



DOI: <https://doi.org/10.23859/estr-251205>

EDN: <https://elibrary.ru/ueehxw>

УДК [597+574.64] (282.247.413.5):556.555.6

Научная статья

**Пространственная вариабельность
содержания ртути в донных отложениях
и мышцах леща *Abramis brama* L., 1758
Рыбинского водохранилища (р. Волга, Россия)**

Р.А. Ложкина^{1*} , В.А. Гремячих¹ , Ю.Г. Удоденко^{1, 2} ,
И.А. Антипов^{1, 3} , В.В. Законнов¹ , Л.Е. Сигарева¹ ,
Н.А. Тимофеева¹ , Д.Д. Павлов¹ , И.В. Шляпкин¹ ,
В.Т. Комов^{1, 2} 

¹ Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, 152742, Россия, Ярославская обл., Некоузский район, пос. Борок, д. 109

² Череповецкий государственный университет, 162602, Россия, Вологодская обл., г. Череповец, пр-кт Луначарского, д. 5

³ Ярославский государственный аграрный университет, 150042, Россия, г. Ярославль, Тутаевское шоссе, д. 58

*lozhkina.roza@yandex.ru

Аннотация. Приведены результаты исследования содержания ртути в донных отложениях и мышцах леща *Abramis brama* L., 1758 из четырех плесов Рыбинского водохранилища, различающихся гидрологическим режимом, спецификой гидрохимических условий и структурой биологических сообществ. Характер пространственного распределения Hg в ДО Рыбинского водохранилища длительное время остается стабильным. Максимальные значения уровня содержания Hg в донных отложениях (ДО) зарегистрированы в Шекснинском, а минимальные – в Моложском плесах водохранилища. Наименьшие концентрации металла отмечены у лещей, выловленных в Главном и Шекснинском плесах, максимальные – у лещей, выловленных в Моложском плесе. Значимые различия содержания Hg в мышцах в разные годы исследования выявлены у лещей из Главного и Шекснинского плесов. Не установлено значимых различий накопления Hg в мышцах самок и самцов, а также значимых связей содержания Hg в мышцах леща с его размером, массой, полом и возрастом. Обнаружена сильная взаимосвязь между концентрацией Hg в мышцах леща и ДО водохранилища. Кроме того, отмечена положительная связь концентраций Hg в мышцах леща с концентрацией хлорофилла и соотношением пигментного индекса E_{480}/E_{665} в ДО, отрицательная – с долей органического вещества. В исследованной выборке содержание Hg в мышцах леща и ДО значимо не зависело от размера частиц грунта, показателей цветности, прозрачности и скорости течения. Содержание Hg в ДО водохранилища было положительно связано с концентрацией хлорофилла в воде и отрицательно – с концентрацией осадочных пигментов в грунте. В целом содержание Hg в ДО и мышцах леща находится в диапазоне значений, ранее зарегистрированных для Рыбинского водохранилища другими авторами, и не превышает установленных нормативов.

Ключевые слова: тяжелые металлы, рыба, гранулометрия, осадочные пигменты, органическое вещество, Верхняя Волга

Финансирование. Работа выполнена в рамках государственных заданий № 124032500015-7 и 124032100076-2.

Благодарности. Авторы выражают благодарность сотрудникам ИБВВ РАН Е.В. Щедровой за проведенный анализ содержания Hg в донных отложениях и мышцах леща, Т.И. Крицкой за определение возраста леща.

ORCID:

Р.А. Ложкина, <https://orcid.org/0000-0003-3087-0691>
В.А. Гремячих, <https://orcid.org/0000-0002-2817-039X>
Ю.Г. Удоденко, <https://orcid.org/0000-0003-0789-4847>
И.А. Антипов, <https://orcid.org/0009-0008-2752-0774>
В.В. Законнов, <https://orcid.org/0000-0003-1621-6108>
Л.Е. Сigareва, <https://orcid.org/0000-0003-4894-3262>
Н.А. Тимофеева, <https://orcid.org/0000-0002-6134-9789>
Д.Д. Павлов, <https://orcid.org/0000-0002-8584-4901>
И.В. Шляпкин, <https://orcid.org/0000-0002-1791-8737>
В.Т. Комов, <https://orcid.org/0000-0001-9124-7428>

Для цитирования: Ложкина, Р.А. и др., 2026. Пространственная вариабельность содержания ртути в донных отложениях и мышцах леща *Abramis brama* L., 1758 Рыбинского водохранилища (р. Волга, Россия). *Трансформация экосистем* 9 (3), 24–43. <https://doi.org/10.23859/estr-251205>

Поступила в редакцию: 05.12.2025

Принята к печати: 11.02.2026

Опубликована онлайн: 31.07.2026

DOI: <https://doi.org/10.23859/estr-251205>

EDN: <https://elibrary.ru/ueehxw>

UDC [597+574.64] (282.247.413.5):556.555.6

Article

**Spatial variability of mercury content
in bottom sediments and muscles
of bream *Abramis brama* L., 1758
from the Rybinsk Reservoir (Volga River, Russia)**

R.A. Lozhkina^{1*} , V.A. Gremyachikh¹ , Yu.G. Udodenko^{1, 2} ,
I.A. Antipov^{1, 3} , V.V. Zakonnov¹ , L.E. Sigareva¹ ,
N.A. Timofeeva¹ , D.D. Pavlov¹ , I.V. Shlyapkin¹ ,
V.T. Komov^{1, 2} 

¹ Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences, Borok 109, Nekouzsky District, Yaroslavl Oblast, 152742 Russia

² Cherepovets State University, Prospekt Lunacharskogo 5, Cherepovets, Vologda Oblast, 162600 Russia

³ Yaroslavl State Agrarian University, Tutaevskoe Shosse St. 58, Yaroslavl, 150042 Russia

*lozhkina.roza@yandex.ru

Abstract. The results of a study on mercury content in bottom sediments (BS) and muscles of bream (*Abramis brama* L., 1758) from four reaches of the Rybinsk reservoir, which differ in hydrological regime, hydrochemical conditions, and biological community structure, are presented. The spatial distribution pattern of Hg in the bottom sediments of the Rybinsk reservoir has remained stable for a long time. The maximum Hg content values in bottom sediments were recorded in the Sheksna reach, and the minimum – in the Mologa reach. The lowest metal concentrations in bream were found in fish caught in the Main and Sheksna reaches, while the highest were in bream from the Mologa reach. Significant differences in Hg content in muscles between different years of the study were revealed for bream from the Main and Sheksna reaches. No significant differences in Hg accumulation in the muscles of females and males were found, nor were significant correlations between Hg content in bream muscles and fish length, weight, sex, or age. A strong relationship was found between Hg concentration in bream muscles and in the reservoir's bottom sediments. In addition, a positive correlation was noted between Hg concentrations in bream muscles and chlorophyll concentration and the pigment index ratio E_{480}/E_{665} in BS, and a negative correlation with the proportion of organic matter. In the studied sample, Hg content in bream muscles and BS did not significantly depend on sediment particle size, water color, transparency, or flow velocity. Hg content in the reservoir's BS was positively correlated with chlorophyll concentration in water and negatively correlated with the concentration of sedimentary pigments in the sediment. Overall, the Hg content in BS and bream muscles falls within the range previously recorded for the Rybinsk reservoir by other authors and does not exceed established standards.

Keywords: heavy metals, fish, granulometry, sedimentary pigments, organic matter, Upper Volga

Funding. The work was carried out within the framework of state assignments No. 124032500015-7 and No. 124032100076-2.

Acknowledgements. The authors express their gratitude to staff members of the IBIW RAS: E.V. Shchedrova for performing the analysis of mercury content in bottom sediments and bream muscles, and T.I. Kritsina for determining the age of bream.

ORCID:

R.A. Lozhkina, <https://orcid.org/0000-0003-3087-0691>

V.A. Gremyachikh, <https://orcid.org/0000-0002-2817-039X>

Yu.G. Udodenko, <https://orcid.org/0000-0003-0789-4847>

I.A. Antipov, <https://orcid.org/0009-0008-2752-0774>

V.V. Zakonnov, <https://orcid.org/0000-0003-1621-6108>

L.E. Sigareva, <https://orcid.org/0000-0003-4894-3262>

N.A. Timofeeva, <https://orcid.org/0000-0002-6134-9789>

D.D. Pavlov, <https://orcid.org/0000-0002-8584-4901>

I.V. Shlyapkin, <https://orcid.org/0000-0002-1791-8737>

V.T. Komov, <https://orcid.org/0000-0001-9124-7428>

To cite this article: Lozhkina, R.A. et al., 2026. Spatial variability of mercury content in bottom sediments and muscles of bream *Abramis brama* L., 1758 from the Rybinsk Reservoir (Volga River, Russia). *Ecosystem Transformation* 9 (3), 24–43. <https://doi.org/10.23859/estr-251205>

Received: 05.12.2025

Accepted: 11.02.2026

Published online: 31.07.2026

Введение

Ртуть (Hg) и ее соединения обладают высокой токсичностью для всех живых организмов (Scheuhammer et al., 2012). В окружающую среду Hg поступает из естественных (извержение вулканов, испарение с поверхности мирового океана) и антропогенных (сжигание ископаемого топлива, изготовление цемента, очищение нефти, золотодобыча) источников (UN Environment..., 2019). Ежегодная эмиссия металла в окружающую среду, по разным оценкам, составляет около 5–6 тыс. т.; при этом на антропогенные источники приходится 1/3 этого объема. Разнообразие источников, определяющих интенсивность поступления металла в наземные и водные экосистемы, позволяет говорить о глобальном и локальном круговороте Hg. Локальный круговорот во многом связан с хозяйственной деятельностью человека и приводит к повышенному содержанию Hg в компонентах экосистем, находящихся на незначительном удалении от источника металла (Boening, 2000). Продолжительность нахождения Hg в атмосфере во время глобального цикла составляет 6–12 мес. (Selin, 2009). Такой длительный срок способствует ее переносу воздушными массами на значительные расстояния и определяет повсеместное распространение металла.

В природных водах содержание Hg невелико, порядка 5–15 нг/л, однако в результате атмосферного переноса она попадает даже в удаленные от промышленных источников водоемы, накапливаясь в донных отложениях (ДО) и в тканях гидробионтов (Fitzgerald and Lamborg, 2007). В ДО водоемов удерживается значительное количество металла, при этом до 90% от валового содержания Hg в них представлено малоподвижными неорганическими соединениями, недоступными для биоты (Ulrich et al., 2010). При благоприятных условиях под воздействием бактерий в богатом органическим веществом поверхностном слое осадочного материала Hg переходит в высокотоксичную монометилртуть (CH_3Hg^+), что приводит к вторичному поступлению металла в водные экосистемы (Hudelson et al., 2020). Метилированные соединения обладают наибольшей токсичностью среди всех форм ртути (Chételat et al., 2020).

Содержание Hg в живых организмах возрастает при переходе по трофической цепи и достигает максимальных значений у представителей высших трофических уровней: хищных рыб, рыбоядных птиц и млекопитающих (Scheuhammer, 2007). Помимо системного токсического действия, Hg обладает мутагенными, тератогенными и нейротоксическими свойствами. Накапливаясь в органах и тканях, Hg способна вызывать широкий спектр нарушений, включая поведенческие, репродуктивные и физиолого-биохимические отклонения (Beckers and Rinklebe, 2017; Scheuhammer et al., 2015).

Рыбинское водохранилище – один из крупнейших пресноводных искусственных водоемов России, образованный в Молого-Шекснинской низине после строительства гидроузла выше г. Рыбинска на реках Шексне и Волге (Буторин и др., 1975). По морфологическим особенностям ложа, распределению глубин и градиентов цветности воды в водоеме выделено четыре плеса: Волжский, Моложский, Шекснинский и Главный (Экологические проблемы..., 2001).

Лещ *Abramis brama* L., 1758 широко распространен по всему бассейну Волги, является одним из многочисленных видов и составляет основу промысла (Рыбы Рыбинского..., 2015). Условия обитания леща в разных плесах водохранилища различаются по гидрологическим, гидрохимическим показателям, составу и численности представителей разных трофических групп биологических сообществ, их распределению по акватории. Также плесы водохранилища в разной степени подвержены антропогенной нагрузке (Структура..., 2018; Экологические проблемы..., 2001).

Ранее для Рыбинского водохранилища основные особенности накопления Hg были установлены для хищных видов рыб (окунь, судак, щука) (Экологические проблемы..., 2001; Гремячих и др., 2019). В то же время для мирных рыб, в частности леща, эти закономерности остаются изученными недостаточно (Горбунов и др., 2018; Степанова и Комов, 1997; Тютин и др., 2019). Существующие исследования носят ограниченный характер, поскольку проведены на малых выборках и в большинстве случаев на материале только из акватории Волжского плеса.

Цель работы состояла в исследовании содержания ртути в донных отложениях и мышцах леща из разных плесов Рыбинского водохранилища и выявлении основных показателей экосистемы, влияющих на накопление металла в рыбе.

Материалы и методы

В 2016 и 2019 гг. ДО отбирали в местах вылова леща (Рыбы Рыбинского..., 2015). Дополнительно по акватории водохранилища в 2018 г. были отобраны ДО по расширенной сетке станций (Структура и..., 2018). Для отбора проб использовали модифицированный дночерпатель Экмана-Берджа (ДАК-250) с площадью захвата 1/40 м². Поверхностный слой ДО мощностью 7–10 см отбирали в 3-х повторностях, сушили на воздухе до воздушно-сухого состояния и перетирали в ступке с пестиком из инертного материала. Всего отобрано 60 проб ДО.

Гранулометрический состав ДО определяли методом мокрого просеивания с применением электромагнитной установки "Analysette-3" (Alfred Fritsch & CO, Германия). Отдельные размерные фракции ДО смывали с сит и высушивали на водяной бане. Выделяли фракции с диаметрами частиц > 1, 1.0–0.1, 0.1–0.01 и < 0.01 мм, на основе которых рассчитывали средний диаметр. Объемную массу грунта, естественную влажность, органическое вещество (ОВ) определяли традиционными методами (Буторин и др., 1975; Теория и практика..., 2006).

Пигменты в ДО использовали как индикаторы ОВ растительного происхождения. Концентрации хлорофилла *a* (Хл *a*) и продуктов его разрушения – феопигментов (Ф) определяли спектрофотометрическим методом в общем 90% ацетоновом экстракте. Концентрации Хл+Ф рассчитывали по уравнениям Лоренцена на 1 г сухой массы ДО. В качестве показателя соотношения концентраций желтых и зеленых пигментов использовали индекс E_{480}/E_{665} (аналог индекса E_{480}/E_{664} , применяемого для фитопланктона) – соотношение оптических плотностей экстракта на длинах волн 480 нм (один из максимумов поглощения света каротиноидами, где поглощение Хл минимально) и 665 нм (максимум поглощения Хл) (Сигарева, 2012).

Лещ – преимущественно пресноводный бентофаг и в пределах речных участков и водохранилищ не мигрирует на большие расстояния. Это позволяет получить материал с привязкой к конкретным зонам в пределах ареала локальных популяций. Известно, что лещ в Рыбинском водохранилище представляет собой единую популяцию, состоящую из локальных стад (группировок) (Рыбы..., 2015). Они различаются масштабами миграции в процессе нереста и нагульного периода; среди них встречаются как оседлые, так и мобильные особи, перемещающиеся в поисках пищи на дальние расстояния.

Вылов леща проводили донным тралом из четырех плесов водохранилища: Моложского, Главного, Волжского и Шекснинского (на станциях Противье, Первомайка, Всехсвятское, Волково, Коприно, Мякса и Любец) (Структура и..., 2018). Для оценки содержания Hg в мышцах леща в августе 2016 г. были отобраны 43 особи (18 самок и 25 самцов), в октябре 2019 г. – 66 (38 самок, 13 самцов и 15 ювенильных) экземпляров рыб. Сразу после отлова измеряли массу, длину по Смиту и длину тела до конца чешуйного покрова, определяли пол. Измеряли массу рыбы без органов брюшной полости и отбирали чешую для определения возраста (Правдин, 1966). С левой стороны от спинного плавника отбирали образцы дорсальных мышц массой 15–20 г. Мышцы помещали в полиэтиленовые пакеты, замораживали и хранили при температуре –14 °С до анализа.

Перед анализом образцы ДО и мышц высушивали при +40 °С до постоянного веса. Концентрации Hg (мкг/г сухой массы) в образцах определяли методом пиролиза на атомно-абсорбционном спектрометре РА-915+ с приставкой ПИРО (Люмэкс, Россия). Точность анализа контролировали по сертифицированным биологическим материалам DORM-2 и DOLM-2 (Институт химии окружающей среды, Оттава, Канада), и сертифицированным образцам почв СДПС ГСО 2498-83-2500-83 (НПО «Тайфун», г. Обнинск, Россия). Измерения проводили в трех повторностях, нижний

предел обнаружения Hg 0.002 мкг/г. Коэффициент вариации повторных измерений составлял от 0.05 до 2.5%. При сравнении полученных данных с литературными, в которых содержание Hg измерялось в сырых образцах, производили перерасчет на сухую массу (Campbell et al., 2008).

Результаты обрабатывали статистически (STATGRAPHICS Centurion XV.I), данные представляли в виде медиан (Me), средних значений и их стандартных ошибок ($\bar{x} \pm SE$). Для оценки различий между показателями применяли критерий Краскела-Уоллиса (Kruskal-Wallis H -test, непараметрический дисперсионный анализ). Для выявления взаимосвязей, а также оценки их силы и направленности использовали корреляционный анализ (ранговый критерий Спирмена, r_s). Статистически значимыми считали различия при $p < 0.05$.

Результаты

Содержание Hg в ДО Рыбинского водохранилища варьировало от 0.001 до 0.361 мг/кг ($CV = 74\%$) (Табл. 1). Средняя и медианная концентрации составили 0.093 и 0.086 мг/кг соответственно. Средние концентрации Hg были выше в ДО Шекснинского плеса, ниже – в Моложском и Главном плесах водохранилища (Рис. 1А). В силу высокой вариабельности концентраций Hg в ДО различия между плесами водохранилища не достоверны ($p > 0.05$). Максимальные концентрации ртути зарегистрированы в ДО Шекснинского плеса, минимальные – в ДО Моложского и Главного плесов водохранилища (Рис. 1А).

По гранулометрическому составу исследованных ДО водохранилища выделено 4 типа осадков: пески, илистые пески, песчаные илы и глинистые илы. Среди исследованных проб ДО преобладали глинистые илы. Все типы осадков встречались в каждом плесе. Разные типы осадков отличались между собой по содержанию Hg ($p < 0.001$). Значимо высокие концентрации Hg отмечены в глинистых илах по сравнению с песками (Табл. 2). По содержанию Hg песчаные илы составляли однородную группу как с песками, так и с глинистыми илами. Содержание Hg в отдельных типах ДО характеризовалось высокой вариабельностью ($CV = 38–85\%$).

Доля ОВ в ДО водохранилища находилась в пределах 2–56% ($CV = 57–70\%$) (Табл. 1). Отмечены значимые различия по содержанию ОВ в ДО между плесами водохранилища. Максимальные концентрации ОВ зарегистрированы в Главном, минимальные – в Волжском плесе (Рис. 1В).

Разные типы осадков отличались между собой по содержанию ОВ ($p < 0.001$). Доля ОВ в глинистых илах была значимо выше по сравнению с остальными типами ДО (Табл. 2). Концентрации ОВ в отдельных типах ДО характеризовались высокой вариабельностью ($CV = 34–55\%$).

Концентрации осадочных пигментов в ДО Рыбинского водохранилища изменялись в широких пределах (Рис. 1С, Табл. 3). В ДО Моложского плеса концентрация Хл была выше, чем в ДО Шекснинского плеса ($p < 0.05$). При этом содержание осадочных пигментов (Хл+Ф) в ДО значимо не различалось по плесам водохранилища. Величины пигментного индекса E_{480}/E_{665} свидетельствовали о разной степени деструкции Хл и каротиноидов в ДО. Средние значения индекса E_{480}/E_{665} минимальны для Главного, максимальны – для Волжского плеса, что указывает на меньшую степень трансформации пигментного комплекса водорослей в ДО озеровидного участка водохранилища.

Распределение осадочных пигментов по площади ложа водохранилища согласовывалось с распределением ДО разного типа. Средние концентрации Хл+Ф возрастали в ряду ДО песок – илистый песок – песчаный ил – глинистый ил (Табл. 2).

Содержание Hg в ДО водохранилища было значимо положительно связано с концентрацией Хл в воде и значимо отрицательно – с концентрацией осадочных пигментов в ДО (Табл. 4). Значимых корреляционных связей содержания Hg в ДО с цветностью, прозрачностью, скоростью течения, а также концентрацией ОВ, Хл и соотношением E_{480}/E_{665} в ДО не установлено.

Длина лещей варьировала в пределах 185–365 мм, масса тела – 142–1145 г. Средний возраст особей находился в интервале 4+ – 10+ лет. В целом выборки лещей из плесов водохранилища значимо не различались по длине, массе и возрасту (Табл. 5).

Концентрации Hg в мышцах леща из разных плесов водохранилища значимо различались (Табл. 5). Независимо от года исследования низкие концентрации металла отмечены в мышцах леща, выловленного из Главного и Шекснинского, максимальные – Моложского плесов водохранилища (Рис. 1Д). Значимые различия содержания Hg в мышцах леща между годами исследования

Табл. 1. Содержание ртути и органического вещества в донных отложениях плесов Рыбинского водохранилища, 2018 г. Буквенные индексы показывают значимые отличия между плесами водохранилища при $p < 0.05$.

Плес	n	Среднее $\pm$ стандартное отклонение	Медиана	Минимум – максимум	Коэффициент вариации, %
содержание ртути, мкг/г					
Моложский	9	0.069 $\pm$ 0.050	0.081	0.011–0.160	72
Главный	9	0.070 $\pm$ 0.055	0.096	0.007–0.142	78
Волжский	12	0.096 $\pm$ 0.053	0.094	0.017–0.182	56
Шекснинский	30	0.106 $\pm$ 0.081	0.085	0.001–0.361	74
содержание органического вещества, %					
Моложский	9	11.3 $\pm$ 7.9 ^{ab}	9.7	4.0–29.1	70
Главный	9	19.7 $\pm$ 16.5 ^b	20.9	3.3–56.1	84
Волжский	12	10.9 $\pm$ 6.9 ^a	9.5	2.0–22.5	63
Шекснинский	30	13.9 $\pm$ 7.9 ^{ab}	12.3	2.6–38.0	57

Табл. 2. Содержание ртути, органического вещества и осадочных пигментов в разных типах донных отложений Рыбинского водохранилища, 2018 г. Обозначения как в Табл. 1.

Тип ДО	n	Среднее $\pm$ стандартное отклонение	Медиана	Минимум–максимум	Коэффициент вариации, %
содержание ртути, мкг/г					
Песок	4	0.013 $\pm$ 0.005 ^a	0.013	0.007–0.017	38
Илистый песок	7	0.019 $\pm$ 0.017 ^a	0.014	0.001–0.052	85
Песчанистый ил	10	0.062 $\pm$ 0.037 ^{ab}	0.049	0.011–0.117	60
Глинистый ил	39	0.123 $\pm$ 0.065 ^b	0.109	0.021–0.361	53
содержание органического вещества, %					
Песок	4	3.8 $\pm$ 1.3 ^a	3.9	2.2–5.1	34
Илистый песок	7	4.5 $\pm$ 2.2 ^a	4.0	2.0–7.7	48
Песчанистый ил	10	9.3 $\pm$ 2.8 ^a	10.0	5.5–14.2	30
Глинистый ил	39	17.6 $\pm$ 9.7 ^b	14.2	3.6–56.1	55
содержание осадочных пигментов (Хл+Ф), мкг/г сухого грунта					
Песок	4	9.0 $\pm$ 5.0	5.7	2.8–21.7	96
Илистый песок	7	10.8 $\pm$ 2.8	8.6	2.2–23.3	64
Песчанистый ил	10	31.1 $\pm$ 6.1	22.6	19.3–72.0	59
Глинистый ил	36	100.8 $\pm$ 14.7	71.2	15.9–488.8	86

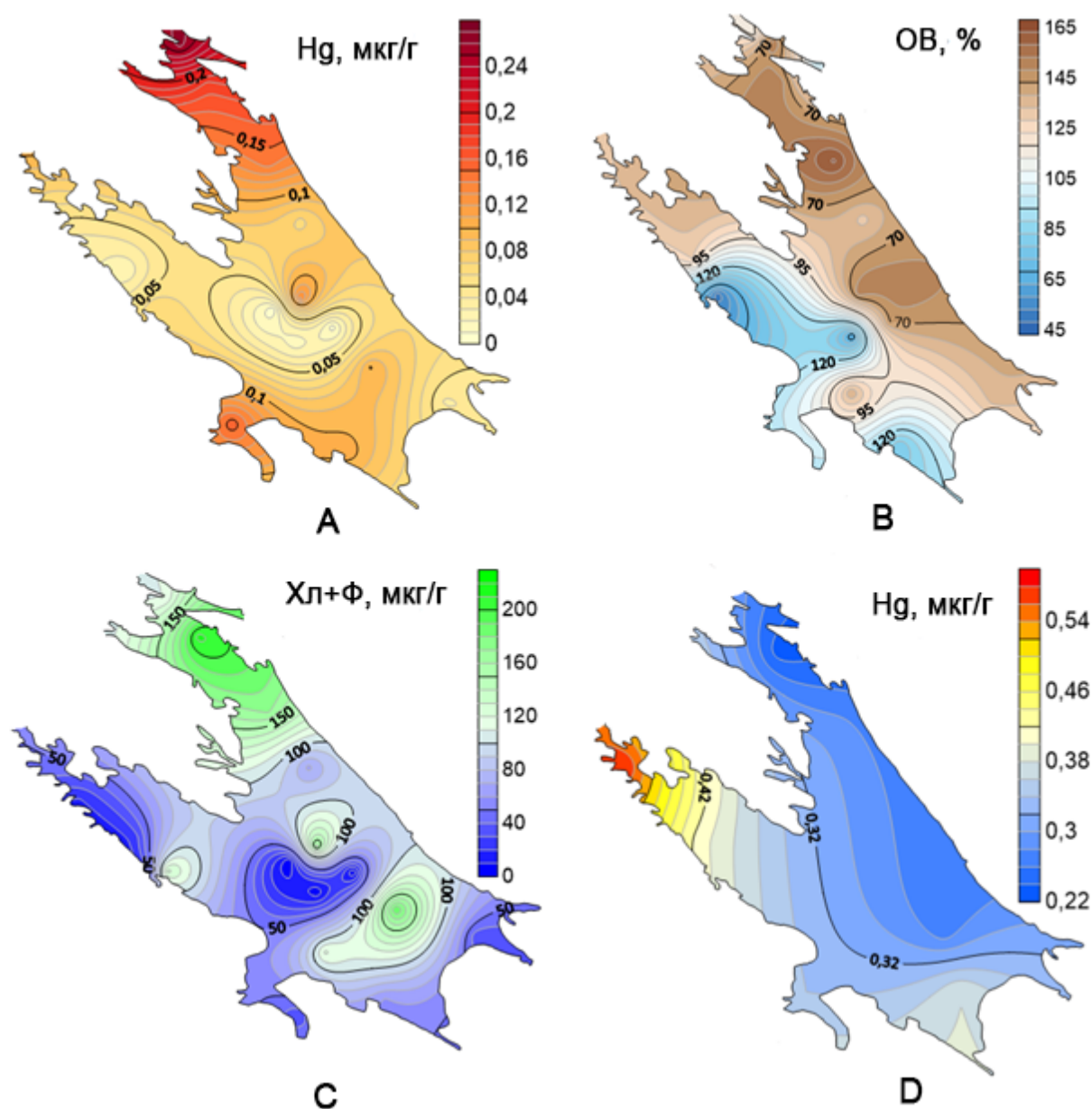


Рис. 1. Пространственная вариабельность некоторых компонентов донных отложений Рыбинского водохранилища: **А** – ртуть, **В** – органическое вещество, **С** – осадочные пигменты; **Д** – пространственная вариабельность концентрации ртути в мышцах леща. I – Моложский, II – Главный, III – Волжский, IV – Шекснинский плес.

Табл. 3. Содержание осадочных пигментов в донных отложениях плесов Рыбинского водохранилища, 2018 г. Обозначения как в Табл. 1. В числителе указано среднее $\pm$ стандартное отклонение, в знаменателе – минимальные и максимальные значения.

Плес	n	Хл, мкг/г сухого грунта	Ф, мкг/г сухого грунта	Хл+Ф, мкг/г сухого грунта	E_{480}/E_{665}
Моложский	9	$\frac{21.4 \pm 39.7^b}{0.9-125.4}$	$\frac{76.9 \pm 101.8}{5.9-323.5}$	$\frac{98.4 \pm 140.6}{6.8-448.8}$	$\frac{3.0 \pm 0.7^{ab}}{2.3-4.4}$
Главный	9	$\frac{20.9 \pm 20.9^{ab}}{59.4-59.0}$	$\frac{88.3 \pm 77.2}{2.4-195.7}$	$\frac{109.2 \pm 96.6}{2.8-255.1}$	$\frac{2.5 \pm 0.5^a}{1.6-3.5}$
Волжский	11	$\frac{7.7 \pm 6.3^{ab}}{0.7-23.4}$	$\frac{58.6 \pm 40.3}{5.5-154.0}$	$\frac{66.2 \pm 46.5}{6.2-177.4}$	$\frac{3.1 \pm 0.5^b}{2.3-4.0}$
Шекснинский	28	$\frac{7.2 \pm 7.6^a}{0.8-26.0}$	$\frac{44.7 \pm 44.8}{1.4-323.5}$	$\frac{52.0 \pm 51.2}{2.2-448.8}$	$\frac{2.9 \pm 0.9^{ab}}{1.4-5.8}$

Табл. 4. Корреляционные связи содержания Нг в донных отложениях и мышцах леща Рыбинского водохранилища с некоторыми параметрами из мест вылова. Полужирным шрифтом выделены статистически значимые различия, в скобках указан размах параметра. * – по: Минеева и Семадени, 2020.

Параметр	Коэффициент корреляции, r_s	
	донные отложения	мышцы леща
частицы ДО размером > 0.01 (2.1–93.7 %)	0.14	–0.33
частицы ДО размером < 0.01 (0.9–41.8 %)	0.20	–0.33
органическое вещество в ДО (1.9–38.9 %)	0.31	–0.77
хлорофилл в ДО (0.4–125.4 мкг/г сухого грунта)	–1.00	0.74
хлорофилл+феопигменты в ДО (9.2–275.6 мкг/г сухого грунта)	–0.74	0.26
соотношение E_{480}/E_{665} в ДО (2.04–2.70)	–0.32	0.58
хлорофилл в воде* (10.1–28.5 мкг/л)	0.82	–0.51
цветность воды (40–240 град)	–0.09	0.35
прозрачность воды (80–170 см)	–0.27	0.47
скорость течения (0.1–0.89 м/с)	–0.23	0.37

Табл. 5. Длина, масса, возраст и содержание ртути в мышцах леща из плесов Рыбинского водохранилища. В числителе указано среднее $\pm$ ошибка среднего, в знаменателе – минимальные и максимальные значения в выборке. Буквенными индексами обозначены статистически значимые различия внутри каждого столбца при $p \leq 0.05$; * – в числителе приведены медианные значения возраста.

Плес	n	Длина по Смиуту, мм	Длина, мм	Масса, г	Масса без органов брюшной полости, г	Возраст*, лет	Hg, мкг/г сухой массы
август 2016 г							
Моложский	9	$\frac{351 \pm 4^b}{328-363}$	$\frac{324 \pm 4^b}{298-342}$	$\frac{752 \pm 27^b}{625-872}$	$\frac{670 \pm 24^b}{547-776}$	$\frac{9}{7-9}$	$\frac{0.578 \pm 0.045^c}{0.419-0.735}$
Главный	10	$\frac{353 \pm 4^a}{335-369}$	$\frac{324 \pm 4^b}{305-341}$	$\frac{751 \pm 31^b}{599-889}$	$\frac{664 \pm 25^b}{534-783}$	$\frac{8.5}{7-9}$	$\frac{0.204 \pm 0.018^a}{0.128-0.290}$
Волжский	9	$\frac{339 \pm 5^b}{319-359}$	$\frac{313 \pm 4^{ab}}{297-331}$	$\frac{669 \pm 34^{ab}}{541-820}$	$\frac{597 \pm 31^{ab}}{483-730}$	$\frac{8}{8-9}$	$\frac{0.330 \pm 0.485^b}{0.162-0.597}$
Шекснинский	14	$\frac{332 \pm 6^{ab}}{303-372}$	$\frac{305 \pm 5^a}{282-338}$	$\frac{637 \pm 33^a}{475-867}$	$\frac{572 \pm 28^a}{434-759}$	$\frac{8}{7-9}$	$\frac{0.220 \pm 0.019^a}{0.138-0.334}$
октябрь 2019 г							
Моложский	20	$\frac{329 \pm 9}{205-380}$	$\frac{302 \pm 9}{185-350}$	$\frac{627 \pm 48}{142-953}$	$\frac{556 \pm 41}{129-850}$	$\frac{7^b}{5-10}$	$\frac{0.498 \pm 0.046^b}{0.207-0.880}$
Главный	18	$\frac{310 \pm 9}{235-370}$	$\frac{284 \pm 8}{215-340}$	$\frac{511 \pm 42}{207-875}$	$\frac{457 \pm 37}{185-770}$	$\frac{7^a}{4-8}$	$\frac{0.337 \pm 0.023^a}{0.216-0.588}$
Волжский	7	$\frac{331 \pm 20}{250-395}$	$\frac{303 \pm 19}{228-365}$	$\frac{671 \pm 133}{248-1145}$	$\frac{553 \pm 101}{235-942}$	$\frac{7^{ab}}{4-10}$	$\frac{0.376 \pm 0.045^{ab}}{0.265-0.617}$
Шекснинский	21	$\frac{316 \pm 7}{255-362}$	$\frac{292 \pm 6}{233-332}$	$\frac{555 \pm 37}{260-885}$	$\frac{489 \pm 31}{231-735}$	$\frac{7^{ab}}{4-9}$	$\frac{0.297 \pm 0.022^a}{0.154-0.572}$
среднее							
Моложский	29	$\frac{336 \pm 7}{205-380}$	$\frac{309 \pm 6}{185-350}$	$\frac{666 \pm 35}{142-953}$	$\frac{592 \pm 31}{129-850}$	$\frac{8}{5-10}$	$\frac{0.523 \pm 0.035^c}{0.207-0.880}$
Главный	28	$\frac{325 \pm 7}{235-370}$	$\frac{298 \pm 6}{215-341}$	$\frac{597 \pm 37}{207-889}$	$\frac{531 \pm 32}{185-783}$	$\frac{7}{4-9}$	$\frac{0.289 \pm 0.020^{ab}}{0.128-0.588}$
Волжский	16	$\frac{336 \pm 9}{250-395}$	$\frac{309 \pm 8}{228-365}$	$\frac{670 \pm 59}{248-1145}$	$\frac{578 \pm 46}{235-942}$	$\frac{8}{4-10}$	$\frac{0.350 \pm 0.033^b}{0.162-0.617}$
Шекснинский	35	$\frac{323 \pm 5}{255-372}$	$\frac{297 \pm 4}{233-338}$	$\frac{588 \pm 26}{260-885}$	$\frac{522 \pm 23}{231-759}$	$\frac{8}{4-9}$	$\frac{0.266 \pm 0.016^a}{0.138-0.572}$

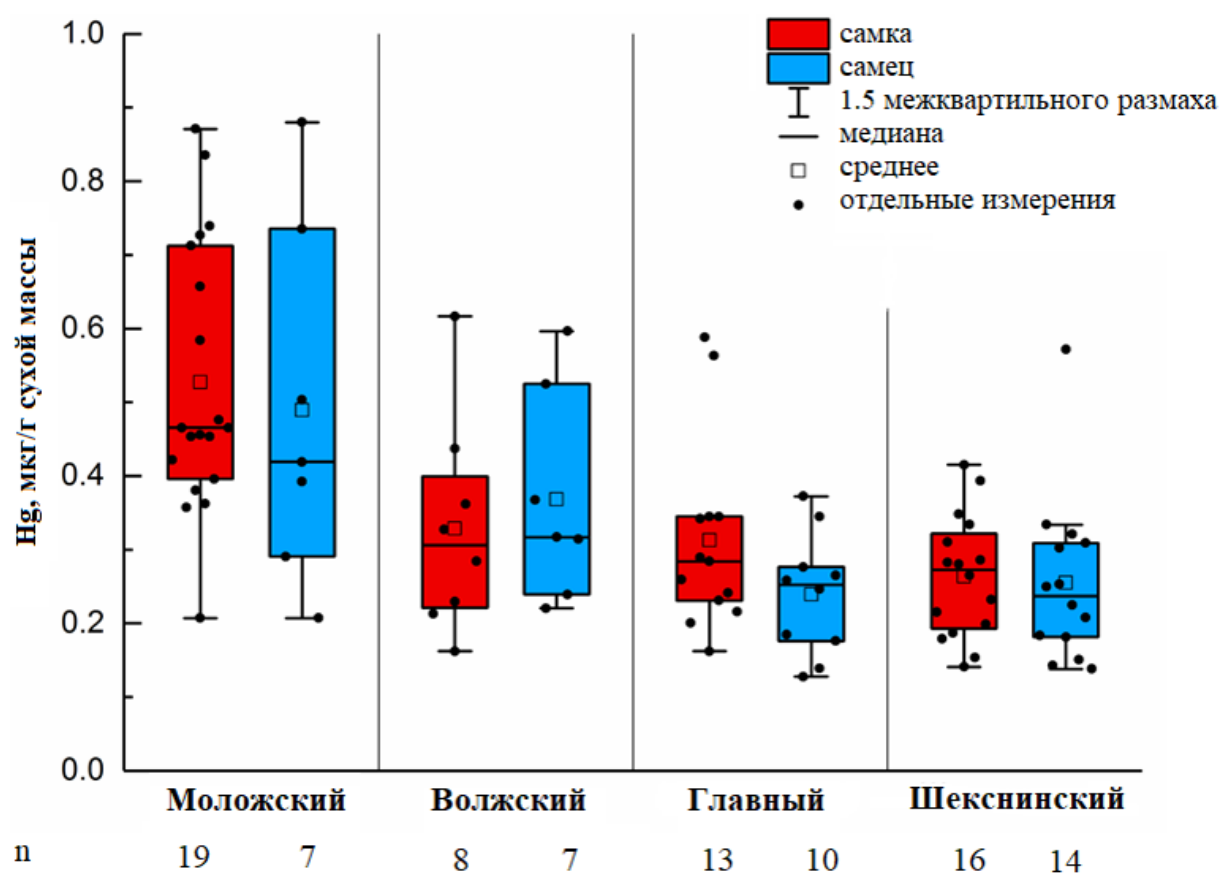


Рис. 2. Содержание ртути в мышцах самок и самцов леща Рыбинского водохранилища в 2016 и 2019 гг. Буквенными индексами показаны различия особей одного пола рыб между плесами водохранилища ($p \leq 0.05$).

отмечены для Главного и Шекснинского плесов водохранилища. В октябре 2019 г. концентрации металла в мышечной ткани рыб из этих плесов были в 1.7 и 1.4 раза выше по сравнению с августом 2016 г. (Табл. 5). Значимых корреляционных связей между концентрацией Hg в мышцах с длиной, массой и возрастом лещей не обнаружено ($r_s = 0.082, 0.071$ и 0.002 соответственно, $p > 0.05$).

Не установлено значимых различий накопления Hg в мышцах между самцами и самками лещей (Рис. 2). Содержание Hg в мышцах самок из Моложского плеса было значимо выше по сравнению с самками из других плесов. Минимальные концентрации Hg отмечены в мышцах самцов из Главного и Шекснинского, максимальные – у самцов из Моложского плеса водохранилища.

Установлена отрицательная корреляционная связь между уровнями Hg в мышцах леща и в ДО ($r_s = -0.74$). При этом не было выявлено статистически значимых связей между концентрациями Hg в мышцах и такими параметрами, как размер частиц грунта, цветность, прозрачность и скорость течения (Табл. 4). Положительная корреляционная связь содержания Hg в мышцах леща отмечена с концентрацией Хл и соотношением E_{480}/E_{665} в ДО, отрицательная – с долей ОВ. Кроме того, содержание Hg в ДО водохранилища положительно коррелировало с концентрацией хлорофилла в воде и отрицательно – с концентрацией осадочных пигментов в грунте.

Обсуждение результатов

Характер пространственного распределения Hg в ДО Рыбинского водохранилища длительное время остается стабильным. Наибольшее содержание металла зарегистрировано возле г. Череповца и постепенно снижается вниз по течению р. Шексны вплоть до приплотинного участка водохранилища, достигая концентраций 0.100 мкг/г (Чуйко и др., 2015). В ДО Угличского водохранилища, расположенного выше по течению, средние концентрации Hg были в 2.5 раза выше по сравнению с ДО Рыбинского водохранилища (Udodenko et al., 2018a). В ДО Горьковского и

Чебоксарского водохранилища, расположенных ниже по течению, напротив, концентрации Hg в 1.5 раза ниже (Udodenko et al., 2018b).

Содержание Hg в ДО зависит от происхождения осадочного материала, количества и состава ОВ и pH водной среды и др. (Dickson et al., 2019). В ДО Hg находится в недоступной для биоты форме, однако часть металла связывается с компонентами ОВ либо сорбируется на поверхности тонкодисперсных частиц (He et al., 2019). В трофическую сеть Hg вовлекается преимущественно в форме метилртути, большая часть которой образуется под воздействием микроорганизмов (Hudelson et al., 2020). Скорость продукции метилртути в водных экосистемах определяется физико-химическими параметрами воды, ДО и взвешенного вещества (pH, количество и состав растворенного вещества, содержание кислорода и т.п.) (Ullrich et al., 2007). При этом показано, что скорость образования метилртути слабо коррелирует с валовым содержанием Hg в среде. Таким образом, ДО при определенных условиях могут быть источником поступления Hg в локальные пищевые сети.

Результаты настоящего исследования согласуются с ранее опубликованными данными по лещам, выловленным из Рыбинского водохранилища (Горбунов и др., 2018; Степанова и Комов, 1997; Тютин и др., 2019), которые, однако, выполнены на ограниченной выборке (< 30 экз.) и в основном касаются Волжского плеса. Сравнение с данными по другим водохранилищам Волжского бассейна выявило как сходства, так и значительные различия. Так, концентрации Hg в мышечной ткани лещей, приведенные А.В. Горбуновым и др. (2018) для водохранилищ бассейна р. Волги (в среднем 0.045 мкг/г сырой массы или ~0.225 мкг/г сухой массы), сопоставимы с нашими (0.353 мкг/г сухой массы). Напротив, значения, полученные Т.И. Моисеенко с соавт. (2005) для Ивановского водохранилища (0.019 ± 0.003 мкг/г сухой массы) примерно в 18 раз ниже. Вероятными причинами таких расхождений могут быть временной фактор (отбор проб в августе–сентябре 2000 г.), а также разница в методах пробоподготовки и анализа.

В нашем исследовании независимо от года наблюдения низкие концентрации металла зафиксированы в мышцах леща, выловленного из Шекснинского и Главного плесов, максимальные – из Моложского. Значимые различия содержания Hg в мышцах леща по годам зарегистрированы для Шекснинского и Главного плесов водохранилища. В октябре 2019 г. концентрации металла в мышечной ткани леща из этих плесов были в 1.7 и 1.4 раза выше по сравнению с августом 2016 г. Ранее Б.А. Флёров (1990) отмечал, что осенью лещ может приходить на зимовку в Шекснинский плес из незагрязненных районов Рыбинского водохранилища. Таким образом, из-за миграции леща в течение года в одной выборке могут находиться особи как обитающие в районах индустриального загрязнения, так и переместившиеся туда из более чистых мест. Результаты исследования накопления ТМ (Cd, Pb, Al, Cr, Cu, Mn, Fe, Co, Ni, V) в мышечной ткани леща Рыбинского водохранилища выявили интенсивное накопление Al, Fe, Co у особей, выловленных из Шекснинского плеса (Паюта и др., 2023а).

Размеры и возраст рыб в значительной степени определяют содержание в них Hg (Wiener et al., 2002). В отличие от других микроэлементов, накопление Hg в организме, как правило, положительно связано с длиной и массой рыб (Dang and Wang, 2012; Hanna et al., 2015). Однако в нашем исследовании значимых связей концентрации металла в мышцах леща Рыбинского водохранилища с его размером, массой и возрастом не обнаружено. Ранее в исследовании А.В. Горбунова с соавт. (2018) также отмечено отсутствие зависимости концентрации Hg в мышцах от массы тела леща из бассейна р. Волги.

Значимых различий накопления металла в мышцах между самками и самцами в проведенном исследовании не зарегистрировано (Рис. 2). Как правило, концентрации Hg в теле самок выше, поскольку им необходимо потреблять большее количество пищи, чтобы покрывать энергетические затраты на производство икры, но при этом лишь небольшая часть металла переносится в икру и выводится из организма во время нереста (Nicoletto and Hendricks, 1988).

Нами отмечена отрицательная корреляционная связь между содержанием Hg в мышцах леща и ДО плесов водохранилища ($r_s = -0.74$). Ранее на примере бессточных нейтральных и кислых озер на территории Дарвинского государственного природного биосферного заповедника (Вологодская область) также показана отрицательная зависимость концентраций Hg в мышцах рыб от ее содержания в ДО. При этом максимальные концентрации металла в ДО были характерны для нейтральных озер, а в мышцах рыб – кислых (Степанова и Комов, 2004).

Метилирование Hg в водных слоях играет важную роль, поскольку объем воды, как правило, намного больше объема приповерхностных ДО (Безель и др., 1983). Подавляющая часть Hg

в водной толще содержится во взвеси (коэффициент накопления Hg взвесью составляет $1.34\text{--}1.88 \times 10^5$). Таким образом, на взвешенных частицах (менее 20–0.45 мкм) содержится в 10^5 больше Hg, чем в растворенном состоянии (Мур и Раммамурти, 1987).

Фитопланктон играет важную роль в экосистеме водохранилищ. В процессе фотосинтеза он создает основной фонд ОВ, тем самым участвуя в основных процессах трансформации и транспорта ТМ (в том числе Hg) в водных экосистемах. В Рыбинском водохранилище наибольшие средние концентрации Хл а отмечены в Волжском и Шекснинском плесах, средние – в Главном и низкие – в Моложском плесах (Семадени, 2023). Таким образом, распределение Хл а в воде соответствует характеру пространственного распределения осадочных пигментов ДО (Рис. 1С).

Моложский и Шекснинский плесы водохранилища питаются преимущественно за счет стока с заболоченных территорий высокоцветных поверхностных вод, содержащих значительное количество растворенного ОВ. В присутствии большого количества высокоцветного ОВ Hg образует устойчивые комплексы с гуминовыми веществами (Линник и Набиванец, 1986; Сухенко, 1995). Ранее было показано, что наличие заболоченных территорий на водосборе, гумифицированность вод и низкие значения pH часто сопряжены с накоплением Hg в органах и тканях рыб (Moiseenko and Gashkina, 2016; Rask et al., 2021).

Количество Hg, поступающей в организм человека с пищей в РФ, предполагает ограничение потребления рыбы с концентрацией металла выше нормативных значений: 0.30 мг/кг для мирных и 0.60 мг/кг – хищных пресноводных рыб¹. В наших исследованиях концентрации Hg при пересчете на сырую массу составили 0.10 ± 0.01 мг/кг сырой массы для Моложского, 0.06 ± 0.00 мг/кг для Главного, 0.07 ± 0.01 мг/кг для Волжского и 0.05 ± 0.00 мг/кг – для Шекснинского плесов. Ранее при оценке уровня накопления ТМ (Cd, Pb, Al, Cr, Cu, Mn, Fe, Co) в мышцах леща также отмечалась безопасность его употребления в пищу человеком (Паюта и др., 2023a). Кроме того, было показано отсутствие потенциального неканцерогенного риска для здоровья человека от концентраций тех же ТМ в мышцах леща (Паюта и др., 2023b). Таким образом, полученные результаты свидетельствуют об отсутствии риска для здоровья человека при потреблении леща из Рыбинского водохранилища. Исключение составляют отдельные особи из Моложского плеса: согласно расчетам, выполненным на основе рекомендаций ВОЗ/ФАО, Европейского агентства по безопасности пищевых продуктов и Агентства по охране окружающей среды США, ограничения должны распространяться на 3, 1 и 0% выловленных рыб для детей 2–5 лет, 6–10 лет и взрослых соответственно (Гремячих и др., 2022).

Выводы

Пространственное распределение Hg в ДО и мышцах леща Рыбинского водохранилища имеет выраженную неоднородность. Максимальные концентрации Hg в ДО отмечены в Шекснинском плесе, минимальные – в Моложском. При этом содержание Hg в ДО Рыбинского водохранилища в 2.5 раза ниже, чем в расположенном выше по течению Угличском водохранилище, но в 1.5 раза выше, чем в нижележащих Горьковском и Чебоксарском водохранилищах.

Независимо от года наблюдений, наиболее низкие значения содержания Hg в мышцах леща были зафиксированы у особей из Шекснинского и Главного плесов, а максимальные – Моложского плеса. Статистически значимых различий накопления Hg между самцами и самками не обнаружено, однако в Моложском плесе особи обоих полов характеризовались более высоким содержанием металла по сравнению с остальными плесами водохранилища. Корреляционный анализ не выявил значимых связей между накоплением Hg и длиной, массой и возрастом рыб.

Отмечена значимая отрицательная корреляционная связь между содержанием Hg в мышцах леща и в ДО ($r_s = -0.74$). Концентрация Hg в мышцах положительно коррелировала с содержанием Хл и осадочных пигментов (Хл+Ф) в ДО и отрицательно – с долей органического вещества.

Напротив, содержание Hg в ДО водохранилища положительно связано с концентрацией Хл в воде и отрицательно – с концентрацией осадочных пигментов в грунте. Показатели цветности, прозрачности и скорости течения воды не оказали существенного влияния на исследуемые параметры.

В большинстве случаев содержание Hg в ДО и мышцах леща Рыбинского водохранилища сопоставимо с данными других исследователей и не превышает установленных нормативов.

¹ СанПиН 2.3.2.1078-01. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов.

Список литературы

- Безель, В.С., Андрияшкин, Ю.Г., Коршун, М.Н., Скрипкин, В.А., 1983. К вопросу оценки последствий загрязнения водных экосистем промышленными выбросами ртути. В: Покровский, А.В. (ред.), *Количественные методы в экологии позвоночных*. УрНЦ РАН, Свердловск, СССР, 141–157.
- Буторин, Н.В., Зиминова, Н.А., Курдин, В.П., 1975. Донные отложения верхневолжских водохранилищ. Наука, Ленинград, СССР, 160 с.
- Горбунов, А.В., Ляпунов, С.М., Окина, О.И., Шешуков, В.С., 2018. Биоаккумуляция ртути в тканях пресноводных рыб. *Экология человека* **25** (11), 26–31. <https://doi.org/10.33396/1728-0869-2018-11-23-31>
- Гремячих, В.А., Ложкина, Р.А., Комов, В.Т., 2019. Пространственно-временная вариабельность содержания ртути в речном окуне *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 (Perciformes: Percidae) Рыбинского водохранилища на рубеже XX–XXI веков. *Трансформация экосистем* **2** (2), 85–95. <https://doi.org/10.23859/estr-180816>
- Гремячих, В.А., Ложкина, Р.А., Котиков, Д.Е., Комов, В.Т., 2022. Концентрации ртути в мышцах разных видов рыб из водоемов Ярославской области и прилегающих территорий. *Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН* **100** (103), 35–56. <https://doi.org/10.47021/0320-3557-2022-34-56>
- Линник, П.И., Набиванец, Б.И., 1986. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Гидрометеиздат, Ленинград, СССР, 268 с.
- Минеева, Н.М., Семадени, И.В., 2020. Сезонная и межгодовая динамика хлорофилла в планктоне Рыбинского водохранилища (2015–2019 гг.). Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН **92** (95), 11–27. <https://doi.org/10.47021/0320-3557-2021-11-27>
- Моисеенко, Т.И., Гашкина, Н.А., Шарова, Ю.Н., Покоева, А.Г., 2005. Экотоксикологическая оценка последствий загрязнения вод р. Волги. *Водные ресурсы* **32** (4), 410–424.
- Мур, Дж.В., Ракмамурти, С., 1987. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния. Мир, Москва, СССР, 286 с.
- Паюта, А.А., Флерова, Е.А., Зайцева, Ю.В., 2023а. Содержание тяжелых металлов в мышцах леща из разных плесов Рыбинского водохранилища. *Вестник КрасГАУ* **1**, 103–108. <https://doi.org/10.36718/1819-4036-2023-1-103-108>
- Паюта, А.А., Флерова, Е.А., Зайцева, Ю.В., 2023b. Оценка риска потребления леща из Рыбинского водохранилища. *Вестник КрасГАУ* **12**, 252–259. <https://doi.org/10.36718/1819-4036-2023-12-252-259>
- Правдин, И.Ф., 1966. Руководство по изучению рыб (преимущественно пресноводных). Пищевая промышленность, Москва, СССР, 374 с.
- Рыбы Рыбинского водохранилища: популяционная динамика и экология, 2015. Герасимов, Ю.В. (ред.). Филигрань, Ярославль, Россия, 418 с.
- Семадени, И.В., 2023. Пространственное распределение и фотосинтетическая активность фитопланктона Рыбинского водохранилища в летний период 2018–2020 гг. *Трансформация экосистем* **6** (2), 19–32. <https://doi.org/10.23859/estr-220414>
- Сигарева, Л.Е., 2012. Хлорофилл в донных отложениях волжских водоемов. Товарищество научных изданий КМК, Москва, Россия, 217 с.

- Степанова, И.К., Комов, В.Т., 1997. Накопление ртути в рыбе из водоемов Вологодской области. *Экология* **4**, 295–299.
- Степанова, И.К., Комов, В.Т., 2004. Роль трофической структуры экосистемы водоемов Северо–запада России в накоплении ртути в рыбе. *Гидробиологический журнал* **40** (2), 87–96.
- Структура и функционирование экосистемы Рыбинского водохранилища в начале XXI века, 2018. Лазарева, В.И. (ред.), РАН, Москва, Россия, 456 с.
- Сухенко, С.А., 1995. Ртуть в водохранилищах: новый аспект антропогенного загрязнения биосферы. *Экология. Серия аналитических обзоров мировой литературы* **36**, 1–54.
- Теория и практика химического анализа почв, 2006. Воробьева, Л.А. (ред.). ГЕОС, Москва, Россия, 400 с.
- Тютин, А.В., Медянцева, Е.Н., Гремячих, В.А., Комов, В.Т., 2019. Паразито-хозяйственные отношения в системах плероцекоиды *Ligula intestinalis* (L.) (Cestoda: Pseudophyllidea) – карповые рыбы и особенности аккумуляции ртути в мускулатуре зараженных хозяев. *Паразитология* **53** (3), 241–250. <https://doi.org/10.1134/S0031184719030062>
- Флёров, Б.А., 1990. Экологическая обстановка на Рыбинском водохранилище в результате аварии на очистных сооружениях г. Череповца в 1987 г. В: Флеров, Б.А. (ред.), *Влияние стоков Череповецкого промышленного узла на экологическое состояние Рыбинского водохранилища*. ИБВВ АН СССР, Рыбинск, СССР, 3–11.
- Чуйко, Г.М., Законнов, В.В., Комов, В.Т., Бродский, Е.С., Шелепчиков, А.В., Лобус, Н.В., 2015. Пространственное распределение полихлорированных бифенилов и ртути в донных отложениях Рыбинского водохранилища *Материалы докладов конференции «Современные проблемы гидрохимии и мониторинга качества поверхностных вод»*. Ростов-на-Дону, Россия, 131–135.
- Экологические проблемы Верхней Волги, 2001. Копылов, А.И. (ред.). ЯГТУ, Ярославль, Россия, 427 с.
- Beckers, F., Rinklebe, J., 2017. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **47** (9), 693–794. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1326277>
- Campbell, L., Verburg, P., Dixon, D.G., Hecky, R.E., 2008. Mercury biomagnification in the food web of Lake Tanganyika (Tanzania, East Africa). *Science of The Total Environment* **402** (2–3), 184–191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.017>
- Chételat, J., Ackerman, J.T., Eagles-Smith, C.A., Hebert, C.E., 2020. Methylmercury exposure in wildlife: A review of the ecological and physiological processes affecting contaminant concentrations and their interpretation. *Science of The Total Environment* **711**, 135117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135117>
- Dang, F., Wang, W.-X., 2012. Why mercury concentration increases with fish size? Biokinetic explanation. *Environmental Pollution* **163**, 192–198. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.026>
- Dickson, J.O., Mayes, M.A., Brooks, S.C., Mehlhorn, T.L., Lowe, K.A. et al., 2019. Source relationships between streambank soils and streambed sediments in a mercury-contaminated stream. *Journal of Soils and Sediments* **19** (4), 2007–2019. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2183-0>
- Fitzgerald, W.F., Lamborg, C.H., 2007. Geochemistry of mercury in the environment. *Treatise on Geochemistry* **9**, 1–47. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/09048-4>

- Hanna, D.L., Solomon, C.T., Poste, A.E., Buck, D.G., Chapman, L.J., 2015. A review of mercury concentrations in freshwater fishes of Africa: patterns and predictors. *Environmental Toxicology and Chemistry* **34** (2), 215–223. <https://doi.org/10.1002/etc.2818>
- He, M., Tian, L., Braaten, H.F.V., Wu, Q., Luo, J. et al., 2019 Mercury-organic matter interactions in soils and sediments: angel or devil? *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **102** (5), 621–627. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2523-1>
- Hudelson, K.E., Drevnick, P.E., Wang, F., Armstrong, D., Fisk, A.T., 2020. Mercury methylation and demethylation potentials in Arctic lake sediments. *Chemosphere* **248**, 126001. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126001>
- Moiseenko, T.I., Gashkina, N.A., 2016. Bioaccumulation of mercury in fish as indicator of water pollution. *Geochemistry International* **54** (6), 485–493. <https://doi.org/10.1134/S0016702916060045>
- Nicoletto, P.F., Hendricks, A.C., 1988. Sexual differences in accumulation of mercury in four species of centrarchid fishes. *Canadian Journal of Zoology* **66** (4), 944–949. <https://doi.org/10.1139/z88-140>
- Rask, M., Malinen, T., Olin, M., Nyberg, K., Ruuhijärvi, J. et al., 2021. High mercury concentrations of european perch (*Perca fluviatilis*) in boreal headwater lakes with variable history of acidification and recovery. *Water, Air, & Soil Pollution* **232** (9), 382 <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05303-z>
- Scheuhammer, A.M., Meyer, M.W., Sandheinrich, M.B., Murray, M.W., 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **36** (1), 12–19. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[12:EOEMOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[12:EOEMOT]2.0.CO;2)
- Scheuhammer, A.M., Basu, N., Evers, D.C., Heinz, G.H., Sandheinrich, M.B., Bank, M.S., 2012. Ecotoxicology of mercury in fish and wildlife: recent advances. In: Bank, M. (ed.), *Mercury in the Environment*. University of California Press, Oakland, USA, 223–238. <https://doi.org/10.1525/california/9780520271630.003.0011>
- Scheuhammer, A., Braune, B., Chan, H.M., Frouin, H., Krey, A. et al., 2015. Recent progress on our understanding of the biological effects of mercury in fish and wildlife in the Canadian Arctic. *Science of The Total Environment* **509–510**, 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.142>
- Selin, N.E., 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: a review. *Annual Review of Environment and Resources* **34** (1), 43–63. <https://doi.org/10.1146/annurev.enviro.051308.084314>
- Udodenko, Y.G., Komov, V.T., Zakonnov, V.V., 2018a. Long-term dynamics of total mercury in surficial bottom sediments of the Volga River's reservoir in central Russia. *Environmental Monitoring and Assessment* **190** (4), 198. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6575-9>
- Udodenko, Y.G., Komov, V.T., Zakonnov, V.V., 2018b. Total mercury in surficial bottom sediments of Volga River's reservoirs in Central Russia. *Environmental Earth Sciences* **77** (19), 692. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7876-6>
- Ullrich, S.M., Ilyushchenko, M.A., Uskov, G.A., Tanton, T.W., 2007. Mercury distribution and transport in a contaminated river system in Kazakhstan and associated impacts on aquatic biota. *Applied Geochemistry* **22** (12), 2706–2734. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.07.005>
- Ulrich, K.U., Ilgen, G., Hillebrand, G., 2010. Mercury in sediments of the River Elbe – speciation, mobility and bioavailability. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* **28** (1), 21–30.
- UN Environment Programme, 2019. Global Mercury Assessment 2018. Chemicals and Health Branch Geneva, Narayana Press, Switzerland, 58 p.

Wiener, J.G., Krabbenhoft, D.P., Heinz, G.H., Scheuhammer, A.M., 2002. Ecotoxicology of Mercury. In: Hoffman, D.J. et al. (eds.), *Handbook of ecotoxicology. 2nd edition*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, 1–32.

References

- Beckers, F., Rinklebe, J., 2017. Cycling of mercury in the environment: Sources, fate, and human health implications: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **47** (9), 693–794. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1326277>
- Bezel, W.S., Andryashkin, Yu.G., Korshun, M.N., Skripkin, V.A., 1983. K voprosu otsenki posledstviy zagryazneniya vodnikh ekosistem promishlennimi vibrosami rtuti [On the issue of assessing the consequences of pollution of aquatic ecosystems by industrial mercury emissions]. In: Pokrovskiy, A.V. (ed.), *Kolichestvennye metody v ekologii pozvonochnykh [Quantitative methods in vertebrate ecology]*. Ural Scientific Center of the Russian Academy of Sciences, Sverdlovsk, USSR, 141–157. (In Russian).
- Butorin, N.V., Ziminova, N.A., Kurdin, V.P. 1975. Donnie otlozheniya verkhnevolzhskikh vodokhranilishch [Bottom sediments of the Upper Volga reservoirs]. Nauka, Leningrad, USSR, 160 p. (In Russian).
- Campbell, L., Verburg, P., Dixon, D.G., Hecky, R.E., 2008. Mercury biomagnification in the food web of Lake Tanganyika (Tanzania, East Africa). *Science of The Total Environment* **402** (2–3), 184–191. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.017>
- Chételat, J., Ackerman, J.T., Eagles-Smith, C.A., Hebert, C.E., 2020. Methylmercury exposure in wildlife: A review of the ecological and physiological processes affecting contaminant concentrations and their interpretation. *Science of The Total Environment* **711**, 135117. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135117>
- Chuiiko, G.M., Zakonnov, V.V., Komov, V.T., Brodsky, E.S., Shelepchikov, A.V., Lobus, N.V., 2015. Prostranstvennoe raspredelenie polikhlorirovannykh bifenilov i rtuti v donnikh otlozheniyakh Ribinskogo vodokhranilishcha [Spatial distribution of polychlorinated biphenyls and mercury in bottom sediments of the Rybinsk reservoir] *Materiali dokladov konferentsii "Sovremennye problemi gidrokhimii i monitoringa kachestva poverkhnostnykh vod" [Proceedings of the conference reports "Modern problems of hydrochemistry and monitoring of surface water quality"]*. Rostov-on-Don, Russia, 131–135. (In Russian).
- Dang, F., Wang, W.-X., 2012. Why mercury concentration increases with fish size? Biokinetic explanation. *Environmental Pollution* **163**, 192–198. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.026>
- Dickson, J.O., Mayes, M.A., Brooks, S.C., Mehlhorn, T.L., Lowe, K.A. et al., 2019. Source relationships between streambank soils and streambed sediments in a mercury-contaminated stream. *Journal of Soils and Sediments* **19** (4), 2007–2019. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2183-0>
- Ekologicheskie problemi Verkhnei Volgi [Environmental problems of the Upper Volga], 2001. Yaroslavl State University, Yaroslavl, Russia, 427 p. (In Russian).
- Fitzgerald, W.F., Lamborg, C.H., 2007. Geochemistry of mercury in the environment. *Treatise on Geochemistry* **9**, 1–47. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/09048-4>
- Flerov, B.A. 1990. Ekologicheskaya obstanovka na Ribinskom vodokhranilishche v rezultate avarii na ochestnikh sooruzheniyakh g. Cherepovtsa v 1987 g. [The environmental situation at the Rybinsk Reservoir as a result of the accident at the Cherepovets wastewater treatment plant in 1987.]. In: Flerov, B.A. (ed.), *Vliyaniye stokov Cherepovetskogo promishlennogo uzla na ekologicheskoye sostoyaniye Ribinskogo vodokhranilishcha [The impact of wastewater from the Cherepovets industrial*

hub on the ecological state of the Rybinsk reservoir]. Institute for Biology of Inland Waters of the USSR Academy of Sciences, Rybinsk, Russia, 3–11. (In Russian).

Gorbunov, A.V., Lyapunov, S.M., Okina, O.I., Sheshukov, V.S., 2018. Bioakkumulyatsiya rtuti v tkanyakh presnovodnykh ryb [Bioaccumulation of mercury in tissues of freshwater fish]. *Ekologiya cheloveka [Human Ecology]* **25** (11), 26–31. (In Russian). <https://doi.org/10.33396/1728-0869-2018-11-23-31>

Gremyachikh, V.A., Lozhkina, R.A., Komov, V.T., 2019. Spatial-temporal variability of mercury content in the river perch *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 (Perciformes: Percidae) of the Rybinsk Reservoir at the turn of the XX–XXI centuries. *Ecosystem Transformation* **2** (2). <https://doi.org/10.23859/estr-180816>

Gremyachikh, V.A., Lozhkina, R.A., Kotikov, D.E., Komov, V.T., 2022. Kontsentratsii rtuti v mishtsakh raznykh vidov ryb iz vodoemov Yaroslavskoi oblasti i prilgayushchikh territorii [Mercury concentrations in the muscles of different fish species from water bodies of the Yaroslavl region and adjacent territories]. *Trudy Instituta biologii vnutrennykh vod im. I.D. Papanina RAN [Transactions of Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences]* **100** (103), 35–56. (In Russian). <https://doi.org/10.47021/0320-3557-2022-34-56>

Hanna, D.L., Solomon, C.T., Poste, A.E., Buck, D.G., Chapman, L.J., 2015. A review of mercury concentrations in freshwater fishes of Africa: patterns and predictors. *Environmental Toxicology and Chemistry* **34** (2), 215–223. <https://doi.org/10.1002/etc.2818>

He, M., Tian, L., Braaten, H.F.V., Wu, Q., Luo, J. et al., 2019 Mercury-organic matter interactions in soils and sediments: angel or devil? *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* **102** (5), 621–627. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2523-1>

Hudelson, K.E., Drevnick, P.E., Wang, F., Armstrong, D., Fisk, A.T., 2020. Mercury methylation and demethylation potentials in Arctic lake sediments. *Chemosphere* **248**, 126001. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126001>

Linnik, P.I., Nabivanets, B.I. 1986. Formy migratsii metallov v presnykh poverkhnostnykh vodakh [Forms of metal migration in fresh surface waters]. Gidrometeoizdat, Leningrad, USSR, 268 p. (In Russian).

Mineeva, N.M., Semadeni, I.V., 2020. Sezonnaya i mezhgodovaya dinamika khlorofilla v planktone Ribinskogo vodokhranilishcha (2015–2019 gg.) [Seasonal and interannual dynamics of chlorophyll in plankton of the Rybinsk reservoir (2015–2019)]. *Trudy Instituta biologii vnutrennykh vod im. I.D. Papanina RAN [Transactions of Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences]* **92** (95), 11–27. (In Russian). <https://doi.org/10.47021/0320-3557-2021-11-27>

Moiseenko, T.I., Gashkina, N.A., 2016. Bioaccumulation of mercury in fish as indicator of water pollution. *Geochemistry International* **54** (6), 485–493. <https://doi.org/10.1134/S0016702916060045>

Moiseenko, T.I., Gashkina, N.A., Sharova, Yu.N., Pokoeva, A.G., 2005. Ekotoksikologicheskaya otsenka posledstviy zagryazneniya vod r. Volgi [Ecotoxicological assessment of the consequences of pollution of the Volga river waters]. *Vodnye resursy [Water Resources]* **32** (4), 410–424. (In Russian).

Moore, J.W., Rakmamurthy, C., 1987. Tyazhelie metalli v prirodnykh vodakh. Kontrol i otsenka vliyaniya [Heavy metals in natural waters. Applied monitoring and impact assessment]. Mir, Moscow, USSR, 286 p. (In Russian).

Nicoletto, P.F., Hendricks, A.C., 1988. Sexual differences in accumulation of mercury in four species of centrarchid fishes. *Canadian Journal of Zoology* **66** (4), 944–949. <https://doi.org/10.1139/z88-140>

- Payuta, A.A., Flerova, E.A., Zaitseva, Yu.V., 2023a. Otsenka riska potrebleniya leshcha iz Ribinskogo vodokhranilishcha [Risk assessment of bream consumption from the Rybinsk reservoir]. *Vestnik KrasGAU [Bulletin of the Krasnoyarsk State Agricultural University]* **12**, 252–259. (In Russian). <https://doi.org/10.36718/1819-4036-2023-12-252-259>
- Payuta, A.A., Flerova, E.A., Zaitseva, Yu.V., 2023b. Soderzhanie tyazhelikh metallov v mishtsakh leshcha iz raznikh plesov Ribinskogo vodokhranilishcha [Heavy metal content in bream muscles from different reaches of the Rybinsk reservoir]. *Vestnik KrasGAU [Bulletin of the Krasnoyarsk State Agricultural University]* **1**, 103–108. (In Russian). <https://doi.org/10.36718/1819-4036-2023-1-103-108>
- Pravdin, I.F., 1966. Rukovodstvo po izucheniyu rib (preimushchestvenno presnovodnikov). [Guide to the study of fishes (especially freshwater)]. Pishchevaya promishlennost, Moscow, USSR, 374 p. (In Russian).
- Rask, M., Malinen, T., Olin, M., Nyberg, K., Ruuhijärvi, J. et al., 2021. High mercury concentrations of european perch (*Perca fluviatilis*) in boreal headwater lakes with variable history of acidification and recovery. *Water, Air, & Soil Pollution* **232** (9), 382 <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05303-z>
- Ribi Ribinskogo vodokhranilishcha: populyatsionnaya dinamika i ekologiya [Fishes of the Rybinsk reservoir: population dynamics and ecology], 2015. Gerasimov, Yu.V. (ed.). Filigran, Yaroslavl, Russia, 418 p. (In Russian).
- Semadeni, I.V., 2023. Spatial distribution and photosynthetic activity of phytoplankton in the Rybinsk Reservoir in the summer period of 2018–2020. *Ecosystem Transformation* **6** (2), 19–32. <https://doi.org/10.23859/estr-220414>
- Scheuhammer, A.M., Meyer, M.W., Sandheinrich, M.B., Murray, M.W., 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* **36** (1), 12–19. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[12:EOEMOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[12:EOEMOT]2.0.CO;2)
- Scheuhammer, A.M., Basu, N., Evers, D.C., Heinz, G.H., Sandheinrich, M.B., Bank, M.S., 2012. Ecotoxicology of mercury in fish and wildlife: recent advances. In: Bank, M. (ed.), *Mercury in the Environment*. University of California Press, Oakland, USA, 223–238. <https://doi.org/10.1525/california/9780520271630.003.0011>
- Scheuhammer, A., Braune, B., Chan, H.M., Frouin, H., Krey, A. et al., 2015. Recent progress on our understanding of the biological effects of mercury in fish and wildlife in the Canadian Arctic. *Science of The Total Environment* **509–510**, 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.142>
- Selin, N.E., 2009. Global biogeochemical cycling of mercury: a review. *Annual Review of Environment and Resources* **34** (1), 43–63. <https://doi.org/10.1146/annurev.environ.051308.084314>
- Sigareva, L.E., 2012. Khlorofill v donnykh otlozheniyakh volzhskikh vodoemov [Chlorophyll in bottom sediments of Volga reservoirs]. KMK Scientific Press Ltd, Moscow, Russia, 217 p. (In Russian).
- Stepanova, I.K., Komov, V.T., 1997. Nakoplenie rtuti v ribe iz vodoemov Vologodskoi oblasti [Mercury accumulation in fish from reservoirs of the Vologda region]. *Ekologiya [Ecology]* **4**, 295–299. (In Russian).
- Stepanova, I.K., Komov, V.T., 2004. Rol troficheskoi strukturi ekosistemi vodoemov Severo–zapada Rossii v nakoplenii rtuti v ribe [The role of the trophic structure of the ecosystem of water bodies in Northwest Russia in the accumulation of mercury in fish]. *Gidrobiologicheskii zhurnal [Hydrobiological Journal]* **40** (2), 87–96. (In Russian).

- Struktura i funktsionirovanie ekosistemi Ribinskogo vodokhranilishcha v nachale XXI veka [The structure and functioning of the Rybinsk Reservoir ecosystem at the beginning of the XXI century], 2018. Lazareva, V.I. (ed.). Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia, 456 p. (In Russian).
- Sukhenko, S.A., 1995. Rtut v vodokhranilishchakh: novii aspekt antropogennogo zagryazneniya biosferi [Mercury in reservoirs: a new aspect of anthropogenic pollution of the biosphere]. *Ekologiya. seriya analiticheskikh obzorov mirovoi literaturi* [Ecology. A series of analytical reviews of world literature] **36**, 1–54. (In Russian).
- Teoriya i praktika khimicheskogo analiza pochv [Theory and practice of chemical analysis of soils], 2006. Vorobyova, L.A. (ed.). GEOS, Moscow, Russia, 400 p. (In Russian).
- Tyutin, A.V., Medyantseva, E.N., Gremyachikh, V.A., Komov, V.T., 2019. Parazito–khozyaistvennie otnosheniya v sistemakh plerotsekoidi *Ligula intestinalis* (L.) (Cestoda: Pseudopyllidea) – karpovye ribi i osobennosti akkumulyatsii rtuti v muskulature zarazhennikh khozyaev [Parasite-economic relationships in the systems of the plerocercoid *Ligula intestinalis* (L.) (Cestoda: Pseudopyllidea) – carp fish and the features of mercury accumulation in the muscles of infected hosts]. *Parazitologiya* [Parasitology] **53** (3), 241–250. (In Russian). <https://doi.org/10.1134/S0031184719030062>
- Udodenko, Y.G., Komov, V.T., Zakonnov, V.V., 2018a. Long-term dynamics of total mercury in surficial bottom sediments of the Volga River's reservoir in central Russia. *Environmental Monitoring and Assessment* **190** (4), 198. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6575-9>
- Udodenko, Y.G., Komov, V.T., Zakonnov, V.V., 2018b. Total mercury in surficial bottom sediments of Volga River's reservoirs in Central Russia. *Environmental Earth Sciences* **77** (19), 692. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7876-6>
- Ullrich, S.M., Ilyushchenko, M.A., Uskov, G.A., Tanton, T.W., 2007. Mercury distribution and transport in a contaminated river system in Kazakhstan and associated impacts on aquatic biota. *Applied Geochemistry* **22** (12), 2706–2734. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.07.005>
- Ulrich, K.U., Ilgen, G., Hillebrand, G., 2010. Mercury in sediments of the River Elbe – speciation, mobility and bioavailability. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* **28** (1), 21–30.
- UN Environment Programme, 2019. Global Mercury Assessment 2018. Chemicals and Health Branch Geneva, Narayana Press, Switzerland, 58 p.
- Wiener, J.G., Krabbenhoft, D.P., Heinz, G.H., Scheuhammer, A.M., 2002. Ecotoxicology of Mercury. In: Hoffman, D.J. et al. (eds.), *Handbook of ecotoxicology. 2nd edition*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA, 1–32.