

## ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ВАРИАБЕЛЬНОСТЬ ИНТЕНСИВНОСТИ НАКОПЛЕНИЯ РТУТИ В МЫШЦАХ РАЗНОРАЗМЕРНОГО ОКУНЯ РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

В. А. Гремячих<sup>1,\*</sup>, В. Т. Комов<sup>1,\*\*</sup>, М. И. Базаров<sup>1</sup>, Е. С. Иванова<sup>2</sup>, Д. Э. Баженова<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина Российской академии наук,  
152742 пос. Борок, Ярославская обл., Некоузский р-н, e-mail: \*grva@list.ru, \*\*vkotov@ibiw.ru

<sup>2</sup>Череповецкий государственный университет,  
162600 г. Череповец, Вологодская обл., пр-т Луначарского, д. 5

Поступила в редакцию 10.10.2024

Исследована взаимосвязь содержания ртути (Hg) в мышцах окуня *Perca fluviatilis* L., 1758 (Perciformes, Percidae) с длиной рыб из разных плесов Рыбинского водохранилища и нижнего бьефа ГЭС Угличского водохранилища, различающихся по своим физико-химическим характеристикам. Измерение Hg в образцах проводили атомно-абсорбционным методом на ртутном анализаторе РА-915+ с приставкой ПИРО (Люмэкс) без предварительной подготовки проб, пределы обнаружения Hg в биологических образцах — 0.0005–2.0000 мг/кг. Средние концентрации металла варьировали от 0.004 до 0.87 мг/кг сырой массы при средней длине рыб 2.2–45.0 см и различались по плесам. Влияние длины рыб на содержание металла в мышцах характеризовали коэффициентом наклона линии регрессии (показатель интенсивности накопления Hg) и уровнем пересечения линии с осью Y (показатель базового содержания Hg в организмах начала трофической цепи) по каждой указанной группе. Установлено, что интенсивность накопления Hg окунем длиной до 10 см достоверно снижается при дальнейшем увеличении размеров рыб и зависит от участка вылова в пределах Рыбинского водохранилища.

*Ключевые слова:* ртуть, *Perca fluviatilis*, Рыбинское водохранилище.

DOI: 10.47021/0320-3557-2025-7-19

### ВВЕДЕНИЕ

Ртуть (Hg) — химический элемент, соединения которого могут представлять угрозу для существования водных и околородных животных, а также хищников, питающихся этими организмами. Поступившая в атмосферу из локальных природных и антропогенных источников элементарная ртуть (Hg<sup>0</sup>) осаждается на земную поверхность с пылью и осадками (дождь, снег) и поступает в водоемы [Obrist et al., 2018]. В водной среде при анаэробных условиях неорганические соединения Hg преобразуются в более токсичную биодоступную форму, метилированную ртуть (MeHg), которая аккумулируется живыми организмами и в высоких концентрациях накапливается в высших звеньях водной пищевой сети — хищной рыбе [Dewey et al., 2013; Lavoie et al., 2013]. Повышенные уровни Hg в рыбе снижают выживание, рост, а также репродуктивные способности рыбоядных птиц и млекопитающих [Scheuhammer et al., 2007; Hinck et al., 2009; Eagles-Smith et al., 2018]. У людей, употребляющих рыбу в значительных количествах, под воздействием MeHg повышается риск неврологических и сердечно-сосудистых заболеваний, возможно нарушение нормального течения беременности [Grandjean et al., 2005; Mergler et al., 2007; Karagas et al., 2012].

Содержание биодоступной MeHg в водоемах положительно связано с абиотическими факторами окружающей среды, такими как: площадь водно-болотных угодий в пределах

водосборных бассейнов [Grigal, 2002; Gabriel et al., 2009], площадь поверхности водоема [Kidd et al., 2012], отрицательно — с pH [Kamman et al., 2005] и электропроводностью (удельной проводимостью) воды [Julian, Gu, 2014]. В свою очередь концентрация MeHg в поверхностных водах может значимо коррелировать с MeHg в биоте водоема [Clayden et al., 2014]. Содержание Hg у представителей ихтиофауны зависит от трофического уровня и режима питания конкретного вида рыб, возраста и, соответственно, размеров (длины), а также продуктивности водоема [Burger, Gochfeld, 2011; Ward et al., 2012; Dewey et al., 2013; Eagles-Smith et al., 2014]. Высокие концентрации биогенных элементов в воде рек и озер могут снижать количество накопленной рыбами Hg за счет ускоренного роста самих рыб [Karimi et al., 2007; Ward et al., 2010] и комплексного эффекта: рассеивания в первичных продуцентах [Miller et al., 2012] и разбавления на организменном уровне.

Определение содержания Hg в рыбе, как правило, проводится у крупных представителей вида в диапазоне разрешенных для отлова длин с целью информирования и рекомендаций по употреблению ее в пищу [Гремячих и др., 2022 (Gremyachikh et al., 2022); Sackett et al., 2013; Eagles-Smith et al., 2016; Ivanova et al., 2022]. Пределы размерно-массовых показателей в выборках рыб не всегда совпадают в разных исследованиях, что затрудняет интерпретацию

полученных данных и сравнение с литературными данными. Иногда предметом изучения становилась связь содержания Hg в мышцах и длины рыб в широком диапазоне их размеров от молодых до взрослых особей [Burger, Gochfeld, 2011; Backstrom et al., 2020]. Бэкстром с соавторами расширили диапазон длин исследуемых видов рыб, включив в анализ молодь (сеголетков), чтобы определить интенсивность прироста концентрации Hg по мере роста представителей того или иного вида, формализованное уравнением линейной регрессии [Backstrom et al., 2020]. Авторы считают, что применение такого подхода представляет надежную основу прогнозирования безопасного для здоровья населения уровня потребления рыбы, особенно с учетом возможных изменений в рационе объектов питания [Жаков, 1984 (Zhakov, 1984)].

Исследования содержания Hg в мышцах окуня (объект промыслового и любительского лова), обитающего в большом по площади Рыбинском водохранилище, проводятся много лет. К настоящему времени установлена пространственная неоднородность содержания Hg в мышцах окуня из разных участков акватории водоема [Гремячих и др., 2019 (Gremyachikh et al., 2019); Haines et al., 1992; Komov, Gremyachikh, 2022]. Однако данных анализа связи накопления Hg в мышцах с размерами тела окуня из рек и озер России нами в литературных источниках не найдено.

Следует отметить, что водные массы разных плесов Рыбинского водохранилища неодинаковы по физико-химическим характеристикам. Питание водохранилища более чем на 70%

#### МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Отлов окуней *Perca fluviatilis*, L., 1758 проводили судовым тралом и ставными сетями в 1997–2024 гг. на участках Волжского, Моложского, Главного и Шекснинского плесов акватории Рыбинского водохранилища (северо-запад европейской части России: северная и южная точки — 56°33' и 58°55' с.ш.; западная и восточная — 37°21' и 41°12' в.д.) и нижнем бьефе ГЭС Угличского водохранилища — НБУВ (57°29' с.ш., 38°16').

Всего было отобрано 640 экз. рыб длиной от 2.2 до 45.0 см: 225 экз. — из Волжского, 82 экз. — Моложского, 223 экз. — Главного, 110 экз. — из Шекснинского плесов и 10 экз. из НБУВ. Пойманную рыбу замораживали (–14°C) и хранили до определения содержания Hg в мышцах. Перед анализом измеряли длину и массу тела рыбы, отбирали образцы мышц из средней дорзальной части тела между боковой линией и спинным плавником. Все исследования на животных проводили в соответствии

осуществляется за счет притока трех рек (Волги, Мологи и Шексны), которые влияют на формирование четырех водных масс, отличающихся по содержанию взвешенного и растворенного органического вещества, концентрации биогенных элементов и основных ионов [Рыбинское водохранилище..., 1972 (Rybinskoe vodohranilishche..., 1972)]. Границы территорий, занимаемых водными массами, непостоянны в течение года. В 1960–1963 гг. они составляли различную часть от общей площади водохранилища: водная масса Главного плеса — 43–86%, Шекснинского — 6–29%, Волжского — 3–20%, Моложского — 4–17%. С весенним половодьем максимальное количество взвесей поступает в Волжский плес, где их содержание достигает 95 мг/л. Меньше — в Моложский и Шекснинский плесы: 20 и 10 мг/л соответственно. До центральной части Главного плеса проникает только тонкодисперсная взвесь в количестве 3–4 мг/л. В воде Волжского плеса концентрации биогенных элементов (азот и фосфор) выше, чем в остальных. Вместе с тем цветность воды максимальна в Моложском плесе, а содержание органического углерода и растворенного органического вещества в Моложском и Шекснинском плесе выше, чем в Волжском и Главном [Структура и функционирование..., 2018 (Struktura i funkcionirovanie..., 2018)].

Цель работы — установить зависимость накопления ртути в мышцах окуня от длины тела как на разных этапах развития рыб, так и между выборками из плесов Рыбинского водохранилища, водные массы которых имеют разное происхождение.

с этическими стандартами, изложенными в Хельсинкской декларации 1964 г. и более поздних ее редакциях.

Содержание Hg в мышцах (мг/кг сырой массы) определяли в двух–трех повторностях атомно-абсорбционным методом на ртутном анализаторе РА-915+ с приставкой ПИРО (Люмэкс) без предварительной подготовки проб. Точность аналитических методов измерения контролировали после каждых 30 измерений (относительная разность в процентах <20%) с помощью сертифицированного биологического материала DORM-2 и DOLM-2 (Институт химии окружающей среды, Оттава, Канада). Пределы обнаружения на приборе концентраций Hg в биологических образцах — 0.0005–2.0000 мг/кг. Различия данных между повторностями в среднем составили 8.3% (в пределах 0.2–11.6%).

Регрессионный (корреляционный) анализ связи содержания общей Hg в мышцах окуня

с длиной рыб (данном случае L1) проводили интегрально по выборкам со всего водохранилища, его отдельных плесов и по двум размерным категориям в каждой из выше перечисленных групп рыб: особи длиной до 10 см и больше (сеголетки и рыбы старших возрастов). Концентрации общей Hg в мышцах окуня были нормализованы логарифмированием ( $\log Hg$ ). О значимости линейной взаимозависимости содержания металла и длины рыб судили по коэффициентам наклона (КН) линии регрессии (показатель интенсивности накопления Hg) и коэффициентам пересечения (КП) линии с осью Y (показатель базового уровня содержания Hg в организмах начала трофической цепи) по каждой указанной группе рыб и между ними [Backstrom et al., 2020; Gedig et al., 2023].

Данные о длине рыб и концентрации Hg в мышцах представлены средним значением  $\pm$  ошибкой среднего, с указанием min–max, а также медианой с межквартильным размахом

#### РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Содержание Hg в мышцах окуня озерной части Рыбинского водохранилища (4 плеса), а также НБУВ варьировало в пределах 0.004–0.870 мг/кг сырой массы, длина рыб — в пределах 2.2–45.0 см ( $n = 650$  экз.).

Связь логарифмированных значений концентраций Hg в мышцах с длиной рыб для всей выборки окуня Рыбинского водохранилища хорошо описывается нелинейной зависимостью (рис. 1а), из которой следует, что интенсивность накопления металла сеголетками окуня  $L1 \leq 10$  см выше, чем рыбами большей длины  $L1 > 10$  см. В дальнейшем для анализа данных использовали коэффициенты линейной регрессии: а) КН как показатель интенсивности накопления Hg рыбой и б) КП как уровень накопления Hg организмами в начале трофической сети. Выявлены значимые различия в интенсивности накопления Hg по группам рыб с длиной тела до 10 см, больше 10 см и интегральной выборке (рис. 1б). Сходные отличия выявлены по КП с той разницей, что КП всей выборки не отличался статистически значимо от коэффициентов других размерных групп окуня.

В дальнейшем анализ данных проводили по группам особей длиной  $L1 \leq 10$  см,  $L1 > 10$  см и по интегральным выборкам рыб из разных плесов озерной части Рыбинского водохранилища, а также НБУВ (табл. 1, рис. 2).

Окунь Рыбинского водохранилища из группы  $L1 \leq 10$  см из Главного и Моложского плесов был крупнее Шекснинского и Волжского. Среднее содержание и медианы концентраций Hg в мышцах рыб снижались в следующей

(МКР) (верхнее значение 1 и 3 квартилей). По результатам корреляционного анализа связи  $\log Hg$  и длины рыб, а также попарного сравнения корреляционных зависимостей по группам рыб приведены значения КН и КП линий регрессии и соответствующее значение уровня значимости. Различия в буквенных парах, характеризующих взаимосвязь  $\log Hg_{\text{общ.}}$  и L1, обозначают значимые различия в КН (строчные буквы) и КП (заглавные буквы) между регрессиями по разным плесам водохранилища “внутри” отдельных размерных групп рыб. Каждая следующая буква в алфавитном порядке — а, b, с... и А, В, С — соответствует более высокому значению коэффициента. В том случае, если распределение данных отличалось от нормального (критерий Шапиро-Уилка), для оценки значимости различий между выборками использовали медианный критерий Краскел-Уоллиса (различия достоверны при  $p < 0.05$ ) [Sokal, Rohlf, 1995].

последовательности: Моложский → Главный → Волжский → Шекснинский (рис. 2а, б).

Окунь из группы  $L1 > 10$  см из Волжского плеса в среднем был значимо крупнее, чем из Моложского. Окунь из Главного, Шекснинского плесов и НБУВ заняли промежуточное положение. По содержанию Hg в мышцах выборки рыб из разных плесов достоверно не различались.

В мышцах рыб НБУВ концентрация металла была значимо выше, чем в рыбе из Волжского и Моложского плесов (рис. 2д).

По интегральным выборкам окуни из Шекснинского и Главного плесов, имеющие низкие размерные показатели содержали Hg в мышцах меньше, чем окуни из Волжского и Моложского плесов (табл. 1).

Максимальное значение угла наклона линии регрессии содержания Hg от размера рыб из группы  $L1 \leq 10$  см определено для окуней Моложского плеса, промежуточное — Главного и Шекснинского, минимальное — для окуней Волжского плеса (табл. 2, рис. 3а).

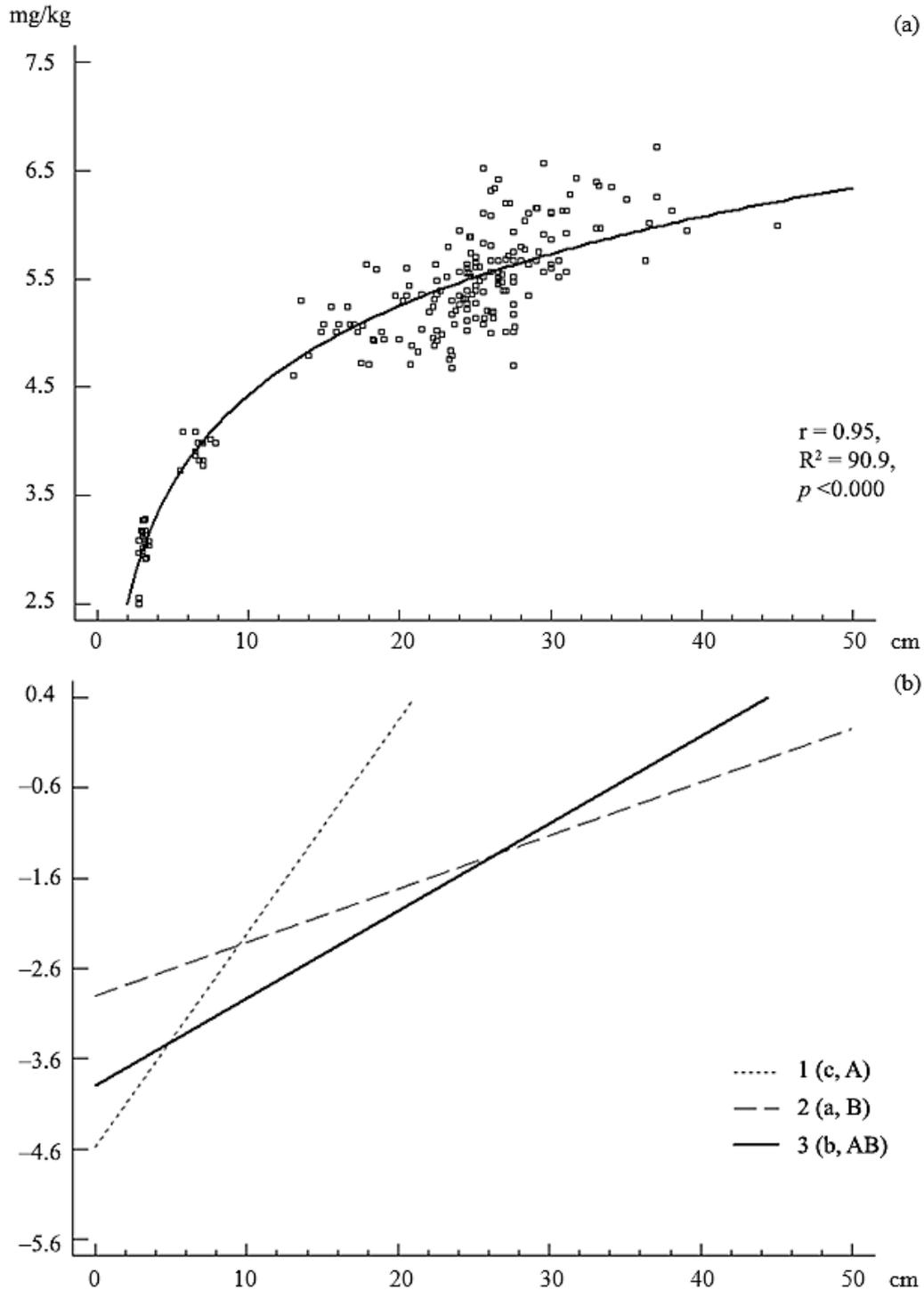
Окуни длиной  $L1 > 10$  см из Моложского и Шекснинского плесов, а также Волжского и Главного по интенсивности аккумуляции металла попарно не различались (табл. 2, рис. 3б).

По интегральным выборкам окуни из Волжского и Моложского, также Главного и Шекснинского плесов по углам наклона линий регрессии содержания Hg в мышцах от длины рыб попарно не отличались (табл. 2, рис. 3с).

Значения КН и КП регрессионных линий взаимосвязи  $\log Hg_{\text{общ.}}$  и L1 окуня длиной  $> 10$  см из 4-х плесов Рыбинского водохранилища и НБУВ составили 0.047–2.511 и 0.088–

2.739 соответственно. По интенсивности накопления Hg выборки окуня не различались, а по уровню накопления Hg организмами в начале трофической сети в местах обитания рыб и, соответственно, уровню биодоступности металла — отличались (рис. 3d).

Коэффициенты угла наклона и Y-пересечения регрессионных линий взаимосвязи  $\log Hg_{\text{общ.}}$  и L1 коррелировали отрицательно  $r = -0.95$ ,  $R^2 = 91.1$ ,  $p < 0.0002$ .



**Рис. 1.** Связь концентраций Hg в мышцах окуня Рыбинского водохранилища с его длиной (L1) по всей выборке (а) и ее линейная аппроксимация по разным размерным группам (b): 1 — окунь  $L1 \leq 10$  см, 2 — окунь  $L1 > 10$  см, 3 — по всей выборке.

**Fig. 1.** The relationship of Hg concentrations in the muscles of the perch of the Rybinsk reservoir with the fish length (L1) throughout the sample (a) and linear approximation in different size groups (b): 1 — perch  $L1 \leq 10$  cm, 2 — perch  $L1 > 10$  cm, 3 — whole sample.

**Таблица 1.** Длина и содержание Hg в мышцах окуня длиной ≤10 см, >10 см и по всей выборке из разных мест отлова на Рыбинском водохранилище и нижнем бьефе Угличской ГЭС

**Table 1.** Fish length and Hg content in the muscles of perch ≤10 cm long, >10 cm long and across the entire sample from different sampling sites in the Rybinsk reservoir and from the tail water of the Uglich hydroelectric power plant

Плесы Reaches	Длина, см / Length, cm								
	L1≤10см			L1>10см			Вся выборка		
	n	Среднее±ошибка среднего, min–max Avg.±st. err.	Медиана (МКР) Median (IQR)	n	Среднее±ошибка среднего, min–max Avg.±st. err.	Медиана (МКР) Median (IQR)	n	Среднее±ошибка среднего, min–max Avg.±st. err.	Медиана (МКР) Median (IQR)
Волжский Volzhsky	53	<u>4.0±0.2</u> 2.8–7.8	<u>3.2</u> (3.0, 3.4)	172	<u>25.4±0.4</u> 13.0–45.0	<u>25.5</u> (22.7, 27.5)	225	<u>20.3±0.7</u> 2.8–45.0	<u>24.1c</u> (14.4, 27.0)
Моложский Molozhsky	38	<u>4.9±0.2</u> 3.5–11.5	<u>4.9</u> (4.4, 5.2)	44	<u>22.8±1.1</u> 11.5–42.5	<u>20.8</u> (17.9, 27.3)	82	<u>14.5±1.2</u> 3.5–42.5	<u>13.3b</u> (4.9, 22.0)
Главный Glavnyj	212	<u>5.4±0.1</u> 3.4–11.5	<u>5.4</u> (4.2, 6.2)	11	<u>25.5±2.0</u> 13.5–34.0	<u>27.0</u> (21.0, 30.0)	223	<u>6.3±0.3</u> 3.4–34.0	<u>5.5a</u> (4.2, 6.3)
Шекснинский Sheksninsky	66	<u>3.7±0.1</u> 2.2–7.2	<u>3.8</u> (3.0, 4.1)	44	<u>24.9±0.9</u> 15.0–42.5	<u>24.0</u> (22.0, 22.5)	110	<u>12.2±1.1</u> 2.2–42.5	<u>4.4a</u> (3.6, 23.0)
НБУВ TWUHPP	—	—	—	10	<u>22.4±1.2</u> 13.6–26.9	<u>22.8</u> (22.2, 24.5)	10	<u>22.4±1.2</u> 13.6–26.9	<u>22.8bc</u> (22.2, 24.5)
Все плесы All reach	369	<u>4.8±0.1</u> 2.2–11.5	<u>4.5</u> (3.8, 5.9)	271	<u>24.8±0.3</u> 11.5–45.0	<u>24.7</u> (21.5, 27.5)	640	<u>13.4±0.4</u> 2.2–45.0	<u>6.5</u> (4.2, 23.0)
Hg, мг/кг сырой массы Hg, mg/kg wet weight									
Волжский Volzhsky	53	<u>0.03±0.002</u> 0.01–0.06	<u>0.024</u> (0.021–0.027)	172	<u>0.27±0.01</u> 0.10–0.82	<u>0.24</u> (0.18–0.33)	225	<u>0.22±0.01</u> 0.01–0.82	<u>0.20bc</u> (0.11, 0.29)
Моложский Molozhsky	38	<u>0.05±0.003</u> 0.02–0.10	<u>0.042</u> (0.026–0.062)	44	<u>0.27±0.01</u> 0.10–0.61	<u>0.25</u> (0.17–0.33)	82	<u>0.16±0.02</u> 0.02–0.61	<u>0.10b</u> (0.04, 0.25)
Главный Glavnyj	212	<u>0.04±0.001</u> 0.004–0.12	<u>0.037</u> (0.022–0.045)	11	<u>0.29±0.04</u> 0.1–0.46	<u>0.31</u> (0.17–0.38)	223	<u>0.05±0.004</u> 0.004–0.46	<u>0.04a</u> (0.02, 0.05)
Шекснинский Sheksninsky	66	<u>0.02±0.001</u> 0.01–0.04	<u>0.020</u> (0.015–0.022)	44	<u>0.32±0.02</u> 0.10–0.72	<u>0.30</u> (0.19–0.43)	110	<u>0.14±0.02</u> 0.01–0.72	<u>0.024a</u> 0.020–0.258
НБУВ TWUHPP	—	—	—	10	<u>0.52±0.08</u> 0.23–0.87	<u>0.49</u> (0.28–0.77)	10	<u>0.52±0.08</u> 0.23–0.87	<u>0.49c</u> (0.28, 0.77)
Все плесы All reaches	369	<u>0.03±0.001</u> 0.01–0.12	<u>0.028</u> (0.020–0.043)	271	<u>0.29±0.01</u> 0.10–0.82	<u>0.26</u> (0.18–0.36)	640	<u>0.14±0.02</u> 0.004–0.82	<u>0.16</u> (0.03, 0.23)

**Примечание.** “—” — данные отсутствуют. Показатели с буквенными индексами (*a, b, c...*) значимо различаются.

**Note.** “—” — no data available. Values with different indexes (*a, b, c...*) differ significantly. IQR = Interquartile Range (Quartile 1 length, Quartile 3 length).

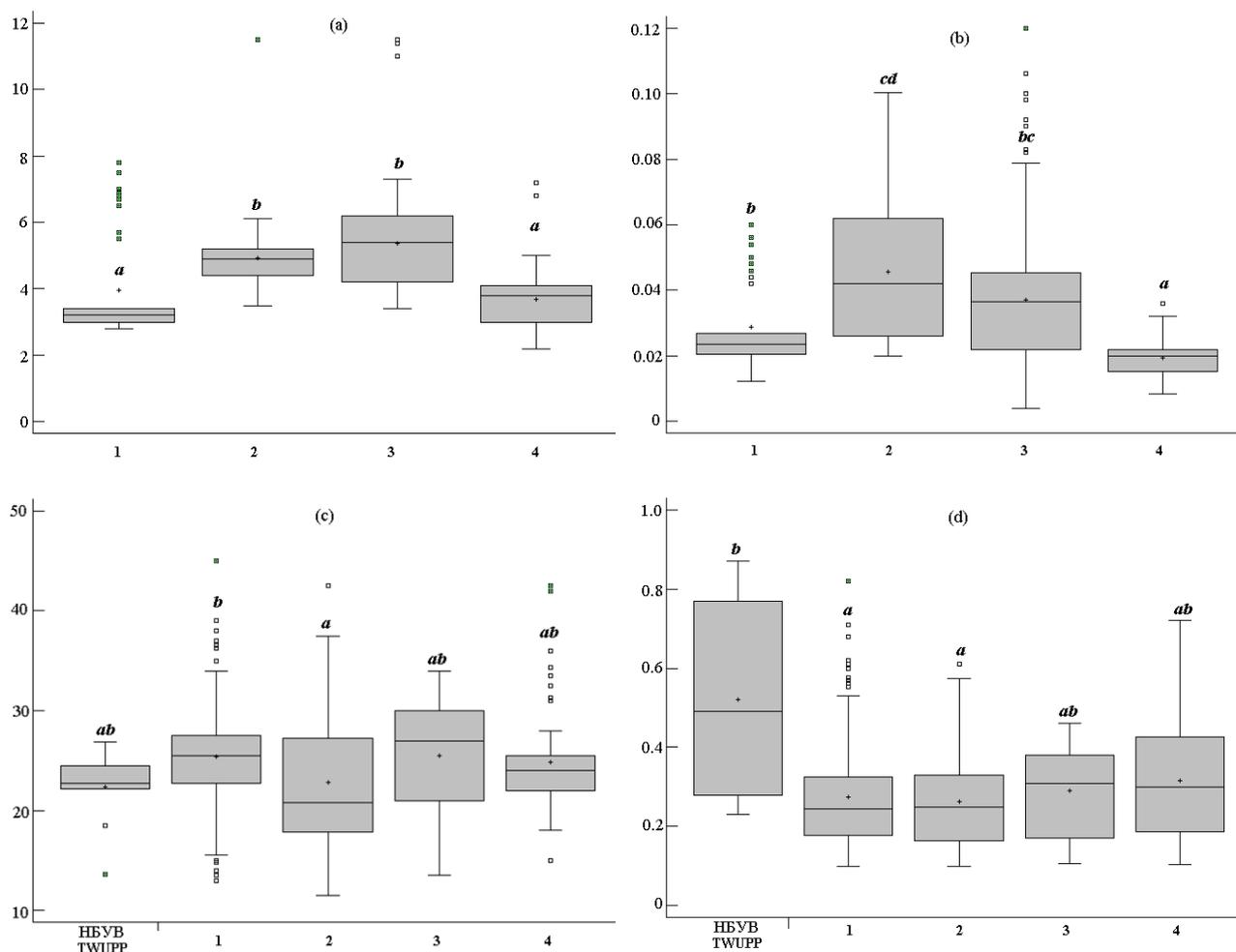
**Таблица 2.** Коэффициенты углов наклона и пересечения, а также *p*-критерии значимости различий, полученные при сравнении линий регрессии по отдельным размерным группам рыб и разным плесам водохранилища

**Table 2.** Regression slopes and intercepts, as well as the *p*-criteria for the significance of differences obtained when comparing regression lines for individual size groups of fish and different areas of the reservoir

Размер рыб Size of fish	Плеса Reaches	Коэффициент наклона, коэффициент пересечения Slope, Intercept	Плеса / Reaches							
			Волжский Volzhsky		Моложский Molozhsky		Главный Glavnyj		Шекснинский Sheksninsky	
			Коэф. наклона Slope	Коэф. пересечения Intercept	Коэф. наклона Slope	Коэф. пересечения Intercept	Коэф. наклона Slope	Коэф. пересечения Intercept	Коэф. наклона Slope	Коэф. пересечения Intercept
L1≤10 cm	Волжский Volzhsky	0.237, -2.972 (a, C)	—	—	<0.0100	<0.0001	0.3770	<0.0170	0.3070	<0.0001
	Моложский Molozhsky	0.443, -3.700 (c, A)	<0.0100	<0.0001	—	—	0.1200	<0.0001	<0.0398	<0.0001
	Главный Glavnyj	0.353, -3.680 (abc, B)	0.3770	<0.0170	0.1200	<0.0001	—	—	0.9930	0.0626
	Шекснинский Sheksninsky	0.269, -3.366 (ab, B)	0.3070	<0.0001	<0.0398	<0.0001	0.9930	0.0626	—	—
L1>10 cm	Волжский Volzhsky	0.059, -2.911 (c, A)	—	—	<0.0108	<0.0001	0.8315	0.5224	<0.0207	<0.0141
	Моложский Molozhsky	0.037, -2.057 (ab, C)	<0.0108	<0.0001	—	—	<0.0412	<0.0315	0.9914	0.1977
	Главный Glavnyj	0.062, -2.908(c, AB)	0.8315	0.5224	<0.0412	<0.0315	—	—	<0.0354	0.0998
	Шекснинский Sheksninsky	0.034, -2.110 (a, BC)	<0.021	<0.0141	0.9914	0.1977	<0.0354	0.0998	—	—
По всей выборке For the entire sample	Волжский Volzhsky	0.100, -3.901 (a, B)	—	—	0.3029	<0.0001	<0.0065	0.7615	<0.0000	<0.0246
	Моложский Molozhsky	0.091, -3.443 (a, C)	0.3029	<0.0001	—	—	<0.0022	<0.0000	<0.0004	<0.0000
	Главный Glavnyj	0.115, -4.045 (b, B)	<0.0065	0.7615	<0.0022	<0.0000	—	—	0.4060	<0.0000
	Шекснинский Sheksninsky	0.118, -4.335 (b, A)	<0.0000	<0.0246	<0.0004	<0.0000	0.4060	<0.0000	—	—

**Примечание.** Коэффициенты углов наклона и пересечения с осью Y, уровень значимости *p*. Полужирным выделены значимые различия между выборками рыб.

**Note.** The coefficients of the angles of inclination and inter section with the Y-axis, the significance level of *p*. Significant differences between the fish samples are highlighted in bold.



**Рис. 2.** Длина и концентрация Hg в мышцах окуня из Волжского (1), Моложского (2), Главного (3), Шекснинского (4) плесов и нижнего бьефа Угличской ГЭС. (а), (b) — по окуню  $L1 \leq 10$  см, (с), (d) — по окуню  $L1 > 10$  см. Показатели с разными буквенными индексами (*a*, *b*, *c*...) значительно различаются.

**Fig. 2.** Fish length and Hg concentration in the muscles of perch from the Volzhsky (1), Molozhsky (2), Glavnyj (3), Sheksninsky (4) reaches and the tail water of the Uglich hydroelectric power plant (TWUHP). a, (b) — for perch  $L1 \leq 10$  cm, (c), (d) — for perch  $L1 > 10$  cm. Values with different indexes (*a*, *b*, *c*...) differ significantly.

#### ОБСУЖДЕНИЕ

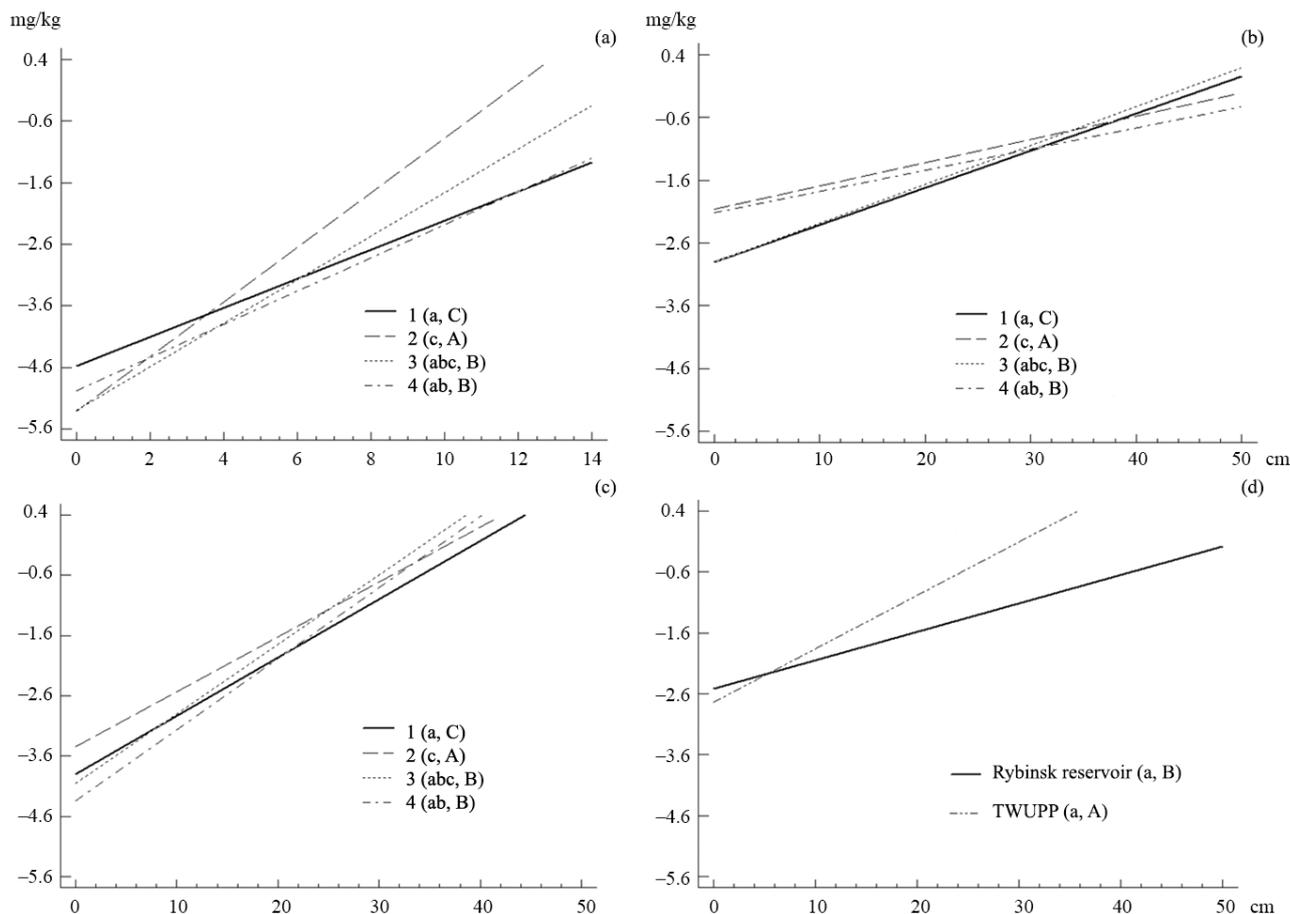
Hg и ее соединения природного и антропогенного происхождения способны быстро испаряться и обогащать атмосферу при температурах, приемлемых для жизни большинства живых организмов. Поэтому включение металла в трофические сети наземных и водных экосистем зависит не столько от географического расположения источника эмиссии, сколько от условий региона, где Hg выпадает на земную поверхность. В результате, высокие уровни содержания Hg, 2 мг/кг сырой массы и выше, зарегистрированы как в мышцах окуня из Братского водохранилища, куда попадали побочные продукты процесса электролиза, содержащие Hg [Леонова, 2006 (Leonova, 2006)], так и в мышцах окуня из озер верховых болот Дарвинского и Рдейского заповедников, где любая хозяйственная деятельность расположена в десятках и сотнях км от охраняемых

территорий [Haines et al., 1992; Комов и др., 2009 (Komov et al., 2009)].

Территории водосборных бассейнов рек, формирующих водные массы Рыбинского водохранилища, неодинаковы по размерам площади и степени заболоченности. С заболоченных территорий, при их наличии, в водоемы поступает значительная часть растворенного органического вещества, которое контролирует ряд важных экологических процессов, в том числе перенос Hg с водным стоком [Mierle, Ingram, 1991]. Моложские водные массы содержат максимальное количество растворенного органического вещества и имеют высокую цветность по сравнению с водными массами других плесов. Интенсивность накопления Hg ( $KH = 0.443$ ) в мышцах окуня с длиной меньше 10 см из Моложского плеса выше, чем в мышцах рыб из других плесов Рыбинского

водохранилища (КН = 0.237–0.353) и выше, чем у молоди окуня из прудов на северо-востоке США (КН = 0.096–0.201) [Backstrom et al., 2020]. С другой стороны, содержание биогенных

элементов, необходимых для альгофлоры, максимально в Волжских водных массах, где накопление Hg молодью окуня одно из самых низких (КН = 0.237).



**Рис. 3.** Линии регрессии нормализованной по натуральному логарифму концентрации общей Hg в мышцах окуня (мг/кг сырой массы) и длины рыбы по разным размерным группам и по Волжскому (1), Моложскому (2), Главному (3), Шекснинскому (4) плесам и НБУВ ( $p < 0.05$ ): (a) — окунь  $L1 \leq 10$  см, (b) — окунь  $L1 > 10$  см, (c) — вся выборка рыб, (d) — окунь  $L1 > 10$  см Рыбинского водохранилища и НБУВ.

**Fig. 3.** Regression lines of the natural log-transformed total Hg concentrations in the muscles of perch (mg/kg of wet weight) by the fish length for different size groups and for Volzhsky (1), Molozhsky (2), Glavnuy (3), Sheksninsky (4) reaches and TWUHP ( $p < 0.05$ ): (a) — perch  $L1 \leq 10$  cm, (b) — perch  $L1 > 10$  cm, (c) — the entire sample of fish, (d) — perch  $L1 > 10$  cm of the Rybinsk reservoir and the TWUHP.

Окунь отличается от большинства других видов рыб широким спектром питания, изменяющемся в процессе развития [MacLean, Magnuson, 1977]. Было показано, что молодь окуня питается преимущественно зоопланктоном, в то время как крупные и половозрелые особи включают в свой рацион крупных беспозвоночных и рыб [Житло, 1939 (Zhitlo, 1939); Жаков, 1984 (Zhakov, 1984)]. Тем не менее у крупных экземпляров окуня (20 см) регистрировали преимущественное питание зоопланктоном, а у мелких экземпляров (<10 см) обнаруживали в желудке и кишечнике не переваренные остатки рыб [Rask, 1984, 1986]. Вероятно, изменение объектов питания у более крупного окуня Рыбинского водохранилища с длиной

тела  $> 10$  см является причиной изменения лидеров и аутсайдеров по накоплению Hg с увеличением размеров. Так, окунь из Волжского и Главного плесов накапливает Hg (КН 0.059 и 0.062) более интенсивно, чем окунь из Моложского и Шекснинского (КН 0.037 и 0.034).

Значительные отличия в интенсивности накопления Hg (КН) в мышцах между группами разных по размеру окуней свидетельствуют о принципиальной разнице в питании и скорости роста рыб длиной до 10 см и больше 10 см. Анализ интегральных выборок по плесам свидетельствует о том, что выявленная статистически значимая разница очень невелика: Волжский и Моложский плесы (КН 0.100 и 0.091), Главный и Шекснинский плесы (КН 0.115 и 0.118).

Использование показателя базового уровня содержания Hg в организмах начала трофической цепи — пересечение линии регрессии с осью Y — для оценки доступности Hg не дало какого-либо полезного эффекта, также как и в некоторых других исследованиях [Richter, Skinner, 2020].

Немногочисленные исследования, посвященные изучению влияния плотин на накопление Hg в мышцах рыб, показали как увеличение содержания Hg в мышцах рыб ниже плотины [Kasper et al., 2012, 2014], так и наоборот — снижение [Tuomola et al., 2008; Sebalho et al., 2017]. Более того, было показано, что на одном и том же водотоке три вида рыб демонстрировали разную реакцию: у одного вида ниже плотины концентрация Hg в мышцах увеличивалась, у другого снижалась, а у третьего статистически

значимо не менялась [Paiva et al., 2024]. Объяснения неодинаковой реакции дискусионны, но в основе указывается процесс биологического стока и повторный переход частиц детрита во взвешенное состояние. В первом случае увеличивается вероятность удлинения трофической цепи, во втором — у частиц детрита появляется еще одна возможность передать ассоциированные с ними Hg живым организмам. Величины углов наклона линий регрессионных уравнений содержания Hg от длины тела окуня ( $L > 10$  см) из озерной части Рыбинского водохранилища и НБУВ (речной участок) статистически значимо не различаются. Что позволяет нам считать удлинение трофической цепи основной причиной увеличения содержания Hg в мышцах окуня, отловленного ниже плотины Угличской ГЭС.

#### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Максимальная интенсивность накопления Hg в мышцах окуня Рыбинского водохранилища зарегистрирована в диапазоне длины тела рыбы от 2 до 10 см. В процессе дальнейшего роста окуня до 40 см интенсивность накопления Hg снижается.

Интенсивность накопления Hg в мышцах окуня из разных плесов значимо различается несмотря на то, что между водными массами в Рыбинском водохранилище барьеров нет. У рыб длиной меньше 10 см самые высокие уровни накопления металла зарегистрированы у окуня из Моложского плеса. У окуня длиной больше

10 см из Волжского и Главного плесов интенсивность накопления значимо выше, чем у окуня из Моложского и Шекснинского плесов.

Среднее содержание Hg в мышцах окуня, отловленного ниже плотины Угличской ГЭС (речной участок Рыбинского водохранилища), почти в два раза больше, чем в мышцах окуня из озерной части водохранилища, а интенсивность накопления металла одинаковая. Это позволяет предположить удлинение трофической цепи в нижнем бьефе плотины за счет биологического стока.

#### ФИНАНСИРОВАНИЕ

Работа выполнена в рамках государственного задания № 124032500015-7 “Роль абиотических и биотических факторов в формировании физиолого-биохимических и иммунологических показателей гидробионтов”.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Гремячих В.А., Ложкина Р.А., Комов В.Т. Пространственно-временная вариабельность содержания ртути в речном окуне *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 (Perciformes, Percidae) Рыбинского водохранилища на рубеже XX–XXI веков // Трансформация экосистем. 2019. Т. 2, № 2(4). С. 85–95.
- Гремячих В.А., Ложкина Р.А., Котиков Д.Э., Комов В.Т. Концентрации ртути в мышцах разных видов рыб из водоемов Ярославской области и прилегающих территорий // Труды Института биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН. 2022. Вып. 100(103). С. 35–56. DOI: 10.47021/0320-3557-2022-34-56.
- Жаков Л.А. Формирование и структура рыбного населения озер северо-запада СССР. Москва: Наука, 1984. 144 с.
- Житло Я.И. Исследования по питанию молоди окуня Валдайского озера // Известия ВНИОРХ. 1939. Т. XXII. С. 55–71.
- Комов В.Т., Гремячих В.А., Камшилова Т.Б., Лобус Н.В. Содержание ртути в мышцах окуня из Полистово-Ловатского верхового болотного массива // Труды Государственного природного заповедника Рдейский. 2009. № 1. С. 102–115.
- Леонова Г.А., Калмычков Г.В., Гелетий В.Ф., Андрулайтис Л.Д. Содержание и характер распределения ртути в абиотических и биотических компонентах экосистемы Братского водохранилища // Биология внутренних вод. 2006. № 2. С. 97–104.
- Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л.: Наука. 1972. 364 с.
- Структура и функционирование экосистемы Рыбинского водохранилища в начале XXI века / ред. В.И. Лазарева. М.: РАН, 2018. 456 с.
- Backstrom C.H., Buckman K., Molden E., Chen C.Y. Mercury levels in freshwater fish: Estimating concentration with fish length to determine exposures through fish consumption // Arch. Environ. Contam. Toxicol. 2020. Vol. 78. P. 604–621. DOI: 10.1007/s00244-020-00717-y.

- Burger J., Gochfeld M. Mercury and selenium levels in 19 species of saltwater fish from New Jersey as a function of species, size, and season // *Sci. Total. Environ.* Vol. 409. P. 1418–1429. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.12.034.
- Cebalho E.C., Díez S., dos Santos Filho M. et al. Effects of small hydropower plants on mercury concentrations in fish // *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2017. Vol. 724. P. 22709–22716. DOI: 10.1007/s11356-017-9747-1.
- Clayden M.G., Kidd K.A., Chételat J. et al. Environmental, geographic and trophic influences on methylmercury concentrations in macroinvertebrates from lakes and wetlands across Canada // *Ecotoxicology.* 2014. Vol. 23. P. 273–284. DOI: 10.1007/s10646-013-1171-9.
- Depew D.C., Burgess N.M., Anderson M.R. et al. An overview of mercury concentrations in freshwater fish species: a national fish mercury dataset for Canada // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 2013. Vol. 70. P. 436–451.
- Eagles-Smith C.A., Willacker J.J., Flanagan Pritz C.M. Mercury in fishes from 21 national parks in the Western United States — inter- and intra-park variation in concentrations and ecological risk. U.S. Geological Survey Open-File Report 2014-1051. 2014. P. 54.
- Eagles-Smith C.A., Wiener J.G., Eckley C.S. et al. Spatial and temporal patterns of mercury concentrations in freshwater fish across the Western United States and Canada // *Sci. Total Environ.* 2016. Vol. 568. P. 1171–1184. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.229.
- Eagles-Smith C., Silbergeld E.K., Basu N. et al. Modulators of mercury risk to wildlife and humans in the context of rapid global change // *Ambio.* 2018. Vol. 47. P. 170–197. DOI: 10.1007/s13280-017-1011-x.
- Environmental chemistry and toxicology of mercury / Eds. Liu G., Cai Y., O'driscoll N.A. New Jersey: Wiley J. & Sons, INC. 2012. 600 p.
- Gabriel M.C., Kolka R., Wickman T. et al. Evaluating the spatial variation of total mercury in young-of-year yellow perch (*Perca flavescens*), surface water and upland soil for watershed–lake systems within the southern Boreal Shield // *Sci. Total Environ.* 2009. Vol. 407. P. 4117–4126. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.03.019.
- Grandjean P., Cordier S., Kjellström T. et al. Health effects and risk assessments. Dynamics of mercury pollution at regional and global scales. Part IV. NY: Springer, 2005. P. 511–538.
- Grigal D.F. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: a review // *Environ Rev.* 2002. Vol. 10. P. 1–39. DOI: 10.1139/a01-013.
- Haines T.A., Komov V., Jagoe C.H. Lake acidity and mercury content of fish in Darvin national reserve, Russia // *Environ. Pollut.* 1992. Vol. 78. № 1–3. P. 107–112.
- Hinck J.E., Schmitt C.J., Chojnacki K.A., Tillitt D.E. Environmental contaminants in freshwater fish and their risk to piscivorous wildlife based on a national monitoring program // *Environ. Monit. Assess.* 2009. Vol. 152. P. 469–494. DOI: 10.1007/s10666-008-0331-5.
- Ivanova E.S., Eltsova L.S., Komov V.T. et al. Assessment of the consumptive safety of mercury in fish from the surface waters of the Volodga region in northwestern Russia // *Environ Geochem Health.* 2022. Vol. 45(3). P. 863–879. DOI: 10.1007/s10653-022-01254-4.
- Julian P., Gu B. Mercury accumulation in largemouth bass (*Micropterus salmoides* Lacépède) within marsh ecosystems of the Florida Everglades, USA // *Ecotoxicology.* 2014. Vol. 24. P. 202–214. DOI: 10.1007/s10646-014-1373-9.
- Kamman N., Burgess N.M., Driscoll C.T. et al. Mercury in freshwater fish of Northeast North America: a geographic perspective based on fish tissue monitoring databases // *Ecotoxicology.* 2005. Vol. 14. P. 163–180. DOI: 10.1007/s10646-004-6267-9.
- Karagas M.R., Choi A.L., Oken E. et al. Evidence on the human health effects of low level methyl mercury exposure // *Environ Health Perspect.* 2012. Vol. 120. P. 799–806.
- Karimi R., Chen C.Y., Pickhardt P.C. et al. Stoichiometric controls of mercury dilution by growth // *Proc. Natl. Acad. Sci.* 2007. Vol. 104. P. 7477–7482. DOI: 10.1073/pnas.0611261104.
- Kasper D., Forsberg B.R., Amaral J.H.F. et al. Reservoir stratification affects methylmercury levels in river water, plankton, and fish downstream from Balbina hydroelectric dam, Amazonas, Brazil // *Environ. Sci. Technol.* 2014. Vol. 48. P. 1032–1040. DOI: 10.1021/es4042644.
- Kasper D., Palermo E.F.A., Branco C.W.C., Malm O. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir // *Hydrobiologia.* 2012. Vol. 694. P. 87–98. DOI: 10.1007/s10750-012-1133-x.
- Kidd K.A., Muir D.C.G., Evans M.S. et al. Biomagnification of mercury through lake trout (*Salvelinus namaycush*) food webs of lakes with different physical, chemical and biological characteristics // *Sci. Total Environ.* 2012. Vol. 438. P. 135–143. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.08.057.
- Komov V.T., Gremyachikh V.A. Variations in mercury concentrations in the muscles of fish in biotopes within the water bodies of Russia // *Limnol. Freshwater Biol.* 2022. № 3. P. 1280–1282. DOI: 10.31951/2658-3518-2022-A-3-1280.
- Lavoie R.A., Jardine T.D., Chumchal M.M. et al. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis // *Environ. Sci. Technol.* 2013. Vol. 47. P. 13385–13394. DOI: 10.1021/es403103t.
- MacLean J., Magnuson J.J. Species interactions in percid communities // *J. Fish. Res. Board Can.* 1977. Vol. 34. P. 1941–1951.
- Mergler D., Anderson H.A., Chan L.H. et al. Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern // *AMBIO.* 2007. Vol. 36. P. 3–11.
- Mierle G., Ingram R. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds // *Water Air Soil. Pollut.* 1991. Vol. 56. P. 349–357.

- Miller E.K., Chen C., Kamman N. et al. Mercury in the pelagic food web of Lake Champlain // *Ecotoxicology*. 2012. Vol. 21. P. 705–718. DOI: 10.1007/s10646-011-0829-4.
- Obrist D., Kirk J.L., Zhang L. et al. A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: changes of emissions, climate, and land use // *AMBIO*. 2018. Vol. 47. P. 116–140. DOI: 10.1007/s13280-017-1004-9.
- Paiva T.C., Pestana I.A., Oliveira B.C.V. et al. Mercury concentrations and differences in isotopic niches of fish from upstream and downstream of an Amazon reservoir dam // *Ecotoxicology*. 2024. Vol. 33. P. 762–771. DOI: 10.1007/s10646-024-02776-6.
- Richter W., Skinner L.C. Mercury in the fish of New York's Great Lakes: A quarter century of near stability // *Ecotoxicology*. 2020. Vol. 29. P. 1721–1738. DOI: 10.1007/s10646-019-02130-1.
- Rask M. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. 3. The perch population in small, acidic, extremely humic forest lakes // *Ann. Zool. Fenn.* 1984. Vol. 21. P. 15–22.
- Rask M. The diet and diel feeding activity of perch, *Perca fluviatilis* L., in a small lake in southern Finland // *Ann. Zool. Fenn.* 1986. Vol. 23. P. 49–56.
- Sackett D.K., Cope G.W., Rice J.A., Aday D.D. The influence of fish length on tissue mercury dynamics: implications for natural resource management and human health risk // *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 2013. Vol. 10. P. 638–659. DOI: 10.3390/ijerph10020638.
- Scheuhammer A.M., Meyer M.W., Sandheinrich M.B., Murray M.W. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish // *AMBIO*. 2007. Vol. 36(1). P. 12–18.
- Sokal R.R., Rohlf F.J. *Biometry. The principals and practice of statistics in biological research*. N.Y.: W.H. Freeman and Co, 1995. 887 p.
- Tuomola L., Niklasson T., de Castro e Silva E., Hylander L.D. Fish mercury development in relation to abiotic characteristics and carbon sources in a six-year-old, Brazilian reservoir // *Sci. Total Environ.* 2008. Vol. 390. P. 177–187. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.09.030.
- Ward D.M., Nislow K.H., Chen C.Y., Folt C.L. Reduced trace element concentrations in fast-growing juvenile atlantic salmon in natural streams // *Environ. Sci. Technol.* 2010. Vol. 44. P. 3245–3251. DOI: 10.1021/es902639a.
- Ward D.M., Mayes B., Sturup S. et al. Assessing element-specific patterns of bioaccumulation across New England lakes // *Sci. Total Environ.* 2012. Vol. 421–422. P. 230–237. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.01.058.

## REFERENCES

- Backstrom C.H., Buckman K., Molden E., Chen C.Y. Mercury levels in freshwater fish: Estimating concentration with fish length to determine exposures through fish consumption. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 2020, vol. 78, pp. 604–621. doi: 10.1007/s00244-020-00717-y.
- Burger J., Gochfeld M. Mercury and selenium levels in 19 species of saltwater fish from New Jersey as a function of species, size, and season. *Sci. Total Environ.*, vol. 409, pp. 1418–1429. doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.12.034.
- Cebalho E.C., Díez S., dos Santos Filho M., Muniz C.C., Lázaro W., Malm O., Ara I. Effects of small hydropower plants on mercury concentrations in fish. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2017, vol. 24, pp. 22709–22716. doi: 10.1007/s11356-017-9747-1.
- Clayden M.G., Kidd K.A., Chételat J. et al. Environmental, geographic and trophic influences on methylmercury concentrations in macroinvertebrates from lakes and wetlands across Canada. *Ecotoxicology*, 2014, vol. 23, pp. 273–284. doi: 10.1007/s10646-013-1171-9.
- Depew D.C., Burgess N.M., Anderson M.R. et al. An overview of mercury concentrations in freshwater fish species: a national fish mercury dataset for Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 2013, vol. 70, pp. 436–451.
- Eagles-Smith C., Silbergeld E.K., Basu N. et al. Modulators of mercury risk to wildlife and humans in the context of rapid global change. *AMBIO*, 2018, vol. 47, pp. 170–197. doi: 10.1007/s13280-017-1011-x.
- Eagles-Smith C.A. et al. Spatial and temporal patterns of mercury concentrations in freshwater fish across the Western United States and Canada. *Sci. Total Environ.*, 2016, vol. 568, pp. 1171–1184. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.229.
- Eagles-Smith C.A., Willacker J.J., Flanagan Pritz C.M. Mercury in fishes from 21 national parks in the Western United States — inter- and intra-park variation in concentrations and ecological risk. U.S. Geological Survey Open-File Report 2014–1051. 2014. p. 54.
- Environmental chemistry and toxicology of mercury. New Jersey. Eds. Liu G., Cai Y., O'driscoll N.A. New Jersey, Wiley J. & Sons, INC, 2012. 600 p.
- Gabriel M.C., Kolka R., Wickman T. et al. Evaluating the spatial variation of total mercury in young-of-year yellow perch (*Perca flavescens*), surface water and upland soil for watershed–lake systems within the southern Boreal Shield. *Sci. Total Environ.*, 2009, vol. 407, pp. 4117–4126. doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.03.019.
- Grandjean P., Cordier S., Kjellström T. et al. Dynamics of mercury pollution at regional and global scales. Part IV. *Health effects and risk assessments*. NY, Springer, 2005, pp. 511–538. doi: 10.1007/b105709.
- Gremyachikh V.A., Lozhkina R.A., Komov V.T. 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. *Transformation ecosystem*, 2019, vol. 2, no. (4), pp. 85–95. (In Russian)
- Gremyachikh V.A., Lozhkina R.A., Kotikov D.E., Komov V.T. Mercury concentrations in muscles of different fish species from water bodies of Yaroslavl region and adjacent territories. *Transactions of Papanin Institute for Biology of Inland Waters RAS*, 2022, iss. 100(103), pp. 35–56. doi: 10.47021/0320-3557-2022-34-56. (In Russian)

- Grigal D.F. Inputs and outputs of mercury from terrestrial watersheds: a review. *Environ. Rev.*, 2002, vol. 10, pp. 1–39. doi: 10.1139/a01-013.
- Haines T.A., Komov V., Jagoe C.H. Lake acidity and mercury content of fish in Darwin national reserve, Russia. *Environ. Pollut.*, 1992, vol. 78, no. 1–3, pp. 107–112.
- Hinck J.E., Schmitt C.J., Chojnacki K.A., Tillitt D.E. Environmental contaminants in freshwater fish and their risk to piscivorous wildlife based on a national monitoring program. *Environ. Monit. Assess.*, 2009, vol. 152, pp. 469–494. doi: 10.1007/s10661-008-0331-5.
- Ivanova E.S., Eltsova L.S., Komov V.T. et al. Assessment of the consumptive safety of mercury in fish from the surface waters of the Vologda region in northwestern Russia. *Environ. Geochem. Health.*, 2022, vol. 45(3), pp. 863–879. doi: 10.1007/s10653-022-01254-4.
- Julian P., Gu B. Mercury accumulation in largemouth bass (*Micropterus salmoides* Lacépède) within marsh ecosystems of the Florida Everglades, USA. *Ecotoxicology*, 2014, vol. 24, pp. 202–214. doi: 10.1007/s10646-014-1373-9.
- Kamman N., Burgess N.M., Driscoll C.T. et al. Mercury in freshwater fish of Northeast North America: a geographic perspective based on fish tissue monitoring databases. *Ecotoxicology*, 2005, vol. 14, pp. 163–180. doi: 10.1007/s10646-004-6267-9.
- Karagas M.R., Choi A.L., Oken E. et al. Evidence on the human health effects of low level methyl mercury exposure. *Environ. Health Perspect.*, 2012, vol. 120, pp. 799–806.
- Karimi R., Chen C.Y., Pickhardt P.C. et al. Stoichiometric controls of mercury dilution by growth. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 2007, vol. 104, pp. 7477–7482. doi: 10.1073/pnas.0611261104.
- Kasper D., Forsberg B.R., Amaral J.H.F., Leitão R.P., Py-Daniel S.S., Bastos W.R., Malm O. Reservoir stratification affects methylmercury levels in river water, plankton, and fish downstream from Balbina hydroelectric dam, Amazonas, Brazil. *Environ. Sci. Technol.*, 2014, vol. 48, pp. 1032–1040. doi: 10.1021/es4042644.
- Kasper D., Palermo E.F.A., Branco C.W.C., Malm O. Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. *Hydrobiologia*, 2012, vol. 694, pp. 87–98. doi: 10.1007/s10750-012-1133-x.
- Kidd K.A., Muir D.C.G., Evans M.S. et al. Biomagnification of mercury through lake trout (*Salvelinus namaycush*) food webs of lakes with different physical, chemical and biological characteristics. *Sci. Total Environ.*, 2012, vol. 438, pp. 135–143. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.08.057.
- Komov V.T., Gremyachikh V.A. Variations in mercury concentrations in the muscles of fish in biotopes within the water bodies of Russia. *Limnol. Freshwater Biol.*, 2022, no. 3, pp. 1280–1282.
- Komov V.T., Gremyachikh V.A., Kamshilova T.B., Lobus N.V. Mercury content in perch muscles from lakes of Polistovo-Lovatsky up landmarsh massif. *Proceedings of the Rdeisky State Nature Reserve*, 2009, no. 1, pp. 102–115. (In Russian)
- Lavoie R.A., Jardine T.D., Chumchal M.M. et al. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environ. Sci. Technol.*, 2013, vol. 47, pp. 13385–13394.
- Leonova G.A., Kalmykov G.V., Gelety V.F., Androulatis L.D. The content and distribution of mercury in the abiotic and biotic components of the ecosystem of the Bratsk Reservoir. *Inland Waters Biol.*, 2006, no. 2, pp. 97–104.
- MacLean J., Magnuson J.J. Species interactions in percid communities. *J. Fish. Res. Board Can.*, 1977, vol. 34, pp. 1941–1951.
- Mergler D., Anderson H.A., Chan L.H. et al. Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. *AMBIO*, 2007, vol. 36, pp. 3–11.
- Mierle G., Ingram R. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds. *Water Air Soil Pollut.*, 1991, vol. 56, pp. 349–357.
- Miller E.K., Chen C., Kamman N. et al. Mercury in the pelagic food web of Lake Champlain. *Ecotoxicology*, 2012, vol. 21, pp. 705–718. doi: 10.1007/s10646-011-0829-4.
- Obrist D., Kirk J.L., Zhang L. et al. A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: changes of emissions, climate, and land use. *AMBIO*, 2018, vol. 47, pp. 116–140. doi: 10.1007/s13280-017-1004-9.
- Paiva T.C., Pestana I.A., Oliveira B.C.V., Almeida M.G., Malm O., Rezende C.E., Kasper D. Mercury concentrations and differences in isotopic niches of fish from upstream and downstream of an Amazon reservoir dam. *Ecotoxicology*, 2024, vol. 33, pp. 762–771. doi: 10.1007/s10646-024-02776-6.
- Rask M. The diet and diel feeding activity of perch, *Perca fluviatilis* L., in a small lake in southern Finland. *Ann. Zool. Fenn.*, 1986, vol. 23, pp. 49–56.
- Rask M. The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. 3. The perch population in small, acidic, extremely humic forest lakes. *Ann. Zool. Fenn.*, 1984, vol. 21, pp. 15–22.
- Richter W. and Skinner L.C. Mercury in the fish of New York's Great Lakes: A quarter century of near stability. *Ecotoxicology*, 2020, vol. 29, pp. 1721–1738. doi: 10.1007/s10646-019-02130-1.
- Rybinskoe vodoxranilishhe i ego zhizn' [Rybinsk reservoir and its life]. L., Nauka, 1972, 364 p. (In Russian)
- Sackett D.K., Cope G.W., Rice J.A., Aday D.D. The influence of fish length on tissue mercury dynamics: implications for natural resource management and human health risk. *Int. J. Environ. Res. Public Health.*, 2013, vol. 10, pp. 638–659. doi: 10.3390/ijerph10020638.
- Scheuhammer A.M., Meyer M.W., Sandheinrich M.B., Murray M.W. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *AMBIO*, 2007, vol. 36(1), pp. 12–18.

- Sokal R.R., Rohlf F.J. Biometry. The principals and practice of statistics in biological research. N.Y.: W.H. Freeman and Co. 1995. 887 p.
- Strukture and Funktioning of the Ecosystem in the Rybinsk Reservoir at the beginning XXI Century (ed. V.I. Lazareva). Papanin Institute for Biology of Inland Waters, Russian Academy of Sciences. Moscow: RAN, 2018. 456 p. (In Russian)
- Tuomola L., Niklasson T., de Castro e Silva E., Hylander L.D. Fish mercury development in relation to abiotic characteristics and carbon sources in a six-year-old, Brazilian reservoir. *Sci. Total Environ.*, 2008, vol. 390, pp. 177–187. doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.09.030.
- Ward D.M., Mayes B., Sturup S. et al, Assessing element-specific patterns of bioaccumulation across New England lakes. *Sci. Total Environ.*, 2012, vol. 421–422, pp. 230–237. doi: 10.1016/j.scito tev.2012.01.058.
- Ward D.M., Nislow K.H., Chen C.Y., Folt C.L. Reduced trace element concentrations in fast-growing juvenile atlantic salmon in natural streams. *Environ. Sci. Technol.*, 2010, vol. 44, pp. 3245–3251. doi. org/10.1021/es902 639a.
- Zhakov L.A. Formation and structure of the fish population of the lakes of the north-west of the USSR. Moscow, Nauka, 1984. 144 p. (In Russian)

## SPATIAL VARIABILITY OF THE INTENSITY OF MERCURY ACCUMULATION IN THE MUSCLES OF DIFFERENT-SIZED PERCH FROM THE RYBINSK RESERVOIR

V. A. Gremyachikh<sup>1\*</sup>, V. T. Komov<sup>1\*\*</sup>, M. I. Bazarov<sup>1</sup>, E. S. Ivanova<sup>2</sup>, D. E. Bazhenova<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*Papanin Institute of Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences*

*152742 Borok, Russia, e-mail: \*grva@list.ru; \*\*vkomov@ibiw.ru*

<sup>2</sup>*Cherepovets State University, 162600 Cherepovets, Russia*

Revised 10.10.2024

The study investigates the relationship between the mercury (Hg) content in the muscles of the perch *Perca fluviatilis* L., 1758 from different areas of the Rybinsk Reservoir including tail-water of the Uglich hydroelectric power plant, which differ in their physico-chemical characteristics, and the length of the fish. The measurement of Hg was carried out using the atomic absorption method on a RA-915+ mercury analyzer with the PYRO prefix (Lumex), without any preliminary sample preparation. The detection limits for Hg concentrations in biological samples on this device range from 0.0005 to 2.0000 mg/kg. Average metal concentrations ranged from 0.04 to 0.87 mg/kg of wet weight for fish with an average length of 2.2–45.0 cm, and differed by reservoir sections. The magnitude of effect of the fish length on the metal content in fish muscles was determined by the slope of the regression line, which indicates the rate of Hg accumulation, and the intercept of the line on the Y-axis representing the baseline level of Hg in organisms at the beginning of the food chain for each specified group. It was found that the maximum intensity of Hg accumulation is attained in the perch of up to 10 cm long and then significantly decreased in larger fishes, variably depending on the sampling area within the Rybinsk Reservoir.

*Keywords:* mercury, *Perca fluviatilis*, Rybinsk Reservoir