

УДК 573.6:57.044+57.013

© Н. А. Березина^{1*}, Н. Н. Камардин², А. Н. Шаров², 2024

¹Зоологический институт Российской академии наук, 199034, Санкт-Петербург, Университетская набережная, д. 1

²Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН, 197110, Санкт-Петербург, Корпусная ул., д. 18

*nadezhda.berezina@zin.ru

БИОАККУМУЛЯЦИЯ КАДМИЯ И МЕДИ В РАЗНЫХ РАЙОНАХ ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ФИНСКОГО ЗАЛИВА

Статья поступила в редакцию 15.12.2023, после доработки 14.05.2024, принята в печать 23.05.2024

Аннотация

Финский залив (с эстуарием р. Невы) расположен в северо-восточной части Балтийского моря и играет ключевую роль в формировании биоресурсов и качества природной среды всего Балтийского моря. Наряду с эвтрофированием его экосистема подвержена антропогенному загрязнению токсическими элементами, включая тяжелые металлы. В данной работе проведен анализ содержания кадмия и меди в донных осадках Финского залива и в тканях доминирующих видов донной макрофауны — грунтоядных полихет *Marenzelleria arctia* и хищных изопод *Saduria entomon*. Обнаружена значительная вариабельность в пространственном распределении этих элементов в обеих средах. Средние концентрации кадмия ($0,67 \pm 0,1$ мг/кг сухого вещества) в донных осадках были соответственно в 2 раза выше, а меди ($34,4 \pm 4,0$ мг/кг) в 1,5 раза ниже пороговых уровней, установленных для Балтийского моря. Обнаружено существенно большее содержание этих металлов в тканях изопод, чем полихет; на отдельных участках оно на порядок выше в изоподах, чем в полихетах. Фактор трофического переноса металлов в пищевой сети залива показал биоусиление, т. е. накопление металлов при переходе от грунтоядных (*M. arctia*) к хищным (*S. entomon*) потребителям, кадмия — в 3,7 раз и меди — в 8,7 раз. Таким образом, оба вида донных животных обладают высокой аккумуляционной активностью по отношению к кадмию и меди, что способствует активному транспорту обоих металлов из донных осадков в морскую биоту, и, в конечном итоге, переносу к высшим звеньям трофической сети (рыбам, птицам и млекопитающим).

Ключевые слова: загрязнение металлами, донные отложения, макробентос, фактор биоаккумуляции, фактор трофического переноса, биогеохимическая активность, *Marenzelleria arctia*, *Saduria entomon*

UDC 573.6:57.044+57.013

© N. A. Berezina^{1*}, N. N. Kamardin², A. N. Sharov², 2024

¹Zoological Institute of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, 199034, Universitetskaya Nab., 1

²St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, St. Petersburg 197110, Korpusnaya Str., 18

*nadezhda.berezina@zin.ru

BIOACCUMULATION OF CADMIUM AND COPPER IN DIFFERENT AREAS OF THE EASTERN PART OF THE GULF OF FINLAND

Received 15.12.2023, Revised 14.05.2024, Accepted 23.05.2024

Abstract

The Gulf of Finland (with the estuary of the Neva River) is located in the northeastern part of the Baltic Sea and plays a key role in the formation of biological resources and the quality of the natural environment of the entire Baltic Sea. Along with eutrophication, its ecosystem is subject to anthropogenic pollution with toxic elements, including heavy metals. In this work, we analyzed the content of cadmium and copper in bottom sediments of the Gulf of Finland and in the tissues of the dominant species of benthic macrofauna — the deposit-feeder polychaete *Marenzelleria arctia* and the predatory isopod *Saduria entomon*. Significant variability was found in the spatial distribution of these elements in both environments. The average concentrations of

Ссылка для цитирования: Березина Н.А., Камардин Н.Н., Шаров А.Н. Биоаккумуляция кадмия и меди в разных районах восточной части Финского залива // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2024. Т. 17, № 2. С. 66–80. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-6

For citation: Berezina N.A., Kamardin N.N., Sharov A.N. Bioaccumulation of Cadmium and Copper in Different Areas of The Eastern Part of The Gulf of Finland. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2024, 17, 2, 66–80. doi:10.59887/2073-6673.2024.17(2)-6

cadmium (0.67 ± 0.1 mg/kg of dry matter) in bottom sediments were correspondingly two times higher, and copper (34.4 ± 4.0 mg/kg) 1.5 times lower than the threshold levels established for the Baltic Sea. A significantly higher content of these metals was found in the tissues of isopods than polychaetes; in some locations it is an order of magnitude higher in isopods than in polychaetes. The factor of trophic transfer of metals in the Gulf food web showed biomagnification, i. e. accumulation of metals during the transition from low-level consumers (*M. arctica*) to predatory consumers (*S. entomon*), cadmium by 3.7 times and copper by 8.7 times. Thus, both species of benthic animals have high accumulative activity in relation to cadmium and copper, which contributes to the active transport of both metals from bottom sediments to marine biota, and, ultimately, transfer to the higher levels of the food web (fish, birds and mammals).

Keywords: metal pollution, bottom sediments, macrobenthos, bioaccumulation factor, trophic transfer factor, biogeochemical activity, *Marenzelleria arctica*, *Saduria entomon*

1. Введение

Финский залив (включая эстуарием р. Невы) расположен в северо-восточной части Балтийского моря и играет ключевую роль в формировании биоресурсов и качества природной среды всего Балтийского моря. Представители донной фауны, полихеты *Marenzelleria arctica* и изоподы *Saduria entomon*, являются массовыми обитателями глубин в восточной части Финского залива [1, 2]. Ранее было показано, что эти организмы способны оказывать значительное влияние на геохимические процессы в донных осадках за счет биотурбации (вспахивания поверхностных слоев грунта путем выкапывания нор и туннелей), поглощения донных отложений и выделения путем экскреции растворенных биогенных элементов [3–6]. В частности, выявлено, что эти животные активно влияют на выделение фосфора из донных осадков, переводя его в доступные для продуцентов формы и поддерживая интенсивное развитие («цветение») азотфиксирующих цианобактерий в летний период [6], одного из неблагоприятных проявлений эвтрофирования экосистемы Балтийского моря [7]. Это происходит благодаря биогеохимически взаимосвязанным процессам внутри экосистемы, влияющими на потоки азота и фосфора, так называемому «порочному» кругу эвтрофирования [8, 9]. Наряду с эвтрофированием вод, проблема загрязнения токсическими элементами, в том числе металлами, актуальна для моря в целом и Финского залива [2, 10–12]. Акватория залива используется для судоходства, на ней расположены порты, на водосборе действуют промышленные предприятия.

Металлы привносятся в море со стоком рек, атмосферными осадками и в составе континентальной пыли с суши и, отчасти, с морскими аэрозолями [13, 14]. Кадмий — это высокотоксичный для водных организмов металл, накопление которого даже при низких концентрациях в водной экосистеме считается одной из самых серьезных экологических проблем во всем мире [15, 16]. Большой вклад в загрязнение водоемов этим металлом вносят фосфорные удобрения, которым сопутствует кадмий [17]. Медь является полезным микроэлементом, физиологически необходимым морским организмам для обеспечения ферментативной активности внутренних процессов. По крайней мере, 12 основных белков живых организмов требуют меди как неотъемлемой части своей структуры. Она необходима для связывания железа при образовании гемоглобина, а у большинства ракообразных и моллюсков медьсодержащий гемоцианин является основным белком крови, переносящим кислород. Однако при избытке в организме медь становится одним из самых токсичных тяжелых металлов [18]. Избыточное содержание меди в водной среде вредно для водных организмов, поскольку ведет к изменению активности ферментов и реакций переноса электронов и нарушению проницаемости мембран. Одной из причин избыточного накопления соединений меди в Финском заливе было использование ее соединений в контрастных красках для корпусов судов и лодок. Сброс сточных вод в прошлом также мог стать одной из источников загрязнения кадмием и медью донных осадков, и дальнейшего поступления этих металлов через детритоядных животных в пищевые сети экосистемы залива.

Вследствие своей химической природы, кадмий и медь, содержатся в водной среде в виде ассоциатов с коллоидными частицами и комплексов с органическими и неорганическими лигандами. В такой форме они биодоступны для гидробионтов, активно аккумулируются ими и участвуют в их метаболизме [19]. Кадмий и медь поступают в организм бентосных животных с пищевыми частицами из донных осадков, а с повышением трофической позиции организмов в пищевой сети (например, у хищников первого и второго порядка) как правило происходит заметное повышение содержания в теле этих металлов за счет биомагнификации [20]. Хотя мониторинг металлов в воде и донных отложениях проводится на ежегодной основе для Финского залива, но данных о бионакоплении разными группами водных беспозвоночных очень мало. Немногочисленные сведения об уровнях содержания этих металлов в донной фауне Финского залива в основном касаются животных и растений из зоны литорали [21–23]. Несколько работ известно

из других районов Балтийского моря [24, 25]. Было выяснено, что показатели биогеохимической активности донных животных могут быть очень изменчивы в зависимости от условий внешней среды [26]. Базовые уровни содержания металлов в морских организмах, что особенно важно для таких эссенциальных металлов, как медь, могут быть различны между таксономическими группами морской фауны. Так, содержание меди в тканях креветок всегда было ниже, чем в крабах [27]. Накопленные концентрации меди в тканях ракообразных (Amphipoda) были выше, чем у кольчатых червей (Hirudinea и Oligochaeta), а концентрации кадмия — наоборот ниже [21].

Для оценки экологического состояния Финского залива чрезвычайно важно получить данные о биогеохимической активности массовых донных животных по отношению к меди и кадмию, а также оценить участие этих животных в потоке этих элементов, в частности, путем накопления и транспозиции на последующие трофические уровни. В связи с этим, задачи настоящего исследования включали: 1) анализ уровней аккумуляции металлов двумя массовыми представителями донной фауны, грунтоядной полихеты *M. arctia* и хищной изоподы *S. entomon* в разных районах Финского залива, и 2) определение возможного трофического переноса этих веществ в цепочке «донные отложения—полихеты—садурии». Выбор этих видов был обоснован их высоким уровнем развития и доминированием в настоящее время в донных сообществах глубоководной зоны восточной части залива [1]. Полихеты *M. arctia* являются недавними вселенцами в Балтийское море из Арктики, они появились в Финском заливе в первой декаде 2000-х годов и к настоящему времени распространились практически повсеместно. Аборигенный вид ракообразных, *S. entomon*, также относится к массовым представителям морского бентоса, но его распространение не так широко, как полихет, поскольку он чувствителен к ухудшению кислородного режима у дна и низкой солености воды [2].

2. Материалы и методы

Район исследования находится восточнее острова Гогланд, традиционно именуется «восточной частью Финского залива» (ВЧФЗ) и занимает площадь 12500 км². Большое влияние на ВЧФЗ оказывает впадающая река Нева (рис. 1), формируя здесь один из крупнейших эстуариев Балтийского моря, с градиентом солености воды от 0,07 до 8,5 ‰. Измерение физических показателей и сборы донных осадков и макрозообентоса проводили на 12 станциях (рис. 1) в ходе научного рейса 27–30 июля 2021 г. на НИС Росприроднадзора.

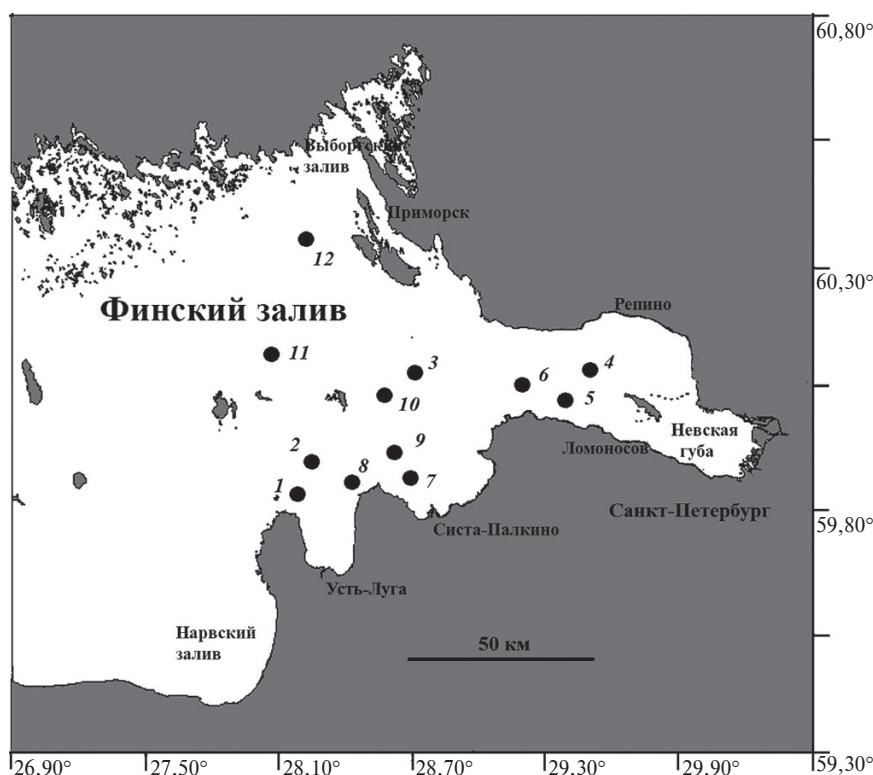


Рис. 1. Карта-схема Финского залива с расположением станций отбора проб

Fig. 1. Schematic map of the Gulf of Finland with location of sampling sites

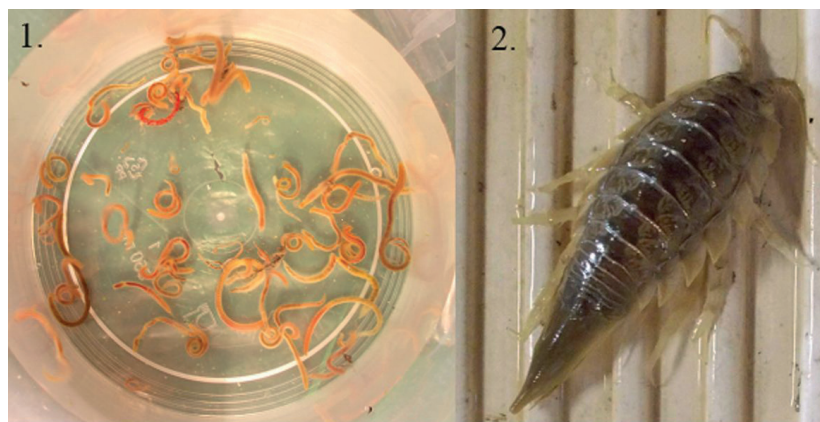


Рис. 2. Внешний вид изученных морских организмов из Финского залива (Фото Н.А. Березина). 1. *Marenzelleria arctica* (длина тела 12–24 мм), 2. *Saduria entomon* (28–46 мм)

Fig. 2. View of studied marine organisms from the Gulf of Finland (Photo by N.A. Berezina). 1. *Marenzelleria arctica* (body length 12–24 mm), 2. *Saduria entomon* (28–46 mm)

Соленость и температуру воды измеряли с помощью океанологического зонда CTD SBE19plus V2 с пробоотборной системой карусельного типа SBE32SC (Sea-Bird Scientific, США). Содержание кислорода в пробах придонной воды определяли в судовой лаборатории методом Винклера [28] немедленно после отбора проб. Грунт отбирали дночерпателем Ван-Вина (0,1 м²). Отложения из верхнего 3–5 см слоя донных осадков (бурые и серые илы) были взяты для анализа металлов, эти пробы хранили при температуре 4 °С до анализа не более 5 суток. Из грунта извлекали полихет *M. arctica* и изопод *S. entomon* (рис. 2), отмывали их от ила и детрита, выдерживали некоторое время в чистой воде, затем замораживали и хранили до анализа металлов при температуре –20 °С.

Концентрацию металлов в пробах грунта анализировали методом оптической эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой (ИСП-ОЭС) на спектрометре серии iCAP6300 в аккредитованной лаборатории ЭКОЛАБ (г. Санкт-Петербург) по общепринятой методике ПНД Ф 16.1:2.3:3.11–98 (<https://gostassistant.ru/doc/9bd16e4c-c89d-4e7a-8e7f-e8742504cf85>, доступ на 12 декабря 2023 г.). Перед измерением образцы ила сушили в печи при 30 °С и просеивали через пластиковое сито с диаметром пор 1 мм. Полученную фракцию измельчали в агатовой ступке и расщепляли в смеси сверхчистых кислот HCl: HF: HNO₃ (1:1:1) в микроволновой печи Mars 5 (СЕМ, США). Продукты разложения анализировали согласно ISO 3696. Точность измерений (<5 % извлечения) контролировали с помощью сертифицированного стандарта (Ил терригенный фоновый, CRM 5365–90). Содержание органического углерода в донных определяли методом колориметрического титрования на анализаторе АН-7529М, предел 0.03–9.99 %.

Содержание металлов в тканях животных определяли в лаборатории Ресурсного центра «Обсерватории экологической безопасности» Санкт-Петербургского университета на атомно-абсорбционном спектрофотометре AA-7000 (SHIMADZU, Япония), оснащенном термоатомизатором и микродозатором проб. При калибровке растворов использовали сертифицированные стандартные образцы производства «MERCK» (1000 мг/л Cd и Cu в 2 % азотной кислоте согласно ISO/IEC17025 и ISO 17034). Перед измерением ткани животных обсушивали на воздухе при комнатной температуре, используя фильтровальную бумагу, и взвешивали на аналитических весах PA214C «OHAUS Pioneer» (Китай) с точностью до 0.1 мг. Брали 3–4 экз. полихет и мягкие ткани от 1–2 экз. изопод для одного измерения (≈0.5 г). Для каждой станции проводили 6 повторных измерений. Определения металлов в тканях проводили согласно ГОСТу 30178–96 (<https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4294825/4294825120.pdf>, доступ 12 декабря 2023 г.) методом кислотной минерализации с HNO₃. Точность определения содержания металла в тканях контролировали путем сравнительного анализа со стандартными образцами (мышечная ткань окуня, ГСО 9055–2008). Определенные величины содержания металлов в тканях (мкг/г влажного вещества, в. в.) пересчитывали в единицы на массу сухого вещества (с. в.), допуская, что сухая масса составляет 20 % сырой массы животных [29].

Коэффициент биоаккумуляции (BAF) рассчитывали, как отношение средней концентрации металла в организме (C_o, мг/кг с. в.) и его средней концентрации в донных отложениях (C_s, мг/кг с. в.) по формуле: $BAF = C_o / C_s$ [30]. Для подсчета концентрации металлов в донных отложениях пересчитывали к 5 %-му уровню органического углерода.

Фактор трофического переноса (ТТФ) считали только для тех станций, на которых удалось собрать вместе садурий и полихет. ТТФ рассчитывали, как отношение концентрации металла в хищнике (в данном случае в садурии, Co2) к его концентрации в жертве (полихетах, Co1): $TTF = Co2 / Co1$.

Рассчитывали средние арифметические значения переменных (X), стандартные отклонения (SD) и стандартную ошибку (SE) средних. Для сравнения выборок между собой применяли Н-критерий Краскела-Уоллиса с попарным сравнением величин по тесту Манна-Уитни (U тест). Статистически значимыми (достоверными) считали различия при $p < 0.05$. Анализировали корреляции по коэффициенту Спирмена (Ks) между содержанием металлов в среде и организмах и параметрами среды и проводили регрессионный анализ (R - коэффициент регрессии) связанности концентрации металлов в среде обитания и фактора биоаккумуляции металлов полихетами и садуриями. При обработке данных использовали статистические пакеты Past 3.17 и Statistica 10.0.

3. Результаты

В табл. 1 приведены данные по солености, температуре и содержанию кислорода в придонном слое воды и уровни содержания металлов в донных отложениях на изученных станциях Финского залива. Концентрации кадмия в донных отложениях варьировали от 0.08 до 1.4 мг/кг сухого вещества (с. в.), наибольшие количества отмечены на Ст. 11, а наименьшие — на Ст. 12 (табл. 1). Средние концентрации кадмия составляли 0.67 ± 0.1 мг/кг с. в. Содержание меди варьировало от 0.5 до 51 мг/кг с. в., в среднем составляя 34.4 ± 4 мг/кг с. в. На глубоководных участках во внутренней (Ст. 6) и внешней части эстуария р. Невы (Ст. 11) концентрации меди повышены, >50 мг/кг с. в. (табл. 1). Полученные концентрации кадмия в донных отложениях на статистически значимом уровне положительно коррелировали с концентрацией органического углерода в донных отложениях ($Ks = 0.97$, $p < 0.05$), соленостью воды ($Ks = 0.80$, $p < 0.05$) и глубиной ($Ks = 0.87$, $p < 0.05$).

Данные о содержании металлов в тканях полихет и изопод представлены в табл. 2.

Наибольшей аккумуляцией характеризовались полихеты со Ст. 2 и Ст. 8. Уровни содержания металлов в тканях полихет не были связаны с измеренными абиотическими показателями ($p > 0.05$), а для садурий обнаружена положительная связь содержания кадмия с соленостью воды ($Ks = 0.90$, $p < 0.05$) и меди — с глубиной (0.90 , $p < 0.05$). Содержание металлов было выше в тканях садурий, чем полихет (Критерий Краскела-Уоллиса, $H = 8.69$, $p = 0.003$), что особо заметно для обитателей со Ст. 8, 10 и 11 (U-test, $p < 0.05$). Межвидовые различия в содержании металлов у животных со Ст. 2 статистически недостоверны ($p > 0.05$).

Таблица 1

Table 1

Координаты, глубины, соленость и содержание кислорода в поверхностной и придонной воде, содержание металлов (мг/кг с. в.): кадмия, меди и органического углерода в донных осадках на станциях отбора проб. Виды: *Marenzelleria arctica* (M.a.) и *Saduria entomon* (S.e.)

Coordinates, depths, salinity and oxygen content in surface and bottom water (surface — bottom), content of metals (mg/kg dry weight, d. w.): cadmium, copper and organic carbon in bottom sediments at sampling stations. Species: *Marenzelleria arctica* (M.a.) and *Saduria entomon* (S.e.)

N	Код	с.ш.; в. д.	H, м	S, г/л	O ₂ , мг/л пов. — дно	C _{орг} %	Cd	±SE	Cu	±SE	Вид
1	1L	59.836; 28.177	27	3,4	7,5–2,5	5,6	1,0	±0,1	30,0	±0,7	S.e.
2	2L	59.907; 28.179	33	3,3	7,3–1,5	5,5	0,7	±0,0	24,0	±0,5	S.e., M.a.
3	2U	60.067; 28.716	35	4,0	7,6–2,9	4,3	0,9	±0,2	36,4	±0,3	S.e.
4	2F	60.083; 29.50	20	0,6	8,5–3,4	2,6	0,5	±0,0	32,0	±0,2	S.e.
5	3F	60.030; 29.380	23	0,6	8,4–3,8	5,0	0,3	±0,0	0,3	±0,0	S.e.
6	4F	60.058; 29.193	27	1,8	8,2–3,0	5,0	0,7	±0,1	51,0	±0,6	S.e.
7	6K	59.867; 28.700	25	3,3	7,5–3,5	4,6	0,6	±0,0	48,2	±0,2	S.e.
8	6L	59.833; 28.435	27	3,2	7,5–2,6	5,0	0,4	±0,0	31,0	±0,3	S.e., M.a.
9	8F	59.90; 28.617	28	3,3	7,6–4,7	5,3	0,6	±0,0	38,0	±0,4	M.a.
10	9F	60.033; 28.583	35	3,9	7,4–2,5	5,9	1,0	±0,1	42,1	±0,4	S.e., M.a.
11	17F	60.115; 28.067	52	3,7	7,3–3,4	7,0	1,4	±0,2	50,0	±0,5	S.e., M.a.
12	20F	60.333; 28.00	50	4,6	8,1–5,0	1,7	0,1	±0,0	31,0	±0,4	S.e.

Таблица 2

Table 2

Средние величины (X1 в мкг/г в. в., и X2 в мкг/г с. в.) концентраций металлов в тканях тела полихет и изопод, и фактор биоаккумуляции (BAF) на изученных станциях в Финского залива.

SE — стандартная ошибка средней для измеренных переменных

Average values (X1 in $\mu\text{g/g w. w.}$, and X2 in $\mu\text{g/g d. w.}$) of metal concentrations in the body tissues of polychaetes and isopods, and the bioaccumulation factor (BAF) at the studied stations in the Gulf of Finland.

SE is the standard error of the mean for the measured variables

Ст.	Cd			Cu		
	X1 $\pm$ SE	X2	BAF	X1 $\pm$ SE	X2	BAF
<i>Marenzelleria arctica</i>						
2	0,10 $\pm$ 0,03	0,32	0,78	2,45 $\pm$ 0,47	5,13	0,56
3	0,08 $\pm$ 0,01	0,40	0,37	0,86 $\pm$ 0,08	4,25	0,10
4	0,15 $\pm$ 0,02	0,76	0,79	1,55 $\pm$ 0,40	7,75	0,13
5	0,12 $\pm$ 0,01	0,60	2,40	0,07 $\pm$ 0,01	0,36	1,11
6	0,02 $\pm$ 0,01	0,09	0,14	0,53 $\pm$ 0,11	2,65	0,05
7	0,05 $\pm$ 0,01	0,26	0,39	1,32 $\pm$ 0,31	6,60	0,13
8	0,03 $\pm$ 0,01	0,16	0,49	2,81 $\pm$ 0,30	14,05	0,45
9	0,01 $\pm$ 0,00	0,05	0,09	0,27 $\pm$ 0,10	1,36	0,04
10	0,13 $\pm$ 0,03	0,64	0,75	0,16 $\pm$ 0,53	0,79	0,02
11	0,02 $\pm$ 0,01	0,08	0,08	0,26 $\pm$ 0,13	1,32	0,04
<i>Saduria entomon</i>						
1	0,06 $\pm$ 0,01	0,30	0,36	1,03 $\pm$ 0,34	5,15	0,19
2	0,07 $\pm$ 0,01	0,34	0,53	2,60 $\pm$ 0,15	13,00	0,60
8	0,10 $\pm$ 0,03	0,17	1,43	3,25 $\pm$ 0,40	16,25	0,52
10	0,21 $\pm$ 0,04	1,06	1,25	1,81 $\pm$ 0,27	9,05	0,25
11	0,16 $\pm$ 0,02	0,79	0,79	5,50 $\pm$ 1,04	27,52	0,77
12	0,43 $\pm$ 0,09	2,13	9,05	2,50 $\pm$ 0,74	12,53	0,25

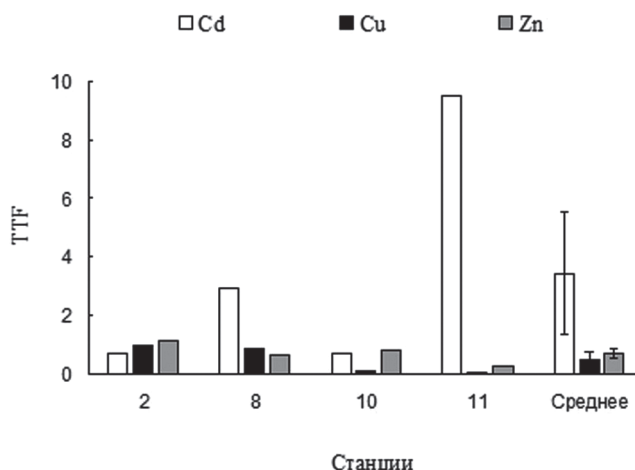
Фактор биоаккумуляции (BAF) был определен исходя из концентраций кадмия и меди в донных осадках (табл. 1) и в тканях животных (табл. 2). Величины BAF обоих металлов для полихет были <1 на многих участках, а >1 только на Ст. 5. Для садурий величины BAF (Cd) были >1 на четырех участках Ст. 5, 8, 10 и 12 (1,3–9,1, табл. 2).

Обнаружена тенденция обратной пропорциональной зависимости величин BAF (Cd) от содержания металла в донных осадках: для полихет $R = -0,54$, $p = 0,019$; для садурий $R = -0,72$, $p = 0,047$). Для уровня аккумуляции меди такая тенденция связи величин BAF (Cu) с содержанием металла в донных осадках обнаружена для полихет ($R = -0,91$, $p < 0,001$), а для садурий эта связь не подтвердилась ($R = 0,32$, $p = 0,540$).

Уровень накопления металлов на отдельных станциях (Ст. 8, 10 и 11), где оба вида животных обитали вместе, был выше в тканях садурий, чем полихет, свидетельствуя о увеличении содержания металлов в потребителях более высокой позиции в трофической сети (т. е. в садуриях). Особенно сильно этот эффект биомагнификации проявлялся на Ст. 10 и 11 (рис. 3). По средним величинам TTF показывал биоусиление в 3,7 раз для кадмия и в 8,7 раз для меди (рис. 3). На Ст. 2 величины TTF были <1 (0,67) для кадмия и близки к 1 для меди.

Рис. 3. Фактор трофического переноса (TTF) для металлов Cd, Cu и Zn и его средние значения $\pm$ стандартная ошибка на станциях совместного обитания полихет *Marenzelleria arctica* и изопод *Saduria entomon*

Fig. 3. Trophic transfer factor (TTF) for the metals Cd, Cu and Zn and its average values $\pm$ standard error at stations where the polychaete *Marenzelleria arctica* and the isopod *Saduria entomon* cohabitate



4. Обсуждение

Среднее содержание кадмия и меди в земной коре достигает 0.15 и 60 мг/кг (CRC Handbook 2016), а фоновыми для донных осадков Балтийского моря принято считать концентрации: Cd = 0,3 и Cu = 45 мг/кг с. в. [30]. В 1990-х и начале 2000-х гг. распределение металлов в акватории Финского залива было хорошо изучено благодаря исследованиям Валлиус и Леивуори [31, 32]. В районе устьев рек Нарва (на границе Эстонии с Россией), Муастайоги и Вазалемма тогда определялись повышенные уровни содержания меди в воде — 10–12 мкг/л [31]. Более поздние исследования [12, 21, 23] показали, что в самой восточной части Финского залива (эстуарии р. Невы) тоже есть районы, в которых концентрации кадмия и меди в воде и донных осадках выше допустимых уровней. Например, максимальные уровни меди в донных отложениях достигали на отдельных участках 51 мг/кг с. в. [12]. По данным на 31 станции акватории Финского залива в 2019–2020 гг., содержание кадмия в донных осадках варьировало от 0.1 до 3,4 мг/кг с. в. [22].

Средние концентрации меди (34,4 мг/кг с. в.) в донных осадках на изученной акватории Финского залива (осредненные для всех 12 станций) в изученном 2021 г. были в 1,5 раза ниже фоновых величин, в то время как для кадмия (0,67 мг/кг с. в.) — в 2 раза выше фоновых величин [30]. При этом, содержание металлов в донных отложениях Финского залива варьировало существенно между станциями (районами) залива. Донные отложения на центральных станциях залива можно отнести к наиболее загрязненным, особенно это касается районов вблизи Ст. 11 (Cd = 1.4 мг/кг с. в., Cu = 50 мг/кг с. в.) и Ст. 6 (Cu = 51 мг/кг с. в.). Качество донных осадков в этих районах лежит в пределах 3-го класса загрязненности, показывая умеренное загрязнение, то есть концентрации кадмия попадают в диапазон от 0,5 до 1,2 мг/кг с. в., а меди — 30–60 мг/кг с. в. [31].

Биогеохимическая активность того или иного вида биоты выражает общую способность вида к концентрации им микроэлементов. Этот показатель является интегральной характеристикой, позволяющей количественно оценить способность водных животных к накоплению микроэлементов. Для Балтийского моря фоновые значения в тканях биоты до сих пор не установлены. Согласно предельно допустимым концентрациям в нерыбном сырье по Российским нормам СанПиН [33] допускается содержание меди до 30 мкг/г в. в. и кадмия до 2 мкг/г в. в. Полученные величины аккумуляции меди и кадмия полихетами и ракообразными в Финском заливе были ниже этих допустимых концентраций СанПиН. В табл. 3 приведены уровни содержания изученных металлов в теле полихет и ракообразных и литературные данные для разных представителей внутри этих таксономических групп [24, 25, 34–40]. Обнаруженные диапазоны величин меди и кадмия для тестируемых видов в целом хорошо соотносятся с литературными данными из других регионов. Однако необходимы дальнейшие исследования в этом направлении, поскольку эти уровни накопления обоих металлов различны между видами организмов (даже в рамках одной группы) и могут быть также изменчивы в разных средовых условиях.

Уровни накопления металлов не являются постоянными. На аккумуляцию металлов влияет фоновая концентрация элемента в водной среде и уровень антропогенной нагрузки. Сопутствующие факторы, такие как pH, концентрации солей и гумусовых кислот в воде могут влиять на проникающую способность металлов в организм [16]. Также, уровни накопления зависят и от кинетики поглощения и выделения металла [30] и от скорости его метаболизма организма [41]. Механизмы включают активную регуляцию потока ионов металла [42, 43], влияние естественных фоновых концентраций [26] и кинетику насыщения при очень высокой концентрации в среде [44].

Известно, что уровни меди в тканях регулируются организмами [45]. Показано, что содержание меди в тканях пиявок (относящихся к той же группе аннелид, как и полихеты) соответствовало фоновым уровням в среде обитания [46]. Факторы накопления меди сильно различаются между разными организмами, что определяется различиями в чувствительности к загрязнению медью, условиями среды (температурой, солевым составом воды) и биодоступностью меди для того или иного водного организма. В работе [46] показано, что увеличение меди во внешней среде приводило к увеличению ее концентрации в тканях беспозвоночных. Например, это было выражено у полихет (*Nereis diversicolor*) и ракообразных (*Gammarus zaddachi*) в течение 96 ч [46]. Некоторые авторы [47], которые подвергали креветок (*Palaemon elegans*) и амфипод (*Echinogammarus pirloti*) экспериментальному воздействию меди в течение 28 дней показали, что уровни меди во всем организме (129,3 мкг/г с. в.) регулируются у креветок при воздействии ≤ 100 мкг/л меди, а при более высоких уровнях воздействия происходит пропорциональное накопление меди. У амфипод накопление меди происходило при всех уровнях содержания меди (30–3000 мкг/л) без видимой регуляции ее уровня в организме [46].

В отличие от меди, уровни кадмия не регулируются организмом, он не выводится, а только накапливается в тканях беспозвоночных [48]. При этом, метаболизм кадмия тесно связан с эссенциальными элемен-

Таблица 3

Table 3

Содержание тяжелых металлов в тканях полихет и ракообразных (целое тело) из морей разных регионов.
Данные приводятся мкг/г сухого вещества как минимальные-максимальные и/или средние величины
± стандартная ошибка

Content of heavy metals in the tissues of polychaetes and crustaceans (whole body) from seas of different regions.
Data are given µg/g dry weight as minimum-maximum and/or mean ± standard error

Вид	Район	Cd	Cu	Источник
Полихеты	Японское море, Золотой Рог	1,5±0,1	7,0±1,5	[33]
<i>Capitella capitata</i>				
<i>Dorvillea japonica</i>		2,5±0,2	17,5±0,4	
<i>Capitella capitata</i>	Черное море, Синоп	<0,1	1,1–1,5	[34]
<i>Hediste diversicolor</i>	Эгейское море, Измир	0,3	19,9	[35]
<i>Galeolaria caespitosa</i>	Тасманово море, Австралия	8,2±1,1	9,7±4,9	[36]
<i>Marenzelleria arctica</i>	Балтийское море Эстуарий р. Нева	<0,1–0,8 0,4 ±0,1	0,4–14,0 5,1±1,4	Наши данные
<i>Nephtys longisetosa</i>				[37]
Ракообразные	Балтийское море	0,2	55,0–59,0	[25]
<i>Saduria entomon</i>	Тварминне			
	Гданьский залив	0,9–1,1	50,0–120,0	[24]
	Южная часть	0,5–1,2	70,0–120,0	
	Эстуарий р. Нева	0,3–2,1 0,9±0,2	5,0–28,0 15,6±2,4	Наши данные
<i>Saduria entomon</i>	Эстуарий р. Енисей	0,2±0,0	101,0±32,0	[37]
<i>Saduria sabini</i>		0,1–1,1	2,0–56,9	
<i>Saduria sibirica</i>		0,2–1,3	2,4–73,1	
<i>Paralithodes camtschaticus</i> (клешни)	Японское море	<0,1–0,5 0,1	10,0–29,0 17,3	[38]
<i>Semibalanus balanoides</i>	Белое море Кандалакшский залив	4,4	0,5	[39]
<i>Pagurus pubescens</i>		<0,1	24,0	

тами (как медь), он способен замещать последних во многих жизненно важных ферментатических реакциях, приводя к острому токсическому действию [16, 49, 50]. Выявленные концентрации кадмия в тканях пиявок значительно превышали фоновые значения в среде обитания, свидетельствуя о высокой кумулятивной активности по отношению к кадмию [46]. Таким образом, уровни содержания металлов в окружающей среде могут определять их накопление в организмах [42, 51–53].

Нами и другими авторами показано, что концентрации металлов в донных отложениях коррелировали позитивно с уровнем органического углерода [52, 54] и соленостью воды [55]. Эти факторы в свою очередь были сопряжены с глубиной. Связь аккумуляции кадмия с его содержанием в среде обитания, по-видимому, наиболее четко будет прослеживаться для животных с мягкими покровами, как полихеты. Микроэлементы поглощаются такими животными путем пассивного прохождения через ткани, включая проникновение ионов металлов через липидный слой, транспортом в межклеточном пространстве и эндоцитозом [16, 44]. Для животных с твердыми покровами (панцирями, как у садурий), проникновение микроэлементов осуществляется через жабры (органы дыхания) или с пищей. Установлено, что на проникновение ионов металлов в клетки жабр влияет соленость [55]; уровень их биоаккумуляции может быть обратно пропорционален сродству элемента к поверхностному связыванию [56].

Величины аккумуляции кадмия и меди у полихет и кадмия у садурий были связаны обратной зависимостью с концентрацией металлов в донных осадках. Ранее такие же закономерности изменения величин BAF выявлялись в экспериментах с разной концентрацией воздействия металлов [30]. «Высокий» BAF, наблюдаемый для кадмия, может быть обусловлен не только его концентрацией в природе, но и комплексом других факторов, влияющих на поток металла. Высокие величины концентраций металлов в тканях садурий, собранных на Ст. 12, при их низком содержании в донных отложениях свидетельствуют об эффекте накопления, связанном с особыми механизмами поглощения металла этим всеядным хищничающим видом, и отчасти с эффектом биомагнификации. Садурии относятся к активно плавающим ракообразным, таким образом способны аккумулировать металлы с пищей, собранной на разных участках дна. При дальнейшем накоплении данных, по-видимому, этот вопрос следует рассмотреть более подробно.

Полихеты *M. arctia* относятся к селективным детритофагам-собираателям, предпочитая потреблять донные осадки (пелитовый ил), микроводоросли, мертвую животную пищу [57]. По типу питания садурия (*S. entomon*) является всеядным потребителем, действуя как хищник и падальщик [58]. Между *M. arctia* и *S. entomon* существуют тесные пищевые связи, по позиции в трофической сети эти полихеты стоят ниже садурий [59]. Фактор трофического переноса позволил нам оценить возможности аккумуляции металлов в донной пищевой цепи, показав в зависимости от условий местообитания, как биомагнификацию ($TTF > 1$), так и биоразбавление ($TTF < 1$). Большее накопление металлов в тканях садурий, чем в полихетах отражает динамику нарастающего эффекта биоаккумуляции металлов в трофической цепи. Известны и другие примеры связанности концентрации металлов между хищником и жертвой [26, 30, 43]. Например, содержание металлов в печени четырёхрогого бычка, питающегося садурией, коррелировали с содержанием металлов в тканях жертвы [26]. Таким образом, высоким потенциалом для применения в биомониторинге токсичных металлов в Финском заливе обладает садурия (*S. entomon*). Представители рода *Saduria* из донной фауны эстуария р. Енисей также были охарактеризованы как индикаторы с высоким уровнем бионакопления металлов [41].

Несмотря на сложные механизмы поглощения и зависимость от условий среды, фактор биоаккумуляции металлов является важным показателем при оценке загрязненности морской среды. Отсутствие определенных пороговых значений «хорошего статуса среды» и региональных фоновых значений для содержания металлов в биоте не позволили нам в полной мере выяснить степень загрязненности акватории Финского залива. Вместе с тем, по всем примененным показателям донных осадков и биоты выделяются как «загрязненные» одни и те же участки залива, расположенные в центральной глубоководном районе, зоне наибольшей седиментации и аккумуляции органического вещества. Величины бионакопления металлов могут стать одним из параметров скрининга морской среды, поскольку дают кумулятивную информацию о состоянии воды, донных осадков и биоты, показывая количество активных биодоступных форм металлов в среде, которые могут переноситься и трансформироваться внутри водной экосистемы.

5. Заключение

Биоаккумуляция металлов является многофакторным процессом, на который влияют как абиотические факторы (уровень в среде обитания), так и характеристики биоты (трофический уровень, тип питания, стадия онтогенеза, видовая специфика). Наибольшие уровни накопления кадмия и меди определены в тканях донных животных, собранных в центральной части Финского залива, удаленных от источников загрязнения металлами. Это связано не только с антропогенным фактором, но и с такими факторами среды, как большая соленость, пониженный уровень кислорода у дна и увеличенное содержание органического углерода в донных отложениях и уровнем метаболической активности в тех или иных условиях среды. Проведенное исследование выявило специфические особенности геохимической активности тестируемых видов, полихет (*M. arctia*) и ракообразных (*S. entomon*), при накоплении металлов. Уровни накопления кадмия и меди садуриями, стоящими на более высоком трофическом уровне в пищевой сети, чем полихеты, более информативны, поскольку учитывают динамику аккумуляции металлов в трофической сети и адекватно отражают наличие загрязнения металлами в заливе.

Благодарности

Авторы благодарны Ю.И. Губелит, А.А. Максимова, А.А. Морозову, В.В. Юрченко за помощь при сборе проб и первичной подготовке биоматериала, и сотрудникам Ресурсного центра «Обсерватории экологической безопасности» Санкт-Петербургского университета за предоставление приборной базы и материально-техническое обеспечение.

Acknowledgements

The authors are grateful to Yu.I. Gubelit, A.A. Maksimov, A.A. Morozov, V.V. Yurchenko for assistance in collecting samples and the initial preparation of biomaterial and to the staff of the Resource Center «Observatory of Environmental Safety» of St. Petersburg University for providing instrumentation and logistical support.

Финансирование

Работа выполнена по госзаданию Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (№ 122031100274-7 и 122041100085-8) и при частичной поддержке Программы приграничного сотрудничества Россия-Эстония, ER90 HAZLESS (2019–2021).

Фunding

The work was carried out under the state order of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation (No. 122031100274-7 and 122041100085-8) and with partial support from the Russia-Estonia Cross-Border Cooperation Program, ER90 HAZLESS (2019–2021).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Соблюдение этических норм

Все применимые международные, национальные и/или институциональные принципы работы с морскими организмами были соблюдены.

Литература

1. Максимов А.А. Многолетняя динамика и современное распределение сообщества макробентоса в восточной части Финского залива Балтийского моря // Биология моря. 2015. Т. 4, № 4. С. 269–278.
2. Березина Н.А., Губелин Ю.И., Максимов А.А. и др. Биологические эффекты опасных химических веществ в восточной части Финского залива в фокусе проекта HAZLESS // Окружающая среда Санкт-Петербурга. 2020. № 1 (15) С. 90–96.
3. Norkko J., Reed D.C., Timmermann K.A. et al. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species // Global Change Biology. 2012. Vol. 18, 2. 422. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02513.x
4. Zilius M., Bartoli M., Bresciani M. et al. Feedback mechanisms between cyanobacterial blooms, transient hypoxia, and benthic phosphorus regeneration in shallow coastal environments // Estuaries and Coasts. 2014. Vol. 37, N 3. 680. doi:10.1007/s12237-013-9717-x
5. Волощук Е.В., Максимов А.А. Оценка влияния биотурбационной активности полихет *Marenzelleria Arctica* на содержание веществ в донных отложениях восточной части Финского залива // Фундаментальная и прикладная гидрофизика. 2017. Т. 10, № 2. С. 34–40.
6. Berezina N.A., Maximov A.A., Vladimirova O.M. Influence of benthic invertebrates on phosphorus flux at the sediment–water interface in the easternmost Baltic Sea // Marine Ecology Progress Series. 2019. Vol. 608. P. 33–43. doi:10.3354/meps12824
7. Murray C.J., Müller–Karulis B., Carstensen J. et al. Past, Present and Future Eutrophication Status of the Baltic Sea // Frontiers in Marine Science. 2019. Vol. 6, N 2. doi:10.3389/fmars.2019.00002
8. Vahtera E., Conley D.J., Gustafsson B.G. et al. Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogen–fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea // AMBIO: A Journal of the Human Environment. 2007. Vol. 36, N2 P. 186–194. doi:10.1579/0044-7447(2007)36[186: IEFENC]2.0.CO;2
9. Savchuk O.P. Large–Scale nutrient dynamics in the Baltic Sea, 1970–2016 // Frontiers in Marine Science. 2018. Vol. 5. doi:10.3389/fmars.2018.00095
10. Мосин О.В. Основные экологические проблемы Балтийского моря и пути их решения // Балтийский регион. 2011. № 1 (7). С. 41–53.
11. Zalewska T., Woron J., Danowska B., Suplińska M. Temporal changes in Hg, Pb, Cd and Zn environmental concentrations in the southern Baltic Sea sediments dated with 210Pb method // Oceanologia. 2015. Vol. 57, N 1. P. 32–43. doi:10.1016/j.oceano.2014.06.003
12. Kuprijanov I., Väli G., Sharov A. et al. Hazardous substances in the sediments and their pathways from potential sources in the eastern Gulf of Finland // Marine Pollution Bulletin. 2021. Vol. 170. 112642. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112642
13. Shevchenko V. The Influence of aerosols on the oceanic sedimentation and environmental conditions in the Arctic // Reports on Polar and Marine Research. 2003. Vol. 464. P. 1–149. doi:10.2312/BZPM_0464_2003
14. Remeikaitė–Nikienė N., Garnaga–Budrė G., Lujanienė G. et al. Distribution of metals and extent of contamination in sediments from the south–eastern Baltic Sea (Lithuanian zone) // Oceanologia. 2018. Vol. 60, N 2. P. 193–206. doi:10.1016/j.oceano.2017.11.001
15. Ogunola O.S. Physiological, immunological, genotoxic and histopathological biomarker responses of molluscs to heavy metal and water–quality parameter exposures: a critical review // Journal of Oceanography and Marine Research. 2017. Vol. 5, 158. doi:10.4172/2572-3103.1000158
16. Moiseenko T.I. Bioavailability and ecotoxicity of metals in aquatic systems: critical levels of pollution // Geochemistry International. 2019. Vol. 64, N 7. P. 675–688. doi:10.31857/S0016-7525647675-688

17. de Conto Cinier C., Petit–Ramel M., Faure R., Garin D. Cadmium bioaccumulation in carp (*Cyprino carpio*) tissues during longterm exposure: analysis by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry // *Ecotoxicology and Environment Safety*. 1997. Vol. 38. P. 137–143. doi:10.1006/eesa.1997.1569
18. Boudjema K., Badis A., Moulai–Mostefa N. Study of heavy metal bioaccumulation in *Mytilus galloprovincialis* (Lamark 1819) from heavy metal mixture using the CCF design // *Environmental Technology & Innovation*. 2022. Vol. 25. 102202. doi:10.1016/j.eti.2021.102202.
19. Заботкина Е.А., Лапирова Т.Б. Влияние тяжелых металлов на иммунофизиологический статус рыб // *Успехи современной биологии*. 2003. Т. 123, № 4. С. 401–408.
20. Чаплыгин В.А., Еришова Т.С., Зайцев В.Ф. Трансформация металлов в системе: грунт — пищевые цепи осетровых Каспийского моря // *Юг России: экология, развитие*. 2019. Т. 14, № 3. С. 138–143. doi:10.18470/1992-1098-2019-3-138-143.
21. Levit R.L., Shigaeva T.D., Kudryavtseva V.A. Heavy metals in macrozoobenthos and sediments of the coastal zone of the eastern Gulf of Finland // *Russian Journal of General Chemistry*. 2020. Vol. 90. P. 2700–2707. doi:10.1134/S1070363220130265
22. Sharov A.N., Berezina N.A., Kuprijanov I. et al. Cadmium in the Eastern Gulf of Finland: concentrations and effects on the mollusk *Limecola balthica* // *Geochemistry International*. 2022. Vol. 60. P. 702–710. doi:10.1134/S0016702922060076
23. Berezina N., Maximov A., Sharov A., Gubelit Y., Kholodkevich S. Environmental assessment with cage exposure in the Neva estuary, Baltic Sea: metal bioaccumulation and physiologic activity of bivalve molluscs // *Journal of Marine Science and Engineering*. 2023. Vol. 11, N 9. 1756. doi:10.3390/jmse11091756
24. Góral M., Szefer P., Ciesielski T., Warzocha J. Distribution and relationships of trace metals in the isopod *Saduria entomon* and adjacent bottom sediments in the southern Baltic // *Journal of Environmental Monitoring*. 2009. Vol. 11. P. 1875–1882. doi:10.1039/b900366e
25. Voigt H–R. Heavy metal concentrations in four–horn sculpin *Triglopsis quadricornis* (L.) (Pisces), its main food organism *Saduria entomon* L. (Crustacea), and in bottom sediments in the Archipelago Sea and the Gulf of Finland (Baltic Sea) // *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology*. 2007. Vol. 56. P. 224–238. doi:10.3176/eco.2007.3.05
26. Bonsignore M., Manta D.S., Mirto S. et al. Bioaccumulation of heavy metals in fish, crustaceans, molluscs and echinoderms from the Tuscany coast // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018. Vol. 162. P. 554–562. doi:10.1016/j.ecoenVol.2018.07.044
27. Erdem M., Turan H., Kaya Y. Mineral and trace element contents of warty crab (*Eriphia verrucosa*) and brown shrimp (*Crangon crangon*) // *Journal of Fisheries and Aquatic Science* 2015. Vol. 30, N 2. P. 26–31. doi:10.18864/iujfas.82582
28. APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. American Public Health Association. Washington. 1992.
29. Jorhem L., Engman J., Sundström B., Thim A.M. Trace elements in crayfish: regional differences and changes induced by cooking // *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 1994. Vol. 26. P. 137–142. doi:10.1007/BF0022479630.
30. DeForest D.K., Brix K.VOL., Adams W.J. Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration // *Aquatic Toxicology*. 2007. Vol. 84, N2. P. 236–246. doi:10.1016/j.aquatox.2007.02.022
31. Vallius H., Leivuori M. Classification of heavy metal contaminated sediments of the Gulf of Finland // *Baltica*. 2003. Vol. 16. P. 3–12.
32. Vallius H. Heavy metal concentrations in sediment cores from the northern Baltic Sea: Declines over the last two decades // *Marine Pollution Bulletin*. 2014. Vol. 79, N 1–2. P. 359–364. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.11.017
33. СанПиН 2.3.2.1078–01.2008. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. 2008. URL: [https://gosstandart.info/data/documents/sanpin3.2.1078–01](https://gosstandart.info/data/documents/sanpin3.2.1078-01) (дата обращения: 14.12.2023).
34. Давыдкова И.Л., Фадеева Н.П., Ковековдова Л.Т., Фадеев В.И. Содержание тяжелых металлов в тканях доминирующих видов бентоса и в донных осадках бухты Золотой Рог Японского моря // *Биология моря*. 2005. Т. 31, № 3. С. 202–206.
35. Bat L., Şahin F., Öztekin A. Assessment of heavy metals pollution in water and sediments and polychaetes in Sinop shores of the Black Sea // *KSU Journal of Agriculture and Nature*. 2019. Vol. 22. N 5. P. 806–816. doi:10.18016/KSUTARIMDOGA.V22I45606.535882
36. Dora E.Ç., Sunlu U., Ergen Z. Heavy metal concentrations in *Hediste diversicolor* (Polychaeta) and sediments from Homa Lagoon (Izmir Bay–Turkey) // *Bulletin International Commission for the Scientific Exploration of the Mediterranean Sea*. 2007. Vol. 38. P. 253.
37. Waring J.S., Maher W.A., Krikowa F. Trace metal bioaccumulation in eight common coastal Australian polychaeta // *Journal of Environmental Monitoring*. 2006. Vol. 8. 1149.

38. Demina L.L., Galkin S.VOL. Bioaccumulation of trace elements in organisms of benthic biocenoses in oceanic oxidized and reduced environments: similarities and differences // *Geochemistry International*. 2018. Vol. 56, N 6. P. 566–578. doi:10.1134/S0016702918060034.
39. Наревич И.С., Ковкековдова Л.Т. Микроэлементы (As, Cd, Pb, Fe, Cu, Zn, Se, Hg) в промысловых ракообразных Японского моря // *Известия ТИНРО*. 2017. Т. 189. С. 147–155.
40. Крупина М.В., Дахно А.Д. Содержание тяжелых металлов в некоторых гидробионтах Белого моря // *Экологический мониторинг и моделирование экосистем*. 2021. Т. 32, № 3–4. С. 112–122. doi:10.21513/2410-8758-2021-3-4-112-122
41. Depledge M.H., Rainbow P.S. Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates // *Comparative Biochemistry and Physiology Part — C: Toxicology and Pharmacology*. 1990. Vol. 97. P. 1–7.
42. Rainbow P.S., Poirier L., Smith B.D., Brix K.VOL., Luoma S.N. Trophic transfer of trace metals from the polychaete worm *Nereis diversicolor* to the polychaete *N. virens* and the decapod crustacean *Palaemonetes varians* // *Marine Ecology Progress Series*. 2006. Vol. 321. P. 167–181. doi:10.3354/meps321167.
43. Simkiss K., Taylor M.G. Convergence of cellular—systems of metal detoxification // *Marine Environmental Research*. 1989. Vol. 28, N 1. P. 211–214. doi:10.1016/0141-1136(89)90227-4
44. Bryan G.W. Concentrations of zinc and copper in the tissues of decapod crustaceans // *Journal of the Marine Biological Association UK (JMBA)*. 1968. Vol. 48. P. 303–321.
45. Ferns P.N. Birds of the Bristol Channel and Severn Estuary // *Marine Pollution Bulletin*. 1984. Vol. 15. P. 76–81. doi:10.1016/0025-326X(84)90467-3
46. Amiard J.C., Triquet C., Berthet B., Metayer C. Comparative study of the patterns of bioaccumulation of essential (Cu, Zn) and non—essential (Cd, Pb) trace metals in various estuarine and coastal organisms // *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 1987. Vol. 106, N 1. P. 73–89. doi:10.1016/0022-0981(87)90148-1
47. Rainbow P.S., White S.L. Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle // *Hydrobiologia* 1989. Vol. 174, Is. 3. P. 245–262.
48. Brzoska M.M., Moniuszko—Jakoniuk J. Interaction between cadmium and zinc in the organism // *Food and Chemical Toxicology*. 2001. Vol. 39, N 10. P. 967–980. doi:10.1016/S0278-6915(01)00048-5
49. Sloman K.A., Scott G.R., Zhongyu D. Cadmium affects the social behavior rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* // *Aquatic Toxicology*. 2003. Vol. 65, N 2. P. 171–185. doi:10.1016/S0166-445X(03)00122-X
50. Черная Л.В., Ковальчук Л.А. Содержание тяжелых металлов в тканях пиявок, обитающих в озерах Южного Урала // *Вестник Оренбургского государственного университета*. 2010. № 12. С. 65–68.
51. Ansari T.M., Marr I.L., Tariq N. Heavy metals in marine pollution perspective—A mini review // *Journal of Applied Sciences*. 2004. Vol. 4, N 1. P. 1–20. doi:10.3923/jas.2004.1.20
52. Кораблина И.В., Котов С.В., Барабашин Т.О. Азовская тарань как показатель антропогенного загрязнения экосистемы Азовского моря // *Труды ВНИРО*. 2019. Т. 178. С. 84–103.
53. Рюмина А.А., Тищенко П.Я., Шкирникова Е.М. Тяжелые металлы и органический углерод в донных осадках мелководных бухт залива Петра Великого // *Геохимия*. 2023. Т. 68, № 7. С. 709–719. doi:10.31857/S0016752523060080
54. Поромов А.А., Перетыкин А.А., Смуров А.В. Влияние солености на биоконцентрацию и генотоксичность тяжелых металлов для морских звезд *Asterias rubens* L. // *Известия МГТУ МАМИ*. 2014. Т. 3, № 3. С. 43–49.
55. Hollis L., McGeer J.C., McDonald D.G., Wood C.M. Protective effects of calcium against chronic waterborne cadmium exposure to juvenile rainbow trout // *Environment Toxicology and Chemistry*. 2000. Vol. 19, N 11. P. 2725–2734. doi:10.1002/etc.5620191117
56. Spry D.J., Wiener, J.G. Metal bioavailability and toxicity to fish in low—alkalinity lakes: a critical review // *Environmental Pollution*. 1991. Vol. 71, N 2–4. P. 243–304. doi:10.1016/0269-7491(91)90034-t
57. Кочешкова О.В., Ежова Е.Е., Ланге Е.К. Особенности питания двух массовых видов полихет Вислинского залива Балтийского моря // *Морской экологический журнал*. 2012. Т. 11, № 2. С. 45–51.
58. Hill C., Elmgren R. Predation by the isopod *Saduria entomon* on the amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia femorata*: Experiments on prey vulnerability // *Oecologia*. 1992. Vol. 91, N 2. P. 153–156. doi:10.1007/BF00317777
59. Golubkov S., Tiunov A., Golubkov M. Food—web modification in the eastern Gulf of Finland after invasion of *Marenzelleria arctica* (Spionidae, Polychaeta) // *NeoBiota*. 2021. Vol. 66. P. 75–94. doi:10.3897/neobiota.66.63847

References

1. Maximov A. The long—term dynamics and current distribution of macrozoobenthos communities in the Eastern Gulf of Finland, Baltic Sea. *Russian Journal of Marine Biology*. 2015, 41, 4, 300–310. doi:10.1134/S1063074015040094
2. Berezina N.A., Gubelit Yu.I., Maksimov A.A., Zhakovskaya Z.A., Polyak Yu.M., Sladkova S.V., Bobyleva N.V., Zagrebina T.A., Lips I., Kolesova N. Biological effects of hazardous chemicals in the eastern part of the Gulf of Finland in the focus of the HAZLESS project. *Environment of St. Petersburg*, 2020, 1 (15), 90–96 (in Russian).

3. Norkko J., Reed D.C., Timmermann K. A. et al. A welcome can of worms? Hypoxia mitigation by an invasive species. *Global Change Biology*, 2012, 18(2), 422. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02513.x
4. Zilius M., Bartoli M., Bresciani M. et al. Feedback mechanisms between cyanobacterial blooms, transient hypoxia, and benthic phosphorus regeneration in shallow coastal environments. *Estuaries and Coasts*. 2014, 37(3), 680. doi:10.1007/s12237-013-9717-x
5. Voloshchuk E.V., Maximov A.A. Assessment of influence of *Marenzelleria arctica* bioturbation activity on substances content in the sediments of the Eastern Gulf of Finland. *Fundamental and Applied Hydrophysics*. 2017, 10(2), 34–40 (in Russian).
6. Berezina N.A., Maximov A.A., Vladimirova O.M. Influence of benthic invertebrates on phosphorus flux at the sediment–water interface in the easternmost Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 2019, 608, 33–43. doi:/10.3354/meps12824
7. Murray C.J., Müller–Karulis B., Carstensen J. et al. Past, Present and Future Eutrophication Status of the Baltic Sea. *Frontiers in Marine Science*. 2019, 6, 2. doi:10.3389/fmars.2019.00002
8. Vahtera E., Conley D.J., Gustafsson B.G. et al. Internal ecosystem feedbacks enhance nitrogen–fixing cyanobacteria blooms and complicate management in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 2007, 36, 186–194. doi:10.1579/0044-7447(2007)36[186: iefenc]2.0.co;2.
9. Savchuk O.P. Large-Scale nutrient dynamics in the Baltic Sea, 1970–2016. *Frontiers in Marine Science*. 2018, 5. doi:10.3389/fmars.2018.00095
10. Mosin O. The main environmental problems of the Baltic Sea and the ways to solve them. *Baltic Region*. 2011, 1(7), 35–47. doi: 10.5922/2079-8555-2011-1-5
11. Zalewska T., Woron J., Danowska B., Suplińska M. Temporal changes in Hg, Pb, Cd and Zn environmental concentrations in the southern Baltic Sea sediments dated with 210Pb method. *Oceanologia*. 2015, 57, 1, 32–43. doi:10.1016/j.oceano.2014.06.003
12. Kuprijanov I., Väli G., Sharov A. et al. Hazardous substances in the sediments and their pathways from potential sources in the eastern Gulf of Finland. *Marine Pollution Bulletin*. 2021, 170, 12642. doi:10.1016/j.marpolbul.2021.112642
13. Shevchenko V. The Influence of aerosols on the oceanic sedimentation and environmental conditions in the Arctic. *Reports on Polar and Marine Research*. 2003, 464, 1–149. doi:10.2312/BZPM_0464_2003
14. Remeikaitė–Nikienė N., Garnaga–Budrė G., Lujanienė G. et al. Distribution of metals and extent of contamination in sediments from the south–eastern Baltic Sea (Lithuanian zone). *Oceanologia*. 2018, 60(2), 193–206. doi:10.1016/j.oceano.2017.11.001
15. Ogunola O.S. Physiological, immunological, genotoxic and histopathological biomarker responses of molluscs to heavy metal and water–quality parameter exposures: a critical review. *Journal of Oceanography and Marine Research*. 2017, 5, 158. doi:10.4172/2572-3103.1000158
16. Moiseenko T.I. Bioavailability and ecotoxicity of metals in aquatic systems: critical levels of pollution. *Geochemistry International*. 2019, 64(7), 675–688. doi:10.31857/S0016-7525647675-688
17. de Conto Cinier C., Petit–Ramel M., Faure R., Garin D. Cadmium bioaccumulation in carp (*Cyprino carpio*) tissues during longterm exposure: analysis by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *Ecotoxicology and Environment Safety*. 1997, 38, 137–143. doi:10.1006/eesa.1997.1569
18. Boudjema K., Badis A., Moulai–Mostefa N. Study of heavy metal bioaccumulation in *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck 1819) from heavy metal mixture using the CCF design. *Environmental Technology & Innovation*. 2022, 25, 102202. doi:10.1016/j.eti.2021.102202.
19. Zobotkina E.A., Lapirova T.B. The influence of heavy metals on the immunophysiological status of sturgeon fish. *Uspekhi Sovremennoy Biologii*. 2003, 123(4), 401–408 (in Russian).
20. Chaplygin V.A., Yershova T.S., Zaytseva V.F. Transformation of metals in the system: sediments–food chains of ocerpovых fish of Caspian Sea. *Yug Rossii: Ekologiya, razvitie*. 2019. 14 (3), 138–143. doi:10.18470/1992-1098-2019-3-138-143 (in Russian).
21. Levit R.L., Shigaeva T.D., Kudryavtseva V.A. Heavy metals in macrozoobenthos and sediments of the coastal zone of the eastern Gulf of Finland. *Russian Journal of General Chemistry*. 2020, 90, 13, 2700–2707. doi:10.1134/S1070363220130265
22. Sharov A.N., Berezina N.A., Kuprijanov I. L. et al. Cadmium in the Eastern Gulf of Finland: concentrations and effects on the mollusk *Limecola Balthica*. *Geochemistry International*. 2022, 60, 702–710. doi:10.1134/S0016702922060076
23. Berezina N., Maximov A., Sharov A., Gubelit Y., Kholodkevich S. Environmental assessment with cage exposure in the Neva estuary, Baltic Sea: metal bioaccumulation and physiologic activity of bivalve molluscs. *Journal of Marine Science and Engineering*. 2023, 11(9), 1756. doi:10.3390/jmse11091756
24. Góral M., Szefer P., Ciesielski T., Warzocha J. Distribution and relationships of trace metals in the isopod *Saduria entomon* and adjacent bottom sediments in the southern Baltic. *Journal of Environmental Monitoring*. 2009, 11, 1875–1882. doi:10.1039/b900366e
25. Voigt H-R. Heavy metal concentrations in four–horn sculpin *Triglopsis quadricornis* (L.) (Pisces), its main food organism *Saduria entomon* L. (Crustacea), and in bottom sediments in the Archipelago Sea and the Gulf of Finland (Baltic Sea). *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology*. 2007, 56, 224–238. doi:10.3176/eco.2007.3.05

26. *Bonsignore M., Manta D.S., Mirto S. et al.* Bioaccumulation of heavy metals in fish, crustaceans, molluscs and echinoderms from the Tuscany coast. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018, 162, 554–562. doi:10.1016/j.ecoenv.2018.07.044
27. *Erdem M., Turan H., Kaya Y.* Mineral and trace element contents of warty crab (*Eriphia verrucosa*) and brown shrimp (*Crangon crangon*). *Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 2015, 30(2), 26–31. doi:10.18864/iujfas.82582
28. *APHA*. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th ed. American Public Health Association. Washington. 1992.
29. *Jorhem L., Engman J., Sundström B., Thim A.M.* Trace elements in crayfish: regional differences and changes induced by cooking. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 1994, 26, 137–142. doi:10.1007/BF00224796
30. *DeForest D.K., Brix K.V., Adams W.J.* Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquatic Toxicology*. 2007, 84 (2), 236–246. doi:10.1016/j.aquatox.2007.02.022
31. *Vallius H., Leivuori M.* Classification of heavy metal contaminated sediments of the Gulf of Finland. *Baltica*. 2003, 16, 3–12.
32. *Vallius H.* Heavy metal concentrations in sediment cores from the northern Baltic Sea: Declines over the last two decades. *Marine Pollution Bulletin*. 2014, 79(1–2), 359–364. doi:10.1016/j.marpolbul.2013.11.017
33. *SanPiN 2.3.2.1078–01.2008*. Hygienic requirements for the safety and nutritional value of food products. 2008. URL: [https://gosstandart.info/data/documents/sanpin3.2.1078–01](https://gosstandart.info/data/documents/sanpin3.2.1078-01) (Accessed 12.14.2023) (in Russian).
34. *Davydkova I.L., Fadeeva N.P., Kovekovdova L.T., Fadeev V.I.* Heavy metal contents in tissues of dominant species of the benthos and in bottom sediments of Zolotoi Rog Bay, Sea of Japan. *Russian Journal of Marine Biology*. 2005, 31(3), 176–180. doi:10.1007/s11179-005-0064-z
35. *Bat L., Şahin F., Öztekin A.* Assessment of heavy metals pollution in water and sediments and polychaetes in Sinop shores of the Black Sea. *KSU Journal of Agriculture and Nature*. 2019, 22(5), 806–816. doi:10.18016/KSUTARIMDOGA.V22I45606.535882
36. *Dora E.Ç., Sunlu U., Ergen Z.* Heavy metal concentrations in *Hediste diversicolor* (Polychaeta) and sediments from Homa Lagoon (Izmir Bay–Turkey). *Bulletin International Commission for the Scientific Exploration of the Mediterranean Sea*. 2007, 38, 253.
37. *Waring J.S., Maher W.A., Krikowa F.* Trace metal bioaccumulation in eight common coastal Australian polychaete. *Journal of Environmental Monitoring*. 2006, 8, 1149.
38. *Demina L.L., Galkin S.V.* Bioaccumulation of trace elements in organisms of benthic biocenoses in oceanic oxidized and reduced environments: similarities and differences. *Geochemistry International*. 2018, 56(6), 566–578. doi:10.1134/S0016702918060034.
39. *Narevich I.S., Kovekovdova L.T.* Trace elements (As, Cd, Pb, Fe, Cu, Zn, Se, Hg) in commercial crustaceans of the Sea of Japan. *Izvestiya TINRO*. 2017, 189, 147–155. (in Russian)
40. *Krupina M.V., Dakhno A.D.* Content of heavy metals in some hydrobionts of the White Sea. *Environmental Monitoring and Ecosystem Modelling*. 2021, 32(3–4), 112–122.
41. *Depledge M.H., Rainbow P.S.* Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. *Comparative Biochemistry and Physiology Part — C: Toxicology and Pharmacology*. 1990, 97, 1–7.
42. *Rainbow P.S., Poirier L., Smith B.D., Brix K.V., Luoma S.N.* Trophic transfer of trace metals from the polychaete worm *Nereis diversicolor* to the polychaete *N. virens* and the decapod crustacean *Palaemonetes varians*. *Marine Ecology Progress Series*. 2006, 321, 167–181. doi:10.3354/meps321167.
43. *Simkiss K., Taylor M.G.* Convergence of cellular–systems of metal detoxification. *Marine Environmental Research*. 1989, 28(1), 211–214. doi:10.1016/0141-1136(89)90227-4
44. *Bryan G.W.* Concentrations of zinc and copper in the tissues of decapod crustaceans. *Journal of the Marine Biological Association UK (JMBA)*. 1968, 48, 303–321.
45. *Ferns P.N.* Birds of the Bristol Channel and Severn Estuary. *Marine Pollution Bulletin*. 1984, 15, 76–81. doi:10.1016/0025-326X(84)90467-3
46. *Amiard J.C., Triquet C., Berthet B., Metayer C.* Comparative study of the patterns of bioaccumulation of essential (Cu, Zn) and non–essential (Cd, Pb) trace metals in various estuarine and coastal organisms. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 1987, 106(1), 73–89. doi:10.1016/0022-0981(87)90148-1
47. *Rainbow P.S., White S.L.* Comparative strategies of heavy metal accumulation by crustaceans: zinc, copper and cadmium in a decapod, an amphipod and a barnacle. *Hydrobiologia*. 1989, 174(3), 245–262.
48. *Brzoska M.M., Moniuszko–Jakoniuk J.* Interaction between cadmium and zinc in the organism. *Food and Chemical Toxicology*. 2001, 39(10), 967–980. doi:10.1016/S0278-6915(01)00048-5
49. *Sloman K.A., Scott G.R., Zhongyu D.* Cadmium affects the social behavior rainbow trout, *Onconrhynechus mykiss*. *Aquatic Toxicology*. 2003, 65(2), 171–185. doi:10.1016/S0166-445X(03)00122-X

50. Chernaya L.V., Kovalchuk L.A. Content of heavy metals in the tissues of leeches living in lakes of the Southern Urals. *Vestnik Orenburgskogo Gosudarstvennogo Universiteta*. 2010, 12, 65–68 (in Russian).
51. Ansari T.M., Marr I.L., Tariq N. Heavy metals in marine pollution perspective—A mini review. *Journal of Applied Sciences*. 2004, 4(1), 1–20. doi:10.3923/jas.2004.1.20
52. Korablina I.V., Kotov S.V., Barabashin T.O. Azov ram as an indicator of anthropogenic pollution of the Azov Sea ecosystem. *Trudy VNIRO*. 2019, 178, 84–103 (in Russian).
53. Ryumina A.A., Tishchenko P. Ya., Shkirnikova E.M. Heavy metals and organic carbon in bottom sediments of shallow bights of Peter the Great Bay. *Geochemistry International*. 2023, 61 (7), 724–734. doi:10.1134/S0016702923060083
54. Poromov A.A., Peretykin A.A., Smurov A.V. Effect of salinity on the bioconcentration and genotoxicity of heavy metals for the sea star *Asterias rubens* L. *Izvesiya MGTU MAMI*. 2014, 3(3), 43–49 (in Russian).
55. Hollis L., McGeer J.C., McDonald D.G., Wood C.M. Protective effects of calcium against chronic waterborne cadmium exposure to juvenile rainbow trout. *Environment Toxicology and Chemistry*. 2000, 19(11), 2725–2734. doi:10.1002/etc.5620191117
56. Spry D.J., Wiener, J.G. Metal bioavailability and toxicity to fish in low–alkalinity lakes: a critical review. *Environmental Pollution*. 1991, 71(2–4), 243–304. doi:10.1016/0269-7491(91)90034-t
57. Kocheshkova O.V., Ezhova E.E., Lange E.K. Feeding features of two common species of polychaetes in the Vistula Lagoon of the Baltic Sea. *Morskoy Ekologicheskii Zhurnal*. 2012, 11(2), 45–51 (in Russian).
58. Hill C., Elmgren R. Predation by the isopod *Saduria entomon* on the amphipods *Monoporeia affinis* and *Pontoporeia femorata*: Experiments on prey vulnerability. *Oecologia*. 1992, 91(2), 153–56. doi:10.1007/BF00317777
59. Golubkov S., Tiunov A., Golubkov M. Food–web modification in the eastern Gulf of Finland after invasion of *Marenzelleria arctica* (Spionidae, Polychaeta). *NeoBiota*. 2021, 66, 75–94. doi:10.3897/neobiota.66.63847

Об авторах

БЕРЕЗИНА Надежда Александровна, ведущий научный сотрудник, кандидат биологических наук,
ORCID: 0000-0003-3057-5596, SPIN-код: 5635-1779, e-mail: nadezhda.berezina@zin.ru
КАМАРДИН Николай Николаевич, ведущий научный сотрудник, доктор биологических наук,
ORCID: 0000-0002-8803-5691, SPIN-код: 2436-1556, e-mail: nik-kamardin@yandex.ru
ШАРОВ Андрей Николаевич, ведущий научный сотрудник, доктор биологических наук,
ORCID: 0000-0001-7581-2538, SPIN-код: 8706-2885, e-mail: sharov_AN@mail.ru