

Богданов Н.А.¹, Басс О.В.², Савостина О.А.², Ермолаев Б.В.³, Ляпунов С.М.³

Тяжёлые металлы и «чернобыльский след» в донных отложениях внутреннего водоёма: Калининградский залив

¹ФГБУН «Институт географии Российской академии наук», 119017, Москва, Россия;²Институт природопользования, территориального развития и градостроительства ФГАОУ ВО «Балтийский федеральный университет имени Иммануила Канта», 236000, Калининград, Россия;³ФГБУН «Геологический институт Российской академии наук», 119017, Москва, Россия

Введение. Исключительную важность приобретает выявление механизма загрязнения и мониторинг внутренних, пограничных с другими странами, ресурсозначимых водоёмов в пределах индустриально освоенных территорий.

Материалы и методы. Статья содержит результаты исследования экологической опасности и угроз здоровью населения от накопления тяжёлых металлов (ТМ) и активности техногенных и естественных (ЕРН) радионуклидов в донных отложениях внутреннего водоёма – Калининградского залива на рубеже XX–XXI вв. (1986–2019 гг.). Потребление его загрязнённых ресурсов (морепродукты, донные отложения в качестве удобрений и минерального сырья) может негативно сказаться на здоровье жителей не только данного региона. Рассмотрены проблемы: 1) механизм и интенсивность многолетнего накопления Hg и других ТМ; 2) активность изотопа ¹³⁷Cs («чернобыльский след») и ЕРН в сравнении с радиационным состоянием пляжевых песков в Латвии; 3) медико-биологические угрозы воздействия рассмотренных факторов.

Результаты. Замкнутость акватории обусловила роль залива как гигантской ловушки осадочного материала и загрязняющих веществ (ЗВ). Hg в воде достигала опасных концентраций 0,15–0,6 мкг/л (ПДК = 0,5 мкг/л). Накопления Hg в донных отложениях эстуария залива и бухты Приморской за 20 лет достигли слабого уровня загрязнения (норвежские критерии: от 50–90 до 155–252 мкг/кг) и приблизились к безопасному пределу – целевому уровню (300 мкг/кг – отечественный региональный норматив и голландские списки ЗВ). Возросло содержание Hg и на фоне (от 23 до 82 мкг/кг). Наиболее опасные очаги санитарно-токсикологической вредности (показатель Zc-т(AgPbCoW) > 6, до 13) совпадают с границами опасного накопления суммы ТМ (Zc(MnCrVNiCoAgZnPbSnW) > 34, до 61) и Hg (> 100–150 мкг/кг). Исходная активность ¹³⁷Cs в Прибалтике уменьшилась, Бк/кг: от 110 (пляжи Латвии) до 104 и 99 (донные отложения; побережья Литвы, Калининградской области и Польши). Удельная активность ЕРН в донных отложениях залива (510–572 Бк/кг) ниже безопасного уровня (740 Бк/кг); обращение с ними не имеет ограничений.

Заключение. Опасность вызывает рост количества Hg. Тенденция требует постановки исследований и контроля, включая Hg в морепродуктах и биомониторинг.

Ключевые слова: Калининградский залив; донные отложения; тяжёлые металлы; радионуклиды; накопление; угрозы; здоровье

Для цитирования: Богданов Н.А., Басс О.В., Савостина О.А., Ермолаев Б.В., Ляпунов С.М. Тяжёлые металлы и «чернобыльский след» в донных отложениях внутреннего водоёма: Калининградский залив. *Гигиена и санитария*. 2021; 100 (3): 208–217. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2021-100-3-208-217>

Для корреспонденции: Богданов Николай Александрович, доктор геогр. наук, вед. науч. сотр. лаб. геоморфологии, ФГБУН «Институт географии РАН», 119017, Москва. E-mail: nabog@inbox.ru

Конфликт интересов. Авторы декларируют отсутствие явных и потенциальных конфликтов интересов в связи с публикацией данной статьи.

Благодарность. Работа выполнена в рамках темы госзадания: рег. № 0148-2019-0005, № АААА-А19-119021990091-4. Работы на акватории Калининградского залива осуществлены в ходе реализации Инициативного Проекта О.А. Савостиной «Оценка гидрохимического состояния Калининградского залива». Авторы сердечно благодарят В.Я. Чугаевича (инженер БФУ им. И. Канта) и А.П. Ермилова (научно-технический руководитель НТЦ «Амплитуда») за неоценимую помощь, оказанную в ходе акваториальных и радиационно-аналитических работ.

Участие авторов: Богданов Н.А. – концепция и дизайн исследования, сбор и обработка материала, написание текста, утверждение окончательного варианта статьи, ответственность за целостность всех частей статьи; Басс О.В. – дизайн исследования, сбор и обработка материала, редактирование; Савостина О.А. – организация натуральных исследований, подготовка к анализам и хранения проб, редактирование; Ермолаев Б.В., Ляпунов С.М. – дизайн исследования, химико-аналитические определения, редактирование.

Поступила 10.04.2020 / Принята к печати 10.03.2021 / Опубликовано 16.04.2021

Nikolay A. Bogdanov¹, Oleg V. Bass², Olga A. Savostina², Boris V. Yermolayev³,
Sergey M. Lyapounov³

Heavy metals and the “Chernobyl trace” in the bottom sediments of the internal reservoir: The Gulf of Kaliningrad

¹Institution of Geography of the Russian Academy of Science, Moscow, 119017, Russia Federation;²Institute of Environmental Management, Urban Development and Spatial Planning of the Immanuel Kant Baltic Federal University, Kaliningrad, 236016, Russia Federation;³Geological Institute of the Russian Academy of Sciences, Moscow, 119017, Russia Federation

Introduction. The article contains the results of a study of environmental hazards and threats to public health from the accumulation of heavy metals (HM) and the activity of man-made and natural radionuclides (NRN) in the bottom sediments of the inner reservoir r – the Kaliningrad Bay at the turn of the XX–XXI centuries (1986–2019). The Consumption of polluted resources (seafood, bottom sediments as fertilizers, and mineral raw materials) can negatively affect residents' health of not only this region. The problems are considered: 1) the mechanism and intensity of the long-term accumulation of Hg and other HMs, 2) the activity of the ¹³⁷Cs isotope (“Chernobyl trace”) and NRN in comparison with the radiation state of the beach Sands in Latvia, 3) the biomedical threats from the factors considered.

Results. The water's closed area led to the role of the bay as a giant trap of sedimentary material and pollutants. Hg in the water reached dangerous concentrations of 0.15–0.6 mcg/l (MPC = 0.5 mcg/l). The accumulation of Hg in the bottom sediments of the Gulf estuary and Primorskaya Bay has reached a low level of pollution over 20 years (Norwegian criteria: from 50–90 to 155–252 mcg/kg) and has approached the safe limit – the target level (300 mcg/kg – the national, regional standard and Dutch lists of the pollutants). The Hg content also increased in the background (from 23 to 82 mcg/kg). The most

dangerous foci of sanitary and toxicological hazard ($Zc-t$ index ($AgPbCoW$) >6 , up to 13) coincide with the borders of dangerous accumulation of the sum of HM ($Zc(MnCrVNiCoAgZnPbSnW)$ >34 , up to 61) and Hg ($>100-150$ mcg/kg). The initial activity of ^{137}Cs in the Baltics decreased, Bq/kg: from 110 (beaches of Latvia) to 104 and 99 (bottom sediments; coasts of Lithuania, Kaliningrad region, and Poland). The specific activity of NRN in the bottom sediments of the Gulf (510–572 Bq/kg) is below the safe level (740 Bq/kg); handling them has no restrictions.

Conclusions. An increase in the amount of Hg causes the danger. The trend requires research and monitoring, including Hg in seafood and biomonitoring.

Keywords: Kaliningrad Bay; bottom deposits; heavy metals; radionuclides; accumulation; hazard; health

For citation: Bogdanov N.A., Bass O.V., Savostina O.A., Yermolayev B.V., Lyapunov S.M. Heavy metals and the “Chernobyl trace” in the bottom sediments of the internal reservoir: The Kaliningrad gulf. *Gigiena i Sanitariya (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*. 2021; 100 (3): 208–217. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2021-100-3-208-217> (In Russ.)

For correspondence: Nikolay A. Bogdanov, MD, Ph.D., DSci, leading researcher of the Laboratory of Geomorphology resources of the Institute of Geography of the Russian Academy of Science, Moscow, 119017, Russian Federation. E-mail: nabog@inbox.ru

Information about the authors:

Bogdanov N.A., <https://orcid.org/0000-0002-6121-8586>; Bass O.V., <https://orcid.org/0000-0002-7593-0099>
Savostina O.A., <https://orcid.org/0000-0002-9354-5493>; Yermolayev B.V., <https://orcid.org/0000-0001-9072-312X>

Conflict of interest. The author declares no conflict of interest.

Acknowledgment. The work was completed within the framework of the state task: REG. No. 0148-2019-0005, No. AAAA-A19-119021990091-4. Aquatorial works were made during the implementation of the Initiative Project by O.A. Savostina (head of the laboratory of soil science, agrochemistry and hydrochemistry of the Immanuel Kant Baltic Federal University) “Assessment of the hydrochemical state of the Kaliningrad Gulf”. The authors sincerely thank V.Y. Chugaevich (engineer, Immanuel Kant Baltic Federal University) and A.P. Emilov (scientific and technical director of the NTC “Amplituda”) for the invaluable assistance provided during the water and radiation-analytical works, respectively.

Contribution of the authors: Bogdanov N.A. – the concept and design of the study, the collection and processing of the material, writing the text, approval of the final version of the article, responsibility for the integrity of all parts of the article; Bass O.V. – design of the study, the collection and processing of the material, editing; Savostina O.A. – organization of field research, preparation for analysis and storage of samples, editing; Ermolaev B.V., Lyapunov S.M. – design of the study, chemical-analytical definitions, editing.

Received: April 10, 2020 / Accepted: March 10, 2020 / Published: April 16, 2021

Введение

Актуальность оценок и мониторинга в депонирующих средах Hg и других тяжёлых металлов (ТМ) бесспорна. Не меньшую значимость для эколого-гигиенической комфортности и развития медико-биологических угроз имеют последствия техногенных катастроф, особенно сопровождаемых конденсационными выпадениями относительно долгоживущих радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и дальнейшим их смывом с поражённых территорий. Средой конечного их накопления во многих случаях являются донные осадки и отложения водоёмов – локальные, региональные и глобальные базы эрозии. Донные отложения, сорбционно активная тонкодисперсная их фракция, являются индикатором качества и долговременных изменений состояния водного объекта (экологическое, гигиеническое, санитарно-токсикологическое, радиационное и т. д.). Исключительную важность приобретает выявление механизма загрязнения и мониторинг внутренних, пограничных с другими странами, ресурсозначимых водоёмов в пределах издревле индустриально освоенных территорий.

К их числу принадлежит и Калининградский залив или российский сектор Вислинской лагуны (южный сектор – в Польше) (рис. 1). Ресурсы его многогранны: военно-стратегические, транспортные, курортно-оздоровительные, туристические, хозяйственно-бытовые, рыбохозяйственные. Ценные морепродукты – угорь, мидии, сельдьевые и другие рыбы. Залив отчлён от Балтики пересыпью (Балтийская коса – в России) и сообщается с морем через пролив-проран (порт Балтийск, бывший Пиллау; проран укреплен каменной наброской, 1510 г.). На российских и польских берегах располагается множество антропогенных объектов. Выбросы и сбросы от их функционирования – источники загрязняющих веществ (ЗВ), включая тяжёлые металлы (ТМ). Устремляясь в залив, они деградируют или накапливаются в донных отложениях. Определённый вклад в загрязнение водоёма вносят атмосферные выпадения, подземный и поверхностный сток ЗВ с прилегающих территорий [2, 3]. Калининградская область, уже входившая в состав России (с 11.01.1758 г., в течение 30 лет, во времена правления государынь-императриц Елизаветы и Екатерины II; среди верноподданных был и И. Кант), подверглась в 1986 г. воздействию аварии на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) – как и другие территории бывшего СССР и стран ближнего зарубежья [4, 5]. Состояние водоёма, донных его отложений, в результате комплексного негативного воздействия может угрожать качеству потребляемых морепродук-

тов. Донные пески, илы – составляющие среды обитания биоты и потенциальные органические и минеральные ресурсы. Известны случаи их изъятия в качестве органоминеральных удобрений для сельхозугодий суши, а также намерений граждан организовать морские огороды по выращиванию мидий и др. В конечном итоге его состояние может угрожать здоровью жителей, и не только данного региона (имея в виду вывоз морепродуктов, в том числе и не контролируемый Роспотребнадзором).

Цель работы – оценка состояния внутреннего мультиресурсного водоёма и угроз здоровью населения по концентрациям ТМ, активности техногенных и природных радионуклидов в донных отложениях Калининградского залива на рубеже XX–XXI вв.

Материалы и методы

Материал. Вислинская лагуна представлена длинным (88,7 км), узким (5,8–11,1 км) мелководным (до 5,5 м) солончатым ($3-5\text{‰}$) водоёмом, ориентированным с ЮЗ на СВ, вдоль оси господствующих западных и ЮЗ ветров. Российский сектор включает акватории: на СВ – эстуарий (устье р. Преголя – м. Северный), Калининградский морской канал (КМК, глубины до 12 м на фарватере, отделён от эстуария намывными островами); на С – бух. Приморская; Центральная и Южная части – собственно лагуна (г. Балтийск – Польша). Водообмен с морем затруднён: ежегодный объём стока ($20,5 \text{ км}^3$) через пролив (скорость течений до 1,4 м/с) незначительно превышает заток (17 км^3) чистых морских вод. Замкнутость акватории обусловила роль залива как гигантской ловушки осадочного материала, а в исторический, особенно современный, периоды – и ЗВ. Воды большинства рек (Преголя, Нельма, Граевка и Прохладная, Мамоновка – трансграничные), а также Калининградского отводного канала (функционировал с конца XIX века, недавно закрыт) – «загрязнённые» и «очень загрязнённые». Промышленно-бытовые стоки заносятся в российский сектор и со стороны Польши трансграничными реками и течениями (нефтепродукты, фенол, Hg , Pb , Cd , As и др.). Наибольшему антропогенному воздействию подвержены северные берега эстуария и бух. Приморской (рис. 1–4) [1–3].

Прибрежное пологоволнистое дно сложено средне- и мелкозернистыми песками; с глубин 2–3 м переходит в плоскую поверхность, по оси которой прорезь старого фарватера является и ловушкой ЗВ. Донные осадки замешаются с глубиной заилёнными (до 15–35%) обводнёнными (до 62%) алевритоглинистыми осадками тёмно-серого и чёрного

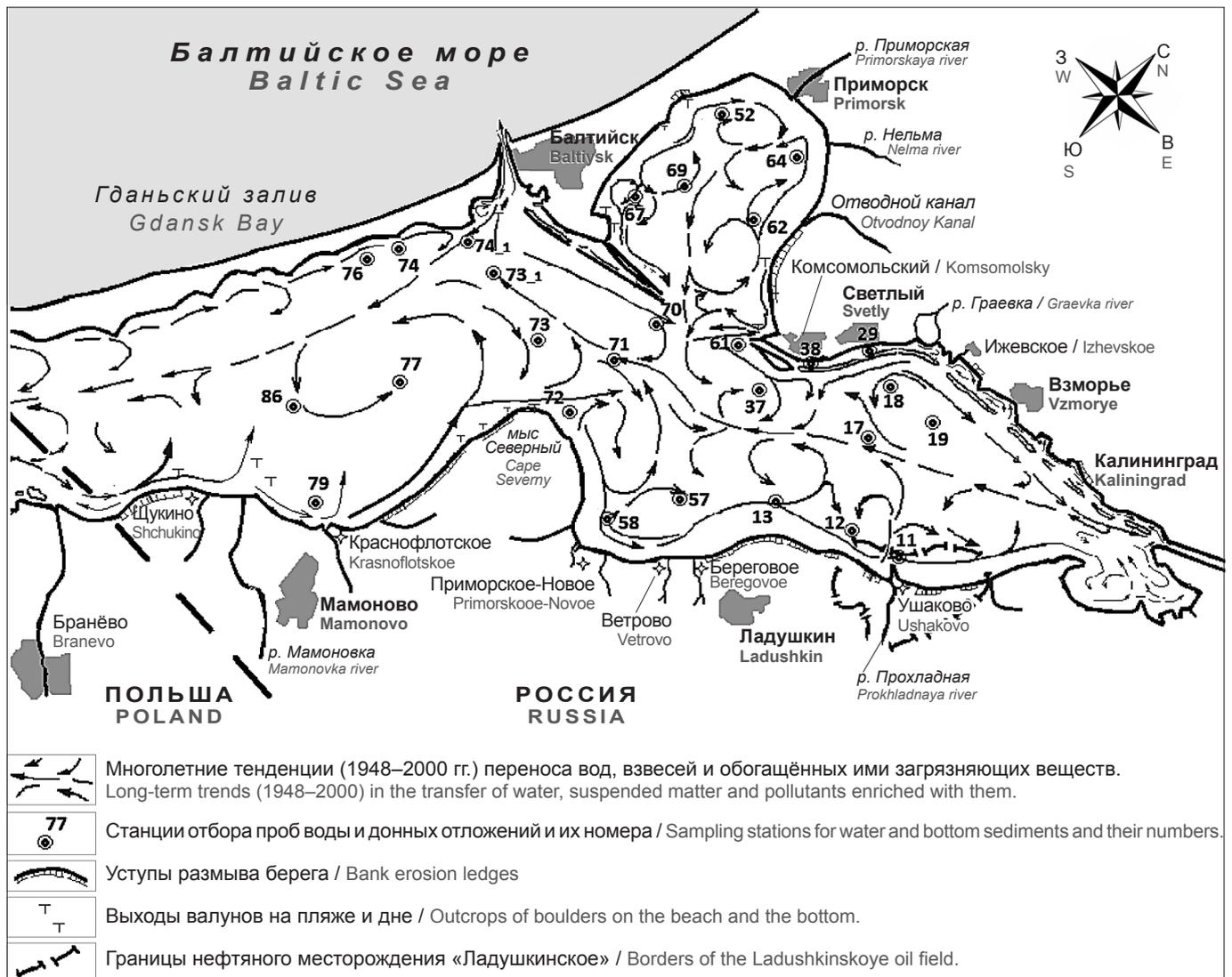


Рис. 1. Динамическая основа сети станций отбора проб воды и донных отложений Калининградского залива, лето 2019 г. (по [1, 2]).
Fig. 1. Dynamic basis of the network of water and bottom sediments sampling stations of the Kaliningrad Bay, summer 2019 (according to [1, 2]).

цвета, творожистой консистенции, с включениями обломков и створок раковин моллюсков и с характерным запахом H_2S (восстановительные гидрохимические условия). Отложения обладают повышенной сорбцией ЗВ.

В динамике залива, во многом определяющей качество его состояния, решающую роль играют ветер и генерируемые им волны, течения и циркуляции водных масс. Штормовые нагоны воды у берега (до 1,8 м) заливают и размывают прибрежные, в разной мере загрязнённые, отложения. Активное взаимодействие и размыв дна начинается с глубин $H \geq 0,5$ длины волны (λ , м). Нередкие здесь максимальные волнения обеспечивают размыв и взмучивание донных осадков на всей акватории (высоты волн $h_b = 1,5$ м, $\lambda = 10-20$ м), а прибрежное мелководье ($H = 2-3$ м) – наиболее частые в году слабые-умеренные волнения ($\lambda = 4-6$ м, $h_b = 0,4-0,6$ м). Нисходящие ветви прибрежных циркуляционных ячеек выносят осадки, взвеси и ЗВ в сторону более динамически ослабленной центральной зоны залива. В КМК ограниченные размеры акватории определяют развитие лишь пародонной волны, слабых ветровых волнений (до $h_b = 0,3$ м) и аналогичной интенсивности обмен водными массами и ЗВ с эстуарием сквозь проливы между островами. В ряде мест формируются зоны слабых циркуляций, где из воды выпадают

взвеси и ЗВ. Ярким примером тому – ситуация в эстуарии: северная и южная области вихревых вращений, способствующих аномально повышенному накоплению в донных отложениях ЗВ, разделены осевым противотечением. Таков в общих чертах механизм загрязнения-самоочищения залива (см. рис. 1–4, табл. 1, 2) [1, 2, 7, 12].

Методы. Акваториальные работы велись с борта сейнера СРБ-20 06–07.2019 г. Прозрачность воды, позволяющая судить о выносах взвесей и несомых ими ЗВ, определялась общеизвестным визуальным методом с использованием диска Секки (см. рис. 2). Пробы донных осадков (слой $0-0,1 \div 0,15$ м, 32 пробы) отбирались с двух бортов плавсредства грейферным дночерпателем Ван-Вина (объём 5 л). Сеть станций отбора проб ориентирована на ранее выявленные закономерности механизма загрязнения залива (см. рис. 1, табл. 1) [2]. Материал проб гомогенизировался, упаковывался в герметичные ёмкости и хранился в холодильнике (полиэтиленовые пакеты, банки). Пробоподготовка и определения рассматриваемых ингредиентов выполнены аккредитованными лабораториями по метрологически аттестованным методикам. Hg – высокочувствительная непламенная атомно-абсорбционная спектрометрия (ААС) с применением техники «холодного пара», прибор «Юлия-

Original article

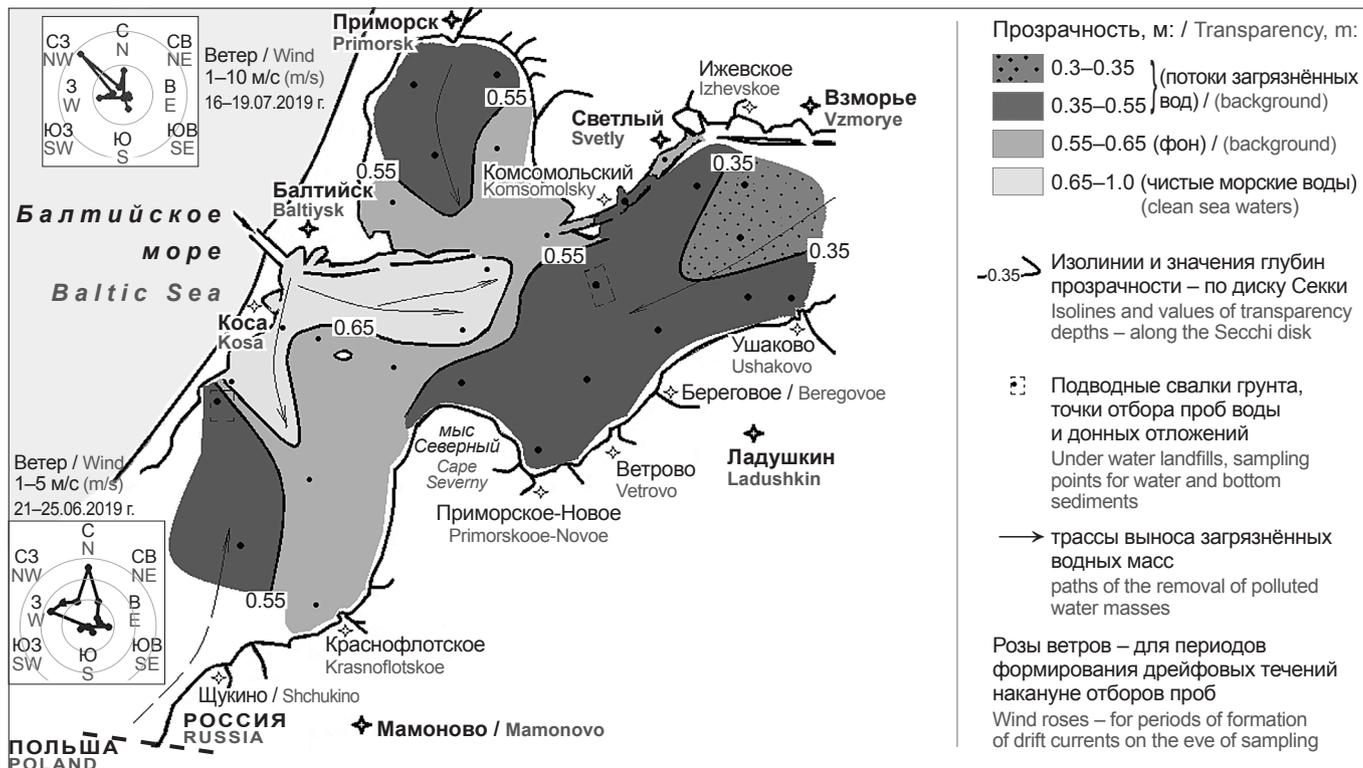


Рис. 2. Области выноса загрязнённых взвесей и заток чистых морских вод по распределению прозрачности воды Калининградского залива (оценки состояния 25.06 и 19.07.2019 г.).

Fig. 2. Areas of removal of contaminated suspensions and inflow of clean sea waters according to the distribution of the transparency of the Kaliningrad Bay water (state assessments on June 25 and July 19, 2019).

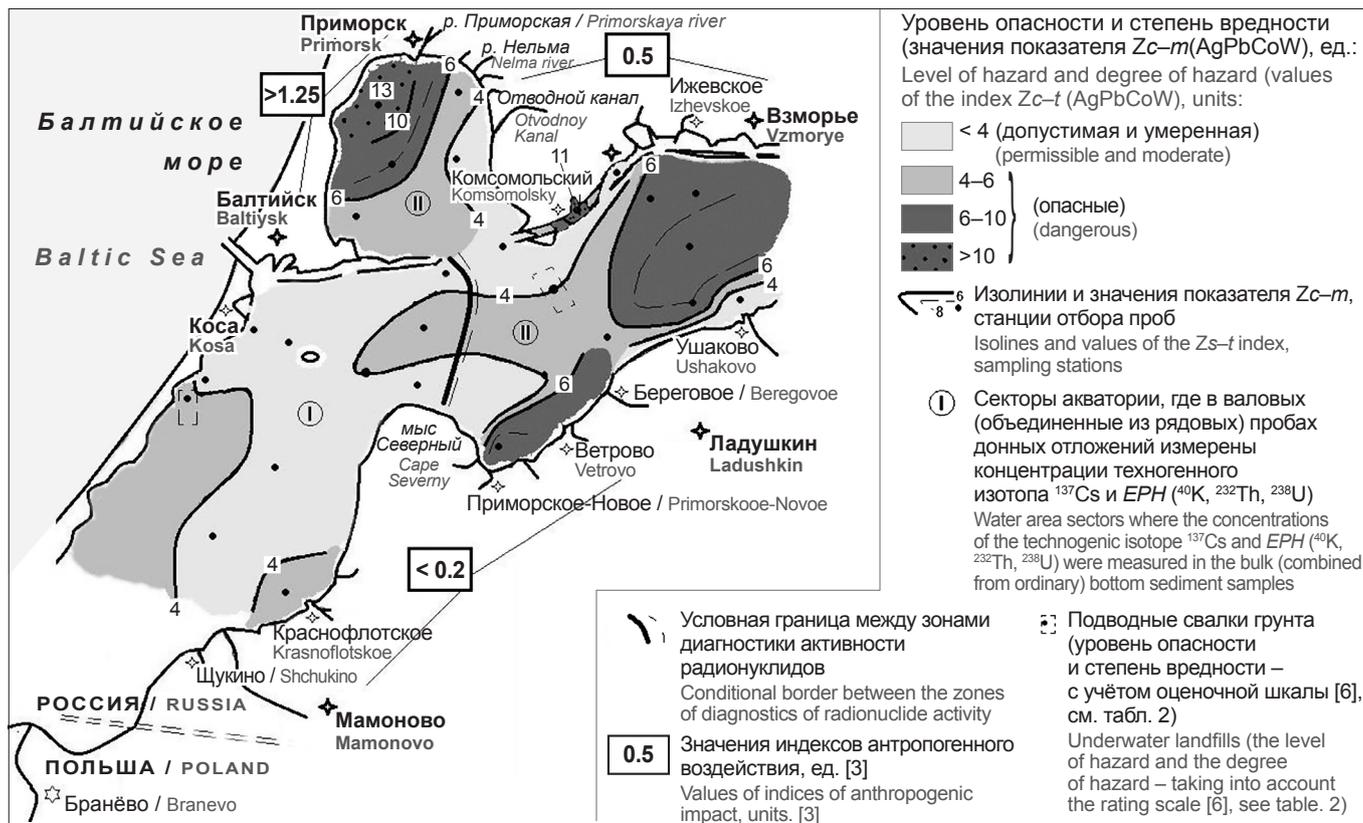


Рис. 3. Санитарно-токсикологическая опасность суммарного накопления тяжёлых металлов [(Zc-t(AgPbCoW)), зоны диагностики современной активности техногенных и естественных радионуклидов (EPH) в донных отложениях, антропогенные нагрузки на берега Калининградского залива.

Fig. 3. Sanitary and toxicological hazard of total accumulation of heavy metals [(Zc-t (AgPbCoW)), zones of diagnostics of modern activity of technogenic and natural radionuclides (NRN) in bottom sediments, anthropogenic loads on the shores of the Kaliningrad Bay.

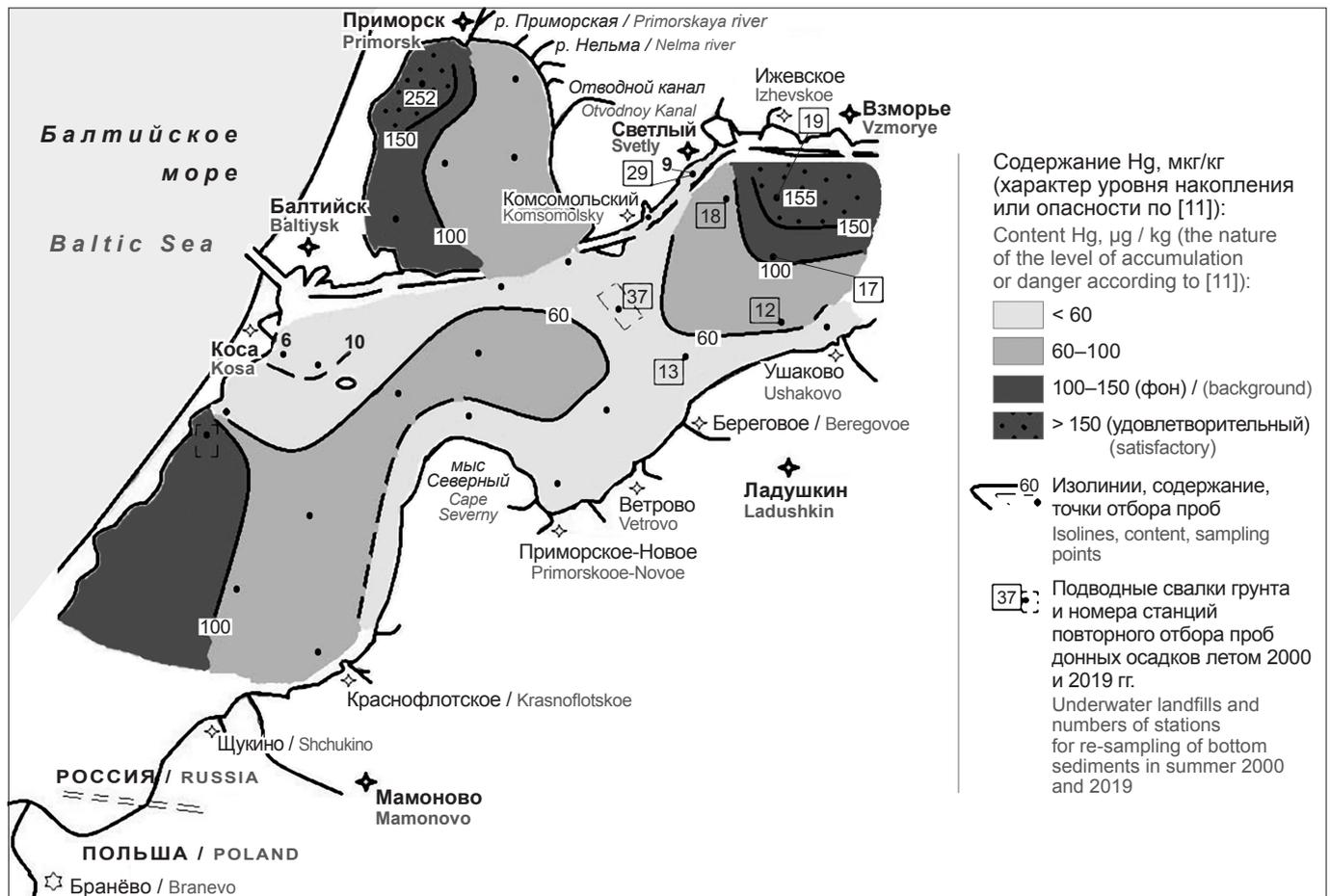


Рис. 4. Ртуть в донных осадках Калининградского залива.

Fig. 4. Mercury in bottom sediments of the Kaliningrad Bay.

5К», предел обнаружения ПО = 1–5 мкг/кг (Геологический институт РАН). Металлы Ag, Co, Pb, W для расчёта значений показателя санитарно-токсикологической опасности $Zc-m$ (по [6]) – рентгенофлуоресцентный метод с использованием последовательного спектрометра S4 Pioneer фирмы «Bruker» (Германия) и программного обеспечения «Spectra-Plus», ПО = 2–5 мкг/кг (Геологический институт РАН). В шкалу [6] соотношений значений показателей суммарного загрязнения авторами внесены коррективы (см. табл. 2). Радионуклиды – современная активность как техногенных изотопов (^{137}Cs ; ^{90}Sr – пересчёт: 1/70 от количества ^{137}Cs), так и ЕРН измерена гамма-спектрометром с полупроводниковым детектором (НТЦ «Амплитуда», научно-технический руководитель А.П. Ермилов, г. Зеленоград). Две валовые пробы (по ~ 1 кг каждая, периоды экспозиции 1000–2200 с, вероятность определений 90–95%) сформированы из рядовых, отобранных в разнородных по характеру динамики, осадконакопления и антропогенной нагрузки секторах акватории залива (см. рис. 3; табл. 3). На момент измерений активности ^{137}Cs (05.03.2020 г.) со времени катастрофы (26.04.1986 г., 01 ч 23 мин 50 с) прошло ~ 32,8 года. Современное остаточное количество изотопа с учётом периода полураспада ^{137}Cs (30,2 г) составило ~ 45,7% (от исходного 100%).

Ориентировочная диагностика эколого-гигиенической опасности накопления Hg ввиду отсутствия официально утверждённых нормативов загрязнения донных отложений осуществлена сравнением полученных результатов как с фоновым содержанием, так и пороговыми уровнями опасных концентраций металла: отечественный региональный и норвежский нормативы, а также голландские списки ЗВ (см. табл. 1) [2, 8–11].

Результаты

В итоге для состояния донных отложений Калининградского залива впервые диагностирован ряд моментов: 1) выявлены: многолетняя динамическая устойчивость механизма формирования очагов концентрации, их интенсивность и характер угроз здоровью от накопления ТМ (период 2000–2019 гг.); 2) внесены коррективы в ориентировочную шкалу [6] соотношения величин показателей суммарного загрязнения Zc и санитарно-токсикологической вредности $Zc-m$; 3) определены современный и исходный уровни активности токсичных техногенных изотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr – «чернобыльский след»; 4) диагностированы в сравнении с обстановкой на открытом морском берегу в Латвии: а) радиационная опасность от присутствия ЕРН; б) изменчивость радиационных выпадений на побережье Балтийского моря по линии, ориентированной вкост СЗ простираения оси шлейфа выбросов ЧАЭС: «г. Лиепая (Либава, местечко Шкедес, Латвия) – Калининградский залив – Польша».

Обсуждение

Источники ЗВ в регионе многочисленны и разнообразны: всевозможные отходы; разливы на объектах промышленности, транспорта, сельского хозяйства, сельхозбы; выбросы от стационарных и передвижных установок по сжиганию топлива; трансграничные переносы. Вторичная контаминация связана со взмучиванием и перераспределением загрязнённых донных отложений плавсредствами (вращения винтов, парходная волна). Источники ^{137}Cs на Балтике отсутствуют (энергетика, ядерное оружие, атомоходы и т. п.) [2, 3, 12, 13].

Таблица 1 / Table 1

Ртуть в донных отложениях: многолетние изменения содержания в динамически разнородных зонах акватории и критерии оценки опасности накопления металла**Mercury in bottom sediments: long-term changes in content in dynamically heterogeneous zones of the water area and criteria for assessing the danger of metal accumulation**

| Зона акватории Water area | № пробы Sample No | 2000 г. [2] | | 2019 г. | | Изменение: кратность, раз Change: multiplicity, times |
|---|----------------------|-------------------------|--------------|-------------------------|--------------|--|
| | | Hg, мкг/кг Hg, µg/kg | H, м H, m | Hg, мкг/кг Hg, µg/kg | H, м H, m | |
| Динамически активный сектор южного берега: тенденции накопления в устьях разрывных течений (затухание транспортирующей способности) Dynamically active sector of the southern coast: tendencies of accumulation at the mouths of discontinuous currents (attenuation of the transporting capacity) | 13 | 40 | 2.8 | 54 | 3.6 | 1.4 |
| | 12 | 50 | 2.2 | 70 | 3.3 | 1.4 |
| Динамически равновесная зона: осевой сектор развития компенсационного противотечения Dynamically equilibrium zone: axial sector of the development of compensatory countercurrent | 17 | 100 | 3.5 | 104 | 3.9 | 1.04 |
| | 37 | 50 | 4.5 | 51 | 4.8 | 1.02 |
| Динамически застойная зона северного сектора эстуария (напротив и между Нефтебазой у пос. Ижевское и портом Светлый) Dynamically stagnant zone of the northern sector of the estuary (opposite and between Neftebaza near the village of Izhevskoye and the port of Svetly) | 18 | 110 | 2.8 | 85 | 3.5 | 0.8 |
| | 19 | 90 | 2.5 | 155 | 3.4 | 1.7 |
| Калининградский морской канал: причалы порта Светлый и рыбоконсервного завода «Станислав» (закрыт) Kaliningrad Sea Canal (KSC): berths of the port of Svetly and the Stanislav fish canning plant (closed) | 29 | 140 | 8.3 | 9 | 5.1 | – |
| р. Дейма (среднее течение) Deyma river (middle course) | ФОН | 23 | 1 | 82 | 1 | 3.6 |

Ориентировочные отечественные и зарубежные оценки опасности накопления Hg в донных отложениях для человека и экосистем**Rough domestic and foreign assessments of the Hg accumulation hazard in bottom sediments for humans and ecosystems**

| Уровень Hg Hg level | Hg, мкг/кг Hg, µg/kg | Нормативы и критерии Standards and criteria |
|--|-------------------------|---|
| Целевой безопасный уровень концентрации Hg Target safe concentration level Hg | 300 | Отечественный региональный норматив, голландские списки ЗВ [8–10] Domestic regional standard, Dutch lists of pollutants [8–10] |
| Минимально опасная концентрация с токсикологическими рисками (срочная ремедиация) Minimum hazardous concentration with toxicological risks (urgent remediation) | 10 000–11 100 | |
| Фон Background | < 150 | Норвежские критерии [11] Norwegian criteria [11] |
| Удовлетворительно Satisfactorily | 150–630 | |
| Умеренно Moderately | 630–860 | |
| Опасно Dangerously | 860–2000 | |

Примечание. Геодинамическая позиция районов отбора проб: № 13 и 12 – выполаживание поверхности и перегибы профиля дна по осям поперечных к берегу подводных ложбин (затухание нисходящих ветвей прибрежных циркуляционных ячеек, отмели Береговая и Ушаковская, напротив посёлков Береговое, Ладыгино, Ушаково); № 17 и 37 – фарватер и подводная свалка грунта в горловине эстуария (закрыта); № 18 и 19 – подводные отмели и депрессии рельефа дна; № 29 – прорезь судового хода КМК (2000 г.) и припортовые участки дна (2019 г.)

Note. Geodynamic position of sampling areas: Nos. 13 and 12 – flattening of the surface and bends of the bottom profile along the axes of underwater troughs transverse to the coast (attenuation of the descending branches of coastal circulation cells, Beregovaya and Ushakovskaya shoals, opposite the villages of Beregovoye, Ladygino, Ushakovo); No. 17 and 37 – fairway and underwater dump of soil in the mouth of the estuary (closed); Nos. 18 and 19 – underwater shoals and depressions of the bottom relief; No. 29 – KSC fairway cut (2000) and near-port bottom sections (2019).

Таблица 2 / Table 2

Соотношения ориентировочной шкалы [6] опасности суммарного накопления тяжёлых металлов в донных отложениях и результатов экспертной оценки в Калининградском заливе, лето 2019 г.

Ratios of the indicative scale [6] of the hazard of the total accumulation of heavy metals in bottom sediments and the results of expert assessment in the Kaliningrad Bay, summer 2019

| Z_c | Z_{c-m} Z_{s-t} | Уровень загрязнения, Z_c Pollution level, Z_c | Степень опасности, Z_{c-m} Degree of hazard Z_{s-t} | Содержание токсичных тяжёлых металлов в воде Water toxic heavy metals content |
|--|--|---|---|---|
| < 10 < 20* | < 10 1–2* | Слабый Weak | Допустимая Acceptable | Большинство в пределах фона Most within the background limits |
| 10–30 20–30* | 10–30 3–4* | Средний Middle | Умеренная Moderate | Многие выше фона; отдельные, эпизодически – до ПДК Many above the background; separate, occasionally – up to MPC |
| 30–100 31–34* до 45* up to 45* > 45 (до 61)* > 45 (up to 61)* | 30–100 4–6* 6–9* > 9 (11–13)* | Высокий High | Опасная Dangerous | Многие заметно выше фона; отдельные > ПДК Many are noticeably above the background; individual > MPC |

Примечание. * Калининградский залив, показатели: суммарного загрязнения Z_c (MnCrVNiCoAgZnPbSnW) и санитарно-токсикологической вредности Z_{c-m} (AgPbCoW) по сумме токсичных металлов 2-го класса опасности в составе структуры показателя Z_c донных отложений, имеющих ПДК в воде (основное условие выбора спектра показателя Z_{c-m} по [6]). Структура Z_c и фоновые концентрации ТМ – 2000 г. [2].

Note. * Kaliningrad Bay, indices: total pollution Z_c (MnCrVNiCoAgZnPbSnW) and sanitary and toxicological hazard Z_{s-t} (AgPbCoW) by the amount of toxic metals of the 2nd hazard class in the structure of the Z_c index of bottom sediments having MPC in water (the main condition for choosing the spectrum of the index Z_{s-t} according to [6]). The structure of Z_c and background concentrations of HM - 2000 [2].

Таблица 3 / Table 3

Техногенные и естественные радионуклиды (EPH) в донных отложениях Калининградского залива и в пляжевых редкометалльных песках открытого восточного берега Балтийского моря

Technogenic and natural radionuclides (NRN) in bottom sediments of the Kaliningrad Bay and in the beach rare metal sands of the open eastern coast of the Baltic Sea

| Радионуклиды Radionuclides | Калининградский залив Kaliningrad Bay | | | | Балтийское море Baltic Sea [13] | |
|--|---|---------------------|--|---------------------|--|-----------------------|
| | 05 марта 2020 г. / March 05, 2020 | | | | 25 мая 2015 г. / May 25, 2015 | |
| | проба № 1, сектор залива «Польша – г. Балтийск – мыс Северный» sample No. 1, sector of the bay "Poland – Baltiysk – Cape Severny" | | проба № 2, эстуарий и бухта Приморская sample No. 2, estuary and Primorskaya bay | | проба № 3, открытый восточный берег моря (местечко Шкелес, Латвия) sample No. 3, open eastern coast of the sea (Shkedes town, Latvia) | |
| | Активность радионуклидов (с учётом периода, прошедшего после аварии на ЧАЭС), Бк/кг* activity of radionuclides (taking into account the period since the Chernobyl accident), Bq/kg* | | | | | |
| | современная current | исходная initial | современная current | исходная initial | современная current | исходная initial |
| Техногенные: «чернобыльский след» Manmade: "Chernobyl trace" | | | | | | |
| ^{137}Cs | 38.7 ± 6.3 | до ~ 99 | 42.3 ± 5.3 | до ~ 104 | 32 ± 23 | до ~ 110 |
| ^{90}Sr | 0.55 ± 0.09 | до ~ 1.4 | 0.60 ± 0.08 | до ~ 1,5 | 0,46 ± 0,33 | до ~ 1,6 |
| Природные: EPH Natural: NRN | | | | | | |
| ^{40}K | | 491 ± 84 | | 450 ± 62 | | Отсутствует Absent |
| ^{232}Th | | 19.9 ± 3.4 | | 20.2 ± 3.0 | | 3302 ± 290 |
| ^{238}U | | 20.5 ± 4.0 | | 16.4 ± 2.8 | | 1366 ± 457 |

Угрозы от накопления Hg (см. рис. 4; табл. 1 [1, 2, 14, 15]). К основным условиям и факторам перераспределения металла помимо наличия источников относятся сорбционная способность донных осадков и взвесей, динамика и сезонность гидрометеорологических явлений. В воде залива (бух. Приморская, эстуарий, КМК) на станциях мониторинга Госкомгидромет до 1990 г. (позже он прекращён) и нами (лето 2000 и 2001 гг.) Hg содержалась до 0,15–0,6 мкг/л (ПДК = 0,5 мкг/л, а для гидробионтов – 0,1 мкг/л) [2]. Обстановка для самоочищения становится благоприятной в осенне-зимний период. Однако в это бурное в штормовом отношении время донные очаги загрязнения взмучиваются, а взвеси прокачиваются жабрами гидробионтов и створками раковин бентоса. Морепродукты, «обогащённые» ЗВ, потребляются человеком, угрожая его здоровью.

В динамически разнородных зонах эстуария в 2019 г. по отношению к ситуации 2000 г. отмечена дифференцированность накопления Hg (мг/кг). Оно наиболее заметно проявилось в северном, динамически застойном, секторе акватории – до 1,7 раза (с 0,09 до 0,155); меньше – по южной, волноэнергетически насыщенной прибрежной зоне – до 1,4 (с 0,05 до 0,07). Незначительные изменения, сравнимые с ошибками определений (+0,001–0,004 мг/кг) – по оси главного фарватера (зона противотечения). Максимальная интенсивность – на *фоне*: увеличение количества Hg в 3,6 раза (с 0,023 до 0,082 мг/кг). Высоких, но всё же в рамках *удовлетворительных* условий *слабого* загрязнения (по критериям [2]) концентрации Hg достигли в отложениях застойной зоны бухты Приморской – 0,252 мг/кг. Напротив, в осадках КМК (район порта Светлый) концентрации Hg снизились от 0,14 мг/кг (2000 г.) до 0,009 мг/кг (2019 г.). Возможная причина – ремонтные дноочистания (см. рис. 4; табл. 1).

В целом эколого-эпидемиологическая обстановка по содержанию Hg в донных отложениях залива за рассмотренный период остаётся благополучной. *Целевой уровень* 0,3 мг/кг пока не превышен (по критериям [8–10]). Опасения вызывает возрастание за прошедшие 20 лет концентраций Hg как на *фоне*, так в *эстуарии* и особенно в бухте Приморской (приближаются здесь к *целевому уровню*). Состояние обнаруженных «болевых точек» залива требует систематического контроля.

Угрозы от накопления суммы ТМ (см. рис. 3; табл. 2). За основу оценок в 2019 г. приняты вид, структура показателя $Zc(MnCrVNiCoAgZnPbSnW)$ и фоновые концентрации ТМ в 2000 г. [2]. Спектр Zc включает токсичные ТМ 2-го класса опасности (Ag, Pb, Co, W), имеющие ПДК в воде, – основное условие расчётов показателя санитарно-токсикологической вредности донных отложений $Zc-t$ [6]. Отсюда и структура показателя: $Zc-t(AgPbCoW)$.

Градации значений показателей Zc и $Zc-t$ совпадают в исходной шкале [6]. Однако для Калининградского залива нами получены иные соотношения. Значения показателя $Zc-t$ оказались почти на порядок ниже таковых в упомянутой шкале (см. табл. 2). Установлено: *слабому уровню* загрязнения ($Zc < 20$) соответствует *допустимая степень вредности* отложений ($Zc-t = 1-2$), *среднему уровню* ($Zc = 20-30$) – *умеренная вредность* ($Zc-t = 3-4$), *высоким уровням* ($Zc = 30-100$) – *опасная вредность* ($Zc-t > 4$, до 13).

Авторская экспертная шкала заложена в основу построения карты-схемы (см. рис. 3). Она отчетливо свидетельствует об унаследованном и динамически устойчивом механизме формирования экологически неблагоприятных «болевых точек» залива. Наиболее *опасные* в этом отношении очаги накопления ТМ ($Zc-t > 6$, до 13, и $Zc > 34$, до 61) во многом пространственно совпадают с таковыми по Hg (в границах $> 100-150$ мкг/кг). Они локализируются в вышеупомянутых застойных зонах водоёма и приурочены к его секторам, испытывающим наибольшие антропогенные нагрузки (бух. Приморская, припортовые гавани КМК, эстуарий). Очаги окаймляются ореолами рассеяния ТМ ($Zc-t = 4-6$, в границах *опасных* же величин $Zc = 31-34$), которые приурочены

и сорбируются тонкодисперсными отложениями углубленной поверхности дна осевых зон акватории. Аналогичные ореолы на юге залива трассируют выносы ТМ в составе ЗВ со стороны Польши и российских поселений (Мамоново, Краснофлотское с портом и рыбоконсервным заводом).

«Чернобыльский след» и *ЕРН*. Радиационная опасность рассматривается в русле парадигм существования *порога дозы* и *непороговых эффектов* воздействия на биоту (малые дозы излучения; слабо изучено). Природная активность радионуклидов определяется наличием в отложениях полевых шпатов и тяжёлых минералов (монацит, циркон, апатит), содержащих торий, уран, церий, лантан, лутеций, самарий [4, 15].

Балтика – одно из наиболее загрязнённых внутренних морей, включая радионуклиды. В результате аварии на ЧАЭС загрязнено > 145 тыс. км² территории СССР (Украина, Белоруссия, Прибалтика); охвачено и ближнее зарубежье (Швеция, Польша и др.). О распространении шлейфа выбросов в СЗ направлении сообщила шведская станция контроля (о. Готланд, напротив берега Лиепайского района ЛатвССР). Опасность в настоящее время могут представлять относительно долгоживущие токсичные изотопы ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr [16]. Поверхностный слой (0–5, до 15 см) донных отложений в 1987 г. содержал 3400 Бк/кг ¹³⁷Cs; по прошествии > 10 лет (1997–1998 гг.) количество в них ¹³⁷Cs составило (Бк/кг): Азовское море – до 100, Чёрное – 0,19 (фон) [4, 5].

Современная радиационная обстановка и возможные исходные дозы радиации от выпадений ¹³⁷Cs на восточном морском берегу в Латвии нами диагностированы; основные параметры – в табл. 3 [13]. Активность ¹³⁷Cs в пляжевых песках оказалась невысокой; во время катастрофы и с учётом периода полураспада – до 110 Бк/кг. Уровень загрязнения здесь, по оси облака выбросов СЗ направления, соответствовал такому в Тульской и Смоленской областях, но был выше, чем в пределах «*семипалатинского следа*» на Алтае [17, 18]. В тяжёломинеральных редкометалльных пляжевых песках эффективная удельная активность *ЕРН* (Аэфф = 5668,6 Бк/кг) почти в 4 раза превышала допустимый уровень (1500 Бк/кг) и соответствовала 4-му классу опасности (в случае обращения с такого рода минеральным сырьём) [15].

В Калининградском заливе, в сотнях километров юго-западнее берегов Латвии, из 32 рядовых проб донных отложений сформированы 2 валовые (см. рис. 3). Первая из них представляет собственно российский сектор лагуны до границы с Польшей (площадь дна ~ 153 км² = $9 \cdot 17$ км). Она в большей мере отражает условия накопления от прямого осаждения из атмосферы и смыва ¹³⁷Cs-содержащих органических и минеральных частиц с территорий Польши и ближнего к ней западного зарубежья, чем с поверхности западных земель бывшего СССР и современной России. Проба № 2 содержит существенно аллювиальные отложения рек, впадающих в бух. Приморская и эстуарий (~ 173 км²: $8 \cdot 7$ км = 56 км² и $9 \cdot 13$ км = 117 км²). Осадки накапливаются благодаря сносу обломочного материала, взвесей и осадению аэрозолей с территорий Калининградской области, Литвы, Белоруссии, в меньшей мере – с трансграничным стоком рек со стороны западного зарубежья. Площадь водосбора охватывает Прибалтийскую низменность и Белорусскую гряду. Причины различий активности радионуклидов – генезис и особенности осадконакопления.

Современные уровни активности ¹³⁷Cs здесь невысоки и сопоставимы с пляжевыми песками в Латвии. С учётом «потерь» распада (до 54,3%) и остаточного количества ¹³⁷Cs (45,7%) обнаруживается тенденция распределения исходного уровня (100%) активности вдоль побережья Балтики. Тенденция выражена последовательным уменьшением концентраций изотопа от морских пляжевых к лагунным донным отложениям (Бк/кг) по линии: Латвия – 110 (проба № 3); западные земли бывшего СССР – 104 (проба № 2); приграничные территории стран Восточной Европы – 99 (проба № 1). Характер изменчивости иллюстрирует, по-видимому,

снижение к ЮЗ плотности конденсационных выпадений над прибалтийским регионом — вкост простирания на СЗ от ЧАЭС шлейфа выбросов радионуклидов, а также площадей водосборов и интенсивности сноса нуклидосодержащих взвесей в водоём конечного их накопления (региональный базис эрозии).

В отношении активности *EPH* донных осадков залива в отличие от пляжевых песков Латвии обстановка не представляет опасности для здоровья и угроз качеству окружающей среды. Величина Аэфф здесь меньше безопасного порога (570 Бк/кг) [15]. В весовых концентрациях содержания основных изотопов составило (мг/кг): проба № 1 — $^{232}\text{Th} = 4\text{--}5,7$; $^{238}\text{U} = 1,32\text{--}1,96$; проба № 2 — $^{232}\text{Th} = 4,2\text{--}5,7$; $^{238}\text{U} = 1,09\text{--}1,54$ и проба № 3 — $^{232}\text{Th} = 738\text{--}880$; $^{238}\text{U} = 73\text{--}146$ (с учётом массовых чисел и скоростей распада). Величины могут использоваться для подсчёта запасов *EPH*.

В секторах залива Аэфф была ниже в пробе № 2 (Бк/кг: до 49,4 или 510 — без учёта или с учётом изотопа ^{40}K соответственно), чем в пробе № 1 (Бк/кг: до 54,8 или 572 — без учёта или с учётом изотопа ^{40}K соответственно). Разница в распределении объясняется просто. Осадки лагунной части залива (проба № 1) в основном состоят или перемешаны с прибрежно-морскими песками более ранних стадий развития Балтики [2]. Они в большей степени, чем речные донные наносы эстуария и бухты Приморской (проба № 2), обогащены содержащими *EPH* нерудными и рудными редкометалльными минералами (полевые шпаты, циркон, монацит и др.) [13, 15].

Медико-биологические аспекты угроз. Ртуть и её соединения постоянно присутствуют в окружающей среде и живых организмах; являясь высокотоксичными ядами, они поражают жизненно важные органы и системы организма человека (кровенворная, ферментативная, нервная системы, почки, печень, головной мозг). Наиболее опасны металлоорганические формы Hg. Метил-Hg хорошо растворим в жирах; легко преодолевает биологические мембраны, плаценту; отрицательно воздействует на эмбрион и плод. Поступившая в организм Hg (например, с морепродуктами) накапливается в нём и медленно выводится из организма. Острое отравление соединениями Hg приводит к летальному исходу уже через 5–6 дней. Недельная безопасная доза поступления общей Hg = 5 мкг/кг массы человеческого тела (метил-Hg = 3,3 мкг/кг). Токсическое действие — при поглощении 0,4 мг/сутки. Основное воздействие связано с парами Hg, поступлением в организм человека в питьевой воде и с продуктами питания — по трофическим цепям. В данном случае схема процесса представляется следующей цепочкой событий: «загрязнённая вода — взвеси — отложение на дне — бентос — взмучивание — взвеси — вода — гидробионты — человек — здоровье» [10, 19–22].

Радионуклиды. Основным источником ^{137}Cs для населения России после аварии на ЧАЭС — молочные и мясные продукты. При относительном благополучии современного радиационно-экологического состояния региона возможны отдалённые последствия воздействия токсичного изотопа ^{137}Cs . Он всасывается в желудочно-кишечный тракт (до 100%); накапливается в кишках (тощая, двенадцатиперстная,

подвздошная — 76–78%), более всего — в мышцах; респираторным путём секретируется в кишечник и реабсорбируется в нисходящих его отделах, а в составе крови — равномерно распределяется по организму. В радиационно загрязнённых районах среди местного населения известен характерный комплекс заболеваний: иммунодефицит, злокачественные новообразования, эндокринные нарушения; болезни кровеносных органов, верхних дыхательных путей, пищеварения, мочеполовой системы; нозологии генетической, цитомегаловирусной и хламидиозной этиологии [4, 17, 23]. Однако прямая связь радиационного загрязнения с качеством здоровья не выявлена. Так, у жителей Японии генетических последствий воздействия радиации не обнаружено. В ближней зоне ЧАЭС доказаны случаи онкологии щитовидной железы (воздействие короткоживущего изотопа йода), но статистически значимый рост заболеваемости лейкемией не выявлен [4]. В отношении состояния донных отложений Калининградского залива по активности *EPH* — угрозы здоровью при контакте и обращении с ними отсутствуют.

Заключение

Длительность (> 500 лет) затруднённого водообмена мелководного залива с морем, препятствуя активному штормовому самоочищению воды и донных отложений, способствует в индустриальный период накоплению ЗВ (XX–XXI века). Прежде всего — это техногенные ТМ, количество которых только увеличивается в депонирующей среде водоёма в отличие от деградирующих радионуклидов и нефтепродуктов [12].

Комплекс экологических угроз от последствий многолетней человеческой деятельности в регионе включает ряд аспектов. За последние 20 лет в отдельных местах накопление Hg в донных отложениях достигло *слабого уровня* загрязнения, но ниже безопасного *целевого порога* 0,3 мг/кг. Процесс прогрессирует на фоне и в динамически ослабленных зонах акватории залива при участии источников ЗВ, что характерно и для концентрирования суммы ТМ. Исходная активность изотопов ^{137}Cs и ^{90}Sr уменьшается вдоль берегов Балтики поперечно простиранию оси распространения облака выбросов от ЧАЭС (Бк/кг): от 110 — в Латвии, до 104 — прибрежные территории Литвы и Калининградской области, 99 — в сторону Польши и Западной Европы.

Состояние донных отложений по концентрациям ТМ и удельной активности *EPH* неравнозначно. Величины Аэфф — меньше допустимого уровня (740 Бк/кг), и обращение с такого рода сырьём по радиационному фактору не имеет ограничений. Рост содержания Hg и суммарное количество ТМ в устойчиво локализованных донных аномалиях, подверженных взмучиванию, таят угрозы качеству морепродуктов, здоровью людей. Использование донных отложений в хозяйственно-бытовых целях без предварительной их санации недопустимо.

Уточнение причин роста количества ТМ, особенно Hg, в донных осадках ресурсозначимого внутреннего водоёма требует проведения систематических исследований и контроля, включая определения Hg в морепродуктах и биомониторинг.

Литература

(п.п. 11, 20, 21 см. References)

1. Гидрохимический режим Вислинского залива. Ленинград: Гидрометеоздат; 1971.
2. Богданов Н.А., Воронцов А.А., Морозова Л.Н. Тенденции химического загрязнения и динамика Калининградского залива. *Водные ресурсы*. 2004; 31(5): 576–90.
3. Государственный доклад «Об экологической обстановке в Калининградской области в 2017 году». Калининград; 2018.
4. Айбулатов Н.А. *Экологическое эхо холодной войны в морях Российской Арктики*. М.: ГЕОС; 2000.
5. Айбулатов Н.А. *Деятельность России в прибрежной зоне моря и проблемы экологии*. М.: Наука; 2005.
6. Янин Е.П. *Техногенные геохимические ассоциации в донных отложениях малых рек (состав, особенности, методы оценки)*. М.: ИМГРЭ; 2002.
7. Дубравин В.Ф., Егорихин В.Д., Чубаренко Б.В., Бабаков А.И., Иванов С.Н. Придонные течения Калининградского залива. В кн.: *Экологические проблемы Калининградской области*. Калининград; 1997: 90–6.
8. Нормы и критерии оценки загрязнённости донных отложений в водных объектах Санкт-Петербурга. Региональный норматив. СПб.; 1996.
9. СП 11-102-97. Инженерно-экологические изыскания для строительства. М.; 1997.

Original article

10. Бессонов В.В., Янин Е.П. Способы оценки и ремедиации загрязненных ртутью городских почв. В кн.: *Ртуть. Проблемы геохимии, экологии, аналитики*. М.: ИМГРЭ; 2005: 160–80.
12. Богданов Н.А., Басс О.В., Савостина О.А., Чугаевич В.Я. Экологическое состояние Калининградского залива по изменчивости содержания нефтепродуктов в донных отложениях. В кн.: Осипов В.И., ред. *Сергеевские чтения. Выпуск 22: «Геоэкологические аспекты реализации национального проекта «Экология». Диалог поколений». Материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии*. М.; 2020: 349–55.
13. Богданов Н.А. Экологическая опасность последствий техногенеза на акватории и морском берегу. *Гигиена и санитария*. 2018; 97(5): 411–7. <https://doi.org/10.18821/0016-9900-2018-97-5-411-417>
14. Экологические проблемы Калининградской области и Балтийского региона. Калининград; 2002.
15. СанПиН 2.6.1.2800-10. Требования радиационной безопасности при облучении населения за счет источников ионизирующего облучения. М.; 2011.
16. Бондаренко О.А., Мовчан Я.И., Тарасова О.Г., Балашов Л.С., Драпалюк А.Н., Парчук Г.В. и соавт. Чернобыльская катастрофа: 29 лет спустя. *Астраханский вестник экологического образования*. 2015; (2): 90–104.
17. Санаров Е.М., Баландович Б.А., Кузьмин Э.Ф., Корниенко М.Г., Алтынников В.В. Экологическая оценка радионуклидного загрязнения лекарственного сырья в Алтайском крае и проблема регламентирования. *Химия растительного сырья*. 1998; (1): 19–24.
18. Байтулин И.О., ред. *Загрязнение окружающей среды: Учебное пособие*. Алматы: Раритет; 2011.
19. Лыжина А.В., Бузинов Р.В., Унгурияну Т.Н., Гудков А.Б. Химическое загрязнение продуктов питания и его влияние на здоровье населения Архангельской области. *Экология человека*. 2012; (12): 3–9.
22. Горбунов А.В., Ляпунов С.М., Ермолаев Б.В. Распределение ртути в природных и урбанизированных средах Карелии. *Экология человека*. 2019; (4): 10–7. <https://doi.org/10.33396/1728-0869-2019-4-10-17>
23. Мешков Н.А., Вальцева Е.А., Иванов С.И., Пузанов А.В. *Радиоэкологические и медико-биологические последствия радиационного воздействия*. СПб.: Наука; 2012.

References

1. Hydrochemical regime of the Vistula Lagoon. Leningrad: Gidrometeoizdat; 1971. (in Russian)
2. Bogdanov N.A., Vorontsov A.A., Morozova L.N. Trends in the chemical pollution and dynamics of Kaliningrad Bay. *Vodnye resursy*. 2004; 31(5): 531–44. (in Russian)
3. State Report «On the environmental situation in the Kaliningrad region in 2017». Kaliningrad; 2018. (in Russian)
4. Aybulatov N.A. Ecological echo of the Cold War in the seas of the Russian Arctic [*Ekologicheskoe ekho kholodnoy vojny v moryakh Rossiyskoy Arktiki*]. Moscow: GEOS; 2000. (in Russian)
5. Aybulatov N.A. Activity of Russia in a Coastal Zone of the Sea and an Environmental Problem [*Deyatel'nost' Rossii v pribrezhnoy zone morya i problemy ekologii*]. Moscow: Nauka; 2005. (in Russian)
6. Yanin E.P. *Technogenic Geochemical Associations in the Bottom Sediments of Small Rivers (Composition, Speciality, Methods of Evaluation)* [*Tekhnogennyye geokhimicheskie assotsiatsii v donnykh otlozheniyakh malyykh rek (sostav, osobennosti, metody otsenki)*]. Moscow: IMGRE; 2002. (in Russian)
7. Dubravin V.F., Egorikhin V.D., Chubarenko B.V., Babakov A.I., Ivanov S.N. Bottom Currents of the Kaliningrad Bay. In: *Environmental Problems of the Kaliningrad Region [Ekologicheskoe problemy Kaliningradskoy oblasti]*. Kaliningrad; 1997: 90–6. (in Russian)
8. Norms and criteria for assessing the pollution of bottom sediments in water bodies of St. Petersburg. Regional standard. St. Petersburg; 1996. (in Russian)
9. SP 11-102-97. Engineering and environmental surveys for construction. Moscow; 1997. (in Russian)
10. Bessonov V.V., Yanin E.P. Mercury. Methods for assessing and remedying mercury-contaminated urban soils. In: *Mercury. Problems of Geochemistry, Ecology, Analytics [Rtut'. Problemy geokhimii, ekologii, analitiki]*. Moscow: IMGRE; 2005: 160–80. (in Russian)
11. Bakk T., Kallqvist T., Ruus A., Hylland K., Breedveld G. Development of sediment quality criteria in Norway. *J. Soils Sediments*. 2010; 10(2): 172–8. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1713-5>
12. Bogdanov N.A., Bass O.V., Savostina O.A., Chugaevich V.Ya. The ecological state of the Kaliningrad Gulf according to the variability of oil products in bottom sediments. In: Osipov V.I., ed. *Sergeyev readings. Volume 22: «Geoecological aspects of the implementation of the national project “Ecology”. The dialogue of generations». Materials of the Annual Session of the Scientific Council of the Russian Academy of Sciences on the Problems of Geoecology, Engineering Geology and Hydrogeology [Sergeevskie chteniya. Vypusk 22: «Geoekologicheskie aspekty realizatsii natsional'nogo projekta «Ekologiya». Dialog pokoleniy». Materialy godichnoy sessii Nauchnogo soveta RAN po problemam geokologii, inzhenernoy geologii i gidrogeologii*]. Moscow; 2020: 349–55. (in Russian)
13. Bogdanov N.A. Environmental hazard of the consequences of technogenesis on the aquatoria and the sea bank. *Gigiya i Sanitariya (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*. 2018; 97(5): 411–7. <https://doi.org/10.18821/0016-9900-2018-97-5-411-417> (in Russian)
14. Environmental problems of the Kaliningrad region and the Baltic region. Kaliningrad; 2002. (in Russian)
15. SanPiN 2.6.1.2800-10. Radiation safety requirements for public exposure to ionizing radiation sources. Moscow; 2011. (in Russian)
16. Bondarenko O.A., Movchan Ya.I., Tarasova O.G., Balashov L.S., Drapalyuk A.N., Parчук G.V., et al. Chornobyl catastrophe: 29 years later. *Astrakhanskiy vestnik ekologicheskogo obrazovaniya*. 2015; (2): 90–104. (in Russian)
17. Sanarov E.M., Balandovich B.A., Kuz'min E.F., Kornienko M.G., Altynikov V.V. Ecological assessment of radionuclide pollution of medicinal raw materials in the Altai territory and a regulation problem. *Khimiya rastitel'nogo syr'ya*. 1998; (1): 19–24. (in Russian)
18. Baytulin I.O., ed. *Pollution of The Environment: Textbook [Zagryazneniye okruzhayushchey sredy: Uchebnoe posobie]*. Almaty: Raritet; 2011. (in Russian)
19. Lyzhina A.V., Buzinov R.V., Unguryanu T.N., Gudkov A.B. Chemical contamination of food and its impact on population health in Arkhangelsk region. *Ekologiya cheloveka*. 2012; (12): 3–9. (in Russian)
20. Selin N.E., Sunderland E.M., Knights C.D., Mason R.P. Sources of mercury exposure for U.S. seafood consumers: implications for policy. *Environ. Health Perspect.* 2010; 118(1): 137–43. <https://doi.org/10.1289/ehp.0900811>
21. Clarkson T.W., Magos L. The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Crit. Rev. Toxicol.* 2006; 36(8): 609–62. <https://doi.org/10.1080/10408440600845619>
22. Gorbunov A.V., Lyapunov S.M., Ermolaev B.V. Distribution of mercury in natural and urban environments of Karelia, Northwest Russia. *Ekologiya cheloveka*. 2019; (4): 10–7. <https://doi.org/10.33396/1728-0869-2019-4-10-17> (in Russian)
23. Meshkov N.A., Val'tseva E.A., Ivanov S.I., Puzanov A.V. Radioecological and Medicobiological Consequences of Radiative Effects [*Radioekologicheskie i mediko-biologicheskie posledstviya radiatsionnogo vozdeystviya*]. St. Petersburg: Nauka; 2012. (in Russian)