



## Среда обитания водных биологических ресурсов

# Содержание ртути в промысловых рыбах Баренцева моря (по многолетним данным)

М.А. Новиков<sup>1</sup>, Е.А. Горбачева<sup>1</sup>, М.Н. Харламова<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Полярный филиал ВНИРО («ПИНРО им. Н.М. Книповича»), ул. Академика Книповича, 6, Мурманск, 183038, Россия

<sup>2</sup> Мурманский арктический государственный университет (МАГУ), ул. Коммуны, 9, Мурманск, 183038, Россия

E-mail: mnovik@pinro.ru

**Цель работы:** исследовать уровень содержания общей ртути в мышцах и печени основных промысловых рыб Баренцева моря.

**Материалом исследования** послужили образцы рыбы, выловленной в ходе экспедиций «ПИНРО» им. Н.М. Книповича в Баренцевом море в период 2009–2020 гг. Изучены пробы мышц и печени трески, пикши, камбалы-ерша, чёрного палтуса, морской камбалы и пёстрой зубатки. Всего исследовано более 1500 проб.

**Новизна:** впервые на большом объёме материала выполнен сравнительный анализ содержания Hg в шести промысловых рыбах Баренцева моря, определены фоновые уровни её содержания, которые можно рассматривать в качестве допустимых.

**Используемые методы:** ртуть в пробах определяли методом непламенной атомно-абсорбционной спектродетекции на гибридной приставке к атомно-абсорбционному спектрофотометру фирмы «Shimadzu» (Япония). Статистическую обработку данных и построение диаграмм осуществляли в среде MS Excel и прикладном пакете Statistica 13.

**Результаты:** показано, что среднее содержание общей Hg в мышцах и печени исследованных рыб не превышало установленный норматив допустимого содержания 0,5 мг/кг сырой массы. Содержание Hg в печени примерно в 2 раза превышает таковое в мышцах. Каких-либо признаков антропогенного загрязнения исследованных рыб Hg не обнаружено. Отмечено, что величины содержания общей Hg в мышцах и особенно печени рыб отличались высокой вариабельностью (дисперсией). Основная причина вариабельности, вероятно, сезонные изменения рациона питания рыбы. Показано также, что на уровень содержания Hg в рыбе могут оказывать влияние и другие факторы, например, видовая принадлежность, региональные особенности (район промысла), биологические характеристики, содержание жира.

**Практическая значимость:** полученные результаты использованы для установления соответствия безопасности промысловых рыб принятым в России требованиям технического регламента Таможенного союза.

**Ключевые слова:** токсичные металлы, треска, пикша, палтус, камбала-ёрш, пёстрая зубатка, мышцы, печень.

## Mercury content in commercial fishes of the Barents Sea (based on long-term data)

Mikhail A. Novikov<sup>1</sup>, Elena A. Gorbacheva<sup>1</sup>, Marina N. Kharlamova<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Polar branch of «VNIRO» (N.M. Knipovich «PINRO»), 6, Academician Knipovich St., Murmansk, 183038, Russia

<sup>2</sup> Murmansk Arctic State University («MASU»), 9, Kommunny St., Murmansk, 183038, Russia

**The aim:** to study the amount of mercury found in muscle tissue and liver of the main commercial fish species of the Barents Sea.

**Research material** was comprised of fish samples collected during the expeditions of “PINRO” named after Knipovich in the Barents Sea in 2009–2020. The study was based on muscle and liver samples taken from cod, haddock, long rough dab, Greenland halibut, plaice and spotted catfish. Over 1500 samples were analyzed.

**Novelty:** for the first time a comparative analysis of Hg concentration in six commercial fish species of the Barents Sea was run and background readings were provided using such a big amount of data.

**Methods used:** the total content of Hg in fish samples was measured using Shimadzu (Japan) Cold Vapor Atomic Absorption Spectrophotometer (CVAAS). Statistical data processing and charting were done using MS Excel and application software package of Statistica 13.

**Results:** it was shown that the mean amount of Hg in muscle and liver of the studied fish was below the maximum concentration of 0.5 µg/g of wet weight acceptable by sanitary standards. Content of Hg in liver was two times higher than in muscle. No evidence of anthropogenic contamination of the studied species by mercury was found. The total content of Hg in muscle and especially in liver demonstrated a considerable variability, which is probably linked to seasonal changes in the diet. There might be other factors influencing the mercury concentration, such as taxonomic affiliation, regional peculiarities, physiological state, and fattiness.

**Practical significance:** the acquired results were used to determine whether the commercial fishes meet the sanitary standards used in Russia.

**Keywords:** toxic metals, cod, haddock, Greenland halibut, long rough dab, spotted wolffish, muscle, liver.

## ВВЕДЕНИЕ

Загрязнение океана ртутью (Hg) вызывает серьёзную озабоченность, тем не менее проблема биоаккумуляции этого повсеместно распространённого загрязнителя в верхних звеньях трофической цепи в морских экосистемах изучена недостаточно [Bank et al., 2021]. Проблема аккумуляции ртути в организме животных Арктики стоит наиболее остро, т. к. в её глобальной миграции особую роль играет дальний атмосферный перенос, приводящий к тому, что ртуть накапливается в высоких широтах [Шевченко и др., 2001; Petersen et al., 1995; Capri, 1997; Golubeva et al., 2005; AMAP, 2011]. Известно, что в воздухе планеты постоянно находятся до 5000 т ртути [Swain et al., 2007]. Кроме того, недавно показано, что имеют место значительные потоки взвешенной и растворённой ртути в Северный Ледовитый океан (СЛО) во время весеннего и осеннего половодий в реках Сибири и северо-востока Европы. Экстраполяция на панарктические реки с их обширными водосборными бассейнами даёт общий речной поток ртути (THg) в СЛО, равный  $44 \pm 4$  т в год [Sonke et al., 2018]. В Арктике существуют собственные локальные источники ртути, такие как угольные шахты на Шпицбергене и пресноводный сток с золотых и ртутных рудников в Сибири [Halbach et al., 2017; Sonke et al., 2018]. J. Sonke с соавторами [2018] считают, что СЛО таким образом аккумулирует значительные количества ртути и затем транспортирует её в атмосферу (23 т/год) и Северную Атлантику (30 т/год). Ещё около 25 т ежегодно осаждается на Арктическом шельфе [Soerensen et al., 2016].

Примерно 90% современной Hg в дикой природе Арктики имеет антропогенное происхождение [Dietz et al., 2009; AMAP, 2018<sup>1</sup>]. По известным данным, антропогенные источники формируют более 60% общего количества Hg, ежегодно поступающего в результате трансграничного переноса в атмосферу Арктики преимущественно из Евразии [Dietz et al., 2009; AMAP, 2011<sup>2</sup>; AMAP/UNEP, 2013<sup>3</sup>].

Несмотря на хорошую испаряемость металлической ртути, значительная её часть вовлекается в атмосферную миграцию в форме летучих органических соединений, образующихся в результате микробиологических процессов. Трансформация металлической ртути в органические соединения активно совершается в аквальных и субаквальных ландшафтах. В воде, богатой растворимыми органическими соединениями и содержащей свободный кислород, происходит серия биогеохимических превращений, в ходе которых образуется моно- ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ) и ди- ( $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ ) метилртуть. Диметилртуть — труднорастворимое, но легко испаряющееся соединение. Она активно поступает в атмосферу, где под воздействием солнечной радиации вновь превращает-

ся в монометилртуть и сорбируется аэрозолями [Акопов и др., 1976]. Считают, что 80–99% общего количества Hg, присутствующей в мышечной ткани рыб, состоит из метилртути (MeHg), таким образом измерения общего содержания Hg обеспечивают адекватную оценку MeHg в рыбных популяциях [Power et al., 2002; Harris et al., 2003; Gopakumar et al., 2021]. MeHg влияет на белки, липиды, миелин, митохондриальный синтез ДНК и глутатионпероксидазу [WHO, 1990]. MeHg отличается от неорганической ртути более низким коэффициентом выведения и высоким — накопления [Kim, Zoh, 2012].

Показано, что в Арктике низкие температуры приводят к низким темпам роста пойкилотермных организмов и ещё более медленным темпам выведения ртути в окружающую среду, что увеличивает её накопление в арктической биоте [Lavoie et al., 2013]. Кроме того, известно, что изменение концентрации липидов в организме снижает поглощение ртути мышечной тканью рыбы и, таким образом, влияет на измеренное её содержание в организме, особенно Hg, обнаруженной на более высоких трофических уровнях [Jardine et al., 2009].

Морские рыбы-хищники высокого трофического уровня, такие как треска, чёрный палтус, пикша и другие считаются важными компонентами структуры и функционирования экосистемы, а также индикаторами экологических изменений, трофических сдвигов и динамики бенто-пелагического взаимодействия [Griffiths et al., 2017; Giraldo et al., 2018; Hazen et al., 2019].

Согласно ТР ТС 021/2011,<sup>4</sup> в мышцах (филе, фарше) и печени морских рыб содержание общей ртути не должно превышать 0,5 мг/кг сырой массы.

Цель работы — исследовать и оценить уровень содержания ртути в мышцах и печени промысловых рыб Баренцева моря.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материал для исследований собирался в рамках комплексных научных экспедиций, главным образом, на судах «ПИНРО» им. Н.М. Книповича «Вильнюс» и «Фридьоф Нансен» в рамках выполнения программ государственного мониторинга водных биологических ресурсов.

В настоящей работе представлены результаты анализа проб мышечной ткани пяти промысловых рыб Баренцева моря — атлантической трески *Gadus morhua* L., 1758 ( $n = 368$ ), пикши *Melanogrammus aeglefinus* (L., 1758) ( $n = 246$ ), камбалы-ерша *Hippoglossoides platessoides* Gottsche, 1835 ( $n = 193$ ), чёрного или синекорого палтуса *Reinhardtius hippoglossoides* (Walbaum, 1792) ( $n = 151$ ), морской камбалы *Pleuronectes platessa* L., 1758 ( $n = 81$ ) и зубат-

ки пёстрой или пятнистой *Anarhichas minor* Ólafsson, 1772 ( $n = 38$ ), пойманных в результате учётных тралений в период с 2009 по 2020 гг. включительно практически на всей акватории Баренцева моря. Есть одно исключение: для чёрного палтуса пробы за 2009 г. отсутствуют (не пойман). Всего для отбора материала было выполнено более 500 траловых станций. Исследование содержания ртути в печени выполнялось для тех же рыб, но на несколько меньшем количестве экземпляров. Во всех случаях одна проба соответствовала одному экземпляру рыбы.

Отбор проб рыб и их хранение осуществляли в соответствии с методическими указаниями ВНИРО [Изучение экосистем..., 2004]. По завершению отбора пробы были помещены в специальные пакеты и заморожены при  $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$  для доставки в стационарную лабораторию.

Подготовка и химический анализ проб биоты выполнены в «ПИНРО» им. Н.М. Книповича. Подготовка проб проводили методом «мокрой» минерализации. Предварительно образцы тканей рыб тщательно измельчали и размешивали до пастообразного состояния. К навеске мышц или печени рыб добавляли смесь 70% особо чистой  $\text{HNO}_3$  и концентрированной  $\text{H}_2\text{O}_2$  (4:1), выдерживали в течение 24 ч при комнатной температуре, затем помещали в микроволновую систему пробоподготовки МС-6 (НТФ «Вольта», г. Санкт-Петербург, Россия). Общую ртуть в пробах биоты определяли методом непламенной атомно-абсорбционной спектроскопии (метод «холодного пара») на гидридной приставке к атомно-абсорбционному спектрофотометру фирмы «Shimadzu», модель АА 6800 (Япония). Условия проведения измерений на приборе следующие: длина волны 253,7 нм, ширина щели 1,0 нм, система

коррекции фона D2. Для градуировки использовали Государственные стандартные образцы (ГСО) состава водных растворов ионов ртути (II). Каждая аналитическая серия включала «холостую» пробу, что позволяло контролировать возможное загрязнение образцов в процессе анализа. Содержание ртути в промысловых рыбах указывали в мг/кг сырой массы. Статистическую обработку данных и построение диаграмм осуществляли в среде MS Excel и программе Statistica 13.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Данные по содержанию общей ртути в мышцах исследованных рыб, представлены в табл. 1. Среднее содержание Hg в мышцах основных промысловых видов Баренцева моря было значительно ниже допустимого уровня 0,5 мг/кг сырой массы. Нулевые значения в табл. 1 указывают на то, что содержание Hg в рыбе было ниже предела обнаружения применяемого метода анализа ( $< 0,001$  мг/кг сырой массы).

Приведённые в табл. 1 уровни фонового содержания Hg в мышцах исследованных донных рыб Баренцева моря также значительно ниже норматива. Величины фоновых уровней рассчитаны нами на основе подхода, предложенного ранее [Новиков и др., 2021]. Превышение фонового уровня содержания общей Hg может свидетельствовать в пользу антропогенного загрязнения рыбы. Количество таких проб рыбы не превышает 5% от всех исследованных. Почти всегда это были отдельные экземпляры, что не позволяет уверенно отделить случаи антропогенного загрязнения от статистических выбросов.

Статистическая обработка представленных данных показала, что имеют место значимые различия в содержании Hg в мышцах исследованных нами

**Таблица 1.** Содержание общей ртути в мышцах промысловых рыб Баренцева моря  
**Table 1.** Total mercury content in the muscle of commercial fish of the Barents Sea

Вид рыбы	Диапазон содержания, мг/кг	Среднее содержание $\pm m$ / медиана, мг/кг сырой массы	Стандартное отклонение	Фоновый уровень, 95 процентиль
<i>Gadus morhua</i>	0,0–0,43	$0,046 \pm 0,003$ 0,026	0,057	0,14
<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	0,0–0,42	$0,048 \pm 0,004$ 0,02	0,064	0,15
<i>Hippoglossoides platessoides</i>	0,0–0,50	$0,055 \pm 0,005$ 0,034	0,074	0,19
<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	0,002–0,41	$0,079 \pm 0,008$ 0,04	0,094	0,29
<i>Pleuronectes platessa</i>	0,0–0,36	$0,066 \pm 0,009$ 0,044	0,078	0,25
<i>Anarhichas minor</i>	0,0–0,35	$0,067 \pm 0,016$ 0,017	0,099	0,28

Примечание:  $m$  – стандартная ошибка среднего арифметического.

рыб согласно однофакторному критерию Краскела-Уоллиса ( $p = 0,03$ ). Для того, чтобы понять какие именно виды различаются по содержанию Hg в мышцах, были выполнены попарные сравнения с помощью  $U$ -критерия Манна-Уитни. Содержание Hg в мышцах чёрного палтуса достоверно превышало таковое в мышцах пикши ( $p = 0,03$ ). В мышцах морской камбалы содержание Hg оказалось статистически значимо выше, чем в мышцах трески ( $p = 0,01$ ) и пикши ( $p = 0,006$ ). В остальных парах различия в содержании Hg в мышцах оказались статистически не значимы ( $p = 0,06-0,08$ ). Таким образом, видоспецифичность уровня содержания Hg в мышцах рыб имеет место, но, вероятно, сочетается с проявлением других факторов.

На основании выше приведённых данных представляется целесообразным оценить влияние таксономического положения объектов на уровень содержания ртути. В результате статистического анализа показано, что по сравнению с тресковыми (отр. Трескообразные: пикша и треска) рыбами накопление Hg в мышцах камбаловых (отр. Камбалообразные: камбала-ёрш, морская камбала и чёрный палтус) значимо выше ( $U$ -критерий Манна-Уитни:  $p = 0,005$ ).

Исследованные нами виды рыб на основе данных по характеру питания можно разделить на хищ-

ных – треска и чёрный палтус, хищно-бентоядных – камбала-ёрш, бентофагов – пикша, морская камбала и пёстрая зубатка [Долгов, 2016]. Сравнение содержания Hg в мышцах исследованных хищных рыб и бентофагов не выявило статистически значимых различий между указанными группами ( $U$ -критерий Манна-Уитни:  $p = 0,51$ ). Таким образом, содержание Hg в мышцах исследованных рыб, вероятно, мало зависит от их трофического статуса.

Анализ межгодовой динамики показателей содержания Hg в мышцах исследованных рыб не выявил достоверных трендов (рис. 1).

Считают, что содержание общей ртути обычно увеличивается с возрастанием размера и возраста рыб [Морозов, Петухов, 1986; Лебедева и др., 2018; Mason et al., 2000]. Согласно нашим данным, зависимость содержания Hg от веса трески не наблюдается. Из рис. 2 видно, что содержание общей ртути в мышцах практически не коррелирует с весом трески ( $n = 138$ , размер выборки связан с числом промеренных рыб). Тем не менее, анализируя представленные на рис. 2 данные можно отметить, что вариабельность содержания ртути в мышцах трески намного сильнее выражена у крупных взрослых рыб весом от 4 до 11 кг. Далее

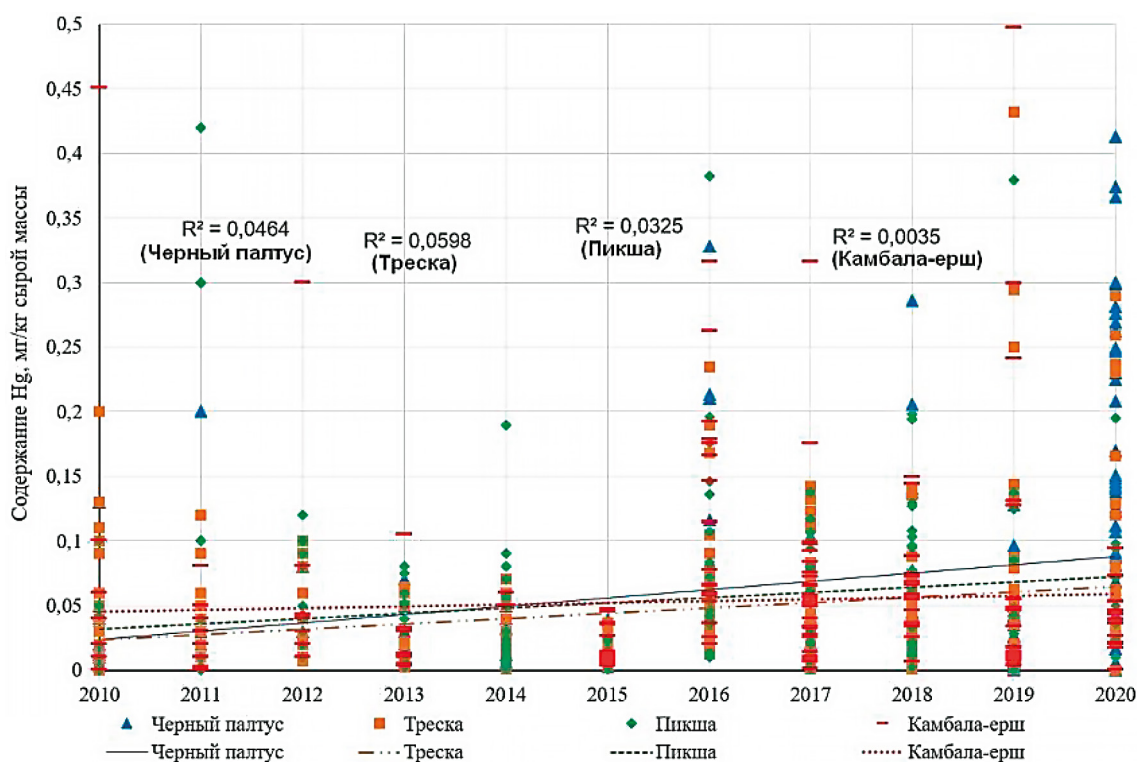


Рис. 1. Динамика содержания общей ртути в мышцах промысловых рыб Баренцева моря в период 2010–2020 гг. с указанием линий трендов и коэффициентов регрессии

Fig. 1. Dynamics of total mercury content in the muscles of commercial fish of the Barents Sea in the period 2010–2020 with indication of trend lines and regression coefficients

она имеет тенденцию к снижению при дальнейшем увеличении веса и, следовательно, возраста.

На рис. 2 также хорошо просматривается вычисленный нами фоновый уровень содержания Hg в мышцах трески – до 0,14 мг/кг сырой массы (см. табл. 1). Та же закономерность отмечена и для пикши ( $n = 118$ ,  $R^2 = 0,049$ ), с наибольшей вариабельностью содержания Hg у рыб весом 1–2 кг.

Известно, что содержание жира (липидов) в мышцах рыб может оказывать влияние на уровень содержания тяжёлых металлов [Морозов, Петухов, 1986]. Из табл. 1 видно, что среднее содержание Hg в мышцах маложирных трески и пикши ниже, чем у остальных рыб. Вместе с тем, при сравнении содержания Hg в мышцах трески и пикши (среднее содержание жира 0,3 и 0,2%, соответственно) и жирных рыб (морская камбала, камбала-ёрш, чёрный палтус и пёстрая зубатка – 3,3, 3,2, 16 и 22%) достоверных различий не выявлено ( $U$ -критерий Манна-Уитни:  $p = 0,3$ ). Причина, очевидно, заключается в высокой вариабельности показателей содержания Hg и жира в мышцах рыб, которое сильно изменяется в зависимости от сезона, возраста и стадии зрелости рыбы. Сведения о содержании жира в рыбе приведены на основе данных ПИНРО [Константинова и др., 1997].

Содержание общей ртути в печени исследованных промысловых рыб было в среднем в 2 раза выше, чем в мышцах (табл. 2). Максимальное содержание ртути в печени рыб Баренцева моря в отдельных случаях

достигало предельно допустимого уровня, установленного ТР ТС 021/2011–0,5 мг/кг сырой массы.

Величина превышения содержания Hg в печени над мышцами у исследованных донных рыб аналогична ранее отмеченному нами превышению содержания мышьяка [Новиков и др., 2021]. Это заметно ниже такого показателя, рассчитанного нами для других тяжёлых металлов. Так, более всего в печени исследованных рыб по сравнению с мышцами накапливается Cu (более 18 раз). Далее, по убыванию, идут Cd, Fe и Zn [Новиков и др., 2021].

Статистический анализ полученных данных показал, что распределение величин накопления Hg в печени промысловых рыб Баренцева моря отличалось от нормального по критерию Колмогорова-Смирнова. Различия в содержании Hg в печени групп хищных рыб и бентофагов из числа исследованных нами были не достоверны ( $p = 0,8$ ).

Содержание Hg в печени рыб Баренцева моря на протяжении всего периода исследований было также стабильно, как и в мышцах. Межгодовой тренд содержания Hg в печени отсутствовал у всех видов рыб.

Для того, чтобы более полно оценить различия между видами в накоплении Hg, выполнили отдельный статистический анализ результатов исследования морской камбалы и пёстрой зубатки, выловленных синхронно на одной акватории в восточной части Баренцева моря в период с 2018 по 2021 гг. Эти два вида ведут донный образ жизни и являются типичны-

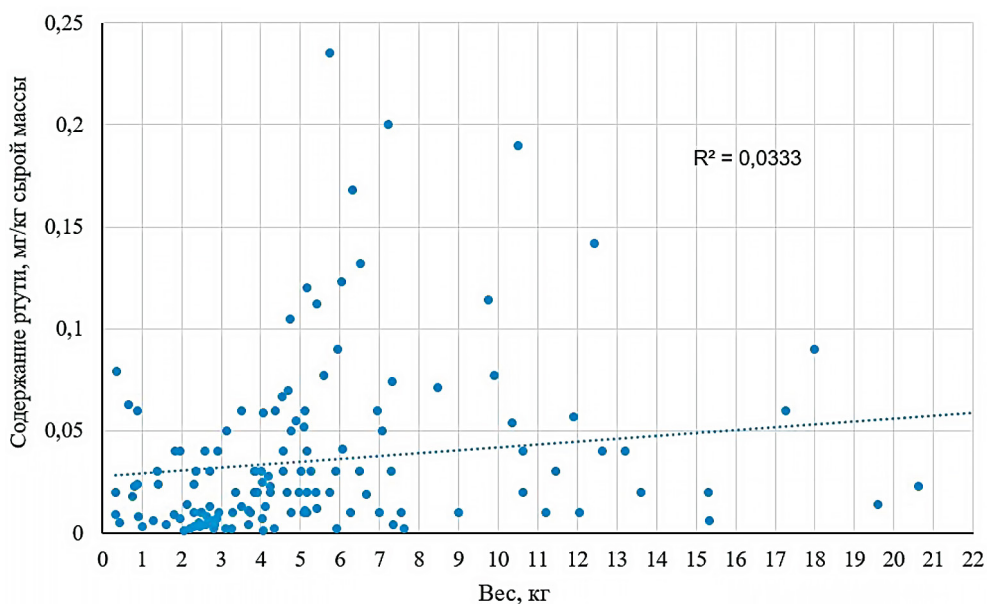


Рис. 2. Связь содержания ртути в мышцах трески Баренцева моря с весом рыбы с указанием линии тренда и коэффициента регрессии

Fig. 2. The relationship of mercury content in the muscles of the Barents Sea cod with the weight of the fish, indicating the trend line and regression coefficient

**Таблица 2.** Содержание общей ртути в печени промысловых рыб Баренцева моря  
**Table 2.** Total mercury content in the liver of commercial fish of the Barents Sea

Вид рыбы	Диапазон содержания, мг/кг	Среднее содержание $\pm m$ / медиана, мг/кг сырой массы	Стандартное отклонение	Превышение содержания в мышцах, раз
<i>Gadus morhua</i>	0,0–0,5	$\frac{0,12 \pm 0,01}{0,07}$	0,13	2,61
<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	0,0–0,5	$\frac{0,09 \pm 0,01}{0,04}$	0,11	1,88
<i>Hippoglossoides platessoides</i>	0,0–0,46	$\frac{0,12 \pm 0,01}{0,06}$	0,12	2,12
<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	0,0–0,35	$\frac{0,10 \pm 0,01}{0,05}$	0,11	1,27
<i>Pleuronectes platessa</i>	0,0–0,47	$\frac{0,17 \pm 0,02}{0,10}$	0,17	2,57
<i>Anarhichas minor</i>	0,01–0,47	$\frac{0,12 \pm 0,02}{0,06}$	0,15	1,82

Примечание:  $m$  – стандартная ошибка среднего.

ми бентофагами. Содержание Hg в мышцах морской камбалы ( $n = 32$ ) согласно  $U$ -критерию Манна-Уитни ( $p = 0,005$ ) оказалось выше, чем в мышцах пёстрой зубатки ( $n = 17$ ). Таким образом, видовые отличия в рамках одного района имели место. Вместе с тем эти виды не отличались по содержанию Hg в печени ( $U$ -критерий Манна-Уитни:  $p = 0,22$ ). Среднее содержание Hg в печени морской камбалы и зубатки пёстрой в восточной части Баренцева моря (в 2018–2020 гг.) было выше, чем таковое в мышцах в 4 и 5 раз, соответственно. В связи с этим необходимо отметить, что приведённые выше данные в целом не коррелируют с данными по этим двум видам рыб, представленным в табл. 1 и 2 для всего Баренцева моря. Таким образом, можно оценить вклад региональной компоненты в характер распределения Hg между мышцами и печенью. Этот вклад имеет место и может быть существенным. Региональный аспект, вероятно, базируется на рационе и спектре питания рыбы в конкретной экологической обстановке, а также на уровне загрязнения среды обитания.

### ОБСУЖДЕНИЕ

Приведенные в табл. 1 данные по атлантической треске, не противоречат аналогичным значениям, представленным ранее норвежско-российской научной группой [Gorakumar et al., 2021]. Согласно этим данным, содержание ртути в треске из Баренцева моря было относительно низким и варьировало от 0,003 до 0,036 мг/кг сырой массы ( $n = 14$ ). При сравнении наших данных с приведёнными выше, следует сделать два замечания. Во-первых, поскольку ре-

зультаты в оригинале приводились на сухую массу рыбы, мы переводили их значения на сырую массу с использованием переводного коэффициента 4,8 для атлантической трески [Константинова и др., 1997]. Во-вторых, цитируемые авторы исследовали уровень содержания Hg в треске в полярную ночь, и отметили, что этот уровень является низким, ниже того, что можно было бы ожидать весной. Показано, также, что содержание Hg в мышцах атлантической трески из Грен-фиорда (Западный Шпицберген) составляло в среднем 0,037 мг/кг сырой массы с диапазоном изменений 0,029–0,044 мг/кг [Лебедева и др., 2018], что хорошо согласуется с нашим данными.

Норвежскими исследователями установлено, что индивидуальное содержание Hg в мышцах чёрного палтуса из Норвежского моря ( $n = 320$ ), выловленных в мае 2006 г. варьировало от 0,03 до 1,1 мг/кг сырой массы [Julshamn et al., 2011]. По другим аналогичным данным содержание Hg в чёрном палтусе, выловленном в 2006–2015 гг., составило 0,002–0,95 мг/кг сырой массы ( $n = 625$ ) [Bank et al., 2021]. Приведённые значения вполне соответствуют нашим результатам, но обращает на себя внимание более высокий уровень максимального содержания ртути. Последнее может быть связано с относительно большим уровнем загрязнения региона Норвежского моря ртутью, особенно в прибрежных районах.

Для сравнения также можно привести некоторые данные по сем. Камбаловых (Pleuronectidae) из других регионов. Так, среднее содержание Hg в мышцах малоротой и колючей камбал из залива Петра Великого (Японское море) составляло около 0,03 мг/кг [Ко-

вековдова и др., 2016], что более чем в 2 раза ниже такового в морской камбале и камбале-ерше по нашим данным (табл. 1).

Отмеченное нами отсутствие связи содержания Hg в мышцах трески пикши с их весом и длиной (см. рис. 2) также отмечено на обширном материале для особей чёрного палтуса ( $R^2 = 0,078$ ,  $n = 625$ ,  $L = 41-91$  см,  $W = 0,7-7,4$  кг), выловленных в Норвежском море в период 2006–2015 гг. [Bank et al., 2021].

Согласно некоторым опубликованным данным, в морских экосистемах более высокие концентрации Hg зачастую регистрируются у видов, находящихся на более высоких трофических уровнях, таких как рыбакообразные костистые рыбы, млекопитающие и акулы [Cossa et al. 2012; McKinney et al., 2016; Brown et al., 2018]. В наших исследованиях не удалось выявить существенных различий в накоплении Hg в мышцах бентофагов и хищных рыб. Другими авторами также показано отсутствие заметных отличий в содержании Hg в мышцах мойвы, сайки и трески, выловленных в северо-западной части Баренцева моря, и отмечено, что накопления Hg по пищевой цепи (биомагнификация), очевидно, не происходит [Gorakumar et al., 2021]. Аналогичные выводы делают и в отношении ряда северных пресноводных рыб [Попов и др., 2018, 2019].

Отмечают значительное влияние среды обитания на накопление Hg в мышцах рыб [Chouvelon et al., 2012; Mille et al., 2021]. Ртуть в мышцах гидробионтов содержится преимущественно в форме метилртути [Rodrigues et al., 2019]. Так, в мышцах гренландского (чёрного) палтуса MeHg составляет более 77% общей ртути [Bank et al., 2021]. Известно, что органические и неорганические соединения Hg аккумулируются в организмах, но только MeHg, вероятно, обладает способностью к биомагнификации [WHO, 1990; Watras et al., 1998; Baeyens et al., 2003; Finley et al., 2016].

В морских донных отложениях может происходить метилирование Hg [Fitzgerald et al., 2007] и, например, у донных рыб нередко отмечают более высокое содержание общей Hg по сравнению с пелагическими [Chouvelon et al., 2012; Mille et al., 2021].

Пища является основным путём поступления ртути в морские организмы [Мур, Рамамурти, 1986; Wang, Wong, 2003; Rodrigues et al., 2019]. Известно, что многие организмы бентоса, и рыбы-бентофаги, в том числе камбала-ёрш и морская камбала, в процессе питания способны захватывать донные осадки [Берестовский, 1995], которые также содержат Hg в значительном количестве. Например, в донных отложениях центральной части Баренцева моря (Мурманская и Гусиная банки), где преимущественно обитает морская

камбала, содержание Hg достигает максимальных для всего моря значений 0,3–0,8 мг/кг сухой массы [Новиков, Драганов, 2021]. Эта рыба ведёт оседлый образ жизни, малоподвижна и большую часть времени проводит, закапываясь в грунт [Карамушко, 2007]. В её пище преобладают черви, полихеты и двусторчатые моллюски [Долгов, 2016]. Поведение и питание морской камбалы обеспечивают ей более тесный контакт с дном и могут способствовать поступлению в организм Hg, накопленной в донных отложениях. Нами отмечено относительно высокое содержания Hg в организме морской камбалы.

Накопление металлов в печени рыб обусловлено участием этого органа в процессах их детоксикации. Ртуть, поступающая в организм рыб, в печени подвергается детоксикации в результате метаболических процессов, в частности, реакций конъюгации (биосинтеза), и перераспределяется в другие органы, главным образом, в мышцы [Морозов, Петухов, 1986; Филенко, 1988; Немова и др., 2014; WHO, 1990; Wang et al., 2013; Mille et al., 2021]. Вместе с тем различия в распределении Hg между тканями у разных животных могут быть связаны и с физиологическими процессами, особенно со стратегиями детоксикации – выведением и/или биотрансформацией Hg [Le Croizier et al., 2018].

Считают, что распределение ртути по органам и тканям однотипно для рыб разных видов и обычно имеет следующий вид: мышцы > печень > жабры > кишечник > селезёнка > мозг > гонады [Немова и др., 2014; Попов и др., 2019; Svobodova et al., 1999]. Приведённая последовательность более характерна для пресноводных рыб, но бывают и исключения, характерные, например, для загрязнённых водоёмов [Моисеенко, Гашкина, 2016].

У морских рыб на первое место по накоплению Hg чаще выходит печень. Известно, что в пресной воде процесс метилирования Hg идёт лучше: это может происходить из-за связывания сульфида, присутствующего в солёной воде, с неорганической ртутью, что делает её менее биодоступной для метилирования; высокие значения pH также не благоприятствуют метилированию [Моисеенко, Гашкина, 2016; Reinhart et al., 2018; Rodrigues et al., 2019]. Так или иначе, экспериментально показано, что ртуть обнаруживается в желчи радужной форели *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) в связанном с белками виде, в количестве, большем в 1,9 раза, чем в плазме крови [Andreasson, Dave, 1995]. Приведённый пример убедительно свидетельствует в пользу существенного вклада печени в детоксикацию Hg у рыб.

Мышцы представляют собой конечный резервуар, где ртуть может задерживаться надолго. Интенсивное накопление Hg в скелетных мышцах, вероятно, объясняется повышенным содержанием в них функциональных групп белков (-SH, -NH<sub>2</sub>, -COOH, -OH), к которым Hg обладает высоким сродством. Накопление Hg в мышцах рыб обусловлено, в частности, сродством этого металла к тиоловым группам белков [Морозов, Петухов, 1986; Kurus et al., 2018]. Ртутьорганические комплексы весьма стойкие и выведение Hg из мышц происходит медленнее, чем из печени [Rodrigues et al., 2019].

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе проведённых исследований показано, что для промысловых рыб Баренцева моря характерно относительно невысокое природное содержание общей ртути в мышцах и печени. Случаев превышения норматива 0,5 мг/кг сырой массы не наблюдалось. Каких-либо признаков антропогенного загрязнения исследованных промысловых рыб ртутью не обнаружено.

Предложены расчётные фоновые уровни содержания общей ртути в мышцах промысловых рыб Баренцева моря. Фоновые уровни отражают современное естественное содержание Hg в ихтиофауне региона и могут быть использованы для выявления антропогенного воздействия на экосистему.

Содержание ртути в печени исследованных рыб примерно в 2 раза превышало её содержание в мышцах. В ходе анализа полученных результатов отмечено, что величины содержания ртути в мышцах и особенно печени отличались высокой вариабельностью (дисперсией). Коэффициент вариации для всех исследованных рыб составлял порядка 100% и более, с максимумом 148% для содержания ртути в мышцах пёстрой зубатки. Основная причина этой вариабельности, вероятно, сезонные изменения рациона питания рыбы. Кроме того, на уровень содержания ртути могут оказывать влияние и другие факторы, например, видовая принадлежность, региональные особенности, включая уровень загрязнения среды обитания в районах промысла, биологические характеристики, жирность рыбы. Как мы полагаем, уровень содержания общей ртути в организме рыб может зависеть от содержания жира, но ввиду большой вариабельности этих показателей этот вклад весьма трудно оценить.

На основании проведённого статистического анализа можно утверждать, что экологические факторы и биологические характеристики влияют на содержание ртути в морских рыбах в большей степени, чем это обусловлено видовыми отличиями.

## Благодарности

Авторы благодарят главного специалиста лаборатории химико-аналитических исследований «ПИНРО» им. Н.М. Книповича Лаптеву А.М. за неоценимую помощь в химическом анализе проб рыбы на содержание ртути.

## Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

## Соблюдение этических норм

Все применимые этические нормы соблюдены.

## Финансирование

Работа выполнена в рамках государственного задания «ПИНРО» им. Н.М. Книповича по теме «Оценка состояния, распределения, численности и воспроизводства водных биологических ресурсов, а также среды их обитания».

## ЛИТЕРАТУРА

- Акопов Э.И., Ивашевская О.А., Корженко В.П. 1976. О круговороте тяжелых металлов в биосфере // Биогеохимические циклы в биосфере. М.: Наука. С. 272–284.
- Берестовский Е.Г. 1995. Питание и пищевая стратегия камбалы-ерша *Hippoglossoides platessoides limantoides* в Баренцевом и Норвежском морях // Вопросы ихтиологии. Т. 35, № 1. С. 94–104.
- Долгов А.В. 2016. Состав, формирование и трофическая структура ихтиоценозов Баренцева моря. Мурманск: ПИНРО. 336 с.
- Изучение экосистем рыбохозяйственных водоёмов, сбор и обработка данных о водных биологических ресурсах, техника и технология их добычи и переработки. 2004. Вып. 1. Инструкции и методические рекомендации по сбору и обработке биологической информации в морях Европейского Севера и Северной Атлантики. М.: ВНИРО. 299 с.
- Карамушко Л.И. 2007. Биоэнергетика рыб северных морей. М.: Наука. 253 с.
- Ковековдова Л.Т., Кику Д.П., Касьяненко И.С. 2016. Мониторинг водной среды и безопасности промысловых объектов в дальневосточном рыбохозяйственном бассейне (токсичные элементы) // Морские биологические исследования: достижения и перспективы: в 3-х т. Мат. Всеросс. научн.-практ. конф. с межд. участием, приуроченной к 145-летию Севастопольской биологической станции. Севастополь: Изд-во ЭКОСИ-Гидрофизика. Т. 3. С. 111–114.
- Константинова Л.Л., Двинин Ю.Ф., Лебская Т.К., Кузьмина В.И. 1997. Технохимические свойства промысловых рыб Северной Атлантики и прилегающих морей Северного Ледовитого океана. Мурманск: Изд-во ПИНРО, 183 с.
- Лебедева Н.В., Зимина О.Л., Фатеев Н.Н., Никулина А.Л., Берченко И.В., Мещеряков Н.И. 2018. Ртуть в гидробионтах и среде обитания Грен-фьорда (Западный Шпиц-



- берген) ранней весной // Геохимия. № 4. С. 351–362. doi:10.7868/S0016752518040052
- Моисеенко Г.И., Гашкина Н.А. 2016. Биоаккумуляция ртути в рыбах как индикатор уровня загрязнения вод // Геохимия. № 6. С. 495–504. doi:10.7868/S0016752516060042
- Морозов Н.П., Петухов С.А. 1986. Микроэлементы в промысловой ихтиофауне Мирового океана. М.: Агропромиздат. 160 с.
- Мур Дж. В., Рамамурти С. 1987. Тяжелые металлы в природных водах. Контроль и оценка влияния. М.: Мир. 288 с. (Moore J., Ramamoorthy S. 1984. Heavy metals in natural waters. Applied Monitoring and Impact Assessment. Springer-Verlag, New York-Berlin-Heidelberg-Tokyo. 288 p.)
- Немова Н.Н., Лысенко Л.А., Мещерякова О.В., Комов В.Т. 2014. Ртуть в рыбах: биохимическая индикация // Биосфера. Т. 6, № 2. С. 176–186.
- Новиков М.А., Горбачева Е.А., Лаптева А.М. 2021. Содержание мышьяка в промысловых рыбах Баренцева моря (по многолетним данным) // Известия ТИНРО. Т. 201, № 4. С. 833–844. doi:10.26428/1606-9919-2021-201-833-844
- Новиков М.А., Драганов Д.М. 2021. Атлас загрязнения донных отложений Баренцева моря. Мурманск: ПИНРО им. Н.М. Книповича. 182 с.
- Попов П.А., Андросова Н.В., Попов В.А. 2018. Тяжелые металлы в рыбах устья р. Томи (Верхняя Обь) // Российский журнал прикладной экологии. № 2. С. 35–38.
- Попов П.А., Андросова Н.В., Попов В.А. 2019. Характер накопления ртути в рыбах реки Оби // Российский журнал прикладной экологии. № 4. С. 51–56.
- Филенко О.Ф. 1988. Водная токсикология. М.: МГУ. 154 с.
- Шевченко В.П., Лисицын А.П., Виноградова А.А., Серова В.В., Штайн Р. 2001. Потоки аэрозолей на поверхность Северного Ледовитого океана и их роль в формировании природной среды Арктики. Опыт системных океанологических исследований в Арктике. М.: Научный мир. С. 384–393.
- Andreasson M., Dave G. 1995. Transfer of heavy metals from sediment to fish, and their biliary excretion // J. Aquat. Ecosys. Health. V. 4. P. 221–230. doi:10.1007/BF00118002
- Bank M.S., Frantzen S., Duinker A., Amouroux D., Tessier E., Nedreaas K., Maage A., Nilsen B.M. 2021. Rapid Temporal Decline of Mercury in Greenland Halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) // Environ. Pollut. V. 289. Is. 117843. doi:10.1016/j.envpol.2021.117843
- Baeyens W., Leermakers M., Papina T., Saprykin A., Brion N., Noyen J., De Gieter M., Elskens M., Goeyens L. 2003. Bioconcentration and biomagnification of mercury and methylmercury in North Sea and Scheldt estuary fish. Arch. Environ. Contam. Toxicol. V. 45. P. 498–508. doi:10.1007/s00244-003-2136-4
- Brown T.M., Macdonald R.W., Muir D.C.G., Letcher R.J. 2018. The distribution and trends of persistent organic pollutants and mercury in marine mammals from Canada's eastern Arctic // Sci. Total Environ. V. 618. P. 500–517. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.11.052
- Capri A. 1997. Mercury from combustion sources: A review of the chemical species emitted and their transport in the atmosphere // Water, Air, Soil Pollut. V. 98 (3). P. 241–254.
- Chouvelon T., Spitz J., Caurant F., Mèndez Fernandez P., Autier J., Lassus Débat A., Chappuis A., Bustamante P. 2012. Enhanced bioaccumulation of mercury in deep-sea fauna from the Bay of Biscay (north-east Atlantic) in relation to trophic positions identified by analysis of carbon and nitrogen stable isotopes // Deep Sea Res. Part Oceanogr. Res. Pap. V. 65. P. 113–124. doi:10.1016/j.dsr.2012.02.010
- Cossa D., Harmelin-Vivien M., Mellon-Duval C., Loizeau V., Averty B., Crochet S., Chou L., Cadiou J.-F. 2012. Influences of bioavailability, trophic position, and growth on methylmercury in hakes (*Merluccius merluccius*) from northwestern Mediterranean and northeastern Atlantic // Environ. Sci. Technol. V. 46. P. 4885–4893. doi:10.1021/es204269w
- Dietz R., Outridge P.M., Hobson K.A. 2009. Anthropogenic contributions to mercury levels in present-day Arctic animals – a review // Sci. Total Environ. V. 407 (24). P. 6120–6131.
- Finley M.L.D., Kidd K.A., Curry, R.A., Lescord G.L., Clayden M.G., O'Driscoll N.J. 2016. A comparison of mercury biomagnification through lacustrine food webs supporting brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and other salmonid fishes. Front. Environ. Sci. V. 4, (23). doi:10.3389/fenvs.2016.00023
- Fitzgerald W.F., Lamborg C.H., Hammerschmidt C.R. 2007. Marine biogeochemical cycling of mercury // Chem. Rev. V. 107. P. 641–662. doi:10.1021/cr050353m
- Giraldo C., Stasko A., Walkusz W., Majewski A., Rosenberg B., Power M., Swanson H., Reist J.D. 2018. Feeding of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in the Canadian Beaufort Sea // J. Mar. Syst. V. 183. P. 32–44. doi: 10.1016/j.jmarsys.2018.03.009
- Golubeva N.I., Matishov G.G., Burtseva L.V. 2005. Precipitation of heavy metals in the Barents Sea region // Doklady Earth Sciences. T. 401. № 3. P. 469–472.
- Gopakumar A., Giebichenstein Ju., Raskhozheva E., Borga K. 2021. Mercury in Barents Sea fish in the Arctic polar night: Species and spatial comparison // Mar. Pollut. Bull. V. 169. Is. 112501. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112501
- Griffiths J.R., Kadin M., Nascimento F.J.A., Tamelander T., Törnroos A., Bonaglia S., Bonsdorff E., Brüchert V., Gårdmark A., Järnström M., Kotta J., Lindergen M., Nordström M.C., Norkko A., Olsson J., Weigel B., Žydelis R., Blenckner T., Niiranen S., Winder M. 2017. The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world // Global Change Biol. V. 23. P. 2179–2196.
- Halbach K., Mikkelsen O., Berg T., Steinnes E. 2017. The presence of mercury and other trace metals in surface soils in the Norwegian Arctic // Chemosphere. V. 188. P. 567–574. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.09.012
- Harris H.H., Pickering I.J., George G.N. 2003. The chemical form of mercury in fish // Science. V. 301. Is. 1203. doi:10.1126/science.1085941
- Hazen E.L., Abrahms B., Brodie S., Carroll G. Jacox M., Savoca M., Scales K., Sydeman W., Bograd S. 2019. Marine top predators as climate and ecosystem sentinels // Front. Ecol. Environ. V. 17. P. 565–574. doi:10.1002/fee.2125
- Jardine L.B., Burt M.D.B., Arp P.A., Diamond A.W. 2009. Mercury comparisons between farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) // Aquac. Res. V. 40 (10). P. 1148–1159. doi:10.1111/J.1365-2109.2009.02211.X
- Julshamn K., Frantzen S., Valdernesnes S., Nilsen B., Maage A., Nedreaas K. 2011. Concentrations of mercury, arsenic, cadmium and lead in Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) caught off the coast of northern Norway // Mar.

- Biol. Res. 7 (8), 733–745. doi: 10.1080/17451000.2011.594893
- Kim M.-K., Zoh K.-D. 2012. Fate and transport of mercury in environmental media and human exposure // J. Prev. Med. Public Health. V. 45. P. 335–343. doi: 10.3961/jpmp.2012.45.6.335
- Kuras R., Janasik B., Stanislawska M., Wasowicz W. 2018. Revision of reciprocal action of mercury and selenium // Int. J. Occup. Med. Environ. Health. V. 31 (5). P. 575–592. doi:10.13075/ijom.1896.01278
- Lavoie R.A., Jardine T.D., Chumchal M.M., Kidd K.A., Campbell L.M. 2013. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a world wide meta-analysis // Environ. Sci. Technol. V. 47: 13385–13394. doi:10.1021/es403103t
- Le Croizier G., Lacroix C., Artigaud S., Le Floch S., Raffray J., Penicaud V., Coquillé V., Autier J., Rouget M.-L., Le Bayon N., Laë R., Tito De Morais L. 2018. Significance of metallothioneins in differential cadmium accumulation kinetics between two marine fish species // Environ. Pollut. V. 236. P. 462–476. doi:10.1016/j.envpol.2018.01.002
- Mason R.P., Laporte J.M., Andres S. 2000. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish // Arch. Environ. Contam. Toxicol. V. 38 (3). P. 283–297. doi: 10.1007/s002449910038
- McKinney M.A., Dean K., Hussey N.E., Cliff G., Wintner S.P., Dudley S.F.J., Zungu M.P., Fisk A.T. 2016. Global versus local causes and health implications of high mercury concentrations in sharks from the east coast of South Africa // Sci. Total Environ. V. 541. P. 176–183. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.074
- Mille T., Bisch A., Caill-Milly N., Pierre-Cresson P., Deborde J., Gueux A., Morandeau G., Monperrus M. 2021. Distribution of mercury species in tissues and trophic levels of commonly consumed fish species from the south Bay of Biscay (France) // Mar. Pollut. Bull. V. 166. P. 112–172. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112172
- Petersen G., Iverfeldt C.C., Munthe J. 1995. Atmospheric mercury species over central and northern Europe: model calculations and comparison with the observations from the Nordic air and precipitation network for 1987 and 1988 // Atmos. Environ. V. 29 (1). P. 47–67. doi:10.1016/1352-2310(94)00223-8
- Reinhart B.L., Kidd K.A., Curry R.A., O'driscoll N.J., Pavey S.A. 2018. Mercury bioaccumulation in aquatic biota along a salinity gradient in the Saint John River estuary // J. Environ. Sci. (Beijing, China). V. 68. P. 41–54. doi:10.1016/j.jes.2018.02.024
- Rodrigues P.A., Ferrari R.G., Santos L.N., Junior A.C. 2019. Mercury in aquatic fauna contamination: A systematic review on its dynamics and potential health risks // J. Environ. Sci. (Beijing, China). V. 84. P. 205–218. doi:10.1016/j.jes.2019.02.018
- Power M., Klein G.M., Guiguer K.R.R.A., Kwan M.K.H. 2002. Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources // J. Appl. Ecol. V. 39 (5). P. 819–830. doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00758.x
- Soerensen A., Jacob D., Schartup A., Fisher J., Lehnerr I., Louis V.L. St, Heimbürger L.-E., Sonke J.E., Krabbenhoft D.P., Sunderland E.M. 2016. A mass budget for mercury and methylmercury in the Arctic Ocean // Global Biogeochem. Cycles. V. 30. P. 560–575. doi:10.1002/2015GB005280
- Sonke J.E., Teisserenc R., Heimbürger-Boavida L.-E., Petrova M.V., Marusczak N., Le Dantec T., Chupakov A.V., Li C., Thackray C.P., Sunderland E.M., Tananaev N., Pokrovsky O.S. 2018. Eurasian river, spring flood observations support net Arctic Ocean mercury export to the atmosphere and Atlantic Ocean. // PNAS. V. 115 (50): 11586–11594. doi:10.1073/pnas.1811957115
- Svobodova Z., Dusek L., Hejtmanek M., Vycusova B., Smid R. 1999. Bioaccumulation of mercury in various fish species from Orlik and Kamyk water reservoirs in the Czech Republic // Ecotoxicol. Environ. Safety. V. 43 (3). P. 231–240. doi:10.1006/eesa.1999.1783
- Swain E.B., Jakus P.M., Rice G., Lupi F., Maxson P.A., Pacyna J.M., Penn A., Spiegel S.J., Veiga M.M. 2007. Socioeconomic Consequences of Mercury Use and Pollution // AMBIO. V. 36 (1). P. 45–61. doi:10.1579/0044-7447(2007)36[45:scomua]2.0.co;2
- Wang W.-X., Wong R.S.K. 2003. Bioaccumulation kinetics and exposure pathways of inorganic mercury and methylmercury in a marine fish, the sweetlips *Plectorhinchus gibbosus* // Mar. Ecol. Prog. V. 26. P. 257–268. doi:10.3354/meps261257
- Wang R., Feng X.-B., Wang W.-X. 2013. In vivo mercury methylation and demethylation in freshwater Tilapia quantified by mercury stable isotopes // Environ. Sci. Technol. V. 47: 7949–7957. doi:10.1021/es3043774
- Watras C.J., Back R.C., Halvorsen S., Hudson, R.J.M. Morrison K.A., Wente S.P. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs // Sci. Total Environ. V. 219 (2–3). P. 183–208. doi:10.1016/s0048-9697(98)00228-9
- WHO. Environmental health criteria 101: Methylmercury. Geneva, Switzerland: World Health Organization, 1990. 144 p.

## REFERENCES

- Akopov E.I., Ivashevskaya O.A., Korzhenko V.P. 1976. On the circulation of heavy metals in the biosphere. Moscow: Nauka. P. 272–284. (In Russ.)
- Berestovskij E.G. 1995. Nutrition and food strategy of the long rough dab *Hippoglossoides platessoides limandoides* in the Barents and Norwegian Seas // Voprosy ihtologii. V. 35. № 1. P. 94–104. (In Russ.)
- Dolgov A.V. 2016. Composition, formation and trophic structure of the Barents Sea fish communities. Murmansk: PINRO. 336 pp. (In Russ.)
- Study of ecosystems of fishery water reservoirs, collection and processing of data on aquatic biological resources, techniques and technology for their extraction and processing. 2004. Instructions and guidelines for the collection and processing of data on the seas of the European North and the North Atlantic. M.: VNIRO. 299 p.
- Karamushko L.I. 2007. Bioenergetics of fish of the northern seas. Moscow: Nauka. 253 pp. (In Russ.)
- Kovekovdova L.T., Kiku D.P., Kasyanenko I.S. 2016. Monitoring of water environment and food safety of commercial objects in the Far East fishery basin (toxic elements) // Marine biological research: achievements and prospects: v 3-h t. Mat. Vseros. nauch.-prakt. konf. with intern. participation, to the 145th anniversary of the Sevastopol Biological Station. Sevastopol: EHKOSI-Gidrofizika Publsh. V. 3. P. 111–114. (In Russ.)
- Konstantinova L.L., Dvinin Yu.F., Lebskaya T.K., Kuz'mina V.I. 1997. Technochemical properties of commercial fish of

- the North Atlantic and adjacent seas of the Arctic Ocean. Murmansk: PINRO, 183 pp. (In Russ.).
- Lebedeva N.V., Zimina O.L., Fateev N.N., Nikulina A.L., Berchenko I.V., Meshcheryakov N.I. 2018. Mercury in hydrobionts and their habitat in Grøn fjorden, West Spitsbergen, in early springtime // *Geohimiya*. № 4. P. 351–362. doi: 10.7868/S0016752518040052. (In Russ.).
- Moiseenko G.I., Gashkina N.A. 2016. Bioaccumulation of mercury in fish as indicator of water pollution // *Geochemistry*. № 6. P. 495–504. doi: 10.7868/S0016752516060042. (In Russ.).
- Morozov N.P., Petukhov S.A. 1986. Trace elements in the commercial ichthyofauna of the World Ocean. M.: Agropromizdat. 160 pp. (In Russ.).
- Moore J., Ramamoorthy S. 1987. Heavy metals in natural waters: Applied monitoring and impact assessment. Moscow: Mir. 288 pp. (Moore J., Ramamoorthy S. 1984. Heavy metals in natural waters. Applied Monitoring and Impact Assessment. Springer-Verlag, New York-Berlin-Heidelberg-Tokyo. 288 p.). (In Russ.).
- Nemova N.N., Lysenko L.A., Meshcheryakova O.V., Komov V.T. 2014. Mercury in fish: Biochemical indicatio // *Biosfera*. V. 6. № 2. P. 176–186. (In Russ.).
- Novikov M.A., Gorbacheva E.A., Lapteva A.M. 2021. Arsenic content in commercial fish of the Barents Sea (according to long-term data) // *Izvestiya TINRO*. V. 201, № 4. P. 833–844. doi: 10.26428/1606-9919-2021-201-833-844. (In Russ.).
- Novikov M.A., Draganov D.M. 2021. Atlas of bottom sediments pollution in the Barents Sea. Murmansk: PINRO Publish. 182 pp. (In Russ.).
- Popov P.A., Androsova N.V., Popov V.A. 2018. Metals content in fishes of the Tom river mouth (Upper Ob) // *Rossiiskii zhurnal prikladnoi ekologii*. № 2. P. 35–38. (In Russ.).
- Popov P.A., Androsova N.V., Popov V.A. 2019. Nature of mercury accumulation in fishes of the Ob river // *Rossiiskii zhurnal prikladnoi ekologii*. № 4. P. 51–56. (In Russ.).
- Filenko O.F. 1988. Aquatic toxicology. Moscow: MGU Publish. 154 pp. (In Russ.).
- Shevchenko V.P., Lisitzin A.P., Vinogradova A.A., Serova V.V., Shtein R. 2001. Fluxes of aerosols to the Arctic Ocean surface and their role in sedimentation and in formation of the Arctic environment // *Experience of system oceanologic studies in the Arctic*. Moscow: Scientific world. P. 384–393. (In Russ.).
- Andreasson M., Dave G. 1995. Transfer of heavy metals from sediment to fish, and their biliary excretion // *J. Aquat. Ecosys. Health*. V. 4. P. 221–230. doi:10.1007/BF00118002
- Bank M.S., Frantzen S., Duinker A., Amouroux D., Tessier E., Nedreaas K., Maage A., Nilsen B.M. 2021. Rapid Temporal Decline of Mercury in Greenland Halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) // *Environ. Pollut. V*. 289. Is.117843. doi:10.1016/j.envpol.2021.117843
- Baeyens W., Leermakers M., Papina T., Saprykin A., Brion N., Noyen J., De Gieter M., Elskens M., Goeyens L. 2003. Bioconcentration and biomagnification of mercury and methylmercury in North Sea and Scheldt estuary fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* V. 45. P. 498–508. doi:10.1007/s00244-003-2136-4
- Brown T.M., Macdonald R.W., Muir D.C.G., Letcher R.J. 2018. The distribution and trends of persistent organic pollutants and mercury in marine mammals from Canada's eastern Arctic // *Sci. Total Environ.* V. 618. P. 500–517. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.11.052
- Capri A. 1997. Mercury from combustion sources: A review of the chemical species emitted and their transport in the atmosphere // *Water, Air, Soil Pollut.* V. 98 (3). P. 241–254.
- Chouvelon T., Spitz J., Caurant F., Mèndez Fernandez P., Autier J., Lassus Débat A., Chappuis A., Bustamante P. 2012. Enhanced bioaccumulation of mercury in deep-sea fauna from the Bay of Biscay (north-east Atlantic) in relation to trophic positions identified by analysis of carbon and nitrogen stable isotopes // *Deep Sea Res. Part Oceanogr. Res. Pap.* V. 65. P. 113–124. doi:10.1016/j.dsr.2012.02.010
- Cossa D., Harmelin-Vivien M., Mellon-Duval C., Loizeau V., Averty B., Crochet S., Chou L., Cadiou J.-F. 2012. Influences of bioavailability, trophic position, and growth on methylmercury in hakes (*Merluccius merluccius*) from northwestern Mediterranean and northeastern Atlantic // *Environ. Sci. Technol.* V. 46. P. 4885–4893. doi:10.1021/es204269w
- Dietz R., Outridge P.M., Hobson K.A. 2009. Anthropogenic contributions to mercury levels in present-day Arctic animals – a review // *Sci. Total Environ.* V. 407 (24). P. 6120–6131.
- Finley M.L.D., Kidd K.A., Curry, R.A., Lescord G.L., Clayden M.G., O'Driscoll N.J. 2016. A comparison of mercury biomagnification through lacustrine food webs supporting brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and other salmonid fishes. *Front. Environ. Sci.* V. 4, (23). doi:10.3389/fenvs.2016.00023
- Fitzgerald W.F., Lamborg C.H., Hammerschmidt C.R. 2007. Marine biogeochemical cycling of mercury // *Chem. Rev.* V. 107. P. 641–662. doi:10.1021/cr050353m.
- Giraldo C., Stasko A., Walkusz W., Majewski A., Rosenberg B., Power M., Swanson H., Reist J.D. 2018. Feeding of Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) in the Canadian Beaufort Sea // *J. Mar. Syst.* V. 183. P. 32–44. doi: 10.1016/j.jmarsys.2018.03.009
- Golubeva N.I., Matishov G.G., Burtseva L.V. 2005. Precipitation of heavy metals in the Barents Sea region // *Doklady Earth Sciences*. T. 401. № 3. P. 469–472.
- Gopakumar A., Giebichenstein Ju., Raskhozheva E., Borga K. 2021. Mercury in Barents Sea fish in the Arctic polar night: Species and spatial comparison // *Mar. Pollut. Bull.* V. 169. Is. 112501. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112501
- Griffiths J.R., Kadin M., Nascimento F.J.A., Tamelander T., Törnroos A., Bonaglia S., Bonsdorff E., Brüchert V., Gårdmark A., Järnström M., Kotta J., Lindergen M., Nordström M.C., Norkko A., Olsson J., Weigel B., Žydelis R., Blenckner T., Niiranen S., Winder M. 2017. The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world // *Global Change Biol.* V. 23. P. 2179–2196.
- Halbach K., Mikkelsen O., Berg T., Steinnes E. 2017. The presence of mercury and other trace metals in surface soils in the Norwegian Arctic // *Chemosphere*. V. 188. P. 567–574. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.09.012
- Harris H.H., Pickering I.J., George G.N. 2003. The chemical form of mercury in fish // *Science*. V. 301. Is. 1203. doi:10.1126/science.1085941
- Hazen E.L., Abrahms B., Brodie S., Carroll G., Jacox M., Savoca M., Scales K., Sydeman W., Bograd S. 2019. Marine top predators as climate and ecosystem sentinels // *Front. Ecol. Environ.* V. 17. P. 565–574. doi:10.1002/fee.2125

- Jardine L.B., Burt M.D.B., Arp P.A., Diamond A.W. 2009. Mercury comparisons between farmed and wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) // *Aquac. Res.* V. 40 (10). P. 1148–1159. doi:10.1111/J.1365-2109.2009.02211.X
- Julshamn K., Frantzen S., Valdersnes S., Nilsen B., Maage A., Nedreaas K. 2011. Concentrations of mercury, arsenic, cadmium and lead in Greenland halibut (*Reinhardtius hippoglossoides*) caught off the coast of northern Norway // *Mar. Biol. Res.* 7 (8), 733–745. doi: 10.1080/17451000.2011.594893
- Kim M.-K., Zoh K.-D. 2012. Fate and transport of mercury in environmental media and human exposure // *J. Prev. Med. Public Health.* V. 45. P. 335–343. doi: 10.3961/jpmph.2012.45.6.335
- Kuras R., Janasik B., Stanislawska M., Wasowicz W. 2018. Revision of reciprocal action of mercury and selenium // *Int. J. Occup. Med. Environ. Health.* V. 31 (5). P. 575–592. doi:10.13075/ijomh.1896.01278
- Lavoie R.A., Jardine T.D., Chumchal M.M., Kidd K.A., Campbell L.M. 2013. Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a world wide meta-analysis // *Environ. Sci. Technol.* V. 47: 13385–13394. doi:10.1021/es403103t
- Le Croizier G., Lacroix C., Artigaud S., Le Floch S., Raffray J., Penicaud V., Coquillé V., Autier J., Rouget M.-L., Le Bayon N., Laë R., Tito De Morais L. 2018. Significance of metallothioneins in differential cadmium accumulation kinetics between two marine fish species // *Environ. Pollut.* V. 236. P. 462–476. doi:10.1016/j.envpol.2018.01.002
- Mason R.P., Laporte J.M., Andres S. 2000. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish // *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* V. 38 (3). P. 283–297. doi: 10.1007/s002449910038
- McKinney M.A., Dean K., Hussey N.E., Cliff G., Wintner S.P., Dudley S.F.J., Zungu M.P., Fisk A.T. 2016. Global versus local causes and health implications of high mercury concentrations in sharks from the east coast of South Africa // *Sci. Total Environ.* V. 541. P. 176–183. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.074
- Mille T., Bisch A., Caill-Milly N., Pierre-Cresson P., Deborde J., Gueux A., Morandeau G., Monperrus M. 2021. Distribution of mercury species in tissues and trophic levels of commonly consumed fish species from the south Bay of Biscay (France) // *Mar. Pollut. Bull.* V. 166. P. 112–172. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112172
- Petersen G., Iverfeldt C.C., Munthe J. 1995. Atmospheric mercury species over central and northern Europe: model calculations and comparison with the observations from the Nordic air and precipitation network for 1987 and 1988 // *Atmos. Environ.* V. 29 (1). P. 47–67. doi:10.1016/1352-2310(94)00223-8
- Reinhart B.L., Kidd K.A., Curry R.A., O'driscoll N.J., Pavey S.A. 2018. Mercury bioaccumulation in aquatic biota along a salinity gradient in the Saint John River estuary // *J. Environ. Sci. (Beijing, China).* V. 68. P. 41–54. doi:10.1016/j.jes.2018.02.024
- Rodrigues P.A., Ferrari R.G., Santos L.N., Junior A.C. 2019. Mercury in aquatic fauna contamination: A systematic review on its dynamics and potential health risks // *J. Environ. Sci. (Beijing, China).* V. 84. P. 205–218. doi:10.1016/j.jes.2019.02.018
- Power M., Klein G.M., Guiguer K.R.R.A., Kwan M.K.H. 2002. Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources // *J. Appl. Ecol.* V. 39 (5). P. 819–830. doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00758.x
- Soerensen A., Jacob D., Schartup A., Fisher J., Lehnherr J., Louis V.L. St, Heimbürger L.-E., Sonke J.E., Krabbenhoft D.P., Sunderland E.M. 2016. A mass budget for mercury and methylmercury in the Arctic Ocean // *Global Biogeochem. Cycles.* V. 30. P. 560–575. doi:10.1002/2015GB005280
- Sonke J.E., Teisserenc R., Heimbürger-Boavida L.-E., Petrova M.V., Maruszczak N., Le Dantec T., Chupakov A.V., Li C., Thackray C.P., Sunderland E.M., Tananaev N., Pokrovsky O.S. 2018. Eurasian river, spring flood observations support net Arctic Ocean mercury export to the atmosphere and Atlantic Ocean. // *PNAS.* V. 115 (50): 11586–11594. doi:10.1073/pnas.1811957115
- Svobodova Z., Dusek L., Hejtmanek M., Vycusova B., Smid R. 1999. Bioaccumulation of mercury in various fish species from Orlik and Kamyk water reservoirs in the Czech Republic // *Ecotoxicol. Environ. Safety.* V. 43 (3). P. 231–240. doi:10.1006/eesa.1999.1783
- Swain E.B., Jakus P.M., Rice G., Lupi F., Maxson P.A., Pacyna J.M., Penn A., Spiegel S.J., Veiga M.M. 2007. Socioeconomic Consequences of Mercury Use and Pollution // *AMBIO.* V. 36 (1). P. 45–61. doi:10.1579/0044-7447(2007)36[45:scouma]2.0.co;2
- Wang W.-X., Wong R.S.K. 2003. Bioaccumulation kinetics and exposure pathways of inorganic mercury and methylmercury in a marine fish, the sweetlips *Plectorhinchus gibbosus* // *Mar. Ecol. Prog. Ser.* V. 26. P. 257–268. doi:10.3354/meps261257
- Wang R., Feng X.-B., Wang W.-X. 2013. In vivo mercury methylation and demethylation in freshwater *Tilapia* quantified by mercury stable isotopes // *Environ. Sci. Technol.* V. 47: 7949–7957. doi:10.1021/es3043774
- Watras C.J., Back R.C., Halvorsen S., Hudson, R.J.M. Morrison K.A., Wente S.P. 1998. Bioaccumulation of mercury in pelagic freshwater food webs // *Sci. Total Environ.* V. 219 (2–3). P. 183–208. doi:10.1016/s0048-9697(98)00228-9
- WHO. Environmental health criteria 101: Methylmercury. Geneva, Switzerland: World Health Organization, 1990. 144 p.

Поступила в редакцию 26.09.2022 г.  
Принята после рецензии 15.12.2022 г.