

Научная статья
УДК 574.5
doi: 10.17223/19988591/60/5

Аккумулирующая способность гидробионтов и взвешенного вещества в отношении радиоизотопов плутония в прибрежных акваториях (Севастопольская бухта, Черное море)

Артём Алексеевич Параскив¹, Наталия Николаевна Терещенко²,
Владислав Юрьевич Проскурнин³,
Ольга Дмитриевна Чужикова-Проскурнина⁴,
Александр Викторович Трапезников⁵, Анатолий Петрович Платаев⁶

^{1, 2, 3, 4} Федеральный исследовательский центр «Институт биологии южных морей
имени А.О. Ковалевского РАН» (Севастополь, Россия)

^{5, 6} Институт экологии растений и животных УрО РАН (Екатеринбург, Россия)

¹ paraskiv@ibss-ras.ru

² ntereshchenko@yandex.ru

³ v_proskurnin@ibss-ras.ru

⁴ olga88.chp@ya.ru

⁵ vera_zar@mail.ru

⁶ ty1985@mail.ru

Аннотация. Представлены данные об аккумулирующей способности гидробионтов и взвешенного вещества на основе современных уровней концентраций антропогенных радиоизотопов плутония $^{239+240}\text{Pu}$ в гидробионтах, воде и взвешенном веществе в Севастопольской бухте (Черное море). Были исследованы представители многоклеточных бурых и зеленых водорослей, двустворчатых моллюсков, демерсальных и пелагических рыб, крабов и зоопланктона из подкласса *Copepoda*. Установлено, что все изученные виды имеют достаточно высокую аккумулирующую способность в отношении $^{239+240}\text{Pu}$, количественно характеризующуюся коэффициентами накопления (K_H). Наибольшей аккумулирующей способностью среди исследованных компонент экосистемы обладает взвешенное вещество (K_H $^{239+240}\text{Pu}$ – $n \cdot 10^5$), а среди изученных гидробионтов – двустворчатые моллюски, многолетние многоклеточные бурые водоросли, пелагические хищные рыбы (K_H $^{239+240}\text{Pu}$ – $n \cdot 10^3$). Для представителей референтных групп морских организмов разных трофических уровней проведены расчеты дозовых нагрузок, создаваемых $^{239+240}\text{Pu}$, на основе полученных результатов и информации из баз данных программного комплекса ERICA Assessment Tool 2.0. Критическими звеньями трофической цепи в экосистеме Севастопольской бухты по дозовым нагрузкам определены для звена первичных продуцентов: фитопланктон и многолетние бурые водоросли, для консументов I порядка – двустворчатые моллюски, для консументов II порядка – пелагические хищные рыбы.

Ключевые слова: радиоизотопы плутония, гидробионты, Севастопольская бухта, коэффициенты накопления, дозовые нагрузки

Источник финансирования: исследование выполнено при поддержке РФФИ по научному гранту Аспиранты № 20-35-90041 и в рамках темы государственного задания ФИЦ ИнБЮМ, номер гос. регистрации 121031500515-8.

Благодарности: коллектив авторов выражает благодарность вед.н.с., канд. биол. наук Н.А. Мильчаковой и с.н.с., канд. биол. наук В.В. Александрову за помощь в определении видового состава макроводорослей.

Для цитирования: Параскив А.А., Терещенко Н.Н., Проскурнин В.Ю., Чузикова-Проскурнина О.Д., Трапезников А.В., Платаев А.П. Аккумуляционная способность гидробионтов и взвешенного вещества в отношении радиоизотопов плутония в прибрежных акваториях (Севастопольская бухта, Черное море) // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2022. № 60. С. 78–101. doi: 10.17223/19988591/60/5

Original article

doi: 10.17223/19988591/60/5

Accumulation Ability of Hydrobionts and Suspended Matter in Relation to Plutonium Radioisotopes in Coastal Waters (Sevastopol Bay, the Black Sea)

Artem A. Paraskiv¹, Nataliya N. Tereshchenko², Vladislav Yu. Proskurnin³, Olga D. Chuzhikova-Proskurnina⁴, Alexander V. Trapeznikov⁵, Anatoliy P. Plataev⁶

^{1, 2, 3, 4} A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of the Russian Academy of Sciences (Sevastopol, Russian Federation)

^{5, 6} Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences (Yekaterinburg, Russian Federation)

¹ paraskiv@ibss-ras.ru

² ntereshchenko@yandex.ru

³ v_proskurnin@ibss-ras.ru

⁴ olga88.chp@ya.ru

⁵ vera_zar@mail.ru

⁶ ty1985@mail.ru

Summary. The accumulation ability of marine ecosystems biotic and abiotic components is one of the water masses self-purification mechanisms. Hydrobionts and suspended matter accumulate anthropogenic substances from the water, thereby contributing to its self-purification. It is important to study the quantitative characteristics of this process in order to assess the ecological state of aquatic ecosystems and a possible impact of anthropogenic substances on marine organisms and ensure their protection. Anthropogenic substances entering the water systems include technogenic radionuclides. Among them, the plutonium radioisotopes $^{239+240}\text{Pu}$ occupy a special place. Being long-lived alpha-emitting radioisotopes, $^{239+240}\text{Pu}$ are especially dangerous if they enter inside the organism. Therefore, it is required to assess hydrobionts accumulation ability in relation to these radioisotopes, and the dose loads that they create on marine biota. This study was carried out in Sevastopol Bay of the Black Sea which was subjected to pollution by anthropogenic radionuclides and is currently serving as a model object for studying the redistribution of $^{239+240}\text{Pu}$ in marine coastal ecosystems.

This work was aimed to assess the accumulation ability of hydrobionts and suspended matter in relation to plutonium and the dose loads created by $^{239+240}\text{Pu}$ on marine organisms, representatives of different trophic levels, based on determining the $^{239+240}\text{Pu}$ activity concentration in the components of the bay ecosystem.

Representatives of multicellular brown and green algae, bivalves, demersal and pelagic fish, crabs and zooplankton of the subclass Copepoda were studied. The $^{239+240}\text{Pu}$ activity concentration in the ecosystem components was determined by standard radiochemical methods and alpha-spectrometry. The accumulation ability of hydrobionts and suspended matter in relation to $^{239+240}\text{Pu}$ was estimated by the concentration factors (C_f). The dose loads on marine biota were calculated using the ERICA Assessment Tool 2.0 software package.

It was found that suspended matter has the highest accumulation ability among the studied components ($C_f^{239+240}\text{Pu} - n \cdot 10^5$), as well as bivalve mollusks, perennial multicellular brown algae and pelagic predatory fish among the studied hydrobionts ($C_f^{239+240}\text{Pu} - n \cdot 10^3$). It is concluded that the processes of plutonium redistribution in the bay lead to its deposition in the bottom sediments and long-term biotic components of the bay. At the same time, $^{239+240}\text{Pu}$ are not removed from the ecosystem and, under certain conditions, they can enter the water as secondary pollution. The critical links of the trophic chain in the bay ecosystem according to the dose loads are determined for the link of primary producers: phytoplankton and perennial brown algae, for consumers of the first order – bivalve mollusks, for consumers of the second order – pelagic predatory fish.

The paper contains 5 Figures, 1 Tables, and 48 References.

Keywords: plutonium radioisotopes, hydrobionts, Sevastopol Bay, concentration factors, dose loads

Funding: The reported study was funded by RFBR, project number 20-35-90041 and the state assignment of the IBSS RAS "Molismological and Biogeochemical Basis of the Homeostasis of Marine Ecosystems", No. 121031500515-8.

Acknowledgments: The authors are grateful to leading researcher, Ph.D. Milchakova N.A. and senior researcher, Ph.D. Alexandrov V.V. for their help in determining the species of macroalgae.

For citation: Paraskiv AA, Tereshchenko NN, Proskurnin VYu, Chuzhikova-Proskurnina OD, Trapeznikov AV, Plataev AP. Accumulation Ability of Hydrobionts and Suspended Matter in Relation to Plutonium Radioisotopes in Coastal Waters (Sevastopol Bay, the Black Sea). *Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta. Biologiya = Tomsk State University Journal of Biology*. 2022;60:78-101. doi: 10.17223/19988591/60/5

Введение

Как известно, в учении В.И. Вернадского о биосфере говорится, что живое вещество в процессе своей жизнедеятельности воссоздает свою среду обитания. Водная среда – основная среда обитания гидробионтов, и поддержание экологически приемлемого ее состава очень важно для существования и развития водных организмов. Одним из механизмов самоочищения водных масс от техногенных веществ, поступающих в результате антропогенной деятельности в водоемы, служит аккумулирующая способность биотических и абиотических компонент водной экосистемы. Гидробионты и взвешенное вещество, накапливая техногенные вещества из водной среды, тем самым способствуют ее самоочищению. Поэтому знание количественных характеристик этого процесса важно как для оценки экологического состояния водной среды, так и оценки возможного биологиче-

ского воздействия техногенных веществ на гидробионты для обеспечения защищенности биоты от антропогенной нагрузки.

К числу техногенных веществ относятся, в частности, антропогенные радионуклиды [1, 2]. Ранее проведенные исследования по аккумулярованию радионуклидов различными видами черноморских гидробионтов показали, что оно происходит в результате двух процессов: поступления пищевым путем, а также, в значительной степени, через внешние покровы гидробионтов в результате минерального обмена с внешней средой [2, 3]. Это приводит к формированию определенного уровня концентрации радионуклидов в гидробионтах в зависимости от аккумуляционной способности организма. При этом для различных таксономических групп гидробионтов аккумуляционная способность в отношении разных техногенных радионуклидов отличалась [2, 4, 5]. Особое место среди техногенных радиоизотопов занимают ^{239}Pu и ^{240}Pu , периоды полураспада которых составляют 24 400 и 6 620 лет соответственно, что характеризует их как долговременную составляющую радиационного фактора в окружающей среде [1]. Объектом наших исследований были радиоизотопы плутония $^{239+240}\text{Pu}$, широкое использование которых в ядерных технологиях и их радиологические свойства определяют и их важное радиозкологическое значение в водных экосистемах.

Экспериментальные работы по изучению аккумуляционной способности гидробионтов в отношении плутония были начаты в 1960–1970 гг. Так, в результате экспериментальных исследований кинетики плутония в организмах креветок, проведенных в Международной лаборатории Монако, было установлено, что коэффициенты накопления (K_H) составляют $(0,9-4,1) \cdot 10^3$. При этом также было показано, что 30–60% накопленного плутония может затем перераспределяться из организма креветки в результате линьки и сбрасывания панциря [7]. Одни из первых натуральных данных о накоплении плутония в гидробионтах пресноводных экосистем были получены в результате радиозкологических исследований цепи прудов-отстойников в районе ядерного центра Флэт-Рок (США), на котором в 1950-е гг. в среднем ежегодно перерабатывалось более 2 000 кг ^{239}Pu . Были оценены K_H ^{239}Pu для фитопланктона ($n \cdot 10^5$), водорослей ($n \cdot 10^4$) и зоопланктона ($n \cdot 10^3$) [8]. Вначале 1970-х гг. были выполнены комплексные исследования перераспределения радиоизотопов плутония в Ирландском море. Установлено, что наибольшие величины K_H плутония среди исследованных видов биоты были характерны для красных водорослей *Porphyra sp.* ($n \cdot 10^3$), двусторчатых моллюсков *Mytilus edulis* ($2 \cdot 10^3$) и брюхоногих моллюсков *Littorina littorea* ($2 \cdot 10^3$) [9]. Также была оценена аккумуляционная способность в отношении плутония для одних из основных промысловых видов рыб данного региона – атлантического лосося *Salmo salar* и морской камбалы *Pleuronectes platessa*. Было установлено, что для данных звеньев трофической цепи K_H плутония были на 2–3 порядка величин меньше, чем для водорослей и моллюсков. Так, для лосося, обитающего в пелагиали, K_H плутония составил $1 \cdot 10^0$, а для камбалы, ведущей преимущественно придонный образ жизни, – $3 \cdot 10^1$ [9].

В дальнейшем исследования аккумулярующей способности пресноводных и морских гидробионтов в отношении радиоизотопов плутония были приурочены к акваториям, которые подверглись радиоактивному загрязнению в результате испытаний ядерного оружия [10, 11], аварий на АЭС [2, 12], сбросов радиоактивных отходов [13, 14, 41], захоронения ядерных объектов [15].

Помимо определения аккумулярующей способности гидробионтов в отношении радиоизотопов плутония, интерес вызывает оценка дозовых нагрузок от их ионизирующего излучения на гидробионты. Радиоизотопы $^{239+240}\text{Pu}$ – альфа-излучающие, с высокой энергией альфа-частиц, что делает их особо опасными при попадании внутрь организма [2]. Для альфа-частиц их высокая относительная биологическая эффективность выражается через взвешивающий коэффициент излучения (или коэффициент качества ионизирующего излучения) – W_R . В радиационной гигиене для альфа-излучения $W_R = 20$ [6]. Также рекомендовано для альфа-излучения применять $W_R = 20$ и для биоты [16, 17]. В нашей статье использована рекомендованная величина $W_R = 20$ при расчетах дозовых нагрузок на гидробионты. Но необходимо отметить, что имеются результаты экспериментальных исследований, в которых значение W_R превышало рекомендованное значение. Так, анализ международных архивов радиобиологических данных о радиационных эффектах у биоты при разных мощностях дозы хронического облучения альфа-излучателями показал, что относительная биологическая эффективность, в частности, для радиоизотопов плутония, может быть выше и W_R может составлять 50 единиц [18]. Это говорит о высокой радиотоксичности радиоизотопов плутония и необходимости дальнейшего изучения этого вопроса. Учитывая высокую радиологическую опасность $^{239+240}\text{Pu}$, важно исследовать процессы его перераспределения в водоеме, включая аккумулярование (накопление) $^{239+240}\text{Pu}$ морскими организмами, и проводить оценку создаваемых ими дозовых нагрузок на гидробионты для решения задач прикладной гидробиологии по обеспечению экологической безопасности гидробионтов.

Не только гидробионты, но и взвешенное вещество аккумулирует радиоизотопы плутония. Как известно, находясь в водной толще, радиоизотопы плутония могут в высокой степени сорбироваться взвешенным веществом [19], и взвесь, оседая из толщи вод в донные отложения, тем самым выносит радиоизотопы плутония и способствует самоочищению водной среды от них [20, 21].

В Черном море, подвергнувшись значительному поступлению техногенных радионуклидов [1], исследования радиоизотопов плутония были сосредоточены, в основном, в западной и северо-западной глубоководной части моря, а для прибрежных зон выполнялись эпизодически по отдельным аспектам [2, 5, 20, 22]. В то же время прибрежные морские экосистемы, такие как полузакрытые бухты с большим удельным водосбором, могут служить своего рода накопителем техногенных веществ и модельным объектом для комплексного изучения процессов перераспределения радиоизотопов плутония в биотических компонентах.

Береговая линия Крымского полуострова характеризуется значительной изрезанностью и наличием множества бухт. В рамках нашего исследования была выбрана Севастопольская бухта, широко используемая в хозяйственных и туристическо-рекреационных целях и относящаяся к акваториям повышенного экологического риска [21, 23–25].

Таким образом, целью нашей работы была оценка аккумуляционной способности гидробионтов и взвешенного вещества в отношении плутония, а также расчет дозовых нагрузок, создаваемых $^{239+240}\text{Pu}$, на морские организмы – представители разных трофических уровней на основе определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в компонентах морской экосистемы Севастопольской бухты.

Материалы и методики исследования

Пробы воды и гидробионтов отбирались в 2018–2021 гг. в Большой Севастопольской бухте (за исключением её южной части – бухты Южная) в трех районах-боксах, а также в открытой части моря на внешнем рейде бухты (рис. 1). Такое деление акватории бухты на боксы было выполнено на основании исследований гидролого-гидрохимических и морфометрических характеристик бухты, где было показано, что каждый выделенный район отличается в рамках изученных параметров [26].

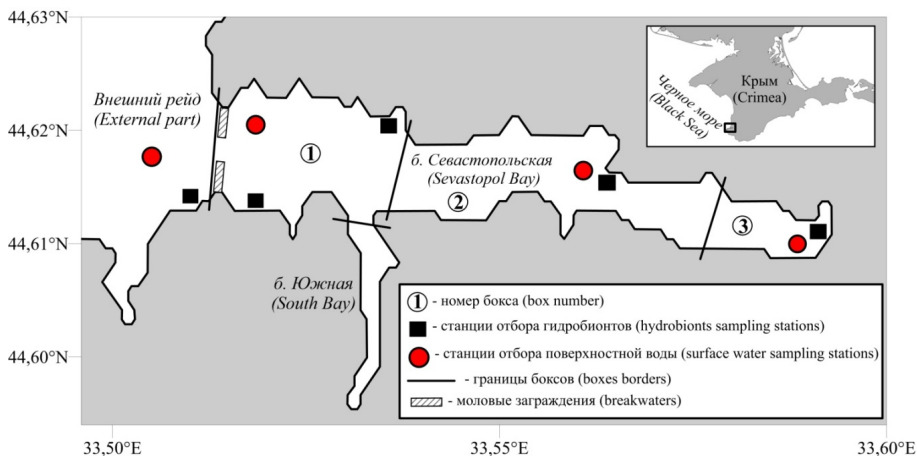


Рис. 1. Карта-схема Севастопольской бухты со станциями отбора проб
[Fig. 1. Scheme map of Sevastopol Bay with sampling stations]

Для определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в поверхностной воде пробы объемом 1 м^3 отбирали с маломерного научного судна в две пластиковые емкости объемом $0,5\text{ м}^3$ каждая. Отбор проб воды большого объема осуществлялся с использованием центробежного насоса, оснащенного пластиковыми трубами.

Как известно, плутоний – сорбционно-активный элемент, связываясь с литогенным взвешенным веществом, он перераспределяется в составе оса-

дочного вещества в донные отложения в результате седиментационных процессов, приводящих к осадконакоплению. Следовательно, плутоний поступает в донные отложения в виде абиогенного потока его перераспределения из водной толщи в осадки. В то же время образование первичной продукции фитопланктоном и биомассы разных групп планктона в поверхностном слое вод формирует биогенную взвесь в результате жизнедеятельности и отмирания планктонных организмов, аккумулирующих радиоизотопы плутония, и поступления биогенного потока плутония с биогенным осадочным материалом в донные отложения [20]. Таким образом, как литогенное, так и биогенное взвешенное вещество играет важную роль в процессе перераспределения плутония в водной экосистеме. Поэтому в нашей работе исследовались пробы общего взвешенного вещества. На внешнем рейде Севастопольской бухты были отобраны и проанализированы на определение $^{239+240}\text{Pu}$ пробы взвешенного вещества во все сезоны года. Объем проб составлял 4–8 м³ воды, взвесь из которых отфильтровывали на полипропиленовый фильтр-картридж с диаметром пор 0,45 мкм. Фильтры со взвесью озоляли в муфельной печи со ступенчатым подъемом температуры до 500 °С, и полученную золу подвергали радиохимическому анализу. Масса зольного остатка определяется объемом отфильтрованной воды и концентрацией взвеси в ней. В настоящей работе масса зольного остатка от сжигания фильтров варьировалась от 2 до 12 г. В каждый из четырех сезонов года в боксах бухты и на внешнем рейде отбирали пробы поверхностной воды объемом 10 л для определения количества взвешенного вещества в поверхностном слое вод. Пробы воды фильтровали на предварительно взвешенные мембранные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм. Количество собранного взвешенного вещества определяли весовым методом по разнице масс фильтров, доведенных до постоянного веса при температуре 60 °С до и после фильтрации.

В связи с тем, что морская биота характеризуется огромным видовым разнообразием, оценка радиационного воздействия на каждый вид биоты практически невозможна. Поэтому в настоящее время методология радиационной защиты окружающей среды как в международной, так и в отечественной практике опирается на анализ сравнительно небольшого числа референтных (представительных) видов [17, 27, 28]. При изучении морских экосистем в качестве референтных видов гидробионтов для оценки радиационного воздействия рекомендуется выбирать из следующих групп гидробионтов: макроводоросли, моллюски, ракообразные, рыбы пелагические, рыбы придонные, водоплавающие птицы и водные млекопитающие [17, 27, 28].

В качестве референтных видов гидробионтов в Севастопольской бухте были отобраны представители макроводорослей, моллюсков, пелагических и придонных рыб. Ключевым звеном макрофитобентоса бухты являются многолетние бурые водоросли рода *Cystoseira*, в летний период широкое распространение получают однолетние зеленые водоросли рода *Cladophora* [29]. Поэтому был произведен отбор представителей этих ро-

дов, а именно: виды *Cystoseira barbata* (С. Agardh, 1820) и *Cladophora laetevirens* (Kützing, 1843). Среди моллюсков Севастопольской бухты особый интерес вызывает изучение двустворчатых моллюсков-фильтраторов, в частности, представителей мидий вида *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819). Это обусловлено тем, что мидии являются одним из основных биоиндикаторных видов в силу своей способности накапливать загрязняющие вещества до высоких уровней и вести оседлый образ жизни, а также широкой распространенности в бухтах Севастопольской морской акватории [30, 31]. Кроме того, *M. galloprovincialis* используется как один из основных объектов хозяйственного (устрично-мидийные фермы) и стихийного промысла в Севастопольской бухте [32, 33]. В качестве представителей пелагических хищных рыб были отобраны особи *Spicara taena* (Linnaeus, 1758), а среди придонных – *Scorpaena porcus* (Linnaeus, 1758), также являющиеся биоиндикаторными видами для Севастопольской морской акватории [34]. Согласно рекомендациям для отбора проб референтных видов масса пробы рыб составляла не менее 1,5 кг, моллюсков – 100 г, макрофитов 0,5–1 кг. Все пробы мидий отбирались на коллекторах в акватории внешнего рейда Севастопольской бухты и были дифференцированы по полу и размеру створок.

Отбор проб фито- и зоопланктона в Севастопольской бухте (средняя глубина которой составляет 12,5 м) не проводили ввиду необходимости для получения достоверного результата анализа на содержание $^{239+240}\text{Pu}$ большой массы данных организмов (0,5–1 кг). Поэтому были использованы результаты ранее выполненных исследований, согласно которым была установлена высокая аккумулятивная способность морских планктонных организмов в отношении плутония [35–37]. В указанных работах и согласно обобщающим данным радиоэкологических исследований Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) [1, 4], было определено высокое значение коэффициента накопления $^{239+240}\text{Pu}$ фитопланктоном ($n \cdot 10^5$), которое было использовано в данной работе.

В августе–сентябре 2018 г. в ходе 103-го рейса НИС «Профессор Водяницкий» был осуществлен отбор проб зоопланктона – представителей подкласса *Copepoda* (веслоногие ракообразные). Отбор проб был выполнен сетью Богорова–Расса (диаметр 80 см, размер ячеек 500 мкм) на 10 станциях вдоль южного побережья Крымского полуострова. Облавливали слой воды 0–50 м. В результате вес интегральной пробы зоопланктона составил 654,4 г, этого было достаточно для проведения радиохимического анализа и дальнейшего определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в зоопланктоне.

Все пробы гидробионтов после отбора тщательно промывали морской водой, добиваясь полного отделения от налипших частиц донных отложений и обрастаний. Затем пробы высушивали в сушильном шкафу при 80 °С до постоянной сухой массы и озоляли в муфельной печи со ступенчатым подъемом температуры до 550 °С. Для радиохимического анализа использовали навески золы массой от 10 до 20 г.

Радиохимический анализ проб воды, взвешенного вещества и гидробионтов проводили по стандартной многоступенчатой методике [22, 38]. Для контроля химического выхода использовали стандартный раствор ^{242}Pu , 10 мБк которого вносили в каждую пробу перед проведением радиохимического анализа. Тонкослойные счетные образцы для альфа-спектрометрии подготавливали путем электроосаждения проб на стальные диски из нержавеющей стали. Измерения проб проводили на альфа-спектрометрическом комплексе фирмы «ORTEC» (США) в лаборатории общей радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН (г. Екатеринбург). Время измерения счетных образцов составляло 10 сут. Статистическая обработка полученных результатов проводилась с помощью стандартных в радиоэкологии и радиометрии методов, ошибка измерения приведена в виде одного стандартного отклонения ($\pm 1\sigma$) [39]. Результаты определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ приведены в мБк·м⁻³ для проб воды, для проб гидробионтов – в мБк·кг⁻¹ сырой массы и для проб взвешенного вещества – в мБк·кг⁻¹ сухой массы. Минимально детектируемая активность (МДА) составляла 10⁻⁵ Бк·проба⁻¹. Для различных видов гидробионтов фактические величины МДА определяются степенью усушки материала проб и коэффициентами его озоления. Так, для навески золы в 20 г МДА в пробах макрофитов составляла 0,5 мБк·кг⁻¹ сырой массы, в пробах рыб и моллюсков – 0,2 мБк·кг⁻¹, взвешенного вещества – 10 мБк·кг⁻¹. В пробах воды объемом 1 000 л МДА составляла 0,1 мБк·м⁻³.

Для оценки аккумулирующей способности гидробионтов в отношении плутония проводили расчет коэффициентов накопления, которые показывают, во сколько раз концентрация вещества выше в компоненте экосистемы по сравнению с таковой в воде [40]. Известно, что в области микроконцентраций (10⁻¹²–10⁻⁵ моль·л⁻¹) концентрация химических элементов в гидробионтах прямо пропорциональна их концентрации в воде, вследствие чего коэффициенты накопления остаются постоянными [40, 41]. В связи с этим для видов, пробы которых не были отобраны в конкретном боксе бухты, уровень удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ оценивался исходя из удельной активности плутония в воде этого бокса и усредненного коэффициента накопления плутония этими видами в других боксах бухты. На основе расчета коэффициента накопления $^{239+240}\text{Pu}$ зоопланктоном прибрежной части Крыма была проведена оценка удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ для зоопланктона Севастопольской бухты, с учетом того, что представители подкласса *Copepoda* являются одним из ключевых звеньев зоопланктона бухты, достигая в зимне-весенние месяцы до 70–80% по численности и биомассе [42]. Кроме того, на основе ранее полученных данных по аккумулированию плутония черноморскими крабами *Carcinus sp.* оценивали удельную активность $^{239+240}\text{Pu}$ в них, характерную для Севастопольской бухты [5].

Мощность дозы для изученных видов гидробионтов оценивали с использованием программного комплекса ERICA Assessment Tool 2.0 [43]. Данный программный комплекс позволяет рассчитывать мощности доз с учетом взвешивающего коэффициента излучения (W_R) и проводить оценку

радиационного риска для водной биоты, основываясь на функциях распределения вероятностей используемых для расчета параметров. Использовался уровень детализации 3, на котором имеется возможность редактирования большинства параметров, которые были определены по полученным нами натурным и экстраполированным данным для биоты в Севастопольской бухте и использованы в расчетах. Кроме того, с помощью данного программного комплекса есть возможность оценки дозовых нагрузок для тех референтных групп организмов, пробы которых не отбирались в Севастопольской бухте: фитопланктона, ракообразных, водоплавающих птиц и водных млекопитающих. Для этих видов недостающие данные берутся программой из архива баз данных по радиоэкологическим параметрам радионуклидов, дозиметрическим характеристикам и радиобиологическим эффектам у биоты [43]. Проведение оценки экологического состояния акватории по референтным видам представляет собой модельную оценку с рядом условий, допущений, упрощений и дает усредненную оценку, являясь первой ступенью многоступенчатого подхода к оценке экологической ситуации в акватории. В случае обнаружения экологически опасного для гидробионтов состояния водоема следующим шагом будет необходимо проводить более полные, конкретизированные оценки для детализации ситуации. При этом должны быть учтены количественные характеристики исследуемого водоема, условия и факторы, действующие в нем, характеристики его биоты, а также источники загрязнения, что даст более точную и детальную оценку ситуации [17]. Определение количественных параметров перераспределения и формирования дозовых нагрузок и является одной из задач целенаправленного радиоэкологического мониторинга в водных экосистемах.

Результаты исследования и обсуждение

Результаты определения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и гидробионтах в районах исследования представлены на рис. 2, они свидетельствуют, что величина удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде бухты в целом соответствует средним значениям, наблюдавшимся в поверхностных водах Черного моря за последние годы [22]. Самая высокая удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в воде была определена в боксе 3, в который впадает река Черная, воды которой несут большое количество взвешенного вещества. Данный район бухты характеризуется малыми глубинами (2–4 м), и возможное взмучивание илистых донных отложений может приводить к увеличению взвешенного вещества в поверхностном слое вод, которое, вероятно, влечет за собой увеличение общего содержания радиоизотопов плутония в воде.

Это предположение подтверждается нашими данными по содержанию общего взвешенного вещества в акватории Севастопольской бухты в разные сезоны года (рис. 3). Показано, что для бокса 3 характерны наибольшие величины содержания взвешенного вещества в поверхностном слое

вод, особенно весной, в период усиленного поступления взвеси из водосборного бассейна реки Черная (рис. 3).

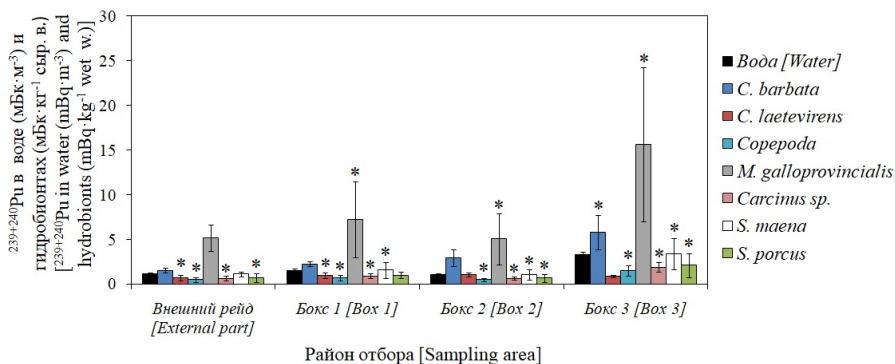


Рис. 2. Удельная активность ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в воде и гидробионтах из акваторий внешнего рейда и боксов Севастопольской бухты (* – расчетные результаты)
[Fig. 2. Activity concentration of ²³⁹⁺²⁴⁰Pu in water and hydrobiota from external part and boxes of Sevastopol Bay (* - calculated results)]

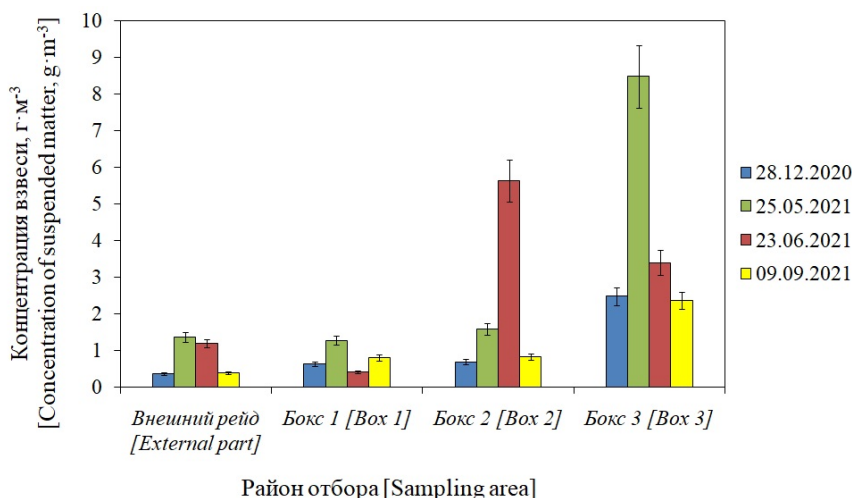


Рис. 3. Концентрация взвешенного вещества в поверхностном слое вод на внешнем рейде и в боксах Севастопольской бухты в различные сезоны года
[Fig. 3. Concentration of suspended matter in the surface water in the external part and boxes of Sevastopol Bay in different seasons of the year]

Данные по определению удельной активности ²³⁹⁺²⁴⁰Pu во взвешенном веществе представлены на рис. 4, а. Пробы для количественной оценки концентрации взвешенного вещества в воде в данной части акватории проводились синхронно в день отбора проб для определения удельной активности радиоизотопов плутония и представлены на рис. 4, б.

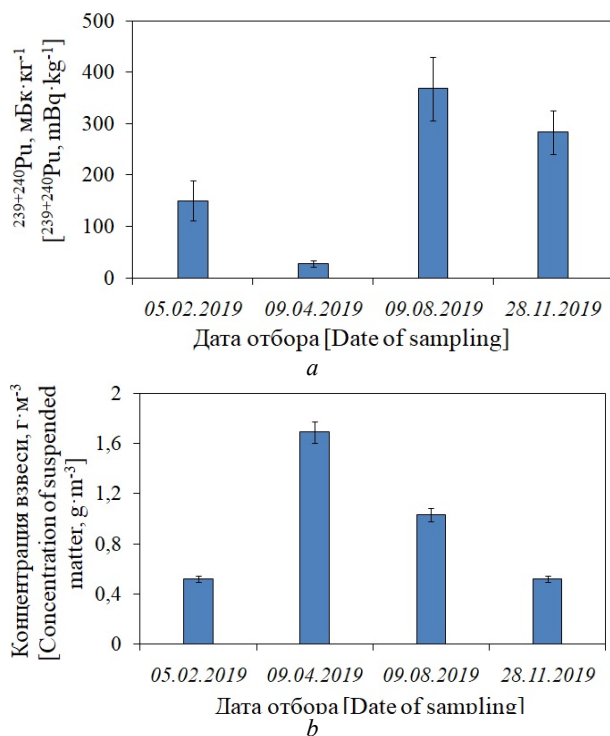


Рис. 4. Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ во взвешенном веществе (а) и концентрация взвешенного вещества (b) в воде на внешнем рейде Севастопольской бухты в разные сезоны года
[Fig. 4. Activity concentration of $^{239+240}\text{Pu}$ in suspended matter (a) and concentration of suspended matter (b) in water in the external part of Sevastopol Bay in different seasons of the year]

Полученные результаты свидетельствуют об относительно высоком содержании $^{239+240}\text{Pu}$ во взвешенном веществе в изучаемой части акватории. Порядок величин удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ во взвешенном веществе аналогичен ранее полученным таковым величинам для 0–5 см слоя донных отложений в Севастопольской бухте [21].

Наибольшие уровни удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ среди исследованных видов гидробионтов определены в мидиях *M. galloprovincialis* (см. рис. 2). Монотонной зависимости уровней удельной активности от размера особей не выявлено. Среднее значение удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ было выше у самок ($6,4 \pm 1,5$ мБк·кг⁻¹), чем у самцов ($3,7 \pm 1,4$ мБк·кг⁻¹).

Полученные данные об уровнях удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, взвешенном веществе и гидробионтах Севастопольской бухты позволили оценить их аккумуляционную способность в отношении плутония (рис. 5). Наибольшие значения коэффициентов накопления характерны для взвешенного вещества, что еще раз подтверждает высокую сорбционную ак-

тивность радиоизотопов плутония в черноморских экосистемах. Многие морские организмы поглощают взвешенное вещество в процессе питания, например рыбы или моллюски-фильтраторы, такие как *M. galloprovincialis*. В результате происходит усиление потока $^{239+240}\text{Pu}$ по трофическим цепям и его накопление обитателями бухты до уровней концентраций, значительно превышающих таковые в воде.

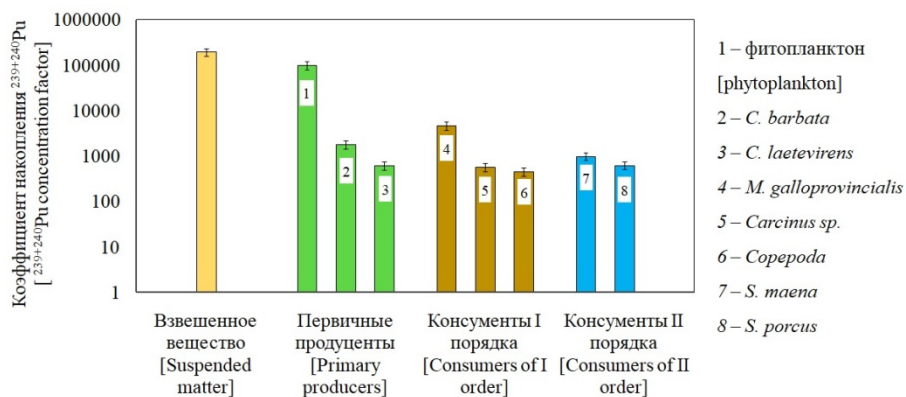


Рис. 5. Величина аккумулирующей способности в отношении плутония для представителей разных звеньев трофической цепи и взвешенного вещества из Севастопольской бухты

[Fig. 5. The value of accumulation ability in relation to plutonium for representatives of different trophic chain links and suspended matter from Sevastopol Bay]

Самые высокие коэффициенты накопления $^{239+240}\text{Pu}$ ($n \cdot 10^5$) среди гидробионтов характерны для фитопланктона, относящегося к трофическому звену первичных продуцентов. Для макробионтов в Севастопольской бухте наибольшая аккумулирующая способность в отношении радиоизотопов плутония с коэффициентом накопления $\sim n \cdot 10^3$ определена у представителей разных звеньев трофической цепи: для первичных продуцентов – у многолетних многоклеточных бурых водорослей *C. barbata*; для консументов I порядка – у двустворчатых моллюсков *M. galloprovincialis* и для консументов II порядка – у пелагических хищных рыб *S. maena* (рис. 5).

Полученные величины коэффициентов накопления $^{239+240}\text{Pu}$ в целом согласуются с обобщенными величинами K_H , приведенными в международных базах данных МАГАТЭ и отечественных рекомендательных документах: 4 000 для макроводорослей, 3 000 для моллюсков и 100 для рыб [17, 28, 44]. Однако отмечены региональные особенности в аккумулирующей способности гидробионтов Севастопольской бухты в отношении плутония. Так, для многолетних бурых водорослей *C. barbata* усредненная величина K_H $^{239+240}\text{Pu}$ в 2,3 раза меньше, а для однолетних зеленых водорослей *C. laetevirens* – в 6,5 раза меньше обобщенной величины, приведенной в отечественных и международных документах. Также значительные отличия определены для рыб. K_H $^{239+240}\text{Pu}$ для *S. maena* и *S. porcus* были выше обобщенных величин в 10 и 6,3 раза соответственно.

Ранее было показано, что в Черном море мидии, отобранные с донных субстратов, обладают значительной концентрирующей способностью в отношении плутония, но коэффициенты накопления $^{239+240}\text{Pu}$ для них были на порядок величин меньше ($n \cdot 10^2$) [45], чем полученные нами величины ($n \cdot 10^3$). Наше исследование показало, что для мидий, которые обитают в толще воды (мидии были отобраны с коллекторов), аккумуляционная способность двустворчатых моллюсков несколько выше, чем у моллюсков, обитающих на донных субстратах, что, вероятно, связано с различиями в образе жизни и условий питания моллюсков. Так, было установлено, что скорости биологических процессов у мидий, обитающих в толще воды, значительно выше, чем у особей, живущих на грунте [46]. Это связано с равномерным распределением мидий на коллекторах в толще воды, где каждая особь моллюска лучше омывается водой и лучше обеспечивается пищей, в результате чего наблюдали более высокие показатели жизненных процессов, что и может приводить к усиленной аккумуляции из водной среды веществ, включая радиоизотопы плутония.

Остальные группы гидробионтов, такие как однолетние многоклеточные зеленые водоросли, копеподы, крабы и придонные рыбы, характеризуются сравнительно более низкой аккумуляционной способностью в отношении радионуклидов плутония, но в целом достаточно значимой, так как их коэффициенты накопления плутония составили величины порядка $n \cdot 10^2$. Хотя плутоний не является биологически активным элементом, как показали исследования, его накопление гидробионтами характеризуется значительными величинами коэффициентов накопления, и в мелководных прибрежных акваториях при высокой численности и биомассе биотические компоненты могут оказывать существенное влияние на самоочищение вод от плутония.

Стоит отметить, что в Севастопольской бухте наибольшие значения величин удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ ранее были определены в донных осадках ее устьевой части, составив $1,02 \pm 0,06 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ в поверхностном 0–1 см слое и достигая $3,70 \pm 0,16 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ в слое 10–11 см [47]. В целом, вертикальное распределение $^{239+240}\text{Pu}$ в донных осадках данного района бухты наблюдалось до глубины 20 см [47]. Однако данный факт не оказывает влияния на аккумуляционную способность в отношении плутония для гидробионтов, ведущих придонный образ жизни или даже частично зарывающихся в грунт, как это характерно, например, для рыб *S. porcus*, так как пробег альфа-частиц и в воде, и в биологической ткани составляет доли миллиметров [48].

Степень воздействия радиоактивных изотопов на биоту определяется величиной дозовой нагрузки на гидробионты, которую создает ионизирующее излучение, испускаемое радиоизотопами. Поэтому для оценки воздействия радиоизотопов на биоту необходимо определение мощности дозы (с учетом коэффициента качества ионизирующего излучения $W_R = 20$) от радиоизотопов плутония для гидробионтов. В таблице приведены расчеты мощностей доз от внешнего и внутреннего облучения, создаваемые радио-

изотопами $^{239+240}\text{Pu}$ для референтных групп морских организмов бухты. Расчеты выполнялись с помощью программного комплекса ERICA Assessment Tool 2.0. Это позволило выполнить оценку дозовых нагрузок не только для исследованных групп гидробионтов, но также для фитопланктона, водоплавающих птиц и млекопитающих. Данные для этих групп морских организмов берутся программным комплексом из открытой международной базы данных по радиационным эффектам FREDERICA [43]. В нее входят материалы исследований по радиационным эффектам на флору и фауну в районах, загрязненных естественными и антропогенными радионуклидами, а также данные экспериментальных работ. При этом в расчетные формулы программы ERICA входят коэффициенты накопления радионуклидов гидробионтами и донными отложениями, а также факторы дозовой конверсии, учитывающие особенности как внутреннего облучения организма, так и внешнего облучения от радионуклидов, находящихся в воде и донных отложениях [43]. Возможное поглощение гидробионтами частиц донного осадка в процессе питания также учитывается при расчете дозовых нагрузок в программном комплексе ERICA [43].

Стоит отметить, что в соответствии с документами международной комиссии по радиационной защите и отечественными рекомендательными документами в качестве границ допустимого радиационного воздействия на объекты биоты принимаются следующие значения мощности поглощенной дозы: $1 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ для млекопитающих и позвоночных животных, $10 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ – для растений и беспозвоночных животных. При этом с учетом возможной неопределенности в оценках дозовых нагрузок рекомендуется использовать коэффициент запаса 10 при проведении оценки радиационного воздействия на объекты биоты, т.е. использовать в качестве поправочных критериев величины $0,1$ и $1 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$ [17, 27, 28].

Результаты нашего исследования (см. таблицу) показали, что такие уровни мощности дозы в гидробионтах Севастопольской бухты не достигаются. Установлено, что при современных уровнях величин удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в воде и донных отложениях Севастопольской бухты дозовые нагрузки от внешнего облучения на 5–10 порядков величин меньше, чем от внутреннего облучения. В связи с этим при исследованиях процессов аккумуляции радионуклидов плутония важно учитывать лишь внутреннее облучение от инкорпорированных в организмах радиоизотопов (см. таблицу).

Наибольшие величины мощности дозы от внутреннего облучения определены для фитопланктона и моллюсков. Очевидно, это обусловливается тем, что эти группы морских организмов обладают наибольшей аккумулирующей способностью в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ наряду с многолетними бурыми водорослями и пелагическими хищными рыбами. Поэтому можно заключить, что по дозовому критерию критическими звеньями в трофических цепях в Севастопольской бухте являются представители фитопланктона, двустворчатых моллюсков, многолетних бурых водорослей и пелагических хищных рыб, так как они в наибольшей степени накапливают радиоизотопы плутония. При этом планктонные организмы имеют короткий

жизненный цикл, они изымают плутоний из водной морской среды, но не служат долговременным депо радионуклидов. Они служат вторичным источником их поступления в другие компоненты экосистемы, как биотические (в виде корма для разных таксономических групп гидробионтов), так и абиотические (в виде отмерших особей и их остатков, составляющих биогенную взвесь, являющуюся одним из компонентов осадочного вещества, формирующего донные отложения). В свою очередь, многолетние бурые водоросли, двусторчатые моллюски и рыбы могут на продолжительные отрезки времени изымать плутоний из водной толщи, являясь его долговременным многолетним биогенным депо.

Дозовые нагрузки, создаваемые ионизирующим излучением $^{239+240}\text{Pu}$, для референтных групп гидробионтов в Севастопольской бухте: суммарная мощность дозы приведена с точностью до тысячной доли
[Dose loads from $^{239+240}\text{Pu}$ ionizing radiation for reference groups of hydrobionts in Sevastopol Bay: the total dose rate is given to the nearest thousandth]

Референтная группа гидробионтов [Reference group of hydrobionts]	Мощность дозы, мГр·сут ⁻¹ [Dose rate, mGy·day ⁻¹]		
	От внешнего облучения [external exposure]	От внутреннего облучения [internal exposure]	Суммарная [total]
Фитопланктон [Phytoplankton]	$7,36 \cdot 10^{-14}$	$7,25 \cdot 10^{-4}$	$7,250 \cdot 10^{-4}$
Зоопланктон [Zooplankton]	$6,03 \cdot 10^{-14}$	$2,15 \cdot 10^{-6}$	$2,150 \cdot 10^{-6}$
Бурые макроводоросли [Brown macroalgae]	$1,88 \cdot 10^{-9}$	$6,47 \cdot 10^{-6}$	$6,472 \cdot 10^{-6}$
Моллюски [Mollusks]	$1,76 \cdot 10^{-9}$	$1,51 \cdot 10^{-5}$	$1,510 \cdot 10^{-5}$
Рыба пелагическая [Pelagic fish]	$1,37 \cdot 10^{-14}$	$3,22 \cdot 10^{-6}$	$3,220 \cdot 10^{-6}$
Рыба бентосная [Benthic fish]	$8,45 \cdot 10^{-10}$	$2,81 \cdot 10^{-6}$	$2,811 \cdot 10^{-6}$
Ракообразные [Crustaceans]	$7,06 \cdot 10^{-10}$	$2,90 \cdot 10^{-6}$	$2,901 \cdot 10^{-6}$
Водоплавающие птицы [Water birds]	$1,05 \cdot 10^{-14}$	$2,51 \cdot 10^{-6}$	$2,510 \cdot 10^{-6}$
Млекопитающие [Mammals]	$2,44 \cdot 10^{-15}$	$7,34 \cdot 10^{-6}$	$7,340 \cdot 10^{-6}$

Очевидно, что современная реальная радиэкологическая ситуация в прибрежных черноморских акваториях не представляет опасности для морской биоты. Однако несомненна важность таких исследований в научно-методическом плане, так как развитие и распространение атомных технологий, возможные аварии и террористические угрозы могут поставить нас перед необходимостью срочной оценки ситуации и принятия экстренных мер по ее ограничению и устранению последствий. Поэтому наработка параметров и критериев для оценки радиэкологической ситуации и воздействия радионуклидов на биоту будут фундаментальной научной основой решения таких проблем, а также для установления и контроля над регламентом функционирования атомных технологий, обеспечивающих защищенность водной биоты при хроническом воздействии.

Заключение

Выполнена оценка аккумуляционной способности морских организмов в прибрежной акватории в отношении плутония на основе определения

современных уровней величин удельной активности антропогенных радиоизотопов $^{239+240}\text{Pu}$ в воде, взвешенном веществе и референтных видах гидробионтов Севастопольской бухты, а также выявлена их возможная роль в самоочищении вод морских экосистем.

Установлено, что для двустворчатых моллюсков *M. galloprovincialis*, многолетних бурых водорослей *S. barbata* и пелагических хищных рыб *S. taena* характерны коэффициенты накопления порядка величин $n \cdot 10^3$, в результате чего данные виды в наибольшей степени усиливают биогенный поток плутония из водной толщи бухты. В свою очередь, это способствует самоочищению вод бухты от техногенных радиоизотопов плутония и усиленному поступлению $^{239+240}\text{Pu}$ в вышестоящие звенья пищевой цепи.

Показано, что взвешенное вещество обладает повышенной аккумуляционной способностью ($K_H = n \cdot 10^5$) в отношении плутония и благодаря этому играет важную роль в перераспределении его радиоизотопов из водной толщи в донные отложения в процессе седиментации взвеси на дно водоема, тем самым реализуя один из механизмов самоочистительной способности вод в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ в прибрежных морских экосистемах.

Определены радиоэкологические параметры перераспределения $^{239+240}\text{Pu}$ в прибрежной морской акватории на примере Севастопольской бухты для взвешенного вещества и гидробионтов – представителей референтных групп морской биоты для оценки экологической ситуации по дозовому критерию. Выполнена количественная оценка дозовых нагрузок, создаваемых альфа-излучением $^{239+240}\text{Pu}$, для морских организмов Севастопольской бухты. Полученные результаты свидетельствуют о том, что критическими группами организмов по дозовым нагрузкам являются представители фитопланктона и многолетних бурых водорослей в звене первичных продуцентов, двустворчатые моллюски – в звене консументов первого порядка, пелагические хищные рыбы – в звене консументов второго порядка.

Следует отметить, что процессы перераспределения плутония в бухте приводят к его депонированию в донных отложениях и многолетних биотических компонентах бухты, но не удаляются из экосистемы, и при определенных условиях (например, сильных штормах) эти компоненты могут служить вторичным источником загрязнения вод бухты.

Список источников

1. Worldwide Marine Radioactivity Studies. Radionuclide Levels in Oceans and Seas. Vienna : IAEA, 2005. 287 p.
2. Радиоэкологический отклик Черного моря на Чернобыльскую аварию / под ред. Г.Г. Поликарпова, В.Н. Егорова. Севастополь : ЭКОСИГ гидрофизика, 2008. 667 с.
3. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде: Радиоэкология после Чернобыля / под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона ; пер. с англ. Д.В. Гринчука и др. М. : Мир, 1999. 511 с.
4. Santschi P.H., Honeyman B.D. Radionuclides in aquatic environments // International Journal of Radiation Applications and Instrumentation. Part C. Radiation Physics and Chemistry. 1989. Vol. 34, № 2. PP. 213–240. doi: 10.1016/1359-0197(89)90231-2

5. Терещенко Н.Н. Плутоний в гидробионтах Черного моря // Наукові праці. Техногенна безпека. 2013. Вип. 198, т. 210. С. 52–60.
6. СанПиН 2.6.1.2523-09 Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009).
7. Fowler S., Heyraud M., Beastley T.M. Experimental Studies on Plutonium Kinetics in Marine Biota // Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. Vienna, 1975. 157 p.
8. Thompson M.A. Plutonium in the aquatic environment around the Rocky Flats facility // Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. Vienna, 1975. 157 p.
9. Hetheington J.A., Jefferies D.F., Lovett M.B. Some investigations into the behavior of plutonium in the marine environment // Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. Vienna. 1975. 157 p.
10. Hamilton T.F., Martinelli R.E., Kehl S.R., McAninch J.E. The plutonium isotopic composition of marine biota on Enewetak Atoll: a preliminary assessment // Journal of Environmental Monitoring. 2008. Vol. 10. P. 1134. doi: 10.1039/B806077K
11. Voigt G.M., Semiochkina N., Dodd B., Howard B.J., Karabalin B., Mukuschewa M., Rosner G., Sanchez A., Sinleton D.L., Strand R. The present radiological situation at the nuclear weapons test site at Semipalatinsk in Kazakhstan with regard to plutonium contamination // Radioactivity in the Environment. 2001. Vol. 1. PP. 363–373. doi: 10.1016/S1569-4860(01)80024-3
12. Johansen M.P., Anderson D., Child D., Hotchkis M.A., Tsukada H., Okuda K., Hinton T.G. Differentiating Fukushima and Nagasaki plutonium from global fallout using $^{241}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atom ratios: Pu vs. Cs uptake and dose to biota // Science of The Total Environment. 2021. Vol. 754. P. 141890. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141890
13. Кузьменкова Н.В., Власова И.Э., Рожкова А.К., Романчук А.Ю., Петров В.Г., Калмыков С.Н., Осипов Д.И., Пряхин Д.А., Плямина О.В., Грачев В.А., Алексин А.И., Мокров Ю.Г. Распределение радионуклидов между биотическими и абиотическими компонентами радиоактивно-загрязнённых водоёмов В-17 и В-4 // Вопросы радиационной безопасности. 2017. Т. 1. С. 54–66.
14. Rozhkova A.K., Kuzmenkova N.V., Pryakhin E.A., Mokrov Y.G., Kalmykov S.N. Artificial radionuclides association with bottom sediment components from Mayak Production Association industrial reservoirs // Journal of Environmental Radioactivity. 2021. Vol. 232. PP. 106569. doi: 10.1016/j.jenvrad.2021.106569
15. Rissanen K., Ikaeheimonen T.K., Matishov D.G., Matishov G.G. Radioactive cesium, cobalt and plutonium in biota, algae and sediments in the nonrestricted areas of the Russian Arctic Seas // International Atomic Energy Agency. 1999. № IAEA-TECDOC-1094. P. 12.
16. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Publication 103. Annals ICRP 37(2–4). Amsterdam : Elsevier, 2007. 264 p.
17. P52.18.820-2015 «Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки» / Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации, Роскомгидромет. Обнинск, 2015. 65 с.
18. Sazykina T.G., Kryshch A.I. Lower thresholds for lifetime health effects in mammals from high-LET radiation –Comparison with chronic low-LET radiation // Journal of Environmental Radioactivity. 2016. Vol. 165. PP. 227–242. doi: 10.1016/j.jenvrad.2016.10.013
19. Hirose K. Plutonium in the ocean environment: its distributions and behavior // Journal of Nuclear and Radiochemical Sciences. 2009. Vol. 10, № 1. PP. 1_R7-1_R16. doi: 10.14494/jnrs.10.1_R7
20. Терещенко Н.Н. Влияние трофности морских вод на миграцию и депонирование техногенных радионуклидов плутония // Журнал Сибирского федерального университета. Биология. 2017. Т. 10, № 1. С. 20–34. doi: 10.17516/1997-1389-0005
21. Егоров В.Н., Гулин С.Б., Малахова Л.В., Мирзоева Н.Ю., Поповичев В.Н., Терещенко Н.Н., Лазоренко Г.Е., Плотицына О.В., Малахова Т.В., Проскурнин В.Ю.,

- Сидоров И.Г., Стецюк А.П., Гулина Л.В., Марченко Ю.Г. Биогеохимические характеристики седиментационного самоочищения Севастопольской бухты от радионуклидов, ртути и хлорорганических загрязнителей // Морской биологический журнал. 2018. Т. 3, № 2. С. 40–52. doi: 10.21072/mbj.2018.03.2.03
22. Tereshchenko N.N., Gulin S.B., Proskurnin V.Yu. Distribution and migration of ²³⁹⁺²⁴⁰Pu in abiotic components of the Black Sea ecosystems during the post-Chernobyl period // Journal of Environmental Radioactivity. 2018. Vol. 188. PP. 67–78. doi: 10.1016/j.jenvrad.2017.10.002
 23. Костова С.К., Егоров В.Н., Поповичев В.Н. Многолетние исследования загрязнения ртутью Севастопольских бухт (Чёрное море) // Экология моря. 2001. Вып. 56. С. 99–103.
 24. Малахова Л.В. Распределение полихлорированных бифенилов в поверхностном слое донных осадков Севастопольской бухты (Чёрное море) // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа. 2005. Вып. 12. С. 268–272.
 25. Орехова Н.А., Вареник А.В. Современный гидрохимический режим Севастопольской бухты // Морской гидрофизический журнал. 2018. Т. 34, № 2. С. 134–146. doi: 10.22449/0233-7584-2018-2-134-146
 26. Иванов В.А., Овсяный Е.И., Репетин Л.Н., Романов А.С., Игнатъева О.Г. Гидролого-гидрохимический режим Севастопольской бухты и его изменения под воздействием климатических и антропогенных факторов. Севастополь : МГИ НАН Украины, 2006. 90 с.
 27. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants // Annals of the ICRP. 2009. 251 p.
 28. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Publication 114. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants // Annals of the ICRP. 2009. 111 p.
 29. Современное состояние биоразнообразия прибрежных вод Крыма (Черноморский сектор) / под ред. В.Н. Еремеева, А.В. Гаевской. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2003. 511 с.
 30. Промысловые биоресурсы Черного и Азовского морей / под ред. В.Н. Еремеева, А.В. Гаевской, Г.Е. Шульмана, Ю.А. Загородной. Севастополь : ЭКОСИ-Гидрофизика, 2011. 367 с.
 31. Скуратовская Е.Н., Дорошенко Ю.В., Алёмова А.С., Ковалева М.А. Биоиндикационная оценка экологического состояния прибрежных акваторий г. Севастополя // Актуальные вопросы биологической физики и химии. 2020. Т. 5, № 3. С. 517–523.
 32. Трощенко О.А., Субботин А.А., Еремин И.Ю. Изменчивость основных лимитирующих факторов среды в процессе выращивания двустворчатых моллюсков на ферме в районе Севастополя // Ученые записки Крымского федерального университета им. В.И. Вернадского. География. Геология. 2019. Т. 5, № 2. С. 308–321.
 33. Chelyadina N., Pospelova N., Popov M. Effects of environmental factors on changing sex structure of cultivated mussels (*Mytilus galloprovincialis*, Lamarck, 1819) in the coastal zone of the Black Sea // International Review of Hydrobiology. 2021. Vol. 106, № 3–4. PP. 183–190. doi: 10.1002/iroh.202002050
 34. Малахова Л.В., Скуратовская Е.Н., Малахова Т.В., Болтачев А.Р., Лобко В.В. Хлорорганические соединения в ерше *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1785 в акватории Севастополя (Черное море): пространственное распределение и биологический отклик на уровень накопления загрязнителей // Морской биологический журнал. 2018. Т. 3, № 4. С. 51–63. doi: 10.21072/mbj.2018.03.4.06
 35. Merino J., Sanchez-Cabeza J., Pujol L., Leonard K., McCubbin D. Plutonium activity ratios in plankton: new evidence of hold-up time in Irish Sea sediments // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. 2000. Vol. 243, № 2. PP. 517–524. doi: 10.1023/a:1016067206948

36. Sanchez-Cabeza J.A., Merino J., Masqué P., Mitchell P.I., Vintró L.L., Schell W.R., Cross L., Calbet A. Concentrations of plutonium and americium in plankton from the western Mediterranean Sea // *Science of the Total Environment*. 2003. Vol. 311, № 1–3. PP. 233–245. doi: 10.1016/S0048-9697(03)00053-6
37. Wilson R.C., Watts S.J., i Batlle J.V., McDonald P. Laboratory and field studies of polonium and plutonium in marine plankton // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009. Vol. 100, № 8. PP. 665–669. doi: 10.1016/j.jenvrad.2009.05.007
38. Методика измерений активности плутония-239, 240, 238 в пробах окружающей среды с радиохимическим концентрированием в ФГБУ НПО «Тайфун». 2015. 25 с.
39. ISO 11929:2010 Determination of the characteristic limits (decision threshold, detection limit and limits of the coverage interval) for measurements of ionizing radiation // *Fundamentals and application*. 2019. 68 p.
40. Поликарпов Г.Г. Радиэкология морских организмов. М. : Атомиздат, 1964. 295 с.
41. Трапезников А.В. ⁶⁰Co, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ^{239,240}Pu в пресноводных экосистемах. М. : Обракадемнаука, 2010. 510 с.
42. Финенко Г.А., Романова З.А., Аболмасова Г.И., Дацьк Н.А., Аннинский Б.Е. *Mnemiopsis leidyi*: скорость питания гребневиков в море и пищевой пресс популяции на кормовой зоопланктон // *Морской экологический журнал*. 2010. Т. 9, № 1. С. 73–83.
43. Brown J.E., Alfonso B., Avila R., Beresford N.A., Coplestone D., Hosseini A. A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals // *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016. Vol. 153. PP. 141–148. doi: 10.1016/j.jenvrad.2015.12.011
44. IAEA – International Atomic Energy Agency. Sediment K_{ds} and Concentration Factors for Radionuclides for Biota in the Marine Environment // *Technical Reports Series No. 247*. Vienna, 1985. 73 p.
45. Tereshchenko N.N., Mirzoeva N.Yu., Gulín S.B., Milchakova N.A. Contemporary radioecological state of the North-Western Black Sea and the problems of environment conservation // *Marine Pollution Bulletin*. 2014. Vol. 81, № 1. PP. 7–23. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.01.003
46. Супрунович А.В., Макаров Ю.Н. Культивируемые беспозвоночные. Пищевые беспозвоночные: мидии, устрицы, гребешки, раки, креветки / отв. ред. В.Н. Золотарев. Киев : Наук. думка, 1990. 264 с.
47. Paraskiv A.A., Tereshchenko N.N., Proskurnin V.Yu., Chuzhikova-Proskurnina O.D. Change in plutonium sedimentation fluxes into the bottom sediments of the Sevastopol Bay before and after the Chernobyl NPP accident // *Marine Biological Journal*. 2021. Vol. 6, № 2. PP. 69–82. doi: 10.21072/mbj.2021.06.2.05
48. *The Chemistry of the Actinide and Transactinide Elements* / ed. by L.R. Morss, N.M. Edelstein, J. Fuger. Springer, 2010. 4520 p.

References

1. *Worldwide Marine Radioactivity Studies. Radionuclide Levels in Oceans and Seas*. Vienna: IAEA, 2005. 287 p.
2. Radioekologicheskij otklik Chernogo morja na Chernobyl'skuju avariju [Radioecological response of the Black Sea to the Chernobyl accident]. Polikarpov GG, Egorov VN, editors. Sevastopol: EKOSIGidrofizika Publ.; 2008. 667 p. In Russian.
3. Radioecology after Chernobyl: Biogeochemical Pathways of Artificial Radionuclides. Grinchuk DV et al., translated from English; Warner F, Harrison M, editors. Moscow: Mir Publ.; 1999. 511 p. In Russian.
4. Santschi PH, Honeyman BD. Radionuclides in aquatic environments. *International Journal of Radiation Applications and Instrumentation. Part C. Radiation Physics and Chemistry*. 1989;34(2):213-240. doi: 10.1016/1359-0197(89)90231-2
5. Tereshchenko NN. Plutoniy v gidrobiontakh Chernogo morya [Plutonium in the hydrobionts of the Black Sea]. *Naukovi pratsi. Tekhnogenna bezpeka*. 2013;198(210):52-60. In Russian.

6. SanPiN 2.6.1.2523-09 Normy radiatsionnoy bezopasnosti [Radiation safety standards] (NRB-99/2009).
7. Fowler S, Heyraud M, Beastley TM. Experimental Studies on Plutonium Kinetics in Marine Biota. Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. IAEA, Vienna. 1975. 157 p.
8. Thompson MA. Plutonium in the aquatic environment around the Rocky Flats facility. Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. IAEA, Vienna. 1975. 157 p.
9. Hetheington JA, Jefferies DF, Lovett MB. Some investigations into the behavior of plutonium in the marine environment. Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. IAEA, Vienna. 1975. 157 p.
10. Hamilton TF, Martinelli RE, Kehl SR, McAninch JE. The plutonium isotopic composition of marine biota on Enewetak Atoll: a preliminary assessment. *Journal of Environmental Monitoring*. 2008;10:1134. doi: 10.1039/B806077K
11. Voigt GM, Semiochkina N, Dodd B, Howard BJ, Karabalin B, Mukuschewa M, Rosner G, Sanchez A, Sinleton DL, Strand R. The present radiological situation at the nuclear weapons test site at Semipalatinsk in Kazakhstan with regard to plutonium contamination. *Radioactivity in the Environment*. 2001;1:363-373. doi: 10.1016/S1569-4860(01)80024-3
12. Johansen MP, Anderson D, Child D, Hotchkis MA, Tsukada H, Okuda K, Hinton TG. Differentiating Fukushima and Nagasaki plutonium from global fallout using $^{241}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ atom ratios: Pu vs. Cs uptake and dose to biota. *Science of The Total Environment*. 2021;754:141890. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141890
13. Kuzmenkova NV, Vlasova IE, Rozhkova AK, Romanchuk AYu, Petrov VG, Kalmykov SN, Osipov DI, Pryakhin DA, Plyamina OV, Grachev VA, Aleksakhin AI, Mokrov YuG. Raspredelenie radionuklidov mezhdru bioticheskimi i abioticheskimi komponentami radioaktivno-zagryaznennykh vodoemov V-17 i V-4 [Distribution of radionuclides between biotic and abiotic components of radioactively contaminated reservoirs V-17 and V-4]. *Voprosy radiatsionnoy bezopasnosti*. 2017;1:54-66. In Russian.
14. Rozhkova A.K, Kuzmenkova NV, Pryakhin EA, Mokrov YG, Kalmykov SN. Artificial radionuclides association with bottom sediment components from Mayak Production Association industrial reservoirs. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2021;232:106569. doi: 10.1016/j.jenvrad.2021.106569
15. Rissanen K, Ikaeheimonen TK, Matishov DG, Matishov GG. Radioactive cesium, cobalt and plutonium in biota, algae and sediments in the nonrestricted areas of the Russian Arctic Seas. *International Atomic Energy Agency*. 1999. №. IAEA-TECDOC-1094. P. 12.
16. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Publication 103. Annals ICRP 37(2-4), Elsevier, Amsterdam, 2007. 264 p.
17. R52.18.820-2015 Otsenka radiatsionno-ekologicheskogo vozdeystviya na ob'ekty prirodnoy sredy po dannym monitoringa radiatsionnoy obstanovki [Assessment of the radiation and environmental impact on the objects of the natural environment according to the monitoring of the radiation situation]. Ministerstvo prirodnykh resursov i ekologii Rossiyskoy Federatsii, Roskomgidromet, Obninsk, 2015. 65 p.
18. Sazykina TG, Kryshev AI. Lower thresholds for lifetime health effects in mammals from high-LET radiation - Comparison with chronic low-LET radiation. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016;165:227-242. doi: 10.1016/j.jenvrad.2016.10.013
19. Hirose K. Plutonium in the ocean environment: its distributions and behavior. *Journal of Nuclear and Radiochemical Sciences*. 2009;10(1):1_R7-1_R16. doi: 10.14494/jnrs.10.1_R7
20. Tereshchenko NN. Effect of sea water trophic level on migration and deposition of man-made plutonium radionuclides. *Zhurnal Sibirskogo federal'nogo universiteta. Biologiya – Journal of Siberian Federal University. Biology*. 2017;10(1):20-34. In Russian, English summary. doi: 10.17516/1997-1389-0005
21. Egorov VN, Gulin SB, Malakhova LV, Mirzoyeva NYu, Popovichev VN, Tereshchenko NN, Lazorenko GE, Plotitsyna OV, Malakhova TV, Proskurnin VYu, Sidorov IG, Stetsyuk AP, Gulina LV, Marchenko YuG. Biogeochemical characteristics of the Sevastopol Bay sedimentation self-purification from radionuclides, mercury and chlorogenic contam-

- inants. *Morskoy biologicheskiy zhurnal – Marine Biological Journal*. 2018;3(2):40-52. In Russian, English summary. doi: 10.21072/mbj.2018.03.2.03
22. Tereshchenko NN, Gulin SB, Proskurnin VYu. Distribution and migration of $^{239+240}\text{Pu}$ in abiotic components of the Black Sea ecosystems during the post-Chernobyl period. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2018;188:67-78. doi: 10.1016/j.jenvrad.2017.10.002
23. Kostova SK, Egorov VN, Popovichev VN. Mnogoletnie issledovaniya zagryazneniya rtut'yu Sevastopol'skikh bukht (Chernoe more) [Long-term studies of mercury pollution in the Sevastopol bays (the Black Sea)]. *Ekologiya morya*. 2001;56: 99-103. In Russian.
24. Malakhova LV. Raspredelenie polikhlorirovannykh bifenilov v poverkhnostnom sloe donnykh osadkov Sevastopol'skoy bukhty (Chernoe more) [Distribution of polychlorinated biphenyls in the surface layer of the Sevastopol Bay bottom sediments (the Black Sea)]. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoy i shel'fovoy zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa*. 2005;12:268-272. In Russian.
25. Orekhova NA, Varenik AV. Current hydrochemical regime of the Sevastopol Bay. *Morskoy gidrofizicheskiy zhurnal – Physical Oceanography*. 2018;32(2):134-146. In Russian, English summary. doi:10.22449/0233-7584-2018-2-134-146
26. Ivanov VA, Ovsyanyy EI, Repetin LN, Romanov AS, Ignat'eva OG. Gidrologo-gidrokhimicheskiy rezhim Sevastopol'skoy bukhty i ego izmeneniya pod vozdeystviem klimaticheskikh i antropogennykh faktorov [Hydrological and hydrochemical regime of the Sevastopol Bay and its changes under the influence of climatic and anthropogenic factors]. Sevastopol: Marine Hydrophysical Institute Publ.; 2006. 90 p. In Russian.
27. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP. 2009. 251 p.
28. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Publication 114. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP. 2009. 111 p.
29. Sovremennoe sostoyanie bioraznobraziya pribrezhnykh vod Kryma (Chernomorskiy sektor) [The current state of biodiversity of Crimea coastal waters (the Black Sea sector)]. Eremeev VN, Gaevskaya AV, editors. Sevastopol: EKOSI-Gidrofizika Publ.; 2003. 511 p. In Russian.
30. Promyslovye bioresursy Chernogo i Azovskogo morey [Commercial bioresources of the Black and Azov Seas]. Eremeev VN, Gaevskaya AV, Shulman GE, Zagorodnyaya YuA, editors. Sevastopol: EKOSI-Gidrofizika Publ.; 2011. 367 p.
31. Skuratovskaya EN, Doroshenko YuV, Alyomova AS, Kovaleva MA. Bioindication assessment of the ecological state of Sevastopol coastal waters. *Aktual'nye voprosy biologicheskoy fiziki i khimii – Russian Journal of Biological Physics and Chemistry*. 2020;5(3):517-523. In Russian, English summary.
32. Troshchenko OA, Subbotin AA, Eremin I.Yu. Izmenchivost' osnovnykh limitiruyushchikh faktorov srede v protsesse vyrashchivaniya dvustvorchatykh molluskov na ferme v rayone Sevastopolya [Variability of main limiting environmental factors in the process of bivalve mollusk cultivation at the mussel farm in Sevastopol]. *Uchenye zapiski Krymskogo federal'nogo universiteta im. V. I. Vernadskogo. Geografiya. Geologiya*. 2019;5(2):308-321. In Russian.
33. Chelyadina N, Pospelova N, Popov M. Effects of environmental factors on changing sex structure of cultivated mussels (*Mytilus galloprovincialis*, Lamarck, 1819) in the coastal zone of the Black Sea. *International Review of Hydrobiology*. 2021;106(3-4): 183-190. doi: 10.1002/iroh.202002050
34. Malakhova LV, Skuratovskaya EN, Malakhova TV, Boltachev AR, Lobko VV. Organochlorine compounds in scorpion fish *Scorpaena porcus* Linnaeus, 1758 in the Sevastopol marine area (Black Sea): spatial distribution and biological response. *Morskoy biologicheskiy zhurnal – Marine Biological Journal*. 2018;3(4):51-63. In Russian, English summary. doi: 10.21072/mbj.2018.03.4.06

35. Merino J, Sanchez-Cabeza J, Pujol L, Leonard K, McCubbin D. Plutonium activity ratios in plankton: new evidence of hold-up time in Irish Sea sediments. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2000;243(20):517-524. doi: 10.1023/a:1016067206948
36. Sanchez-Cabeza JA, Merino, J, Masqué P, Mitchell PI, Vintó LL, Schell WR, Cross L, Calbet A. Concentrations of plutonium and americium in plankton from the western Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*. 2003;311(1-3):233-245. doi: 10.1016/S0048-9697(03)00053-6
37. Wilson RC, Watts, SJ, i Batlle JV, McDonald, P. Laboratory and field studies of polonium and plutonium in marine plankton. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009;100(8):665-669. doi: 10.1016/j.jenvrad.2009.05.007
38. Metodika izmereniy aktivnosti plutoniya-239,240,238 v probakh okruzhayushchey sredy s radiokhimicheskim kontsentrirovaniem v FGBU NPO "Tayfun" [Method for measuring the activity of plutonium-239,240,238 in environmental samples with radiochemical concentration at the FGBU NPO "Typhoon"]. 2015. 25 p.
39. ISO 11929:2010 Determination of the characteristic limits (decision threshold, detection limit and limits of the coverage interval) for measurements of ionizing radiation // Fundamentals and application. 2019. 68 p.
40. Polikarpov GG. Radioekologiya morskikh organizmov [Radioecology of marine organisms]. Moscow: Atomizdat Publ.; 1964. 295 p. In Russian.
41. Trapeznikov AV. ⁶⁰Co, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs i ^{239,240}Pu v presnovodnykh ekosistemakh [⁶⁰Co, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs and ^{239,240}Pu in the freshwater ecosystems]. Moscow: Obrakademnauka Publ.; 2010. 510 p. In Russian.
42. Finenko GA, Romanova ZA, Abolmasova GI, Datsyk NA, Anninskiy BE. *Mnemiopsis leidy*: skorost' pitaniya grebnevikov v more i pishchevoy press populyatsii na kormovoy zooplankton [Mnemiopsis leidy: ingestion rate of the ctenophores in the sea and predatory impact of the population on forage zooplankton]. *Morskoy ekologicheskiy zhurnal*. 2010;9(1):73-83. In Russian.
43. Brown JE, Alfonso B, Avila R, Beresford, NA, Copplestone D, Hosseini A. A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2016;153:141-148. doi: 10.1016/j.jenvrad.2015.12.011
44. IAEA – International Atomic Energy Agency. Sediment K_{ds} and Concentration Factors for Radionuclides for Biota in the Marine Environment. Technical Reports Series No. 247, Vienna. 1985. 73 p.
45. Tereshchenko NN, Mirzoeva NYu, Gulín SB, Milchakova NA. Contemporary radioecological state of the North-Western Black Sea and the problems of environment conservation. *Marine Pollution Bulletin*. 2014;81(1):7-23. doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.01.003
46. Suprunovich AV, Makarov YuN. Kul'tiviruemye bespozvonochnye. Pishchevye bespozvonochnye: midii, ustritsy, grebeshki, raki, krevetki [Cultivated invertebrates. Food invertebrates: mussels, oysters, scallops, crayfish, shrimps]. Zolotarev VN, editor. Kiev: Naukova dumka Publ.; 1990. 264 p. In Russian.
47. Paraskiv AA, Tereshchenko NN, Proskurnin VYu, Chuzhikova-Proskurnina OD. Change in plutonium sedimentation fluxes into the bottom sediments of the Sevastopol Bay before and after the Chernobyl NPP accident. *Marine Biological Journal*. 2021;6(2):69-82. doi: 10.21072/mbj.2021.06.2.05
48. The Chemistry of the Actinide and Transactinide Elements. Morss LR, Edelstein NM, Fuger J, editors. Springer: 2010. 4520 p.

Информация об авторах:

Параскив Артем Алексеевич – м.н.с., аспирант отдела радиационной и химической биологии, ФИЦ Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН (Севастополь, Россия).

E-mail: paraskiv@ibss-ras.ru

Терещенко Наталия Николаевна – канд. биол. наук, вед.н.с. отдела радиационной и химической биологии, ФИЦ Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН (Севастополь, Россия).

E-mail: ntereshchenko@yandex.ru

Проскурнин Владислав Юрьевич – м.н.с. отдела радиационной и химической биологии, ФИЦ Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН (Севастополь, Россия).

E-mail: v_proskurnin@ibss-ras.ru

Чужикова-Проскурнина Ольга Дмитриевна – вед. инж. отдела радиационной и химической биологии, ФИЦ Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН (Севастополь, Россия).

E-mail: olga88.chp@ya.ru

Трапезников Александр Викторович – д-р биол. наук, заведующий филиалом «Биофизическая станция», ФГБУН Институт экологии растений и животных УрО РАН (Екатеринбург, Россия).

E-mail: vera_zar@mail.ru

Платаев Анатолий Петрович – ведущий инженер лаборатории общей радиоэкологии, ФГБУН Институт экологии растений и животных УрО РАН (Екатеринбург, Россия).

E-mail: ty1985@mail.ru

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Information about the authors:

Paraskiv Artem A., Junior Researcher, Post-Graduate Student, Department of Radiation and Chemical Biology, A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS (Sevastopol, Russian Federation).

E-mail: paraskiv@ibss-ras.ru

Tereshchenko Nataliya N., Cand. Sci. (Biol.), Leading Researcher, Department of Radiation and Chemical Biology, A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS (Sevastopol, Russian Federation).

E-mail: ntereshchenko@yandex.ru

Proskurnin Vladislav Yu., Junior Researcher, Department of Radiation and Chemical Biology, A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS (Sevastopol, Russian Federation).

E-mail: v_proskurnin@ibss-ras.ru

Chuzhikova-Proskurnina Olga D., Leading Engineer, Department of Radiation and Chemical Biology, A.O. Kovalevsky Institute of Biology of the Southern Seas of RAS (Sevastopol, Russian Federation).

E-mail: olga88.chp@ya.ru

Trapeznikov Alexander V., Dr. Sci. (Biol.), Head of the “Biophysical Station” Branch, Institute of Plant and Animal Ecology Ural Branch of the Russian Academy of Sciences (Yekaterinburg, Russian Federation).

E-mail: vera_zar@mail.ru

Plataev Anatoliy P., Leading Engineer, General Radioecology Laboratory, Institute of Plant and Animal Ecology Ural Branch of the Russian Academy of Sciences (Yekaterinburg, Russian Federation).

E-mail: ty1985@mail.ru

The Authors declare no conflict of interest.

*Статья поступила в редакцию 08.04.2022;
одобрена после рецензирования 19.12.2022; принята к публикации 29.12.2022.*

*The article was submitted 08.04.2022;
approved after reviewing 19.12.2022; accepted for publication 29.12.2022.*