

ПОВОЛЖСКИЙ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ

Povolzhskiy Journal of Ecology

Номер 2

2025

Number 2



Решением Президиума ВАК Министерства образования и науки РФ журнал включен в Перечень ведущих рецензируемых научных журналов и изданий, в которых рекомендуется публикация основных результатов диссертационных исследований на соискание ученой степени доктора и кандидата наук

СОДЕРЖАНИЕ

Беленкова В. В., Карманова Т. Н., Мещерский С. И., Суров А. В., Кацман Е. А., Феоктистова Н. Ю. Биоаккумуляция тяжёлых металлов и мышьяка в тканях полевых мышей (<i>Apodemus agrarius</i>) (Muridae, Rodentia), обитающих в парках г. Москвы	127
Дугаров Ж. Н., Бурдуковская Т. Г., Батуева М. Д.-Д., Балданова Д. Р., Хамнуева Т. Р., Шестериков Д. С. Фауна паразитов голомянок (<i>Comephorus</i> spp.) (Cottidae, Scorpaeniformes) оз. Байкал и ее изменения в возрастных рядах хозяев	141
Жигилева О. Н., Колесников И. П., Файзулин А. И., Рубанова М. В. Сравнительная характеристика генетического полиморфизма популяций ротана <i>Perccottus glenii</i> (Perciformes, Odontobutidae) Волжского и Иртышского бассейнов	153
Опарина А. М., Опарина О. С. Современное состояние мировой популяции дрофы (<i>Otis tarda tarda</i>) (Otidae, Aves) в пределах её ареала	165
Папоян Г. К., Юсупов В. И., Гершкович Д. М., Терехова В. А. Влияние низкоинтенсивного электромагнитного поля на чувствительность рачков <i>Daphnia magna</i> Straus (Daphniidae, Crustacea) к солям тяжелых металлов на примере бихромата калия и сульфата кадмия	183
Равкин Ю. С., Ефимов В. М., Кокорина И. П., Богомолова И. Н. Дрозды (Turdidae, Aves) Северной Евразии: численность, распределение и особенности населения	197
Станиславская Е. В., Афанасьева А. Л. Пигментные характеристики альгоценозов малых рек северо-западного побережья Ладожского озера	210
Сысолятина М. А., Ложкина Р. А., Томилина И. И., Олькова А. С. Реакция личинок комара-звонца <i>Chironomus riparius</i> Meigen (Diptera, Chironomidae) на воздействие лантана, меди и их смеси	222

КРАТКИЕ СООБЩЕНИЯ

Ревухин А. А., Постнов Д. И., Гремячих В. А., Базаров М. И., Шурганова Г. В., Комов В. Т. Зависимость содержания ртути в мышечной ткани рыб Горьковского водохранилища от возраста и длины тела	232
Соляников В. В., Нющенко Е. А. Растительность береговых обрывов Чёрного моря на границе природного заказника «Абраусский»	240



CONTENTS

Belenkova V. V., Karmanova T. N., Meshcherskiy S. I., Surov A. V., Katsman E. A., Feoktistova N. Yu. Bioaccumulation of heavy metals and arsenic in the tissues of striped field mouse (<i>Apodemus agrarius</i>) (Muridae, Rodentia) inhabits Moscow parks	127
Dugarov Z. N., Burdukovskaya T. G., Batueva M. D.-D., Baldanova D. R., Khamnueva T. R., Shesterikov D. S. Parasite fauna of Baikal oilfishes (<i>Comephorus</i> spp.) (Cottidae, Scorpaeniformes) in Lake Baikal and its changes in the age series of the hosts	141
Zhigileva O. N., Kolesnikov I. P., Fayzulin A. I., Rubanova M. V. Comparative characteristics of the genetic polymorphism of populations of Chinese sleeper <i>Perccottus glenii</i> (Perciformes, Odontobutidae) in the Volga and Irtysh basins	153
Oparina A. M., Oparina O. S. Current status of the world population of the Great bustard (<i>Otis tarda tarda</i>) (Otidae, Aves) within its range	165
Papoyan G. K., Yusupov V. I., Gershkovich D. M., Terekhova V. A. Effect of a low-intensity electromagnetic field on the sensitivity of crustaceans <i>Daphnia magna</i> Straus (Daphniidae, Crustacea) to heavy metal salts on the example of potassium bichromate and cadmium sulfate	183
Ravkin Yu. S., Efimov V. M., Kokorina I. P., Bogomolova I. N. Thrushes (Turdidae, Aves) of Northern Eurasia: Their abundance, distribution and population characteristics	197
Stanislavskaya E. V., Afanas'eva A. L. Pigment characteristics of algocenoses in small rivers of the northwestern coast of Lake Ladoga	210
Sysolyatina M. A., Lozhkina R. A., Tomilina I. I., Olkova A. S. Reaction of midge larvae <i>Chironomus riparius</i> Meigen (Diptera, Chironomidae) to the exposure to lanthanum, copper and their mixture	222

SHORT COMMUNICATIONS

Revukhin A. A., Postnov D. I., Gremyachikh V. A., Bazarov M. I., Shurganova G. V., Komov V. T. Dependence of the mercury content in the muscle tissue of fish from the Gorky reservoir on age and body length	232
Solyannikov V. V., Nyushchenko E. A. Vegetation of coastal cliffs of the Black Sea on the border of the Abrausky Natural Reserve	240

Оригинальная статья

УДК 575.17:599.323.42

<https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-127-140>

БИОАККУМУЛЯЦИЯ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ И МЫШЬЯКА В ТКАНЯХ ПОЛЕВЫХ МЫШЕЙ (*APODEMUS AGRARIUS*) (MURIDAE, RODENTIA), ОБИТАЮЩИХ В ПАРКАХ г. МОСКВЫ

В. В. Беленкова, Т. Н. Карманова, С. И. Мещерский,
А. В. Суков, Е. А. Кацман, Н. Ю. Феоктистова ✉

*Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН
Россия, 119071, г. Москва, Ленинский проспект, д. 33*

Поступила в редакцию 21.12.2024 г., после доработки 26.01.2025 г., принята 26.01.2025 г., опубликована 24.07.2025 г.

Аннотация. Исследовали биоаккумуляцию тяжёлых металлов в тканях (шерсть, мышцы, печень, кости) свободно живущих полевых мышей (*Apodemus agrarius*) в четырёх парках г. Москвы, расположенных на разном удалении от центра города и в зонах с разной степенью антропогенной нагрузки. Методом рентгенофлуоресцентного анализа количественно проанализировано содержание восьми тяжёлых металлов (Fe, Mn, Zn, Cr, Ni, Sr, Cu, Pb) и металлоида – As. Показано, что средние концентрации большинства тяжелых металлов в тканях мышей, обитающих в исследованных парках, достоверно различаются. Больше всего они накапливаются в шерсти, меньше в мышцах, печени и костях. Значимо большие концентрации металлов обнаружены в образцах из Филёвского парка, кроме Zn, Pb и As, максимальные концентрации которых были в образцах из Нескучного сада. Показатели Pb в шерсти полевых мышей не превышали референсных значений во всех парках, кроме Останкинского. Наименее загрязненным по показателям биоаккумуляции в шерсти, мышцах и печени оказался наиболее удаленный от центра города Терлецкий парк, несмотря на высокий балл «экологического неблагополучия». Таким образом, биоаккумуляция металлов происходит по-разному в тканях и органах свободно живущих полевых мышей, при этом расстояние от центра города и комплексный балл экологического благополучия не всегда отражаются на этом показателе. Для оценки экологической ситуации в разных районах города требуется разработка более сложной аналитической панели с учётом сезонной и пространственной динамики циркуляции загрязнителей, их кумулятивного влияния и разных механизмов метаболизма.

Ключевые слова: антропогенная нагрузка, тяжёлые металлы, референсные значения, экологическое благополучие

Финансирование. Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (проект № 24-24-20023).

✉ Для корреспонденции. Лаборатория сравнительной этологии и биокommunikации Института проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН.

ORCID и e-mail адреса: Беленкова Валерия Викторовна: <https://orcid.org/0009-0008-5634-0115>, vbelenkova@yandex.ru; Карманова Татьяна Николаевна: <https://orcid.org/0000-0001-9287-5928>, karmanovs94@mail.ru; Мещерский Сергей Ильич: <https://orcid.org/0000-0001-5301-9846>, sergeymeshcherskiy@gmail.com; Суков Алексей Васильевич: <https://orcid.org/0000-0003-2030-8910>, surov@sevin.ru; Кацман Елена Александровна: <https://orcid.org/0000-0003-2899-2454>, elenkz05@gmail.com; Феоктистова Наталья Юрьевна: <https://orcid.org/0000-0003-4010-2880>; feoktistovanyu@gmail.com.

Соблюдение этических норм. Протоколы с использованием животных были одобрены Комиссией по биоэтике Института проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН (протокол № 226 от 04.03.2024 г.).

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Для цитирования. Беленкова В. В., Карманова Т. Н., Мещерский С. И., Суров А. В., Кацман Е. А., Феоктистова Н. Ю. Биоаккумуляция тяжёлых металлов и мышьяка в тканях полевых мышей (*Apodemus agrarius*) (Muridae, Rodentia), обитающих в парках г. Москвы // Поволжский экологический журнал. 2025. № 2. С. 127 – 140. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-127-140>

ВВЕДЕНИЕ

Изменение биоты под влиянием урбанизации и влияние городской среды на здоровье человека являются одними из самых актуальных проблем экологии XXI в. (Sutherland et al., 2014). В первом десятилетии XXI в. население Земли преимущественно стало городским, и эта тенденция в будущем будет только усиливаться, а стремительное распространение городских экосистем на планете можно рассматривать как качественно новый этап развития жизни на Земле (Lahr et al., 2018). Человек создает и преобразует городскую среду, согласно своим потребностям, чтобы она становилась ещё более комфортной, для чего необходимо преодолевать негативные факторы, сопутствующие градостроительству. Ключевыми экологическими факторами риска, согласно «Докладу о состоянии окружающей среды в городе Москве в 2021 году» являются: загрязнение атмосферного воздуха мелкими взвешенными частицами, а также загрязнение природных объектов, в том числе почвы, воды, воздуха тяжёлыми металлами (Kulbachevsky, 2022) и микропластиком. Естественно, животные, населяющие города (синантропы и гемисинантропы), также испытывают влияние урбанизации и могут служить индикаторами загрязнения городской среды. Отработка методов оценки и проведение биомониторинга благополучия городской среды по состоянию животных, живущих рядом с человеком, представляется важным шагом к обеспечению устойчивого развития городов, в том числе Москвы, как одного из самых динамично развивающихся мегаполисов мира.

Одной из основных групп загрязнителей, представляющих угрозу здоровью человека и окружающей среде, являются тяжёлые металлы (ТМ) (Mzoughi, Chouba, 2012; Mhadhbi et al., 2012). Они не деградируют и длительное время сохраняются в почве (Ashraf et al., 2012; Okuku, Peter, 2012). Многие ТМ образуют стойкие органические соединения, которые могут попадать в организм на всех стадиях развития (Ogundiran et al., 2012; Serbaji et al., 2012), а хорошая растворимость их соединений способствует миграции в среде. Источниками ТМ являются промышленность, бытовые стоки, транспорт, свалки, дым и пыль, образующиеся при хозяйственной деятельности и т.д. (Terplay, 2013).

К ТМ обычно относят порядка 40 химических элементов, но особого контроля требуют те из них, превышение концентраций которых в тканях и органах оказывает наибольшее отрицательное влияние на живые организмы. Таковыми являются

железо (Fe), марганец (Mn), цинк (Zn), стронций (Sr), никель (Ni), хром (Cr), медь (Cu), ртуть (Hg), свинец (Pb). Количество исследований по биоаккумуляции ТМ и их токсическому воздействию на организм животных, в том числе мелких млекопитающих, постоянно растёт (Suhenko, 1995; Berckmoes et al., 2005; Scheirs et al., 2006; Beernaert et al., 2007; Schleich et al., 2010; Sizentsov et al., 2020). Это связано с тем, что, благодаря небольшим размерам и высокому уровню метаболизма, мелкие млекопитающие за более короткое время по сравнению с крупными накапливают большее количество ТМ (Levengood, Heske, 2008). Кроме того, млекопитающие филогенетически ближе к человеку, поэтому их удобнее использовать в качестве модельных объектов для оценки негативных влияний ТМ на организм человека.

Грызуны и насекомоядные – наиболее многочисленная группа мелких млекопитающих, населяющих города. Устойчивое развитие городов предполагает расширение парковых и лесопарковых зон, что способствует росту численности и разнообразия синурбических видов. Исследования содержания ТМ в организме свободно живущих грызунов проводились во многих городах мира: в Павлодаре (Shaimardanova, 2009), Аран-о-Бидголе (Zarrintab, 2017), Кракове (Damek-Poprawa, Sawicka-Kapusta, 2004), Ташкенте (Bykova, 2017). Однако для Москвы такие данные отсутствуют.

В своем исследовании мы обратились к одному из свободно живущих грызунов г. Москвы – полевой мыши (*Apodemus agrarius* Pallas, 1771). Ареал этого вида охватывает большую часть территории Европы и Азии. В естественных биотопах он населяет открытые ландшафты (луга, поля, разреженные леса с кустарниковыми зарослями), хорошо адаптируется к обитанию в городах и считается гемисинантропом (Tikhonova, Tikhonov, 2003). Полевую мышь регистрировали в Варшаве (Glivich, 1980; Gortat et al., 2013), в Брно (Pelicán et al., 1983), в Берлине (Klawitter, 1976), в Лейпциге (Klenke, 1986), в Санкт-Петербурге (Kliuchnik, Starostina, 1963), в Нижнем Новгороде (Petrov et al., 1980), в Томске (Andreevskikh, 2012), в Екатеринбурге (Chernousova, 1992) и некоторых других городах.

В Москве в конце XIX – начале XX в. полевая мышь была относительно редка. В 1950-е гг. на незастроенных территориях города среди грызунов доминировала домовая мышь (*Mus musculus* Linnaeus, 1758), второе место по численности занимали виды-двойники обыкновенной полёвки (*Microtus arvalis* Pallas, 1778 и *M. rossiaemeridionalis* Ognev, 1924) и лишь третье принадлежало полевой мыши. С 2000-х гг. полевая мышь стала абсолютным доминантом на незастроенных территориях мегаполиса (Karaseva et al., 1999; Ermolaeva et al., 2000; Tikhonova et al., 2012). Для вида характерны относительно небольшие участки обитания (около 2400 м²) и невысокая миграционная активность (Tikhonova et al., 2012), что перспективно для сравнения экологической обстановки в разных районах города.

Цель настоящего исследования – выявить различия в накоплении ТМ (Fe, Mn, Zn, Sr, Ni, Pb, Cr, Cu) и As в мышцах, печени, костях и шерсти полевой мыши в четырех парках г. Москвы, расположенных в разных зонах урбанизации, которая определяется удаленностью от центра города, плотностью промышленной застройки, а также степенью «экологического благополучия».

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Точки отловов полевой мыши в Москве выбирались по градиенту урбанизации. Зоны урбанизации отличаются друг от друга по долям техногенных и нетехногенных ландшафтообразующих компонентов и их соотношению. В разных городах выделяют разное количество зон урбанизации – от трех до шести. В Москве представлено шесть таких зон (Tikhonova et al., 2012), обозначенных на рис. 1 римскими цифрами.

Сбор материала проводили в апреле – июне 2024 г. в четырех парках г. Москвы (Нескучный сад, Филёвский парк, Останкинский и Терлецкий парки), расположенных в III, IV, V, VI зонах урбанизации соответственно. Согласно Экологической карте г. Москвы за 2024 г., эти парки расположены в районах с разными балльными оценками экологического благополучия, которые формируются на основе таких показателей, как наличие объектов промышленности, плотность населения, загруженность автотранспортом, площадь зелёных насаждений и др. (Ecological map..., 2025).

Нескучный сад (III зона урбанизации, 7 баллов) расположен в наиболее урбанизированной и близкой к центру части города, граничит с одной стороны с Ленинским проспектом, с другой – примыкает к набережной р. Москвы. Характеризуется высокой степенью рекреационной нагрузки. Вблизи Охотничьего домика отработано 100 ловушко-суток и отловлено 11 полевых мышей.

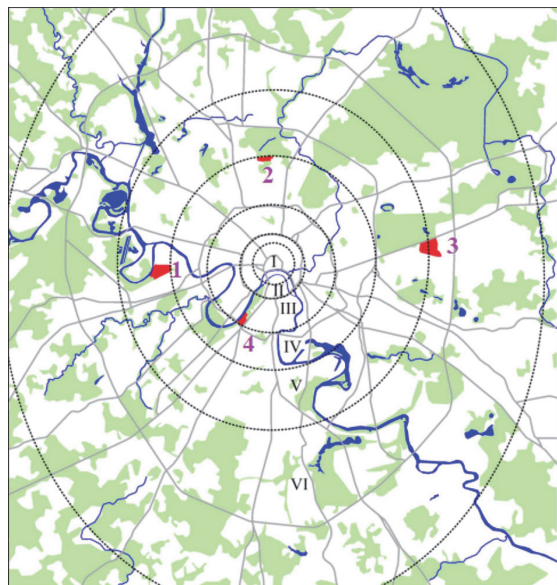


Рис. 1. Карта-схема Москвы с зонами урбанизации (по: Tikhonova et al., 2012) (пунктирные линии): 1 – Филёвский парк, 2 – Останкинский парк, 3 – Терлецкий парк, 4 – Нескучный сад

Fig. 1. A schematic map of Moscow with urbanization zones (according to Tikhonova et al., 2012) (dotted lines): 1 – Filevsky Park, 2 – Oostankino Park, 3 – Terletsky Park, 4 – Neskuchny Garden

Останкинский парк (IV зона урбанизации, 4 балла). Один из старейших московских парков, занимающий территорию дворцово-паркового ансамбля XVIII – XIX вв. С севера граничит с Ботаническим садом РАН, с северо-востока примыкает к ВДНХ. В 2014 г. эти три территории были объединены в самую большую зону отдыха в Москве площадью 540 га. Отловы животных производили в юго-восточной части вдоль границы с Городком космонавтов. Отработано 110 ловушко-суток, отловлено 11 полевых мышей.

Филёвский парк (V зона урбанизации, 4 балла) располо-

жен на западе Москвы вдоль поймы Москвы-реки. С севера, с запада, с юга и востока граничит с Новозаводской улицей, Солдатёновским парком, Большой Филёвской и улицей Баркляя соответственно. Рекреационная нагрузка также высокая. Отловы полевых мышей проводили в 50 м от Филёвской набережной вблизи родников в нижней части парка. Отработано 220 ловушко-суток, отловлено 10 полевых мышей.

Терлецкий парк (VI зона урбанизации, 8 баллов) отличается близким расположением к жилым районам старой малоэтажной и новой многоэтажной застройки. Отлов проводили на парковой территории вблизи мест рекреационного использования. Отработано 75 ловушко-суток, поймано 9 полевых мышей.

Для отлова грызунов использовали ловушки Геро с приманкой из черного хлеба, обжаренного на подсолнечном масле. Ловушки расставляли в сумерках, а собирали утром в 8:00 – 9:00 часов. После отлова проводили стандартные измерения: вес, длина тела, хвоста, плюсны, уха, определяли пол и примерный возраст. По показателям массы и размерам тела все животные отнесены к категории *adultus* и были перезимовавшими.

Пробоподготовка проходила в несколько этапов. Шерсть состригали со спины и боков тушки проспиртованными маникюрными ножницами, взвешивали на ювелирных весах до сотых долей грамма и упаковывали в индивидуально подписанный зип-лок пакет. Вес шерсти, полученной с одной особи, составлял не менее 0.1 г. При вскрытии извлекали и взвешивали печень, кости задних конечностей, а также мышцы, срезанные с задних конечностей. Образец ткани печени составлял в среднем 0.8 г, костей – 0.2 г, мышц – 0.8 г. Каждый образец упаковывали в подписанную пробирку Эппендорфа и хранили до проведения анализа при температуре -20°C. Всего было собрано 164 образца от 41 особи полевых мышей. Качественный и количественный анализ образцов проводился в лаборатории экологического мониторинга регионов АЭС и биоиндикации Института проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН на энергодисперсионном TXRF спектрометре S2 PicoFox (Bruker, Германия) по методике ISO/TS 18705:2015 (Surface chemical analysis – Use of Total Reflection X-ray Fluorescence spectroscopy in biological and environmental analysis). Прибор позволяет определять уровень измеряемых концентраций от долей ppb до мкг/л, анализировать химические элементы, проводить простой количественный анализ без использования внешних стандартных образцов в отсутствии матричных влияний и эффектов памяти.

Поскольку данные о референсных значениях или ПДК ТМ для мелких грызунов отсутствуют, то в случае шерсти и костей сравнение проводилось с ПДК, установленными для волос человека (Skalny, 2003).

Для разведочного анализа совместного накопления химических элементов в образцах использовали корреляцию Пирсона. Для установления особенностей накопления ТМ и As органами и различий по паркам применялся перестановочный ковариационный анализ с 10000 перестановками на каждое сравнение и факторами «парк» и «орган» в качестве ковариат соответственно. Для *post-hoc* анализа использовался HSD-тест Тьюки для параметрической ковариационной модели.

Степень отличий накопления каждого химического элемента в разных органах, тканях и парках оценивали методом случайного леса (Random Forest – RF) с точностью и загрязнением Джини в качестве метрик. В качестве метода снижения размерности многомерной матрицы накопления металлов использовали анализ главных компонент (Principal Component Analysis – PCA) на стандартизированных данных.

Расчёты проводили в среде статистического анализа R 4.2 (R Core Team, 2023) с использованием пакетов *vegan* (Oksanen et al., 2012), *permuco* (Frossard, Renaud, 2019) и *randomForest* (Liaw, Wiener, 2002).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Корреляционный анализ выявил сильно скоррелированные между собой элементы: Cr, Mn, Fe, Cu и Zn (коэффициент корреляции $0.66 < r < 0.87$). С ними слабее положительно связаны Sr и Pb ($0.25 < r < 0.56$). Накопление As слабо связано с накоплением Cr, Mn, Cu, Sr и Pb ($0.17 < r < 0.42$), а накопление Ni положительно коррелирует только с накоплением Cu ($r = 0.28$).

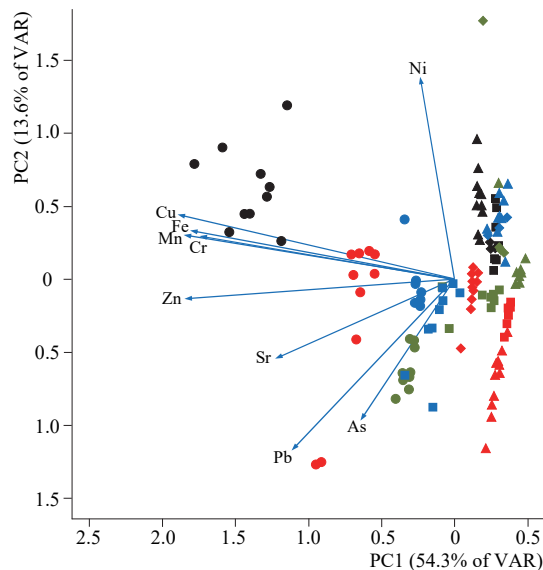


Рис. 2. Ординационная диаграмма PCA; цвет – названия парков: Останкинский парк – зелёный, Нескучный сад – красный, Филёвский парк – чёрный, Терлецкий парк – синий; маркеры – ткани и органы: круг – шерсть, квадрат – кости, ромб – печень, треугольник – мышцы

Fig. 2. PCA ordination diagram. Color – the names of the parks: Ostankino Park – green, Neskuchny Garden – red, Filevsky Park – black, Terletsky Park – blue. Markers – tissues and organs: circle – fur, square – bones, rhombus – liver, triangle – muscles

Ординационная диаграмма показывает распределение проб в пространстве двух главных компонент (рис. 2). Компонента PC1 (54.3% объясненной дисперсии) обратно ассоциирована с накоплением металлов Cu, Fe, Mn, Cr, Zn. Компонента PC2 (13.6% объясненной дисперсии) пропорциональна накоплению Ni и в меньшей степени обратно пропорциональна накоплению As и Pb. Из диаграммы видно, что максимальное накопление ТМ происходит в шерсти мышей, обитающих в Филёвском парке, чуть выше, чем в других парках – в костях мышей, обитающих в Терлецком парке. Накопление Ni было выше в мышцах животных из Филёвского и Терлецкого парков, ниже – из Нескучного сада, в котором выше накопление As и Pb.

Анализ зависимости накопления химических элементов по четырем исследованным паркам показал значимые различия по

всем элементам кроме Sr (perm p -value = 0.34) (табл. 1). Достоверно более высокие концентрации ТМ обнаружены в образцах из Филёвского парка, кроме Zn, Pb и As, максимальные концентрации которых были в образцах из Нескучного сада. Для Sr достоверные различия между парками отсутствовали. Анализ Random Forest показал, что наибольшие различия в накоплении ТМ по паркам в целом наблюдаются для Cr, Mn, Ni и Fe.

Таблица 1. Накопление химических элементов суммарно во всех исследованных тканях и органах полевых мышей в 4 парках г. Москвы, мкг/г

Table 1. Accumulation of chemical elements in total in all the studied tissues and organs of field striped mice in four Moscow parks, µg/g

Местоположение / Location	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Pb
par p -value	0.0002	0	0	0	0	0	0	0.3445	0.032
perm p -value	0.0003	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.3447	0.0326
Филёвский парк / Filevsky Park	0.80 ^A	3.38 ^A	155.54 ^A	0.35 ^A	11.43 ^A	93.76 ^{AB}	0.008 ^{AB}	10.92 ^A	0.48 ^A
Нескучный сад / Neskuchny Garden	0.41 ^{AB}	1.26 ^B	103.53 ^{AB}	0.005 ^C	6.60 ^B	108.12 ^A	0.0132 ^A	11.68 ^A	0.80 ^A
Останкинский парк / Ostankino Park	0.12 ^B	1.70 ^B	84.85 ^B	0.06 ^{BC}	4.96 ^B	66.19 ^C	0.0009 ^C	11.31 ^A	0.72 ^A
Терлецкий парк / Terletsky Park	0.39 ^{AB}	3.22 ^A	83.57 ^B	0.14 ^B	5.57 ^B	66.72 ^{BC}	0.005 ^{BC}	9.44 ^A	0.51 ^A

Примечание. par p -value – параметрический уровень значимости, perm p -value – перестановочный уровень значимости. В строках «парков» приведены размеры эффекта – средние значения накопления данного элемента в парке, нормированное на ковариату «ткани». Буквами обозначены результаты post-hoc HSD теста.

Note. par p -value is the parametric significance level, and perm p -value – the permuted significance level. The effect rates are shown in the park lines: the average values of accumulation of each element in the park, normalized to the covariate of the “tissue”. The letters indicate the results of the post-hoc HSD test.

Анализ особенностей накопления химических элементов тканями и органами полевой мыши показал значимые различия по всем ТМ (табл. 2). Максимальные концентрации большинства ТМ обнаружены в шерсти мышей, As – в шерсти и мышцах, Sr – в шерсти и костях, а Ni – только в мышцах. Анализ Random Forest показал в целом наибольшие различия накопления в тканях и органах для Sr, Zn и Fe.

Таблица 2. Накопление химических элементов по отдельным тканям и органам полевых мышей в 4 парках г. Москвы, мкг/г

Table 2. Accumulation of chemical elements by separate tissues and organs of striped field striped mice in four Moscow parks, µg/g

Ткань, орган / Tissue, organ	Cr	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Pb
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
par p -value	0	0	0	0.0001	0	0	0.0011	0	0
perm p -value	<0.0001	<0.0001	<0.0001	0.0002	<0.0001	<0.0001	0.0014	<0.0001	<0.0001

Окончание табл. 2
Table 2. Continuation

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Кости / Bones	0.35 ^B	1.37 ^B	57.38 ^C	0.09 ^B	2.68 ^C	31.83 ^C	0.006 ^{AB}	16.94 ^A	0.28 ^B
Шерсть / Fur	1.15 ^A	5.56 ^A	224.8 ^A	0.12 ^B	16.3 ^A	236.98 ^A	0.009 ^A	18.83 ^A	1.44 ^A
Печень / Liver	0.01 ^B	1.38 ^B	119.87 ^B	0.06 ^B	4.92 ^B	53.22 ^B	0.002 ^B	1.87 ^B	0.2 ^B
Мышцы / Muscles	0.13 ^B	0.7 ^B	35.04 ^C	0.24 ^A	4.5B ^C	14.49 ^C	0.01 ^A	4.31 ^B	0.55 ^B

Примечание. par p -value – параметрический уровень значимости, perm p -value – перестановочный уровень значимости. В строках «ткани» приведены размеры эффекта – средние значения накопления элемента в ткани, нормированные на ковариату «парк». Буквами обозначены результаты post-hoc HSD теста.

Note. par p -value is the parametric significance level, and perm p -value – the permuted significance level. The effect rates are shown in the “tissue” lines: the average values of accumulation of each element in the tissue, normalized to the covariate of the “park”. The letters indicate the results of the post-hoc HSD test.

Поскольку биоаккумуляция большинства ТМ в шерсти была существенно выше, чем в других органах и тканях мышей (исключение составляет Sr, содержание которого в шерсти и в костях достоверно не различалось), в табл. 3 мы привели средние значения концентраций разных ТМ именно в шерсти полевых мышей и сопоставили эти данные с референсными значениями для волос человека (Skalny, 2003). Видно, что средние значения концентраций Mn и Fe превышали референсные значения во всех исследованных парках, Cu и Zn – в Нескучном саду и Филёвском парке, а Pb – только в Останкинском парке. As и Ni во всех парках были ниже референсных значений.

Таблица 3. Накопление химических элементов в шерсти полевых мышей в 4 парках г. Москвы, мкг/г

Table 3. Accumulation of chemical elements in the fur of striped field mouse in four Moscow parks, $\mu\text{g/g}$

Химический элемент / Chemical elements	par p -value	perm p -value	Филёвский парк / Filevsky Park	Нескучный сад / Neskuchny Garden	Останкинский парк / Ostankino Park	Терлецкий парк / Terletsky Park	Волосы человека / Human hair
Cr	0	<0.0001	3.07±0.14 ^A	1.24±0.06 ^B	0.06±0.06 ^C	0.11±0.01 ^C	0.510
Mn	0	<0.0001	9.74±0.51^A	4.12±0.16^{BC}	3.63±0.2^C	5.02±0.15^B	0.31–1.29
Fe	0	<0.0001	383.09±27.49^A	207.95±11.36^B	152.08±1.03^{BC}	146.83±1.72^C	11–25
Ni	0	<0.0001	0.37±0.04 ^A	0±0 ^B	0.05±0.04 ^B	0.07±0.05 ^B	0.14–0.53
Cu	0	<0.0001	27.32±0.83^A	17.43±0.22^B	10.23±0.26 ^C	9.21±1.23 ^C	9–14
Zn	0	<0.0001	297.94±12.03^A	268.16±9.35^A	190.88±2.39 ^B	178.96±22.51 ^B	145–206
As	0.042	0.027	0.02±0 ^A	0.02±0.01 ^A	0±0 ^A	0±0 ^A	0–0.98
Sr	0	<0.0001	18.04±2.25 ^B	0.02±0.01 ^A	17.12±0.77 ^B	9.3±1.17 ^C	0–30
Pb	0	<0.0001	1.18±0.12 ^B	1.09±0.35 ^B	2.47±0.11^A	0.97±0.13 ^B	0.38–1.67

Примечание. par p -value – параметрический уровень значимости, perm p -value – перестановочный уровень значимости. В строках парков приведены средние значения накопления элементов в шерсти + ошибка среднего. Буквами обозначены результаты post-hoc HSD теста. Жирным шрифтом выделены значения, превышающие ГОСТ для волос человека (по: Skalny, 2003).

Note. par p -value is the parametric significance level, and perm p -value – the permuted significance level. The rows of parks show the average values of the accumulation of elements in fur + the average error. The letters indicate the results of the post-hoc HSD test. The values exceeding GOST for human hair are emphasized (according to Skalny, 2003).

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Живым организмам требуется разное, обычно небольшое, количество незаменимых тяжёлых металлов: Fe, Co, Cu, Mn, Mo и Zn. Но при избыточной концентрации все они опасны для здоровья (Zinina, 2001). Избыток Fe может отрицательно влиять на печень, сердце, поджелудочную железу. Избыток Zn токсичен для почек. Избыток Cu и её солей приводит к серьёзным нарушениям ЦНС, почек и печени (Gulieva et al., 2018). Избыток Mn отрицательно влияет на нервную систему, нарушает репродукцию и повреждает почки.

К токсичным химическим элементам относятся: Pb, Hg, Cd, Sr, Be, Al, Ni, As. Их накопление в организме животных и человека с течением времени может вызывать серьезные заболевания и преждевременную смерть (Gulieva et al., 2018).

Концентрация Pb (особенно в населённых пунктах) зависит от качества бензина. Хотя Pb может накапливаться в костях непрерывно, не повреждая их, он представляет собой постоянный источник загрязнения для других органов (Rabinowitz, 1991). В большинстве стран этилированное топливо постепенно заменяют на неэтилированные эквиваленты, что существенно снижает загрязнение среды этим элементом. В Москве эта проблема в настоящее время практически решена.

Ni и Cd также встречаются в выхлопных газах. Плотность дорожной сети в мире положительно коррелирует с уровнем загрязнения даже в безлюдных и относительно чистых областях, не говоря уже о мегаполисах. Ni является канцерогеном, и чрезмерное воздействие этого тяжёлого металла может вызвать снижение массы тела, повреждения сердца и печени (Homady et al., 2002).

Sr необходим для протекания нормальных процессов окостенения и образования прочной эмали зубов, однако его избыток может вызывать нарушения в минеральном обмене костной ткани – «стронциевый рахит», болезнь Кашина – Бека. Содержание Sr в волосах отражает длительность контакта организма с этим металлом и пропорционально его концентрации в костях (Ermakov, 2023).

Биоаккумуляция любого металла ограничивается скоростью его усвоения. Процесс накопления продолжается в течение всей жизни, однако у животных старшего возраста происходит снижение скорости метаболизма, поэтому накопление тяжёлых металлов находится в прямой зависимости от уровня загрязнения, и в исследованиях следует использовать только взрослых животных (Blagojević et al., 2012).

Как известно, биоаккумуляция химических элементов зависит от типа ткани и органа. В нашей работе, проведённой на полевой мыши, больше всего металлов накапливала шерсть, что справедливо практически для всех исследованных элементов (за исключением Sr, который не всегда имел самые высокие показатели именно в шерсти и Ni с максимумом в мышцах). Самый большой вклад в биоаккумуляцию металлов вносили Fe и Zn – наиболее широко распространенные в природе тяжёлые металлы. В целом наиболее загрязнённой оказалась шерсть полевых мышей, обитающих в Филёвском парке (достоверно более высокие показатели концентрации отмечены для Mn, Fe, Cu, Zn, Sr и Ni). Загрязнение шерсти Sr оказалось выше в Нескучном саду, а Pb – в Останкинском парке.

Что касается костной ткани, то мы видим противоположную тенденцию в биоаккумуляции ТМ по сравнению с шерстью, печенью и мышцами. Как показали предыдущие исследования, если анализ шерсти и мышц может стать хорошим методом для оценки загрязнения (Blagojević et al., 2012), то анализ костной ткани можно использовать только для общей оценки загрязнения, но не для определения каких-то конкретных уровней загрязнения, так как биоаккумуляция в костях – процесс более длительный.

Шерстной покров наземных млекопитающих играет значительную роль в накоплении и последующем ежегодном удалении загрязнителей вместе со старым волосом в процессе линьки (Pastukhov et al., 2011). Это позволяет поддержать предложение Н. Я. Поддубной с соавторами использовать только шерсть взрослых животных как неинвазивный метод для общей оценки уровня загрязнения ТМ у диких животных на различных территориях (Poddubnaya et al., 2022; Ageeva et al., 2024).

Оценка экологической ситуации, основанная на анализе содержания ТМ в разных органах и тканях животных, обитающих в городской среде, позволит своевременно выявлять негативные тенденции, связанные с загрязнением, и принимать обоснованные управленческие решения. В перспективе возможно создание аналитической панели, позволяющей комплексно оценивать экологическую ситуацию в урбоценозах с учетом сезонной и пространственной динамики циркуляции ТМ в окружающей среде и в организме свободноживущих видов. Это должно способствовать повышению устойчивости городской экосистемы, сохранению биоразнообразия, улучшению условий жизни населения и оптимизации взаимодействия между природными и антропогенными компонентами городской среды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

- Ageeva E. A., Poddubnaya N. Ya., Schukina M. O. Seasonal changes in the total mercury in small mammals in forest ecosystems near Cherepovets town, Vologda region. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2024, no. 3, pp. 257–267 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2024-3-257-267>
- Andreevskikh A. *Ecological, Physiological and Ethological Adaptations of the Field Mouse (Apodemus agrarius Pall.) in an Urban Environment*: Thesis Diss. Cand. Sci. (Biol.). Tomsk, 2012. 23 p. (in Russian).
- Ashraf M. A., Ashraf M., Shahbaz M. Growth stage-based modulation in antioxidant defense system and proline accumulation in two hexaploid wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivars differing in salinity tolerance. *Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 2012, vol. 207, iss. 5, pp. 388–397. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.03.004>
- Beernaert J., Scheirs J., Leirs H., Blust R., Verhagen R. Non-destructive pollution exposure assessment by means of wood mice hair. *Environmental Pollution*, 2007, vol. 145, iss. 2, pp. 443–451. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.025>
- Berckmoes V., Scheirs J., Jordaens K., Blust R., Backeljau T., Verhagen R. Effects of environmental pollution on microsatellite DNA diversity in wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) populations. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 2005, vol. 24, iss. 11, pp. 2898–2907. <https://doi.org/10.1897/04-483R.1>
- Blagojevic J., Jovanovic V., Stamenkovic G., Jojic V., Adnadevic T., Vujosevic M. Age differences in bioaccumulation of heavy metals in populations of the black-striped field mouse,

Apodemus agrarius (Rodentia, Mammalia). *International Journal of Environmental Research*, 2012, vol. 6, iss. 4, pp. 1045–1052.

Bykova E. *The Impact of Urbanization on the Fauna and Ecology of Mammals in Uzbekistan (on the example of Tashkent)*: Thesis Diss. Cand. Sci. (Biol.). Tyumen, 2017. 24 p. (in Russian).

Chernousova N. Non-philanthropic small mammals of the green areas of Sverdlovsk. In: Nekrasova L. S., ed. *Animals in an Anthropogenic Landscape*. Ekaterinburg, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences Publ., 1992, pp. 28–38 (in Russian).

Damek-Poprawa M., Sawicka-Kapusta K. Histopathological changes in the liver, kidneys, and testes of bank voles environmentally exposed to heavy metal emissions from the steelworks and zinc smelter in Poland. *Environmental Research*, 2004, vol. 96, iss. 1, pp. 72–78. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2004.02.003>

Ecological map of Moscow–2025. *Novostroi-M.ru*. Moscow, 2025. Available at: <http://www.novostroy-m.ru/ekologiya-v-moskve#rating> (accessed January 9, 2025).

Ermakov V. V. *Strontium in the Biosphere*. Novosibirsk, Akademizdat, 2023. 168 p. (in Russian).

Ermolaeva E., Korotkov Yu., Telicyna A., Karaseva E., Stepanova N. Features of the dynamics of the field mouse population in the undeveloped territories of Moscow and the nearest suburbs (in the second half of the 20th century). *RET-info*, 2000, vol. 1, pp. 5–10 (in Russian).

Frossard J., Renaud O. *Permuco: Permutation Tests for Regression, (Repeated Measures) ANOVA/ANCOVA and Comparison of Signals. R Package Version 1.1.0*. 2019. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.permuco>

Glivich I. Studies of the process of synurbanization of animals using the example of urban populations. *Studia Geographica* (Brno), 1980, vol. 71, pp. 95–104.

Gortat T., Rutkowski R., Gryczynska-Siemiatkowska A., Kozakiewicz A., Kozakiewicz M. Genetic structure in urban and rural populations of *Apodemus agrarius* in Poland. *Mammalian Biology*, 2013, vol. 78, iss. 3, pp. 171–177. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2012.07.155>

Gulieva A. A., Geidarov A. A., Makhmudov M. K., Kasumova N. M. Sorption recovery of cobalt, copper, zinc, and manganese ions from technical solutions by modified natural zeolites. *Russian Metallurgy (Metally)*, 2018, vol. 2018, iss. 7, pp. 605–613. <https://doi.org/10.1134/S0036029518070054>

Homady M., Hussein H., Jiries A., Mahasneh A., Al-Nasir F., Khleifat K. Survey of some heavy metals in sediments from vehicular service stations in Jordan and their effects on social aggression in prepubertal male mice. *Environmental Research*, 2002, vol. 89, iss. 1, pp. 43–49. <https://doi.org/10.1006/enrs.2002.4353>

Karaseva Ye. V., Telitsyna A. YU., Samoylov B. L. *Mammals of Moscow in the Past and the Present*. Moscow, Nauka, 1999. 245 p. (in Russian).

Klawitter J. Zur Verbreitung der Fledermäuse in Berlin (West) von 1945–1976. *Myotis*, 1976, no. 14, S. 3–14.

Klenke R. Ecofaunistic investigations of the small mammal populations in different habitat isles in Leipzig. *Wissenschaftliche Zeitschrift Karl-Marx-Universität Leipzig*, 1986, vol. 35, iss. 6, pp. 607–618.

Kliuchnik N., Starostina A. About non-plant species of rodents of Leningrad. *Zoologicheskii zhurnal*, 1963, vol. 42, no. 10, pp. 1554–1560 (in Russian).

Kulbachevsky A. O., ed. *Report “On the State of the Environment in the City of Moscow in 2021”*. Moscow, Moscow Municipal Economy Complex Publ., 2022. Available at: https://www.mos.ru/upload/content/files/d6fb4810f42661667ce2d1b353dbc5ea/2022_all.pdf (accessed March 10, 2024).

Lahr E. C., Dunn R. R., Frank S. D. Getting ahead of the curve: Cities as surrogates for global change. *Proceedings of the Royal Society B*, 2018, vol. 285, iss. 1882, article no. 20180643. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.0643>

Levensgood J. M., Heske E. J. Heavy metal exposure, reproductive activity, and demographic patterns in white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) inhabiting a contaminated floodplain wetland. *Science of the Total Environment*, 2008, vol. 389, iss. 2–3, pp. 320–328. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.050>

Liaw A., Wiener M. Classification and regression by RandomForest. *R News*, 2002, vol. 2, pp. 18–22.

Mhadhbi L., Fumega J., Boumaiza M., Beiras R. Acute toxicity of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) for turbot (*Psetta maxima*) early life stages (ELS). *Environmental Science and Pollution Research*, 2012, vol. 19, iss. 3, pp. 708–717. <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0602-5>

Mzoughi N., Chouba L. Heavy metals and PAH assessment based on mussel caging in the north coast of Tunisia (Mediterranean Sea). *International Journal of Environmental Research*, 2012, vol. 6, no. 1, pp. 109–118. <https://doi.org/10.22059/ijer.2011.477>

Ogundiran M. B., Ogundele D. T., Afolayan P. G., Osibanjo O. Heavy metals levels in forage grasses, leachate and lactating cows reared around lead slag dumpsites in Nigeria. *International Journal of Environmental Research*, 2012, vol. 6, no. 3, pp. 695–702. <https://doi.org/10.22059/ijer.2012.540>

Oksanen J., Blanchet F. G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P. R., O'hara R. B., Simpson G. L., Solymos P., Stevens M. H., Szoecs E., Wagner H. *Vegan: Community Ecology Package*. *R Package Version 2.5–6*. 2012. Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> (accessed August 10, 2024).

Okuku E. O., Peter H. K. Choose of heavy metals pollution biomonitors: A critic of the method that uses sediments total metals concentration as the benchmark. *International Journal of Environmental Research*, 2012, vol. 6, no. 1, pp. 313 – 322. <https://doi.org/10.22059/ijer.2011.497>

Pastukhov M. V., Epov V. N., Ciesielski T., Alieva V. I., Grebenshchikova V. I. Distribution and bioaccumulation of mercury in Baikal seal. *The Bulletin of Irkutsk State University. Ser. Biology. Ecology*, 2011, vol. 4, no. 1, pp. 56–66 (in Russian).

Pelican J., Zeida J., Homolka M. Mammals in the urban agglomeration of Brno. *Acta Scientarium Naturalium Brno*, 1983, vol. 17, no. 9, pp. 1–49.

Petrov V., Leont'eva M., Solov'ev Iu., Prokop'eva N. To study the fauna and ecology of rodents of a large city. In: *Rodents: Materials of the 5th All-Union Meeting*. Moscow, Nauka, 1980, pp. 434–435 (in Russian).

Poddubnaya N. Ya., Salkina G. P., Nikandrova V. A., Smirnova A. A. The role of feral felines in mercury transport in the ecosystem of the eastern Sikhote-Alin macroslope. In: *Sustainable Development of Specially Protected Natural Areas: Collection of articles of the IX All-Russian (National) Scientific and Practical Conference*. Sochi, Donskoi izdatel'skii tsentr, 2022, vol. 9, pp. 334–340 (in Russian).

R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. 2023. Available at: <https://www.R-project.org/> (accessed May 25, 2024).

Rabinowitz M. B. Toxicokinetics of bone lead. *Environmental Health Perspectives*, 1991, vol. 91, pp. 33–37. <https://doi.org/10.1289/ehp.91913>

Scheirs J., Vandevyvere I., Wollaert K., Blust R., De Bruyn L. Plant-mediated effects of heavy metal pollution on host choice of a grass miner. *Environmental Pollution*, 2006, vol. 143, iss. 1, pp. 138–145. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.11.001>

Schleich F. N., Seidel L., Sele J., Manise M., Quaedvlieg V., Michils A., Louis R. Exhaled nitric oxide thresholds associated with a sputum eosinophil count $\geq 3\%$ in a cohort of unselected patients with asthma. *Thorax*, 2010, vol. 65, iss. 12, pp. 1039–1044. <https://doi.org/10.1136/thx.2009.124925>

Serbaji M. M., Azri C., Medhioub K. Anthropogenic contributions to heavy metal distributions in the surface and sub-surface sediments of the northern coast of Sfax, Tunisia. *International*

Journal of Environmental Research, 2012, vol. 6, no. 3, pp. 613–626. <https://doi.org/10.22059/ijer.2012.531>

Shaimardanova B. Kh. Lead in the tissues of mouse-like rodents from an industrial city in northeastern Kazakhstan. *Engineering Technologies and Systems*, 2009, vol. 1, pp. 153–154 (in Russian).

Sizentsov Ya. A., Salnicova E. V., Sizentsov A. N., Pelikh V. I. Determination of bioaccumulation of heavy metals in the body of laboratory animals by means of determining their concentration in biological samples. In: *Integration and Differentiation of Science and Practice in the Context of Priority Paradigms of Civilization Development: Collection of scientific articles on the results of the National Scientific and Practical Conference*. St. Petersburg, St. Petersburg State Economic University Publ., 2020, pp. 14–16 (in Russian).

Skalny A. V. Reference values of the concentration of chemical elements in hair obtained by the ICP-NPP method (ANO Center for Biotic Medicine). *Microelements in Medicine*, 2003, vol. 4, no. 1, pp. 55–56 (in Russian).

Suhenko S. A. *Mercury in Reservoirs: A New Feature of Man-Made Environmental Pollution*. Novosibirsk, State Public Scientific and Technical Library of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences Publ., 1995. 59 p. (in Russian).

Sutherland C., Robbins G., Scott D., Sim V. Durban City Report. *City Report (Chance2Sustain)*, 2014, pp. 1–89.

Teplay G. N. Heavy metals as a factor of environmental pollution (review). *Astrakhan Bulletin of Ecological Education*, 2013, no. 1, pp. 182–192 (in Russian).

Tikhonova G. N., Tikhonov I. A., Kotenkova E. V., Munteanu A. I., Uspenskaya I. G., Konovalov Yu. N., Burlaku V. I., Kiku V. F., Georgitsa S. D., Karaman N. K., Nisteanu V. B., Mal'tsev A. N. Comparative analysis of small mammal communities in Chisinau and Yaroslavl, two European cities located in different biomes. *Russian Journal of Ecology*, 2012, vol. 43, iss. 3, pp. 236–242. <https://doi.org/10.1134/S1067413612030162>

Tikhonova G. N., Tikhonov I. A. Habitat distribution and reproductive peculiarities of three rodent species in northeastern Moscow region. *Zoologicheskiy zhurnal*, 2003, vol. 82, no. 11, pp. 1357–1367 (in Russian).

Zarrintab M., Milto K. D., Eskandarzadeh N., Zangi B., Jahan M., Kami H. G., Rajabizadeh M. Taxonomy and distribution of sand boas of the genus *Eryx* Daudin, 1803 (Serpentes: Erycidae) in Iran. *Zoology in the Middle East*, 2017, vol. 63, iss. 2, pp. 117–129. <https://doi.org/10.1080/09397140.2017.1299330>

Zinina O. T. The influence of certain heavy metals and trace elements on biochemical processes in the human body. In: *Selected Issues of Forensic Medical Examination*. Khabarovsk, Far Eastern State Medical University Publ., 2001, iss. 4, pp. 99–105 (in Russian).

**Bioaccumulation of heavy metals and arsenic in the tissues
of striped field mouse (*Apodemus agrarius*) (Muridae, Rodentia)
inhabits Moscow parks**

**V. V. Belenkova, T. N. Karmanova, S. I. Meshcherskiy,
A. V. Surov, E. A. Katsman, N. Yu. Feoktistova** ✉

*A. N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution of the Russian Academy of Sciences
33 Leninsky Pros., Moscow 119071, Russia*

Received: December 21, 2024 / revised: January 26, 2025 / accepted: January 26, 2025 / published: July 24, 2025

Abstract. Heavy metal bioaccumulation in the tissues (fur, muscles, liver, and bones) of free-living striped field mouse (*Apodemus agrarius*) was studied in four Moscow parks located at different distances from the city center and in areas with varying degrees of anthropogenic impact. The content of eight heavy metals (Fe, Mn, Zn, Cr, Ni, Sr, Cu, and Pb) and metalloids As was quantitatively analyzed by X-ray fluorescence analysis. The accumulation of heavy metals in the tissues and organs of mice living in the studied parks has been shown to occur in different ways. Most of them accumulate in fur, less in muscles, liver and bones (with the exception of Sr, which did not always have the highest concentration in fur, and Ni, with the maximum in muscles). Significantly higher concentrations of the metals were found in samples from the Filevsky Park (higher concentrations were noted for Mn, Fe, Cu, Zn, Cr, and Ni). Sr and Pb accumulation in fur was higher in the Neskuchny Garden and the Ostankino Park, respectively. The Terletsky Park is the most distant from the city center; it is the least polluted one in terms of bioaccumulation in fur, muscles and liver, despite the high score of environmental disadvantage. Thus, metal bioaccumulation occurs in different ways in the tissues and organs of free-living striped field mice, while the distance from the city center and the comprehensive environmental well-being score do not always affect this indicator. To assess the environmental situation in different parts of the city, it is necessary to develop a more complex analytical panel, taking into account the seasonal and spatial dynamics of the circulation of pollutants, their cumulative effects and different metabolic mechanisms.

Keywords: anthropogenic impact, heavy metals, reference values, environmental well-being

Funding: This work was financially supported by the Russian Science Foundation (project No. 24-24-20023).

Ethics approval and consent to participate: Animal protocols were approved by the Bioethics Commission of the A. N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution of the Russian Academy of Sciences (protocol No. 22b dated March 4, 2024).

Conflict of interest: The authors have declared that no competing interests exist.

For citation: Belenkova V. V., Karmanova T. N., Meshcherskiy S. I., Surov A. V., Katsman E. A., Feoktistova N. Yu. Bioaccumulation of heavy metals and arsenic in the tissues of striped field mouse (*Apodemus agrarius*) (Muridae, Rodentia) inhabits Moscow parks. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2025, no. 2, pp. 127–140 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-127-140>

✉ *Corresponding author.* Laboratory of Comparative Ethology and Biocommunication, A. N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution of the Russian Academy of Sciences, Russia.

ORCID and e-mail addresses: Valeriya V. Belenkova: <https://orcid.org/0009-0008-5634-0115>, vbelenkova@yandex.ru; Tatyana N. Karmanova: <https://orcid.org/0000-0001-9287-5928>, karmanovs94@mail.ru; Sergey I. Meshcherskiy: <https://orcid.org/0000-0001-5301-9846>, sergymeshcherskiy@gmail.com; Alexey V. Surov: <https://orcid.org/0000-0003-2030-8910>, surov@sevin.ru; Elena A. Katsman: <https://orcid.org/0000-0003-2899-2454>, elenkz05@gmail.com; Natalia Yu. Feoktistova: <https://orcid.org/0000-0003-4010-2880>; feoktistovanyu@gmail.com.

Оригинальная статья

УДК 576.89:597.556.31

<https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-141-152>

**ФАУНА ПАЗАРИТОВ ГОЛОМЯНОК
(*COMEPHORUS SPP.*) (COTTIDAE, SCORPAENIFORMES)
оз. БАЙКАЛ И ЕЕ ИЗМЕНЕНИЯ В ВОЗРАСТНЫХ РЯДАХ ХОЗЯЕВ**

**Ж. Н. Дугаров [✉], Т. Г. Бурдуковская, М. Д.-Д. Батуева,
Д. Р. Балданова, Т. Р. Хамнуева, Д. С. Шестериков**

*Институт общей и экспериментальной биологии СО РАН
Россия, 670047, г. Улан-Удэ, ул. Сахьяновой, д. 6*

Поступила в редакцию 17.04.2024 г., после доработки 15.12.2024 г., принята 17.12.2024 г., опубликована 24.07.2025 г.

Аннотация. Большая и малая голомянки – эндемики оз. Байкал, которые являются наиболее многочисленными видами рыб в этом водоеме. Только эти два вида составляют группу пелагических рыб Байкала. Для голомянок характерно рассредоточенное распределение по вертикали: от поверхности до глубины 1000 м и более. В этом исследовании приведена характеристика современной ситуации по зараженности паразитами малой и большой голомянок и впервые дан анализ изменений фауны и численности паразитов в возрастных рядах этих эндемиков Байкала. В фауне паразитов большой голомянки насчитывается 14 видов, малой – 15 видов; в совокупности фауна паразитов обоих видов хозяев представлена 17 видами, при этом общими для обоих видов рыб являются 12 видов паразитов. При высокой степени сходства по видовому составу паразитов трематоды отмечены только у малой голомянки, что свидетельствует о различиях в экологии между двумя видами хозяев. Выявлено расхождение по изменениям видового богатства паразитов в возрастных рядах малой и большой голомянок: у первого хозяина оно увеличивается; у второго хозяина видовое богатство паразитов сначала увеличивается, затем уменьшается в старших возрастных группах. Это расхождение между голомянками связано с различиями в составе пищевого комка в средних и старших возрастных группах этих рыб.

Ключевые слова: паразиты, большая голомянка, малая голомянка, возрастной ряд хозяина, *Contracaecum osculatum baicalensis*, *Triaenophorus nodulosus*, *Proteocephalus longicollis*, оз. Байкал

Финансирование. Исследование выполнено в рамках темы госзадания Института общей и экспериментальной биологии СО РАН (регистрационный № 121030900141-8).

Соблюдение этических норм. Протоколы с использованием животных были одобрены Комиссией по биоэтике Института общей и экспериментальной биологии СО РАН (протокол № 1 от 24.01.2024 г.).

[✉] Для корреспонденции. Лаборатория паразитологии и экологии гидробионтов Института общей и экспериментальной биологии СО РАН.

ORCID и e-mail адреса: Дугаров Жаргал Нимаевич: <https://orcid.org/0000-0003-1264-5394>, dugarov59@mail.ru; Бурдуковская Татьяна Геннадьевна: <https://orcid.org/0000-0003-4491-5184>, tburdruk@yandex.ru; Батуева Марина Даши-Доржиевна: <https://orcid.org/0000-0001-7705-3125>, badmm@rambler.ru; Балданова Дарима Ринчиновна: <https://orcid.org/0000-0002-3529-4972>, darima_baldanova@mail.ru; Хамнуева Татьяна Романовна: <https://orcid.org/0000-0001-6650-5544>, khamnu@mail.ru; Шестериков Дмитрий Сергеевич: <https://orcid.org/0000-0001-8568-8227>, shesterikov1501@mail.ru.

© Дугаров Ж. Н., Бурдуковская Т. Г., Батуева М. Д.-Д., Балданова Д. Р., Хамнуева Т. Р., Шестериков Д. С., 2025

Для цитирования. Дугаров Ж. Н., Бурдуковская Т. Г., Батуева М. Д.-Д., Балданова Д. Р., Хамнуева Т. Р., Шестериков Д. С. Фауна паразитов голомянок (*Comephorus* spp.) (Cottidae, Scorpaeniformes) оз. Байкал и ее изменения в возрастных рядах хозяев // Поволжский экологический журнал. 2025. № 2. С. 141 – 152. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-141-152>

ВВЕДЕНИЕ

Большая *Comephorus baicalensis* (Pallas, 1776) и малая *Comephorus dybowskii* Korotneff, 1905 голомянки являются самыми многочисленными видами рыб в оз. Байкал (Starikov, 1977). Оба вида голомянок – эндемики Байкала, встречаются по вертикали до самых больших глубин озера (1000 и более м). Только эти два вида составляют группу пелагических рыб Байкала, весь жизненный цикл которых проходит в толще ее вод. В процессе освоения обширной зоны пелагиали Байкала у большой и малой голомянок выработалось яйцеживорождение. Вследствие яйцеживорождения оба вида голомянок производят существенное количество жизнеспособной молоди, что способствует значительной общей численности их популяций. Большая и малая голомянки в целом планктоноядны.

Первое исследование паразитов голомянок оз. Байкал проведено Э. М. Ляйманом (Layman, 1933). Список видов паразитов голомянок в дальнейшем был дополнен в работах В. А. Догеля с соавторами (Dogel et al., 1949; Dogel, Bogolepova, 1957). Очередная ревизия паразитофауны байкальских рыб, в том числе голомянок, проведена в 1960-х гг. В. Е. Заикой (Zaika, 1965). Дополнения и уточнения списка отдельных групп паразитов байкальских голомянок, сделанные в ходе проведенных исследований в начале 2000-х гг. (Baldanova, Pronin, 2001; Pronina, Pronin, 2002), были отражены в последующей ревизии паразитофауны байкальских рыб, в том числе голомянок, проведенной в середине 2000-х гг. О. Т. Русинек (Rusinek, 2007). С середины 2000-х гг. ревизия фауны паразитов байкальских голомянок не проводилась. Очередные дополнения в список видового состава паразитов байкальских голомянок содержатся в работе М. Д.-Д. Бадмаевой и С. В. Прониной (Badmaeva, Pronina 2007), а также в неопубликованных данных наших исследований 2010-х и 2020-х гг. Сведения по изменениям видового состава и численности паразитов в возрастных рядах голомянок в оз. Байкал отсутствуют, что связано в первую очередь с рассредоточенностью этих видов рыб на больших глубинах, а также низкой численностью личинок и мальков большой голомянки (Koryakov, 1972) в траловых уловах.

Цель работы – оценка современной ситуации по зараженности малой и большой голомянок паразитами и анализ изменений фауны и численности паразитов в возрастных рядах этих эндемиков Байкала.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследования фауны паразитов большой и малой голомянок в оз. Байкал проводились в 2010 – 2020-х гг. Пробы большой (207 экз.) и малой (121 экз.) голомя-

нок добывались в оз. Байкал с глубин более 100 м в подледный период, и более 300 м – в период открытой воды. Исследованные пробы по возрастным группам большой (0+ – 7+) и малой (0+ – 5+) голомянок в целом соответствуют возрастной структуре их популяций в оз. Байкал (Koryakov, 1972; Rybu..., 2010).

Видовую идентификацию паразитов проводили с использованием определителей (Opredelitel'..., 1984, 1985, 1987). При количественной характеристике зараженности голомянок паразитами применялись общепринятые в паразитологии параметры, экстенсивность инвазии (ЭИ, %) и индекс обилия (ИО, экз.) (Beklemishev, 1961).

Корреляции между возрастом голомянок и индексом обилия паразитами определяли по непараметрическому ранговому коэффициенту Спирмена (r_s). При характеристике коэффициента корреляции приводится уровень значимости (p).

Статистическая обработка первичных данных включала расчет средней арифметической и ее стандартной ошибки. Корреляции между возрастом голомянок и индексом обилия паразитами определяли по непараметрическому ранговому коэффициенту Спирмена (r_s). Статистические различия признавали значимыми при $p < 0.05$. Степень сходства по видовому составу паразитов оценивалась по индексу Жаккара.

Статистическая обработка выполнена в пакетах программ MS Excel 2010 (Microsoft Corp.) и Statistica 7.0 (StatSoft Inc., OK, USA).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Разнообразие паразитофауны большой и малой голомянок. В исследованных нами пробах у большой голомянки отмечено 10 видов паразитов, у малой голомянки – 12 видов паразитов (табл. 1). В совокупности у большой и малой голомянок нами зарегистрировано 12 видов паразитов. Десять видов паразитов обнаружены у обоих хозяев: *Myxidium perniciosum*, *M. donecae*, *Henneguya bayerii*, *Myxobolus korjakovii*, *Proteocephalus longicollis*, *Dibothriocephalus dendriticus*, *Triaenophorus nodulosus*, *Contracaecum osculatum baicalensis*, *Comephoronema werestschagini*, *Echinorhynchus salmonis*. Два вида паразитов найдены только у малой голомянки: трематоды *Crepidostomum farionis* и *Diplostomum* sp.

Таблица 1. Зараженность большой и малой голомянок паразитами в оз. Байкал

Table 1. Parasite infection of the big and little Baikal oilfish in Lake Baikal

Вид паразита / Parasite species	<i>Comephorus baicalensis</i>		<i>Comephorus dybowskii</i>	
	ЭИ, % / P, %	ИО, экз. / MA, ind.	ЭИ, % / P, %	ИО, экз. / MA, ind.
1	2	3	4	5
<i>Myxidium perniciosum</i> Dogiel, 1957	11.4±3.8	#	12.0±4.6	#
<i>Myxidium donecae</i> Badmaeva et Pronina, 2007	13.4±4.2	#	21.6±5.8	#
<i>Myxobolus korjakovii</i> Pronina et Pronin, 2002	33.3±15.7	#	90.9±8.7	#
<i>Henneguya bayerii</i> Pronina et Pronin, 2002	33.3±15.7	#	68.8±11.6	#
<i>Proteocephalus longicollis</i> (Zeder, 1800)	16.4±3.4	0.43±0.11	17.4±3.4	0.34±0.08
<i>Dibothriocephalus dendriticus</i> (Nitzsch, 1824) (pler.)	7.0±2.1	0.08±0.03	3.3±3.3	0.03±0.03
<i>Triaenophorus nodulosus</i> (Pallas, 1781) (pler.)	8.1±2.3	0.64±0.54	2.5±1.4	0.02±0.01

Окончание табл. 1
Table 1. Continuation

1	2	3	4	5
<i>Crepidostomum farionis</i> (Müller, 1780)	×	×	0.8±0.8	0.01±0.01
<i>Diplostomum</i> sp. (met.)	×	×	4.5±4.4	0.05±0.05
<i>Contracaecum osculatum baicalensis</i> (Mosgovoy et Ryjikov, 1950) (larvae)	28.5±3.1	0.62±0.10	30.4±5.1	0.57±0.14
<i>Comephoronema werestschagini</i> Layman, 1933	6.7±6.4	0.07±0.07	12.3±4.1	0.60±0.41
<i>Echinorhynchus salmonis</i> Müller, 1784	12.5±6.8	0.46±0.38	15.4±7.1	0.31±0.16

Примечание. ЭИ – экстенсивность инвазии, ИО – индекс обилия; # – количество паразитов не подсчитано; здесь и в табл. 2 и 3 среднее значение приводится с его стандартной ошибкой; × – паразит не отмечен; pler. – плероцеркоид; met. – метацеркария.

Note. P – Prevalence, MA – Mean abundance, # – the number of parasites has not been counted; here and in Tables 2 and 3 the mean value is given with its standard error, × – the parasite not noted, pler. – plerocercoid, met. – metacercaria.

По результатам собственных исследований и данным из литературы (Layman, 1933; Dogel et al., 1949; Bogolepova, 1950; Dogel, Bogolepova, 1957; Zaika, 1965; Baldanova, Pronin, 2001; Pronina, Pronin, 2002; Badmaeva, Pronina, 2007; Rusinek, 2007) установлено, что паразитофауна большой голомянки оз. Байкал представлена 14 видами из 5 таксономических групп: Мухоспорея – *M. perniciosum*, *M. donecae*, *H. bayerii*, *Myx. korjakovii*; Monogenea – *Gyrodactylus comephori* Bogolepova, 1950; Cestoda – *D. dendriticus*, *D. ditremus* (Creplin, 1825), *T. nodulosus*, *P. longicollis*; Nematoda – *C. osculatum baicalensis*, *Com. werestschagini*, *Ichthyobronema hamulatum* (Moulton, 1931), *Philonema sibirica* (Bauer, 1946); Acanthocephala – *E. salmonis*.

В итоге собственных исследований и анализа сведений из литературы (Layman, 1933; Dogel et al., 1949; Dogel, Bogolepova, 1957; Zaika, 1965; Baldanova, Pronin, 2001; Pronina, Pronin, 2002; Badmaeva, Pronina, 2007; Rusinek, 2007) выяснено, что паразитофауна малой голомянки оз. Байкал представлена 15 видами из 6 таксономических групп: Мухоспорея – *M. perniciosum*, *M. donecae*, *H. bayerii*, *Myx. korjakovii*; Monogenea – *G. comephori*; Cestoda – *D. dendriticus*, *T. nodulosus*, *P. longicollis*; Trematoda – *Crepidostomum farionis*, *Diplostomum* sp.; Nematoda – *C. osculatum baicalensis*, *Com. werestschagini*, *I. hamulatum*; Acanthocephala – *Echinorhynchus cinctulus* (Porta, 1905) (syn. *E. borealis* Linstow, 1901); *E. salmonis*.

В совокупности у большой и малой голомянок по результатам собственных исследований и данным из литературы (Layman, 1933; Dogel et al., 1949; Bogolepova, 1950; Dogel, Bogolepova, 1957; Zaika, 1965; Baldanova, Pronin, 2001; Pronina, Pronin, 2002; Badmaeva, Pronina, 2007; Rusinek, 2007) отмечено 17 видов паразитов из 6 таксономических групп. Пять видов паразитов зарегистрировано только у одного вида хозяина: цестода *D. ditremus* и нематода *Ph. sibirica* – у большой голомянки, а трематоды *Cr. farionis* и *Diplostomum* sp., скребень *E. borealis* – у малой голомянки. Большая и малая голомянки имеют близкие уровни видового богатства паразитов (14 и 15 видов соответственно), а также высокую степень сходства по видовому составу паразитов (индекс Жаккара 0.71).

Динамика зараженности паразитами в возрастном ряду большой голомянки. Изменения индекса обилия (экз.) в возрастном ряду большой голомянки в оз. Байкал прослежены для 6 видов и подвидов паразитов (табл. 2).

Таблица 2. Зараженность паразитами (индекс обилия, экз.) в возрастном ряду большой голомянки в оз. Байкал

Table 2. Parasite infection (mean abundance, ind.) in the age series of the big Baikal oilfish in Lake Baikal

Вид паразита / Parasite species	Возрастная группа большой голомянки / Age group of the big Baikal oilfish						r_s	p
	0+ – 1+	2+	3+	4+	5+	6+–7+		
<i>Proteocephalus longicollis</i>	2.67±1.76	0.05±0.05	0.49±0.18	0.28±0.19	0.18±0.13	0	-0.14	0.087
<i>Dibothriocephalus dendriticus</i>	0	0	0.09±0.06	0.03±0.03	0	0	-0.05	0.529
<i>Trienophorus nodulosus</i> *	0	0	0.08±0.05	0.10±0.06	2.74±2.74	0.25±0.25	0.25	0.002
<i>Contracaecum osculatum baicalensis</i> *	0	0	0.68±0.23	0.90±0.33	0.82±0.23	2.25±1.03	0.28	0.001
<i>Comephoronema werestschagini</i>	0	0	0.02±0.02	0	0	0	-0.05	0.576
<i>Echinorhynchus salmonis</i>	0	0	0	0.31±0.31	0.06±0.04	0	0.14	0.101
Количество видов паразитов / Number of parasite species	1	1	5	5	4	2		
Количество исследованных рыб, экз. / Number of fish examined, ind.	3	21	53	29	33	8		

Примечание. r_s – коэффициент Спирмена, p – уровень значимости, * – виды, зараженность которыми имеет статистически значимую зависимость от возраста хозяина.

Note. r_s – Spearman's rank correlation coefficient, p – significance level, * – species whose infection rates have a statistically significant dependence on the host age.

Паразиты большой голомянки в оз. Байкал по характеру изменений численности в зависимости от возраста хозяина делятся на 2 группы:

1) паразиты, зараженность которыми увеличивается с возрастом хозяина (приведены в порядке уменьшения коэффициента корреляции Спирмена): *C. osculatum baicalensis*, *T. nodulosus*;

2) паразиты, связь численности которых с возрастом большой голомянки имеет нелинейный характер: *P. longicollis*, *D. dendriticus*, *Com. werestschagini*, *E. salmonis*.

Количество видов паразитов в возрастном ряду большой голомянки сначала увеличивается (по 1 виду в возрасте 0+ – 1+ и 2+; по 5 видов (максимум) в возрасте 3+ и 4+), затем последовательно уменьшается (4 вида в возрасте 5+, 2 вида в возрасте 6+ – 7+) (см. табл. 2).

Динамика зараженности паразитами в возрастном ряду малой голомянки. Изменения индекса обилия (экз.) в возрастном ряду малой голомянки в оз. Байкал прослежены для 8 видов и подвидов паразитов (табл. 3).

Паразиты малой голомянки в оз. Байкал по характеру изменений численности в связи с возрастом хозяина делятся на 2 группы:

1) паразиты, зараженность которыми увеличивается с возрастом хозяина (приведены в порядке уменьшения коэффициента корреляции Спирмена): *C. osculatum baicalensis*, *E. salmonis*, *Com. werestschagini*;

2) паразиты, связь численности которых с возрастом малой голомянки имеет нелинейный характер: *P. longicollis*, *D. dendriticus*, *Diplostomum* sp., *T. nodulosus*, *Cr. farionis*.

Таблица 3. Зараженность паразитами (индекс обилия, экз.) в возрастном ряду малой голомянки в оз. Байкал

Table 3. Parasite infection (mean abundance, ind.) in the age series of the little Baikal oilfish in Lake Baikal

Вид паразита / Parasite species	Возрастная группа малой голомянки / Age group of the little Baikal oilfish						r_s	p
	0+	1+	2+	3+	4+	5+		
<i>Proteocephalus longicollis</i>	0	1.09±0.32	0.10±0.10	0.17 ± 0.10	0.11±0.07	0.35±0.16	-0.09	0.348
<i>Dibothriocephalus dendriticus</i>	0	0	0.05±0.05	0	0	0	-0.05	0.592
<i>Trienophorus nodulosus</i>	0	0	0.05±0.05	0.08 ± 0.06	0	0	-0.02	0.846
<i>Crepidostomum farionis</i>	0	0	0	0	0.05±0.05	0	0.07	0.469
<i>Diplostomum</i> sp.	0	0.05±0.05	0	0	0	0	-0.11	0.252
<i>Contracaecum osculatum baicalensis</i> *	0	0	0	0.58 ± 0.16	0.74±0.43	0.65±0.27	0.32	0.001
<i>Comephoronema werestschagini</i> *	0	0	0.25±0.20	0	1.37±1.37	0.31±0.14	0.22	0.017
<i>Echinorhynchus salmonis</i> *	0	0	0	0	0	0.31±0.16	0.26	0.005
Количество видов паразитов / Number of parasite species	0	2	4	3	4	4		
Количество исследованных рыб, экз. / Number of fish examined, ind.	10	22	20	24	19	26		

Примечание. r_s – коэффициент Спирмена, p – уровень значимости, * – виды, зараженность которыми имеет статистически значимую зависимость от возраста хозяина.

Note. r_s – Spearman's rank correlation coefficient, p – significance level, * – species whose infection rates have a statistically significant dependence on the host age.

Количество видов паразитов в целом увеличивается в возрастном ряду малой голомянки. В самой младшей возрастной группе (0+) малой голомянки паразиты не отмечены. Паразиты у этого хозяина появляются в возрасте 1+ (2 вида). В последующих возрастных группах голомянки (2+ – 5+) видовое богатство паразитов увеличивается до 4 видов (см. табл. 3). В целом количество видов паразитов имеет положительную корреляцию с возрастом малой голомянки в оз. Байкал ($p < 0.05$).

Малая и большая голомянки заражаются нематодой *C. osculatum baicalensis* в возрасте 3+, в последующих возрастных группах у обоих видов голомянок индекс обилия этой нематоды в целом увеличивается: незначительно у малой голомянки – от 0.58 до 0.74 экз.; кратно у большой голомянки – от 0.68 до 2.25 экз. (см. табл. 2, 3). Подобная динамика зараженности голомянок *C. osculatum baicalensis*, несомненно, связана в первую очередь с особенностями жизненного цикла этой нематоды, вопрос о котором в оз. Байкал в целом остается дискуссионным. Бесспорно то, что окончательный хозяин *C. osculatum baicalensis* в оз. Байкал – бай-

кальский тюлень, или байкальская нерпа *Pusa sibirica* (Gmelin, 1788) (Dinamika..., 1991). Результаты реконструкции в Балтийском море жизненного цикла нематоды *Contracaecum osculatum*, подвид которой обитает в Байкале, свидетельствуют о том, что ракообразные выполняют функцию паратенического хозяина, а рыбы являются единственным промежуточным хозяином (Køie, Fagerholm, 1995; Pugachev, 2004). С этой точки зрения, циркуляция нематоды *C. osculatum baicalensis* в оз. Байкал может осуществляться через рыб, участие в жизненном цикле ракообразных и других беспозвоночных не обязательно. Различие в характере заражения *C. osculatum baicalensis* в возрастных рядах между голомянками может быть вызвано расхождением по компонентам в их пищевых спектрах. Известно, что у молоди обоих видов голомянок рацион питания сходный: планктонные беспозвоночные, в основном эпишура *Epischura baicalensis* Sars, 1900 и молодь макрогектопуса *Macrohectopus branickii* (Dybowski, 1874). У взрослых рыб макрогектопус остается главным пищевым объектом; на втором месте у большой голомянки – молодь голомянок и других рогатковидных рыб, у малой – по-прежнему эпишура, тогда как рыбный компонент имеет для этой голомянки существенно меньшее значение (Starikov, 1977; Sideleva, Kozlova, 2010). Среди рыб Байкала личинки *C. osculatum baicalensis* зарегистрированы, помимо голомянок, еще у 12 видов лососевидных и рогатковидных рыб, а также налима *Lota lota* (Linnaeus, 1758) (Zaika, 1965; Kudryashov et al., 1990; Dinamika..., 1991). В спектр питания голомянок, помимо молоди видов собственного рода, входят только рогатковидные рыбы (приведен индекс обилия *C. osculatum baicalensis*): длиннокрылая широколобка *Cottocomephorus inermis* (Jakowlew, 1890) – 11.73 экз.; желтокрылка *Cottocomephorus grewingkii* (Dybowski, 1874) – 1.67 экз.; горбатая широколобка *Cyphocottus megalops* (Gratzianow, 1902) – 1.09 экз.; жирная широколобка *Batrachocottus nikolskii* Berg, 1900 – 0.38 экз.; плоская широколобка *Limnocottus bergianus* Taliev, 1955 – 0.1 экз.; песчаная широколобка *Leocottus kesslerii* (Dybowski, 1874) – 0.03 экз.; байкальская большеголовая широколобка *Batrachocottus baicalensis* (Dybowski, 1874) – 1 экз. в 4 исследованных рыбах (Zaika, 1965; Dinamika..., 1991). Личинки *C. osculatum* переходят от одного вида рыб к другому без смены фазы развития вплоть до завершающей стадии в сером тюлене *Halichoerus grypus grypus* Fabricius, 1791 в Балтийском море (Køie, Fagerholm, 1995), такой же переход (пассажирование) от одного вида рогатковидных рыб к другому, вероятно, может осуществляться личинками *C. osculatum baicalensis* в оз. Байкал. С этой точки зрения более высокое увеличение уровня индекса обилия *C. osculatum baicalensis* в возрастном ряду большой голомянки по сравнению с малой голомянкой может быть связано с большим уровнем удельного значения рогатковидных рыб в пищевом спектре большой голомянки по сравнению с малой (Gurova, Pastukhov, 1974).

Цестода *T. nodulosus* отмечена нами у большой голомянки с возраста 3+, в следующих возрастных группах (4+ и 5+) зараженность этой цестодой увеличивается, в старших возрастных группах (6+ – 7+) снижается; у малой голомянки *T. nodulosus* зарегистрирован только в возрастных группах 2+ и 3+ (см. табл. 2). Основной окончательный хозяин *T. nodulosus* в оз. Байкал – обыкновенная щука

Esox lucius Linnaeus, 1758; первые промежуточные хозяева – веслоногие рачки; вторые промежуточные хозяева – 18 видов рыб. *T. nodulosus* обитает и в литорали Байкала, и в открытой глубоководной его части. В открытой части Байкала очень низка численность щуки, в ней обитают преимущественно рогатковидные виды рыб, в циркуляции через которых проявляется своеобразие жизненного цикла этой цестоды. Среди рогатковидных рыб функцию второго промежуточного хозяина *T. nodulosus* выполняют: оба вида голомянок, желтокрылка, длиннокрылая широколобка, песчаная широколобка, байкальская большеголовая широколобка, жирная широколобка, каменная широколобка *Paracottus knerii* (Dybowski, 1874) (Zaika, 1965; Dinamika..., 1991; Rusinek, Kuznedelov, 2001). Увеличение зараженности большой голомянки *T. nodulosus* в возрастных группах от 3+ до 5+ может быть объяснено повышением удельного значения рыбного компонента в пищевом спектре хозяина в этих возрастных группах, если предположить, что возможен переход плероцеркоидов *T. nodulosus* от одного вида рогатковидных рыб Байкала к другому посредством и пассажирирования, и каннибализма (поедание молоди собственного вида). Заражение *T. nodulosus* окончательного хозяина (щуки) посредством каннибализма выявлено в оз. Костомукшское в Карелии (Ieshko et al., 2012). Зараженность малой голомянки *T. nodulosus* в возрасте 2+ и 3+, вероятно, связана с сохранением трофических связей хозяина с веслоногими рачками, первыми промежуточными хозяевами этой цестоды, в этих возрастных группах.

Отмечены различия между малой и большой голомянками по динамике зараженности цестодой *P. longicollis* в возрастных рядах хозяев: у малой голомянки – нелинейная зависимость, у большой голомянки – отчетливо выраженная тенденция отрицательной корреляции. Жизненный цикл *P. longicollis* проходит со сменой промежуточного (веслоногие рачки) и окончательного (лососевидные рыбы) хозяев. В оз. Байкал промежуточным хозяином *P. longicollis* является эпишура – самый массовый вид зоопланктона (Afanasyeva, 1977). Окончательный хозяин *P. longicollis* – таймень *Hucho taimen* (Pallas, 1773), ленок, байкальский омуль, байкальский сиг; основной окончательный хозяин – байкальский омуль, учитывая его значительную численность в оз. Байкал и высокую зараженность этой цестодой (Dinamika..., 1991). Кроме лососевидных рыб и голомянок, *P. longicollis* зарегистрирована также у желтокрылки и еще 10 видов рогатковидных рыб оз. Байкал: песчаной широколобки, байкальской большеголовой широколобки, жирной широколобки; пестрокрылой широколобки *Batrachocottus multiradiatus* Berg, 1907; длиннокрылой широколобки; шершавой широколобки *Asprocottus herzensteini* Berg, 1906; горбатой широколобки; плоской широколобки *Limnocottus bergianus* Taliev, 1935; узкой широколобки *Limnocottus pallidus* (Taliev, 1955), красной широколобки *Procottus jeittelesii* (Dybowski, 1874) (Zaika, 1965). *P. longicollis* у желтокрылки в течение всего года представлена только нестробилированными червями, последующего развития цестоды в этом хозяине не происходит, т.е. желтокрылка является в ее жизненном цикле в оз. Байкал паратеническим хозяином (Dinamika..., 1991). Другие из вышеперечисленных видов рогатковидных рыб, включая голомянок, также могут быть паратеническими хозяевами *P. longicollis* в Байкале. Различия между голомянками по динамике зараженности *P. longicollis* в возраст-

ных рядах, вероятно, отражают тесноту трофических связей хозяев с эпишурой. У большой голомянки ее значение в пищевом составе уменьшается с возрастом (Starikov, 1977), понижается и зараженность этой цестодой. У малой голомянки нелинейная связь зараженности *P. longicollis* с возрастом хозяина может свидетельствовать о присутствии эпишуры в пищевом комке во всех (Koryakov, 1972; Starikov, 1977) возрастных группах малой голомянки.

Количество видов паразитов у большой голомянки (14) только на один меньше, чем у малой (15). Число общих видов у обоих видов голомянок значительно – 12. Тем не менее, по составу паразитофауны между двумя видами голомянок имеется существенное различие: только у малой голомянки имеются трематоды (два вида), у большой голомянки они отсутствуют. Оба вида трематод, *Crepidostomum farionis* и *Diplostomum* sp., отмечены нами в единственном экземпляре. Заражение рыб этими трематодами наиболее вероятно на малых глубинах, поскольку личинки трематод передаются рыбам через моллюсков. Наличие трематод исключительно у малой голомянки свидетельствует о различиях в экологии между двумя видами хозяев. Малая голомянка отличается от большой способностью переносить чуть более высокую температуру (6 – 8°C у первой, 5°C – у второй рыбы), в целом меньшей глубоководностью, большей выраженностью суточных вертикальных миграций и образованием более мощных скоплений в ночное время в верхних слоях Байкала (Starikov, 1977). Эти отличия между двумя видами голомянок способствуют наличию трематод у малой голомянки и отсутствию их у большой голомянки.

Таксономическая схожесть большой и малой голомянок, относящихся к одному роду, нашла отражение в их близких уровнях видового богатства паразитов, а также в высокой степени сходства по этому параметру (индекс Жаккара 0.71). Вместе с тем, несмотря на близкое таксономическое родство большой и малой голомянок, характер динамики видового богатства паразитов в возрастных рядах этих видов рыб различается. У малой голомянки видовое богатство паразитов увеличивается в возрастном ряду хозяина; у большой голомянки видовое богатство паразитов в возрастном ряду сначала увеличивается, затем уменьшается в старших возрастных группах. Расхождение по изменениям видового богатства паразитов в возрастном ряду между малой и большой голомянками связано, на наш взгляд, с различиями в составе пищи этих рыб по возрастным группам: у малой голомянки преобладают планктонные беспозвоночные, у большой голомянки с возрастом увеличивается потребление молоди рыб, в первую очередь собственного рода. Через рыб передается меньшее количество видов паразитов, чем через планктонные организмы; одним из видов паразитов, передающихся через рыб, является *C. osculatum baicalensis*; с этой точки зрения закономерно кратное увеличение индекса обилия этой нематоды в самых старших возрастных группах большой голомянки.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

По обобщенным данным собственных исследований и сведениям из литературы, в совокупности фауна паразитов обоих видов хозяев представлена 17 видами. У большой голомянки насчитывается 14 видов паразитов, у малой голомянки – 15 видов; общими для обоих видов рыб являются 12 видов паразитов.

Два вида голомянок обладают высоким уровнем таксономического и экологического сходства. Тем не менее, между ними имеются различия. Расхождения в экологии между байкальскими голомянками проявились в наличии трематод только у малой голомянки. Различия между этими видами рыб в составе пищевого комка по возрастным группам нашли отражение в разном характере динамики, во-первых, зараженности хозяев отдельными видами гельминтов (нематода *C. osculatum baicalensis*, цестоды *T. nodulosus* и *P. longicollis*), во-вторых, видового богатства паразитов в целом в возрастных рядах голомянок.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

- Afanasyeva E. L. *Biologiya baikal'skoi epishury* [Biology of the Baikal Epishura]. Novosibirsk, Nauka, 1977. 144 p. (in Russian).
- Badmaeva M. D.-D., Pronina S. V. New species of Myxosporidia (Myxosporae: Cnidosporidia) from cottids (Abyssocottidae) and the Baikal oilfishes (*Comephorus* spp.) of Lake Baikal. *Parazitologiya*, 2007, vol. 41, no. 1, pp. 78–81 (in Russian).
- Baldanova D. R., Pronin N. M. *Acanthocephalans (Phylum Acanthocephala) of Baikal: Morphology and Ecology*. Novosibirsk, Nauka, 2001. 158 p. (in Russian).
- Beklemishev V. N. Terms and concepts necessary for quantitative study of ectoparasite and nidicol populations. *Zoologicheskii zhurnal*, 1961, vol. 40, no. 2, pp. 149–158 (in Russian).
- Bogolepova I. I. Monogeneans of endemic fishes of Lake Baikal. *Doklady AN SSSR*, 1950, vol. 72, no. 1, pp. 229–232 (in Russian).
- Dinamika zarazhennosti zhivotnykh gel'mintami. Pod red. N. M. Pronina* [Pronin N. M., ed. Dynamics of Helminth Infections in Animals]. Ulan-Ude, Buryat Scientific Center of the Siberian Branch of Academy of Sciences of the USSR Publ., 1991. 202 p. (in Russian).
- Dogel V. A., Bogolepova I. I. Parasite fauna of Baikal fish. *Proceedings of the Baikal limnological Station of the USSR Academy of Sciences*, 1957, vol. 15, pp. 427–464 (in Russian).
- Dogel V. A., Bogolepova I. I., Smirnova K. V. The fish parasitofauna of Lake Baikal and its zoogeographic importance. *Vestnik Leningradskogo universiteta*, 1949, no. 7, pp. 13–34 (in Russian).
- Gurova L. A., Pastukhov V. D. *Nutrition and Food Relationships of Pelagic Fish and Seals of Lake Baikal*. Novosibirsk, Nauka, 1974. 186 p. (in Russian).
- Ieshko E. P., Anikieva L. V., Lebedeva D. I., Ilmast N. V. Population biology of cestode genus *Triaenophorus* in natural and man-made water bodies. *Parazitologiya*, 2012, vol. 46, no. 6, pp. 434–443 (in Russian).
- Koie M., Fagerholm H. P. The life cycle of *Contracaecum osculatum* (Rudolphi, 1802) sensu stricto (Nematoda, Ascaridoidea, Anisakidae) in view of experimental infections. *Parasitology Research*, 1995, vol. 81, iss. 6, pp. 481–489.
- Koryakov E. A. *Pelagicheskie bychkovyie Baikala* [Pelagic Gobies of Lake Baikal]. Moscow, Nauka, 1972. 158 p. (in Russian).
- Kudryashov A. S., Pronin N. M., Shakhmatova V. I. Dynamics of *Contracaecum osculatum baicalensis* larval infection of omul and grayling in Lake Baikal. In: *Parazity i bolezni gidrobiontov Ledovitomorskoy provintsii* [Parasites and Diseases of Aquatic Organisms of the Arctic Sea Province]. Novosibirsk, Nauka, 1990, pp. 31–40 (in Russian).
- Layman E. M. Parasitic worms of fish from Lake Baikal. *Proceedings of the Baikal Limnological Station of the USSR Academy of Sciences*, 1933, vol. 4, pp. 5–98 (in Russian).
- Opredelitel' parazitov presnovodnykh ryb fauny SSSR. T. 1. Paraziticheskie prosteishie. Pod red. S. S. Shul'mana* [Shulman S. S., ed. Key to Parasites of Freshwater Fish Fauna of the USSR. Vol. 1. Parasitic Protozoa]. Leningrad, Nauka, 1984. 428 p. (in Russian).

Opredelitel' parazitov presnovodnykh ryb fauny SSSR. T. 2. Paraziticheskie mnogokletochnye (pervaya chast'). Pod red. A. V. Guseva [Gusev A. V., ed. Key to Parasites of Freshwater Fish Fauna of the USSR. Vol. 2. Parasitic Multicellular Organisms (First Part)]. Leningrad, Nauka, 1985. 425 p. (in Russian).

Opredelitel' parazitov presnovodnykh ryb fauny SSSR. T. 3. Paraziticheskie mnogokletochnye (vtoraya chast'). Pod red. O. N. Bauera [Bauer O. N., ed. Key to Parasites of Freshwater Fish Fauna of the USSR. Vol. 3. Parasitic Multicellular Organisms (Second Part)]. Leningrad, Nauka, 1987. 583 p. (in Russian).

Pronina S. V., Pronin N. M. New species of myxosporidians (Myxosporidia: Cnidosporidia) from the Baikal oilfish (*Comephorus* spp.) of Lake Baikal. *Parazitologiya*, 2002, vol. 36, no. 4, pp. 327–330 (in Russian).

Pugachev O. N. *Checklist of the Freshwater Fish Parasites of the Northern Asia. Nematoda, Acanthocephala, Hirudinea, Mollusca, Crustacea, Acari.* St. Petersburg, Zoological Institute of the RAS Publ., 2004. 250 p. (in Russian).

Rusinek O. T. *Fish Parasites of Lake Baikal (Fauna, Communities, Zoogeography and Historical Background).* Moscow, KMK Scientific Press Ltd., 2007. 571 p. (in Russian).

Rusinek O. T., Kuznedelov K. D. Structure of scolex hooks and gene systematics of *Trienophorus nodulosus* (Cestoda: Pseudophyllidae) from the Baikal Lake. *Parazitologiya*. 2001, vol. 35, iss. 2, pp. 98–104 (in Russian).

Ryby v zapovednikakh Rossii. Pod red. Yu. S. Reshetnikova [Reshetnikov Yu. S., ed. Fish in Russian Nature Reserves]. Moscow, KMK Scientific Press, 2010, vol. 1. 627 p. (in Russian).

Sideleva V. G., Kozlova T. A. The comparative study of endemic cottoid fishes (Cottidae, Comephoridae) and their adaptation to pelagic habitat in Lake Baikal. *Proceedings of the Zoological Institute of the RAS*, 2010, vol. 314, no. 4, pp. 433–447 (in Russian).

Starikov G. V. *Golomianki Baikala* [Baikal Oilfish]. Novosibirsk, Nauka, 1977. 96 p. (in Russian).

Zaika V. E. *Parazitofauna ryb ozera Baikal* [Parasitofauna of Fish of Lake Baikal]. Moscow, Nauka, 1965. 106 p. (in Russian).

Parasite fauna of Baikal oilfishes (*Comephorus* spp.) (Cottidae, Scorpaeniformes) in Lake Baikal and its changes in the age series of the hosts

Z. N. Dugarov ✉, T. G. Burdukovskaya, M. D.-D. Batueva,
D. R. Baldanova, T. R. Khamnueva, D. S. Shesterikov

*Institute of General and Experimental Biology of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences
6 Sahiynovoi St., Ulan-Ude 670047, Russia*

Received: April 17, 2024 / revised: December 15, 2024 / accepted: December 17, 2024 / published: July 24, 2025

Abstract. The big and little Baikal oilfish are endemic to the Baikal Lake, being the most numerous fish species there. Only these two species make up the group of pelagic fish of Lake Baikal. The Baikal oilfish are characterized by a dispersed vertical distribution, from the surface to a depth of 1000 m or deeper. This study provides a description of the current situation regarding parasite infestation in the big and little Baikal oilfish and, for the first time, provides an analysis of changes in the fauna and numbers of parasites in the age series of these endemics of Lake Baikal. There are 14 and 15 species in the parasite fauna of the big and little Baikal oilfish, respectively. In total, the parasite fauna of both host species is represented by 17 species, of which 12 species are common to both fish species. There is a high degree of similarity in the species composition of parasites in the Baikal oilfish, however, trematodes were found in the little Baikal oilfish only, which indicates differences in ecology between the two host species. A discrepancy was revealed in changes in the species richness of parasites in the age series of the little and big Baikal oilfish, namely: it increases in the first host, while in the second host, the species richness of parasites first increases, then decreases in older age groups. This discrepancy between the Baikal oilfish is associated with differences in the composition of the food bolus in the middle and older age groups of these fish.

Keywords: parasites, big Baikal oilfish, little Baikal oilfish, age host series, *Contracaecum osculatum baicalensis*, *Triaenophorus nodulosus*, *Proteocephalus longicollis*, Lake Baikal

Funding: The research was carried out within the framework of the state assignment of Institute of General and Experimental Biology of the Siberian Branch, Russian Academy of Sciences registration No. 121030900141-8).

Ethics approval and consent to participate: Animal protocols were approved by the Bioethics Committee of Institute of General and Experimental Biology of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (protocol No. 1 dated January 24, 2024).

Conflict of interest: The authors have declared that no competing interests exist.

For citation: Dugarov Z. N., Burdukovskaya T. G., Batueva M. D.-D., Baldanova D. R., Khamnueva T. R., Shesterikov D. S. Parasite fauna of Baikal oilfishes (*Comephorus* spp.) (Cottidae, Scorpaeniformes) in Lake Baikal and its changes in the age series of the hosts. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2025, no. 2, pp. 141–152 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-141-152>

✉ **Corresponding author.** Laboratory of Parasitology and Ecology of Aquatic Species, Institute of General and Experimental Biology of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Russia.

ORCID and e-mail addresses: Zhargal N. Dugarov: <https://orcid.org/0000-0003-1264-5394>, dugarov59@mail.ru; Tatyana G. Burdukovskaya: <https://orcid.org/0000-0003-4491-5184>, tburduk@yandex.ru; Marina D.-D. Batueva: <https://orcid.org/0000-0001-7705-3125>, badmm@rambler.ru; Darima R. Baldanova: <https://orcid.org/0000-0002-3529-4972>, darima_baldanova@mail.ru; Tatyana R. Khamnueva: <https://orcid.org/0000-0001-6650-5544>, khamnu@mail.ru; Dmitriy S. Shesterikov: <https://orcid.org/0000-0001-8568-8227>, shesterikov1501@mail.ru.

Оригинальная статья

УДК 597.55:575.174.015.3

<https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-153-164>

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ГЕНЕТИЧЕСКОГО ПОЛИМОРФИЗМА ПОПУЛЯЦИЙ РОТАНА *PERCCOTTUS GLENII* (PERCIFORMES, ODONTOBUTIDAE) ВОЛЖСКОГО И ИРТЫШСКОГО БАССЕЙНОВ

О. Н. Жигилева^{1✉}, И. П. Колесников¹, А. И. Файзулин², М. В. Рубанова²

¹ Тюменский государственный университет

Россия, 625003, г. Тюмень, ул. Володарского, д. 6

² Самарский федеральный исследовательский центр РАН,

Институт экологии Волжского бассейна РАН

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

Поступила в редакцию 17.04.2024 г., после доработки 15.12.2024 г., принята 17.12.2024 г., опубликована 24.07.2025 г.

Аннотация. Даны оценки генетического разнообразия и дифференциации популяций ротана *Percottus glenii* из водоемов Волжского и Иртышского бассейнов на основании ISSR маркеров. В изученной части Волжского бассейна доля полиморфных локусов (P) ротана составила 80.4%, генетическое разнообразие (h) – 0.26. Все исследованные популяции ротана в районе Куйбышевского водохранилища (Ульяновская, Самарская область, Тольятти) генетически слабо дифференцированы и происходят из одного источника инвазии. Показатели полиморфизма и генетического разнообразия ротана в водоемах бассейна р. Иртыш выше, чем в Поволжье, составляют: $P = 98.2\%$, $h = 0.33$. Генетическая дифференциация между популяциями оз. Ипкуль и р. Тобол (Тюменская область) слабо выражена ($G_{ST} = 0.07$), поток генов между ними – значительный, что свидетельствует об их недавнем расхождении или происхождении одной популяции от другой. Между популяциями оз. Березово (Курганская область) и оз. Малое Плоское (Казахстан) генетическая дифференциация высокая ($G_{ST} = 0.31$), что может свидетельствовать о разных источниках инвазии ротана на юге Сибири и в Северном Казахстане. Данные о более высоком полиморфизме ротана в бассейне р. Иртыш, а также значительной генетической дифференциации между популяциями ротана Волжского и Иртышского бассейнов ($G_{ST} = 0.40$) лишь частично подтверждают общепринятую гипотезу о заселении ротаном Сибири через Южно-Уральский инвазионный коридор, указывая на наличие нескольких разнородных источников инвазии ротана в Обь-Иртышском бассейне.

Ключевые слова: ротан, биологические инвазии, полиморфизм, ДНК-маркеры, пути расселения

✉ Для корреспонденции. Кафедра экологии и генетики Института биологии Тюменского государственного университета.

ORCID и e-mail адреса: Жигилева Оксана Николаевна: <https://orcid.org/0000-0002-3782-3014>, zhigileva@mail.ru; Колесников Илья Павлович: <https://orcid.org/0009-0008-7574-2734>, ilfik12.29.1999@mail.ru; Файзулин Александр Ильдусович: <https://orcid.org/0000-0002-2595-7453>, alexandr-faizulin@yandex.ru; Рубанова Марина Васильевна: <https://orcid.org/0000-0001-9932-6227>, rubanova-ievb@mail.ru.

Финансирование. Исследование было выполнено при финансовой поддержке Правительства Тюменской области в рамках проекта Западно-Сибирского межрегионального научно-образовательного центра (№ 89-ДОН (2)) и по теме государственного задания Института экологии Волжского бассейна РАН – филиала Самарского научного центра РАН (№ 1021060107212-5-1.6.20; 1.6.19 «Изменение, устойчивость и сохранение биологического разнообразия под воздействием глобальных изменений климата и интенсивной антропогенной нагрузки на экосистемы Волжского бассейна»).

Соблюдение этических норм. Протоколы с использованием животных были одобрены Комиссией по биоэтике Тюменского государственного университета (протокол № 14 от 09.09.2024 г.).

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Для цитирования. Жигилева О. Н., Колесников И. П., Файзулин А. И., Рубанова М. В. Сравнительная характеристика генетического полиморфизма популяций ротана *Percottus glenii* (Perciformes, Odontobutidae) Волжского и Иртышского бассейнов // Поволжский экологический журнал. 2025. № 2. С. 153 – 164. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-153-164>

ВВЕДЕНИЕ

Одним из чужеродных видов для многих водоемов Европы и Сибири является ротан *Percottus glenii* Dubowski, 1877 (Perciformes, Odontobutidae). Данный вид успешно осваивает все новые естественные и техногенные водоемы (Reshetnikov, 2010; Ruchin et al., 2019), где формирует популяции с довольно высокой плотностью (Reshetnikov, Petlina, 2007; Chemagin, 2014; Susliaev et al., 2016) и включается в трофические связи экосистем (Reshetnikov et al., 2013). Инвазивные виды несут угрозу биоразнообразию местной фауны и флоры (Doherty et al., 2016), в связи с чем большой интерес для отслеживания и предотвращения инвазии представляет изучение ее источников и путей расселения инвазивных видов.

Место и время вселения ротана в Волжском бассейне установлены. Первый выпуск произошел в г. Москве в 1948 г., с дальнейшим расселением по водоемам Московской области (Spanovskaya et al., 1964; Reshetnikov, 2001). Следующий занос ротана вместе с производителями амурского сазана произведен на юго-западе Нижегородской области в Илевском рыбхозе (1970 г.) (Kuderskij, 1980). Далее расселение ротана шло с севера на юг по Куйбышевскому водохранилищу (с 1981 г.) и почти за десятилетие достигло к 1983 г. Саратовского, а к 1996 г. – Волгоградского водохранилища (Shamov, 1983; Evlanov et al., 1998; Shashulovskii, Ermolin, 2005).

Точное место и время вселения ротана в Обь-Иртышский бассейн не задокументированы. Известно, что уже в 1980-х гг. ротан был обнаружен в реках и озерах Южного Урала, в 1990-х гг. – Среднего Урала и Сибири (Reshetnikov, Chibilev, 2009; Susliaev et al., 2016; Baranov, Vasil'ev, 2022). Предположительно, он мог проникнуть наряду с другими вселенцами в бассейн Иртыша из Волжско-Камского бассейна через Южно-Уральский инвазионный коридор (Korljakov, Nohrin, 2014). Или, по другим данным, ротан был завезен в Челябинскую область человеком (Reshetnikov, Chibilev, 2009). Далее распространение ротана в южно-уральском очаге инвазии происходило в направлении с юга на северо-восток (Baranov, Vasil'ev, 2022) путем расселения по водотокам, а также благодаря обширным поло-

водьям. Кроме того, большую роль в Сибири играло преднамеренное расселение ротана рыбаками-любителями (Reshetnikov, Petlina, 2007; Reshetnikov, Chibilev, 2009), именно так ротан мог попасть в изолированные озера.

Сложность в реконструкции путей расселения ротана обусловлена двумя факторами: во-первых, наличием нескольких разных первичных источников инвазии, так называемых субареалов (Reshetnikov, Ficetola, 2011), с их последующим слиянием и перемешиванием популяций; во-вторых, быстрым стихийным вторичным распространением с участием человека, в том числе на сотни километров по суше.

Для реконструкции путей расселения и установления исходного региона происхождения инвазивных видов с успехом используются молекулярно-генетические маркеры. С их помощью также можно проследить эволюционные изменения и механизмы адаптации чужеродных видов в новых регионах (Salmenkova, 2008). Генетическая структура популяций ротана с использованием разнообразных молекулярных маркеров описана как для нативного ареала, так и для приобретенного (Luca et al., 2014; Xu et al., 2014; Grabowska et al., 2020; Yang et al., 2020; Zhang et al., 2021).

Ранее при изучении генетического полиморфизма ротана бассейна р. Иртыш было выяснено, что у этого вида при расселении не произошло значительного сокращения генетического полиморфизма и за несколько десятилетий на приобретенной части ареала сформировалась популяционно-генетическая структура, характерная для этого вида в нативном ареале (Zhigileva, Kulikova, 2016; Alyamkin et al., 2022). Также выдвинуто предположение о наличии как минимум двух альтернативных путей вселения ротана в бассейн Иртыша – из Волжского бассейна и через водоемы бассейна р. Ишим из Северного Казахстана (Zhigileva, Alyamkin, 2024).

Цель данного исследования – проверка гипотезы о заселении ротаном Сибири через Южно-Уральский инвазионный коридор путем сравнительного изучения полиморфизма его популяций из Волжского и Иртышского бассейнов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В Иртышском бассейне отлов ротана производили на удочку в 2019 г. в р. Тобол (с. Ярково, Тюменская область) и оз. Ипкуль (Нижнетавдинский район, Тюменская область), в 2022 г. в оз. Березово (Курганская область) и в 2021 г. в оз. Малое Плоское (Казахстан). Река Тобол является левым притоком р. Иртыш и протекает на территории России и Казахстана. Оз. Ипкуль связано каналом с оз. Кучак и соединяется с р. Иска. Оз. Березово находится в бассейне р. Уй (приток р. Тобол), оз. Малое Плоское находится в бассейне р. Ишим (приток р. Иртыш) (рис. 1).

В Волжском бассейне ротан был отловлен в 2022 г. в озерах Копейка, Пляжное и Тройка (Васильевские озера, Комсомольский район г. Тольятти), в пруду в районе с. Кирилловка (Самарская область) и в пруду в окрестностях с. Русский Мелекес (Ульяновская область). Места отлова ротана в Волжском бассейне находятся в районе Куйбышевского водохранилища в направлении с севера на юг от места его вселения в 1970 г. Всего было исследовано 92 особи ротана (табл. 1).

Для генетических исследований брали образцы мышечной ткани рыб, которые фиксировали в 96%-м этаноле и хранили при -20°C. ДНК экстрагировали



Рис. 1. Схема расположения мест отлова *P. glenii* в бассейне р. Иртыш (1 – р. Тобол (Тюменская область), 2 – оз. Ипкуль (Тюменская область), 3 – оз. Березово (Курганская область), 4 – оз. Малое Плоское (Казахстан)) и в Волжском бассейне (5 – пруд в окрестностях с. Русский Мелекес (Ульяновская область), 6 – пруд с. Кирилловка (Самарская область), 7 – Васильевские озера (г. Тольятти)). Стрелками показаны искусственные каналы, соединяющие реки Волжско-Камского и Обь-Иртышского бассейнов

Fig. 1. A schematic map of the places where *P. glenii* was caught in the Irtysh River basin (1 – Tobol River (Tyumen region), 2 – Lake Ipkul (Tyumen region), 3 – Lake Berezovo (Kurgan region), 4 – Lake Maloe Ploskoye (Kazakhstan)) and the Volga basin (5 – a pond near the village of Russky Melekess (Ulyanovsk region), 6 – a pond near the village of Kirillovka (Samara region), 7 – the Vasilyevskie Lakes (Togliatti)). The arrows indicate the artificial canals connecting the rivers of the Volga–Kama and Ob–Irtysh basins

методом щелочного лизиса. Генотипирование рыб проводили методом полимеразной цепной реакции последовательностей, ограниченных простыми повторами (англ. Inter simple sequence repeat polymerase chain reaction – ISSR-PCR) (Zietjewicz et al., 1994). Для ISSR-PCR использовали праймеры с динуклеотидными повторами (AG)₈C (UBC-808), (AG)₈G (UBC-809), (AG)₈T (UBC-807), (CA)₈G (UBC-818). Амплификацию проводили в 25 мкл реакционной смеси, содержащей ПЦР буфер (0.01 М Трис-HCl, 0.05 М KCl, 0.1% тритон X-100), 4 mM MgCl₂, 0.2 mM каждого из dNTPs, 1 мкл раствора тотальной ДНК, 2.5 mM праймера и 0.2 ед/мкл Taq-полимеразы в следующем режиме: 94°C – 7 мин, затем 94°C – 30 с, 52°C – 45 с, 72°C – 2 мин (40 циклов); 72°C – 7 мин. Продукты ПЦР разделяли методом электрофореза в 6%-м полиакриламидном геле в 1×Трис-ЭДТА-боратном буфере.

Таблица 1. Места отлова *P. glenii*

Table 1. *P. glenii* catching location

№ / No	Место сбора образцов / Sample collection location	Координаты / Coordinates	Год / Year	Число особей / Number of specimens
1	2	3	4	5
Иртышский бассейн / The Irtysh river basin				
1	Река Тобол вблизи с. Ярково (Тюменская область) / The Tobol river near the village of Yarkovo (Tyumen region)	57°24'N, 67°05'E	2019	18
2	Озеро Ипкуль Нижнетавдинского района (Тюменская область) / Lake Ipkul, Nizhnetavdinsky district (Tyumen region)	57°22'N, 66°07'E	2019	20
3	Озеро Березово (Курганская область) / Lake Berezovo (Kurgan region)	54°83'N, 65°08'E	2021	9
4	Озеро Малое Плоское (Северо-Казахстанская область, Казахстан) / Lake Maloe Ploskoye (North-Kazakhstan region, Kazakhstan)	54°44'N, 69°32'E	2021	19

Окончание табл. 1
Table 1. Continuation

1	2	3	4	5
Волжский бассейн / The Volga river basin				
5	Пруд в окр. с. Русский Мелекес (Ульяновская область) / Pond near the village of Russky Melekess (Ulyanovsk region)	54°18'N, 49°30'E	2022	7
6	Пруд с. Кирилловка (Самарская область) / pond near the village of Kirillovka (Samara region)	53°83'N, 49°79'E	2022	6
7	Васильевские озера (г. Тольятти) / Vasilyevskie Lakes (Togliatti)	53°29'N, 49°30'E	2022	13
Всего				92

Процент полиморфных локусов (P), генетическое разнообразие (h), наблюдаемое (n_a) и эффективное число аллелей (n_e), индексы генетического сходства (I) и генетические дистанции Нея (D), показатели генетической дифференциации (H_T , H_S , G_{ST}) и потока генов (Nm) рассчитывали с использованием программы POPGEN (Yeh et al., 1999). Дендрограмму строили методом UPGMA с применением этой же программы.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

У ротана с использованием четырех видов праймеров выявлено 52 локуса. Число ампликонов в реакции с разными праймерами варьировало от 8 до 17, из них от 75 до 100% были полиморфны. В общей выборке все изученные локусы были полиморфны ($P = 100\%$), с наблюдаемым числом аллелей $n_a = 2.00$, эффективным числом аллелей $n_e = 1.64$ и показателем генетического разнообразия $h = 0.36$. Общие показатели полиморфизма и генетического разнообразия ротана в бассейне Иртыша составили: $P = 98.2\%$ и $h = 0.33$ и были в 1.2 раза выше, чем в Поволжье, где эти показатели были равны 80.4% и 0.26 соответственно. В отдельных изученных популяциях показатели довольно сильно различались (табл. 2). Самый высокий полиморфизм выявлен у ротана из оз. Березово (Курганская область): $P = 75\%$, $h = 0.29$; а самый низкий – из пруда с. Кирилловка (Самарская область): $P = 36.5\%$, $h = 0.13$.

Все исследованные выборки ротана относятся к разным популяциям, о чем свидетельствуют индексы генетического сходства и дистанции Нея (табл. 3). Исключение составили три выборки из озер Копейка, Пляжное и Тройка (г. Тольятти), которые генетически не дифференцированы. Также слабая дифференциация ($G_{ST} = 0.073$) и значительный поток генов ($Nm = 6.3 > 4$) наблюдаются между популяциями ротана оз. Ипкуль и р. Тобол.

Общее генетическое разнообразие (H_T) составило 0.362, а внутрипопуляционное (H_S) – 0.217. Большая часть генетической изменчивости ротана приходится на межпопуляционный уровень – среднепопуляционные показатели изменчивости на 30% меньше, чем общие.

Генетические дистанции между популяциями ротана бассейна Иртыша и Волжского бассейна варьировали в пределах 0.2432 – 0.3625 и были незначительно выше, чем дистанции между популяциями Сибири и Казахстана ($D = 0.2181 - 0.3036$).

Таблица 2. Показатели генетического полиморфизма *P. glenii* из разных водоемов
Table 2. Genetic polymorphism indices of *P. glenii* from different water bodies

№ / No	Выборка / Sample	<i>n</i>	<i>P</i> , %	<i>n_a</i>	<i>n_e</i>	<i>h</i>
1	Тобол / Tobol	18	61.54	1.62	1.40	0.22
2	Ипкуль / Ipkul	20	67.31	1.67	1.48	0.27
3	Березово / Berezovo	9	75.00	1.75	1.52	0.29
4	Малое Плоское / Maloe Ploskoye Lake	19	46.15	1.46	1.33	0.19
Иртышский бассейн, всего / The Irtysh river basin, total		66	98.15	1.98	1.59	0.33
Иртышский бассейн, в среднем / The Irtysh river basin, on average			62.5	1.63	1.43	0.24
5	Русский Мелекес / Russky Melekess	7	53.85	1.54	1.36	0.21
6	Кирилловка / Kirillovka	6	36.54	1.36	1.24	0.13
7	Васильевские озера / Vasilyevskie Lakes	12	61.54	1.62	1.37	0.21
Волжский бассейн, всего / The Volga river basin, total		25	80.43	1.80	1.43	0.26
Волжский бассейн, в среднем / The Volga river basin, on average			50.64	1.51	1.32	0.18

Примечание. *n* – количество особей, *P* – процент полиморфных локусов, *n_a* – наблюдаемое число аллелей, *n_e* – эффективное число аллелей, *h* – генетическое разнообразие.

Note. *n* – the number of individuals, *P* – the percentage of polymorphic loci, *n_a* – the observed number of alleles, *n_e* – the effective number of alleles, *h* – genetic diversity.

Между популяциями ротана бассейна р. Тобол и оз. Малое Плоское генетическая дифференциация высокая ($G_{ST} = 0.251 - 0.318$), поток генов ограничен ($Nm = 1.07 - 1.49$). Между популяциями ротана из водоемов Поволжья и бассейна Иртыша также довольно сильно выражена генетическая дифференциация ($G_{ST} = 0.403$, $Nm = 0.74$), на дендрограмме они формируют разные кластеры (рис. 2).

Таблица 3. Индексы генетического сходства и дистанции Нея* между популяциями *P. glenii*
Table 3. Nei's genetic identity indices and genetic distances* between *P. glenii* populations

Выборка / Sample**	1	2	3	4	5	6	7
1		0.949	0.788	0.759	0.765	0.736	0.782
2	0.053		0.773	0.804	0.748	0.725	0.761
3	0.239	0.257		0.738	0.753	0.701	0.784
4	0.275	0.218	0.304		0.730	0.714	0.696
5	0.267	0.290	0.284	0.314		0.902	0.906
6	0.306	0.322	0.356	0.337	0.103		0.931
7	0.246	0.273	0.243	0.363	0.098	0.071	

Примечание. * над диагональю – генетическое сходство (*I*), под диагональю – генетическая дистанция Нея (*D*); ** номер соответствует номеру выборки в табл. 1.

Note. * above the diagonal means genetic identity (*I*), below the diagonal – Nei's genetic distance (*D*); ** The number corresponds to the sample number in Table 1.

Оценки генетической изменчивости и дифференциации ротана из водоемов Обь-Иртышского бассейна, полученные в этом исследовании, укладываются в пределы: $P = 46 - 75\%$, $h = 0.19 - 0.29$, $D = 0.053 - 0.291$ и согласуются с данными, полученными ранее для ротана из других водоемов бассейна р. Иртыш (озер Андреевское, Сундукуль, Оброчное, рек Тобол и Малый Емек) (Alyamkin et al., 2022). Кроме того, полученные нами оценки межпопуляционной дифференциации ротана

согласуются с данными по дифференциации его популяций в нативном ареале, где около 40% изменчивости приходится на межпопуляционную составляющую (Zhang et al., 2021). Общее генетическое разнообразие ротана из двух исследованных нами частей его приобретенного ареала оказалось несколько меньше ($H_T = 0.362$), чем в нативном ареале ($H_T = 0.4639$) (Zhang et al., 2021). Тем не менее, значительного сокращения генетического разнообразия не наблюдается, в отличие от некоторых водоемов Европы, где было выявлено снижение полиморфизма в инвазионных популяциях ротана, предположительно, вследствие эффекта основателя (Luca et al., 2014). Наши и литературные данные указывают на возможность быстрого (в течение трех-четырех десятилетий) накопления микроэволюционных изменений и формирования популяционно-генетической структуры инвазивных видов при незначительной потере генетического разнообразия в приобретенном ареале.

Полученные нами данные о генетическом разнообразии популяций ротана водоемов Поволжья свидетельствуют об их происхождении из одного источника – все исследованные выборки имеют относительно низкий уровень полиморфизма, слабо генетически дифференцированы друг от друга, формируют на дендрограмме один кластер. В исследованной части Волжского бассейна расселение ротана от материнской популяции шло по рекам (Artaev, 2016) и далее, по прибрежному мелководью водохранилищ, где численность не высока, и вид заносится в половодье в пойменные водоемы (Semenov, 2011). Все три изученные группы водоемов Волжского бассейна относительно изолированы от путей расселения ротана, особенно пруд с. Кирилловка.

Напротив, в бассейне р. Иртыш выборки ротана генетически разнородны, имеют высокие показатели дифференциации и генетического полиморфизма. Это подтверждает гипотезу о наличии нескольких источников инвазии ротана на юге Западной Сибири, выдвинутую ранее на основе анализа полиморфизма мтДНК (Zhigileva, Alyamkin, 2024). Эффект основателя при этом наиболее сильно выражен в изолированном оз. Малое Плоское (Казахстан), в котором ротан имеет низкий уровень полиморфизма.

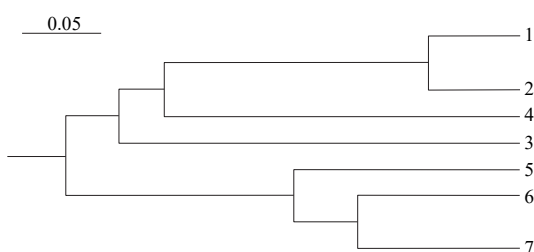


Рис. 2. Дендрограмма генетических дистанций *P. glenii* из разных водоемов в бассейне р. Иртыш (1 – р. Тобол (Тюменская область), 2 – оз. Ипкуль (Тюменская область), 3 – оз. Березово (Курганская область), 4 – оз. Малое Плоское (Казахстан)) и в Волжском бассейне (5 – пруд в окрестностях с. Русский Мелекесс (Ульяновская область), 6 – пруд с. Кирилловка (Самарская область), 7 – Васильевские озера (г. Тольятти))

Fig. 2. Dendrogram of genetic distances of *P. glenii* from different water bodies in the Irtysh River basin (1 – the Tobol River (Tyumen region), 2 – Lake Ipkul (Tyumen region), 3 – Lake Berezovo (Kurgan region), 4 – Lake Maloe Ploskoye (Kazakhstan)) and the Volga basin (5 – a pond near the village of Russky Melekess (Ulyanovsk region), 6 – a pond near the village of Kirillovka (Samara region), 7 – the Vasilyevskie Lakes (Togliatti))

Выборки ротана из р. Тобол (Ярково) и оз. Ипкуль имеют высокое генетическое сходство и низкую дифференциацию, что свидетельствует о недавнем расхождении этих популяций или о происхождении одной популяции от другой. Эти выборки также высоко генетически родственны по данным полиморфизма мтДНК другим популяциям ротана из близлежащих водоемов (озер Андреевское, Сундукуль, Оброчное, р. Тобол в Ялуторовском районе), изученных ранее (Zhigileva, Alyamkin, 2024), и вероятно происходят из одного источника инвазии.

Самые высокие показатели полиморфизма ротана выявлены в оз. Березово Курганской области, наиболее юго-западной популяции из исследованных в Обь-Иртышском бассейне. Это может быть обусловлено как более благоприятными (оптимальными для ротана) условиями обитания, так и близостью к первичному источнику инвазии, что отчасти подтверждает гипотезу о вселении ротана в Обь-Иртышский бассейн из водоемов Южного Урала.

В то же время не выявлено генетического сходства между изученными нами популяциями ротана Поволжья с выборками из бассейна Иртыша, которые генетически довольно сильно различаются. Это позволяет заключить, что исследованные нами популяции ротана окрестностей Куйбышевского водохранилища не являются непосредственным источником инвазии ротана водоемов Сибири. Если, согласно гипотезе, ротан проник в бассейн Иртыша из Волжско-Камского бассейна, то источником инвазии была какая-то другая популяция. Еще одно возможное объяснение наличия генетических различий между популяциями ротана – влияние дрейфа генов, поскольку заселение новых местообитаний происходит небольшим числом особей-основателей, что ведет к изменению частот аллелей по сравнению с родительской популяцией и отражается на показателях генетической дистанции.

Альтернативными источниками проникновения ротана в бассейн Иртыша могут быть томский и казахстанский источники инвазии. В настоящее время происходит активное расширение ареала ротана из томского очага инвазии – по р. Оби (Reshetnikov et al., 2017), а также озерам лесостепной зоны. Указывается, что основное направление распространения чужеродных видов в озерах юга Западной Сибири (Обь-Иртышское междуречье) между 55° с.ш. и 57° с.ш. – с востока на запад (Yadrenkina, 2012, p. 154). Третий возможный источник, характерный для бассейна р. Ишим – Средняя Азия, хотя в настоящее время инвазия ротана в Юго-Восточном Казахстане и Узбекистане не подтвердилась (Reshetnikov, 2010), тем не менее, в литературе были указания на несколько непреднамеренных завозов ротана в Казахстан и Узбекистан из Китая (Borisova, 1972; Seleznev, 1974).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Относительно низкие показатели генетического полиморфизма ротана в районе Куйбышевского водохранилища, низкие показатели генетической дифференциации между ними, формирование одного кластера на дендрограмме свидетельствуют о генетическом родстве изученных выборок и их возможном происхождении из одного источника инвазии. Популяции ротана бассейна р. Иртыш неоднородны в генетическом отношении, отличаются более высоким уровнем генетического полиморфизма и дифференциации. Данные о генетическом полиморфизме

ротана лишь частично подтверждают гипотезу о заселении ротаном Сибири через Южно-Уральский инвазионный коридор, указывая на наличие нескольких разнородных источников инвазии ротана в Обь-Иртышском бассейне.

Авторы выражают благодарность К. А. Бойченко, П. А. Бушуевой за помощь в сборе материала.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

- Alyamkin G. V., Zhigileva O. N., Zhokhov A. E. Genetic variability of the Amur sleeper *Perccottus glenii* and of their parasite, cestode *Nippotaenia mogurndae*, outside the natural area of distribution. *Inland Water Biology*, 2022, vol. 15, no. 2, pp. 179–188. <https://doi.org/10.1134/S1995082922010023>
- Artaev O. N. *Perccottus glehni* in the Moksha river basin: Distribution and preferred groups of water bodies. *Proceedings of the Mordovia State Nature Reserve*, 2016, iss. 17, pp. 3–7 (in Russian).
- Baranov V. Y., Vasil'ev A. G. Phenotypic plasticity of the Amur sleeper (*Perccottus glenii*) invasive populations during the colonization of water bodies. *Russian Journal of Biological Invasions*, 2022, vol. 13, iss. 4, pp. 412–427. <https://doi.org/10.1134/S2075111722040038>
- Borisova A. T. Accidental invaders into the water bodies of Uzbekistan. *Journal of Ichthyology*, 1972, vol. 12, no. 1, pp. 49–53 (in Russian).
- Chemagin A. A. Distribution of Amur-sleeper (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in floodplain lakes of the Lower Irtysh. *Fundamental Research*, 2014, no. 11, pp. 2656–2660 (in Russian).
- Doherty T. S., Glen A. S., Nimmo D. G., Ritchie E. G., Dickman C. R. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2016, vol. 113, no. 40, pp. 11261–11265. <https://doi.org/10.1073/pnas.1602480113>
- Evlanov I. A., Kozlovskij S. V., Antonov P. I. *Kadastr ryb Samarskoj oblasti* [Cadastre of Fish in the Samara Region]. Togliatti, Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences Publ., 1998. 222 p. (in Russian).
- Grabowska J., Kvach Yu., Rewicz T., Pupins M., Kutsokon I., Dykyy I., Antal L., Zieba G., Rakauskas V., Trichkova T., Ceirans A., Grabowski M. First insights into the molecular population structure and origins of the invasive Chinese sleeper, *Perccottus glenii*, in Europe. *NeoBiota*, 2020, vol. 57, pp. 87–107. <https://doi.org/10.3897/neobiota.57.48958>
- Korljakov K. A., Nohrin D. Ju. Trends in the emergence of the Volga–Ob invasive corridor. *Bulletin of the Council of Young Scientists and Specialists of the Chelyabinsk Region*, 2014, no. 2, pp. 19–38 (in Russian).
- Kuderskij L. A. Rotan in ponds of Gorky region. In: *Rybkhozhajstvennoe izuchenie vnutrennikh vodoemov* [Fishery Study of Inland Water Bodies]. Leningrad, GosNIORH Publ., 1980, iss. 25, pp. 28–33 (in Russian).
- Luca M., Urech D., Nicuta D., Ghiorghită G., Druică R. C., Gorgan L. D. The genetic variability of the invasive *Perccottus glenii* from Siret River, using the cytochrome *b* gene. *Annals of the Romanian Society for Cell Biology*, 2014, vol. 19, no. 1, pp. 11–20. <https://doi.org/10.ANN/RSCB-2014-0015:RSCB>
- Reshetnikov A. N. Influence of introduced fish *Perccottus glenii* (Odontobutidae, Pisces). *Journal of General Biology*, 2001, vol. 62, no. 4, pp. 352–361.
- Reshetnikov A. N. The current range of Amur sleeper *Perccottus glenii* Dybowski, 1877 (Odontobutidae, Pisces) in Eurasia. *Russian Journal of Biological Invasions*, 2010, vol. 1, iss. 2, pp. 119–126. <https://doi.org/10.1134/s2075111710020116>
- Reshetnikov A. N., Chibilev E. A. Distribution of the fish rotan (*Perccottus glenii* Dybowski, 1877) in the Irtysh River basin and analysis of possible consequences for environment and

people. *Contemporary Problems of Ecology*, 2009, vol. 2, no. 3, pp. 224–228. <https://doi.org/10.1134/S1995425509030102>

Reshetnikov A. N., Ficetola G. F. Potential range of the invasive fish rotan (*Perccottus glennii*) in the Holarctic. *Biological Invasions*, 2011, vol. 13, iss. 12, pp. 2967–2980. <https://doi.org/10.1007/s10530-011-9982-1>

Reshetnikov A. N., Petlina A. P. Distribution of the fish rotan (*Perccottus glennii* Dybowski, 1877) in the Ob' River. *Contemporary Problems of Ecology*, 2007, vol. 14, no. 4, pp. 551–556 (in Russian).

Reshetnikov A. N., Sokolov S. G., Chikhlyayev I. V., Fayzulin A. I., Kirillov A. A., Kuzovnenko A. E., Protasova E. N., Skomorokhov M. O. Direct and indirect interactions between an invasive alien fish (*Perccottus glennii*) and two native semi-aquatic snakes. *Copeia*, 2013, vol. 2013, pp. 103–110. <https://doi.org/10.1643/CE-12-007>

Reshetnikov A. N., Golubtsov A. S., Zhuravlev V. B., Lomakin S. L., Rezvyi A. S. Range expansion of Rotan *Perccottus glennii*, Sunbleak *Leucaspis delineatus*, and Bleak *Alburnus alburnus* in the Ob River Basin. *Contemporary Problems of Ecology*, 2017, vol. 10, no. 6, pp. 612–620. <https://doi.org/10.1134/S1995425517060105>

Ruchin A. B., Osipov V. V., Fayzulin A. I., Bakin O. V., Tselishcheva L. G., Bayanov N. G. Chinese sleeper (*Perccottus glennii* Dybowski, 1877) (Pisces, Odontobutidae) in the reserves and national parks of the middle and lower Volga (Russia): Mini-review. *AACL Bioflux*, 2019, vol. 12, no. 4, pp. 1114–1124.

Salmenkova E. A. Population genetic processes in introduction of fish. *Russian Journal of Genetics*, 2008, vol. 44, iss. 7, pp. 758–766. <https://doi.org/10.1134/S1022795408070028>

Seleznev V. V. Low-value and trash fish species of the Chinese complex in the Kapchagay reservoir. In: *Fish Resources of Water Bodies of Kazakhstan and Their Use*. Alma-Ata, Kainar, 1974, iss. 8, pp. 143–148 (in Russian).

Semenov D. Ju. *Antropogennaya transformatsiya ihtiofauny Sredney Volgi v Kujbyshevskom vodohranilishche* [Anthropogenic Transformation of the Ichthyofauna of the Middle Volga in the Kuibyshev Reservoir]. Ulyanovsk, Ulyanovsk State University Publ., 2011. 114 p. (in Russian).

Shamov A. G. Goloveshka-rotan in the Kuibyshev reservoir. In: *Problemy okhrany vod i rybnykh resursov: tezisy dokladov III Povolzhskoi konferentsii* [Problems of Protection of Water and Fish Resources: Theses of reports of the III Volga Conference]. Kazan, Kazan State Pedagogical Institute Publ., 1983, pp. 147–148 (in Russian).

Shashulovskii V. A., Ermolin V. P. Ichthyofauna composition of the Volgograd Reservoir. *Voprosy ikhtiologii*, 2005, vol. 45, no. 3, pp. 324–330 (in Russian).

Spanovskaya V. D., Savvaitova K. A., Potapova T. L. About variability of rotan (*Perccottus glennii* Dyb fam. Eleotridae) under acclimatization. *Voprosy ikhtiologii*, 1964, vol. 4, no. 4, pp. 632–643 (in Russian).

Susliaev V. V., Reshetnikova S. N., Interesova E. A. Biology of rotan gobi *Perccottus glennii* Dybowski, 1877 in water basins of south-taiga zone of Western Siberia. *Bulletin of Novosibirsk State Agrarian University*, 2016, vol. 1, pp. 78–85 (in Russian).

Xu W., Yin W., Chen A., Li J., Lei G., Fu C. Phylogeographical analysis of a cold-temperate freshwater fish, the Amur sleeper (*Perccottus glennii*) in the Amur and Liaohe River basins of Northeast Asia. *Zoological Science*, 2014, vol. 31, no. 10, pp. 671–679. <https://doi.org/10.2108/zs130046>

Yadrenkina E. N. Distribution of alien fish species in lakes within the temperate climatic zone of Western Siberia. *Russian Journal of Biological Invasions*, 2012, vol. 3, iss. 2, pp. 145–157. <https://doi.org/10.1134/S2075111712020117>

Yang P., Hu Z., Liu Y., Jin G., Wang L. Mitochondrial genetic diversity and population structure of the Amur sleeper (*Perccottus glennii*) in Northeast China. *Pakistan Journal of Zoology*, 2020, vol. 52, iss. 4, pp. 1531–1539. <https://doi.org/10.17582/journal.pjz/20190528220510>

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ГЕНЕТИЧЕСКОГО ПОЛИМОРФИЗМА

Yeh F. C., Yang R., Boyle T. *Popgene. Version 1.31*. Edmonton, University of Alberta and Centre for International Forestry Research. 1999. Available at: http://www.ualberta.ca/~fyeh/popgene_download.html (accessed July 25, 2024).

Zhang Y., Sun J., Shi L., Yu H., Ji Z. Population genetic pattern of the freshwater fish Amur sleeper (*Perccottus glenii*) across its native distribution area in China. *Conservation Genetics*, 2021, vol. 22, iss. 1, pp. 125–131. <https://doi.org/10.1007/s10592-020-01323-0>

Zhigileva O. N., Alyamkin G. V. Genetic polymorphism of invasive populations of Amur sleeper *Perccottus glenii* (Perciformes: Odontobutidae) from the Irtysh basin determined by the sequencing of the *Cytb* gene region. *Russian Journal of Biological Invasions*, 2024, vol. 15, iss. 3, pp. 318–323. <https://doi.org/10.1134/S2075111724700206>

Zhigileva O. N., Kulikova A. A. Specific biological features and genetic variation of Chinese sleeper *Perccottus glenii* (Odontobutidae) in aquatic bodies of Tyumen oblast. *Journal of Ichthyology*, 2016, vol. 56, no. 1, pp. 124–132. <https://doi.org/10.1134/S0032945216010173>

Zietjiewicz E., Rafalski A., Labuda D. Genome fingerprinting by simple sequence repeat (SSR)-anchored polymerase chain reaction amplification. *Genomics*, 1994, vol. 20, no. 2, pp. 176–183.

Comparative characteristics of the genetic polymorphism of populations of Chinese sleeper *Perccottus glenii* (Perciformes, Odontobutidae) in the Volga and Irtysh basins

O. N. Zhigileva ^{1✉}, I. P. Kolesnikov ¹, A. I. Fayzulin ², M. V. Rubanova ²

¹ Tyumen State University

6 Volodarskogo St., Tyumen 625003, Russia

² Samara Federal Research Center of Russian Academy of Sciences,

Institute of Ecology of the Volga River Basin of Russian Academy of Sciences

10 Komzina St., Togliatti 445003, Russia

Received: April 17, 2024 / revised: December 15, 2024 / accepted: December 17, 2024 / published: July 24, 2025

Abstract. The level of genetic diversity and differentiation of populations of the Chinese sleeper *Perccottus glenii* from water bodies of the Volga and Irtysh basins was assessed based on ISSR markers. In the studied part of the Volga basin, the proportion of polymorphic loci (P) of the Chinese sleeper was 80.4%, genetic diversity (h) was 0.26. All studied populations of the Chinese sleeper from the Kuibyshev Reservoir area (Ulyanovsk, Samara region, Togliatti) were genetically weakly differentiated and originate from a single source of invasion. The polymorphism and genetic diversity of the Chinese sleeper in the Irtysh basin were higher than in the Volga region and amounted to: $P = 98.2\%$, $h = 0.33$. Genetic differentiation between the populations of the Ipkul Lake and the Tobol River (Tyumen region) was weakly expressed ($G_{ST} = 0.07$), the gene flow between them was significant, which indicates their recent divergence or the origin of one population from another. The genetic differentiation between the populations of Lake Berezovo (Kurgan region) and Lake Maloe Ploskoe (Kazakhstan) was high ($G_{ST} = 0.31$), which may indicate different sources of invasion of the Chinese sleeper in southern Siberia and northern Kazakhstan. Data on the higher polymorphism of the Chinese sleeper in the Irtysh River basin, as well as significant genetic differentiation between its populations in the Volga and Irtysh basins ($G_{ST} = 0.40$), only partially confirm the generally accepted hypothesis of the colonization of Siberia by the Chinese sleeper through the South Ural invasion corridor, indicating the presence of several heterogeneous invasion sources in the Ob–Irtysh basin.

Keywords: Chinese sleeper, biological invasions, polymorphism, DNA markers, entry routes

Funding: This work was performed with the support of the Government of the Tyumen Region within the framework of the project of the West Siberian Interregional Scientific and Educational Center (No. 89-DON (2)) and the State Theme of the Institute of Ecology of the Volga Basin of the Russian Academy of Sciences – branch of the Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences (No. 1021060107212-5-1.6.20; 1.6.19 “Change, Sustainability and Conservation of Biological Diversity Under the Influence of Global Climate Change and Intensive Anthropogenic Load on the Ecosystems of the Volga Basin”).

Ethics approval and consent to participate: Animal protocols were approved by the Bioethics Commission of the Tyumen State University (protocol No. 14 dated September 9, 2024).

Conflict of interest: The authors have declared that no competing interests exist.

For citation: Zhigileva O. N., Kolesnikov I. P., Fayzulin A. I., Rubanova M. V. Comparative characteristics of the genetic polymorphism of populations of Chinese sleeper *Perccottus glenii* (Perciformes, Odontobutidae) in the Volga and Irtysh basins. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2025, no. 2, pp. 153–164 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-153-164>

✉ Corresponding author. Department of Ecology and Genetics of the Institute of Biology, Tyumen State University, Russia.

ORCID and e-mail addresses: Oksana N. Zhigileva: <https://orcid.org/0000-0002-3782-3014>, zhigileva@mail.ru; Ilya P. Kolesnikov: <https://orcid.org/0009-0008-7574-2734>, ilfik12.29_1999@mail.ru; Alexander I. Fayzulin: <https://orcid.org/0000-0002-2595-7453>, alexandr-fayzulin@yandex.ru; Marina V. Rubanova: <https://orcid.org/0000-0001-9932-6227>, rubanova-ievb@mail.ru.

Обзорная статья

УДК 598.241.3

<https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-165-182>

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МИРОВОЙ ПОПУЛЯЦИИ ДРОФЫ (*OTIS TARDA TARDA*) (OTIDIDAE, AVES) В ПРЕДЕЛАХ ЕЁ АРЕАЛА

А. М. Опарина ^{1✉}, О. С. Опарина ²

¹ Санкт-Петербургский политехнический университет Петра Великого
Россия, 195251, г. Санкт-Петербург, ул. Политехническая, д. 29

² Саратовский филиал Института проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН
Россия, 410028, г. Саратов, ул. Рабочая, д. 24

Поступила в редакцию 05.01.2025 г., после доработки 29.01.2025 г., принята 30.01.2025 г., опубликована 24.07.2025 г.

Аннотация. Рассматривается современное распространение, статус и численность номинативного подвида большой дрофы (*Otis tarda tarda* L.) в пределах его мирового ареала. Приводится карта-схема распространения большой дрофы за период с 2010 по 2025 г. По имеющимся данным, общая численность популяции вида оценивается в пределах от 29600 до 33000 птиц. Обсуждаются причины сокращения численности дрофы в разных странах. Описывается состояние вида в Российской Федерации с акцентом на Саратовскую и Волгоградскую области, где он встречается в период гнездования. Описываются территории регионов России, в которых этот вид встречается в настоящее время, места обитания, используемые в период размножения, а также пути его миграции к местам зимовки и обратно. Общая численность дрофы европейского подвида в России авторами статьи оценивается в 2500 особей, но значение является приблизительным, поскольку оно основано на разных методах учета, включающих как детальные и комплексные обследования целых территорий, так и экспертные оценки. Основными угрозами для популяций дрофы в России являются интенсификация сельскохозяйственного производства за счет применения химикатов, освоение залежных полей и целинных земель для возделывания большего количества масличных и озимых зерновых культур, столкновения с воздушными линиями электропередач и незаконная охота. Значительную негативную роль в период гнездования дрофы играет высокая численность хищных птиц, таких как, например, орлан-белохвост.

Ключевые слова: *Otis tarda tarda*, охранный статус, ареал, численность, Красная книга, лимитирующие факторы

Соблюдение этических норм. Исследования проводили без использования животных и без привлечения людей в качестве испытуемых.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Для цитирования. Опарина А. М., Опарина О. С. Современное состояние мировой популяции дрофы (*Otis tarda tarda*) (Otidae, Aves) в пределах её ареала // Поволжский экологический журнал. 2025. № 2. С. 165 – 182. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-165-182>

✉ Для корреспонденции. Высшая школа гидротехнического и энергетического строительства Санкт-Петербургского политехнического университета Петра Великого.

ORCID и e-mail адреса: Опарина Анна Михайловна: <https://orcid.org/0000-0002-2043-1866>, oparina_am@spbstu.ru; Опарина Ольга Сергеевна: <https://orcid.org/0000-0001-5581-4122>, otis07@mail.ru.

ВВЕДЕНИЕ

Дрофа (*Otis tarda* Linnaeus, 1758) – крупная степная птица семейства дрофиных (Otididae), из отряда Otidiformes, обитающая на обширной территории от Пиренейского полуострова в Западной Европе до Казахстана и северо-западного Китая (European Red List..., 2022). Мировая популяция дрофы за последние два десятилетия ежегодно сокращается на 3.2%. По некоторым данным, общее количество птиц этого вида в мире оценивается в 31000 – 36000 особей, что на 34% (диапазон 30 – 38%) меньше, чем 16 лет назад (Alonso, Palacín, 2022). По другим источникам, численность дрофы в мире составляет приблизительно 29000 – 32500 особей. Эта оценка примерно на 40% ниже последней глобальной оценки, опубликованной в 2014 г. (Kessler, 2022).

В настоящее время этот вид находится под угрозой исчезновения. Утрата мест обитания, антропогенное воздействие, климатические изменения и незаконная охота поставили дрофу на грань выживания.

Дрофа внесена в Красную книгу России, её европейский номинативный подвид (*O. tarda tarda* L.) – с категорией сокращающийся в численности и распространении подвид и статусом – находящийся под угрозой исчезновения (EN) (Red Data Book..., 2021). По сравнению с предыдущим выпуском Красной книги Российской Федерации (Red Data Book..., 2001) статус был изменен с уязвимого (VU) на более высокий.

По данным на 21 августа 2023 г., она включена в Красный список исчезающих видов Международного союза охраны природы (МСОП) как вид, находящийся под угрозой исчезновения (endangered) (A3cd+4cd) (BirdLife International..., 2023). С 1994 по 2017 г. она находилась в нём со статусом уязвимый (VU) (BirdLife International..., 2017).

В разных частях ареала происходит снижение численности дрофы в результате антропогенного воздействия (Karakaya et al., 2017; Wang et al., 2018; Spakovszky, Raab, 2020; Özgencil et al., 2022). Самые высокие значения отмечены в Китае (-90%) (Wang et al., 2018; Zhuo et al., 2021) и европейской части России (-70%) (Oparin et al., 2013; Oparina et al., 2014, 2015, 2016, 2023a). Заметное снижение отмечено также на Пиренейском полуострове, который до сих пор является оплотом вида с 70 – 75% мировой популяции. В Иберии снижение вызывает особую тревогу в Португалии (-50%), однако, еще более тревожно в Испании, где -28% уменьшение подразумевает потерю более 8000 особей, несмотря на реализацию программ по сохранению вида (Alonso, Palacín, 2022; BirdLife International..., 2023). Изолированные популяции Марокко и Ирана находятся на грани исчезновения (Abdulkarimi, 2022).

Увеличение зафиксировано только в Германии, Австрии и в меньшем масштабе Венгрии (соответственно 202, 91 и 5%), благодаря постоянным и интенсивным действиям по сохранению, а также разведению небольших групп в Румынии (Raab et al., 2012; Vadasz, Lóránt, 2014).

Обширный обзор распространения и численности дрофы в Центральной Азии был сделан М. Кесслер (Kessler, Smith, 2014; Kessler, 2016). В последние годы в этом регионе активизированы исследования по изучению дрофиных, в том числе и данного вида. Научные исследования последних лет подтверждают общую тенденцию к сокращению численности дрофы в мире.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МИРОВОЙ ПОПУЛЯЦИИ ДРОФЫ

Целью статьи является анализ современных данных для получения целостной оценки состояния мировой популяции дрофы в пределах её ареала.

Распространение и динамика численности дрофы

О распространении, численности, местообитаниях и образе жизни дрофы в конце XIX в. и до середины XX в. имеется обширная литература, на основании которой мы имеем представление об этом виде. В данной работе мы не будем останавливаться на этом. Заметим только, что в тот период дрофы обитали на всем пространстве степной и лесостепной зоны и встречались огромными стаями в сотни и тысячи особей. Особенно многочисленны популяции дрофы были на Пиренейском полуострове, в степных регионах России и Казахстана, а также в северо-восточной Африке, где эти птицы занимали обширные открытые пространства.

Однако уже с середины XX в. начались заметные изменения, связанные с активным влиянием антропогенных факторов. Основными причинами сокращения численности дрофы стали: интенсификация сельского хозяйства, урбанизация, легальная и нелегальная охота. Распашка целинных земель на просторах казахстанских степей, проведенная достаточно быстрыми темпами, привела к потере местообитаний дрофы, что стало причиной резкого сокращения ее численности. В тех частях ареала, где процесс освоения территорий происходил более медленно, птицы смогли адаптироваться к новым условиям и перешли к обитанию в агроценозах. В настоящее время целинных земель практически не осталось, ареал дрофы значительно фрагментирован. На рис. 1 мы представили карту-схему мирового распространения и численности номинативного подвида большой дрофы (*Otis tarda tarda* L.) по литературным данным, проанализированным за период 2010 – 2025 гг.

На карте показаны цифрами страны, в которых встречается западный подвид дрофы, и приведена его численность по данным литературных источников за последние 15 лет. В одних частях ареала, например в Западной Европе, этот вид ведет оседлый образ жизни, в других он мигрирующий (Россия, Казахстан, страны Центральной Азии). Дрофы гнездятся в Испании, Португалии, Венгрии, Австрии, Германии, Украине, России, Казахстане, Турции, Иране, Марокко.

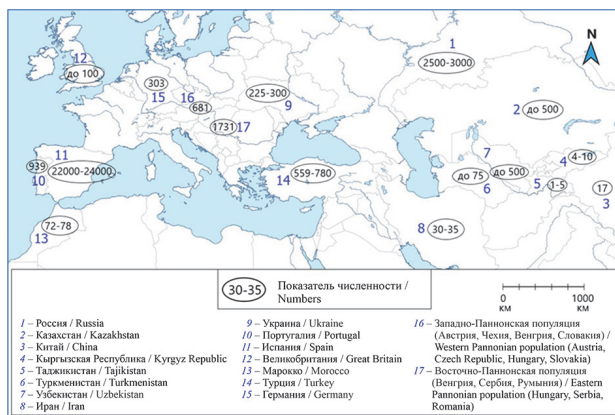


Рис. 1. Распространение и численность номинативного подвида большой дрофы (*Otis tarda tarda* L.) по литературным данным за период 2010 – 2025 гг.

Fig. 1. Map of the distribution and abundance of the Great bustard (*Otis tarda tarda* L.) based on literary data for the period of 2010–2025

Только в период зимовки встречаются в Узбекистане, Туркменистане, Таджикистане, Кыргызской Республике, Китае. Периодически встречаются в Словакии, Румынии, Сербии. За последние 20 лет в Великобритании удалось реинтродуцировать дрофу на своей территории, где сейчас популяция составляет до 100 особей.

Испания. В настоящее время в Испании обитает самая крупная оседлая популяция дрофы, численность которой составляет около 74 – 76% от мировой популяции (BirdLife International..., 2023). В конце прошлого века (1990 г.) в стране обитало около 30000 особей. Однако в 2023 г. её численность составляет порядка 21500 – 23000 особей, что соответствует снижению на 28% за 30 лет, данное уменьшение подразумевает потерю более 8000 особей (Alonso, Palacín, 2022). Основными причинами сокращения являются утрата местообитаний, столкновения с линиями электропередач и историческая охота. С 2000 г. охота полностью запрещена, что позволило замедлить темпы снижения численности.

Основными причинами снижения численности являются: утрата среды обитания вследствие расширения сельскохозяйственных угодий. Интенсивное землепользование (увеличение числа площадей под виноградниками), особенно в регионах Кастилия-Ла-Манча и Эстремадура, фрагментировало естественные степные ландшафты; столкновения с линиями электропередач, которые остаются одной из главных причин смертности взрослых особей; охота и браконьерство. До 1986 г. дрофа считалась легальной добычей, что негативно сказалось на популяции. Полный запрет на охоту был введён только в 2000 г., но случаи нелегального отстрела всё ещё встречаются. Изменение климата также влияет на доступность воды и растительности, особенно в южных регионах страны.

В ответ на эти угрозы были разработаны и реализуются комплексные меры по сохранению дрофы на территории Испании. Среди наиболее эффективных: создание охраняемых территорий, где обеспечивается защита токовищ и гнездовых участков; работа с фермерами, которая включает финансовые стимулы для тех, кто использует экологически устойчивые методы землепользования и сохраняет подходящие местообитания для дрофы; маркировка и модификация линий электропередач, позволившая снизить уровень смертности от столкновений на 60 – 70%. Было установлено более 5 000 маркеров на опасных участках ЛЭП.

Португалия. По оценкам 2009 г., в Португалии насчитывалось около 1893 особей дрофы (*O. tarda*). Затем наблюдалось снижение численности примерно на 50%, которая по оценке на 2018 г. составила 939 особей (Alonso, Palacín, 2010; LIFE Great Bustard., 2021).

Численность вида в Португалии снижается, несмотря на принимаемые меры по сохранению. Так, например, основной причиной гибели гнёзд становятся сельскохозяйственные работы с использованием техники (в основном вспашка, покос и сбор урожая), а также хищничество и вытаптывание домашним скотом (Rocha et al., 2013).

Марокко. Марокканские популяции дрофы (*O. tarda*) уникальны и генетически отличаются от европейских и азиатских. В 1990 г. численность их составляла около 130 особей, сейчас в Африке сохранилась лишь одна изолированная популяция, обитающая исключительно в Марокко. Это делает её уникальной генетической единицей, требующей особого внимания со стороны учёных и законодательства страны.

По данным Alonso J. C. с соавторами (Alonso et al., 2023; цит. по: BirdLife International..., 2023), в Марокко насчитывается от 72 до 78 птиц. Основные их группы сосредоточены на двух ключевых токовищах – Агаоша и Tleta-Rissana, где проводятся регулярные наблюдения за брачными ритуалами и численностью. За последние десятилетия популяция демонстрирует устойчивую тенденцию к снижению: с конца XX в. численность сократилась более чем на 60%. Изолированные популяции Марокко и Ирана находятся на грани исчезновения (Abdulkarimi, 2022).

Основными причинами снижения численности являются: браконьерство, особенно связанное с использованием дроф для тренировки соколов; сельскохозяйственная деятельность, уничтожающая естественные местообитания; изменение климата, вызывающее засухи и снижение доступности воды и пищи; антропогенное давление, включая расширение пахотных земель и интенсивный выпас скота.

Несмотря на предпринимаемые усилия со стороны учёных и государства по сохранению вида, популяция остаётся крайне уязвимой, и без системного подхода и международной поддержки дрофа может быть утеряна из Африки навсегда.

Турция. Вид распространён в степной зоне Турции, которая является одним из мест обитания, подвергающихся наиболее сильному разрушению и имеющая наименьший эффективный охват охраняемых территорий, при этом эффективно охраняется только 1.5% ее поверхности. По результатам исследований, проведенных в последнее десятилетие, в Турции обитает 559 – 780 гнездящихся дроф, распределённых по двум отдельным субпопуляциям, что на 20 – 29% меньше последней оценки 2016 г. (Özgencil et al., 2022). Страна занимает седьмое место в мире по размеру популяции дроф, однако численность ее постоянно сокращается. Вид относится к категории EN (находящийся под угрозой исчезновения) (European Red List..., 2022). Численность зимующей популяции дроф в Турции находится в пределах 593 – 775 особей. Зимовки находятся в центральной Анатолии и юго-восточной Турции. Гнездящиеся популяции в центральной Анатолии в основном являются оседлыми и совершают факультативные миграции на короткие расстояния.

Основными негативными факторами для обитания дроф в Турции являются активная охота на них, несмотря на запрет, и чрезмерный выпас скота, который не оставляет никакой растительности, в которой самки могут гнездиться, кроме редких и сильно колючих растений (Ambarli et al., 2016). Урбанизация, строительство железных дорог, линии электропередач, интенсификация сельского хозяйства, беспокорство, чрезмерное использование пестицидов и потеря степных экосистем оказывают существенное влияние на популяцию дроф. В стране создаются небольшие охраняемые участки и проводятся образовательные кампании среди населения.

Иран. Согласно последним данным за 2016 – 2017 гг., места обитания дрофы в Иране ограничены равнинами, расположенными в южной провинции Западный Азербайджан, на северо-западе страны. Максимальная численность дроф в 2017 г. составляла 35 – 40 особей (Abdulkarimi, 2022). Ранее провинция Курдистан считалась одной из важнейших зон гнездования и зимовки популяций дрофы, но с 2005 г. никаких подтвержденных находок дрофы там не было. За тот же период вид также исчез из нескольких традиционных районов в провинции Западный Азербайджан. Оставшаяся популяция дроф в Иране совершает только короткие сезонные перемещения.

Изменения в структуре методов ведения сельского хозяйства, как было показано, являются наиболее важным фактором, влияющим на качество мест размножения и зимовки дрофы в Иране (Barati, Amerifar, 2008; Abdulkarimi et al., 2010). Похоже, что развитые орошаемые агроэкосистемы являются основной причиной потери популяции дрофы, особенно в сезон размножения. Уничтожение лугов или пастбищ и их преобразование в возделываемые площади, промышленный рост и увеличение численности населения также являются основными причинами быстрого сокращения популяции дрофы в Иране. Браконьерство остаётся актуальной проблемой, особенно в провинциях Семнан и Горган, где дроф добывают ради тренировки соколов.

Изолированные популяции Ирана находятся на грани исчезновения (Abdulkarimi, 2022). Вид быстро сокращается и считается находящимся под угрозой исчезновения. Теперь природоохранным органам необходимы срочные меры по сохранению, а места размножения должны быть эффективно защищены, в противном случае вид рискует исчезнуть в Иране в ближайшие десятилетия.

В странах **Центральной Азии** западный подвид дрофы (*Otis tarda tarda*) исторически был многочисленным. Однако в этом регионе с конца XIX в. произошли глобальные изменения среды обитания этого вида. Обзор современного статуса и численности дрофы в Центрально-Азиатском регионе был сделан М. Кесслер (Kessler, 2016). Она объединила данные по странам Средней Азии, Ирана и северо-западной части Китая (Синьцзян). По всему этому ареалу на гнездовых зарегистрировано 230 – 418 дроф. В течение XX в. эта центральноазиатская популяция катастрофически разрушилась, и ее географическое распределение стало сильно фрагментированным (Kessler, Smith, 2014). Центральноазиатская популяция дроф в настоящее время составляет всего 1% от общей мировой популяции. Браконьерство на птиц в больших зимних стаях, несовместимые с жизнью вида методы ведения сельского хозяйства и хищничество со стороны свободно бродящих собак являются серьезными и широко распространенными угрозами, описанными экспертами по дрофам в этом регионе. План действий по сохранению дрофы в Азии, подготовленный в рамках исполнения обязательств Конвенции по сохранению мигрирующих видов диких животных (CMS), предусматривает ряд рекомендуемых природоохранных мероприятий для сохранения её численности (Cancino, 2024).

Достаточно долгое время научные исследования в странах Средней Азии не проводились, поэтому сведения о распространении и численности дрофы отсутствовали или имелись краткие сообщения о появлении птиц на зимовках, например в Казахстане, в 2005 – 2012 гг. (Berezovikov, Levinsky, 2005; Berezovikov, 2016; Berezovikov et al., 2016). В последние годы ученые обратили внимание на проблему утраты этого редкого вида, появились публикации, обзор которых мы сделали.

Казахстан. В настоящее время в Южном Казахстане обитает в общей сложности 50 – 70 дроф в сезон размножения и миграции, а зимой – 400 – 500 особей (Kessler, 2022; Koshkin et al., 2022; Shakula et al., 2022a, b). Будучи единственным регионом в Центральной Азии, где этот вид постоянно обитает в течение всех четырех сезонов, Южный Казахстан должен играть центральную роль в сохранении вида. Казахстан является территорией гнездования небольших популяций дроф, а

также местом многочисленных миграционных остановок дрофы (Kessler, Bidashko, 2022). Около 180 – 200 особей подсчитываются в общей сложности в течение осеннего миграционного периода (июль – октябрь). Учитывая тенденцию мигрирующих дроф собираться в более крупные стаи в самых южных местах гнездования и пролетного пути осенью, перед тем как двинуться дальше на юг, вероятно, что гнездящаяся популяция включена в оценки для миграционного периода и, возможно, зимы. Среди угроз, помимо тех, что являются основными во всех регионах, стоит отметить возросшее число степных хищников, таких как обыкновенный шакал (*Canis aureus*), лисица (*Vulpes vulpes*) и азиатский барсук (*Meles leucurus*). За последние 10 лет численность лис и шакалов возросла, поскольку власти прекратили выплачивать деньги за их шкуры, а спортивная охота на эти виды стала непопулярной (Shakula et al., 2022a).

В западном Казахстане, на площади более 700000 км², известно о наличии не более 40 дроф (Kessler, Bidashko, 2022). Отмечено только два тока на большом расстоянии друг от друга.

В центральном Казахстане предположительно обитает 20 – 30 гнездящихся птиц и 80 – 100 осенних мигрантов. Эти цифры очень малы, учитывая доступную среду обитания, поскольку вид, по-видимому, отсутствует на больших территориях нетронутых степей, пахотных и заброшенных пахотных земель. Нет никаких доказательств того, что браконьерство или практика землепользования в регионе могут быть причиной такой ситуации (Koshkin et al., 2022).

Узбекистан. На протяжении длительного периода сведения о распространении и численности дрофы в Узбекистане отсутствовали. Детальные исследования этого вида начались в 2019 г., в результате которых было установлено, что размножающиеся особи дрофы на изученной территории не наблюдаются. На зимовках дрофы перемещаются на юг из Казахстана в прилегающие районы Узбекистана. В 2020 – 2021 гг. при обследовании значительной части предгорных равнин центральной части Узбекистана были выявлены два места зимовки, на которых сосредоточилось около 500 дроф. Основными угрозами в период зимовки дроф являются браконьерство и столкновение с линиями электропередач. Были выявлены места зимовки, которые требуют сохранения (Ten et al., 2020; Kashkarov et al., 2022, 2023).

Туркменистан. В Туркменистане в начале 1990-х численность дрофы оценивалась в 700 особей, но к 2022 г. сократилась до 75 птиц (Rustamov, 2022). На данный момент гнездования не наблюдается, птицы встречаются в период миграции, распространены они широко, но неравномерно, весной в марте-апреле, осенью в октябре-ноябре и зимой в декабре – марте, с регистрациями в основном на северо-западе и юго-западе страны. Вид предпочитает (в любое время года) открытые местообитания – пустыни с твердыми почвами (глинистыми, реже щебнистыми или лессовыми) с полынно-солянковыми и мелкокустарниковыми растительными сообществами; иногда встречается на окраинах оазисов. Охота на дроф запрещена с 1958 г., и вид включен в Красную книгу Туркменистана как «очень редкий, находящийся под угрозой исчезновения», но незаконная охота продолжается (Rustamov, 2022).

Главной причиной является потеря степных местообитаний, вызванная расширением сельскохозяйственных угодий. Кроме того, опустынивание и засухи

усугубили ситуацию, особенно в провинциях Ахал и Мары. Увеличение плотности населения и развития инфраструктуры также сыграло свою роль. В Туркменистане практически отсутствует научный мониторинг и система охраны вида, что затрудняет принятие эффективных мер. В последние годы предпринимаются попытки создания охраняемых участков, особенно в национальных парках, но они находятся на ранних стадиях реализации. Также ведётся диалог с соседними странами по защите миграционных маршрутов. Однако без участия государства и международной помощи прогресс будет медленным.

Кыргызстан. В настоящее время дрофа крайне редко встречается в Кыргызстане, в основном во время миграции и реже зимой. По данным С. В. Кулагина (Kulagin, 2022), на территории Кыргызстана наблюдалось от 4 до 10 птиц во время миграции.

Несмотря на позитивные изменения, связанные с сокращением сельскохозяйственной деятельности и других антропогенных нагрузок в местах гнездования дроф после распада Советского Союза (Rustamov, Kovshar, 2007), современные угрозы для этого вида остаются значительными. Основными сдерживающими факторами являются разрушение естественной среды обитания, интенсивный выпас скота, а также незаконный отлов и охота.

Таджикистан. В период миграций на территории Таджикистана встречается от 1 до 5 дроф (Muratov, Talbonov, 2022). Размножающихся особей за последние 70 лет встречено не было.

Китай. В Китае за последние десятилетия численность дрофы сократилась на 89%, что связано с потерей подходящих мест обитания и загрязнением окружающей среды (Alonso, Palacín, 2022). По данным, опубликованным в работе М. Wang и W. Yang (2022), на территории провинции Синьцзян насчитывалось 17 особей дрофы (*O. tarda tarda*) на зимовке. Однако, по мнению М. Kessler и N. Batbayar (2023), дрофа больше не зимует в этой области, по данным двух зимних полевых обследований.

Уничтожение степей под сельское хозяйство, урбанизация и загрязнение окружающей среды, браконьерство (хотя официально охота запрещена), столкновения с линиями электропередач, изменение климата и засухи стали этому причинами. Программы искусственного разведения и восстановления среды обитания дрофы в Китае демонстрируют определённый успех, но требуют масштабирования и больших вложений на государственном уровне.

Российская Федерация. Современное распространение дрофы в России показано на рис. 2. Данные получены при анализе литературных источников с 2010 по 2025 гг. Регионы, в которых встречается этот вид, показаны штриховкой. Сплошной заливкой показана гнездовая территория дрофы, где есть токовые участки. Треугольниками отмечены единичные встречи дроф.

В России дрофа по шкале МСОП имеет статус EN (endangered).

По текущим оценкам численность дрофы на территории Российской Федерации составляет 2500 – 3000 особей, что в процентном соотношении соответствует в среднем 10% от мировой популяции дрофы.

В Российской Федерации самая крупная популяция дрофы сохранилась в саратовском и волгоградском Заволжье. На этой территории до конца XX в. в агроценозах сложились благоприятные условия для успешного репродуктивного про-

цесса. Основными критериями местообитаний, которые благоприятны в период откладки яиц, насиживания и выкармливания птенцов, являются волнистый рельеф, хороший обзор, отсутствие факторов беспокойства в виде периодической обработки полей (культивация, обработка пестицидами, ранняя уборка урожая озимых), наличие достаточной кормовой базы (сорные растения и обилие членистоногих). Все эти условия присутствовали, так как в посевах доминировали ранние яровые зерновые культуры (твердые сорта пшеницы, ячмень), технологический цикл обработки которых не нарушал репродуктивный процесс дрофы. Также была большая доля залежных земель, где было достаточно корма и мест для укрытия (Trofimova et al., 2003). В конце XX – начале XXI в. численность заволжской популяции составляла около 6000 особей (Khrustov et al., 1997; Orarin et al., 2003). Поскольку структура посевных площадей меняется в зависимости от экономических условий (Trofimov et al., 2024), местообитания дроф также претерпевают изменения. В настоящее время в Заволжье мы наблюдаем трехпольную систему севооборота, при которой после озимых следуют посевы подсолнечника или другой масличной культуры, такой как сафлор (*Cárthamus tinctórius*), а после них будут пары, которые в течение посевного сезона неоднократно культивируются для уничтожения сорняков. Ранние яровые культуры (пшеница, ячмень) практически отсутствуют, залежные и целинные земли распаханы (Acreage of agricultural crops, 2021). Кормовая база претерпела существенные изменения (Orarina et al., 2023b). В результате этих преобразований после 2010 г. произошли качественные изменения в структуре местообитаний вида, и численность дроф стала резко снижаться, достигнув критических величин. За 20 лет численность дрофы на этой территории сократилась в 6 раз (Orarin et al., 2003, 2013; Orarina et al., 2008, 2023a). В настоящее время проведены учеты на всей территории Саратовской области, включая правобережье р. Волги, и в северной части Волгоградской области. Установлена численность дрофы 1500 – 2000 особей. Дрофы на этой территории находятся в период гнездования (с марта – апреля по октябрь – ноябрь). Зимуют в Крыму и северном Причерноморье. Пролетный путь лежит через Волгоградскую, Ростовскую, Запорожскую и Херсонскую области (Orarina et al., 2001; Watzke et al., 2001).

В Волгоградской области дрофа – гнездящийся, пролетный и не регулярно зимующий вид. Гнездовой ареал охватывает зону типчаково-ковыльных и сухих

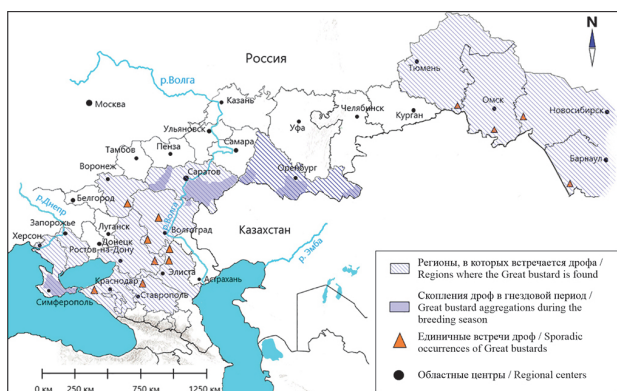


Рис. 2. Карта-схема распространения дрофы (*O. tarda tarda*) на территории Российской Федерации

Fig. 2. Distribution map of the Great bustard (*O. tarda tarda*) in the Russian Federation

степей на севере Волгоградского Заволжья. В настоящее время ареал сильно фрагментирован. Сохранилось 4 – 5 небольших изолированных очагов гнездования в Заволжье и 5 – 6 изолятов на правом берегу в бассейне Среднего Дона. Современная численность дрофы в области в гнездовой период оценивается в 300 – 350 взрослых птиц. Основные гнездовые группировки находятся в северной части Заволжья. На правом берегу в последние годы в гнездовой период дрофа отмечалась в районе хут. Рябовский и на сопредельных землях Ростовской области (КОТР «Дударевская степь», предполагается гнездование на Цимлянских и Арчединских песках). В Золотарях осенью бывают табунки до 30 – 40 птиц (Chernobay et al., 2011; Gugueva, Belik, 2013; Red Book of Volgograd Region, 2017).

В Оренбургской области дрофа встречается в нескольких районах на юге и юго-востоке области. Численность дрофы в области невелика, вероятно не больше сотни птиц (Kornev, Gavlyuk, 2019).

Несмотря на резкое снижение численности по всему ареалу на территории России, произошедшее в 1950-х гг., в начале 2010-х гг. дрофа по-прежнему встречается и гнездится на отдельных территориях в ряде южных и восточных районов Воронежской области. Самая крупная её группировка обитает в Калачеевском районе, граничащем с Волгоградской и Ростовской областями (Vengerov, 2015). Регистрируют находки дрофы в Ростовской области (Belik, 2014) и на границе Калмыкии и Ставропольского края. В Ставропольском крае спорадично гнездится на полях озимых зерновых. В период миграции и зимой образует скопления в северо-восточных районах края. В Республике Калмыкия во время миграции в основном встречаются одиночные птицы, изредка группы до 15 – 18 птиц (Red Book of the Republic of Kalmykia, 2013). В Краснодарском крае данных после 2007 г. нет. До этого времени встречалось не больше 2 десятков птиц (Red Data Book of Krasnodar Territory, 2017).

В Западной Сибири после начала 1960-х гг. дрофа практически полностью исчезла. В настоящее время, за исключением Омской области, дрофа нерегулярно отмечается в Западной Сибири (Курганская, Тюменская, Новосибирская области, Алтайский край) и в граничащих Северо-Казахстанской и Павлодарской областях Казахстана (Nefedov, 2022). В XXI в. единственные встречи за пределами Омской области в российской части региона были из Тюменской области. В Омской области после долгого отсутствия с 2000 г. отмечены около 20 особей (Nefedov, 2015, 2022). Зимуют, вероятнее всего, на юге Казахстана.

На территории Крыма дрофы встречаются как в гнездовой период, так и на зимовке (Andryushchenko, 2007). В Красной книге Республики Крым (Red Book of the Republic of Crimea, 2015) приводятся данные о численности дрофы в 200 особей. Исследований на этой территории недостаточно для оценки состояния и численности популяции.

Украина. На территории Украины встречаются как оседлые, так и мигрирующие популяции дрофы. Их численность снизилась с 520 – 680 особей в 2006 г. до 225 – 300 особей в 2020 г. (Beskaravainyi, 2015; Andryushchenko, 2020). Основными причинами являются утрата местообитаний, браконьерство, столкновения с ЛЭП и климатические изменения. В последние годы нет достоверных данных, касающихся состояния популяции дрофы на этой территории.

Центральная Европа. В странах Центральной Европы сокращение численности дрофы во второй половине XX в. происходило достаточно быстрыми темпами в результате комплекса факторов, из которых основным была интенсификация сельскохозяйственного производства. На примере Германии есть хорошая иллюстрация этого процесса в работе Т. Langgemach (2008), где численность дрофы в течение 30 лет с 3362 особей сократилась до 816 к 1970 г. и продолжала снижаться, пока не были предприняты меры по спасению и восстановлению популяции. В 1997 г. оставалось всего 57 дроф.

В настоящее время по результатам зимних учетов численности, проведенных в 2024 г., популяция увеличилась до 303 особей (LIFE Great Bustard..., 2024).

Подобные явления наблюдались и в других странах. В Австрии к концу XX в. численность дроф составляла 60 – 70 особей (Raab et al., 2010).

В последние годы европейские страны проводят синхронные зимние учеты численности дрофы.

Западно-Паннонская популяция (Австрия, Чехия, Венгрия, Словакия). Западно-Паннонская популяция выросла примерно на 7% по сравнению с 2022 г. и составляет на 2024 г. 681 особь (LIFE Great Bustard..., 2024).

Восточно-Паннонская популяция (Венгрия, Сербия, Румыния). На территории Венгрии, Сербии и Румынии, по данным, опубликованным в LIFE Great Bustard (2024), численность дроф составляет 1739 особей, таким образом, Восточно-Паннонская популяция увеличилась примерно на 16% с 2022 по 2024 г., что является наилучшим показателем по Центральной Европе в целом.

В Венгрии, Германии и Австрии популяции дроф в последние годы увеличиваются, благодаря активным действиям природоохранных структур и выполнению научных программ. В 2015 г. в Венгрии насчитывалось 1000 – 1200 особей, в Германии 90 – 100 и в Австрии 250 – 300 (BirdLife International..., 2017). К 2021 г. численность увеличилась в 1.5 раза.

По итогу, с 2017 по 2024 г. наблюдается увеличение численности популяции в Центральной Европе (Германия, Западно-Паннонская и Восточно-Паннонская популяции) примерно на 56%. К счастью, усилия по защите почти во всех странах Центральной Европы, где встречается дрофа, уже показывают краткосрочный успех.

Ожидается, что меры по сокращению столкновений на линиях электропередач в рамках проекта LIFE «Дрофа» приведут к дальнейшему росту популяции, особенно в среднесрочной и долгосрочной перспективе. Насколько фактически увеличатся три субпопуляции зависит в первую очередь от качества среды обитания (следовательно, в первую очередь от сельскохозяйственных мер), но, конечно, также от численности популяций хищников, например, рыжей лисицы, енотовидной собаки, орлана-белохвоста и могильника (LIFE Great Bustard..., 2024).

Великобритания. В Соединённом Королевстве реализуется программа реинтродукции дрофы, начатая в 2003 г., в рамках которой в 2021 г. было выпущено 67 особей (Kessler, 2022), а в 2022 г. – почти 100 особей, но в настоящее время эта популяция считается управляемой и пока не входит в состав оцениваемой мировой популяции (BirdLife International..., 2023).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Мировой охранный статус дрофы. Большая дрофа внесена в Приложение II к Конвенции о международной торговле видами дикой фауны и флоры, находящимися под угрозой исчезновения (СИТЕС). Дрофа внесена в Приложение I к Конвенции о мигрирующих видах в 2014 г. (Proposal for the inclusion..., 2014).

План действий по сохранению дрофы в Азии, подготовленный в рамках исполнения обязательств Конвенции по сохранению мигрирующих видов диких животных (CMS), предусматривает ряд рекомендуемых природоохранных мероприятий для сохранения её численности (Cancino, 2024).

Европейский план действий, опубликованный впервые в 1996 г., обновлен в 2009 г. (Nagy, 2009), адаптирован для Меморандума о взаимопонимании по популяциям в Центральной Европе (Nagy, 2018). План действий по сохранению дрофы для Марокко был разработан в 2016 г. (Conservation Strategy..., 2016), а в Турции план действий был опубликован в 2004 г. (Türkiye'nin Toyları..., 2004). Агроэкологические программы и программы управления земельными ресурсами были реализованы в Испании, Португалии, Австрии, Венгрии, Германии и Сербии.

Мониторинг популяций дрофы проводится во многих странах ареала, например, по всему Европейскому союзу (European Red List of Birds..., 2022), Турции (Karakaş et al., 2017), России (Oparina, Oparin, 2021; Oparina et al., 2023a). Охота на этот вид запрещена по всему его ареалу.

Проекты по искусственной инкубации, выращиванию птенцов и выпуску их в природные местообитания были созданы в Германии и Венгрии с 1970-х гг. Проект реинтродукции в Великобритании начался в 2003 г. с птенцов, импортированных из Российской Федерации, а позже яиц из Испании (Dawes, 2008), в результате чего сформировалась небольшая популяция (Burnside et al., 2012).

В 2004 – 2008 гг. в Венгрии был реализован проект «Живая природа» для этого вида с целью усиления охраны вида *in situ* (Bankovics, Lóránt, 2008). Другие проекты по спасению этого вида были реализованы в Испании, Португалии, Германии, Австрии и Словакии (LIFE Great Bustard..., 2022). Меры, предпринятые во многих европейских странах (Австрия, Германия, Венгрия) для спасения вида, дают хорошие результаты. Например, внедрение соответствующих агроэкологических схем, что является единственным способом повысить успешность размножения вида.

Было показано, что использование маркеров линий электропередач и использование подземных кабелей вместо надземных линий электропередач снижает смертность этого вида (Raab et al., 2012). Точные карты распространения вида (например, в Испании) помогают развитию инфраструктуры возобновляемых источников энергии (Palacín et al., 2023).

Несмотря на особый охранный статус по всему мировому ареалу, дрофа претерпела быстрое сокращение популяции из-за потери, деградации и фрагментации среды обитания в результате интенсификации сельского хозяйства и расширения промышленности (включая развитие энергетики), при этом изменение климата усугубляет эти последствия из-за увеличения частоты экстремальных погодных явлений и степных пожаров. Кроме того, незаконный отстрел и повышенный уровень хищничества способствуют сокращению численности, а расширение доступа

к местам обитания вида и их разделение за счёт расширения и модернизации дорожной сети усугубляют эти угрозы.

В статье продемонстрировано значительное сокращение численности вида в большинстве регионов мира, особенно в России и Китае. Однако в некоторых странах (Австрия, Венгрия, Германия) наблюдается рост. Общая тенденция указывает на глобальное сокращение популяции, что требует дальнейшего изучения причин и мер по сохранению вида.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

Abdulkarimi R. The great bustard *Otis tarda tarda* is faced with extinction in Iran. *Sandgrouse*, 2022, vol. 44, iss. 1, pp. 14–18.

Abdulkarimi R., Abbasnejad H., Ahmadi M., Barati A. A Note on Breeding of the Great Bustard *Otis tarda* in Sootav Plain, Boukan, Northwestern Iran. *Podoces*, 2010, vol. 5, no. 2, pp. 104–106.

Acreage of agricultural crops. In: *Edinaia mezhvedomstvennaia informatsionno-statisticheskaya sistema* [Unified Interdepartmental Information and Statistical System]. Moscow, 2021. Available at: <https://www.fedstat.ru/indicator/31328> (accessed December 7, 2021) (in Russian).

Alonso J. C., Palacín C. The world status and population trends of the Great Bustard (*Otis tarda*): 2010 update. *Avian Research*, 2010, vol. 1, iss. 2, pp. 141–147. <https://doi.org/10.5122/cbirds.2010.0007>

Alonso J. C., Palacín C. Alarming decline of the great bustard *Otis tarda* world population over the last two decades. *Bird Conservation International*, 2022, vol. 32, iss. 4, pp. 523–530. <https://doi.org/10.1017/S095927092200003X>

Alonso J. C., Palacín C., Martín C. A. Status and recent trends of the great bustard (*Otis tarda*) population in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 2003, vol. 110, iss. 2, pp. 185–195. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00188-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00188-X)

Ambarlı D., Zeydanlı U., Balkiz Ö., Aslan S., Karaçetin E., Sözen M., Ilgaz Ç., Gürsoy-Ergen A., Lise Y., Çağlayan S., Welch H., Welch G., Turak A., Bilgin C., Özkil A., Vural M. An overview of biodiversity and conservation status of steppes of the Anatolian biogeographical region. *Biodiversity and Conservation*, 2016, vol. 25, iss. 12, pp. 2491–2519. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1172-0>

Andryushchenko Y. A. The Great Bustard in southern Ukraine. *Bustard Studies*, 2007, vol. 6, pp. 111–129.

Andryushchenko Yu. A. Threats for wintering Great bustards in southern Ukraine. In: *Ornithological Research in the Countries of Northern Eurasia: Abstracts of the XV International Ornithological Conference of Northern Eurasia, dedicated to the memory of Academician M. A. Menzbir (165th anniversary of his birth and 85th anniversary of his death)*. Minsk, Belaruskaya nauvuka, 2020, pp. 40–41 (in Russian).

Bankovics A., Lóránt M. Conservation of *Otis tarda* in Hungary. *Layman's Report*. Budapest, MME BirdLife Hungary Publ., 2008. 20 p.

Barati A., Amerifar A. A. On the status of the Great Bustard, *Otis tarda* Linnaeus, 1758 (Aves: Otidae) in Kurdistan Province, Iran. *Zoology in the Middle East*, 2008, vol. 43, iss. 1, pp. 41–48. <https://doi.org/10.1080/09397140.2008.10638267>

Belik V. P. Great bustard. *Red Data Book of the Rostov Region. Vol. 1. Animals. 2nd ed.* Rostov-on-Don, Ministry of Natural Resources and Ecology of the Rostov region Publ., 2014, pp. 1066–1071 (in Russian).

Berezovikov N. N. Problems of conservation of wintering Great bustards *Otis tarda* in Kazakhstan. *The Russian Journal of Ornithology*, 2016, vol. 25, express-iss. 1367, pp. 4506–4509 (in Russian).

Berezovikov N. N., Filimonov A. N., Shmygalev S. S. Wintering of the Great bustard *Otis tarda* in Almaty oblast in the 2015/16 year. *The Russian Journal of Ornithology*, 2016, vol. 25, express-iss. 1367, pp. 4501–4504 (in Russian).

Berezovikov N. N., Levinsky Yu. P. Wintering of the Great bustard *Otis tarda* in Alakol depression in 2004/2005. *The Russian Journal of Ornithology*, 2005, vol. 14, express-iss. 289, pp. 489–491 (in Russian).

Beskaravainyi M. M. Great Bustard. In: *Red Book of the Republic of Crimea. Animals*. Simferopol, PP “ARIAL” LLC, 2015, pp. 334 (in Russian).

BirdLife International: *Otis tarda*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 2017, article no. e.T22691900A119044104. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22691900A119044104.en>.

BirdLife International: *Otis tarda*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 2023, article no. e.T22691900A226280431. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2023-1.RLTS.T22691900A-226280431.en>

Burnside R. J., Carter I., Dawes A., Waters D., Lock L., Goriup P., Székely T. The UK great bustard *Otis tarda* reintroduction trial: A 5-year progress report. *Oryx*, 2012, vol. 46, iss. 1, pp. 112–121. <https://doi.org/10.1017/s0030605311000627>

Cancino X. *CMS Concerted Action for the Great Bustard in Asia: Implementation Report and Extension Proposal, Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals*. 2024. Available at: <https://coilink.org/20.500.12592/534ii7c> (accessed March 26, 2025).

Chernobay V. F., Mazina O. V., Sokhina E. N. Dynamics of the number of the Volgograd region Great bustard. In: *Study and Conservation of Natural Landscapes: Collection of articles of the International Scientific and Practical Conference dedicated to the 80th anniversary of the Volgograd State Social and Pedagogical University and the Natural Geography Department of VGSPU*. Moscow, Planeta, 2011, pp. 77–82 (in Russian).

Conservation Strategy and Action Plan for the Great Bustard (Otis tarda) in Morocco 2016–2025. Malaga, IUCN / HCEFLD, 2016. 48 p. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2015.SSC-AP.10.en>

Daves A. Release and monitoring in the UK Great Bustard reintroduction project. *Bustard Studies*, 2008, vol. 7, pp. 69–80.

European Red List of Birds 2021. Luxembourg, European Union Publ., 2022. 72 p.

Gugueva E. V., Belik V. P. Results of the inventory of rare birds in Volgograd region. *Problems and Outlook of Bird Conservation in Russia. Proceedings of the All-Russian Conference, dedicated to the 20th anniversary of Russian Bird Conservation Union*. Moscow, Makhachkala, Russian Bird Conservation Union, 2013, pp. 68–73 (in Russian).

Karakaya M., Karataş M., Özelmaz Ü. Agricultural pesticides used in Eskişehir and Kütahya population areas of great bustard (*Otis tarda* Linnaeus, 1758). *Commagene Journal Biology*, 2017, vol. 1, iss. 1, pp. 25–30. <https://doi.org/10.31594/commagene.392116>

Kashkarov R. D., Mitropolskaya Y. O., Ten A. G. The historical and current status of the Great Bustard *Otis tarda tarda* in Uzbekistan, a key winter refuge. *Sandgrouse*, 2022, vol. 44, iss. 1, pp. 26–34.

Kashkarov R. D., Ten A., Mitropolskaya Y. O., Soldatov V. Changes in the modern range of the Great Bustard *Otis tarda* in Uzbekistan under the influence of agricultural transformation of landscapes and climate. *Geography, Environment, Sustainability*, 2023, vol. 1, iss. 16, pp. 140–149. <https://DOI-10.24057/2071-9388-2022-091>

Kessler M. Modern status of the Great bustard in Central Asia and steps to its conservation. *Steppe Bulletin*, 2016, no. 46, pp. 61–72 (in Russian).

Kessler M. Status of the western Great bustard *Otis tarda tarda* in Asia and its significance to an updated estimate of the global population of Great bustards. *Sandgrouse*, 2022, vol. 44, iss. 1, pp. 6–12.

Kessler M., Batbayar N., eds. *Revised Action Plan for the Great Bustard in Asia. CMS Technical Series Publication*, 2023, no. 48, pp. 1–87.

Kessler M., Bidashko F. G. The historically abundant Great Bustard *Otis tarda tarda* is almost extirpated from western Kazakhstan. *Sandgrouse*, 2022, vol. 44, iss. 1, pp. 35–39.

Kessler M., Smith A. T. The status of the Great Bustard (*Otis tarda tarda*) in Central Asia: From the Caspian Sea to the Altai. *Aquila*, 2014, vol. 121, pp. 115–132.

Khrustov A. V., Oparina O. S., Oparin M. L., Zemlyanoy V. L. State of the great bustard population in the Saratov region. *Steppe of Eurasia: Proceedings of the International Symposium*. Orenburg, Institute of Steppe of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences Publ., 1997, pp. 120–121 (in Russian).

Kornev S. V., Gavlyuk E. V. Great bustard *Otis tarda tarda* Linnaeus, 1758. In: *Red Data Book of the Orenburg Region. Rare and Endangered Species of Animals, Plants and Fungi*. Voronezh, Mir, 2019, pp. 147–148.

Koshkin M., Timoshenko A., Salemgareev A. The diminished status of the Great Bustard *Otis tarda tarda* in central Kazakhstan. *Sandgrouse*, 2022, vol. 44, iss. 1, pp. 35–39.

Kulagin S. Status of the Great Bustard *Otis tarda tarda* in Kyrgyzstan. *Sandgrouse*, 2022, vol. 44, iss. 1, pp. 83–85.

Langgemach T. Artificial incubation and rearing methods in the German Great Bustard (*Otis tarda*) conservation programme. *Bustard Studies*, 2008, vol. 7, pp. 5–17.

LIFE Great Bustard: Results of the “2nd Synchronous Winter Count of the Great Bustard in Central Europe on the 17th & 18th of January 2021” within the LIFE project “Great Bustard” (extended period 11th – 24th of January 2021). 2021. 8 p. Available at: https://www.grosstrappe.at/files/content/pdfs/LIFE_Great_Bustard_Winter_Count_2021.pdf (accessed March 26, 2024).

LIFE Great Bustard: Results of the “3rd Synchronous Winter Count of the Great Bustard in Central Europe on the 14th & 15th of January 2022” within the LIFE project “Great Bustard” (extended period 14th – 19th of January 2022). 2022. 8 p. Available at: https://www.grosstrappe.at/files/content/Presse_2022/LIFE_Great_Bustard_Winter_Count_2022.pdf (accessed March 26, 2024).

LIFE Great Bustard: Results of the “4th Synchronous Winter Count of the Great Bustard in Central Europe on the 13th & 14th of January 2024” within the LIFE project “Great Bustard” (extended period 10th – 17th of January 2024). 2024. 8 p. Available at: https://www.grosstrappe.at/files/content/Presse_2024/LIFE_Great_Bustard_Winter_Count_2024.pdf (accessed March 26, 2024).

Muratov R. S., Talbonov K. M. The near-extirpation of the Great Bustard *Otis tarda tarda* as a wintering and breeding species in Tajikistan. *Sandgrouse*, 2022, vol. 44, iss. 1, pp. 80–82.

Nagy S. *International Single Species Action Plan for the Western Palearctic Population of Great Bustard, Otis tarda tarda*. Brussels, BirdLife International, 2009. 44 p.

Nagy S. *International Single-Species Action Plan for the Western Palearctic Population of Great Bustard, Otis tarda tarda. Version adapted for the Memorandum of Understanding on the Conservation and Management of the Middle-European Population of the Great Bustard (Otis tarda)*. Brandenburg, BirdLife International, 2018. 50 p.

Nefedov A. A. Bustards Otidae in the Omsk oblast. *The Russian Journal of Ornithology*, 2015, vol. 24, express-iss. 1099, pp. 300–306 (in Russian).

Nefedov A. A. The urgent need for a transboundary steppe sanctuary to secure the last Great Bustard *Otis tarda tarda* populations in western Siberia and northern Kazakhstan. *Sandgrouse*, 2022, vol. 44, iss. 1, pp. 86–96.

Oparin M. L., Kondratenkov I. A., Oparina O. S. Abundance of the Transvolga population of Great bustard (*Otis tarda* L.). *Biology Bulletin*, 2003, vol. 30, iss. 6, pp. 562–569. <https://doi.org/10.1023/B:BIBU.0000007712.36270.8a>

Oparin M. L., Oparina O. S., Kondratenkov I. A., Mamaev A. B., Piskunov V. V. Factors causing long-term dynamics in the abundance of the Trans-Volga great bustard (*Otis tarda* L.) population. *Biology Bulletin*, 2013, vol. 40, iss. 10, pp. 843–853. <https://doi.org/10.1134/S1062359013100063>

Oparina O. S., Oparin M. L. *Otis tarda tarda* (Linnaeus, 1758). *Red Data Book of the Russian Federation. Animal. The second ed.* Moscow, VNI Ekologiya, 2021, pp. 695–697 (in Russian).

Oparina O. S., Litzbarski H., Oparin M. L., Watzke H., Khrustov A. V. First results on the migration of great bustard of the Saratov Volga region, obtained by satellite telemetry. In: *Actual Problems of Study and Protection of Birds of Eastern Europe and Northern Asia: Proceedings of the International Conference (XI Ornithological Conference)*. Kazan, Maibugat yorty, 2001, pp. 480–481 (in Russian).

Oparina O. S., Oparin M. L., Khrustov A. V. Recent trends in the number change of Great bustard on its display sites (leks) in the Trans-Volga region. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2008, no. 4, pp. 317–324 (in Russian).

Oparina O. S., Oparin M. L., Surov A. V. The current land use and its impact on the great bustard (*Otis tarda*) population in the Saratov province of Russia. *Aquila*, 2014, vol. 121, pp. 107–113.

Oparina O. S., Kondratenkov I. A., Oparin M. L., Mamayev A. B., Trofimova L. S. Trans-Volga Great bustard (Otididae, Aves) population abundance dynamics. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2015, no. 4, pp. 422–430 (in Russian).

Oparina O. S., Kondratenkov I. A., Oparin M. L., Mamaev A. B., Trofimova L. S. Abundance dynamics of the Trans-Volga great bustard (Otididae, Aves) population. *Biology Bulletin*, 2016, vol. 43, iss. 10, pp. 1428–1433. <https://doi.org/10.1134/S1062359016100125>

Oparina O. S., Oparin M. L., Mamaev A. B., Oparina A. M. Abundance and demographic structure of the great bustard (*Otis tarda*) (Otididae, Aves) population at lek areas in the Saratov and Volgograd Trans-Volga region. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2023a, no. 4, pp. 454–465 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2023-4-454-465>

Oparina O. S., Oparin M. L., Oparina A. M. State of the forage base of the great bustard during nesting in the Saratov Volga region. In: Melnikov V. N., ed. *Actual Problems of Bird Conservation in Russia: Proceedings of the All-Russian scientific and practical conference devoted to the 30th anniversary of the Russian Bird Conservation Union*. Makhachkala, Alef, 2023b, pp. 42–45 (in Russian).

Özgencil I. K., Akarsu F., Karatas M. M., Gursay-Ergen A., Saygili-Yigit F., Karakaya M., Soyluer M. Current status of great bustard *Otis tarda* in Turkey: Population size, distribution, movements, and threats. *Bird Conservation International*, 2022, vol. 32, iss. 4, pp. 531–543. <https://doi.org/10.1017/S0959270921000289>

Palacín C., Farias I., Alonso J. C. Detailed mapping of protected species distribution, an essential tool for renewable energy planning in agroecosystems. *Biological Conservation*, 2023, vol. 277, article no. 109857. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109857>

Proposal for the inclusion of the global population of the Great bustard (Otis tarda) in CMS Appendix I. Convention on Migratory Species. Quito, Ecuador, 2014. 13 p.

Raab R., Kollar H. P., Winkler H., Faragó S., Spakovszky P., Chavko J., Maderic B., Škorpíková V., Patak E., Wurm H., Julius E., Raab S., Schütz C. Die Bestandsentwicklung der westpannonischen Population der Großtrappe, *Otis tarda* Linnaeus 1758, von 1900 bis zum Winter 2008/2009. *Egretta*, 2010, Bd. 51, S. 74–99.

Raab R., Schütz C., Spakovszky P., Julius E., Schulze C. H. Underground cabling and marking of power lines: Conservation measures rapidly reduced mortality of West-Pannonian Great Bustards *Otis tarda*. *Bird Conservation International*, 2012, vol. 22, iss. 3, pp. 299–306. <https://doi.org/10.1017/S0959270911000463>

Red Book of the Republic of Crimea. Animals. Simferopol, PP “ARIAL” LLC, 2015. 440 p. (in Russian).

Red Book of the Republic of Kalmykia. In 2 volumes. Vol. 1. Animals. Elista, Dzhangar, 2013. 200 p. (in Russian).

- Red Book of Volgograd Region. In 2 volumes. Vol. 1. Animals.* Voronezh, Izdat-Print, 2017. 216 p. (in Russian).
- Red Data Book of Krasnodar Territory. Animals. 3rd ed.* Krasnodar, Krasnodar Krai Administration, 2017. 720 p. (in Russian).
- Red Data Book of the Russian Federation. Animal.* Moscow, Astrel, 2001. 860 p. (in Russian).
- Red Data Book of the Russian Federation. Animal. The second ed.* Moscow, VNI Ekologiya, 2021. 1128 p. (in Russian).
- Rocha P., Morales M. B., Moreira F. Nest site habitat selection and nesting performance of the Great Bustard *Otis tarda* in southern Portugal: Implications for conservation. *Bird Conservation International*, 2013, vol. 23, iss. 3, pp. 323–336. <https://doi.org/10.1017/S0959270912000202>
- Rustamov A. K., Kovshar A. F., eds. *The Birds of Middle Asia (in 5 volumes)*. Almaty, Kazakhstan Bird Conservation Union, 2007, vol. 1. 574 p. (in Russian).
- Rustamov E. A. The Great Bustard *Otis tarda tarda* is critically endangered in Turkmenistan. *Sandgrouse*, 2022, vol. 44, pp. 19–25.
- Shakula G., Shakula F., Baskakova S., Kessler M. Southern Kazakhstan is crucial to the survival of Central Asia's remaining Great Bustard *Otis tarda tarda* populations. *Sandgrouse*, 2022a, vol. 44, iss. 1, pp. 44–58.
- Shakula G., Shakula F., Baskakova S., Kessler M. A comprehensive review of records shows eastern Kazakhstan has multiple opportunities to conserve the Great Bustard *Otis tarda tarda* year-round. *Sandgrouse*, 2022b, vol. 44, iss. 1, pp. 59–75.
- Spakovszky P., Raab R. Impact of agriculture irrigation on the habitat structure and use by great bustard (*Otis tarda*) in a Natura 2000 site. *Ornis Hungarica*, 2020, vol. 28, iss. 2, pp. 74–84. <https://doi.org/10.2478/orhu-2020-0018>
- Ten A. G., Tulayev J. A., Soldatov V. A., Khaydarov A. Wintering grounds of Great Bustard *Otis tarda* in the Jizzakh region and threats. *Zoological Science of Uzbekistan: Modern Problems and Development Prospects. Materials of II National Science Conference*. Tashkent, FAN, 2020, pp. 281–283 (in Russian).
- Trofimov I. A., Trofimova L. S., Yakovleva E. P. Maps of agrolandscape and ecological zoning of natural and natural-agricultural ecosystems of the Russian Federation. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2024, no. 3, pp. 372–382 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2024-3-372-382>
- Trofimova L. S., Oparina O. S., Oparin M. L. Vegetative cloak of potential bustard nesting sites in the Saratov region. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2003, no. 3, pp. 266–277 (in Russian).
- Türkiye'nin Toyları. Toy Ulusal Eylem Planı*. Ankara, Doğa Derneği, 2004. 62 p.
- Vadász C., Lóránt M. Key mortality causes of the Great Bustard (*Otis tarda*) in Central Hungary: An analysis of known fatalities. *Ornis Hungarica*, 2014, vol. 22, pp. 32–41.
- Vengero P. D. Agricultural land use and condition of the steppe vertebrate fauna in Voronezh oblast since 1991. *The Russian Journal of Ornithology*, 2015, vol. 24, express-iss. 1100, pp. 327–339 (in Russian).
- Wang M., Yang W. The diminishing status of the Great Bustard *Otis tarda tarda* in Xinjiang province, north-west China. *Sandgrouse*, 2022, vol. 44, iss. 1, pp. 97–100.
- Wang M., González M. A., Yang W., Neuhaus P., Blanco-Fontao B., Ruckstuhl K. E. The probable strong decline of the great bustard *Otis tarda tarda* population in north-western China. *Ardeola*, 2018, vol. 65, pp. 291–297. <https://doi.org/10.13157/arla.65.2.2018.sc2>
- Watzke H., Litzbarski H., Oparina O. S., Oparin M. L. Der Zug Großtrappen *Otis tarda* aus der Region Saratov (Russland) erste Ergebnisse der Satelliten telemetrie im Rahmeneines Schutz projectes. *Die Vogelwelt*, 2001, Bd. 122, no. 2, S. 89–94.
- Zhuo Y., Kessler M., Muyang W., Xu W., Xu F., Yang W. Habitat suitability assessment for the great bustard *Otis tarda tarda* in Tacheng Basin, Western China. *Global Ecology and Conservation*, 2021, vol. 32, article number e01926. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01926>

Current status of the world population of the Great bustard (*Otis tarda tarda*) (Otididae, Aves) within its range

A. M. Oparina ^{1✉}, O. S. Oparina ²

¹ Peter the Great St. Petersburg Polytechnic University
29 Polytechnicheskaya St., Saint Petersburg 195251, Russia

² Saratov Branch of A. N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution, Russian Academy of Sciences
24 Rabochaya St., Saratov 410028, Russia

Received: January 5, 2025 / revised: January 29, 2025 / accepted: January 30, 2025 / published: July 24, 2025

Abstract. The paper reviews the current distribution, status, and abundance of the nominate subspecies of Great bustard (*Otis tarda tarda* L.) within its global range. A distribution map of the Great bustard is provided based on a review of literature data on the abundance and trends in different parts of the range for the period from 2010 to 2025. According to available data, the total population size is estimated at 29,600 to 33,000 birds. Possible causes for the decline in the Great bustard numbers in different countries are discussed. The status of this species in the Russian Federation is described, with an emphasis on the Saratov and Volgograd regions, where it occurs during its nesting season. A distribution map of the European subspecies of bustards in the Russian Federation is provided. The regions of the Russian Federation are described where this species is currently found, its habitats used during the breeding season, and the routes of its migration to and from its wintering grounds. The total population of bustards in the Russian Federation is estimate as 2500 individuals, but this number is approximate since it is based on different counting methods, including both detailed and comprehensive surveys of entire territories and expert assessments. The main threats to bustard populations in the Russian Federation are the intensification of agricultural production through the use of chemicals, the development of fallow fields and virgin lands to cultivate more oilseeds and winter grain crops, collisions with overhead power lines, and illegal hunting. A significant negative role during the bustard nesting period is played by the high number of predatory mammals and birds of prey, such as the white-tailed eagle.

Keywords: *Otis tarda tarda*, conservation status, habitat, numbers, Red Data Book, limiting factors

Ethics approval and consent to participate. This paper does not contain any studies involving human participants or animals performed by any of the authors.

Conflict of interest: The authors have declared that no competing interests exist.

For citation: Oparina A. M., Oparina O. S. Current status of the world population of the Great bustard (*Otis tarda tarda*) (Otididae, Aves) within its range. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2025, no. 2, pp. 165–182 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-165-182>

✉ *Corresponding author.* Higher School of Hydraulic and Power Engineering Construction, Peter the Great St. Petersburg Polytechnic University, Russia.

ORCID and e-mail addresses: Anna M. Oparina: <https://orcid.org/0000-0002-2043-1866>, oparina_am@spbstu.ru; Olga S. Oparina: <https://orcid.org/0000-0001-5581-4122>, otis07@mail.ru.

Оригинальная статья

УДК 53.047:537.8:574.24:615.8

<https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-183-196>

ВЛИЯНИЕ НИЗКОИНТЕНСИВНОГО ЭЛЕКТРОМАГНИТНОГО ПОЛЯ НА ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ РАЧКОВ *DAPHNIA MAGNA* STRAUS (DAPHNIDAE, CRUSTACEA) К СОЛЯМ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ПРИМЕРЕ БИХРОМАТА КАЛИЯ И СУЛЬФАТА КАДМИЯ

Г. К. Папоян ^{1✉}, В. И. Юсупов ², Д. М. Гершкович ¹, В. А. Терехова ^{1,3}

¹ Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова

Россия, 119234, г. Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12

² Институт фотонных технологий ККИФ НИЦ «Курчатовский институт»

Россия, 108840, Москва, г. Троицк, ул. Пионерская, д. 2

³ Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН

Россия, 119071, г. Москва, Ленинский проспект, д. 33

Поступила в редакцию 15.07.2024 г., после доработки 26.12.2024 г., принята 26.12.2024 г., опубликована 24.07.2025 г.

Аннотация. Исследовали влияние низкоинтенсивного электромагнитного поля (ЭМП) на чувствительность *Daphnia magna* Straus, 1820 к двум модельным токсикантам – бихромату калия $K_2Cr_2O_7$ и сульфату кадмия $3CdSO_4 \cdot 8H_2O$. Использовали два режима воздействия ЭМП с частотой 30 МГц: с постоянной амплитудой и в режиме амплитудной манипуляции (АМ) меандром с частотой 50 Гц. О влиянии ЭМП на чувствительность дафний судили по изменению выживаемости рачков, помещенных в растворы токсикантов после воздействия ЭМП. Различия в чувствительности дафний, облученных ЭМП, к исследуемым токсикантам проявлялись в динамике снижения выживаемости в растворах солей в течение 96 ч экспозиции. Наиболее заметными были различия между эффектами воздействия кадмия и бихромата на рачков, облученных в режиме АМ. С целью анализа наследования признаков проведено сравнение эффектов тяжелых металлов на выживаемость потомства у непосредственно облученных самок (серия I) и необлученного ЭМП потомства облученных самок (серия II). Потомство дафний от облученных самок (серия II) характеризовалось более высокой устойчивостью к токсикантам по сравнению с серией I. Для объяснения повышенной устойчивости потомства облученных рачков обсуждается возможность запуска адаптивных механизмов к повреждающему информационному воздействию ЭМП на генетический материал самок.

Ключевые слова: *Daphnia magna*, выживаемость, тяжелые металлы, постоянное электромагнитное поле, амплитудно-модулированное поле, острая токсичность, эффективные концентрации

✉ Для корреспонденции. Кафедра общей экологии и гидробиологии биологического факультета Московского государственного университета имени М. В. Ломоносова.

ORCID и e-mail адреса: Папоян Геворг Камоевич: <https://orcid.org/0009-0005-5160-4730>, geva1391@mail.ru; Юсупов Владимир Исаакович: <https://orcid.org/0000-0002-9438-6295>, iouss@yandex.ru; Гершкович Дарья Михайловна: <https://orcid.org/0000-0003-3993-4436>, rapirus451@yandex.ru; Терехова Вера Александровна: <https://orcid.org/0000-0001-9121-639X>, vterekhova@gmail.com.

Финансирование. Работа частично проведена в рамках государственного задания НИЦ «Курчатовский институт» (калибровка аппарата для воздействия ЭМП на живые системы и отработка методики). Экоотоксикологические исследования (воздействие хрома и кадмия на гидробионты) при финансовой поддержке Минобрнауки (соглашение № 075-15-2024-5460096-223-2023). Культивирование и облучение ракообразных проводилось на базе МГУ имени М. В. Ломоносова в рамках Государственного задания МГУ имени М. В. Ломоносова (тема № 121032300131-9) «Экологическая физиология водных микро- и макроорганизмов и влияние на них потенциально вредоносных природных и антропогенных факторов среды».

Соблюдение этических норм. Все применимые международные, национальные и/или институциональные принципы ухода и использования животных были соблюдены.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Для цитирования. Папоян Г. К., Юсупов В. И., Гершкович Д. М., Терехова В. А. Влияние низкоинтенсивного электромагнитного поля на чувствительность рачков *Daphnia magna* Straus (Daphniidae, Crustacea) к солям тяжелых металлов на примере бихромата калия и сульфата кадмия // Поволжский экологический журнал. 2025. № 2. С. 183 – 196. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-183-196>

ВВЕДЕНИЕ

Исследования воздействий антропогенной нагрузки на водные экосистемы не теряют своей актуальности. На протяжении многих десятилетий и в настоящее время большое внимание уделяется загрязнению тяжелыми металлами (ТМ), как наиболее распространенным поллютантам окружающей среды, представляющим серьезную угрозу как устойчивому функционированию природных экосистем, так и здоровью человека. Тяжелые металлы, такие как хром и кадмий, относящиеся ко II и I классам опасности, находятся под особым контролем аналитических лабораторий производственных предприятий и природоохранных органов. Количественный химический анализ этих элементов, проводимый по стандартным методикам (Methodology..., 2013, 2016), включается во все программы мониторинга окружающей среды и области аккредитации многих лабораторий (Vodyanitsky, 2008).

Соединения кадмия способны провоцировать образование активных форм кислорода (АФК), которые, в свою очередь, могут привести к повреждению ДНК через модуляцию экспрессии генов и снижению активности белков, вовлеченных в антиоксидантную защиту клеток (Bertin, Averbek, 2006). В научной литературе подчеркивается опасность кадмия как ингибитора процессов репарации генетического материала клетки (Hoeijmakers, 2001).

Бихромат калия широко используется в экологической токсикологии в качестве стандартного токсиканта в исследованиях на острую токсичность (Gopi et al., 2012). Соединения хрома (VI) способны индуцировать онкологические заболевания, а также оказывать токсическое воздействие на выделительную систему органов человека (Sigel et al., 2005). Исследованиями показано, что токсичность бихромата калия для рачков может изменяться в зависимости от условий среды: наличие донных грунтов снижает токсический эффект (Medyankina et al., 2006).

Вместе с тем, в связи с тысячекратным возрастанием антропогенного вклада в естественный электромагнитный фон биосферы (Garochka et al., 2012), исследования сочетанного воздействия низкоинтенсивного электромагнитного поля (ЭМП) и тяжелых металлов на водные биосистемы становятся особенно актуальными и интересными.

В качестве чувствительной тест-культуры для установления норм предельно допустимых концентраций токсикантов используются ветвистоусые ракообразные – дафнии. Основным показателем тест-функции в таких исследованиях служит процент выживаемости в исследуемой выборке рачков (Stroganov et al., 1979; Filenko, Mikheeva, 2007).

Цель работы заключалась в оценке и сравнении эффектов токсического воздействия хрома и кадмия на облученных ЭМП и не облученных ракообразных, а также на их потомство.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В качестве объекта исследования была использована синхронизированная лабораторная культура *D. magna*, широко применяемая на протяжении десятилетий и поныне в биотестировании для оценки токсичности природных и техногенных сред (Stroganov et al., 1979; Filenko, Mikheeva, 2007; Martins et al., 2007; Methodology..., 2007; Methodological Guidelines..., 2009; Testing of Chemicals..., 2014).

Эксперименты проводили в соответствии с утвержденными стандартными методиками (Methodology..., 2007). Культуру выращивали в климатостате модели ВЗ производства ООО «Энерголаб» (Россия) при постоянной температуре 22°C, освещенности 0.2 мВт/см² с чередованием дня и ночи 12:12 ч. В качестве корма использовали суспензию зеленых водорослей *Chlorella* sp.

Источником излучения служил оригинальный генератор ЭМП, который применяли в исследованиях ранее (Рароуан et al., 2017, 2018a, b). Оценивали влияние ЭМП низкоинтенсивного радиочастотного диапазона с частотой 30 МГц, напряженностью магнитного поля 0.44 А/м и плотностью потока энергии 73 Вт/м².

В опытах использовали рачков не старше 24 ч. Облучение проводили в чашках Петри с высотой водяного столба 0.5 см. В качестве контроля использовали дафний из того же помета, что и опытные, но не подвергшиеся влиянию ЭМП. После экспозиции подопытных и контрольных рачков помещали в стаканы из расчета 5 особей на 50 мл воды, с 4-кратной повторностью каждого из вариантов, согласно методике проведения острых экспериментов.

Для изучения действия ЭМП на дафний часть рачков перед помещением в среду с токсикантом экспонировали в ЭМП в течение 10000 с. Воздействие ЭМП испытывали в двух режимах: с постоянной амплитудой («постоянное ЭМП») и в режиме амплитудной манипуляции выходного сигнала меандром с частотой 50 Гц, при котором периоды с ЭМП постоянной амплитуды с частотой 30 МГц чередуются с такими же по длительности периодами без ЭМП («амплитудно-модулированное ЭМП»).

Эксперимент включал контрольную выборку, которая не подвергалась никаким воздействиям и находилась в чистой культивационной воде, использованной

также для приготовления растворов солей тяжелых металлов. Эта группа наблюдалась одновременно с экспериментальными. Другая контрольная выборка была представлена необлученными дафниями, экспонированными в токсиканте.

Токсиканты были представлены растворами бихромата калия в концентрациях 0.5, 0.1, 1.25, 1.5 и 1.75 мг/л и сульфата кадмия в концентрациях 0.05, 0.1, 0.15, 0.2 и 0.25 мг/л.

Исследование включало две серии экспериментов. Эксперимент проводился в двух сериях. В I серии эксперимента – в среду с токсикантом помещались облученные односуточные рачки, перенесенные в эту среду непосредственно после экспозиции в ЭМП.

Во II серии эксперимента в среду с токсикантом помещали необлученных односуточных рачков первого поколения, родители которых были подвержены облучению в возрасте не старше 24 ч.

Подсчет выживших рачков в экспериментах проводили через 24, 48, 72 и 96 ч экспозиции в растворах токсиканта.

На основании учета выживших рачков определяли полуэффективную концентрацию токсиканта ($ЭК_{50}$), при которой наблюдалась 50%-я гибель анализируемой выборки рачков.

Статистическую значимость полученных отличий между опытными и контрольными выборками оценивали с помощью *U*-критерия Манна – Уитни (уровень значимости 0.05). Для демонстрации разброса данных использовали стандартное отклонение. Статистические расчеты были произведены с помощью программы Past 3. 12 (Hammer et al., 2001).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Эффект ЭМП на чувствительность дафний к бихромату калия. Тест-культура дафний оказалась достаточно чувствительной к воздействию модельного токсиканта – $K_2Cr_2O_7$. При изучении влияния ЭМП на чувствительность к бихромату калия выявлены различия в выживаемости непосредственно облученных ЭМП рачков (серия I) и рачков, представлявших необлученное потомство от облученных самок (серия II). Влияние ЭМП проявилось в модификации чувствительности в определенные периоды наблюдений в зависимости от режимов обработки ЭМП.

Действие бихромата калия на облученных ЭМП рачков (I серия эксперимента). Воздействие ЭМП проявилось в изменении чувствительности дафний к бихромату калия. Судя по значениям полуэффективных концентраций, рассчитанных в разные сроки экспозиции в растворе $K_2Cr_2O_7$, повышенная чувствительность к токсиканту рачков наиболее отчетливо выражена через 24 ч. Как следует из данных, представленных в табл. 1, по сравнению с контрольной выборкой (без воздействия ЭМП) через сутки $ЭК_{50}$ токсиканта снизилась почти в 2 раза в выборке особей, облученных как в режиме постоянного ЭМП, так и в амплитудно-модулированного ЭМП (с 2.98 до 1.56 и 1.46 мг/л соответственно).

В более поздние сроки наблюдений эти различия сгладились. Значения $ЭК_{50}$ между разными режимами ЭМП статистически не различались.

Таблица 1. Полуэффективная концентрация ($ЭК_{50}$) бихромата калия (мг/л) для *D. magna* при разных режимах и продолжительности воздействия низкоинтенсивного электромагнитного поля (ЭМП) (I серия экспериментов)

Table 1. Semi-effective concentration (EC_{50}) of potassium bichromate (mg/L) for *D. magna* under different modes and durations of exposure to low-intensity electromagnetic fields (EMF) (I series of experiments)

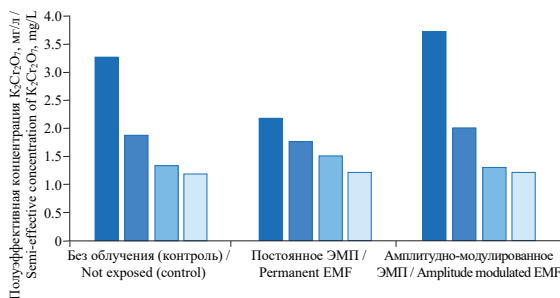
Продолжительность экспозиции, ч / Exposure time, h	Тип экспозиции в ЭМП / Exposure type of EMF		
	Без облучения (контроль) / Not exposed (control)	Постоянное ЭМП / Permanent EMF	Амплитудно-модулированное ЭМП / Amplitude modulated EMF
24	2.98	1.56	1.46
48	1.43	1.13	1.18
72	1.14	1.06	1.18
96	1.07	<0.5	<0.5

Действие бихромата калия на необлученное потомство облученных самок (II серия эксперимента). При наблюдении в аналогичных условиях за дафниями, родившимися от облученных самок (серия II), наибольшие отличия были хорошо заметны также через 24 ч (рисунок).

Через сутки экспозиции в растворе токсиканта $K_2Cr_2O_7$ обнаружены разнонаправленные эффекты двух режимов ЭМП: постоянное ЭМП способствовало повышению чувствительности рачков, что проявилось в снижении $ЭК_{50}$ до 2.18 (в 1.5 раза) относительно контрольной выборки ($ЭК_{50}$ 3.27). После воздействия амплитудно-модулированного ЭМП, напротив, значение $ЭК_{50}$ повысилось до 3.71 (в 1.14 раза выше контрольного). В последующие сутки наблюдалось закономерное снижение $ЭК_{50}$ $K_2Cr_2O_7$ как в контроле, так и после обоих режимов ЭМП. К окончанию экспозиции (96 ч) различий между режимами облучения ЭМП не наблюдалось, и в том, и в другом случае зафиксировано значение $ЭК_{50}$ на уровне 1.21 мг/л (см. рисунок).

Сравнение чувствительности к бихромату калия в потомстве облученных и необлученных самок. Для изучения наследования признаков, приобретенных при облучении ЭМП рачков, целесообразно сравнить эффекты ЭМП на чувствительность к токсиканту дафний, представляющих потомство облученных (серия I) и необлученных (серия II) самок. Результаты учета выживаемости рачков приведены в табл. 2.

Как следует из представленных данных, потомство облученных самок (серия I) оказало



Полуэффективная концентрация ($ЭК_{50}$) бихромата калия для молоди облученных родителей *D. magna* (II серия) при двух режимах воздействия ЭМП в разные сроки экспозиции с токсикантом (■ – 24, ■ – 48, ■ – 72, ■ – 96 ч)

Figure. Semi-effective concentration (EC_{50}) of potassium bichromate for juveniles of irradiated parents of *D. magna* (sample II) under the two modes of EMF exposure at different periods of exposure to the toxicant (■ – 24 h, ■ – 48 h, ■ – 72 h, ■ – 96 h)

лось более устойчивым к воздействию токсиканта, чем потомство необлученных самок (серия II). Это показано для обоих режимов облучения ЭМП. При экспозиции в концентрации 1 мг/л $K_2Cr_2O_7$ после воздействия ЭМП выживаемость в серии I равна 55%, а в серии II (потомство облученных родителей) значения выживаемости составили 80 и 95% соответственно при воздействии постоянного ЭМП и амплитудно-модулированного ЭМП. При экспозиции в концентрации 1.25 мг/л $K_2Cr_2O_7$ в I серии наблюдалась 100%-ная гибель, тогда как в II серии при разных режимах воздействия ЭМП было 45 и 40% выживших (см. табл. 2). Таким образом, на конечную точку наблюдений биотеста (endpoint) можно констатировать влияние облучения ЭМП на дафний: у дафний, родившихся от облученных самок, после пребывания в ЭМП зафиксирована повышенная устойчивость к токсиканту.

Таблица 2. Влияние режимов ЭМП на выживаемость дафний, полученных от облученных (серия I) и необлученных (серия II) самок, к окончанию 96 ч экспозиции с $K_2Cr_2O_7$

Table 2. Effect of the EMF modes on the survival rate of daphnia obtained from exposed (sample I) and unexposed (sample II) females by the end of 96 h of exposure to a $K_2Cr_2O_7$ solution

K ₂ Cr ₂ O ₇ , мг/л / K ₂ Cr ₂ O ₇ , mg/L	Без ЭМП / No EMF				Постоянное ЭМП / Permanent EMF				Амплитудно-модулированное ЭМП / Amplitude modulated EMF			
	Количество живых дафний, ед., / Survivors, pcs.		Выживаемость, % / Survival, %		Количество живых дафний, ед., / Survivors, pcs		Выживаемость, % / Survival, %		Количество живых дафний, ед. / Survivors, pcs		Выживаемость, % / Survival, %	
	Серии (I) и (II) / Samples (I) and (II)											
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
	0	20	20	100	100	20	20	100	100	20	20	100
0.5	19±0.5	19±0.5	95	95	20	20	100	100	18±1	20	90	100
1	17±0.5	13±0.5	85	65	11±0.5	16±0.82	55	80	11±0.5	19±0.5	55	95
1.25	3±0.5	9±0.5	15	45	0	9±0.5	0	45	0	8	0	40
1.5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1.75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Примечание. Заливкой отмечены ячейки со статистически достоверными отличиями от контроля (критерий Манна – Уитни, уровень значимости 0.05).

Note. Shading indicates cells with statistically significant differences from the control (Mann–Whitney test, p 0.05).

Эффект ЭМП на чувствительность дафний к сульфату кадмия. Для проверки специфичности воздействия ЭМП на чувствительность рачков к конкретному токсиканту проведены аналогичные эксперименты с использованием сульфата кадмия.

Действие сульфата кадмия на облученных ЭМП рачков (I серия эксперимента). Результаты изменений чувствительности облученных дафний к сульфату кадмия под влиянием ЭМП показали закономерности в целом сходные с вышеописанными для бихромата калия. Исключение составили данные о выживаемости рачков после ЭМП через 96 ч экспозиции в токсиканте. В отличие от бихромата калия, наибольшие из испытанных концентраций сульфата кадмия не вызывали полную гибель особей исследуемой выборки (табл. 3).

К окончанию первых суток экспозиции рачков в среде с токсикантом обнаружено сходство полулетальных концентраций в контроле и после облучения в ре-

жиме амплитудной модуляции ЭМП (0.54 мг/л). Вместе с тем, у рачков, облученных в режиме постоянного ЭМП, была зафиксирована 100%-ная выживаемость по истечении 24 ч.

Таблица 3. Полуэффективная концентрация (ЭК₅₀) сульфата кадмия (мг/л) для *D. magna* при разных режимах и продолжительности воздействия ЭМП (I серия экспериментов)

Table 3. Semi-effective concentration (EC₅₀) of cadmium sulfate (mg/L) for *D. magna* under different modes and durations of exposure to EMF (I series of experiments)

Продолжительность экспозиции, ч / Exposure time, h	Тип экспозиции в ЭМП / Exposure type of EMF		
	Без облучения (контроль) / Not exposed (control)	Постоянное ЭМП / Permanent EMF	Амплитудно-модулированное ЭМП / Amplitude modulated EMF
24	0.54	>0.25	0.54
48	0.21	0.16	0.20
72	0.15	0.17	0.11
96	0.11	0.18	0.14

В последующие трое суток (48 – 96 ч) в контроле наблюдалось значительное снижение ЭК₅₀ сульфата кадмия (через 48 ч почти в 2 раза до 0.21 мг/л). При этом у дафний, облученных в режиме постоянного ЭМП, зафиксировано незначительное увеличение показателя ЭК₅₀ в течение 48 – 96 ч (с 0.16 до 0.18 мг/л).

В режиме амплитудно-модулированного ЭМП выявлены незначительные (в пределах 0.09 мг/л) скачкообразные изменения усредненных уровней ЭК₅₀ дафний в период с 48 по 96 ч.

Действие сульфата кадмия на необлученное потомство облученных самок (II серия эксперимента). Выявлено повышение устойчивости к сульфату кадмия необлученных рачков, полученных от облученных самок (II серия эксперимента) (табл. 4).

Таблица 4. Полуэффективная концентрация (ЭК₅₀) сульфата кадмия (мг/л) для *D. magna* при разных режимах и продолжительности воздействия ЭМП (II серия эксперимента)

Table 4. Semi-effective concentration (EC₅₀) of cadmium sulfate (mg/L) for *D. magna* under different modes and durations of exposure to EMF (II series of experiments)

Продолжительность экспозиции, ч / Exposure time, h	Тип экспозиции в ЭМП / Exposure type of EMF		
	Без облучения (контроль) / Not exposed/(control)	Постоянное ЭМП / Permanent EMF	Амплитудно-модулированное ЭМП / Amplitude modulated EMF
24	0.54	>0.25	>0.25
48	0.26	0.23	0.22
72	0.19	0.20	0.35
96	0.12	0.13	0.17

При этом в первые 24 ч экспозиции в токсиканте наблюдалась 100%-ная выживаемость рачков, родители которых были подвергнуты воздействию ЭМП. В последующие 48 ч было зафиксировано 1.4-кратное снижение чувствительности к токсиканту, однако к концу эксперимента (96 ч) отмечено увеличение чувствительности к сульфату кадмия в 1.4 раза.

Воздействие амплитудно-модулированного ЭМП на чувствительность к сульфату кадмия у необлученного потомства облученных самок было менее опреде-

ленным по сравнению с динамикой чувствительности к бихромату калия. Амплитудно-модулированное ЭМП вызывало стохастические изменения ЭК₅₀, при этом в целом можно говорить о тенденциях к снижению устойчивости к токсиканту. Наибольшее увеличение значения ЭК₅₀ сульфата кадмия (более чем в 3 раза) отмечено на третьи сутки. При амплитудно-модулированном режиме ЭМП после 24 ч экспозиции 100%-ная выживаемость, в отличие от серии I, где полуметальная концентрация ЭК₅₀ сульфата кадмия составила 0.54 мг/л.

Воздействие же постоянного ЭМП на чувствительность необлученного потомства облученных самок к двум видам токсикантов оказалось сходным. В среде с сульфатом кадмия при воздействии постоянного ЭМП наблюдалось снижение ЭК₅₀, как это было характерно и для бихромата калия.

Сравнение чувствительности к сульфату кадмия в потомстве облученных и необлученных самок. Результаты учета выживаемости рачков через 96 ч при разных концентрациях сульфата кадмия приведены в табл. 5.

Таблица 5. Влияние режимов ЭМП на выживаемость дафний, полученных от облученных (серия I) и необлученных (серия II) самок, к окончанию 96 ч экспозиции с CdSO₄

Table 5. Effect of EMF regimes on the survival rate of daphnia obtained from exposed (sample I) and unexposed (sample II) females by the end of 96 h of exposure to CdSO₄ solution

CdSO ₄ , мг/л / CdSO ₄ , mg/L	Без ЭМП / No EMF				Постоянное ЭМП / Permanent EMF				Амплитудно-модулированное ЭМП / Amplitude modulated EMF			
	Количество живых дафний, ед. / Survivors, pcs.		Выживаемость, % / Survival, %		Количество живых дафний ед. / Survivors, pcs.		Выживаемость, % / Survival, %		Количество живых дафний, ед. / Survivors, pcs.		Выживаемость, % / Survival, %	
	Серии (I) и (II) / Samples (I) and (II)											
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II
0	20	20	100	100	20	20	100	100	20	20	100	100
0.05	17±0.5	19±0.5	85	95	17±0.96	19±0.5	85	95	16±0.82	19±0.5	80	95
0.1	15±0.96	9±0.5	75	45	16±0	15±0.5	80	75	15±0.5	18±0.58	75	90
0.15	5±0.5	8±0.82	25	40	15±0.5	13±0.5	75	65	8	9±0.96	40	45
0.2	4±0.82	6±0.58	20	30	0	2±0.58	0	10	0	8	0	40
0.25	1±0.5	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Примечание. Заливкой отмечены ячейки со статистически достоверными отличиями от контроля (критерий Манна – Уитни, уровень значимости 0.05).

Note. Shading indicates cells with statistically significant differences from the control (Mann–Whitney test, p 0.05).

В целом полученные данные в опыте с сульфатом кадмия подтверждают, что облучение ЭМП изменяет чувствительность рачков к токсикантам. Изменение выживаемости после 96 ч экспонирования в сульфате кадмия в двух сериях эксперимента у облученных рачков различается.

Снижение выживаемости при концентрациях сульфата кадмия 0.05 и 0.1 мг/л при обоих режимах ЭМП сходна у облученных и необлученных рачков. При концентрации 0.15 мг/л гибели у необлученных рачков (25%), по сравнению с дафниями, экспонированными в постоянном и амплитудном ЭМП, – 75 и 40% соответственно. При концентрациях токсиканта 0.2 и 0.25 мг/л зафиксирована полная гибель в выборке облученных рачков. При этом у необлученных дафний выживаемость при этих концентрациях составляла 20 и 5% соответственно.

Во II серии эксперимента при наименьшей (0.05 мг/л) и наибольшей (0.25 мг/л) концентрациях выживаемость облученных и необлученных дафний была идентичной – 95 и 0% соответственно. При концентрации 0.1 мг/л наименьшая выживаемость наблюдалась у необлученных рачков – 45%, при концентрации 0.15 мг/л наибольшая выживаемость отмечена у рачков, экспонированных в постоянном ЭМП (65%), при концентрации 0.2 мг/л – у дафний подверженных действию амплитудно-модулированного ЭМП.

В литературе различают два типа действия магнитного поля на живые организмы: магниторецепцию, обусловленную действием магнитного поля на специализированные рецепторы в живых системах, и неспецифический отклик, отличающиеся общностью и универсальностью, то есть наличием во всех организмах (Binhi, Rubin, 2023). Также известно, что действие ЭМП на живые организмы может быть обусловлено совпадением физиологического состояния организма с определенными параметрами ЭМП (Krylov, 2007).

В современных публикациях делаются попытки изучения действия ЭМП на биологические системы на молекулярном уровне. Молекулярный механизм магнитных эффектов в организме базируется на взаимодействии магнитного поля с магнитными моментами электронов, что, в свою очередь, может оказывать влияние на биологические процессы в организме, связанные с передачей энергии и заряда (Binhi, Rubin, 2023).

При этом одна из проблем магнитобиологии состоит в том, что неспецифические эффекты трудно воспроизводимы из-за действия разнообразных случайных факторов, которые могут влиять на ход эксперимента (Binhi, Rubin, 2022). В исследовании Л. Д. Гапочки и соавторов (Gapochka et al., 2012) показано, что совместное действие ЭМП и кадмия приводит к снижению выживаемости рачков. Это явление можно объяснить гипотезой скрытого эффекта действия ЭМП, который может снижать резистентность организма к токсикантам. Добавление токсиканта может являться фактором, выявляющим данный скрытый эффект (Garkavi et al., 1996; Gapochka et al., 2010).

Снижение чувствительности к токсиканту, выявленное во II серии эксперимента, предположительно может быть связано с адаптивными свойствами и функциями живых организмов (Pryakhin, Akleyev, 2011). При этом в литературе также имеются предположения о том, что низкоинтенсивные электромагнитные воздействия, приближенные к естественным фоновым значениям, могут восприниматься не как стрессор, а как сигнал, способный вносить корректировки в активность определенных физиологических процессов (McRee, 1979).

В медицинских исследованиях было показано, что низкоинтенсивные нетепловые электромагнитные излучения способны оказывать генотоксическое действие, выражающееся в дозозависимом повышении хромосомных aberrаций (Vijayalaxmi et al., 1997). К таким повреждениям могут приводить электромагнитные излучения ниже уровня принятых в Европе и США стандартов безопасности (Pryakhin, Akleyev, 2011). Однако имеются также публикации, в которых не было выявлено генотоксических эффектов, что указано в обзорной работе Вийалакшми и Обе (Vijayalaxmi, Obe, 2004).

В наших экспериментах было продемонстрировано, что действие ЭМП на дафний в целом повышает чувствительность к токсиканту. Этот эффект может быть обусловлен скрытым влиянием ЭМП на живой организм, которое выявляется при наличии токсиканта. Снижение же чувствительности к токсиканту, также наблюдаемое в ходе наших экспериментов, может быть связано с адаптивными процессами живого организма, повышающими его резистентность к тяжелым металлам, выступающим в качестве загрязнителей. При этом постоянное ЭМП приводит к дозозависимым изменениям, тогда как ЭМП с амплитудной модуляцией оказывает стохастическое действие.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Полученные результаты исследования при моделировании загрязнения среды обитания солями кадмия и хрома показали повышение чувствительности к токсикантам у молоди тест-культуры *Daphnia magna* после воздействия на них низкоинтенсивным ЭМП. Необлученные потомки облученных родителей рачков демонстрировали, напротив, пониженную чувствительность к токсикантам.

Выявлены различия в эффектах режимов воздействия на чувствительность к токсикантам. При действии постоянного ЭМП наблюдалась устойчивая зависимость от дозы токсиканта, тогда как при действии амплитудно-модулированного ЭМП выявлены колебания значений в разные сроки экспозиции в токсиканте.

Механизмы изменения чувствительности живых систем к тяжелым металлам под влиянием ЭМП недостаточно изучены. В случае со сниженной чувствительностью потомков облученных родителей можно предположить, что действие ЭМП на *D. magna* обусловлено его повреждающим или информационным влиянием на живой организм, что, в свою очередь, может стимулировать запуск адаптивных механизмов, приводящих к повышению устойчивости рачков в первом поколении к токсикантам, относящимся к тяжелым металлам.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

Bertin G., Averbek D. Cadmium: Cellular effects, modifications of bio-molecules, modulation of DNA repair and genotoxic consequences (a review). *Biochimie*, 2006, vol. 88, iss. 11, pp. 1549–1559. <https://doi.org/10.1016/j.biochi.2006.10>.

Binhi V. N., Rubin A. B. Theoretical concepts in magnetobiology after 40 years of research. *Cells*, 2022, vol. 11, iss. 2, article no. 274. <https://doi.org/10.3390/cells11020274>

Binhi V., Rubin A.B. On the quantum nature of magnetic phenomena in biology. *Physics of Biology and Medicine*, 2023, no. 1, pp. 44–73 (in Russian). <https://doi.org/10.7256/2730-0560.2023.1.40435>

Filenko O. F., Mikheeva I. V. *Principles of Aquatic Toxicology*. Moscow, Kolos, 2007. 144 p. (in Russian).

Gapochka L. D., Gapochka M. G., Drozhzhina T. S., Shavyrina O. B. A hidden effect of irradiation in experiments with microalgae. In: *Autotrophic Microorganisms: Proceedings of the 4th All-Russian Symposium with international participation*. Moscow, MAX Press, 2010, pp. 32–33 (in Russian).

Gapochka L. D., Gapochka M. G., Drozhzhina T. S., Isakova E. F., Pavlova A. S., Shavyrina O. B. Effects of irradiation by the low-intensity electromagnetic field of the millimetric range

on the *Daphnia magna* culture at various developmental stages. *Moscow University Biological Sciences Bulletin*, 2012, vol. 67, iss. 2, pp. 82–87. <https://doi.org/10.3103/S009639251202006X>

Garkavi L. Kh., Kvakina E. B., Shikhlyarova A. I., Kuz'menko T. S., Barsukov L. P., Mar'yanovskaya G. Ya., Sheiko Ye. A., Yevstratova O. F., Zhukova G. V. Magnetic fields, adaptational reactions and the self-organization of living system. *Biophysics*, 1996, vol. 41, no. 4, pp. 909–916.

Gopi R. A., Ayyappan S., Chandrasekar G., Krishna V., Goparaju A. Effect of potassium dichromate on the survival and reproduction of *Daphnia magna*. *Bulletin of Environment Pharmacology and Life Sciences*, 2012, vol. 1, iss. 7, pp. 89–94.

Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D. Past: Paleontological Statistics Software Package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 2001, vol. 4, iss. 1, article no. 4.

Hoeijmakers J. H. J. Genome maintenance mechanisms for preventing cancer. *Nature*, 2001, vol. 411, no. 6835, pp. 366–374. <https://doi.org/10.1038/35077232>

Krylov V. V. Direct and prolonged effects of the action of low frequency alternating electromagnetic fields on reproduction parameters of *Daphnia magna*. *Hydrobiological Journal*, 2007, vol. 43, no. 6, pp. 71–82. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v43.i6.60>

Martins J., Teles L. O., Vasconcelos V. Assays with *Daphnia magna* and *Danio rerio* as alert systems in aquatic toxicology. *Environment International*, 2007, vol. 33, no. 3, pp. 414–425.

McRee D. I. Review of Soviet/Eastern European research on health aspects of microwave radiation. *Bulletin of the New York Academy of Medicine*, 1979, vol. 55, iss. 11, pp. 1133–1151.

Medyankina M. V., Filenko O. Ph., Shirokov D. A. Influence of bottom sediments at the toxicity of heavy metals for daphnia. 1. Chrome. *Environmental Systems and Devices*, 2006, no. 12, pp. 39–42 (in Russian).

Methodological Guidelines for the Development of Water Quality Standards for Water Bodies of Fishery Significance, Including Standards for Maximum Permissible Concentrations of Harmful Substances in the Waters of Water Bodies of Fishery Significance. Approved by the Order of the Federal Agency for Fishery from August 4, 2009 No. 695. Moscow, Federal Agency for Fishery, 2009. 120 p. (in Russian).

Methodology for Determination of Toxicity of Water and Water Extracts from Soils, Sewage Sludge, Wastes by Mortality and Change in Fecundity of Daphnia: FR.1.39.2007.03222. Moscow, Aquaros, 2007. 51 p. (in Russian).

Methodology of Measuring the Mass Concentration of Cadmium Ions in Natural and Waste Waters by Photometric Method with Dithizone. PND F 14.1:2.45-96. Moscow, Federal Center for Analysis and Assessment of Technogenic Impacts Publ., 2013. 21 p. (in Russian).

Methodology for Measuring the Mass Concentration of Chromium Ions in Drinking, Natural and Waste Waters by the Photometric Method with Diphenyl-Carbazide. PND F 14-1:2.4.52-96. Moscow, Federal Center for Analysis and Assessment of Technogenic Impacts Publ., 2016. 22 p. (in Russian).

Papoyan G. K., Filenko O. F., Yusupov V. I., Vorobyeva O. V., Zotov K. V., Bagratashvili V. N. Effect of a low-intensity 30 MHz electromagnetic field on *Daphnia magna* Straus (Daphniidae, Crustacea) crustaceans of various ages. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2017, no. 3, pp. 314–320 (in Russian).

Papoyan G. K., Filenko O. F., Yusupov V. I., Zotov K. V. Influence of electromagnetic radiation on the sensitivity of freshwater crustacean *Daphnia magna*, Straus to cadmium sulfate. *Environmental Systems and Devices*, 2018a, no. 9, pp. 11–17 (in Russian).

Papoyan G. K., Filenko O. F., Yusupov V. I., Vorob'yeva O. V., Zotov K. V., Bagratashvili V. N. Influence of low-intensity electromagnetic field on some biological parameters of freshwater crustaceans *Daphnia magna* Straus. *Inland Water Biology*, 2018b, vol. 11, iss. 2, pp. 124–128. <https://doi.org/10.1134/S1995082918020141>

Pryakhin E. A., Akleyev A. V. *Electromagnetic Fields and Biological Systems: Stress and Adaptation*. Chelyabinsk, Polygraph-Master, 2011. 239 p. (in Russian).

Sigel A., Sigel H., Sigel R., eds. *Metal Ions in Biological Systems. Vol. 43. Biogeochemical Cycles of Elements*. Boca Raton, CRC Press, 2005. 352 p.

Stroganov N. S., Putintsev A. I., Isakova E. F., Shigin V. I. Method of toxicological control of wastewater. *Biologicheskie nauki*, 1979, no. 2, pp. 90–96 (in Russian).

Testing of Chemicals of Environmental Hazard. Daphnia sp. Acute Immobilisation Test. GOST 32536-2013. Moscow, Standartinform, 2014. 10 p. (in Russian).

Vijayalaxmi B. Z., Frei M. R., Dusch S. J., Guel V., Meltz M. L., Jauchem J. R. Frequency of micronuclei in the peripheral. blood и bone marrow of cancer-prone mice chronically exposed to 2450 MHz radiofrequency radiation. *Radiation Research*, 1997, vol. 147, no. 4, pp. 495–500.

Vijayalaxmi B. Z., Obe G. Controversial cytogenetic observations in mammalian somatic cells exposed to radiofrequency radiation. *Radiation Research*, 2004, vol. 162, no. 5, pp. 481–496. <https://doi.org/10.1667/rr3252>

Vodyanitsky Y. N. *Heavy Metals and Metalloids in Soils*. Moscow, B. V. Dokuchaev Soil Institute of Russian Academy of Agricultural Sciences Publ., 2008. 164 p. (in Russian).

Effect of a low-intensity electromagnetic field on the sensitivity of crustaceans *Daphnia magna* Straus (Daphniidae, Crustacea) to heavy metal salts on the example of potassium bichromate and cadmium sulfate

G. K. Papoyan ^{1✉}, V. I. Yusupov ², D. M. Gershkovich ¹, V. A. Terekhova ^{1,3}

¹ Moscow Lomonosov State University

12 korp., 1 Leninskie Gory, Moscow 119234, Russia

² Institute of Photon Technologies NRC “Kurchatov Institute”

2 Pionerskaya St., Moscow, Troitsk 108840, Russia

³ A. N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution, Russian Academy of Sciences
33 Leninsky Prospekt, Moscow 119071, Russia

Received: July 15, 2024 / revised: December 26, 2024 / accepted: December 26, 2024 / published: July 24, 2025

Abstract. The influence of low-intensity electromagnetic fields (EMF) on the sensitivity of *Daphnia magna* Straus, 1820 to two model toxicants, namely, potassium dichromate ($K_2Cr_2O_7$) and cadmium sulfate ($3CdSO_4 \cdot 8H_2O$), was investigated. Two EMF exposure modes with a frequency of 30 MHz were used, namely: with a constant amplitude and an amplitude modulation (AM) mode with a frequency of 50 Hz. The EMF effect on the sensitivity of *Daphnia* was assessed by observing changes in the survival of the crustaceans placed into toxicant solutions after EMF exposure. Differences in the sensitivity of *Daphnia* exposed to EMF to the studied toxicants were manifested in the dynamics of survival reduction in salt solutions over a 96-hour exposure period. The most noticeable differences between the effects of cadmium and dichromate on the crustaceans were observed in the AM mode. To analyze the inheritance of traits, a comparison was made of the effects of heavy metals on the survival of offspring from directly exposed females (series I) and the unexposed offspring of exposed females (series II). The offspring of *Daphnia* from exposed females (series II) exhibited higher resistance to epy toxicants compared to series I. To explain the increased resistance of the offspring from exposed crustaceans, the possibility of adaptive mechanisms being triggered in response to the damaging informational impact of EMF on the genetic material of the females is discussed.

Keywords: *Daphnia magna*, survivability, heavy metals, constant electromagnetic field, amplitude-modulated field, acute toxicity, effective concentrations

Funding: This work was partially done with the Institute of Photon Technologies NRC “Kurchatov Institute” (calibration of the device for EMF effects on living systems and development of the methodology). Ecotoxicological studies (research of the effects of chromium and cadmium on hydrobionts) with financial support from the Ministry of Education and Science (agreement No. 075-15-2024-5460096-223-2023). Crustacean cultivation and irradiation was carried out on the base of Lomonosov Moscow State University within the framework of the state assignment (theme No. 121032300131-9) “Ecological Physiology of Aquatic Micro- and Macroorganisms and Their Influence on Potentially Harmful Natural and Anthropogenic Environmental Factors”.

✉ Corresponding author. General Ecology and Hydrobiology Department, Biological Faculty, Lomonosov Moscow State University, Russia.

ORCID and e-mail addresses: Gevorg K. Papoyan: <https://orcid.org/0009-0005-5160-4730>, geva1391@mail.ru; Vladimir I. Yusupov: <https://orcid.org/> <https://orcid.org/0000-0002-9438-6295>, iouss@yandex.ru; Darya M. Gershkovich: <https://orcid.org/0000-0003-3993-4436>, papirus451@yandex.ru; Vera A. Terekhova: <https://orcid.org/0000-0001-9121-639X>, vterekhova@gmail.com.

Г. К. Папоян, В. И. Юсупов, Д. М. Гершкович, В. А. Терехова

Ethics approval and consent to participate: All applicable international, national, and/or institutional guidelines for the care and use of animals were followed.

Competing interests: The authors have declared that no competing interests exist.

For citation: Papoyan G. K., Yusupov V. I., Gershkovich D. M., Terekhova V. A. Effect of a low-intensity electromagnetic field on the sensitivity of crustaceans *Daphnia magna* Straus (Daphniidae, Crustacea) to heavy metal salts on the example of potassium bichromate and cadmium sulfate. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2025, no. 2, pp. 183–196 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-183-196>

Оригинальная статья

УДК 598.2/9

<https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-197-209>

ДРОЗДЫ (TURDIDAE, AVES) СЕВЕРНОЙ ЕВРАЗИИ: ЧИСЛЕННОСТЬ, РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И ОСОБЕННОСТИ НАСЕЛЕНИЯ

Ю. С. Равкин ^{1✉}, В. М. Ефимов ^{1,2}, И. П. Кокорина ¹, И. Н. Богомолова ¹

¹ Институт систематики и экологии животных СО РАН

Россия, 630091, г. Новосибирск, ул. Фрунзе, д. 11

² Национальный исследовательский Томский государственный университет

Россия, 634050, г. Томск, просп. Ленина, д. 36

Поступила в редакцию 14.01.2024 г., после доработки 26.12.2024 г., принята 08.02.2025 г., опубликована 24.07.2025 г.

Аннотация. Приведены результаты исследований по численности, распределению и особенностям населения дроздов на территории Северной Евразии в границах СССР 1990 г. В работе использованы материалы, накопленные в Банке данных лаборатории зоологического мониторинга Института систематики и экологии животных СО РАН, собранные в период с 1880 по 2022 г. (с перерывами и в основном с 1960 г.) с 16.05 – 15.07 при учёте птиц на маршрутах протяжённостью около 165 тыс. км. На основе факторной классификации выделены шесть типов населения дроздов, границы которых коррелируют с климатическими и географическими особенностями среды, а также семь подтипов сообществ, границы которых различаются в зависимости от степени облесённости и теплообеспеченности. Установлено, что плотность населения и видовое богатство дроздов увеличиваются в южных и западных регионах, тогда как в полярных пустынях и арктических тундрах дрозды отсутствуют. Методология исследования, включая обработку данных кластерного анализа и введение нулевых видов для учёта экстремальных местообитаний, позволила повысить информативность классификаций. Результаты работы могут быть использованы для природоохранных мероприятий и оценки состояния экосистем.

Ключевые слова: дрозды, летняя численность, многолетняя динамика, распространение, распределение, Северная Евразия

Финансирование. Исследования, послужившие основой для написания данной статьи, проведены по программе ФНИ государственных академий на 2021 – 2025 гг. (проект FWGS – 2021-0002).

Соблюдение этических норм. Исследования проводили без использования животных и без привлечения людей в качестве испытуемых.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

✉ Для корреспонденции. Лаборатория зоологического мониторинга Института систематики и экологии животных СО РАН.

ORCID и e-mail адреса: Равкин Юрий Соломонович: <https://orcid.org/0000-0002-9761-6455>, yuravkin@bk.ru; Ефимов Вадим Михайлович: <https://orcid.org/0000-0003-3035-8049>, vmefimov2@yandex.ru; Кокорина Ирина Петровна: <https://orcid.org/0009-0007-8416-3817>, irina@kokorina21.ru; Богомолова Ирина Николаевна: <https://orcid.org/0000-0002-8806-701X>, i3335907@mail.ru.

Для цитирования. Равкин Ю. С., Ефимов В. М., Кокорина И. П., Богомолова И. Н. Дрозды (Turdidae, Aves) Северной Евразии: численность, распределение и особенности населения // Поволжский экологический журнал. 2025. № 2. С. 197 – 209. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-197-209>

ВВЕДЕНИЕ

Большая часть наших орнитологических публикаций посвящена населению птиц в целом – основным трендам его в пространстве, факторам среды, коррелирующим с ними и так или иначе определяющим основные отличия орнитокомплексов. Меньше доля работ по сезонной и многолетней динамике сообществ, а также по некоторым группам видов, имеющим практическое значение (промысловым и врановым). Статья связана с теми же проблемами населения дроздов – отдельной группы видов с относительно высокой численностью и широким распространением. Собранная за длительный период информация по ним может быть использована при проведении природоохранных мероприятий и в преподавании биологических и зоогеографических дисциплин.

Цель статьи включает информацию о численности дроздов Северной Евразии в границах СССР 1990 г., распространении и распределении этих птиц, динамике их обилия и факторах среды, определяющих эти изменения. Приведенные в статье сведения представляют собой результаты мониторинга популяций дроздов, которые могут служить основанием для дальнейшего слежения за ними. Ранее мы проводили такие исследования по населению птиц всех видов одновременно, что, несомненно, приводит к обобщениям в этом плане, но сопровождается потерей части информации по отдельным группам видов. Статья служит компенсацией этих частных потерь по дроздам Северной Евразии.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Обзор составлен по материалам, накопленным в банке данных лаборатории зоологического мониторинга Института систематики и экологии животных СО РАН по территории СССР в границах 1990 г. (Ravkin, Efimov, 2009). Большая часть этой информации опубликована (Ravkin et al., 2022). Учёты птиц, результаты которых использованы при написании статьи, проведены в первой половине лета: в тундровой зоне – с середины июня; в лесотундре – с начала или тоже с середины этого месяца; в северной тайге – с 1 июня, а южнее – с середины мая. В тундрах учётные работы проводили до конца июля, на остальной территории – до 15 июля.

Подсчёты птиц проведены в период с 1880 по 2022 г., т.е. в течение 142 лет (с перерывами и в основном с 1960 г.) в 8144 местообитаниях. Места, где вели учёты, показаны на карте в статье Ю. С. Равкина с соавторами (Ravkin et al., 2022). Многолетние данные по одинаковым местообитаниям усреднены. В результате число вариантов в расчётах уменьшилось до 5812. Как правило, за каждую половину месяца в каждом местообитании с учётом проходили по 5 км. В итоге проанализированы материалы, собранные примерно в 33 тыс. двухнедельных отрезков. Всего с подсчётом птиц на маршрутах пройдено около 165 тыс. км.

Обычно обобщение информации о распределении видов предшествует классификации населения птиц. Однако с накоплением материала при интерпретации результатов кластерного анализа возникает ряд трудностей, о которых мы уже неоднократно писали (Ravkin, Bogomolova, 2022; Ravkin et al., 2022, 2023). Кроме того, ряд статистических программ не рассчитаны на обработку столь значительных массивов данных, поэтому их приходится разделять на подвыборки или предварительно так или иначе обобщать. В данном случае мы сначала провели анализ населения дроздов по тысяче отобранных вариантов с помощью факторной классификации. В результате были выделены типы населения, границы которых коррелируют с зональными (широтными) и провинциальными (долготными) отличиями среды. Дополнительное разделение позволило объяснить выделение семи подтипов сообществ. По средним показателям обилия по подтипам и неразделённым типам были рассчитаны коэффициенты сходства Жаккара – Наумова между видами, после предварительной нормировки значений по максимальному показателю для каждого вида в отдельности. На рассчитанной так матрице сходства с помощью той же факторной классификации были упорядочены представления по сходству (общности) в распространении – распределении видов дроздов.

Методы сбора и обработки данных подробно описаны ранее (Ravkin, Livanov, 2008) и здесь не приведены, кроме некоторых дополнений. В первую очередь они связаны с тем, что интерпретация результатов кластерного анализа больших массивов данных весьма затруднительна из-за значительного количества отклонений от основных трендов и плавных переходов между подсовкупностями внутри потенциальных кластеров. Ещё большие сложности возникают из-за значительного числа местообитаний, где не встречено ни одного представителя исследуемой группы видов при временном отсутствии их на трансекте в момент учёта. Такие варианты населения на первом шаге анализа приходится исключать. Из оставшегося массива данных с помощью генератора случайных чисел отобрана тысяча проб. По этой подборке и проведена факторная классификация на основе матрицы коэффициентов сходства Жаккара – Наумова (для количественных признаков). По результатам такого анализа составлена классификация орнитокомплексов с использованием приёма идеализации. Полученные таксоны классификации дополнены нулевыми пробами, в соответствии с факторным объяснением выделенных кластеров. Например, выявлена группа вариантов населения, объяснённая как сообщества лесов, и в их числе было некоторое количество нулевых проб, объяснить отличия которых не удаётся. В этом и аналогичных случаях нулевые варианты объединены для усреднения в одну с соответствующими условиями среды группу с ненулевыми пробами. После этого, с помощью специальной программы, рассчитывают матрицу меж- и внутриклассового сходства. На её основе построен граф территориальных изменений населения птиц и проведена оценка его информативности.

Трудности при интерпретации результатов кластерного анализа связаны с тем, что значительная часть программ рассчитана на меньшее количество данных. В лучшем случае время непрерывного счёта увеличивается до шести суток (при анализе 8202 варианта населения). В худшем – нужна переделка программного

обеспечения. Одним из способов уменьшения объёма данных можно считать обработку их по подвыборкам с последующим усреднением рассчитанных показателей или экспертным обобщением выявленных трендов. Это, в свою очередь, увеличивает степень субъективизма получаемых представлений. Нередко накопление в выборке случаев необъяснимых отклонений от трендов, многомерности связей и количества переходных ситуаций сильно затрудняет объяснение полученных кластеров. В какой-то мере можно избавиться от этих проблем, перейдя на более высокий ранг наименьшей единицы рассмотрения, например, с ландшафтного урочища на группу урочищ, тип местности, ландшафт и т.д., или на рассмотрение по группам выделов геоботанического разделения, хотя это приводит к некоторым потерям информации.

Еще одна проблема связана с нулевыми пробами – случаями, когда на отдельных участках при учете животных не встречено ни одного вида из исследуемой группы. Нули в этом случае порождают полную неопределенность при расчете количественных коэффициентов сходства. Дело в том, что равные бесконечно малые показатели сходны на 100%, а ничтожно малое, фактически равное нулю значение, с предметной точки зрения формально будет иметь с нулем полное отсутствие сходства. Избавиться от этого противоречия можно, исключив на первом шаге агрегации все варианты сообществ с нулевыми значениями по всем видам, встреченным в других местообитаниях. В окончательной классификации эти нулевые пробы следует разнести по кластерам с аналогичными условиями среды. Однако этот способ «работает» только в случае, если в участках одинаковых по среде особи нулевого варианта не встречены не потому, что их в принципе нет, а лишь временно отсутствовали здесь в момент учета. Так, вороны в полете осматривают местность в поисках корма – трупов животных или антропогенных пищевых остатков. За счёт относительно высокой скорости полета они могут быть не встречены учетчиком при отсутствии корма, но попасть в учёт при остановке для сбора корма. В таком случае предварительное исключение нулей из расчетов с последующим их включением после рассмотрения результатов кластерного анализа вполне компенсирует пропуск животных.

Сложнее вариант, когда нулевые значения связаны с постоянным и полным отсутствием особей тех или иных, скажем, южных видов на северных участках исследуемой территории. При кластерном анализе этот недостаток можно компенсировать экспертным выделением этих проб в группу северных местообитаний, например, арктических тундр и полярных пустынь, где дроздов нет, видимо, из-за непригодности таких экстремальных условий по дефициту теплообеспеченности для кормовых видов беспозвоночных. Однако оценка информативности объяснения распределения этих животных (коррелятивной связи с неоднородностью среды) будет занижена за счёт неучёта абсолютного сходства нулевых проб. Для компенсации такого эффекта в неопределенности сходства нулевых показателей следует ввести в указанные пробы нулевой (фиктивный) вид, например, «полярного» дрозда, которого нет в природе. Поставив в эти местообитания любое равное значение по этому виду, мы отражаем сходство таких биотопов по отсутствию всех видов данной группы. Это учитывает по таким видам значимость экстремальных

условий среды. Описанные приёмы мы использовали в исследовании по дроздам, результаты которого изложены в статье, предлагаемой вниманию читателя.

Для оценки достоверности межгодовых различий обилия дроздов в Северной Евразии использованы материалы, собранные с 1960 по 2020 г. Данные до и после этого периода невелики по объёму и поэтому исключены из расчётов. На этой подвыборке выделены два отрезка в 30 лет – до и после 1990 г. В них вошло соответственно 3708 и 3243 пробы. Степень достоверности рассчитана по *t*-критерию Стьюдента с поправками Бонферрони и Бенджамини – Хохберга на множественность сравнений. По Стьюденту различия считаются достоверными, если вероятность *p* случайного получения данного *t* не превышает 5% ($p\text{-value} = p < 0.05$). Поправка Бонферрони: $p\text{-value} = p \times m < 0.05$ – соответствует *m* сравнениям и считается наиболее жесткой. По Бенджамини – Хохбергу: $p\text{-value} = p_i \times m/i < 0.05$; где *i* – порядковый номер значения *p* при упорядочении всех *p* по возрастанию. Это наименее консервативный метод учёта при множественных сравнениях. Для каждой поправки различия считаются достоверными, если скорректированная оценка достоверности $p\text{-value} < 0.05$ (Narkevich et al., 2020).

Расчёты запаса дроздов проведены без учёта площадей отдельных местообитаний. Соотношение занимаемых площадей учтено только по физико-географическим странам. Это основано на допущении, что чем больше площадь типа местообитаний, тем больше их обследовано, что в той или иной степени компенсирует разницу в соотношении занимаемых ими площадей.

Названия видов птиц даны по А. И. Иванову (Ivanov, 1976) с некоторыми уточнениями, границы физико-географических стран – по Атласу СССР (Atlas SSSR, 1983).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

По результатам первого разбиения (после возврата в анализ нулевых проб) и идеализации выделено шесть кластеров, которые можно считать типами населения этих видов птиц (рис. 1). Они совпадают с широтными и долготными отличиями в среде, в первую очередь климатическими. Первый из типов (Северный) занимает территорию полярных пустынь и арктических тундр на островах и материке. Дрозды здесь не встречаются. Остальные типы можно считать соответственно Северо-Западным и Северо-Восточным (второй и четвёртый), Юго-Западным и Юго-Восточным (пятый и шестой). Между ними на графе и карте районирования (рис. 2) расположен Срединный тип (третий). На указанном рисунке приведены перечни физико-географических стран, население которых входит в те или иные типы орнитокомплексов. Северо-Западный тип населения дроздов занимает территорию Фенноскандии, Восточно-Европейской равнины, Урала и Западной Сибири без полярных пустынь и арктических тундр, вошедших в Северный тип. Во втором типе лидируют рябинник (*Turdus pilaris*), белобровик (*T. iliacus*), певчий (*T. philomelos*) и чернозобый (*T. atrogularis*) дрозды и деряба (*T. viscivorus*). Плотность населения здесь равна 24 особи/км² 13 видов (из них четыре фоновых). В Срединном типе населения в число лидеров входят дрозды – рыжий (*T. naumanni*), рябинник (*T. pilaris*), бурый (*T. eunomus*), краснозобый (*T. ruficollis*) и певчий (*T. philomelos*). Плотность населения несколько ниже, а видовое богатство,

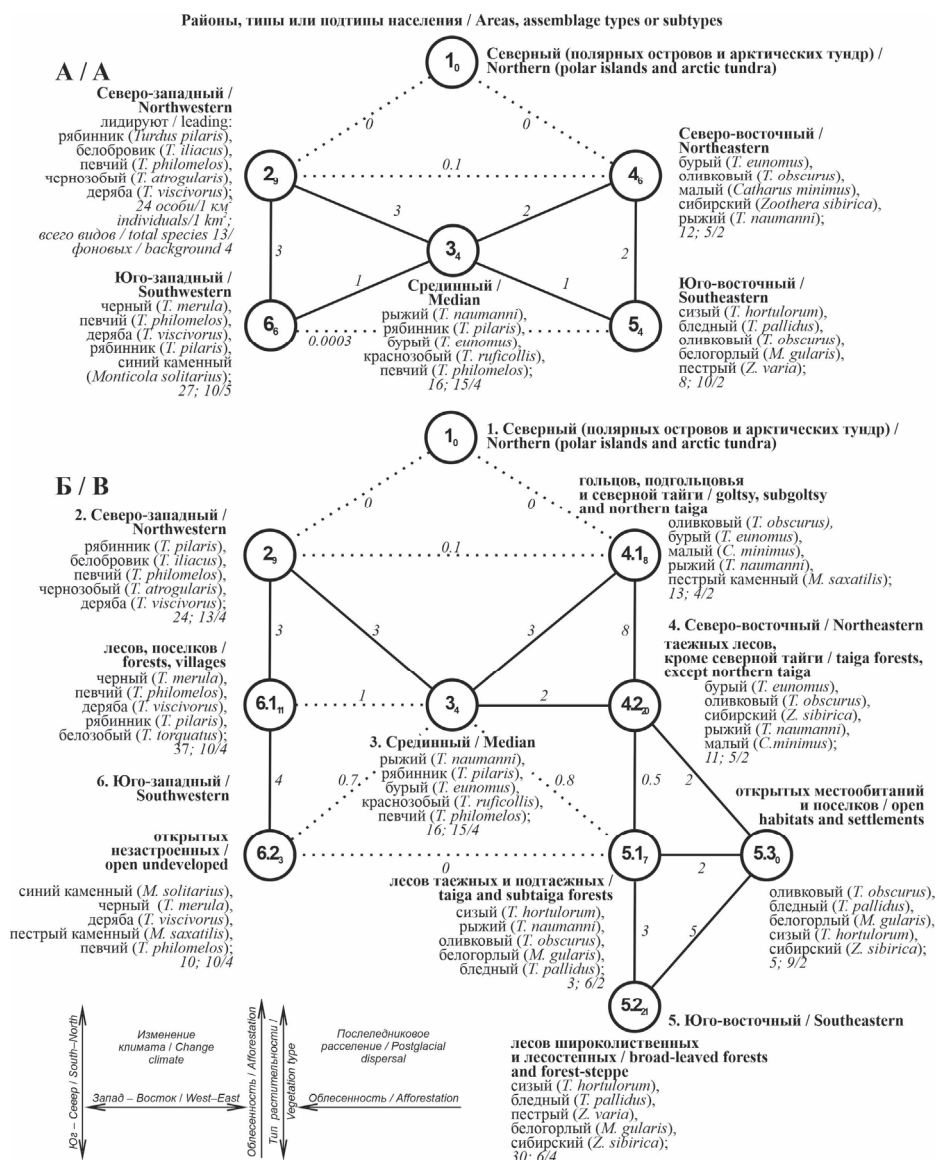


Рис. 1. Эколого-географическая структура и организация летнего населения дроздов Северной Евразии: *А* — на уровне типа населения, *Б* — на уровне подтипа; у номера таксона — среднее сходство, сплошными линиями — значимые связи, пунктиром — дополнительные, рядом со связями типов (подтипов) — их сходство

Fig. 1. Ecological and geographical structure and organization of the summer population of Thrushes in Northern Eurasia: *A* — at the level of the population type, *B* — at the level of a subtype; the taxon number indicates average similarity, solid lines indicate significant connections, dotted lines indicate additional connections, and next to the connections of types (subtypes) is their similarity

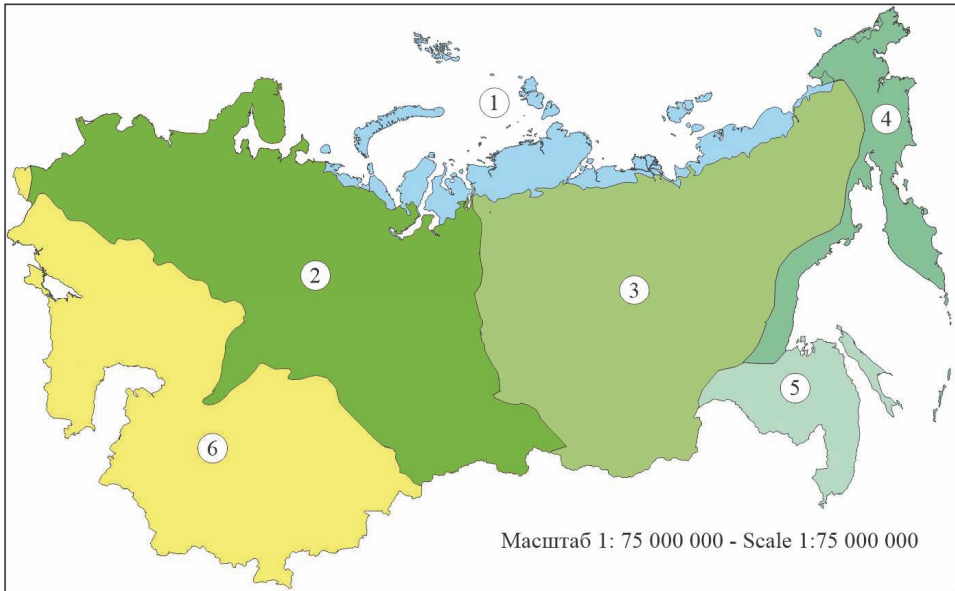


Рис. 2. Районирование летнего населения дроздов Северной Евразии; регионы (типы населения): **1** – Северный (арктических тундр и полярных островов, дрозды не встречены); **2** – Северо-Западный* (Фенноскандии, Алтая, Саян, Урала, Западно-Сибирской равнины и Восточно-Европейской от субарктических тундр до подтаежных лесов; плотность населения – 24 особ./км², преобладают (лидируют): рябинник (*Turdus pilaris*), белобровик (*T. iliacus*) и певчий (*T. philomelos*) дрозды); **3** – Срединный (Средней и Северо-Восточной Сибири, Прибайкалья, Забайкалья и Даурии, 16; рыжий (*T. naumanni*), рябинник (*T. pilaris*) и бурый (*T. eunomus*)); **4** – Северо-Восточный (Северо-Притихоокеанской страны, 12; бурый (*T. eunomus*), оливковый (*T. obscurus*) и малый (*Catharus minimus*)); **5** – Юго-Восточный (Амуро-Сахалинской страны, 8; сизый (*T. hortulorum*), бледный (*T. pallidus*) и деряба (*T. viscivorus*)); **6** – Юго-Западный (Карпат, Крыма, Кавказа, Передней, Центральной и Средней Азии, широколиственных лесов, лесостепи, степи, полупустынь и пустынь Восточно-Европейской равнины, 27; черный (*T. merula*) и певчий (*T. philomelos*) дрозды и деряба (*T. viscivorus*); * – со 2 по 4 – без полярных островов и арктических тундр

Fig. 2. Zoning of the summer population of Thrushes in Northern Eurasia; regions (population types): **1** – Northern (arctic tundra and polar islands, thrushes not met); **2** – Northwest (Fenoscandia, Altai, Sayan, Ural, West Siberian Plain and East European from subarctic tundra to subtaiga forests; population density of 24 individuals/km²; prevail (lead): fieldfare (*Turdus pilaris*), redwing (*T. iliacus*), song thrush (*T. philomelos*)); **3** – Middle (Central and Northeastern Siberia, Pribaikalye, Transbaikalia and Dauria, 16; Naumann's thrush (*T. naumanni*), fieldfare (*T. pilaris*) and dusky thrush (*T. eunomus*)); **4** – Northeastern (North Pacific, 12; dusky thrush (*T. eunomus*), eyebrowed thrush (*T. obscurus*) and grey-cheeked thrush (*Catharus minimus*)); **5** – Southeast (Amur-Sakhalin region, 8; grey-backed thrush (*T. hortulorum*), pale thrush (*T. pallidus*) and mistle thrush (*T. viscivorus*)); **6** – Southwest (Carpathians, Crimea, Caucasus, Western, Central and Middle Asia, broad-leaved forests, forest-steppe, steppe, semi-deserts and deserts of the East European Plain, 27; common blackbird (*T. merula*), song thrush (*T. philomelos*) and mistle thrush (*T. viscivorus*)); * – 2 to 4 – without polar islands and arctic tundra

наоборот, выше. В Северо-Восточном типе преобладают – бурый, оливковый (*T. obscurus*), малый (*Catharus minimus*), сибирский (*Zoothera sibirica*) и рыжий дрозды. Видовое богатство в целом меньше. В Юго-Восточном типе оно продолжает уменьшаться так же, как и общее обилие. Лидируют дрозды – сизый (*T. hortulorum*), бледный (*T. pallidus*), деряба (*T. viscivorus*), рябинник и синий каменный (*Monticola solitarius*). В Юго-Западном – это чёрный (*T. merula*), певчий, деряба, рябинник и синий каменный дрозды. При этом плотность населения здесь максимальна, а видовое богатство минимально.

Таким образом, в число лидеров чаще всего входят рябинник, певчий дрозд и деряба (в трёх типах) и в двух – рыжий, бурый и синий каменный. Плотность населения уменьшается к востоку и особенно резко (до нуля) к северу в полярных пустынях и арктических тундрах. Видовое богатство увеличивается к югу в западных типах и уменьшается в восточных. Число фоновых видов в восточной части страны к югу возрастает, хотя и всего на один вид.

При повторной факторной классификации вариантов населения дроздов, разделяя каждого из выделенных типов, часть из них можно подразделить на семь подтипов. Не удалось это только по Северо-Западному и Срединному типам. Деление остальных типов совпадало с отличием в облесённости и, отчасти, широтной и высотной теплообеспеченности. Орнитокомплексы застроенных участков слабо отличались от сообществ окружающих местообитаний и входили то в кластер облесённых, то открытых территорий.

Таким образом, неоднородность населения дроздов коррелирует и, видимо, определяется зонально-провинциальными отличиями среды, типом растительности и степенью облесённости. Общая информативность иерархической классификации и структур равна всего 6% дисперсии матрицы сходства по одной тысяче вариантов населения подобранных генератором случайных чисел из всего материала, после усреднения многолетних данных, то есть без учёта годовых отличий, а также без материалов, собранных в полярных пустынях, арктических тундрах, на водоёмах и водотоках, где дрозды не встречены. Множественный коэффициент корреляции неоднородности населения дроздов и основных структурообразующих факторов среды равен 0.23. После усреднения всех показателей в сообществах дроздов по подзонам и поясам с учётом принадлежности к физико-географическим странам, включая полярные пустыни и арктические тундры (с добавлением фиктивного вида), получилось 609 проб. Фиктивный вид введен как показатель 100-процентного сходства нулевых вариантов по полярным пустыням и арктическим тундрам. Информативность структур на уровне типа и подтипа по этой матрице составила 51% (множественный коэффициент корреляции – 0.72).

При районировании Северной Евразии по структурным графам выделено шесть регионов. В первом из них на территории полярных островов и арктических материковых тундр дрозды не встречены. В остальных плотность их населения убывает от Юго-Западного региона к востоку и северу, а в Притихоокеанской части, наоборот, к югу. Видовое богатство максимально в Срединном регионе и снижается от него во все стороны, особенно к востоку. В западных и восточных регионах оно тоже уменьшается к югу.

Распространение и распределение

Классификация видов дроздов по сходству в распределении состоит из семи подтипов (кластеров первого разбиения), которые могут быть объединены в три типа. Первый из них Срединно-Западный включает четыре подтипа, к которым отнесено 12 видов дроздов. Пересечение территорий значимого обилия этих видов свойственно западной и срединной части Северной Евразии, вплоть до восточных границ Северо-Восточной физико-географической страны и Забайкалья. Внутри этого типа можно выделить подтипы по предпочтению северных и южных территорий, а последних ещё преимущественно облесённых или открытых. Кроме того, к четвёртому подтипу отнесены виды, пересекающиеся в распределении в срединных участках. Виды, отнесённые к указанному типу и подтипам, перечислены на графе распределения (рис. 3).

Восточный ряд, аналогичный западному, состоит из двух типов – северного и южного. Южный разделён на два подтипа – в первый вошёл один вид, который характерен для таёжных лесов (белобрюхий дрозд), во второй – те виды, пересечение в распределении которых свойственно широколиственным и лесостепным лесам (пять видов – белогорлый, бледный, сизый, сибирский и пёстрый дрозды).

Информативность такой классификации – 83% дисперсии нормированной матрицы сходства обилия исследуемых видов (множественный коэффициент корреляции – 0.92). Оценка проведена по нормированным для каждого вида показателям по 21 виду дроздов по всем пробам после усреднения по подтипам их населения (без полярных пустынь и арктических тундр).

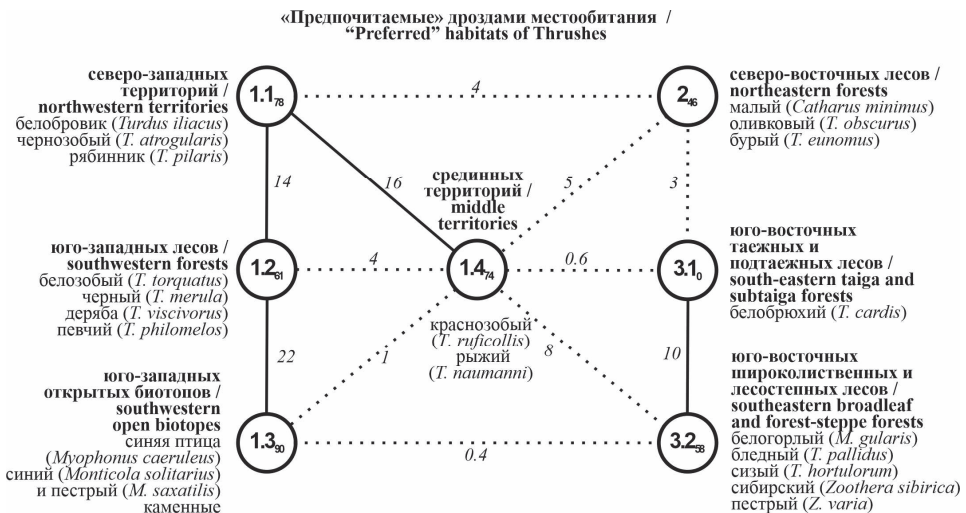


Рис. 3. Типы (1 – 3) и подтипы (1 – 4) распространения и распределения дроздов Северной Евразии: 1 – Срединно-западный, 2 – Северо-восточный, 3 – Юго-восточный. Условные обозначения см. рис. 1

Fig. 3. Types (1–3) and subtypes (1–4) of the propagation and distribution of Thrushes in Northern Eurasia: 1 – Mid-western, 2 – North-eastern, 3 – South-eastern. See Fig. 1 for legend

Численность

Общее количество дроздов в Северной Евразии в границах СССР 1990 г., рассчитанное по исходным показателям суммарного обилия всех видов в среднем на общую площадь физико-географических стран, за исключением арктических тундр и полярных пустынь, равно примерно 426 млн особей (табл. 1). Численность отдельных видов вычисляли с учетом площадей, занимаемых той или иной физико-географической страной. Больше всего на исследуемой территории рябинника – 115 млн (27%), в два раза меньше певчего и черного дроздов, белобровика, а также рыжего и бурого. Относительная ошибка обилия рябинника, певчего дрозда, белобровика, бурого и оливкового дроздов колеблется от ± 6 до $\pm 10\%$. По остальным видам она значительно больше. В среднем по всем видам она равна $\pm 4\%$.

Таблица 1. Обилие и численность дроздов в Северной Евразии в первой половине лета 1880 – 2020 гг.

Table 1. Abundance and number of thrushes in Northern Eurasia in the first half of summer, 1880–2020

Вид / Species	Запас, млн особ. / Stock, mln ind.	Относительная ошибка, % / Relative error, %	Абсолютная ошибка, млн особ. / Absolute error, mln ind.	Нижний предел, млн особ. / Lower limit, mln ind.	Верхний предел, млн особ. / Upper limit, mln ind.	Ср. обилие, особ. / км ² / Average abundance, ind. / km ²
<i>Turdus pilaris</i>	114.55	8.878	10.170	97.573	137.44	7.06
<i>T. philomelos</i>	50.62	9.411	4.764	42.739	61.41	3.21
<i>T. merula</i>	49.52	11.935	5.910	40.131	63.30	2.13
<i>T. iliacus</i>	43.52	7.263	3.161	38.094	50.48	2.52
<i>T. naumanni</i>	23.77	21.145	5.026	16.804	36.50	0.700
<i>T. eunomus</i>	17.72	5.730	1.016	15.935	19.92	0.297
<i>T. atrogularis</i>	12.83	19.305	2.477	9.307	19.02	1.34
<i>T. viscivorus</i>	12.25	27.000	3.307	8.008	20.97	0.887
<i>T. obscurus</i>	10.08	10.148	1.023	8.405	12.41	0.351
<i>T. ruficollis</i>	4.02	17.145	0.690	3.011	5.71	0.198
<i>T. pallidus</i>	2.77	22.280	0.618	1.929	4.35	0.182
<i>T. hortulorum</i>	2.62	31.235	0.820	1.628	4.84	0.176
<i>Zoothera varia</i>	2.59	17.966	0.465	1.916	3.74	0.127
<i>Z. sibirica</i>	2.20	25.740	0.566	1.461	3.68	0.124
<i>Monticola solitarius</i>	1.15	50.492	0.583	0.580	2.86	0.060
<i>M. saxatilis</i>	1.13	52.846	0.600	0.557	2.91	0.085
<i>T. torquatus</i>	0.505	39.885	0.202	0.284	1.07	0.041
<i>M. gularis</i>	0.399	33.695	0.134	0.240	0.767	0.028
<i>Catharus minimus</i>	0.113	36.515	0.041	0.0658	0.227	0.0020
<i>Myophonus caeruleus</i>	0.102	53.587	0.055	0.0498	0.264	0.0048
<i>T. cardis</i>	0.061	115.761	0.071	0.0188	0.298	0.0043
Всего / Total	425.58	3.83199	16.308	395.85	459.78	19.53

Кроме того, среднее обилие дроздов рассчитано по двум тридцатилетним периодам: с 1960 по 1990 г. и далее до 2020 г. (табл. 2). Увеличение обилия во второй период отмечено лишь у шести видов – синего каменного, сизого, бледного, певчего, дерябы и краснозобого. При этом по всем из них отличия были недостоверными. По остальным 15 видам прослежено уменьшение обилия. Из них по шести видам и в целом отличия были достоверными хотя бы по одному из двух послед-

ДРОЗДЫ (TURDIDAE, AVES) СЕВЕРНОЙ ЕВРАЗИИ

них критериев. Это пёстрый каменный, сибирский, чёрный, белобровик, чернозобый и бурый дрозды и в целом по исследуемой группе видов. Таким образом, можно считать, что общая численность дроздов в Северной Евразии за последнее тридцатилетие достоверно уменьшилась, хотя и незначительно – всего на 19%.

Таблица 2. Достоверность отличий обилия дроздов Северной Евразии в 1960 – 1990 и 1991 – 2020 гг.

Table 2. Reliability of differences in the abundance of thrushes in Northern Eurasia in 1960–1990 and 1991–2020

Вид / Species	Особей/км ² / Individuals/km ²		<i>t</i> -тест / <i>t</i> -test	Значение <i>p</i> -value для критерия / <i>p</i> -value for the criterion		
	1960 – 1990 (проб 3708) / 1960–1990 (3708 samples)	1991 – 2020 (проб 3243) / 1991–2020 (3243 samples)		Стьюдента / Student's	Бонферрони / Bonferroni	Бенджамини – Хохберга / Benjamini– Hochberg
<i>Monticola saxatilis</i>	0.107	0.013	2.72	0.01	0.142	0.020
<i>M. solitarius</i>	0.069	0.107	0.58	0.56	12.333	0.685
<i>M. gularis</i>	0.029	0.016	1.43	0.15	3.388	0.282
<i>Myophonus caeruleus</i>	0.007	0.0003	1.86	0.06	1.372	0.125
<i>Zoothera sibirica</i>	0.198	0.021	3.76	0.0002	0.004	0.001
<i>Z. varia</i>	0.146	0.133	0.45	0.65	14.375	0.719
<i>Catharus minimus</i>	0.003	0.0002	0.86	0.39	8.595	0.537
<i>Turdus hortulorum</i>	0.115	0.146	0.56	0.58	12.665	0.667
<i>T. cardis</i>	0.006	0	1.24	0.22	4.742	0.365
<i>T. merula</i>	2.9	1.9	2.29	0.02	0.489	0.049
<i>T. torquatus</i>	0.043	0.010	2.68	0.01	0.161	0.020
<i>T. pallidus</i>	0.159	0.187	0.59	0.55	12.194	0.717
<i>T. obscurus</i>	0.422	0.216	2.53	0.01	0.253	0.028
<i>T. naumanni</i>	0.498	0.247	2.92	0.004	0.078	0.016
<i>T. atrogularis</i>	1.9	0.740	5.87	0.000000005	0.0000001	0.0000001
<i>T. pilaris</i>	10	9.3	0.94	0.35	7.631	0.509
<i>T. iliacus</i>	2.8	2	3.61	0.0003	0.007	0.002
<i>T. philomelos</i>	3.1	3.5	1.09	0.28	6.109	0.436
<i>T. viscivorus</i>	0.625	0.656	0.28	0.78	17.139	0.816
<i>T. ruficollis</i>	0.192	0.197	0.08	0.93	20.531	0.933
<i>T. eunomus</i>	0.066	0.429	5.15	0.0000003	0.0000006	0.0000003
Bcero / Total	23.6	19.8	2.89	0.004	0.085	0.014

Примечание. Жирным шрифтом обозначены достоверные отличия ($p < 0.05$).

Note. Significant differences ($p < 0.05$) are shown in bold.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, в число лидеров в Северной Евразии чаще всего входят рябинник, певчий дрозд и деряба в трёх типах населения и в двух – рыжий, бурый и синий каменный. Плотность населения уменьшается к востоку и особенно резко (до нуля) в полярных пустынях и арктических тундрах. Число фоновых видов в восточной части страны к югу возрастает, хотя и незначительно – всего на один вид. Видовое богатство увеличивается к югу в западных типах и уменьшается в восточных. Скорее всего, это связано с проникновением видов с запада на восток и в обратном направлении, а также к югу по Берингийскому мосту.

После усреднения всех данных по подзонам и поясам, с учётом принадлежности к физико-географическим странам, включая полярные пустыни и арктические тундры с фиктивным видом, по дроздам получилось 609 проб. Информативность структур на уровне типа и подтипа по этой матрице составила 51% (множественный коэффициент корреляции – 0.72).

При районировании населения дроздов Северной Евразии по структурным гра́фам выделено шесть регионов. В первом из них, на территории полярных островов и арктических материковых тундр, дрозды не встречены. В остальных плотность их населения убывает от Юго-Западного региона к северу и востоку, а в Притихоокеанской части, наоборот, к югу. Видовое богатство максимально в Срединном регионе и снижается от него во все стороны, особенно к востоку, если не считать территории, где дроздов нет. К югу в западных и восточных регионах оно тоже уменьшается.

Общая численность дроздов в Северной Евразии в границах СССР 1990 г. равна примерно 426 млн особей. Больше всего рябинника (27%), почти вдвое меньше певчего дрозда, чёрного и белобровика. Численность остальных видов существенно меньше.

За 30 лет с 1990 г., по сравнению с предыдущим тридцатилетием, в Северной Евразии отмечено достоверное, хотя и незначительное снижение летнего обилия дроздов (на 19%).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

Atlas SSSR [Atlas of the USSR]. Moscow, Glavnoe upravlenie geodezii i kartografii pri Sovete Ministrov SSSR Publ., 1983. 260 p. (in Russian).

Ivanov A. I. *Katalog ptits SSSR* [Catalog of Birds of the USSR]. Leningrad, Nauka, 1976. 275 p. (in Russian).

Narkevich A. N., Vinogradov K. A., Grjibovski A. M. Multiple comparisons in biomedical research: The problem and its solutions. *Human Ecology*, 2020, no. 10, pp. 55–64 (in Russian). <https://doi.org/10.33396/1728-0869-2020-10-55-64>

Ravkin Yu. S., Bogomolova I. N. Distribution and structure of bird assemblage in Northern Eurasia in the first half of summer. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2022, no. 4, pp. 452–473 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2022-4-452-473>

Ravkin Yu. S., Efimov V. M. Data bank on the number and distribution of animals within the Former USSR. In: *Development of the Biodiversity Databases – Experience, Problems, Decisions: Proceedings of the International Scientific and Practical Conference*. Barnaul, Arktika, 2009, pp. 205–214 (in Russian).

Ravkin Yu. S., Livanov S. G. *Faktornaja zoogeografija* [Factor Zoogeography]. Novosibirsk, Nauka, 2008. 205 p. (in Russian).

Ravkin Yu. S., Odintsev O. A., Bogomolova I. N. Specificity of studying spatial and typological variations in bird assemblages across certain species groups and their distribution (using the example of Corvidae). *Contemporary Problems of Ecology*, 2023, vol. 16, no. 1, pp. 19–29. <https://doi.org/10.1134/s1995425523010079>

Ravkin Yu. S., Tsybulin S. M., Ananin A. A., Zheleznova T. K., Vartapetov L. G., Yudin V. A., Zhukov V. S., Preobrazhenskaya E. S., Stishov M. S., Toropov K. V., Ravkin E. S., Bogomolova I. N., Chesnokova S. V., Lyalina M. I. Ecological and geographical organization and structure of the summer bird assemblages of Northern Eurasia. *Zhurnal obshchei biologii*, 2022, vol. 83, no. 4, pp. 302–320 (in Russian). <https://doi.org/10.31857/S0044459622040066>

Thrushes (Turdidae, Aves) of Northern Eurasia: Their abundance, distribution and population characteristics

Yu. S. Ravkin ^{1✉}, V. M. Efimov ^{1,2}, I. P. Kokorina ¹, I. N. Bogomolova ¹

¹ *Institute of Systematics and Ecology of Animals,
Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences
11 Frunze St., Novosibirsk 630091, Russia*

² *National Research Tomsk State University
36 Lenina Avenue, Tomsk 634050, Russia*

Received: January 14, 2024 / revised: December 26, 2024 / accepted: February 8, 2025 / published: July 24, 2025

Abstract. The article presents the results of our research on the population size, distribution, and characteristics of thrushes in Northern Eurasia within the 1990 USSR boundaries. The study utilized data from the Zoological Monitoring Laboratory's database, collected intermittently between 1880 and 2022 (primarily since 1960) during bird surveys conducted from May 16 to July 15 along routes with a total length of approximately 165,000 km. Based on factor classification, six types of thrush populations were identified, whose boundaries correlate with climatic and geographical environmental features. Additionally, seven subtypes of communities were distinguished, varying in boundaries depending on forest coverage and thermal conditions. It was found that thrush population density and species richness increased in southern and western regions, while thrushes are absent in polar deserts and Arctic tundras. The research methodology, including cluster analysis data processing and the introduction of null species to account for extreme habitats, enhanced the informativeness of the classifications. The study results can be applied in conservation activities and ecosystem health assessments.

Keywords: blackbirds, summer abundance, long-term dynamics, distribution, distribution, Northern Eurasia

Funding: The study made by the Fundamental Science Research Program of the state academies for 2021–2025 years (project FWGS – 2021-0002).

Ethics approval and consent to participate: This work does not contain any studies involving human and animal subjects.

Competing interests: The authors have declared that no competing interests exist.

For citation: Ravkin Yu. S., Efimov V. M., Kokorina I. P., Bogomolova I. N. Thrushes (Turdidae, Aves) of Northern Eurasia: Their abundance, distribution and population characteristics. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2025, no. 2, pp. 197–209 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-197-209>

✉ *Corresponding author.* Laboratory of Zoomonitoring of the Institute of Systematics and Ecology of Animals of Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Russia.

ORCID and e-mail addresses: Yury S. Ravkin: <https://orcid.org/0000-0002-9761-6455>, ypravkin@bk.ru; Vadim M. Efimov: <https://orcid.org/0000-0003-3035-8049>, vmefimov2@yandex.ru; Irina P. Kokorina: <https://orcid.org/0009-0007-8416-3817>, irina@kokorina21.ru; Irina N. Bogomolova: <https://orcid.org/0000-0002-8806-701X>, i3335907@mail.ru.

Оригинальная статья

УДК 574.586.583

<https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-210-221>

ПИГМЕНТНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ АЛЬГОЦЕНОЗОВ МАЛЫХ РЕК СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО ПОБЕРЕЖЬЯ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

Е. В. Станиславская , А. Л. Афанасьева

Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН,

Институт озерадения РАН

Россия, 196105, г. Санкт-Петербург, ул. Севастьянова, д. 9

Поступила в редакцию 30.03.2024 г., после доработки 30.10.2024 г., принята 12.11.2024 г., опубликована 24.07.2025 г.

Аннотация. Приведены данные по пространственной динамике содержания хлорофиллов *a*, *b* и *c*, каротиноидов и пигментных индексов фитопланктона и перифитона малых рек северо-западного побережья Ладожского озера. Содержание хлорофилла *a* в фитопланктоне рек изменялось от 1.8 до 49.8 мг/м³, в перифитоне – от 8.5 до 262 мкг/г субстр., что соответствует мезотрофному, слабо эвтрофному, а на отдельных участках рек эвтрофному статусу. Концентрация хлорофилла *a* в фитопланктоне рек Авлога и Вьюн снижалась к устью, в р. Морье она увеличивалась вниз по течению, в р. Сосновке распределялась достаточно равномерно. Содержание хлорофилла *a* в обрастаниях рек Авлога и Сосновка возрастало вниз по течению, в реках Морье и Вьюн снижалось. В сумме хлорофиллов в обоих альгоценозах преобладал хлорофилл *a* (56 – 96%). Соотношения дополнительных пигментов (хлорофиллы *b* и *c*) указывали на доминирование зеленых, диатомовых и эвгленовых водорослей в исследованных сообществах. Сопоставление пигментов, каротиноидов, их соотношений и анализ пигментных индексов выявили благоприятные условия для функциональной активности обоих сообществ, что позволило отнести исследованные реки к разряду слабо загрязненных. Для фитопланктона выявлена достоверная связь пигментных характеристик со структурными показателями.

Ключевые слова: малые реки, фитопланктон, перифитон, хлорофиллы *a*, *b* и *c*, каротиноиды, пигментные индексы, трофический статус

Соблюдение этических норм. В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Для цитирования. Станиславская Е. В., Афанасьева А. Л. Пигментные характеристики альгоценозов малых рек северо-западного побережья Ладожского озера // Поволжский экологический журнал. 2025. № 2. С. 210 – 221. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-210-221>

 Для корреспонденции. Лаборатория гидробиологии Института озерадения РАН (ИНОЗ РАН – СПб ФИЦ РАН).

ORCID и e-mail адреса: Станиславская Елена Владимировна: <https://orcid.org/0000-0002-2897-7636>, stanlen@mail.ru; Афанасьева Анна Леонидовна: <https://orcid.org/0000-0001-7282-1383>, afal359@mail.ru.

ВВЕДЕНИЕ

Являясь основой любой гидрографической сети, малые реки играют важную роль в формировании экологического состояния более крупных водных систем, оставаясь наименее изученными. Они, как правило, являются наиболее чувствительными к любым проявлениям различного рода хозяйственной деятельности на водосборах (Komulainen, 2004; Krylova et al., 2021). Под влиянием антропогенных нагрузок происходят значительные перестройки всех режимов рек, что приводит к изменению качества их вод. Важной составной частью автотрофного звена экосистем малых рек являются водоросли планктона и перифитона. Их структура и функционирование определяют, как трофический статус водотоков, так и их экологическое состояние (Trifonova, 1990; Mosisch et al., 1999; Belyaeva, 2005; Meteleva, 2017; Belyaeva, Aristova, 2020). Исследования показали, что наиболее важными функциональными параметрами, определяющими физиологическое состояние и активность водорослей, являются фотосинтетические пигменты и их различные соотношения (Mineeva, 2004; Sigareva, Lyashenko, 2004; Cano et al., 2008; Chai et al., 2016; Stanislavskaya, 2016; Belyaeva, 2017; Yavorskaya, 2017; Gorokhova, 2018).

Целью работы было изучение динамики содержания фотосинтетических пигментов фитопланктона и перифитона, определение трофического статуса малых рек, а также анализ связи пигментных характеристик альгоценозов с их основными структурными показателями.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Фитопланктон и перифитон четырех малых рек северо-западного побережья Ладожского озера изучали в июле 2019 – 2021 гг. Исследования проводили на 3-4 станциях рек Авлога, Морье, Вьюн и Сосновка (рис. 1). Реки Авлога и Морье непосредственно впадают в Ладожское озеро, р. Сосновка – в оз. Суходольское, р. Вьюн – в р. Бурную, имеющую сток в Ладожское озеро (см. рис. 1). Водосборные бассейны исследованных рек относятся к Балтийскому бассейновому округу и находятся в юго-восточной части Карельского перешейка. Реки значительно различаются как по морфологическим, так и по гидрологическим характеристикам (табл. 1). Для водосборов рек характерна достаточно высокая освоенность и значительная заболоченность. Основными источниками антропогенного воздействия на водосборах являются торфоразработки, полигоны твердых бытовых отходов, сельскохозяйственные фермы, посёлки и большое количество садоводств. Р. Вьюн испытывает максимальную антропогенную нагрузку в нижнем течении, реки Морье, Авлога и Сосновка – в верхнем и среднем течении.

Все исследованные реки имеют относительно низкую минерализацию воды ($\Sigma_{\text{ион}}$): 34 – 130 мг/л. Минимальная минерализация характерна для рек Вьюн и Морье, максимальная – для р. Авлога. Максимальная цветность (220 град. по платино-кобальтовой шкале) зафиксирована в среднем и нижнем течении р. Морье, где водосбор сильно заболочен. Цветность воды других рек изменялась от 20 до 60 град. Значения водородного показателя варьировали от 6.5 до 7.7, определяя нейтральную реакцию среды. Наибольшие величины pH отмечались в реках Сосновка и Авлога, минимальные – в р. Морье. По содержанию основных биогенных

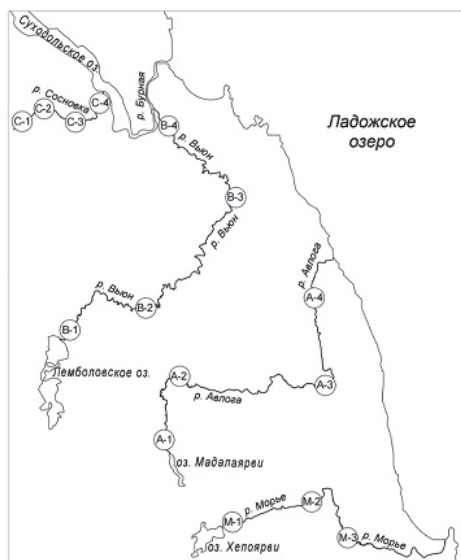


Рис. 1. Карта-схема района исследований и расположение станций отбора проб (по: <https://yandex.ru/maps/>)

Fig. 1. A schematic map of the study area and sampling stations (from: <https://yandex.ru/maps/>)

Содержание хлорофиллов и каротиноидов определяли стандартным спектрофотометрическим методом в смешанном 90% ацетоновом экстракте и рассчитывали по формулам Джеффри и Хамфри и Парсонса и Стрикленда (Parsons, Strickland, 1963; Jeffrey, Humphrey, 1975).

Таблица 1. Гидрологические и морфологические характеристики исследованных рек
Table 1. Hydrological and morphological characteristics of the studied rivers

Река / River	S водосбора, км ² / Catchment area, km ²	Длина, км / Length, km	Ширина, м / Width, m	Глубина, м / Deep, m	Скорость течения, м/с Current speed, m/s
Авлога / Avloga	375	54	4–10	0.4–0.6	0.01–0.07
Море / Mor'ye	478	43	10–16	1.2–2.3	0.03–0.05
Вьюн / V'yun	544	44	10–15	0.7–1.5	0.3–3.0
Сосновка / Sosnovka	130	15	2.5–6.0	0.7–2.0	0.4–0.6

Всего было отобрано по 15 проб фитопланктона и 15 проб перифитона и столько же на содержание фотосинтетических пигментов.

При использовании описательной статистики применяли среднюю арифметическую, стандартное отклонение и размах варьирования (*min* – *max*). Связь между пигментными и структурными характеристиками рек оценивали методом корреляционного анализа (корреляционный анализ, коэффициент корреляции Пирсона, *r*). Статистические различия признавали значимыми при $p < 0.05$. Статистическая

элементов реки имеют мезотрофный, слабо эвтрофный и эвтрофный трофический статус.

Реки отличались слабым развитием высшей водной растительности, что связано с морфологическим строением берегов (крутые склоны), высокими скоростями течения на отдельных участках рек и затенением их русел деревьями и кустарниками.

Количественные пробы фитопланктона отбирали с поверхности, фиксировали раствором Люголя, концентрировали осадочным способом и просчитывали в камере Нажотта объёмом 0.05 мл (Trifonova, 1990). Пробы перифитона собирали с высших водных растений: хвоща (*Equisetum fluviatile* L.), ежеголовника (*Sparganium emersum* Rehm.) и стрелолиста (*Sagittaria sagittifolia* L.), преобладающих в реках. Сбор и обработка образцов осуществлялась по методике, применяемой в Институте озерадения РАН (Stanislavskaya, Trifonova, 1984).

обработка выполнена в пакетах программ Excel 10.0 (Microsoft Corp., USA) и Statistica 6.1 (StatSoft Inc., OK, USA).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Содержание фотосинтетических пигментов в обоих альгоценозах исследованных рек изменялось в широких пределах (табл. 2, 3). Пигментный состав, как фитопланктона, так и перифитона, был сходен, в нём преобладал хлорофилл *a*, что характерно для большинства водоёмов и водотоков умеренной зоны (Trifonova, 1990; Cano et al., 2008; Lindström et al., 2004; Gorokhova, Zinchenko, 2018; Mineeva, Metelyeva, 2019; Yavorskaya, Klimin, 2019).

Таблица 2. Содержание пигментов в фитопланктоне рек в июле 2019 – 2021 гг., мг/м³

Table 2. Pigment content in river phytoplankton in July 2019–2021, mg/m³

Станции / Stations	Хл <i>a</i> / Chl <i>a</i>	Хл <i>b</i> / Chl <i>b</i>	Хл <i>c</i> / Chl <i>c</i>	Каротиноиды / Carotenoids	К/Хл <i>a</i> / Car/Chl <i>a</i>
A-1	43.2±4.0	1.2±0.3	0.1±0.2	40.3±3.2	0.93
A-2	5.5±2.5	0.1±0.02	0.5±0.15	3.1±1.1	0.56
A-3	2.7±1.5	0.3±0.01	0.6±0.1	2.0±0.05	0.74
A-4	2.1±2.3	0.2±0.03	4.1±0.03	1.5±0.3	0.4
M-1	5.3±1.2	0.2±0.01	0.9±0.04	3.7±1.7	0.69
M-2	2.1±0.5	0.2±0.1	0.1±0.02	0.9±0.3	0.4
M-3	10.3±2.2	1.7±0.5	1.8±0.6	4.7±1.2	0.45
B-1	49.8±3.8	0.2±0.05	2.8±0.6	31.3±4.6	0.62
B-2	6.4±2.1	1.5±0.3	0.8±0.2	7.6±3.2	1.2
B-3	6.3±1.6	0.8±0.2	0.9±0.3	5.0±0.22	0.79
B-4	6.9±2.6	1.2±0.15	1.5±0.5	3.4±1.1	0.49
C-1	1.8±0.6	0.7±0.2	0.9±0.4	1.9±0.4	1.1
C-2	3.2±1.8	1.0±0.31	0.1±0.03	7.7±2.3	2.4
C-3	2.9±0.6	0.2±0.02	1±0.01	2.5±1.3	0.86
C-4	2.7±1.2	0.8±0.02	1.8±0.01	2.3±0.3	0.82

Примечание. А-1 – А-4 – станции на р. Авлоге, М-1 – М-3 – станции на р. Морье, В-1 – В-4 – станции на р. Вьюн, С-1 – С-4 – станции на р. Сосновке.

Note: А-1–А-4 – stations on r. Avloga, М-1–М-3 – stations on r. Mor'ye, В-1–В-4 – stations on r. V'yun, С-1–С-4 – stations on r. Sosnovka.

В фитопланктоне рек концентрация хлорофилла *a* варьировала от 1.8 до 49.8 мг/м³ и составляла 56 – 90% суммы хлорофиллов (см. табл. 2). Максимальной она была на станциях в истоках рек Авлога (ст. А-1) и Вьюн (В-1), вытекающих из эвтрофных озёр. Минимальные величины отмечались в р. Сосновке, что связано с высокой мутностью и большой скоростью течения в ней. Содержание хлорофилла *a* по станциям в реках различалось. В реках Авлога и Вьюн оно значительно снижалось к устью, в р. Морье увеличивалось вниз по течению. В р. Сосновке содержание хлорофилла *a* было минимальным в истоке и равномерно распределялось вниз по течению (см. табл. 2).

Известно, что различные отделы водорослей различаются по составу фотосинтетических пигментов. Для зелёных и эвгленовых водорослей наряду с хлорофиллом *a* характерно наличие хлорофилла *b*. Динофитовые, золотистые, диатомо-

вые и желтозелёные водоросли в дополнение к основному пигменту содержат хлорофилл *c* (Britton, 1986; Mineeva, 2004; Sidelev, Babanazarova, 2008; Meteleva, 2017). В фитопланктоне рек дополнительные зелёные пигменты (хлорофиллы *b* и *c*), составляли 0.2 – 32% и 3.0 – 35% суммы хлорофиллов соответственно. Максимальные концентрации хлорофилла *b* были отмечены в нижнем течении р. Морьи (ст. М-3) при значительном развитии рафидофитовой водоросли *Gonyostomum semen* (Ehr.) Diesing (рис. 2, см. табл. 2). Наибольшее содержание хлорофилла *c* отмечалось на станциях рек Авлога (А-4) и Вьон (В-1), где в планктоне основную роль играли диатомовые водоросли (см. рис. 2). Изменение содержания каротиноидов по станциям соответствует динамике хлорофилла *a*. Наибольшие концентрации каротиноидов отмечались на тех же станциях в истоках рек Авлога и Вьон, где содержание хлорофилла *a* было максимальным (см. табл. 2). Минимальное содержание жёлтых пигментов обнаружено во всех реках на тех станциях, где концентрации хлорофилла *a* были низкими.

Таблица 3. Коэффициенты корреляции фотосинтетических пигментов и пигментных индексов со структурными характеристиками фитопланктона рек

Table 3. Correlation coefficients of the photosynthetic pigments and pigment indices with the structural characteristics of river phytoplankton

Показатель / Parametr	$B_{\text{диат.}} / B_{\text{Bacillar.}}$	$B_{\text{зелён.}} / B_{\text{Chloroph.}}$	$B_{\text{цианоб.}} / B_{\text{Cyanobac.}}$	$B_{\text{эвгл.}} / B_{\text{Euglenoph.}}$	$B_{\text{крипт.}} / B_{\text{Cryptoph.}}$	$B_{\text{диноф.}} / B_{\text{Dinoph.}}$	$B_{\text{золот.}} / B_{\text{Chrysoph.}}$	$B_{\text{общ.}} / B_{\text{Total}}$
Хлорофилл <i>a</i> / Chlorophyll <i>a</i>	0.60	0.89	0.87	0.76	0.63	0.82	0.17	0.81
Хлорофилл <i>b</i> / Chlorophyll <i>b</i>	-0.19	-0.32	-0.16	-0.20	-0.19	-0.15	-0.03	-0.22
Хлорофилл <i>c</i> / Chlorophyll <i>c</i>	-0.12	0.17	0.34	0.04	-0.07	0.11	-0.02	0.03
Хлорофилл общ. / Chlorophyll total	0.51	0.81	0.83	0.68	0.55	0.75	0.15	0.72
Хлорофилл <i>a</i> , % / Chlorophyll <i>a</i> , %	0.48	0.64	0.44	0.65	0.49	0.46	0.21	0.56
Хлорофилл <i>b</i> , % / Chlorophyll <i>b</i> , %	-0.40	-0.61	-0.42	-0.56*	-0.40	-0.42	-0.24	-0.50
Хлорофилл <i>c</i> , % / Chlorophyll <i>c</i> , %	-0.48	-0.58	-0.38	-0.61	-0.46	-0.41	-0.15	-0.54
Каротиноиды (К) / Carotenoids (Car)	0.66	0.80	0.79	0.74	0.69	0.84	-0.21	0.82
К/Хл <i>a</i> / Car/Chl <i>a</i>	-0.16	-0.27	-0.20	-0.26	-0.16	-0.15	-0.16	-0.22
ПИ E ₄₃₀ /E ₆₆₅ / PI E ₄₃₀ /E ₆₆₅	-0.22	-0.29	-0.16	-0.20	-0.23	-0.21	-0.28	-0.25
ПИ E ₄₈₀ /E ₆₆₄ / PI E ₄₈₀ /E ₆₆₄	-0.17	-0.27	-0.22	-0.27	-0.16	-0.16	-0.07	-0.23

Примечание. $B_{\text{диат.}}$ – биомасса диатомовых водорослей, $B_{\text{зелён.}}$ – биомасса зеленых водорослей, $B_{\text{цианоб.}}$ – биомасса цианобактерий, $B_{\text{эвгл.}}$ – биомасса эвгленовых водорослей, $B_{\text{крипт.}}$ – биомасса криптофитовых водорослей, $B_{\text{динофит.}}$ – биомасса динофитовых водорослей, $B_{\text{золот.}}$ – биомасса золотистых водорослей, $B_{\text{общ.}}$ – общая биомасса фитопланктона, ПИ – пигментный индекс. Жирным шрифтом отмечены значимые корреляции ($p < 0.05$) ($n = 15$).

Note. $B_{\text{Bacillar.}}$ is the biomass of Bacillariophyta, $B_{\text{Chloroph.}}$ the biomass of Chlorophyta, $B_{\text{Cyanobac.}}$ the biomass of Cyanobacteria, $B_{\text{Euglenoph.}}$ the biomass of Euglenophyta, $B_{\text{Cryptoph.}}$ the biomass of Cryptophyta, $B_{\text{Dinoph.}}$ the biomass of Dinophyta, $B_{\text{Chrysoph.}}$ the biomass of Chrysophyta, B_{Total} is the total biomass, PI – Pigment Index. Significant correlations ($p < 0.05$) are indicated in bold ($n = 15$).

Соотношение между содержанием хлорофилла *a* и каротиноидами (К/Хл *a*) отражает физиологическое состояние водорослей и обеспеченность биогенными элементами (Mineeva, 2004; Sigareva, Lyashenko, 2004; Belaya, Khristoforova, 2011; Yavorskaya, Klimin, 2019). Как правило, низкие значения этого соотношения (<1)

свидетельствуют о благополучном состоянии водорослей и наличии благоприятных условий для их развития. Соотношения > 1 указывают на снижение физиологической активности водорослей и ухудшение экологического состояния водного объекта. В исследованных реках соотношения К/Хл *a* в планктоне в целом были низкими (< 1), что может быть признаком удовлетворительного состояния водорослей (см. табл. 2). Исключение составляли станции на реках Сосновка (С-1 и С-2) и Вьюн (В-2), где этот показатель выше 1, что может свидетельствовать о нарушении нормального развития фитопланктона и присутствии сдерживающих факторов, скорее всего антропогенных (станции расположены в пределах поселков).

Разнообразие состава доминирующих групп водорослей фитопланктона на протяжении рек отражалось на их количественном развитии. Биомасса фитопланктона в реках изменялась от 0.15 до 27.6 г/м³, но в целом была относительно невысокой (см. рис. 2, табл. 2). Выделялись станции на реках Авлога (А-1) и Вьюн (В-1), где были зафиксированы максимальные значения биомассы планктона, содержания хлорофилла *a* и каротиноидов (см. рис. 2, табл. 2).

По содержанию хлорофилла *a* и уровню биомассы фитопланктона все исследованные реки можно отнести к разряду мезотрофных и слабо эвтрофных, а на отдельных станциях – эвтрофных (Trifonova, 1990; Mineeva, 2004; Burkova, 2012; Adamovich, Zhukova, 2014).

Статистический анализ выявил высокие значимые коэффициенты корреляции между пигментными характеристиками фитопланктона с общей биомассой и биомассой различных отделов водорослей. Наиболее высокие коэффициенты отмечаются между хлорофиллом *a*, общим хлорофиллом (Хл *a* + Хл *b* + Хл *c*) и биомассой зелёных водорослей и цианобактерий (см. табл. 3). Кроме того, выявлена положительная связь биомассы отделов водорослей с содержанием каротиноидов. Однако значимых корреляций соотношения К/Хл *a* и пигментных индексов (ПИ

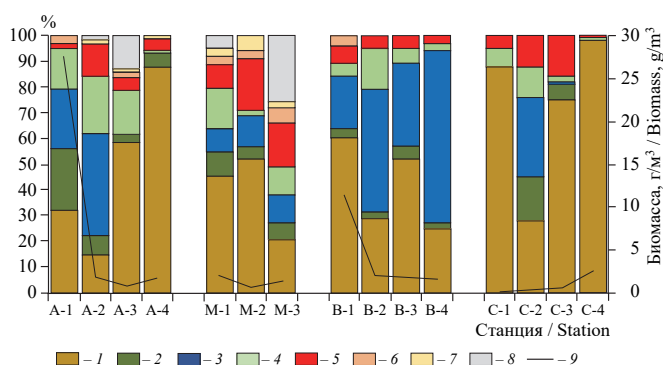


Рис. 2. Процентное соотношение отделов водорослей и общая биомасса в фитопланктоне рек в июле 2019 – 2021 гг.: 1 – диатомовые водоросли, 2 – зеленые водоросли, 3 – цианобактерии, 4 – эвгленовые водоросли, 5 – криптофитовые водоросли, 6 – динофитовые водоросли, 7 – золотистые водоросли, 8 – рафидофитовые водоросли, 9 – общая биомасса фитопланктона; А-1 – А-4 – станции на р. Авлоге, М-1 – М-3 – станции на р. Морье, В-1 – В-4 – станции на р. Вьюн, С-1 – С-4 – станции на р. Сосновке

Fig. 2. Percentage of the algae phylums and total biomass in river phytoplankton in July, 2019–2021: 1 – Bacillariophyta, 2 – Chlorophyta, 3 – Cyanobacteria, 4 – Euglenophyta, 5 – Cryptophyta, 6 – Dinophyta, 7 – Chrysophyta, 8 – Rhaphidophyta, 9 – total biomass; А-1–А-4 – stations on r. Avloga, М-1–М-3 – stations on r. Mor'ye, В-1–В-4 – stations on r. V'yun, С-1–С-4 – stations on r. Sosnovka

E₄₃₀/E₆₆₅, ПИ E₄₈₀/E₆₆₄) со структурными элементами фитопланктонного сообщества выявлено не было.

Так же, как и в фитопланктоне, в перифитоне исследованных рек наблюдалось неравномерное распределение содержания фотосинтетических пигментов по станциям (табл. 4). В целом концентрация хлорофилла *a* варьировала от 8.5 до 262 мкг/г субстр. и определяла 69 – 95% общей суммы пигментов. Максимальное содержание хлорофилла *a* отмечалось в перифитоне р. Сосновка, в других реках оно было ниже и могло меняться на порядок по станциям. В отличие от фитопланктона, в обрастаниях рек Авлога и Сосновка содержание хлорофилла *a* увеличивалось вниз по течению, в реках Морье и Вьюн – снижалось (см. табл. 4).

Таблица 4. Содержание пигментов в перифитоне рек в июле 2019 – 2021 гг., мкг/г субстр.
Table 4. Pigment content in the river periphyton in July 2019–2021, µg/g substr.

Станции / Stations	Хл <i>a</i> / Chl <i>a</i>	Хл <i>b</i> / Chl <i>b</i>	Хл <i>c</i> / Chl <i>c</i>	Каротиноиды / Carotenoids	К/Хл <i>a</i> / Car/Chl <i>a</i>
A-1	71.7±6.5	3.0±1.3	5.0±0.3	55.5±5.3	0.77
A-2	33±2.5	4.0±1.1	6.0±0.4	25.0±3.2	0.75
A-3	140±6.9	8.0±1.5	11.0±0.5	67.0±6.2	0.47
A-4	150±7.1	12.0±1.6	25.0±0.6	76.0±5.6	0.50
M-1	231±10.5	15.6±2.3	9.8±0.6	168.0±10.6	0.72
M-2	16.1±2.6	6.0±0.5	1.2±0.1	10.0±2.3	0.62
M-3	157.1±6.8	5.7±0.6	8.0±0.3	100.0±9.6	0.63
B-1	227±7.1	15.2±3.1	21.7±0.5	147.0±11.3	0.64
B-2	15.2±3.6	1.0±0.4	0.63±0.1	11.0±2.6	0.72
B-3	17.6±4.2	2.0±0.7	0.63±0.3	12.0±2.2	0.68
B-4	8.5±1.5	2.0±0.5	0.36±0.1	6.5±1.6	0.76
C-1	15.1±3.4	2.3±0.9	2.8±0.2	8.4±1.3	0.55
C-2	186.0±6.4	8.1±1.3	0.82±0.3	120.0±8.6	0.64
C-3	262.0±10.9	11.0±2.1	14.6±0.4	164.0±2.6	0.62
C-4	222.0±2.6	7.0±1.3	35.6±0.5	113.0±3.2	0.50

Примечание. Условные обозначения см. табл. 2.

Note. Designations as in Table 2.

Дополнительные зелёные пигменты составляли 4 – 25% (хлорофилл *b*) и 3 – 14% (хлорофилл *c*), т. е. их содержание было ниже, чем в фитопланктоне. Возможно, это определялось менее разнообразным таксономическим составом обрастаний (рис. 3). Содержание каротиноидов в перифитоне также изменялось соответственно концентрациям хлорофилла *a* и было максимальным на тех же станциях. Соотношения К/Хл *a* в целом были низкими (<1), что отражало высокую фотосинтетическую активность водорослей перифитона (см. табл. 4).

Биомасса перифитона изменялась в широких пределах: от 2.9 до 219.5 мг/г субстр., но в среднем развитие перифитона во всех реках было на одном уровне. Биомассу перифитона определяли в основном диатомовые, а также зеленые и эвгленовые водоросли. В нижнем течении р. Вьюн в перифитоне развивались прикрепленные цианобактерии (см. рис. 3).

Проведенный корреляционный анализ данных по перифитону рек выявил отсутствие связи между его пигментными и структурными характеристиками

ПИГМЕНТНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ АЛЬГОЦЕНОЗОВ МАЛЫХ РЕК

(табл. 5). Отмечается слабая достоверная связь хлорофилла с и его процентного содержания с биомассой диатомовых водорослей, а также пигментного индекса E_{480}/E_{664} с биомассой цианобактерий.

В отечественных шкалах оценки трофического уровня по содержанию фотосинтетических пигментов и биомассы перифитона (Oksiyuk et al., 1994; Shcherbak, Semenyuk, 2011; Sirotsky, 2014) количественные характеристики рассчитаны на $\text{мкг}/\text{м}^2$ субстр., тогда как наши данные измеряются в $\text{мкг}/\text{г}$ субстр., что не позволяет использовать их для определения трофического статуса.

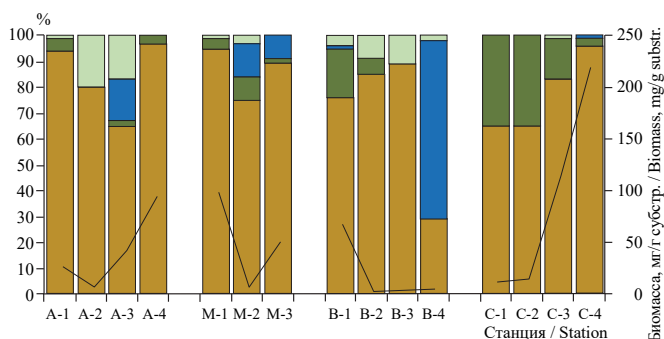


Рис. 3. Процентное соотношение отделов водорослей и общая биомасса в перифитоне рек в июле 2019 – 2021 гг. Условные обозначения см. рис. 2

Fig. 3. Percentage of the algae phylums and total biomass in river periphyton in July, 2019–2021. Designations as in Fig. 2

Таблица 5. Коэффициенты корреляции фотосинтетических пигментов и пигментных индексов со структурными характеристиками перифитона рек

Table 5. Correlation coefficients of the photosynthetic pigments and pigment indices with the structural characteristics of river periphyton

Показатель / Parametr	$B_{\text{диат.}} / B_{\text{bacillar.}}$	$B_{\text{зелён.}} / B_{\text{chloroph.}}$	$B_{\text{цианоб.}} / B_{\text{cyanobac.}}$	$B_{\text{эвгл.}} / B_{\text{euglenoph.}}$	$B_{\text{общ.}} / B_{\text{total}}$
Хлорофилл <i>a</i> / Chlorophyll <i>a</i>	0.20	0.16	-0.06	0.13	0.22
Хлорофилл <i>b</i> / Chlorophyll <i>b</i>	0.01	0.11	-0.02	0.05	0.01
Хлорофилл <i>c</i> / Chlorophyll <i>c</i>	0.38	-0.01	-0.02	0.09	0.33
Хлорофилл общ./ Chlorophyll total	0.21	0.15	-0.05	0.13	0.22
Хлорофилл <i>a</i> % / Chlorophyll <i>a</i> %	0.02	0.21	0.01	0.17	0.15
Хлорофилл <i>b</i> % / Chlorophyll <i>b</i> %	-0.31	-0.12	-0.12	-0.17	-0.36
Хлорофилл <i>c</i> % / Chlorophyll <i>c</i> %	0.38	-0.22	0.16	-0.08	0.23
Каротиноиды / Carotenoids	0.19	0.22	-0.04	0.12	0.20
К/Хл <i>a</i> / Car/Chl <i>a</i>	-0.09	0.01	-0.12	-0.15	-0.21
ПИ E_{430}/E_{664} / PI E_{430}/E_{664}	0.04	0.05	0.04	0.16	0.03
ПИ E_{480}/E_{664} / PI E_{480}/E_{664}	-0.2	0.24	0.34	0.25	-0.16

Примечание. Условные обозначения см. табл. 3.

Note. Designations as in Table 3.

Для характеристики физиологического состояния альгоценозов также используют пигментные индексы. В исследованных реках значения пигментного индекса E_{480}/E_{664} в фитопланктоне изменялись от 0.1 до 2.9, в перифитоне – от 0.4 до 0.8. Величины пигментного индекса E_{430}/E_{665} изменялись от 1.5 до 5.6 в фитопланктоне и от 1.7 до 2.3 в перифитоне. Высокие значения этих индексов указывают на воз-

действие неблагоприятных факторов среды и ухудшение физиологического состояния водорослей. Наиболее высокие величины этих индексов были отмечены на станциях рек Сосновки и Вьюн. В реках Авлога и Морье их величины были ниже и изменялись в пределах, характеризующих нормальную жизнедеятельность водорослей в обоих альгоценозах. Следует отметить, что наблюдалось сходство динамики индексов, рассчитанных для фитопланктона и перифитона, что свидетельствует о том, что они достаточно хорошо отражают увеличение или снижение фотосинтетической активности водорослей.

Величины двух пигментных индексов, рассчитанных для альгоценозов исследованных рек, сопоставимы с величинами, приводимыми для водоёмов и водотоков различных регионов (Mineeva, 2004; Sigareva, Lyashenko, 2004; Belaya, Khristoforova, 2011; Yavorskaya, 2017; Mineeva, Metelyeva, 2019).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Для фитопланктона и перифитона исследованных рек характерна пространственная динамика фотосинтетических пигментов и пигментных индексов, которая в большой степени определяется локальными условиями рек, в том числе и антропогенными факторами.

В целом содержание фотосинтетических пигментов в двух альгоценозах малых рек северо-западного побережья Ладожского озера изменялось в достаточно широких пределах. В фитопланктоне рек концентрация хлорофилла *a* изменялась от 1.8 до 49.8 мг/м³, в перифитоне – от 8.5 до 262 мкг/г субстр. Динамика содержания хлорофилла *a* и каротиноидов фитопланктона и перифитона соответствует динамике их биомассы. Выявлена положительная корреляционная связь между общей биомассой фитопланктона и биомассой разных отделов водорослей с содержанием хлорофилла *a* и каротиноидами ($r = 0.6 - 0.89$, $p < 0.05$; $r = 0.66 - 0.84$, $p < 0.05$ соответственно). Связи общей биомассы и биомассы основных таксономических отделов перифитона с содержанием фотосинтетических пигментов выявлено не было.

По содержанию хлорофилла *a* в фитопланктоне все реки можно отнести к разряду мезотрофных и слабо эвтрофных, а в истоках рек Авлоги и Вьюн – эвтрофных. Соотношения фотосинтетических пигментов и пигментных индексов в альгоценозах свидетельствуют о том, что водоросли находятся в достаточно благоприятных условиях, при которых идут процессы фотосинтеза и соответственно самоочищения. Исключение составляют станции в верхнем течении рек Сосновка и Вьюн, где процессы жизнедеятельности водорослей угнетены под воздействием антропогенных факторов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

Adamovich B. V., Zhukova A. A. Relationship between chlorophyll *a* content and some phytoplankton characteristics in fish ponds and adjacent watercourses. *Hydrobiological Journal*, 2014, vol. 50, iss. 5, pp. 27–34. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v50.i5.30>

Belaya S. A., Khristoforova N. K. Photosynthetic periphyton pigments in the rivers of Sikhote-Alinsky biosphere reserve. *Vladimir Ya. Levanidov's Biennial Memorial Meetings*, 2011, iss. 5, pp. 53–60 (in Russian).

Belyaeva P. G. The structure of phytoepiphyton and its functional role in the river Sylve (Kama basin). *Tyumen State University Herald*, 2005, no. 5, pp. 31–37 (in Russian).

Belyaeva P. G. Photosynthetic pigments of phytoepiphyton in the Sylva river (Middle Ural). *Inland Water Biology*, 2017, vol. 10, iss. 1, pp. 52–58. <https://doi.org/10.1134/S1995082917010035>

Belyaeva P. G., Aristova R. A. Ecological status of the Chusovaya River by its epilithon and hydrochemical indices (near the Chusovoy town). *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2020, no. 3, pp. 259–270 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2020-3-259-270>

Britton G. *The Biochemistry of Natural Pigments*. Moscow, Mir, 1986. 422 p. (in Russian).

Burkova T. N. Characteristics of phytoplankton in the river Samara region with different levels of human impact. *Izvestia Penzenskogo Gosudarstvennogo Pedagogicheskogo Universiteta imeni V. G. Belinskogo. Natural Sciences*, 2012, no. 29, pp. 140–143 (in Russian).

Cano M. G., Casco M. A., Solari L. C., MacDonagh M. E., Gabbellone N. A., Claps M. C. Implications of rapid changes in chlorophyll-*a* of plankton, epipelon and epiphyton in Pampean shallow: An interpretation in terms of a conceptual model. *Hydrobiology*, 2008, vol. 614, iss. 1, pp. 33–45. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9534-6>

Chai C., Jiang T., Cen J., Ge W., Lu S. Phytoplankton pigments and functional community structure in relation to environmental factors in Pearl River Estuary. *Oceanologia*, 2016, vol. 58, iss. 3, pp. 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2016.03.001>

Gorokhova O. G. Biomass of phytoplankton and content of chlorophyll-*a* in the rivers of the Kuibyshevskoe, Saratovskoe and Volgogradskoe reservoirs. *Izvestia of Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences*, 2018, vol. 20, no. 5-3, pp. 358–363 (in Russian).

Gorokhova O. G., Zinchenko T. D. Phytoplankton of the plain river Usa (the Kuibyshev reservoir basin). *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2018, no. 4, pp. 391–403 (in Russian).

Jeffrey S. W., Humphrey G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*₁ and *c*₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochimie und Physiologie der Pflanzen*, 1975, Bd. 167, S. 191–194. [https://doi.org/10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)

Komulainen S. F. *Ecology of Attached Algal Communities in Small Rivers of East Fennoscandia*. Petrozavodsk, Karelskii nauchnyi tsentr RAN Publ., 2004. 182 p. (in Russian).

Krylova E. G., Tikhonov A. V., Garin E. V. Floristic diversity in the small rivers with different morphology in the zone affected by backwater of a lowland reservoir. *Ecosystem Transformation*, 2021, vol. 4, no. 2, pp. 28–40. <https://doi.org/10.23859/estr-210126>

Lindström E. A., Johansen S. W., Saloranta T. Periphyton in running waters – long-term studies of natural variation. *Hydrobiology*, 2004, vol. 521, iss. 1–3, pp. 63–86. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000026351.68927.ee>

Metel'eva N. Yu. Pigment characteristics of summer epiphyton in reservoirs of the Upper Volga. *Water: Chemistry and Ecology*, 2017, no. 3, pp. 34–39 (in Russian).

Mineeva N. M. *Plant Pigments in the Water of the Volga River Reservoirs*. Moscow, Nauka, 2004. 156 p. (in Russian).

Mineeva N. M., Metel'eva N. Y. Comparative characteristics of phytoplankton and epiphyton productivity in the Upper Volga reservoirs. *Inland Water Biology*, 2019, vol. 12, iss. 1, pp. 37–44. <https://doi.org/10.1134/S1995082919050146>

Mosisch T. D., Bunn S. E., Davies P. M., Marshall C. J. Effects of shade and nutrient manipulation on periphyton growth in a subtropical stream. *Aquatic Botany*, 1999, vol. 64, iss. 2, pp. 167–177. [https://doi.org/10.1016/S0304-3770\(99\)00014-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3770(99)00014-5)

Oksiyuk O. P., Zimbalevskaya L. N., Protasov A. A. Assessment of the state of water bodies in Ukraine according to hydrobiological indicators. Benthos, periphyton and zoophytes. *Hydrobiological Journal*, 1994, vol. 30, no. 4, pp. 31–35 (in Russian).

Parsons T. R., Strickland J. D. H. Discussion on spectrophotometric determination of marine-plant pigments with revised equations for ascertaining chlorophylls and carotenoids. *Journal of Marine Research*, 1963, vol. 21, iss. 3, pp. 155–168.

Shcherbak V. I., Semenyuk N. E. The use of phytomicroperiphyton to assess the ecological status of anthropogenically altered aquatic ecosystems. *Hydrobiological Journal*, 2011, vol. 47, no. 2, pp. 27–42 (in Russian).

Sidelev S. I., Babanazarova O. V. The link analysis of the pigmentary and structural characteristics of the high-eutrophic lake phytoplankton. *Journal of Siberian Federal University. Biology*, 2008, vol. 1, no. 2, pp. 162–177 (in Russian).

Sigareva L. E., Lyashenko O. A. Significance of pigment characteristics of phytoplankton in water quality estimating. *Water Resources*, 2004, vol. 31, no. 4, pp. 437–442. <https://doi.org/10.1023/B:WARE.0000035684.01741.c8>

Sirotsky S. E. Photosynthetic pigments in the watercourses periphyton of the basins of Zeya and Bureya rivers. *Vladimir Ya. Levanidov's Biennial Memorial Meetings*, 2014, iss. 6, pp. 619–628 (in Russian).

Stanislavskaya E. V. Pigment characteristics of periphyton at lake-river systems in urbanized territories. *Izvestia of Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences*, 2016, vol. 18, no. 2-2, pp. 502–506 (in Russian).

Stanislavskaya E. V., Trifonova I. S. Production characteristics of plant periphyton. In: *Osobennosti formirovaniia kachestva vody v raznotipnykh ozerakh Karel'skogo peresheika* [Features of the Formation of Water Quality in Different Types of Lakes on the Karelian Isthmus]. Leningrad, Nauka, 1984, pp. 192–206 (in Russian).

Trifonova I. S. *Ekologiya i suktsessiya ozernogo fitoplanktona* [Ecology and Succession of Lake Phytoplankton]. Leningrad, Nauka, 1990. 184 p. (in Russian).

Yavorskaya N. M. Content of photosynthetic pigments in periphyton algae of the Amurskaya channel (Khabarovsk territory). *Regional Problems*, 2017, vol. 20, no. 1, pp. 5–10 (in Russian).

Yavorskaya N. M., Klimin M. A. Content of photosynthetic pigments in the algae periphyton of small rivers in the Khekhcirskiy wildlife sanctuary (Khabarovsk territory). *Vladimir Ya. Levanidov's Biennial Memorial Meetings*, 2019, iss. 8, pp. 190–197 (in Russian). <http://doi.org/10.25221/levanidov.08.20>

Pigment characteristics of algocenoses in small rivers of the northwestern coast of Lake Ladoga

E. V. Stanislavskaya ✉, A. L. Afanas'eva

*St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences,
Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences
9 Sevastyanova St., St. Petersburg 196105, Russia*

Received: March 30, 2024 / revised: October 30, 2024 / accepted: November 12, 2024 / published: July 24, 2025

Abstract. Data on the spatial dynamics of the content of chlorophylls *a*, *b* and *c*, carotenoids and pigment indices of phytoplankton and periphyton in small rivers (tributaries of the western coast of Lake Ladoga) are presented. The chlorophyll *a* content of river phytoplankton varied from 1.8 to 49.8 mg/m³, in periphyton – from 8.5 to 262 µg/g of substrate, that corresponded to a mesotrophic status, and in some river parts – to a eutrophic status. The chlorophyll *a* content of phytoplankton decreased towards the river mouth in the Avloga and Vyun rivers, in the Morye river it increased downstream, and in the Sosnovka river it was distributed relatively evenly. The chlorophyll *a* content of periphyton increased downstream in the Avloga and Sosnovka rivers, while in the Morye and Vyun rivers it decreased. In the total of chlorophyll pigments in both algocenoses, chlorophyll *a* prevailed, its fraction being 56–96%. The ratios of additional pigments (chlorophyll *b* and *c*) indicated the predominance of green algae, diatoms, and euglenoid algae in the studied communities. In general, comparison of pigments and carotenoids has revealed favorable conditions for the functional activity of both phytoplankton and periphyton communities, that allows classifying the studied rivers as slightly polluted.

Keywords: small rivers, phytoplankton, periphyton, chlorophylls *a*, *b*, *c*, carotenoids, pigment indices, trophic status

Ethics approval and consent to participate: This work does not contain any studies involving human and animal subjects.

Competing interests: The authors have declared that no competing interests exist.

For citation: Stanislavskaya E. V., Afanas'eva A. L. Pigment characteristics of algocenoses in small rivers of the northwestern coast of Lake Ladoga. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2025, no. 2, pp. 210–221 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-210-221>

✉ *Corresponding author.* Laboratory of Hydrobiology of Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences (I. Limnology RAS-SPC RAS), Russia.

ORCID and e-mail addresses: Elena V. Stanislavskaya: <https://orcid.org/0000-0002-2897-7636>, stanlen@mail.ru; Anna L. Afanas'eva: <https://orcid.org/0000-0001-7282-1383>, afal359@mail.ru.

Оригинальная статья

УДК 57.044

<https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-222-231>

РЕАКЦИЯ ЛИЧИНОК КОМАРА-ЗВОНЦА *CHIRONOMUS RIPARIUS* MEIGEN (DIPTERA, CHIRONOMIDAE) НА ВОЗДЕЙСТВИЕ ЛАНТАНА, МЕДИ И ИХ СМЕСИ

М. А. Сысолятина¹, Р. А. Ложкина², И. И. Томилина², А. С. Олькова^{1✉}

¹ Вятский государственный университет

Россия, 610000, г. Киров, ул. Московская, д. 36

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

Россия, 152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок

Поступила в редакцию 08.07.2024 г., после доработки 08.11.2024 г., принята 08.11.2024 г., опубликована 24.07.2025 г.

Аннотация. Проведена оценка влияния лантана, меди и их смеси на личиночную стадию комара-звонца *Chironomus riparius* Meigen, 1804 по показателям смертности и изменению линейных размеров. Отмечено статистически не значимое ($r_s = 0.70$, $p = 0.19$) увеличение гибели личинок хирономид при возрастании концентрации La^{3+} в воде. Максимальная смертность личинок (47%) зарегистрирована в растворе с концентрацией 160 мкмоль La^{3+} /л. Низкие концентрации La^{3+} и Cu^{2+} и их эквимольные комбинации (0.8 и 0.16 мкмоль/л) во всех вариантах снижали выживаемость особей (от 2.3 до 5.2 раз), кроме раствора, содержащего 0.8 мкмоль Cu^{2+} /л. Выживаемость личинок в данном растворе оказалась в 3 раза выше контрольных значений (эссенциальный эффект). Линейные размеры тест-организма во всех вариантах экспериментов были значимо ниже контроля. Максимальное снижение морфометрического показателя (длины) под воздействием смеси веществ составило 18 – 19% по отношению к контролю. Следовательно, для *Ch. riparius* доказано негативное влияние La^{3+} и его совместного действия с Cu^{2+} , о чём ранее не сообщалось.

Ключевые слова: токсичность, медь, лантан, совместное действие металлов, *Chironomus riparius*

Финансирование. Работа частично проведена в рамках государственного задания Института биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН «Роль абиотических и биотических факторов в формировании физиолого-биохимических и иммунологических показателей гидробионтов» (№ 124032500015-7).

Соблюдение этических норм. Протоколы с использованием животных были одобрены Комиссией по биоэтике Института биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН (протокол № 18 от 06.05.2024 г.).

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

✉ Для корреспонденции. Кафедра экологии и природопользования Вятского государственного университета.

ORCID и e-mail адреса: Сысолятина Мария Александровна: <https://orcid.org/0000-0002-7671-3993>, usr22523@vyatsu.ru; Ложкина Роза Андреевна: <https://orcid.org/0000-0003-3087-0691>, lozhkina.roza@yandex.ru; Томилина Ирина Ивановна: <https://orcid.org/0000-0002-5266-877X>, i_tomilina@mail.ru; Олькова Анна Сергеевна: <https://orcid.org/0000-0002-5798-8211>, usr08617@vyatsu.ru.

Для цитирования. Сысолятина М. А., Ложкина Р. А., Томилина И. И., Олькова А. С. Реакция личинок комара-звонца *Chironomus riparius* Meigen (Diptera, Chironomidae) на воздействие лантана, меди и их смеси // Поволжский экологический журнал. 2025. № 2. С. 222 – 231. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-222-231>

ВВЕДЕНИЕ

Редкоземельные элементы (РЗЭ) нашли широкое применение в новых отраслях технологии. В настоящее время увеличивается производство с их использованием, расширяется ассортимент продукции (комплектующие компьютеров, медицинская техника, оптические приборы) (Opape et al., 2021). Также увеличиваются объёмы добычи и использования тяжелых металлов (ТМ). Следовательно, объёмы производственных, сточных и бытовых отходов, содержащих РЗЭ (Petrenko et al., 2022) и ТМ (Elumalai et al., 2023), неуклонно возрастают.

Известно, что РЗЭ обладают низкой токсичностью по сравнению с другими группами металлов, например, ТМ (Sysolyatina, Olkova, 2023). Однако необходимо учитывать, что в окружающей среде и внутренней среде организмов происходят физико-химические и биохимические взаимодействия поллютантов и органических метаболитов, приводящие к увеличению токсичности элемента. Для прогноза действия смесей веществ в окружающей среде необходимо проводить целевые лабораторные исследования.

Вода и донные отложения (ДО) водоемов являются неотъемлемой средой обитания для многих гидробионтов. Значительная часть загрязняющих веществ (ЗВ) поступает в водные объекты в результате смыва талыми и дождевыми водами, а также при сбросе коммунально-промышленных стоков. В водных системах ДО являются депонирующей средой для многих ТМ и РЗЭ, адсорбируя около 99% ЗВ. Например, для озер умеренного климата, расположенных вне зоны добычи и переработки РЗЭ, были зафиксированы средние значения общего содержания РЗЭ от 15 до 18 мг/кг сухой массы (Amyot et al., 2017). В почвах крупнейшего в мире месторождения РЗЭ Баян Обо (Китай) отмечена самая высокая концентрация РЗЭ, которая достигает 27 549.58 мг/кг, что создает опасность специфического загрязнения ближайших водоемов (Li et al., 2008).

Бентосные организмы – обитатели поверхности дна и ДО – одни из чувствительных и информативных индикаторов в водоёмах, способные улавливать загрязнение такого уровня (Corbi et al., 2019). Так, накопление суммы РЗЭ у донных беспозвоночных из арктических озер находилось в диапазоне 0.22 – 42 мг/кг (MacMillan et al., 2017), из озер умеренного пояса 0.47 – 37 мг/кг сухой массы (Amyot et al., 2017).

Комары-звонцы (Diptera, Chironomidae) – массовые и повсеместно распространенные в природе двукрылые насекомые. Большую часть жизненного цикла они проводят в личиночной стадии. Их личинки – обитатели бентоса, питаются взвешенным веществом ДО, аккумулирующим большую часть ЗВ. В большинстве водоемов личинки хирономид составляют доминирующую группу по численности и являются основной кормовой базой для рыб, тем самым участвуя в процессах

биомагнификации. Подвижность личинок хирономид ограничена, а продолжительный срок жизни приводит к биоаккумуляции ЗВ, оказывающих влияние на выживаемость и морфометрические показатели. Следовательно, личинок *Ch. riparius* можно применять в качестве тест-организмов при исследовании влияния РЗЭ и их соединений с другими веществами, в том числе с ТМ, на водные экосистемы.

Цель работы – провести оценку влияния сульфата лантана, сульфата меди и их смеси на выживаемость и морфометрические показатели личинок комара-звонца *Ch. riparius*.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Эксперименты проводили на личинках комара-звонца *Chironomus riparius* Meigen 1804, длительно культивируемых в лаборатории на незагрязненном грунте и отстоянной артезианской воде. Личинок I стадии развития длиной 2 – 3 мм рассаживали по 30 шт. в каждую чашку Петри, содержащую 40 мл экспериментального раствора (Ingersoll, Nelson, 1990). По мере испарения добавляли водные растворы до начального уровня. Продолжительность эксперимента составила 18 суток. В ходе экспериментов животных кормили суспензией кормовых дрожжей из расчета 0.25 мг/личинку, корм добавляли по мере выедания.

Все эксперименты проводили в трех повторностях. Поддерживали оптимальные условия среды: температуру воды $22 \pm 2^\circ\text{C}$, pH 7.0 – 8.0, растворенный кислород на уровне насыщения, фотопериод: свет:темнота 16:8. Гибель личинок на момент завершения эксперимента в контроле составила $9 \pm 1.7\%$.

Проводили 2 серии экспериментов. В первой – изучали влияние на личинок хирономид растворов $\text{La}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ в ряду концентраций 0.16, 0.8, 1.6, 16 и 160 мкмоль/л в расчете на ион La^{3+} в условиях хронического эксперимента.

Во второй – проводили сравнение индивидуального действия ионов Cu^{2+} , La^{3+} и действия аналогичного количества (мкмоль/л) смеси ионов металлов, в которой половина ионов представлена более токсичным металлом (Cu^{2+}), другая половина – менее токсичным ионом La^{3+} .

В качестве контроля и при приготовлении растворов использовали питьевую воду централизованного водоснабжения пос. Борок (Ярославская область, Россия). Основные показатели качества воды артезианской скважины: pH 7.6 ± 0.4 , перманганатная окисляемость $< 3.0 \text{ мгО/дм}^3$, жесткость $4.74 \pm 0.71 \text{ мг-экв/дм}^3$, железо общее 0.7 ± 0.23 , нитраты 1.1 ± 0.31 , хлориды 8.67 ± 0.87 , сульфаты $17.9 \pm 1.79 \text{ мг/л}$, медь общая – ниже предела обнаружения (по данным аналитического центра Института биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН).

Результаты обрабатывали статистически с использованием программного обеспечения STATGRAPHICS Centurion XV.I (StatPoint, Inc., США). Данные представляли в виде $x \pm SD$, где x – среднее значение, SD – среднее квадратичное отклонение параметра. Значимость различий оценивали методом дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест). Для оценки корреляционных связей между исследованными параметрами и концентрациями ионов в растворе использовали непараметрический коэффициент Спирмена r_s , $p = 0.05$.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Влияние La^{3+} на смертность и линейные размеры личинок *Ch. riparius*.

Для всего диапазона исследуемых концентраций сульфата лантана (0.16 – 160 мкмоль/л в расчете на La^{3+}) отмечено снижение размеров тела личинок *Ch. riparius* (рис. 1).

Статистически значимое снижение линейных размеров личинок наблюдали в диапазоне 0.16 – 16 мкмоль/л. В растворе, содержащем максимальную концентрацию La^{3+} (160 мкмоль/л), зафиксирована статистически недостоверная тенденция к уменьшению размеров личинок по сравнению с контролем. Для последовательно возрастающего ряда концентраций La^{3+} линейные размеры личинок относительно значений в контроле снижались на 11, 22, 26, 19 и 5% соответственно.

Смертность особей к концу эксперимента во всех вариантах была значимо выше, чем в контроле – увеличиваясь в ряду от 21 до 47%.

Таким образом, гибель особей на протяжении всего эксперимента и снижение линейных размеров личинок свидетельствуют о хронической токсичности сульфата лантана в диапазоне концентраций 0.16 – 160 мкмоль/л. Наименьший токсический эффект отмечен для концентраций 0.16 и 0.8 мкмоль/л.

Влияние La^{3+} , Cu^{2+} и их смеси на личинок *Ch. riparius*. На рис. 2 представлены результаты влияния минимально действующих концентраций $\text{La}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ и $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ и их смесей (0.16, 0.8 мкмоль/л в расчете на ион металла или их сум-

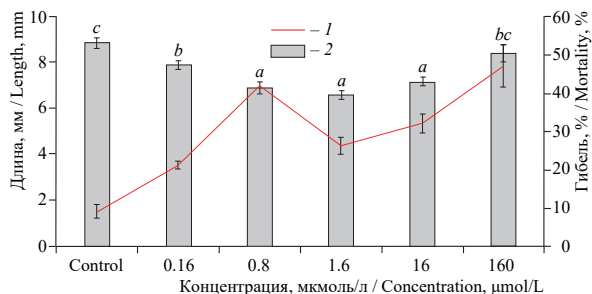


Рис. 1. Смертность (1) и линейные размеры (2) личинок *Ch. riparius* в растворах с возрастающими концентрациями La^{3+} . Здесь и на рис. 2, 3 данные представлены в виде среднего значения и его стандартного отклонения; разноименные буквенные индексы указывают на значимые различия между вариантами ($p < 0.05$)

Fig. 1. Mortality (1) and linear sizes (2) of *Ch. riparius* larvae in solutions with increasing La^{3+} concentrations. Data are presented as the mean value and its standard deviation; differently labeled letter indices indicate significant differences between variants ($p < 0.05$)

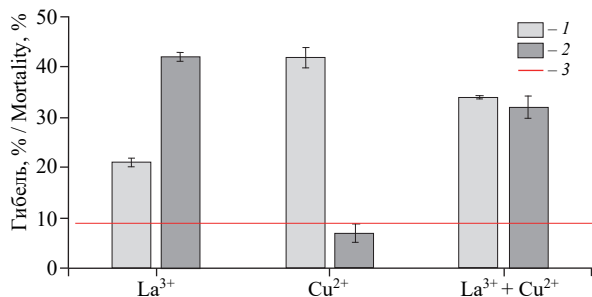


Рис. 2. Влияние ионов La^{3+} и Cu^{2+} на смертность личинок *Ch. riparius* на момент завершения эксперимента (18 суток): 1 и 2 – концентрация 0.16 и 0.8 мкмоль/л, 3 – контроль

Fig. 2. Effect of La^{3+} and Cu^{2+} ions on the mortality of *Ch. riparius* larvae at the end of the experiment (18 days): 1 and 2 are the concentration of 0.16 and 0.8 μmol/L, 3 – the control

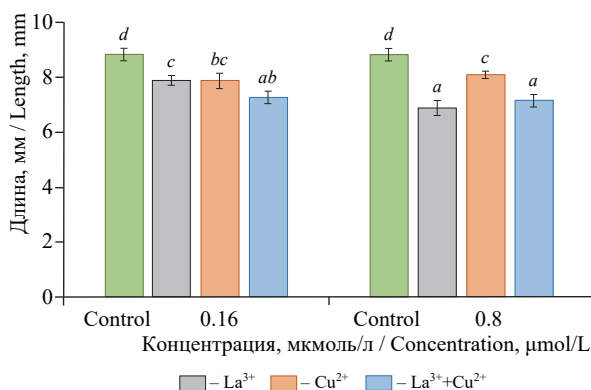


Рис. 3. Влияние La³⁺, Cu²⁺ и их эквимольных концентраций на линейные размеры личинок *Ch. riparius*

Fig. 3. Effect of La³⁺, Cu²⁺ and their equimolar concentrations on the linear size of *Ch. riparius* larvae

ставило 3.8 и 3.6 раз соответственно. Таким образом, действие смесей было близким к максимальным эффектам индивидуальных растворов.

Зарегистрировано значимое снижение линейных размеров личинок хирономид по сравнению с контролем во всех исследуемых растворах (рис. 3). Максимальный эффект наблюдался в растворах, содержащих смесь металлов. Так, в варианте «0.16 мкмоль La³⁺/л» уменьшение размеров личинок составило 11% от контроля, а для эквимольной концентрации смеси веществ линейные размеры тест-организма снизились еще на 18%.

Таким образом, установлено, что Cu²⁺, как эссенциальный элемент, при ее низких концентрациях в водной среде может оказывать стимулирующее действие, связанное с увеличением выживаемости и линейных размеров личинок комара-звонца, тогда как La³⁺ такого свойства не имеет. При исследовании комбинации La³⁺ и Cu²⁺ эссенциальный эффект нивелируется.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Бентосные организмы часто являются наиболее уязвимым звеном водной экосистемы. Высокая чувствительность личинок *Ch. riparius* к токсикантам подтверждена (Mantill et al., 2018; Gareeva et al., 2019; Youbi et al., 2020). В представленной работе тестировались растворы с концентрациями Cu²⁺ и La³⁺, не оказывающими летального действия в условиях острого опыта: 0.16 – 0.8 мкмоль/л, что соответствует 22.4 – 112.2 мкг/л La³⁺ и 5.12 – 25.6 мкг/л Cu²⁺. Сопоставимые и более высокие концентрации Cu²⁺ встречаются в естественных водоёмах, например, в воде Шекснинского плеса Рыбинского водохранилища отмечено максимальное содержание Cu²⁺ – 50.4 мкг/л (Tomilina et al., 2018). Средняя концентрация La³⁺ в воде Рыбинского водохранилища достигала 0.045 мкг/л (Gareeva, 2013). В связи с

му). В ряду исследованных концентраций зафиксирован высокий уровень смертности личинок. Для концентраций 0.16 и 0.8 мкмоль La³⁺/л гибель особей была выше контрольных значений в 2.3 и 4.7 раза соответственно. Начиная гибель тест-организма в растворах, содержащих Cu²⁺, наблюдалась только при концентрации 0.16 мкмоль Cu²⁺/л. Интересно, что при воздействии смеси солей при концентрациях 0.16 и 0.8 мкмоль/л эффект был одинаковым. Увеличение смертности по сравнению с контролем со-

увеличением добычи лантана и включением его в состав новых сплавов можно ожидать возрастание его концентраций в воде и ДО водоемов.

Присутствие в водной среде сульфата лантана приводило к уменьшению размеров личинок *Ch. riparius*, что согласуется с данными о действии других РЗЭ. Так, в работе (Cardon et al., 2019) отмечено уменьшение размера личинок *Ch. riparius* на 10 – 18% в зависимости от концентрации иттрия (Y) (от 15 до 465 мкг/кг) в ДО. Однако статистически значимой зависимости длины тела тест-организмов от концентрации La^{3+} в растворе не выявлено ($r_s = 0.30$, $p = 0.63$). Возможно, это связано с постепенной гибелью тест-организмов в ходе эксперимента, варьирующей в модельных вариантах. Так, увеличение линейных размеров личинок в растворе с максимальной концентрацией (160 мкмоль/л) по сравнению с другими вариантами происходит на фоне закономерно высокой смертности гидробионтов (47%). В этом случае снижается конкуренция за топические и трофические ресурсы, и выжившие особи получают большую возможность физиологического развития. В работе (Olkova et al., 2018) показано, что снижение плотности тест-организмов в среде обитания значимо влияет на оцениваемые в процессе биотестирования параметры. Этим же объясняются близкие значения морфометрических параметров (6.88 и 6.56 мм, $p > 0.05$) при возрастании действующих концентраций от 0.8 до 16 мкмоль/л.

Зависимость «концентрация – смертность» оказалась статистически не значимой ($r_s = 0.70$, $p = 0.19$). Предполагаем, что модернизация методики в сторону увеличения концентраций экспериментальных параллелей позволила бы получить значимый результат. Тем не менее, нами установлена тенденция увеличения гибели тест-организма при повышении концентрации. Личинки *Ch. riparius* чувствительны и к другим РЗЭ. Например, Y в ДО в концентрации 465 мг/кг сухой массы снижал выживаемость особей до 72% (Cardon et al., 2019). Действие максимальной из испытанных концентраций La^{3+} (160 мкмоль/л) выражалось в критических 47% гибели личинок. Известно, что смертность популяции около 50% и выше приводит к угрозе существования видов при данной токсической нагрузке (Purvis et al., 2000).

При тестировании растворов сульфата меди установлено, что при наименьшей концентрации металла, равной 0.16 мкмоль/л, гибель особей в 4.7 раз выше, чем в контроле, тогда как при концентрации 0.8 мкмоль/л выживаемость личинок в 3 раза больше контрольных. Линейные размеры *Ch. riparius* были ниже контрольных ($p < 0.05$), но при концентрации Cu^{2+} равной 0.8 мкмоль/л были выше, чем при концентрации 0.16 мкмоль/л. Это можно объяснить тем, что медь в низких концентрациях действует как эссенциальный элемент. Имеются многочисленные сведения об эффектах гормезиса у разных организмов в условиях низких концентраций ТМ (Expósito et al., 2021; Hansul et al., 2021; Kosarev et al., 2022), в том числе меди (Galstyan et al., 2024).

В экспериментах с низкими концентрациями сульфата меди, сульфата лантана и их смесей показано, что комбинация La^{3+} и Cu^{2+} действует на показатель смертности по типу суммирования. Однако, при рассмотрении предельных эффектов, установлено совместное действие металлов, превышающее эффекты токсикантов

вне смеси – синергизм (для варианта «0.16 мкмоль/л»). Известно, что смеси веществ часто оказывают более значительную нагрузку на организмы, чем индивидуальное вещество (Hanana et al., 2021).

Данные о токсичности РЗЭ для гидробионтов до сих пор противоречивы. Собирается о низкой токсичности РЗЭ для гидробионтов (Jesús Lora-Benítez et al., 2024). Действительно, по результатам биотестирования угнетение двигательной активности *D. magna* и иммобилизация особей происходили при воздействии концентраций Cu^{2+} на 3 порядка меньших, чем La^{3+} , при этом установлен опасный с экологической точки зрения эффект увеличения токсичности Cu^{2+} в присутствии La^{3+} (Sysolyatina, Olkova, 2022). Для бентосных организмов опасность поступления в среду обитания РЗЭ связана со способностью этих металлов образовывать малорастворимые комплексные соединения со взвешенными веществами (Zilber et al., 2024), которые затем поступают с пищей в организм и могут переходить в более доступные формы в их внутренней среде. В этом случае токсичность ТМ и РЗЭ может оказаться схожей, что показано в данной работе.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Эксперименты с возрастающими концентрациями La^{3+} показали, что данный металл может быть опасен для бентосных организмов. Отмечена тенденция снижения выживаемости и линейных размеров тела личинок *Ch. riparius* с повышением концентрации.

Сульфат лантана, сульфат меди, а также их смеси влияли на биологические параметры *Ch. riparius*, увеличивая смертность и снижая размеры тела в большинстве вариантов. При сравнении действия низких эквимольных концентраций La^{3+} и Cu^{2+} установлено, что медь как эссенциальный элемент может повышать выживаемость организмов. У лантана таких свойств в отношении *Ch. riparius* не обнаружено. Таким образом, личинки *Ch. riparius* являются чувствительным тест-организмом по отношению к La^{3+} , а также к комбинации La^{3+} и Cu^{2+} .

С экологической точки зрения это означает, что даже низкие концентрации токсикантов могут приводить к гибели бентосных организмов в водоеме, снижая кормовую базу рыб. А выжившие особи могут участвовать в процессах биомагнификации токсикантов.

Полученные результаты могут быть полезны для планирования программ экологического мониторинга водных объектов, потенциально загрязняемых РЗЭ и их соединениями с другими металлами. Представленные данные актуализируют дальнейшие исследования эффектов РЗЭ в окружающей среде.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

- Amyot M., Clayden M. G., MacMillan G. A., Person T., Ascott-Gavin A. Fate and trophic transfer of rare earth elements in temperate lake food webs. *Environmental Science & Technology*, 2017, vol. 51, iss. 11, pp. 6009–6017. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00739>
- Cardon P. Y., Triffault-Bouchet G., Caron A., Rosabal M., Fortin C., Amyot M. Toxicity and subcellular fractionation of yttrium in three freshwater organisms: *Daphnia magna*, *Chironomus riparius* and *Oncorhynchus mykiss*. *ACS Omega*, 2019, vol 4, iss. 9, pp. 13747–13755. <https://doi.org/10.1021/acsomega.9b01238>

Corbi J. J., Bernegossi A. C., Moura L., Felipe M. C., Issa C. G., Silva M. R. L., Gorni G. R. *Chironomus sancticaroli* (Diptera, Chironomidae) as a sensitive test species: Can we rely on its use after repeated generations, under laboratory conditions? *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2019, vol. 103, iss. 2, pp. 213–217. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02644-8>

Elumalai S., Prabhu K., Selvan G. P., Ramasamy P. Review on heavy metal contaminants in freshwater fish in South India: Current situation and future perspective. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, vol. 30, iss. 57, pp. 119594–119611. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-30659-6>

Expósito N., Carafa R., Kumar V., Sierra J., Schuhmacher M., Papiol G. G. Performance of *Chlorella vulgaris* exposed to heavy metal mixtures: linking measured endpoints and mechanisms. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2021, vol. 18, iss. 3, article no. 1037. <https://doi.org/10.3390/ijerph18031037>

Galstyan M., Matevosyan L., Zadayan M., Ghukasyan A., Harutyunyan S., Sargsyan K., Mkrtchyan A., Osipova R. Assessment of the impact of micro fertilizers on winter wheat and winter barley crops under the Sevan basin conditions. *Bioactive Compounds in Health and Disease*, 2024, vol. 7, no. 4, pp. 199–210. <https://doi.org/10.31989/bchd.v7i4.1292>

Gapeeva M. V. Heavy metals in water and sediments of the Rybinsk reservoir. *Water: Chemistry and Ecology*, 2013, no. 5, pp. 3–7 (in Russian).

Gapeyeva M. V., Kuchay L. A., Lozhkina R. A. Empiric relationship between the growth of *Chironomus riparius* larvae and the content of the elements of the group of metals in the composition of freshwater bottom sediments under laboratory conditions. *Hydrobiological Journal*, 2019, vol. 55, iss. 1, pp. 44–49. <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v55.i1.40>

Hanana H., Kowalczyk J., André C., Gagné, F. Insights on the toxicity of selected rare earth elements in rainbow trout hepatocytes. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 2021, vol. 248, article no. 109097. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109097>

Hansul S., Fettweis A., Smolders E., De Schampelaere K. Interactive metal mixture toxicity to *Daphnia magna* populations as an emergent property in a dynamic energy budget individual-based model. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2021, vol. 40, iss. 11, pp. 3034–3048. <https://doi.org/10.1002/etc.5176>

Ingersoll C. G., Nelson U. M. Testing sediment toxicity with *Hyaella azteca* (Amphipoda) and *Chironomus riparius* (Diptera). In: Landis W. G., Schalie van der W. H., eds. *Aquatic Toxicology and Risk Assessment*. Philadelphia, ASTM International, 1990, vol. 43, pp. 16–18. <https://doi.org/10.1520/STP20101S>

Jesús Lora-Benítez A., Molina-López A. M., Mora-Medina R., Aguilar-Herrera J. E., Ayala-Soldado N., Moyano-Salvago R. Evaluation of acute toxicity of neodymium and yttrium in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Frontiers in Environmental Science*, 2024, vol. 12, article no. 1390948. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1390948>

Kosarev A. V., Ivanov D. E., Kamenets A. F. The effect of manganese ions (II) on representatives of aquatic biota. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2022, vol. 949, article no. 012013. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/949/1/012013>

Li J. X., Hong M., Yin X. Q. Accumulation and geochemical characteristics of exogenous rare earths in soil of leeward area of tailings dam of Baotou Iron & Steel (Group) Company. *Chinese Rare Earths*, 2008, vol. 29, pp. 57–62.

Mantill J. G., Gomes L., Cristancho M. A. The differential expression of *Chironomus* spp genes as useful tools in the search for pollution biomarkers in freshwater ecosystems. *Briefings in Functional Genomics*, 2018, vol. 17, iss. 3, pp. 151–156. <https://doi.org/10.1093/bfpg/elx021>

MacMillan G. A., Chételat J., Heath J. P., Mickpegak R., Amyot M. Rare earth elements in freshwater, marine, and terrestrial ecosystems in the eastern Canadian Arctic. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2017, vol. 19, iss. 10, pp. 1336–1345. <https://doi.org/10.1039/C7EM00082K>

Olkova A. S., Kantor G. Y., Kutayavina T. I., Ashikhmina T. Y. The importance of maintenance conditions of *Daphnia magna* Straus as a test organism for ecotoxicological analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2018, vol. 37, no. 2, pp. 376–384. <https://doi.org/10.1002/etc.3956>

Opore E. O., Struhs E., Mirkouei A. A comparative state-of-technology review and future directions for rare earth element separation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2021, vol. 143, article no. 110917. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.110917>

Petrenko D. B., Erofeeva K. G., Okina O. I. Rare earth elements in the environment: concentrations, migration characteristics and methods of determination (review). *Theoretical and Applied Ecology*, 2022, no. 1, pp. 6–16 (in Russian). <https://doi.org/10.25750/1995-4301-2022-1-006-016>

Purvis A., Gittleman J. L., Cowlishaw G., Mace G. M. Predicting extinction risk in declining species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2000, vol. 267, pp. 1947–1952. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1234>

Sysolyatina M. A., Olkova A. S. Potentiation of the toxic action of copper in the presence of lanthanum in bioassays for *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2022, no. 4, pp. 483–490 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2022-4-483-490>

Sysolyatina M. A., Olkova A. S. Sources of rare earth elements in the environment and their impact on living organisms. *Environmental Reviews*, 2023, vol. 31, no. 2, pp. 206–217. <https://doi.org/10.1139/er-2022-0081>

Tomilina I. I., Gapeeva M. V., Lozhkina R. A. Assessment of water quality and bottom sediments of the Volga river reservoirs based on toxicity and chemical composition. *Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences*, 2018, iss. 82, pp. 107–131 (in Russian). <https://doi.org/10.24411/0320-3557-2018-1-0015>

Youbi A., Zerguine K., Houilia A., Farfar K., Soumati B., Berrebbah H., Réda Djebbar M., Souiki L. Potential use of morphological deformities in *Chironomus* (Diptera: Chironomidae) as a bioindicator of heavy metals pollution in North-East Algeria. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, vol. 27, iss. 8, pp. 8611–8620. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07459-y>

Zilber L., Parlanti E., Fortin C. Impact of organic matter of different origins on lanthanum speciation, bioavailability and toxicity toward a green alga. *Frontiers in Environmental Chemistry*, 2024, vol. 5, article no. 1342500. <https://doi.org/10.3389/fenvc.2024.1342500>

Reaction of midge larvae *Chironomus riparius* Meigen (Diptera, Chironomidae) to the exposure to lanthanum, copper and their mixture

M. A. Sysolyatina¹, R. A. Lozhkina², I. I. Tomilina², A. S. Olkova^{1✉}

¹ Vyatka State University

36 Moskovskaya St., Kirov 610000, Russia

² Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences

Borok, Nekouzsky district, Yaroslavl oblast 152742, Russia

Received: July 8, 2024 / revised: November 8, 2024 / accepted: November 8, 2024 / published: July 24, 2025

Abstract. The influence of lanthanum, copper and their mixture on the larval form of chironomid midges *Chironomus riparius* Meigen, 1804 was assessed. An insignificant increase in the mortality of larvae with increasing concentration of La^{3+} in water was shown ($r_s = 0.70$, when $p = 0.19$). The maximum mortality of 47% was recorded in a solution containing $160 \mu\text{mol/L}$ La^{3+} . A comparison of low concentrations of La^{3+} and Cu^{2+} and their equimolar combinations (0.8 and $0.16 \mu\text{mol/L}$) showed that all solutions reduced the survival rate of individuals (2.3 to 5.2 times), except for the solution where the copper concentration was $0.8 \mu\text{mol/L}$. The survival rate of larvae was 3 times higher than the control values (essential effect). The linear dimensions of the test organisms in all experimental variants were significantly lower than in the control. The maximum decrease in morphometric parameters (length) under the influence of a mixture of the salts was 18–19% compared with the control. Consequently, the danger of lanthanum and its combination with copper for benthic organisms is shown using the example of *Ch. riparius*, which has not previously been reported.

Keywords: toxicity, copper, lanthanum, combined action of metals, *Chironomus riparius*

Funding: The work was partially carried out within the framework of the state assignment of the Papanin Institute for Biology of Inland Waters of the Russian Academy of Sciences “The Role of Abiotic and Biotic Factors in the Formation of Physiological-Biochemical and Immunological Indicators of Hydrobionts” (No. 124032500015-7).

Ethics approval and consent to participate. Animal protocols were approved by the Bioethics Commission of the Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences (protocol No. 18 dated May 6, 2024).

Conflict of interest: The authors have declared that no competing interests exist.

For citation: Sysolyatina M. A., Lozhkina R. A., Tomilina I. I., Olkova A. S. Reaction of midge larvae *Chironomus riparius* Meigen (Diptera, Chironomidae) to the exposure to lanthanum, copper and their mixture. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2025, no. 2, pp. 222–231 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-222-231>

✉ *Corresponding author.* Department of Ecology and Nature Management of the Vyatka State University, Russia.

ORCID and e-mail addresses: Maria A. Sysolyatina: <https://orcid.org/0000-0002-7671-3993>, usr22523@vyatsu.ru; Roza A. Lozhkina: <https://orcid.org/0000-0003-3087-0691>, lozhkina.roza@yandex.ru; Irina I. Tomilina: <https://orcid.org/0000-0002-5266-877X>, i_tomilina@mail.ru; Anna S. Olkova: <https://orcid.org/0000-0002-5798-8211>, usr08617@vyatsu.ru.

Краткое сообщение

УДК 597:574:504.455

<https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-232-239>

ЗАВИСИМОСТЬ СОДЕРЖАНИЯ РТУТИ В МЫШЕЧНОЙ ТКАНИ РЫБ ГОРЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ОТ ВОЗРАСТА И ДЛИНЫ ТЕЛА

А. А. Ревухин^{1, 2✉}, Д. И. Постнов¹, В. А. Гремячих³,
М. И. Базаров³, Г. В. Шурганова², В. Т. Комов³

¹ Нижегородский филиал ФГБНУ «ВНИРО»

Россия, 603116, г. Нижний Новгород, Московское шоссе, д. 31

² Национальный исследовательский Нижегородский государственный университет
им. Н. И. Лобачевского

Россия, 603950, г. Нижний Новгород, просп. Гагарина, д. 23

³ Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН

Россия, 152742, Ярославская обл., Некоузский р-н, пос. Борок

Поступила в редакцию 26.12.2024 г., после доработки 17.01.2025 г., принята 17.01.2025 г., опубликована 24.07.2025 г.

Аннотация. Представлены данные содержания ртути (Hg) в мышечной ткани некоторых видов рыб (*Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*, *Blicca bjoerkna*, *Alburnus alburnus*, *Clupeonella cultriventris*), обитающих в Горьковском водохранилище, в зависимости от длины их тела. Исследования проводились в 2023 г. на одиннадцати станциях речного, озёрно-речного и озёрного участков Горьковского водохранилища. Выявлены различия содержания Hg у мелких и крупных особей окуня, более интенсивное накопление ртути наблюдалось у молодых особей. Содержание металла в мышцах исследованных видов рыб уменьшалось в следующей последовательности: окунь речной ≥ тюлька ≥ уклейка ≥ густера ≥ плотва обыкновенная. Показано, что концентрация Hg в мышцах рыб Горьковского водохранилища находится на уровне, сопоставимом с данными, зафиксированными в других водоемах.

Ключевые слова: рыбы, длина тела, возраст, концентрация ртути, Горьковское водохранилище

Соблюдение этических норм. Протоколы с использованием животных были одобрены Комиссией по биоэтике Национального исследовательского Нижегородского государственного университета им. Н. И. Лобачевского (протокол № 68/1 от 01.03.2023 г.).

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

✉ Для корреспонденции. Лаборатория водных биологических ресурсов Нижегородского филиала ФГБНУ «ВНИРО».

ORCID и e-mail адреса: Ревухин Александр Андреевич: <https://orcid.org/0009-0003-0370-2059>, cahek19981110@gmail.com; Постнов Дмитрий Иванович: <https://orcid.org/0009-0001-8582-8338>, postnov-di@mail.ru; Гремячих Вера Алексеевна: <https://orcid.org/0009-0001-8896-9005>, grva@list.ru; Базаров Михаил Иванович: <https://orcid.org/0000-0002-6340-4411>, bazarov2009@gmail.com; Шурганова Галина Васильевна: <https://orcid.org/0000-0002-0253-6621>, galina.nngu@mail.ru; Комов Виктор Трофимович: <https://orcid.org/0000-0001-9124-7428>, vkomov@ibiw.ru.

ЗАВИСИМОСТЬ СОДЕРЖАНИЯ РТУТИ В МЫШЕЧНОЙ ТКАНИ

Для цитирования. Ревухин А. А., Постнов Д. И., Гремячих В. А., Базаров М. И., Шурганова Г. В., Комов В. Т. Зависимость содержания ртути в мышечной ткани рыб Горьковского водохранилища от возраста и длины тела // Поволжский экологический журнал. 2025. № 2. С. 232 – 239. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-232-239>

Введение. Ртуть широко распространена в окружающей среде в различных формах и вызывает значительный интерес исследователей, особенно в контексте её содержания в водных биоресурсах, таких как рыба (Komov et al., 2014; Nemova et al., 2014). В настоящее время ртуть признана одним из приоритетных загрязнителей на международном уровне, что подтверждается Минаматской конвенцией 2016 г. (Ovsepyan, 2024).

Содержание ртути в рыбе зависит от её режима питания и места в пищевой цепи (Lyubchenko et al., 2024). Особую опасность представляет метилртуть, которая активно накапливается в мышечной ткани рыб. Потребление такой рыбы является актуальной проблемой, поскольку высокие концентрации ртути могут вызывать серьёзные последствия для здоровья человека, вплоть до летального исхода (Thangam et al., 2016; Golovanova, 2018).

Накопление ртути в тканях рыб многих водоемов, в которых проводится промысловый лов рыбы, до сих пор изучено недостаточно. Это касается и Горьковского водохранилища. Предыдущие единичные исследования на Горьковском водохранилище показали, что уровни ртути в рыбе в большинстве случаев не превышают установленные нормы за редкими исключениями (Lozhkina et al., 2021). Однако употребление рыбы, добытой в промысловых целях, может представлять потенциальный риск для здоровья человека в долгосрочной перспективе из-за кумуляции этого токсичного элемента (Gorbunov et al., 2018).

Цель настоящей работы – анализ взаимосвязи между концентрацией ртути в мышечной ткани некоторых видов рыб, обитающих в Горьковском водохранилище, их возрастом и длиной тела.

Материал и методы. Отлов ихтиологического материала проводили в летне-осенний период 2023 г. на одиннадцати станциях Горьковского водохранилища, расположенных на его речном, озёрно-речном и озёрном участках. На речном участке работы проводились в Ярославской области у пос. Норское, в Костромской области у пос. Паточного Завода, а также в Ивановской области в устьях рек Сунжа и Мера. На озёрно-речном участке исследования проводились в Ивановской области в устьях р. Желвата и Елнать, а также у Фетининских островов. В Костромской области работы велись на участке, расположенном в пяти километрах выше устья р. Немда, а в Нижегородской области – в районе дер. Селянцево. На озёрном участке материал собирали в Нижегородской области у г. Пучеж и в устье р. Ячменка. Проведённые исследования охватывали значительную акваторию Горьковского водохранилища, что позволило получить данные о состоянии ихтиофауны на разных типах участков и выявить особенности ихтиологического состава в каждом из них.

Вылов рыб осуществляли с помощью ставных стационарных сетей и неводов. Всего было поймано 289 экз. различных видов рыб: речной окунь (*Perca fluviatilis*

L., 1758), обыкновенная плотва (*Rutilus rutilus* L., 1758), густера (*Blicca bjoerkna* L., 1758), уклейка (*Alburnus alburnus* L., 1758) и тюлька (*Clupeonella cultriventris* Nordmann, 1840).

Рыбу замораживали при температуре -20°C и доставляли в лабораторию для дальнейшей подготовки и обработки проб. Перед анализом в лабораторных условиях измеряли длину и массу тела, определяли пол и возраст согласно стандартным ихтиологическим методикам (Pravdin, 1966; Bryuzgin, 1969; Kotlyar, 2004). Образцы мышц отбирали из средней части тела между боковой линией и спинным плавником (Komov et al., 2004).

Содержание ртути в образцах определяли методом пиролиза, используя ртутный анализатор РА-915+ с приставкой ПИРО (ООО «Льюмэкс», Санкт-Петербург, Россия). Анализы проводились в трёх повторностях без предварительной подготовки проб. Для контроля точности аналитических измерений применяли сертифицированные биологические материалы DORM-4 и DOLM-5 (Институт химии окружающей среды, Оттава, Канада).

При использовании описательной статистики применяли среднюю арифметическую, стандартное отклонение (SD) и размах варьирования ($min - max$). Зависимость концентрации ртути от возраста и длины рыб оценивали методом корреляционного анализа (корреляционный анализ, коэффициент корреляции Пирсона, r). Статистические различия признавали значимыми при $p < 0.05$.

Обработка полученных результатов выполнялась с использованием специализированной программной среды «RStudio» (RStudio Inc.).

Результаты и их обсуждение. По результатам биологического анализа установлено, что длина тела исследуемых экземпляров рыб варьировала в пределах 4.0 – 22.3 см, масса – от 0.7 до 248.6 г, а возраст – от 0+ до 6+ лет. Концентрация ртути (Hg) в мышечной ткани колебалась в диапазоне от 0.013 до 0.382 мг/кг сырой массы.

Сравнительный анализ показал, что содержание ртути в мышцах рыб снижалось в следующем порядке: окунь $\geq$ тюлька $\geq$ уклейка $\geq$ густера $\geq$ плотва. Максимальные концентрации ртути зарегистрированы у речного окуня. Его длина составляла от 5.8 до 22.3 см (в среднем 11.8 ± 0.4 см), а содержание Hg – от 0.013 до 0.382 мг/кг (в среднем 0.063 ± 0.005 мг/кг). У тюльки уровень ртути был несколько ниже: в среднем 0.062 ± 0.005 мг/кг (диапазон 0.016 – 0.152 мг/кг), при средней длине 5.6 ± 0.2 см (4.0 – 8.5 см). Уклейка имела концентрацию Hg в пределах 0.032 – 0.100 мг/кг (в среднем 0.060 ± 0.005 мг/кг), а её длина колебалась от 6.7 до 11.5 см (в среднем 8.7 ± 0.4 см). У густеры ртуть в мышцах накопилась в меньших количествах: от 0.021 до 0.094 мг/кг (в среднем 0.053 ± 0.005 мг/кг) при длине от 5.3 до 18.8 см (в среднем 12.8 ± 0.8 см). Плотва показала минимальные значения содержания ртути: от 0.021 до 0.094 мг/кг (в среднем 0.045 ± 0.002 мг/кг), с длиной тела от 4.5 до 20.7 см (в среднем 12.4 ± 0.6 см) (таблица).

Наиболее крупные экземпляры среди исследованных рыб зарегистрированы у речного окуня. Его возраст варьировал от 0+ до 6+ лет. Возрастные характеристики плотвы и густеры совпадали с данными для окуня (0+ – 6+ лет). Возраст тюльки находился в пределах 1+ – 4+ лет. Уклейка характеризовалась возрастом от 0+ до

ЗАВИСИМОСТЬ СОДЕРЖАНИЯ РТУТИ В МЫШЕЧНОЙ ТКАНИ

3+ лет. Несмотря на самый низкий уровень содержания ртути, размерные показатели плотвы были близки к показателям окуня (см. таблицу).

Зависимость концентрации ртути от возраста и длины рыб Горьковского водохранилища

Table. Mercury concentration dependence on the age and length of fish in the Gorky reservoir

Вид / Species	Кол-во, экз. / Number, pcs.	Возраст, лет / Age, years	Длина, см / Length, cm	Ртуть (Hg), мг/кг / Mercury (Hg), mg/kg
<i>Perca fluviatilis</i>	134	от 0+ до 6+	11.6±0.4 5.8–22.3	0.063±0.005 0.013–0.382
<i>Clupeonella cultriventris</i>	40	от 1+ до 4+	5.6±0.2 4.0–8.5	0.062±0.005 0.016–0.152
<i>Alburnus alburnus</i>	21	от 0+ до 3+	8.8±0.3 6.7–11.5	0.060±0.005 0.032–0.100
<i>Blicca bjoerkna</i>	23	от 0+ до 6+	12.8±0.8 5.3–18.8	0.053±0.005 0.021–0.094
<i>Rutilus rutilus</i>	71	от 0+ до 6+	12.1±0.5 4.5–20.7	0.044±0.002 0.021–0.094

Анализ полученных данных показал, что с увеличением длины тела рыб наибольшее накопление ртути в мышечной ткани отмечено у тюльки и уклейки, затем следуют окунь и плотва, а минимальные значения зафиксированы у густеры (рис. 1). Концентрация Hg в мышцах рыб (за исключением густеры) значимо положительно коррелировала с длиной тела ($r = 0.49 - 0.79$, $p < 0.001$ в зависимости от вида). Среди выловленных рыб преобладали особи длиной до 14 см. Для этого размерного диапазона все виды, кроме плотвы, демонстрировали положительную корреляцию между длиной тела и содержанием ртути в мышцах. У плотвы в этом диапазоне наблюдалось снижение концентрации ртути с увеличением длины тела, что может быть связано с особенностями накопления металла, а именно, с низким уровнем накопления ртути по мере роста рыб этого вида.

Иную картину демонстрирует окунь. Выборка была разделена на две размерные группы: особи длиной до 10 см и более 10 см, что связано с изменением объектов питания. В обеих группах содержание ртути статистически значимо коррелировало с длиной тела. Чётко прослеживалась тенденция к интенсивному накоплению ртути у молодых особей, мел-

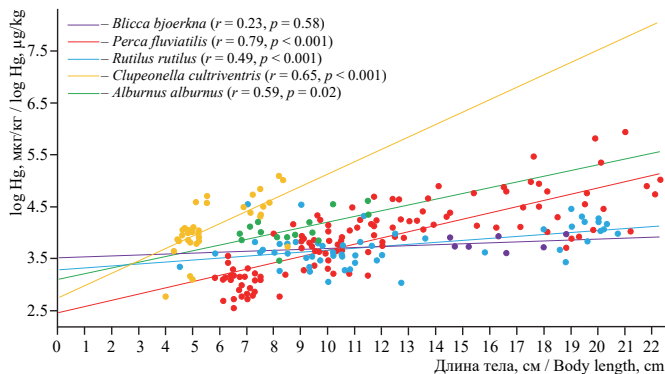


Рис. 1. Зависимость содержания ртути (log Hg) в мышцах всех исследуемых видов рыб от их длины тела

Fig. 1. Dependence of the mercury content (log Hg) in the muscles of all studied fish species on their body length

кие особи (до 10 см) накапливали ртуть интенсивнее по сравнению с крупными (рис. 2).

По результатам анализа установлено, что различий в зависимости содержания металла от длины по выборкам рыб из озёрно-речного и озёрного участков водохранилища не выявлено. Поэтому анализировались результаты работы, полученные на всей исследованной акватории водохранилища.

Возраст исследованных рыб находился в диапазоне от 0 до 6+ лет, включая ювенильные, молодые и взрослые стадии развития. Наибольшие показатели массы зафиксированы у окуня, плотвы и густеры, в то время как минимальные значения отмечены у тюльки и уклейки. Возрастная структура рыб также выявила положительную корреляцию между возрастом и содержанием ртути для всех исследованных видов рыб. Коэффициенты корреляции, как правило, варьировали в пределах умеренных и средних значений ($p \leq 0.01$), за исключением густеры, где связь была выражена слабее ($r = 0.21$; $p \leq 0.35$).

Уровни накопления ртути в мышцах рыб Горьковского водохранилища соответствуют или близки к ранее установленным значениям для пресноводных водоемов европейской части России (Stepanova, Komov, 1997; Bolotova et al., 2015; Lozhkina et al., 2021). Согласно нормативам РФ, содержание ртути у исследованных рыб в целом не превышает допустимые пределы. Нормы для пресноводных хищных рыб устанавливают предельное содержание ртути на уровне 0.6 мг/кг, а для нехищных (мирных) рыб – на уровне 0.3 мг/кг (СанПиН 2.3.2.1078-01, 2001). По результатам исследования лишь у двух особей окуня было обнаружено содержание ртути выше 0.3 мг/кг.

Исследование уровня содержания ртути в мышечной ткани рыб Горьковского водохранилища подтверждает важность мониторинга загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами, в частности ртутью, для оценки экологических рисков, связанных с накоплением и распределением ртути, а также для разработки стратегий

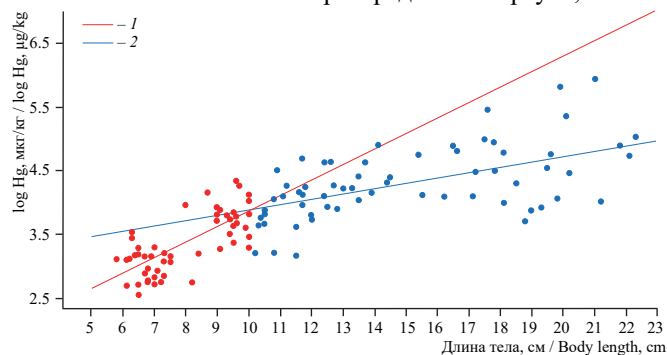


Рис. 2. Зависимость содержания ртути (log Hg) в мышцах окуня от длины тела: 1 – до 10 см ($r = 0.74$, $p < 0.001$), 2 – более 10 см ($r = 0.56$, $p < 0.001$)

Fig. 2. Dependence of the mercury content (log Hg) in perch muscles on body length: 1 – in the range up to 10 cm ($r = 0.74$, $p < 0.001$), 2 – above 10 cm ($r = 0.56$, $p < 0.001$)

минимизации её воздействия на здоровье человека. Допустимое ежедневное поступление метилртути, основной формы ртути в рыбе, в организм человека равно 0.3 мг (Mercury..., 1979). Полученные данные о положительной корреляции между длиной и возрастом рыб с содержанием ртути подчеркивают, что с увеличением этих показателей наблюдается интенсивное накопление металла.

Несмотря на наличие ртути в тканях рыб, содержание металла в большинстве случаев не превышает установленных нормативных пределов, что свидетельствует о безопасности потребления исследованных видов рыб для человека. Тем не менее, выявление особей окуня с превышением допустимых значений ртути требует дальнейшего мониторинга, особенно для хищных видов, процесс питания которых может способствовать накоплению более высоких концентраций ртути.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

- Bolotova L., Tropin N., Shurganova G. Bioindication of mercury pollution of water objects of the Vologda and Nizhni Novgorod regions (by the example of fishes). *Ecology and Industry of Russia*, 2015, vol. 19, no. 5, pp. 13–19 (in Russian). <https://doi.org/10.18412/1816-0395-2015-5-13-19>
- Bryuzgin V. L. *Methods for Studying the Growth of Fish by Scales, Bones and Otoliths*. Kiev, Naukova dumka, 1969. 187 p. (in Russian).
- Golovanova I. L. Influence of mercury on carbohydrate hydrolysis in fish and mammals. In: *Rtut' i drugie tyazhelye metally v ekosistemakh. Sovremennye metody issledovaniya sodержaniya tyazhelykh metallov v okruzhayushchei srede: tezisy Vserossiiskoi nauchnoi konferentsii i shkoly-seminara dlya molodykh uchenykh, aspirantov i studentov*. Otv. red. E. S. Ivanova [Ivanova E. S., ed. Modern Methods of Research of Heavy Metals Content in the Environment: Abstracts of the All-Russian scientific conference and school-seminar for young scientists, postgraduates and students]. Cherepovets, Cherepovets State University Publ., 2018, pp. 16–17 (in Russian).
- Gorbunov A. V., Lyapunov S. M., Okina O. I., Sheshukov V. S. Bioaccumulation of mercury in tissues of freshwater fish. *Human Ecology*, 2018, no. 11, pp. 26–31 (in Russian). <https://doi.org/10.33396/1728-0869-2018-11-26-31>
- Komov V. T., Stepanova I. K., Gremyachikh V. A. Mercury content in muscles of fish from North-West Russia: Causes of intensive accumulation and assessment of negative effect on human health. In: Flerova B. A., ed. *Actual Problems of Aquatic Toxicology*. Borok, Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences Publ., 2004, pp. 99–123 (in Russian).
- Komov V. T., Pronin N. M., Mendsaikhan B. Mercury content in muscles of fish of the Selenga River and lakes of its basin (Russia). *Inland Water Biology*, 2014, vol. 7, iss. 2, pp. 178–184. <https://doi.org/10.1134/S1995082914020059>
- Kotlyar O. A. *Metody rybokhozyaistvennykh issledovaniy (ikhtologiya)*. [Methods of Fisheries Research (Ichthyology)]. Rybnoye, Dmitrovsky Branch Astrakhan State Technical University Publ., 2004 180 p. (in Russian).
- Lozhkina R. A., Gremyachikh V. A., Antipov I. A., Komov V. T. Mercury in the muscles of bream reservoirs of the Volga cascade. *Biodiagnostics of the State of Natural and Natural-Man-made Systems: Proceedings of the XIX All-Russian Scientific and Practical Conference with international participation*. Kirov, Vyatka State University Publ., 2021, pp. 96–99 (in Russian).
- Lyubchenko E. N., Popova D. A., Dyachenko M. Yu., Timokhova A. V. Chronic mercury poisoning: A case in a cat when feeding sea fish. *Dal'nevostochnyi agrarnyi vestnik*, 2024, vol. 18, no. 1, pp. 47–56 (in Russian). <https://doi.org/10.22450/1999-6837-2024-18-1-47-56>
- Mercury in fish limits vary around the world. *Australian Fisheries*, 1979, vol. 38, no. 7, pp. 11–12.
- Nemova N. N., Lysenko L. A., Meshcheryakova O. V., Komov V. T. Mercury in fish: Biochemical indication. *Biosfera*, 2014, no. 2, pp. 176–186 (in Russian).
- Ovsepyan A. E. Mercury content in fish caught in the Northern Dvina below a pulp and paper mill. *Vestnik of Immanuel Kant Baltic Federal University. Series: Natural and Medical Sciences*, 2024, no. 1, pp. 115–129 (in Russian). <https://doi.org/10.5922/gikbfu-2024-1-8>

А. А. Ревухин, Д. И. Постнов, В. А. Гремячих и др.

Pravdin I. F. *Rukovodstvo po izucheniyu ryb (preimushchestvenno presnovodnykh)*. Pod red. P. A. Dryagina, V. V. Pokrovskogo [Dryagin P. A., Pokrovsky V. V., eds. Guidelines for the Study of Fish (Mainly Freshwater)]. Moscow, Pishchevaya promyshlennost', 1966. 376 p. (in Russian).

SanPiN 2.3.2.1078-01 dated November 14, 2001 No. 36. *Hygienic Requirements for Food Safety and Nutritional Value*. Moscow, 2001. 269 p. (in Russian).

Stepanova I. K., Komov V. T. Mercury accumulation in fish from water bodies of the Vologodskaya oblast. *Russian Journal of Ecology*, 1997, vol. 28, no. 4, pp. 260–264.

Thangam Y., Umavathi S., Vysakh V. B. Investigation of mercury toxicity in haematological parameters to fresh water fish “*Cyprinus carpio*”. *International Journal of Science and Research*, 2016, vol. 5, iss. 2, pp. 1039–1043.

Dependence of the mercury content in the muscle tissue of fish from the Gorky reservoir on age and body length

**A. A. Revukhin^{1,2✉}, D. I. Postnov¹, V. A. Gremyachikh³,
M. I. Bazarov³, G. V. Shurganova², V. T. Komov³**

¹ Nizhni Novgorod Branch of the Federal State Budget Scientific Institution
“Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography”

31 Moskovskoe shosse, Nizhni Novgorod 603116, Russia

² National Research Lobachevsky State University of Nizhni Novgorod

23 Gagarin Avenue, Nizhni Novgorod 603950, Russia

³ Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences
Borok, Nekouzsky district, Yaroslavl oblast 152742, Russia

Received: December 26, 2024 / revised: January 17, 2025 / accepted: January 17, 2025 / published: July 24, 2025

Abstract. Data on the mercury (Hg) content in the muscle tissue of some fish species (*Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*, *Blicca bjoerkna*, *Alburnus alburnus*, and *Clupeonella cultriventris*) are presented, they live in the Gorky reservoir, as depends on their body length. The research was conducted in 2023 at eleven stations of the river, lake-river and lake sections of the Gorky reservoir. Differences in the Hg content in small and large perch individuals were revealed, a more intense mercury accumulation being observed in young individuals. The metal content in the muscles of the studied fish species decreased in the following sequence: *Perca fluviatilis* $\geq$ *Clupeonella cultriventris* $\geq$ *Alburnus alburnus* $\geq$ *Blicca bjoerkna* $\geq$ *Rutilus rutilus*. The Hg concentration in the muscles of the fish from the Gorky reservoir is shown to be at a level comparable to the data recorded in other reservoirs.

Keywords: fish, body length, age, mercury concentration, Gorky reservoir

Ethics approval and consent to participate: Animal protocols were approved by the Bioethics Commission of the Lobachevsky State University of Nizhni Novgorod (protocol No. 68/1 dated March 1, 2023).

Competing interests: The authors have declared that no competing interests exist.

For citation: Revukhin A. A., Postnov D. I., Gremyachikh V. A., Bazarov M. I., Shurganova G. V., Komov V. T. Dependence of the mercury content in the muscle tissue of fish from the Gorky reservoir on age and body length. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2025, no. 2, pp. 232–239 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-232-239>

✉ *Corresponding author.* Laboratory of Aquatic Biological Resources Nizhni Novgorod Branch of the Federal State Budget Scientific Institution “Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography”, Russia.

ORCID and e-mail addresses: Aleksandr A. Revukhin: <https://orcid.org/0009-0003-0370-2059>, cahek19981110@gmail.com; Dmitry I. Postnov: <https://orcid.org/0009-0001-8582-8338>, postnov-di@mail.ru; Vera A. Gremyachikh: <https://orcid.org/0009-0001-8896-9005>, grva@list.ru; Michail I. Bazarov: <https://orcid.org/0000-0002-6340-4411>, bazarov2009@gmail.com; Galina V. Shurganova: <https://orcid.org/0000-0002-0253-6621>, galina.nngu@mail.ru; Viktor T. Komov: <https://orcid.org/0000-0001-9124-7428>, vko-mov@ibiw.ru.

Краткое сообщение

УДК 504.732+551.435+574.58

<https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-240-250>

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ БЕРЕГОВЫХ ОБРЫВОВ ЧЁРНОГО МОРЯ НА ГРАНИЦЕ ПРИРОДНОГО ЗАКАЗНИКА «АБРАУССКИЙ»

В. В. Соляников¹, Е. А. Ньющенко^{2✉}

¹ Санкт-Петербургский филиал ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт рыбного хозяйства и океанографии» («ГосНИОРХ» им. Л. С. Берга)

Россия, 199053, г. Санкт-Петербург, ул. Набережная Макарова, д. 26

² Саратовский национальный исследовательский государственный университет имени Н. Г. Чернышевского

Россия, 410012, г. Саратов, ул. Астраханская, д. 83

Поступила в редакцию 16.02.2024 г., после доработки 27.10.2024 г., принята 11.11.2024 г., опубликована 24.07.2025 г.

Аннотация. Проанализирована донная и литофильная растительность береговых обрывов полуострова Абрау в пределах природно-исторического заказника «Абраусский» и его восточной границы. Отмечается крайняя неравномерность в распределении фитоценозов, связанная с неоднородностью рельефа. Проведено ландшафтное профилирование с детальным описанием трансект, позволившее оценить особенности пространственного размещения растительных сообществ на абразионно-аккумулятивных берегах. Найдено 70 видов сосудистых растений и 17 видов водорослей, в том числе 15 эндемиков, 27 видов, находящихся в Красной книге Краснодарского края, и 9 видов из Красной книги РФ. Проведен анализ на чистоту прибрежных вод с использованием коэффициентов сапробности (1.94) и Чени (1.42). Рассчитан коэффициент природоохранности (16.4). Предложены меры по оптимизации природоохранного режима заказника.

Ключевые слова: растительные сообщества, петрофиты, макрофиты, абразионные склоны, ООПТ, Чёрное море.

Соблюдение этических норм. В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

Конфликт интересов. Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Для цитирования. Соляников В. В., Ньющенко Е. А. Растительность береговых обрывов Чёрного моря на границе природного заказника «Абраусский» // Поволжский экологический журнал. 2025. № 2. С. 240 – 250. <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-240-250>

Введение. Черноморское побережье Кавказа представляет собой уникальный экотон на стыке морских и наземных экосистем, где сосредоточен древний средиземноморский комплекс редких видов, уязвимых к изменениям среды. В условиях

✉ Для корреспонденции. Кафедра ботаники и экологии Саратовского национального исследовательского государственного университета имени Н. Г. Чернышевского.

ORCID и e-mail адреса: Соляников Вадим Владимирович: <https://orcid.org/0009-0005-3889-1237>, lacrimas.777@mail.ru; Ньющенко Екатерина Александровна: <https://orcid.org/0000-0002-1946-4628>, arhipovaea@mail.ru.

глобальной трансформации климата и усиления антропогенного прессинга особую значимость приобретают исследования структуры и динамики растительных сообществ на особо охраняемых природных территориях (ООПТ) и прилегающих к ним аквальных комплексах (Litvinskaya, 2019; Ogureeva et al., 2020). Однако сведения о растительности приграничных к ООПТ зон в этом регионе остаются фрагментарными, что затрудняет прогнозирование последствий климатических и антропогенных изменений. Такие работы позволяют не только оценить устойчивость экосистем к внешним воздействиям, но и разработать меры по сохранению биоразнообразия, особенно в регионах с высоким уровнем эндемизма. Актуальность настоящего исследования также обусловлена растущей рекреационной нагрузкой на прибрежные ландшафты Абраусского полуострова, ведущей к деградации биотопов, фрагментации фитоценозов и сокращению популяций охраняемых видов (Andreeva, Petrushina, 2023). В связи с этим мониторинг таких территорий становится критически важным для баланса между природоохранными целями и рекреационным использованием.

Государственный природно-исторический заказник «Абраусский» расположен на Черноморском побережье Северо-Западного Кавказа. Он занимает значительную часть полуострова Абрау и включает в себя как территорию Навагирского хребта, так и прилегающую к нему акваторию. Заказник находится в административных границах муниципального образования г. Новороссийск. Восточная граница проходит по водоразделу горы Колдун, у подножья которой расположен пос. Мысхако. Данная территория не имеет охранного статуса при идентичной флоре с эндемичными и охраняемыми видами. О необходимости присвоения статуса ООПТ данной территории ранее уже заявлял В. А. Попович (Popovich, 2018a, b).

Вдоль всей береговой линии полуострова простираются гряды абразионных обрывов (клифов), представленных флишевыми отложениями. На осадочных породах склонов формируются уникальные петрофитные сообщества со средиземноморскими элементами. Растительность полуострова характеризуется высоким уровнем крымско-новороссийских эндемиков, которые поддерживаются климатическими условиями с субтропическими чертами (Bocharnikov et al., 2019).

Прибрежная зона акватории заказника характеризуется активным взаимодействием суши и моря, а также их общей геологической основой. Верхняя сублитораль полуострова отличается обилием уникальных местообитаний донной растительности, представленной сообществами морских трав и водорослей (Teubova, 2010).

Своеобразие географического положения заказника с его геоморфологией и климатом обусловило высокую степень биологического и ландшафтного разнообразия, что требует определённого типа природопользования и охраны. Однако клифовая часть и морская акватория ООПТ активно используются как место рекреации и спортивного туризма. Тем не менее, при выраженной антропогенной нагрузке и незначительной площади абразионно-обрывистого пояса и прибрежной зоны, сохраняется аборигенный спектр растительного покрова, который требует более детальных исследований как эоловой, так и осушной зоны.

Цель статьи – оценить характер и состояние литофильной и донной растительности в пределах заказника «Абраусский» и прилегающих к нему территорий

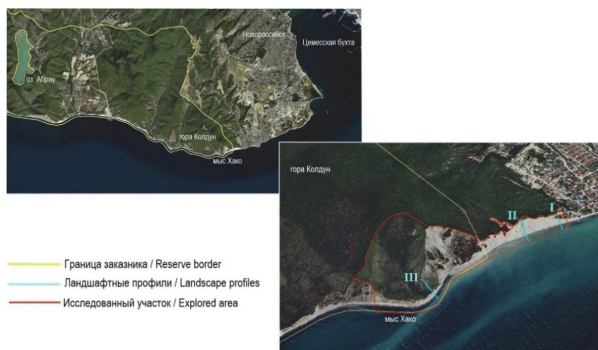


Рис. 1. Карта-схема района исследований (по: <https://www.google.ru/>)

Fig. 1. Research area map (from <https://www.google.ru/>)

ский» (рис. 1). Исследование проводилось от восточной границы заказника до мыса Хако протяженностью 1500 м и береговыми обрывами высотой 40 – 120 м.

При изучении морской и береговой растительности использовался комплекс методов, который включал маршрутный учет, ландшафтное профилирование с детальным описанием трансект и дешифрирование космических снимков высокого разрешения. С учётом геоморфологических и флористических особенностей место исследований было разбито на трансекты, которые пролегали от вершин клифов до верхней сублиторали. Ландшафтные профили закладывались вкост береговой линии на расстоянии до 200 м в сторону моря и не менее 200 м друг от друга. На трансектах проводились описания растительности, рельефа (высота, ширина, уклон) и составляющих его отложений. Общий коэффициент природоохранной значимости вычислялся по (Shalaev, Mozolevskaya, 2004).

Изучение морской растительности проводили по общепринятой методике (Blinova et al., 2005) с использованием учетной рамки размером 0.5×0.5 м. Выделение фитоценозов осуществляли согласно доминантной классификации (Kalugina-Gutnik, 1975). Видовой состав макрофитов определяли в соответствии со справочной литературой (Zinova, 1967). Номенклатура видов водорослей приводится в соответствии с актуальной систематикой (World Register of Marine Species, 2024).

Для оценки качества морских вод применялся коэффициент сапробности (X):

$$X = \frac{C + 3D - B - 3A}{A + B + C + D},$$

где A – количество полисапробных видов, B – α -мезосапробных, C – β -мезосапробных, D – олигосапробных (Kalugina-Gutnik, 1989). Также использовался флористический коэффициент (P), предложенный Д. Т. Ченеем (Cheney, 1977) в качестве критерия при сравнении флоры морских водорослей умеренных и тропических широт.

Статистическая обработка выполнена в пакетах программ Excel 10.0 (Microsoft Corp., USA) и Statistica 6.1 (StatSoft Inc., OK, USA).

(акваторий) в условиях антропогенного воздействия.

Материал и методы.

Комплексные полевые исследования проводились в июле – августе 2023 – 2024 гг., гербарные образцы хранятся в гербарии Саратовского национального исследовательского государственного университета имени Н. Г. Чернышевского (SARAT). Основными объектами изучения стали ландшафты береговой зоны заказника «Абраус-

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ БЕРЕГОВЫХ ОБРЫВОВ ЧЁРНОГО МОРЯ

Результаты и их обсуждение. В результате полевых исследований было выявлено 17 видов макроводорослей и 70 видов сосудистых растений, из которых 31 являются редкими или эндемичными (таблица). В Красную книгу Российской Федерации (The Red Data Book..., 2024) включены 9 видов. В Красную книгу Краснодарского края (Red Book of Krasnodar Territory..., 2017) занесены еще 27 видов. В красный список МСОП (2017) – 23 вида.

Созологическая значимость охраняемых, редких и эндемичных видов сосудистых растений, выявленных в исследованном районе

Table. Zoological significance of the protected, rare and endemic vascular plant species identified in the study area

№ / No.	Вид / Species	Созологическая значимость / Zoological significance
1	2	3
1	<i>*Agropyron pinifolium</i> Nevski	КК, МСОП, крымско-новороссийский эндемик / RK, IUCN, Crimean-Novorossiysk endemic
2	<i>*Allium psebaicum</i> Mikheev	Западнокавказский эндемик / West Caucasin endemic
3	<i>*Astragalus arnacantha</i> M.Bieb.	КР, КК, МСОП, крымско-новороссийский эндемик / RR, RK, IUCN, Crimean-Novorossiysk endemic
4	<i>*Campanula komarovii</i> Maleev	КР, КК, МСОП, новороссийский эндемик / RR, RK, IUCN, Novorossiysk endemic
5	<i>*Centaurea novorossica</i> Klovov	Новороссийский эндемик / Novorossiysk endemic
6	<i>Cladostephus spongiosus</i> (Hudson) C. Agardh, 1817	КК / RK
7	<i>Codium vermilara</i> (Olivi) Delle Chiaje, 1829	КК / RK
8	<i>*Ephedra distachya</i> L.	КК, МСОП / RK, IUCN
9	<i>*Erysimum callicarpum</i> Lipsky	КК, МСОП, новороссийский эндемик / RK, IUCN, Novorossiysk endemic
10	<i>*Glaucium flavum</i> Crantz	КР, КК, МСОП / RR, RK, IUCN
11	<i>Hedysarum tauricum</i> Pall. ex Willd.	КК, МСОП, крымско-новороссийско-балканский эндемик / RK, IUCN, Crimean-Novorossiysk-Balkan endemic
12	<i>Iris pumila</i> L.	КК, МСОП / RK, IUCN
13	<i>*Juniperus excelsa</i> M.Bieb.	КР, КК, МСОП / RR, RK, IUCN
14	<i>*Juniperus oxycedrus</i> L.	КК, МСОП / RK, IUCN
15	<i>*Jurinea stoechadifolia</i> (M. Bieb.) DC.	КК, МСОП / RK, IUCN
16	<i>Laurencia coronopus</i> J. Agardh, 1852	КК, эндемик Чёрного моря / RK, Black Sea endemic
17	<i>Linum tauricum</i> Willd.	КК, МСОП / RK, IUCN
18	<i>*Lonicera etrusca</i> Santi	КР, КК, МСОП / RR, RK, IUCN
19	<i>*Matthiola odoratissima</i> (M. Bieb.) W. T. Aiton	КК, МСОП / RK, IUCN
20	<i>*Onosma polyphylla</i> Ledeb.	КР, КК, МСОП, крымско-новороссийский эндемик / RR, RK, IUCN, Crimean-Novorossiysk endemic
21	<i>Phyllophora crispa</i> (Hudson) P. S. Dixon, 1964	КР, КК, эндемик Чёрного моря / RR, RK, Black Sea endemic
22	<i>Pinus brutia</i> var. <i>pityusa</i> (Steven) Silba	КР, КК, МСОП / RR, RK, IUCN
23	<i>*Pistacia atlantica</i> subsp. <i>mutica</i> (Fisch. & C. A. Mey.) Rech. f.	КР, КК, МСОП / RR, RK, IUCN
24	<i>*Potentilla taurica</i> Willd. ex D. F. K. Schldtl.	КК, МСОП / RK, IUCN
25	<i>*Psephellus declinatus</i> (M.Bieb.) K. Koch	КК, МСОП, крымско-новороссийский эндемик / RK, IUCN, Crimean-Novorossiysk endemic
26	<i>Lamyra echinocephala</i> (Willd.) Tamamsch	КК, МСОП / RK, IUCN
27	<i>Rhus coriaria</i> L.	МСОП / IUCN

Окончание таблицы
Table. Continuation

1	2	3
28	<i>Salvia ringens</i> Sm.	КК, МСОП / RK, IUCN
29	* <i>Seseli ponticum</i> Lipsky	Новороссийский эндемик / Novorossiysk endemic
30	* <i>Sideritis taurica</i> Stephan ex Willd.	КК, МСОП, крымско-новороссийский эндемик / RK, IUCN, Crimean-Novorossiysk endemic
31	<i>Scutellaria novorossica</i> Juz.	КК, новороссийский эндемик / RK, Novorossiysk endemic

Примечание. * – вид обнаружен за границей заповедной территории; КР – Красная книга Российской Федерации, КК – Красная книга Краснодарского края, МСОП – Международный союз охраны природы.

Note. * – the species was found outside the boundaries of the protected area; RR – The Red Data Book of the Russian Federation, RK – Red Data Book of the Krasnodar region, IUCN – International Union for Conservation of Nature.

Общий индекс природоохранной значимости для района исследований составил 16,4 единиц. Из 31 вида сосудистых растений, имеющих зоологическую значимость, на границе заказника также отмечено 19 видов.

Высота клифов в районе исследования варьирует от 40 до 120 м, крутизна склонов – от 10 до 35°. Геологические слои обрывов могут иметь параллельное (параллельно береговой линии) и угловое простираие (под углом к береговой линии). На вершинах клифов развиваются заросли нарушенного дубового шибляка.

Доминирующими видами в верхнем ярусе являются *Quercus pubescens*, *J. oxycedrus*, *J. excelsa*, *P. atlantica* subsp. *mutica*, *Paliurus spina-christi* и *Cotinus coggygria*. Под такой растительностью образуются рендзины. Подлесок хорошо развит: наиболее часто встречается *Carpinus orientalis*, *Chrysojasminum fruticans*, *L. etrusca* и *Asparagus verticillatus*. В травянистом ярусе характерны *Hedera helix*, *Pentanema germanicum* и *A. psebaicum*.

У краёв обрывов на флише развиваются фриганоидные сообщества петрофитов: *Jurinea stoechadifolia* + *Ephedra distachya* – *Teucrium polium*; *Ephedra distachya* + *Onosma polyphylla* + *Artemisia alpina* – *Galatella villosa* + *Teucrium polium*; *Astragalus arnecantha* + *Onosma polyphylla* + *Ephedra distachya*.

Общее проективное покрытие (ОПП) наголоватко-эфедрового фитоценоза составляет 60%. В вертикальной структуре фитоценоза можно выделить 3 подъяруса высотой 35, 20 и 14 см. Доминирует *E. distachya*, ее проективное покрытие достигает 40%. Содоминантом является *J. stoechadifolia*, с проективным покрытием 20%. Среди сопутствующих видов наибольшая роль принадлежит *A. pinifolium*, *Veronica capsellcarpa*, *Thymus pallasianus*, *Teucrium polium* и *A. psebaicum*.

ОПП эфедрово-оносмово-полынного фитоценоза 70%. Доминирует *Artemisia alpina*, содоминантами являются *O. polyphylla* и *E. distachya*, на их долю приходится 40 и по 15% проективного покрытия соответственно. В вертикальной структуре сообщества чётко выделяется 2 подъяруса. Первый, высотой 25 см, образован такими видами, как *A. alpina*, *O. polyphylla* и *E. distachya*. Во втором подъярусе, высотой 15 см, представлены *Galatella villosa* и *T. polium*. Наибольшая роль среди константных видов принадлежит *J. stoechadifolia*, *I. pumila*, *P. declinatus* и *Bupleurum brachiatum*.

ОПП астраканто-оносмово-эфедрового фитоценоза 65%. В вертикальной структуре сообщества можно выделить 3 подъяруса. Первый, высотой 40 см, образован *Stipa capillata* и *A. pinifolium*. Во втором ярусе доминируют *A. amacantha*, *O. polyphylla* и *E. distachya* с проективным покрытием 30, 20 и 15% соответственно. Его высота 25 см. Высота третьего яруса 16 см. Среди сопутствующих видов наибольшая роль принадлежит *Helianthemum nummularium*, *Centaurea salonitana*, *A. psebaicum*, *S. taurica*.

Клифы имеют преимущественно южную экспозицию, по их расщелинам (стриям) концентрируются хазмофиты, где вне зависимости от крутизны склона доминирует новороссийский эндемик – *S. ponticum* с проективным покрытием до 25%. На склонах с крутизной 30° отмечаются: *Cynanchum acutum*, *Reseda lutea*, *C. novorossica*, *Carpinus orientalis* и *A. pinifolium*. При 10 – 20° встречаются *R. coriaria*, *S. taurica* и *C. coggygia*. К местам с постоянным водотоком приурочены синузиды *Phragmites australis*.

По телам оползней концентрируется петрофитон, представленный микрогруппировками *S. ponticum*, здесь же отмечены *Andrachne telephioides*, *A. verticillatus*, *Rapistrum rugosum*, *C. novorossica* и *S. ringens*. В нижней части береговых обрывов встречены четыре генеративные особи *G. flavum*. Среди литоральных видов высокое обилие вегетативных особей *M. odoratissima*, развивающихся на галечном пляже.

Подножие обрывов переходит в галечный пляж неполного профиля шириной 5 – 10 м. На берегу встречаются глыбовалунные навалы и шtrandы (обнаженные гребни бенча), которые грядами уходят под воду. Такое строение носит название «грядовый бенч». Он характерен для дна прибрежной зоны почти всего северокавказского региона от уреза воды и до глубины 10 – 12 м (Maximova, Luchina, 2002).

Псевдолитораль переходит в сублитораль (глубины 0.5 – 2.0 м), эти биомические зоны образуют верхний этаж фитали. Донная растительности верхней фитали представлена несколькими фитоценозами.

Фитоценоз *Cladophora laetevirens* – монодоминантный, одноярусный, ОПП составляет 40 – 60% (глубина 0.1 – 0.5 м). Доминирует *Cladophora laetevirens* (Dillwyn) Kützinger, 1843. Часто встречается мезосапроб – *Ectocarpus siliculosus* (Dillwyn) Lyngbye, 1819. Общая биомасса в среднем 105 г/м². Вегетирует преимущественно в эвтрофных местах. Фитоценоз приурочен к выходу сточной трубы, расположенной на границе акватории заказника и пляжа для купания «Мысхако». Концентрируется на штрандах и прибрежных гребнях, иногда встречается на валунах (трансекты I и II). Высота яруса 3 см.

Фитоценоз *Ulva compressa* + *Ectocarpus siliculosus* – олигодоминантный, одноярусный, ОПП составляет 60 – 100%. Доминирует *E. siliculosus* с ПП 65%, кодоминантом является *Ulva compressa* Linnaeus, 1753 с ПП 25%. Константными видами выступают *C. laetevirens* и *Ceramium ciliatum* (J. Ellis) Ducluzeau, 1806. Общая биомасса в среднем 210 г/м². Высота яруса 2.5 см. Произрастает на штрандах, галечниках, валунах и глыбах на глубине от 0.1 до 0.5 м. Отмечен для трансекта II и III.

Фитоценоз *Dictyota fasciola* + *Padina pavonica* – олигодоминантный, одноярусный, ОПП составляет 40 – 80%. Доминирует *Padina pavonica* (Linnaeus) Thivy, 1960 с ПП 60%, кодоминантом является *Dictyota fasciola* (Roth) J. V. Lamouroux,

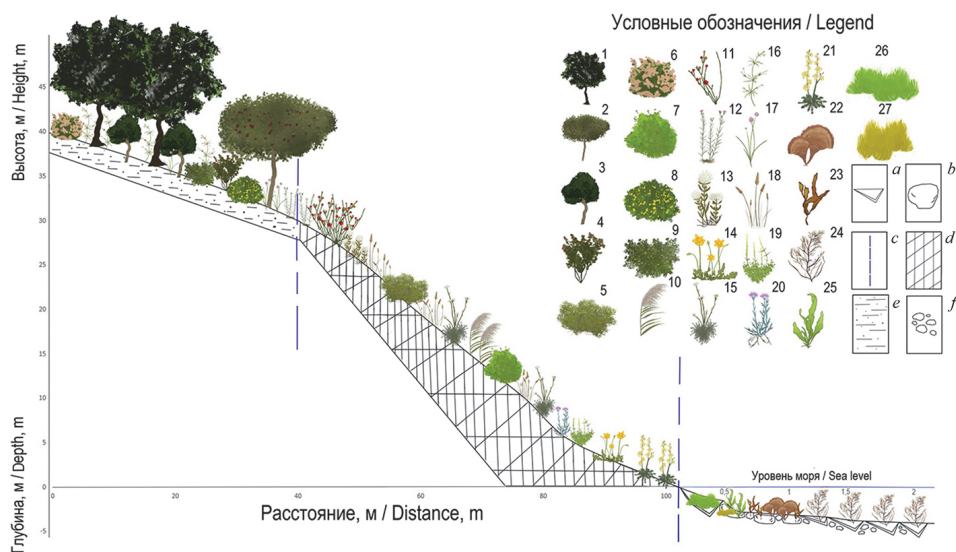


Рис. 2. Ландшафтный профиль через береговую зону в районе границы заказника: 1 – *Quercus pubescens*, 2 – *Pistacia atlantica*, 3 – *Juniperus oxycedrus*, 4 – *Paliurus spina-christi*, 5 – *Astragalus arnicantha*, 6 – *Cotinus coggygria*, 7 – *Carpinus orientalis*, 8 – *Chrysojasminum fruticans*, 9 – *Lonicera etrusca*, 10 – *Phragmites australis*, 11 – *Ephedra distachya*, 12 – *Jurinea stoechadifolia*, 13 – *Teucrium polium*, 14 – *Glaucium flavum*, 15 – *Seseli ponticum*, 16 – *Asparagus verticillatus*, 17 – *Allium psebaicum*, 18 – *Agropyron pinifolium*, 19 – *Reseda lutea*, 20 – *Centaurea novorossica*, 21 – *Matthiola odoratissima*, 22 – *Padina pavonica*, 23 – *Dictyota fasciola*, 24 – *Cystoseira* spp., 25 – *Ulva compressa*, 26 – *Cladophora laetevirens*, 27 – *Ectocarpus siliculosus*; a – гребни бенча, b – валуны, c – граница экотон, d – флиш, e – рендзина, f – крупногалечник

Fig. 2. Landscape profile across the coastal zone near the border of the nature reserve: 1 – *Quercus pubescens*, 2 – *Pistacia atlantica*, 3 – *Juniperus oxycedrus*, 4 – *Paliurus spina-christi*, 5 – *Astragalus arnicantha*, 6 – *Cotinus coggygria*, 7 – *Carpinus orientalis*, 8 – *Chrysojasminum fruticans*, 9 – *Lonicera etrusca*, 10 – *Phragmites australis*, 11 – *Ephedra distachya*, 12 – *Jurinea stoechadifolia*, 13 – *Teucrium polium*, 14 – *Glaucium flavum*, 15 – *Seseli ponticum*, 16 – *Asparagus verticillatus*, 17 – *Allium psebaicum*, 18 – *Agropyron pinifolium*, 19 – *Reseda lutea*, 20 – *Centaurea novorossica*, 21 – *Matthiola odoratissima*, 22 – *Padina pavonica*, 23 – *Dictyota fasciola*, 24 – *Cystoseira* spp., 25 – *Ulva compressa*, 26 – *Cladophora laetevirens*, 27 – *Ectocarpus siliculosus*; a – bench ridges, b – boulders, c – ecotone boundary, d – flysch, e – rendsina, f – coarse pebbles

1809 с ПП 20%. Константными видами выступают *U. compressa* и ювенильные особи *Cystoseira* sp. Общая биомасса в среднем 190 г/м². Высота яруса 4.5 см. Произрастают на галечниках и валунах на глубине от 0.5 до 1.5 м. Отмечен для трансект II и III.

Фитоценоз *Cystoseira crinita* + *Cystoseira barbata* – *Padina pavonica* – *Phymatolithon lenormandii* – полидоминантный, трехъярусный, ОПП составляет 80 – 100%. Характеризуется наибольшим разнообразием видов. В вертикальной структуре

фитоценоза можно выделить 3 яруса. Первый, высотой 19 см, образуют эдификаторы сообщества – *C. crinita* Duby, 1830 и *C. barbata* (Stackhouse) C. Agardh, 1820. Второй ярус, высотой 5 см, образует олигосапроб – *P. pavonica*. Третий, высотой 0.1 см, представлен корками кораллиновой водоросли – *P. lenormandii*. Константными видами выступают *D. fasciola*, *Laurencia obtusa* (Hudson) J. V. Lamouroux, 1813, *L. coronopus*, *C. ciliatum* и *C. spongiosus*. Иногда встречаются *C. vermilara* и *P. crispa*, которым свойственно проникать в заросли цистозир из более глубоководных участков, где они являются доминантами (Afanasyev, Akatov, 2021). Для фитоценоза отмечена эпифитная синузия цистозир, которую формируют *Sphacelaria cirrosa* (Roth) C. Agardh, 1824, *Cladophoropsis membranacea* (Hofman Bang ex C. Agardh) Børgesen, 1905 и *Lithophyllum papillosum* var. *cystoseirae* (Hauck) Me. Lemoine, 1924. Общая биомасса в среднем 420 г/м². Концентрируется по гребням бенча, начиная с глубины 0.7 – 1.0 м. Отмечен для трансект I, II и III.

Растительность в пределах трансект дифференцируется в соответствии с изменением субстрата и интенсивностью антропогенных воздействий (рис. 2).

Большинство видов макрофитов относятся к олигосапробной группе. Полученные данные при сравнении величин коэффициента сапробности и флористического коэффициента свидетельствуют о том, что прибрежная зона заказника «Абраусский» является довольно чистой. Значение X , определенное по сапробному составу альгофлоры, составляет 1.94, а флористический коэффициент – 1.42.

Тем не менее, на глубинах 0.1 – 0.5 м отмечено присутствие мезосапробных видов водорослей, что связано с активным пляжно-купальным туризмом. Как отмечает А. А. Калугина-Гутник, загрязненность прибрежной зоны является одним из основных факторов существования фитоценозов с родами *Ulva*, *Cladophora* и *Ectocarpus* (Kalugina-Gutnik, 1975).

Заключение. Флористическое разнообразие заказника «Абраусский» обусловлено наличием экотонных ландшафтов, формирование которых происходит в зоне контакта суши (клиф, пляж, бенч) и моря (верхняя фиталя). Растительные сообщества клифов района заказника «Абраусский» отличаются сложной пространственно-видовой структурой, связанной с сильной неоднородностью биотопических условий. Преобладание данных экотонных сообществ во многом зависит от типа субстрата, уклона и высоты обрыва, а также наличия водотоков. Как было замечено, на абразионных берегах петрофитная растительность сосредоточена, главным образом, вдоль основания и подножия клифа, а также по стриям. Донная растительность верхнего этажа фитали представлена четырьмя фитоценозами, половина из которых сезонные. Максимальное фиторазнообразие и наибольшая биомасса характерны для цистозирового фитоценоза. Экологическая обстановка ландшафтной структуры на границе заказника «Абраусский» характеризуется полифункциональным использованием и антропогенным воздействием. Здесь отмечено значительное количество кострищ (52) и бытового мусора (110), окурки и активное выпаживание. Исследуемая зона ООПТ по функциональному зонированию относится к рекреационной, при значительном количестве охраняемых и эндемичных видов. Довольно большая часть видов, занесённых в Красные книги, также отмечена на границе заказника, включая земельные участки (кадастровые

номера: 23:47:0118030:33, 23:47:0000000:5007, 23:47:0118030:503). В связи с вышеказанным разработка стратегии по сохранению экотонных сообществ береговых обрывов заказника «Абраусский» (особенно его границы) должна включать ограничения рекреации, мониторинг популяций охраняемых и эндемичных растений, а также гидрохимические наблюдения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

- Afanasyev D. F., Akatov V. V. Effects of *Cystoseira* sensu lato (Fucales: Phaeophyceae) on species richness, composition, and biomass of Abrau peninsula shelf macrophytobenthic communities (Black Sea). *Oceanology*, 2021, vol. 61, iss 2, pp. 244–253. <https://doi.org/10.1134/S0001437021020028>
- Andreeva A. P., Petrushina M. N. Monitoring of coastal landscapes in the “Utrish” Nature Reserve. *Monitoring of the State and Pollution of the Environment: Surface Climate, Pollutants and Climatically Active Substances: Proceedings of the III All-Russian Scientific Conference with International Participation*. Moscow, Yu. A. Izrael Institute of Global Climate and Ecology Publ., 2023, pp. 328–332 (in Russian).
- Blinova E. I., Pronina O. A., Shtrik V. A. Methodical recommendations on accounting of stocks of commercial seaweeds of the coastal zone. In: *Methods of Landscape Studies and Stock Assessment of Benthic Invertebrates and Algae of the Marine Coastal Zone*. Moscow, All-Russian Research Institute of Fisheries and Oceanography Publ., 2005, pp. 80–127 (in Russian).
- Bocharnikov M. V., Petrushina M. N., Suslova E. G. Spatial organization of the vegetation and landscapes of the sub-mediterranean forest and woodland belt on the Abrau peninsula (NorthWestern Caucasus). *Arid Ecosystems*, 2019, vol. 9, iss. 4, pp. 237–247. <https://doi.org/10.1134/S2079096119040024>
- Cheney D. T. R+C/P – a new and improved ratio for comparing seaweed floras. *Journal of Phycology*, 1977, vol. 13, no. 2, pp. 12.
- Kalugina-Gutnik A. A. *Phytobenthos of the Black Sea*. Kyiv, Naukova dumka, 1975. 248 p. (in Russian).
- Kalugina-Gutnik A. A. Variations in the species composition of phytobenthos in the Laspi bay over 1964–1983. *Ekologiya moray*, 1989, vol. 31, pp. 7–12 (in Russian).
- Litvinskaya S. A. Hydrological natural monuments of the Abrauska Peninsula and their role in the preservation of florocenocomplexes. *Sustainable Development of Specially Protected Natural Areas. Collection of articles of the VI All-Russian scientific-practical conference*. Sochi, Natural Ornithological Park in the Imereti Lowland Publ., 2019, vol. 6, pp. 180–192 (in Russian).
- Maximova O. V., Luchina N. P. Current state of macrophytobenthos off the North Caucasus coast: Phytal response to eutrophication of the Black Sea basin. In: *Multidisciplinary Investigations of the Northeast Part of the Black Sea*. Moscow, Nauka, 2002, pp. 297–308 (in Russian).
- Ogureeva G. N., Bocharnikov M. V., Suslova E. G. Structure of the botanical diversity of the Utrish–Tuapse variant of the Crimean–Novorossiysk orobiom. *Arid Ecosystems*, 2020, vol. 10, iss. 4, pp. 261–268. <https://doi.org/10.1134/S2079096120040162>
- Popovich A. V. B. Valuable natural complex “Myskhako”. In: *Terrestrial and Marine Ecosystems of the Black Sea Region and Their Protection: A collection of abstracts of scientific and practical school-conference*. Sevastopol, Institute of Natural-Technical Systems Publ., 2018a, pp. 126–127 (in Russian).
- Popovich A. V. B. Rare species of vascular plants, entomo- and herpetofauna of the tract “Myskhako”. *Sustainable Development of Specially Protected Natural Areas. Collection of articles of the V All-Russian scientific-practical conference*. Sochi, Natural Ornithological Park in the Imereti Lowland Publ., 2018b, vol. 5, pp. 243–266 (in Russian).

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ БЕРЕГОВЫХ ОБРЫВОВ ЧЁРНОГО МОРЯ

Red Book of Krasnodar Territory (Plants and Fungi). Krasnodar, Ministry of Natural Resources of the Krasnodar Territory Publ., 2017. 229 p. (in Russian).

Shalaev V. S., Mozolevskaya E. G., eds. *Monitoring of Forest and Urban Ecosystems*. Moscow, Moscow State Forestry University Publ., 2004. 233 p. (in Russian).

Teyubova V. F. The ecological and phytocenotic characteristic of macrophytobenthos of the Novorossiysk bay (Black sea). *Bulletin of Higher Educational Institutions. North Caucasus Region. Natural Science*, 2010, no. 6, pp. 78–84 (in Russian).

The Red Data Book of the Russian Federation (Plants and Fungi). Moscow, VNII “Ekologiya”, 2024. 944 p. (in Russian).

World Register of Marine Species. Oostende, Flanders Marine Institute, 2024. Available at: <https://www.marinespecies.org/> (accessed January 24, 2024).

Zinova A. D. *Determinant of Green, Brown and Red Algae in the Southern Seas of the USSR*. Leningrad, Nauka, 1967. 398 p. (in Russian).

Vegetation of coastal cliffs of the Black Sea on the border of the Abrausky Natural Reserve

V. V. Solyannikov¹, E. A. Nyushchenko^{2✉}

¹ St. Petersburg branch of All-Russian Scientific Research Institute of Fisheries and Oceanography ("GosNIORKH" named after L. S. Berg")
26 Naberezhnaya Makarova St., St. Petersburg 199053, Russia

² Saratov State University
83 Astrakhanskaya St., Saratov 410012, Russia

Received: February 16, 2024 / revised: October 27, 2024 / accepted: November 11, 2024 / published: July 24, 2025

Abstract. The work analyzes the bottom and lithophilic vegetation of coastal cliffs of the Abrau Peninsula within the Abrausky Natural-Historical Reserve and its eastern border. Extreme unevenness in the distribution of phytocenoses was noted, associated with the relief heterogeneity. Landscape profiling was carried out with a detailed description of transects, which made it possible to assess features of the spatial distribution of plant communities on abrasion-accumulative banks. 70 species of vascular plants and 17 species of algae were found, including 15 endemics, 27 species included in the Red Data Book of the Krasnodar region, and 9 species from the Red Data Book of the Russian Federation. An analysis was carried out for the purity of coastal waters using saprobity coefficient (1.94) and Cheney's coefficient (1.42). The environmental protection coefficient (16.4) was calculated. Measures are proposed to optimize the environmental regime of the nature reserve.

Keywords: plant communities, petrophytes, macrophytes, cliffs, protected areas, Black Sea

Ethics approval and consent to participate: This work does not contain any studies involving human and animal subjects.

Competing interests: The authors have declared that no competing interests exist.

For citation: Solyannikov V. V., Nyushchenko E. A. Vegetation of coastal cliffs of the Black Sea on the border of the Abrausky Natural Reserve. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2025, no. 2, pp. 240–250 (in Russian). <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2025-2-240-250>

✉ Corresponding author. Department of Botany and Ecology, Saratov State University, Russia.

ORCID and e-mail addresses: Vadim V. Solyannikov: <https://orcid.org/0009-0005-3889-1237>, lacrimas.777@mail.ru; Ekaterina A. Nyushchenko: <https://orcid.org/0000-0002-1946-4628>, arhipovaca@mail.ru.

Редактор *А. Б. Мамаев*
Редактор английского текста *С. Л. Шмаков*
Художник обложки *И. Е. Табачишина*
Оригинал-макет подготовлен *В. Г. Табачишиным*
Корректор *Ю. И. Астахова*

Свидетельство о регистрации ПИ №ФС77-23682 от 16.03.2006 г.
в Федеральной службе по надзору за соблюдением законодательства
в сфере массовых коммуникаций и охране культурного наследия
Учредители: Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН,
Саратовский государственный университет им. Н.Г. Чернышевского

ООО «Товарищество научных изданий КМК»
при участии ИП Михайлова К.Г.
Адрес издательства: 123100 Москва, а/я 16; mikhailov2000@gmail.com

Отпечатано в полном соответствии с качеством предоставленных материалов в ООО «Фотоэксперт».
109316 Москва, Волгоградский проспект, д.42, корп.5, эт.1, пом. I, комн. 6.3-23Н.
Подписано в печать 18.07.2025. Подписано в свет 24.07.2025.
Формат 70х100/16. Объем 7,875 печ.л. Бум. мелов. Тираж 50 экз. Цена свободная

ISSN 1684-7318



9 771684 731009 >

Индекс 9729г (каталог «Пресса России»)

ISSN 1684-7318 ПОВОЛЖСКИЙ ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ЖУРНАЛ 2025 №2



ТОВАРИЩЕСТВО
НАУЧНЫХ
ИЗДАНИЙ ЖМК