongi et al., 1999). Ранее нами было показано, что ионы Pb^{2+} , Cd^{2+} и Cu^{2+} в концентрации до 120 мкМ не оказывают негативного влияния на поведение нематод, но усиливают токсическое действие агониста никотиновых рецепторов ацетилхолина левамизола и ингибитора ацетилхолинэстеразы алдикарба (Егорова и др., 2019а, 2019б; Егорова и др., 2021). Для выяснения вопроса о том, как долго сохраняются изменения в нервной системе, вызванные кратковременным действием высоких концентраций $Pb(NO_3)_2$, $Cu(NO_3)_2$ и $Cd(NO_3)_2$ были проведены эксперименты, в которых исследовалась чувствительность плавания *C. elegans* к левамизолу после кратковременной экспозиции нематод к этим токсикантам.

Двухчасовая инкубация *C. elegans* в среде без тяжелых металлов не оказывала влияния на чувствительность плавания нематод к левамизолу в концентрации 2–8 мкМ в течение 120 мин. В этот период все нематоды сохраняли способность к плаванию, индуцированному механическим стимулом. Предварительная двухчасовая инкубация *C. elegans* с 10 мМ нитрата свинца повышала чувствительность моторной программы плавания к левамизолу. Уже через 30 мин доля нематод, сохранивших способность к плаванию, снижалась до 92, 83 и 67% при концентрации левамизола 2, 4 и 8 мкМ соответственно. Увеличение времени экспозиции к левамизолу до 120 мин приводило к еще большему снижению доли нематод, сохранивших способность к плаванию (табл. 1). Двухчасовая инкубация нематод в среде с 20 мМ нитрата свинца оказывала более сильное действие на чувствительность плавания нематод к левамизолу. При концентрации левамизола 2, 4 и 8 мкМ доля нематод, сохранивших способность к плаванию, составила 87, 75 и 58% через 30 мин и 31, 27 и 12% после 120-минутной инкубации.

Предварительная двухчасовая инкубация с 10 мМ $Cd(NO_3)_2$ существенно повышала чувстви-

Таблица 1. Чувствительность *C. elegans* к левамизолу после двухчасовой экспозиции в растворе Pb(NO₃)₂, Cd(NO₃)₂ и Cu(NO₃)₂
Table 1. The *C. elegans* sensitivity to levamisole after 2-hours exposition in Pb(NO₃)₂, Cd(NO₃)₂ or Cu(NO₃)₂

Условия эксперимента Experimental conditions	Доля нематод, сохранивших способность к плаванию, % The percentage of nematodes retained the ability to swimming, %			
	30 мин 30 min	30 мин 30 min	30 мин 30 min	30 мин 30 min
	10 мМ Pb(NO ₃) ₂			
Левамизол 2 мкМ / Levamisole 2μМ	92±4	85±5	75±6	75±6
Левамизол 4 мкМ / Levamisole 4μМ	83±5	73±6	59±7	52±7
Левамизол 8 мкМ / Levamisole 8μМ	67±6	46±7	25±6	25±6
	20 мМ Pb(NO ₃) ₂			
Левамизол 2 мкМ / Levamisole 2μМ	87±5	60±7	37±7	31±6
Левамизол 4 мкМ / Levamisole 4μМ	75±6	35±6	31±6	27±6
Левамизол 8 мкМ / Levamisole 8μМ	58±7	25±6	17±5	12±4
	10 мМ Cd(NO ₃) ₂			
Левамизол 2 мкМ / Levamisole 2μМ	75±6	75±6	75±6	75±6
Левамизол 4 мкМ / Levamisole 4μМ	65±7	65±7	65±7	65±7
Левамизол 8 мкМ / Levamisole 8μМ	47±7	47±7	47±7	47±7
	20 мМ Cd(NO ₃) ₂			
Левамизол 2 мкМ / Levamisole 2μМ	52±7	52±7	52±7	52±7
Левамизол 4 мкМ / Levamisole 4μМ	40±7	40±7	40±7	40±7
Левамизол 8 мкМ / Levamisole 8μМ	40±8	40±8	40±8	40±8
	10 мМ Cu(NO ₃) ₂			
Левамизол 2 мкМ / Levamisole 2μМ	45±7	45±7	45±7	45±7
Левамизол 4 мкМ / Levamisole 4μМ	30±7	30±7	30±7	30±7
Левамизол 8 мкМ / Levamisole 8μМ	20±6	20±6	20±6	20±6
	20 мМ Cu(NO ₃) ₂			
Левамизол 2 мкМ / Levamisole 2μМ	20±6	20±6	20±6	20±6
Левамизол 4 мкМ / Levamisole 4μМ	15±5	15±5	15±5	15±5
Левамизол 8 мкМ / Levamisole 8μМ	2±2	2±2	2±2	2±2

тельность *C. elegans* к левамизолу. Уже через 30 мин инкубации в среде с 2, 4 и 8 мкМ левамизола доля нематод, сохранивших способность к плаванию, снижалась до 75, 65 и 47%, соответственно. Через 120 мин доля нематод, способных к плаванию, снижалась до 15–27% (табл. 1). Преинкубация в среде с 20 мМ Cd(NO₃)₂ еще сильнее повышала чувствительность *C. elegans* к левамизолу. Доля нематод, сохранивших способность к плаванию, снижалась в среде с левамизолом по сравнению с контролем в два раза через 30 мин и в 8–10 раз через 120 мин (табл. 1).

Наиболее сильное влияние на чувствительность моторной программы плавания нематод к левамизолу оказали ионы меди. Двухчасовая преинкубация в среде с 10 мМ Cu(NO₃)₂ привела к снижению доли нематод, сохранивших способность к локомоции после 30-минутной экспозиции к левамизолу до 20–45%. Предварительная экспозиция *C. elegans* к 20 мМ Cu(NO₃)₂ вызвала полную потерю способности к плаванию уже по-

сле 90-минутной инкубации нематод в среде с левамизолом (табл. 1).

Во второй серии экспериментов нематод инкубировали в среде с 10 или 20 мМ Pb(NO₃)₂, Cu(NO₃)₂ или Cd(NO₃)₂ в течение 30 мин. Чувствительность локомоции к левамизолу оценивали в NG буфере (pH 7.0) после 24-часового восстановления на среде выращивания с *E. coli*. У *C. elegans*, не подвергавшихся предварительному действию тяжелых металлов, левамизол в концентрации 2, 4 и 8 мкМ не вызывал потери способности к плаванию.

В условиях этого эксперимента левамизол вызывал потерю способности к локомоции у части нематод, предварительно инкубированных в среде с Pb(NO₃)₂, Cu(NO₃)₂ или Cd(NO₃)₂. Чувствительность моторной

программы плавания нематод к негативному действию левамизола была наименьшей после инкубации с нитратом кадмия, и наибольшей – после инкубации с нитратом меди (табл. 2).

Нервная система является одной из самых чувствительных мишеней действия токсикантов на организмы человека и животных (Chen et al., 2013; Sanders et al., 2009; Wang, Du, 2013). Механизмами токсического действия ионов Pb²⁺, Cd²⁺ и Cu²⁺ на нервную систему могут быть индукция окислительного стресса, прямое влияние на ионные каналы в мембранах нейронов, снижение уровня ацетилхолинэстеразы в холинергических синапсах, снижение уровня эндогенного дофамина за счет дегенерации дофаминергических нейронов (Chen et al., 2013; de Lima et al., 2013; NourEddine et al., 2004; Phyu, Tangpong, 2014; Sanders et al., 2009; Valko et al., 2005; Vijverberg et al., 1994; Zhang et al., 2010). Особенностью организмов нематод является отсутствие гема-

Таблица 2. Чувствительность *C. elegans* к левамизолу после 30-минутной экспозиции нематод к $Pb(NO_3)_2$, $Cd(NO_3)_2$ и $Cu(NO_3)_2$ с последующим восстановлением в течение 24 часов
 Table 2. The *C. elegans* sensitivity to levamisole after 30-min exposition to $Pb(NO_3)_2$, $Cd(NO_3)_2$ и $Cu(NO_3)_2$ followed by 24-hours rehabilitation

Условия эксперимента Experimental conditions	Доля нематод, сохранивших способность к плаванию, %% The percentage of nematodes retained the ability to swimming, %%			
	30 мин 30 min	30 мин 30 min	30 мин 30 min	30 мин 30 min
	10 мМ $Pb(NO_3)_2$			
Левамизол 2 мкМ / Levamisole 2μМ	94±3	89±4	75±6	72±6
Левамизол 4 мкМ / Levamisole 4μМ	77±6	73±6	69±7	59±7
Левамизол 8 мкМ / Levamisole 8μМ	69±7	59±7	50±7	44±7
	20 мМ $Pb(NO_3)_2$			
Левамизол 2 мкМ / Levamisole 2μМ	87±4	81±5	76±6	69±7
Левамизол 4 мкМ / Levamisole 4μМ	75±6	72±6	64±7	59±7
Левамизол 8 мкМ / Levamisole 8μМ	59±7	50±7	31±6	16±5
	10 мМ $Cd(NO_3)_2$			
Левамизол 2 мкМ / Levamisole 2μМ	100	97±2	91±3	81±5
Левамизол 4 мкМ / Levamisole 4μМ	100	95±2	87±4	77±6
Левамизол 8 мкМ / Levamisole 8μМ	100	77±6	62±6	40±7
	20 мМ $Cd(NO_3)_2$			
Левамизол 2 мкМ / Levamisole 2μМ	83±5	72±6	68±6	58±7
Левамизол 4 мкМ / Levamisole 4μМ	77±6	64±6	60±7	43±7
Левамизол 8 мкМ / Levamisole 8μМ	43±7	28±6	21±5	9±4
	10 мМ $Cu(NO_3)_2$			
Левамизол 2 мкМ / Levamisole 2μМ	59±8	50±8	40±8	28±7
Левамизол 4 мкМ / Levamisole 4μМ	46±8	25±7	6±4	
Левамизол 8 мкМ / Levamisole 8μМ	25±7	15±6		
	20 мМ $Cu(NO_3)_2$			
Левамизол 2 мкМ / Levamisole 2μМ	59±8	28±7	9±5	3±3
Левамизол 4 мкМ / Levamisole 4μМ	25±7	9±5		
Левамизол 8 мкМ / Levamisole 8μМ	25±7	16±6		

тоневрального барьера, защищающего нервную систему от прямого действия на нее различных токсикантов. Отсутствие гематоневрального барьера, в свою очередь, компенсируется наличием кутикулы, ограничивающей проникновение токсикантов во внутреннюю среду организма. Поэтому выявленное повышение чувствительности *C. elegans* к левамизолу после кратковременной экспозиции к ионам Pb^{2+} , Cd^{2+} и Cu^{2+} не может быть следствием накопления этих токсикантов во внутренней среде организма нематод.

В экспериментах нематоды подвергались кратковременному воздействию $Pb(NO_3)_2$ в концентрациях, значительно превышающих концентрации, вызывающие различные нарушения поведения *C. elegans* (Tiwari et al., 2020; Wang, Xing, 2008). Исползованные концентрации нитрата свинца близки к дозам, вызывающим нейродегенерацию у *C. elegans* (Akinyemi et al., 2019; Chen et al., 2013). Вероятно, кратковременная экспозиция нематод к высоким дозам $Pb(NO_3)_2$ индуцировала гибель части холинергических нейронов, что

привело к снижению уровня эндогенного дофамина. Известно, что дофамин снижает скорость секреции ацетилхолина холинергическими нейронами *C. elegans* (Chase et al., 2004). Снижение уровня эндогенного дофамина в наших экспериментах могло привести к повышению содержания эндогенного ацетилхолина и, как следствие, повышению чувствительности никотиновых холинорецепторов к их агонисту левамизолу. Гиперактивация н-холинорецепторов повышенным уровнем эндогенного ацетилхолина привела к потере способности нематод к плаванию, индуцированному механическим стимулом.

Ионы Cu^{2+} и Cd^{2+} вызывают у *C. elegans* адаптивную реакцию избегания сред с высоким содержанием этих тяжелых металлов в результате активации полимодальных хемосенсорных амфидных нейронов ADL, ASE и ASH (Zhang et al., 2010). Нейроны ADL, ASE и ASH

являются холинергическими, они напрямую или опосредованно контактируют с AVA, AVD и AVE интернейронами, контролирующими у *C. elegans* движение тела назад (Zhang et al., 2010). Сигналы, поступающие из ADL, ASE и ASH нейронов, потенциально могут оказывать влияние на холинергическую трансмиссию в синапсах между нейронами или между моторными нейронами и мышцами тела для увеличения скорости избегания сред с тяжелыми металлами (Hilliard et al., 2002). Поэтому возможным объяснением выявленного повышения чувствительности плавания *C. elegans* к левамизолу после кратковременного действия $Cd(NO_3)_2$ и $Cu(NO_3)_2$ может быть изменение функций холинергических и ГАМКергических нейронов в системе нейронов, участвующей в реализации моторной программы плавания нематод.

Заключение

Большинство тяжелых металлов оказывают негативное действие на нервную систему. В пер-

вую очередь они изменяют функции холинергической системы, поскольку ацетилхолин является наиболее распространенным нейромедиатором. Токсическое действие металлов проявляется и в нарушении дофаминергической, серотонинергической и ГАМК-ергической синаптической трансмиссии (Gupta et al., 2015). Для выяснения механизма нейротоксического действия тяжелых металлов на организм *C. elegans* необходимы дополнительные исследования. Тем не менее, результаты работы показывают, что *C. elegans* может быть использована как удобный модельный организм для изучения механизмов нейротоксичности тяжелых металлов.

Список литературы

1. Егорова А.В., Гайнутдинов Т.М., Калининкова Т.Б., Гайнутдинов М.Х. Нейротоксичность тяжелых металлов для почвенной нематоды *Caenorhabditis elegans* // Научное обозрение. 2019а. №3. С. 17–21.
2. Егорова А.В., Калининкова Т.Б., Колсанова Р.Р., Гайнутдинов М.Х., Шагидуллин Р.Р. Сенситизация никотиновых рецепторов ацетилхолина почвенной нематоды *Caenorhabditis elegans* Маupas ионами Cu²⁺ и Cd²⁺ // Современная наука: актуальные проблемы теории и практики. Серия: Естественные и технические науки. 2019б. №3. С. 19–24.
3. Егорова А.В., Калининкова Т.Б., Шагидуллин Р.Р. Токсическое действие меди, кадмия и свинца на свободноживущих почвенных нематод *Caenorhabditis elegans* и *Caenorhabditis briggsae* // Токсикологический вестник. 2021. №1. С. 43–46. <https://doi.org/10.36946/0869-7922-2021-1-43-46>.
4. Akinyemi A.J., Miah M.R., Ijomone O.M., Tsatsakis A., Soares F. A.A., Tinkov A.A., Skalny A.V., Venkataramani V., Aschner M. Lead (Pb) exposure induces dopaminergic neurotoxicity in *Caenorhabditis elegans*: involvement of the dopamine transporter // Toxicological reports. 2019. V. 6. P. 833–840. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.08.001>.
5. Avila D., Helmcke K., Aschner M. The *Caenorhabditis elegans* model as a reliable tool in neurotoxicology // Human and experimental toxicology. 2012. V. 31. P. 236–243. <https://doi.org/10.1177/09603271110392084>.
6. Brenner S. The genetics of *Caenorhabditis elegans* // Genetics. 1974. V. 77. P. 71–94. <https://doi.org/10.1093/genetics/77.1.71>.
7. Chase D.L., Pepper J.S., Koelle M.R. Mechanism of extrasynaptic dopamine signaling in *Caenorhabditis elegans* // Nature neuroscience. 2004. V. 7. P. 1096–1103. doi: 10.1038/nn1316.
8. Chen P., Martinez-Finley E.J., Bomhorst J., Chakraborty S., Aschner M. Metal-induced neurodegeneration in *C. elegans* // Frontiers in Aging Neuroscience. 2013. V. 5. P. 1–11. <https://doi.org/10.3389/fnagi.2013.00018>.
9. Choi J. *Caenorhabditis elegans* as a biological model for multilevel biomarker analysis in environmental toxicology and risk assessment // Toxicological research. 2008. V. 24. P. 235–243. <https://doi.org/10.5487/tr.2008.24.4.235>.
10. Gupta V.K., Singh S., Agrawal A., Siddiqi N.J., Sharma B. Phytochemicals mediated remediation of neurotoxicity induced by heavy metals // Biochemistry research international. 2015. Article 534769. P. 1–9. <https://doi.org/10.1155/2015/534769>.
11. Hilliard M.A., Bargmann C.I., Bazzicalupo P. *C. elegans* responds to chemical repellents by integrating sensory inputs from the head and the tail // Current biology. 2002. V. 12. P. 730–734. [https://doi.org/10.1016/s0960-9822\(02\)00813-8](https://doi.org/10.1016/s0960-9822(02)00813-8).

12. de Lima D., Roque G.M., de Almeida E.A. In vitro and in vivo inhibition of acetylcholinesterase and carboxylesterase by metals in zebrafish (*Danio rerio*) // Marine Environmental Research. 2013. V. 91. P. 45–51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.11.005>

13. Mendez-Armenta M., Rios C. Cadmium neurotoxicity // Environmental toxicology and pharmacology. 2007. V. 23. P. 350–358. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-52272-6.00381-0>.

14. NourEddine D., Miloud S., Abdelkader A. Effect of lead exposure on dopaminergic transmission in the rat brain // Toxicology. 2005. V. 207. P. 363–368. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2004.10.016>

15. Phyu M.P., Tangpong J. Sensitivity of acetylcholinesterase to environmental pollutants // Journal of health research. 2014. V. 28. P. 277–283.

16. Sambongi Y., Nagae T., Liu Y., Yoshimizu T., Takeda K., Wada Y., Futai M. Sensing of cadmium and copper ions by externally exposed ADL, ASE, and ASH neurons elicits avoidance response in *Caenorhabditis elegans* // NeuroReport. 1999. V. 10. P. 753–757. <https://doi.org/10.1097/00001756-199903170-00017>.

17. Sanders T., Liu Y., Buchner V., Tchounwou P.B. Neurotoxic effects and biomarkers of lead exposure: A review // Reviews on environmental health. 2009. V. 24. P. 15–45. <https://doi.org/10.1515/reveh.2009.24.1.15>.

18. Tiwari S.S., Tambo F., Agarwal R. Assessment of lead toxicity on locomotion and growth in a nematode *Caenorhabditis elegans* // Journal of applied and natural science. 2020. V. 12. P. 36–41. <https://doi.org/10.31018/jans.v12i1.2227>.

19. Valko M., Morris H., Cronin M.T.D. Metals, toxicity and oxidative stress // Current medicinal chemistry. 2005. V. 12. P. 1161–1208. <https://doi.org/10.2174/0929867053764635>.

20. Vijverberg H.P.M., Oortgiesen M., Leinders T., van Kleef R.G.D.M. Metal interactions with voltage- and receptor-activated ion channels // Environmental health perspectives. 1994. V. 102 (Suppl. 3). P. 153–158. <https://doi.org/10.2307/3431780>.

21. Wang B., Du Y. Cadmium and its neurotoxic effect // Oxidative medicine and cellular longevity. 2013. V. 2013. P. 1–12. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/898034>.

22. Wang D., Xing X. Assessment of locomotion behavioral defects induced by acute toxicity from heavy metal exposure in nematode *Caenorhabditis elegans* // Journal of environmental sciences. 2008. V. 20. P. 1132–1137. [https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(08\)62160-9](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(08)62160-9).

23. Zhang Y., Ye B., Wang D. Effects of metal exposure on associative learning behavior in nematode *Caenorhabditis elegans* // Archives of environmental contamination and toxicology. 2010. V. 59. P. 129–136. <https://doi.org/10.1007/s00244-009-9456-y>.

References

1. Egorova A.V., Gainutdinov T.M., Kalinnikova T.B., Gainutdinov M.Kh. Neurotoxicnost tyazhelykh metallov dlya pochvennoi nematody *Caenorhabditis elegans* [Neurotoxicity of heavy metals for soil nematode *Caenorhabditis elegans*] // Nauchnoe obozrenie [Science-Review]. 2019a. No 3. P. 17–21.
2. Egorova A.V., Kalinnikova T.B., Kolsanova R.R., Gainutdinov M.Kh., Shagidullin R.R. Sensitizatsiya nikotinovykh retseptorov atsetilkholina pochvennoi nematody *Caenorhabditis elegans* Маupas ionami Cu²⁺ i Cd²⁺ [Sensitization of nicotinic acetylcholine receptors of soil nematode *Caenorhabditis elegans* Маupas by Cu²⁺ and Cd²⁺ ions] // Sovremennaya nauka: aktualnye problemy teorii i praktiki. Seriya: Estestvennye i tekhnicheskie nauki [Modern Science: actual problems of theory and practice. Series of Natural and Technical Sciences]. 2019b. No 3. P. 19–24.
3. Egorova A.V., Kalinnikova T.B., Shagidullin R.R. Tox-

- ichesкое deistvie medi, kadmiya i svintsna na svobodnozhivushchikh pochvennykh nematod *Caenorhabditis elegans* i *Caenorhabditis briggsae* [Toxic action of copper, cadmium and lead on organisms of free-living soil nematodes *Caenorhabditis elegans* and *Caenorhabditis briggsae*] // *Toxikologicheskii vestnik* [Toxicological Review]. 2021. No 1. P. 43–46. <https://doi.org/10.36946/0869-7922-2021-1-43-46>.
4. Akinyemi A.J., Miah M.R., Ijomone O.M., Tsatsakis A., Soares F.A.A., Tinkov A.A., Skalny A.V., Venkataramani V., Aschner M. Lead (Pb) exposure induces dopaminergic neurotoxicity in *Caenorhabditis elegans*: involvement of the dopamine transporter // *Toxicological reports*. 2019. Vol. 6. P. 833–840. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.08.001>.
 5. Avila D., Helmcke K., Aschner M. The *Caenorhabditis elegans* model as a reliable tool in neurotoxicology // *Human and experimental toxicology*. 2012. Vol. 31. P. 236–243. <https://doi.org/10.1177/0960327110392084>.
 6. Brenner S. The genetics of *Caenorhabditis elegans* // *Genetics*. 1974. Vol. 77. P. 71–94. <https://doi.org/10.1093/genetics/77.1.71>.
 7. Chase D.L., Pepper J.S., Koelle M.R. Mechanism of extrasynaptic dopamine signaling in *Caenorhabditis elegans* // *Nature neuroscience*. 2004. Vol. 7. P. 1096–1103. doi: 10.1038/nm1316.
 8. Chen P., Martinez-Finley E.J., Bomhorst J., Chakraborty S., Aschner M. Metal-induced neurodegeneration in *C. elegans* // *Frontiers in aging neuroscience*. 2013. Vol. 5. P. 1–11. <https://doi.org/10.3389/fnagi.2013.00018>.
 9. Choi J. *Caenorhabditis elegans* as a biological model for multilevel biomarker analysis in environmental toxicology and risk assessment // *Toxicological research*. 2008. Vol. 24. P. 235–243. <https://doi.org/10.5487/tr.2008.24.4.235>.
 10. Gupta V.K., Singh S., Agrawal A., Siddiqi N.J., Sharma B. Phytochemicals mediated remediation of neurotoxicity induced by heavy metals // *Biochemistry Research International*. 2015. Article 534769. P. 1–9. <https://doi.org/10.1155/2015/534769>
 11. Hilliard M.A., Bargmann C.I., Bazzicalupo P. *C. elegans* responds to chemical repellents by integrating sensory inputs from the head and the tail // *Current biology*. 2002. Vol. 12. P. 730–734. [https://doi.org/10.1016/S0960-9822\(02\)00813-8](https://doi.org/10.1016/S0960-9822(02)00813-8).
 12. de Lima D., Roque G.M., de Almeida E.A. In vitro and in vivo inhibition of acetylcholinesterase and carboxylesterase by metals in zebrafish (*Danio rerio*) // *Marine Environmental Research*. 2013. V. 91. P. 45–51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.11.005>
 13. Mendez-Armenta M., Rios C. Cadmium neurotoxicity // *Environmental toxicology and pharmacology*. 2007. V. 23. P. 350–358. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-52272-6.00381-0>.
 14. NourEddine D., Miloud S., Abdelkader A. Effect of lead exposure on dopaminergic transmission in the rat brain // *Toxicology*. 2005. Vol. 207. P. 363–368. <https://doi.org/10.1016/j.tox.2004.10.016>.
 15. Phyu M.P., Tangpong J. Sensitivity of acetylcholinesterase to environmental pollutants // *Journal of health research*. 2014. Vol. 28. P. 277–283.
 16. Sambongi Y., Nagae T., Liu Y., Yoshimizu T., Takeda K., Wada Y., Futai M. Sensing of cadmium and copper ions by externally exposed ADL, ASE, and ASH neurons elicits avoidance response in *Caenorhabditis elegans* // *NeuroReport*. 1999. Vol. 10. P. 753–757. <https://doi.org/10.1097/00001756-199903170-00017>.
 17. Sanders T., Liu Y., Buchner V., Tchounwou P.B. Neurotoxic effects and biomarkers of lead exposure: A review // *Reviews on environmental health*. 2009. Vol. 24. P. 15–45. <https://doi.org/10.1515/reveh.2009.24.1.15>.
 18. Tiwari S.S., Tambo F., Agarwal R. Assessment of lead toxicity on locomotion and growth in a nematode *Caenorhabditis elegans* // *Journal of applied and natural science*. 2020. Vol. 12. P. 36–41. <https://doi.org/10.31018/jans.v12i1.2227>.
 19. Valko M., Morris H., Cronin M.T.D. Metals, toxicity and oxidative stress // *Current medicinal chemistry*. 2005. Vol. 12. P. 1161–1208. <https://doi.org/10.2174/0929867053764635>
 20. Vijverberg H.P.M., Oortgiesen M., Leinders T., van Kleef R.G.D.M. Metal interactions with voltage- and receptor-activated ion channels // *Environmental health perspectives*. 1994. Vol. 102 (Suppl. 3). P. 153–158. <https://doi.org/10.2307/3431780>.
 21. Wang Bo, Du Y. Cadmium and its neurotoxic effect // *Oxidative medicine and cellular longevity*. 2013. Vol. 2013. P. 1–12. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/898034>.
 22. Wang D., Xing X. Assessment of locomotion behavioral defects induced by acute toxicity from heavy metal exposure in nematode *Caenorhabditis elegans* // *Journal of environmental sciences*. 2008. Vol. 20. P. 1132–1137. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62160-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62160-9).
 23. Zhang Y., Ye B., Wang D. Effects of metal exposure on associative learning behavior in nematode *Caenorhabditis elegans* // *Archives of environmental contamination and toxicology*. 2010. Vol. 59. P. 129–136. <https://doi.org/10.1007/s00244-009-9456-yl>.

Egorova A.V., Gatiyatullina A.F., Kalinnikova T.B. **The consequences of short-term action of Pb²⁺, Cd²⁺ and Cu²⁺ ions on organism of free-living soil nematode *Caenorhabditis elegans***

The comparative study of toxic effects of lead nitrate, cadmium nitrate and copper nitrate on organism of soil nematode *Caenorhabditis elegans* of wild-type N2 strain was performed. 2-hours incubation of nematodes in solutions of Pb(NO₃)₂, Cu(NO₃)₂ или Cd(NO₃)₂ in concentrations of 10 or 20 mM increased the sensitivity of motor program of swimming, as induced by mechanical stimulus, to agonist of nicotinic acetylcholine receptors levamisole in concentrations 2, 4 and 8 μM. The increase in sensitivity of *C. elegans* locomotion to levamisole revealed in decrease of percentage of nematodes retained the ability to sustain swimming during 10 s after stimulus. In these experiments copper nitrate was the most toxic for nematodes while lead nitrate was the least toxic. 30-minutes exposition of *C. elegans* to Pb(NO₃)₂, Cu(NO₃)₂ or Cd(NO₃)₂ in concentrations of 10 or 20 mM followed by rehabilitation on growth medium with bacteria during 24 hours also increased the sensitivity of motor program of swimming to levamisole. The increase in sensitivity of *C. elegans* locomotion to levamisole after short-term exposition to Pb²⁺, Cd²⁺ и Cu²⁺ ions revealed in this work cannot be the consequence of accumulation of these toxicants in the internal environment because of the existence of cuticle which restrict the toxicants entering into internal environment of nematodes organism. The short-term exposition of nematodes to high doses of Pb(NO₃)₂ could cause the death of some dopaminergic neurons, which could result in the decrease

of the endogenous dopamine level. The decrease of the endogenous dopamine level, in turn, could cause the increase in concentration of endogenous acetylcholine and, as a consequence, the rise in sensitivity of nicotinic cholinoreceptors to their agonist levamisole. The alteration of functions of cholinergic and GABAergic neurons in neural circuit regulating motor program of nematodes swimming may be the possible explanation of the increase of sensitivity of *C. elegans* locomotion to levamisole after short-term action of Cu(NO₃)₂ or Cd(NO₃)₂.

Keywords: *Caenorhabditis elegans*; heavy metals; neurotoxicity.

Раскрытие информации о конфликте интересов: Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов / Disclosure of conflict of interest information: The author claims no conflict of interest

Информация о статье / Information about the article

Поступила в редакцию / Entered the editorial office: 31.08.2022

Одобрено рецензентами / Approved by reviewers: 15.09.2022

Принята к публикации / Accepted for publication: 29.09.2022

Информация об авторах

Егорова Анастасия Васильевна, младший научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: egorovanastassia@gmail.com.

Гатиятуллина Алсу Фоатовна, младший научный сотрудник, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: gaf9212@gmail.com.

Калинникова Татьяна Борисовна, кандидат биологических наук, заведующая лабораторией, Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, 420087, Россия, г. Казань, ул. Даурская, 28, E-mail: tbkalinnikova@gmail.com.

Information about the authors

Anastasia V. Egorova, Junior Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daurskaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: egorovanastassia@gmail.com.

Alsu F. Gatiyatullina, Junior Researcher, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daurskaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: gaf9212@gmail.com.

Tatiana B. Kalinnikova, Head of the Laboratory, Research Institute for Problems of Ecology and Mineral Wealth Use of Tatarstan Academy of Sciences, 28, Daurskaya st., Kazan, 420087, Russia, E-mail: tbkalinnikova@gmail.com.



ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРОВ

К публикации в «Российском журнале прикладной экологии» принимаются научные статьи, сообщения, рецензии, обзоры по всем разделам экологической науки. В журнале печатаются не публиковавшиеся ранее материалы. В предлагаемых для публикации научных статьях должно содержаться обоснование актуальности, четкая постановка целей и задач исследования, научная аргументация, обобщения и выводы, представляющие интерес своей новизной, научной и практической значимостью.

Для публикации статьи автору (авторам) необходимо представить в редакцию следующие материалы:

- 1) направление от организации (в 1 экз.);
- 2) электронную версию статьи по фамилии первого автора (например, ivanov.doc)
- 3) сведения об авторах: имя, отчество и фамилия, должность, ученая степень и ученое звание, место работы и адрес электронной почты – на русском и английском языках.
- 4) Сканированная копия подписанного Лицензионного договора с каждым автором (форма договора размещена на сайте журнала).

Указанные файлы следует переслать в адрес редакции по электронной почте rjaeco@mail.ru или заполнить непосредственно на сайте журнала www.rjae.ru.

Требования к тексту рукописи:

Статьи публикуются на русском и английском языках.

Объем рукописи не должен превышать 20 страниц, для рецензий и сообщений – до 5 страниц, для обзоров – до 30 страниц.

Текст статьи должен быть набран в формате MS Word 1997-2003, шрифт Times New Roman, кегль 14, через 1.5 интервала. Поля рукописи 20 мм, абзацный отступ 0.5 см. Текст набирается без переносов.

Текст статьи должен быть разбит на разделы. Рекомендуется использовать стандартные рубрики: «Введение», «Материалы и методы исследования», «Результаты и их обсуждение», «Выводы» или «Заключение», «Список литературы».

При оформлении статьи следует соблюдать приведенные ниже правила.

- 1-я строка – УДК (выравнивание по левому краю);
- 2-я строка – инициалы и фамилии автора (авторов), место работы, e-mail (курсив, выравнивание по правому краю);
- 3-я строка – название статьи – на русском и английском языках (прописными буквами, полужирный шрифт, выравнивание по центру);
- 4-я строка – аннотация (не менее 200 слов) и ключевые слова (не более 5, отделяются точкой с запятой) – на русском и английском языках (выравнивание по ширине);
- 5-я строка – текст статьи (выравнивание по ширине).

Заголовки таблиц приводятся курсивом на русском и английском языках. Таблицы могут быть книжной

или альбомной ориентации.

Рисунки к статье должны быть сохранены в отдельных файлах с соответствующим расширением (xls, jpg, tiff). Растровые изображения должны иметь разрешение не менее 300 dpi. Все указанные материалы могут быть представлены в цветном или черно-белом вариантах. Подписи к рисункам приводятся курсивом на русском и английском языках; аббревиатуры расшифровываются в подрисуночных подписях. Все обозначения на рисунках выполняются шрифтом Times New Roman.

Математические формулы должны быть набраны в MS Equation. Пояснения значений символов и числовых коэффициентов необходимо давать непосредственно под формулой в последовательности, в которой они приведены в формуле.

Химические формулы следует набирать с помощью специализированных программ (Chem Draw, HyperChem, Isis Draw). Все элементы химической формулы должны быть хорошо различимы.

Все физические величины должны быть даны в системе единиц «СИ».

В десятичных дробных числах целая часть отделяется от дробной точкой.

Латинские названия видов печатаются курсивом.

Ссылки на литературные источники в тексте даются в круглых скобках, например: (Иванов и др., 2019; Методические ..., 2001; Одум, 2007; Тихомиров, Марков, 2009; Ferrand et al., 2012).

Список литературы составляется в алфавитном порядке и нумеруется в ручном режиме (сначала приводятся отечественные источники, затем иностранные).

Транслитерированный список литературы (References) приводится отдельно. Русскоязычные работы указываются в латинской транслитерации, рядом в квадратных скобках приводится их перевод на английский язык. Библиографические описания прочих работ приводятся на языке оригинала.

Обязательным условием является указание в списке литературы DOI (уникальный идентификационный номер цифрового объекта) тех работ, у которых он есть.

Образец оформления списка литературы:

1. ГОСТ Р ИСО 22033-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая токсичность в отношении высших растений.
2. Григорьян Б.Р., Кольцова Т.Г., Сунгатуллина Л.М., Сахабиев И.А. Оценка соответствия сельскохозяйственных предприятий Республики Татарстан требованиям органического агропроизводства // Российский журнал прикладной экологии. 2016. №3. С. 40–45.
3. Зиганшин И.И., Зиганшина Д.И. Лекарственные растения островов Казанского района переменного подпора Куйбышевского водохранилища // Биоразнообразие и рациональное использование природных ресурсов / Материалы докл. VII Всерос. научно-практ. конф. Махачкала: Изд-во ДГПУ, 2019. С. 18–20.
4. Иванчева Е.Ю. Сравнительный анализ видовой структуры рыбного населения малых рек Рязанской области: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Борок, 2008. 25 с.

5. Сафонов А.Ф. Системы земледелия. М.: Колос, 2006. 447 с.

6. Спирина Е.В. К вопросу о биологии форели ручьевой *Salmo trutta morpha fario* // Природа Симбирского Поволжья. Ульяновск, 2002. Вып. 3. С. 154–157.

7. Яковлев В.А. Изменение структуры зообентоса северо-восточной Фенноскандии под влиянием природных и антропогенных факторов: Дисс. ... докт. биол. наук. Казань, 1999. 436 с.

8. Hanson M.J., Stefan H.G. Side effects of 58 years of copper sulphate treatment of the Fairmount lakes, Minnesota // Water Resour. Bull. 1984. V. 20. P. 889–900. DOI 10.1111/j.1752-1688.1984.tb04797.x.

9. WoRMS Editorial Board (2016). World Register of Marine Species // URL: <http://www.marinespecies.org> (дата обращения: 20.05.2016).

Образец оформления транслитерированного списка литературы:

1. GOST R ISO 22033-2009. Kachestvo pochvy. Biologicheskie metody. Hronicheskaya toksichnost' v otnoshenii vysshih rastenij [Soil quality. Biological methods. Chronic toxicity to higher plants].

2. Grigor'yan B.R., Kol'tsova T.G., Sungatullina L.M., Sakhabiyev I.A. Otsenka sootvetstviya sel'skokhozyaystvennykh predpriyatij Respubliki Tatarstan trebovaniyam organicheskogo agroproduktstva [Assessment of the conformity of agricultural enterprises of the Republic of Tatarstan with the requirements of organic agricultural production] // Rossiyskiy zhurnal prikladnoy ekologii [Russian journal of applied ecology]. 2016. No 3. P. 40–45.

3. Ziganshin I.I., Ziganshina D.I. Lekarstvennye rasteniya ostrovov kazanskogo rajona peremennogo podpora Kujbyshevskogo vodohranilishha [Medicinal plants of the islands of Kazan area of the variable subpropt of the Kuibyshev reservoir] // Bioraznoobrazie i racional'noe ispol'zovanie prirodnyh resursov [Biodiversity and natural resource

management] / Materialy dokl. VII Vseros. nauchno-prakt. konf. Mahachkala: DGPU, 2019. P. 18–20.

4. Ivancheva E.Yu. Sravnitel'nyj analiz vidovoj struktury rybnogo naseleniya malyh rek Ryazanskoj oblasti [Comparative analysis of the species structure of the fish population of small rivers in the Ryazan region]: Summary of PhD (Cand. of Biol.) Borok, 2008. 25 p.

5. Safonov A.F. Sistemy zemledeliya [Farming systems]. M.: Kolos, 2006. 447 p.

6. Spirina E.V. K voprosu o biologii foreli ruch'evoy *Salmo trutta morpha fario* [On the biology of brook trout *Salmo trutta morpha fario*] // Priroda Simbirskogo Povolzh'ya [Nature of the Simbirsk Volga]. Ul'yanovsk, 2002. 3. P. 154–157.

7. Yakovlev V.A. Izmenenie struktury zoobentosa severo-vostochnoj Fennoskandii pod vliyaniem prirodnyh i antropogennykh faktorov [Changes in the structure of zoobenthos in northeastern Fennoscandia under the influence of natural and anthropogenic factors]: DSc (Dr. of Chem) thesis. Kazan', 1999. 436 p.

8. Hanson M.J., Stefan H.G. Side effects of 58 years of copper sulphate treatment of the Fairmount lakes, Minnesota // Water Resour. Bull. 1984. V. 20. P. 889–900. DOI 10.1111/j.1752-1688.1984.tb04797.x.

9. WoRMS Editorial Board (2016). World Register of Marine Species // URL: <http://www.marinespecies.org> (accessed: 20.05.2016).

Принятая к рассмотрению статья направляется рецензенту, при наличии замечаний она отсылается авторам на доработку. Окончательное решение о принятии статьи к публикации принимается редколлегией журнала.

Верстка статьи для окончательной проверки и утверждения высылается авторам по электронной почте.