

УДК [502.175:551.35](265.54.04)

ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ТОКСИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ДОННЫХ ОСАДКОВ МЕЛКОВОДНЫХ БУХТ АМУРСКОГО ЗАЛИВА (ЯПОНСКОЕ МОРЕ)

© 2025 г. А. А. Рюмина¹, М. А. Мазур², П. Я. Тищенко¹, Е. М. Шкирникова¹

¹Тихоокеанский океанологический институт имени В. И. Ильичёва ДВО РАН,
Владивосток, Российская Федерация

²Национальный научный центр морской биологии имени А. В. Жирмунского ДВО РАН,
Владивосток, Российская Федерация

E-mail: ryumina.aa@poi.dvo.ru

Поступила в редакцию 07.05.2024; после доработки 11.09.2024;
принята к публикации 12.08.2025.

В августе 2023 г. были отобраны образцы поверхностных донных осадков (верхние 5 см грунта) в трёх бухтах Амурского залива — в бухтах Мелководной (V1) и Круглой (V2), которые располагаются в бухте Воевода, а также в заливе Угловой (U1). V1 и V2, являясь соседними бухтами, имеют большие отличия в гранулометрическом составе и в распределении содержания тяжёлых металлов и органического углерода. Выявлено повышенное содержание тяжёлых металлов и органического углерода в бухте Круглой (на станции V2). В донных осадках на ст. V2 значения коэффициента обогащения (EF) для каждого из проанализированных металлов, за исключением Co, превышали уровень естественного выветривания тяжёлых металлов. Сильный уровень обогащения отмечен для Cd (EF = 24,08), умеренно сильный — для Cu (EF = 6,15) и Pb (EF = 5,51), умеренный — для Ni, Zn и Cr (значения EF составили 4,5, 4,3 и 3,21 соответственно). Расчёт модифицированного индекса степени загрязнения (mCd) показал, что на ст. V2 она является умеренной (mCd = 4,38). В донных осадках со ст. V1 большинство металлов характеризовались незначительным уровнем обогащения; исключение — Cd с умеренным уровнем (EF = 4,07). Величины EF для донных осадков со ст. U1 были существенно ниже 1,5; это свидетельствует о поступлении тяжёлых металлов в результате естественных процессов выветривания. В исследуемых бухтах впервые проведено биотестирование с использованием личинок морского ежа *Scaphechinus mirabilis* в качестве тест-объекта. В ходе этого анализа максимальное число аномально развитых личинок выявлено на ст. V2. В водных вытяжках осадков со ст. V2 до стадии гастролы не развилась ни одна из личинок, а значение интегрального индекса токсичности (ITI) составило 9,84 балла. В водных вытяжках со ст. V1 и U1 спустя 18 ч с начала эксперимента преобладали нормально развитые личинки на стадии поздней гастролы. В экстрактах осадков из бухты Мелководной (ст. V1) подавляющее большинство личинок развивались с грубыми морфологическими нарушениями. Личинки на стадиях призмы и раннего плутеуса характеризовались наличием слаборазвитых скелетных стержней или их отсутствием. Кроме того, отмечены экзотормы личинок без кишечника в полости тела (он выпячен наружу). Выявленное значение ITI для донных осадков со ст. V1 (7,72 балла) оказалось вдвое выше, чем для проб со ст. U1 (3,5 балла). Полученные данные указывают на то, что к концентрированию тяжёлых металлов в бухте Круглой приводит совокупность факторов. В свою очередь, высокое содержание тяжёлых металлов и органического углерода может обуславливать формирование неблагоприятных условий жизни для бентосных организмов.

Ключевые слова: Амурский залив, биотестирование, донные осадки, органический углерод, тяжёлые металлы, *Scaphechinus mirabilis*

Роль донных осадков в функционировании морских экосистем велика. Они являются местом обитания бентоса. Кроме того, в донных отложениях происходит накопление и трансформация биогенных элементов, а также широкого спектра загрязняющих веществ, попадающих в морские системы за счёт терригенного стока и атмосферного переноса [Roberts, 2012]. В работах, посвящённых проблемам загрязнения окружающей природной среды и экологического мониторинга, чаще всего анализируют тяжёлые металлы, к которым на сегодняшний день относят металлы с атомной массой более 50 атомных единиц: V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Hg, Pb, Bi и др. [Налета и др., 2015]. Эти поллютанты имеют выраженный токсичный и кумулятивный эффект [Rouchon, Phillips, 2017]. Именно поэтому контроль содержания тяжёлых металлов в морских экосистемах является неотъемлемой частью мониторинговых исследований [Качество морских вод, 2022; Wilbers et al., 2014].

Токсичность донных осадков можно оценить, сравнив концентрации отдельных тяжёлых металлов с международными стандартными показателями (рекомендации по качеству осадка, sediment quality guidelines, SQGs [MacDonald et al., 2004]), а также рассчитав разнообразные индивидуальные и комплексные индексы. Результаты этих подходов предоставляют информацию лишь о потенциальном токсическом риске для гидробионтов. Чтобы более полно оценить возможные риски, связанные с воздействием поллютантов, дополнительно используют биологические методы анализа. Один из них — биотестирование вытяжек морских донных отложений с применением различных тест-организмов. В качестве объектов экотоксикологических исследований специалисты широко используют представителей типа иглокожих: их ответные реакции на внешнее негативное воздействие могут проявляться на различных уровнях организации живых систем — от молекулярно-генетического до биогеоценотического [Canty, 2009]. Применение личинок морских ежей как тест-объектов позволяет дать оценку тератогенного эффекта тяжёлых металлов [Мазур и др., 2020; Chiarelli et al., 2019; Rouchon, Phillips, 2017]. Кроме того, эти тест-объекты включены в многочисленные нормативные документы в качестве рекомендуемых для определения токсичности морских донных отложений [ABNT-NBR 15350 DE 03/2023, 2025; ASTM, 2012].

Бухты Круглая и Мелководная, расположенные с западной стороны острова Русский, являются соседними и при этом имеют значительные отличия в гранулометрическом составе грунтов и в распределении тяжёлых металлов и органического углерода [Рюмина и др., 2023]. В бухте Круглой расположены обширные луга морской травы *Zostera marina* Linnaeus, 1753 и марикультурное хозяйство, где культивируют приморского гребешка *Mizuhopecten yessoensis* (Jay, 1857) и тихоокеанскую мидию *Milus trossulus* A. Gould, 1850 [Гаврилова, Кучерявенко, 2011]. На берегу бухты Мелководной находится санаторий «Белый лебедь», который знаменит своими лечебными грязями. Гидролого-гидрохимические исследования в бухте Воевода показали: её мористую и среднюю части (за исключением бухты Круглой) можно рассматривать как район, свободно обменивающийся водами с Амурским заливом [Барабанщиков и др., 2015]. Направленность биогеохимических процессов в бухте Воевода определяется интенсивностью продукции/деструкции органического вещества, образованного тремя источниками — фитопланктоном, донными макрофитами и перифитоном. В бухте Мелководной из-за специфической орографии береговой линии и действия речного стока, максимального в летний сезон, формируется замкнутая циркуляция циклонического типа. Из-за этого обмен вод между бухтой Мелководной и Амурским заливом ослаблен. Гидрохимические параметры в бухте имеют локальные особенности. Здесь в летний сезон может возникать цветение фитопланктона, и основная причина этого — увеличение поставки биогенных элементов со стоком реки Русской [Барабанщиков и др., 2015]. Избыточная масса фитопланктона, не съеденного зоопланктоном, подвергается деструкции с потреблением кислорода и выделением углекислого газа. Наряду с этим происходит деструкция отмерших частей *Z. marina*.

К бухте Круглой подобный механизм не применим, поскольку её воды не испытывают влияния речного стока. Здесь причиной дефицита кислорода и повышения парциального давления углекислого газа является деструкция органического вещества, образованного главным образом морской травой *Z. marina*.

Гидрохимические исследования залива Угловой показали деградацию его экосистемы [Тищенко и др., 2021]. Видимые проявления этого процесса — исчезновение лугов *Z. marina*, возникновение гипоксийных явлений, а также то, что воды залива стали источником углекислого газа для атмосферы. Загрязнение донных осадков залива Угловой тяжёлыми металлами происходит постоянно в результате хозяйственной деятельности на его побережье. В основном поллютанты поступают в акваторию в составе речного стока, а также вследствие плоскостного смыва с урбанизированного ландшафта и эксплуатации низководного моста [Petukhov et al., 2023]. Строительство этого моста (Де-Фриз — Седанка) в 2009–2012 гг. тоже сильно повлияло на донные осадки в заливе (теперь полуостров Де-Фриз и полуостров Муравьёва-Амурского соединяет новая, четырёхполосная автодорога). Гидротехническое строительство в прибрежной зоне обычно сопровождается значительным увеличением мутности воды и концентрации загрязняющих веществ. Объём взвешенных веществ, попадающих в море, можно сравнить со сбросом и годовым стоком крупных рек [Мишуков и др., 2009].

Вопрос о поступлении тяжёлых металлов в донные осадки бухты Воевода изучен мало. Исследование загрязнения прибрежно-морских вод острова Русский методом биоиндикации выявило, что на станциях, обращённых к Амурскому заливу, повышены концентрации тяжёлых металлов в бурых водорослях рода *Sargassum* — в *S. miyabei* Yendo, 1907 и *S. pallidum* (Turner) C. Agardh, 1820 [Chiarelli et al., 2019]. В водную среду тяжёлые металлы попадают с атмосферными осадками, химическим выветриванием горных пород, вымыванием сорбционных форм из почв, поверхностным стоком и сточными водами (промышленными, сельскохозяйственными и хозяйственно-бытовыми). Кроме того, источниками загрязнения могут стать танкеры, перевозящие нефть и нефтепродукты, а также другие суда [Христофорова и др., 2015]. Предыдущие геохимические исследования показали наибольшее содержание цинка и меди в пробах донных осадков из бухты Круглой, а хрома, никеля и кобальта — из залива Угловой [Рюмина и др., 2023].

Цель данной работы — провести предварительное комплексное исследование уровня загрязнения и токсического воздействия на гидробионты тяжёлых металлов в поверхностном (5-сантиметровом) слое донных осадков отдельных бухт Амурского залива на основе данных химического анализа и биотестирования с использованием эмбрионов и личинок плоского морского ежа *Scaphechinus mirabilis* (Agassiz, 1864). Биотестирование с применением этого тест-объекта в изучаемых районах проводится впервые.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Залив Угловой и бухта Воевода — мелководные бассейны второго порядка Амурского залива (залив Петра Великого, Японское море) (рис. 1). Площадь залива Угловой составляет 42 км². На восточном и северо-восточном берегах в него впадает много мелких ручьёв и рек; наибольшие из них — Чёрная, Богатая, Весенняя, Пятый Ключ, Песчанка, Сапёрка, Грязнуха и Аэродромная [Лосев, 2019]. Бухта Воевода состоит из двух мелководных бассейнов — бухт Круглой и Мелководной. Площадь акватории бухты Воевода составляет около 4,0 км² (Мелководной — около 2,4 км², Круглой — около 1,6 км²). С востока в бухту впадает единственная на острове река — Русская (небольшая). Более подробное гидрологическое описание этих бассейнов можно найти в работах [Барабанщиков и др., 2015; Раков, 2008]. Бухта Воевода частично покрыта лугами морской травы *Z. marina*. В заливе Угловой *Z. marina* образовывала луга в 1980-е гг. [Раков, 2008]; к настоящему времени они исчезли [Тищенко и др., 2021].

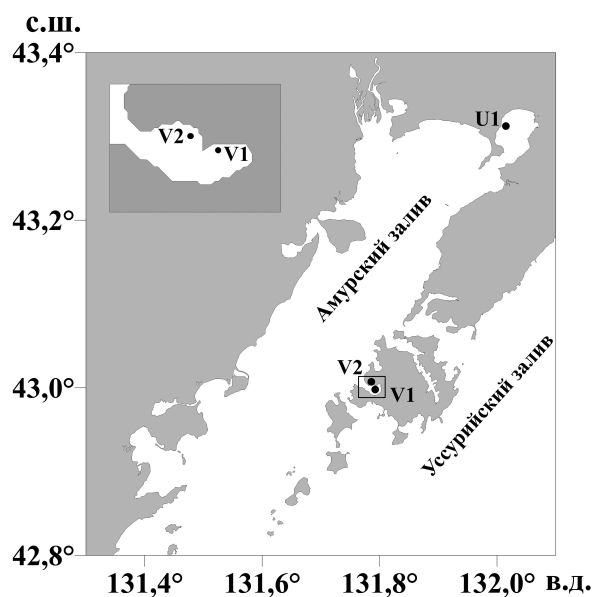


Рис. 1. Географическое положение изучаемого района и станций отбора проб (здесь и далее V1 — бухта Мелководная; V2 — бухта Круглая; U1 — залив Угловой)

Fig. 1. Geographical location of the study area and sampling stations (hereinafter, V1, Melkovodnaya Bight; V2, Kruglaya Bight; U1, Uglovoy Bight)

В августе 2023 г. отобрано по три образца поверхностных донных осадков (верхние 5 см грунта) на площади 1 м² легководлазным методом при помощи пластиковой ёмкости с глубины 1,5–3,5 м в трёх бухтах Амурского залива — в бухте Мелководной (V1), бухте Круглой (V2) и заливе Угловой (U1). Схема расположения станций представлена на рис. 1. На ст. V2 донные осадки были покрыты лугами *Z. marina*. Отобранный материал доставили в лабораторию для последующего изучения. Часть донных осадков, которую использовали для биотестирования, после разбора и сортировки заморозили и хранили при температуре –18 °С.

Содержание тяжёлых металлов (Fe, Mn, Zn, Cu, Pb, Cr, Ni, Co и Cd) в пробах определяли методом пламенной атомно-абсорбционной спектроскопии на аппарате Shimadzu AA-3600 (Япония). Подготовку проб к атомно-абсорбционному определению элементов проводили в соответствии с методикой количественного химического анализа почв, донных отложений, осадков сточных вод и отходов (ПНД Ф 16.1:2.2:2.3:3.36-2002) методом кислотного разложения. С учётом погрешностей на всех стадиях пробоподготовки и собственно ошибки измерения пламенным атомно-абсорбционным методом суммарная погрешность достигает 5 %.

Концентрация органического углерода ($C_{\text{орг}}$) в твёрдой фазе осадков измерена на анализаторе TOC-VCPH с приставкой для сжигания твёрдых проб Shimadzu SSM-5000A (Япония). Калибровку прибора проводили с помощью стандартов СДО-3 «Известковый ил» (ГСО 1758-80); точность оценивали из параллельных измерений, она составляла ± 3 % от измеряемой величины. Результат дан как процентное содержание органического углерода в сухом осадке.

Гранулометрический анализ выполняли на лазерном анализаторе частиц ANALYSETTE 22 NanoTec (Fritsch, Германия). Пробы естественной влажности гомогенизировали. Для создания дисперсионной среды применяли поверхностно-активное вещество ПАВ-901 (Fritsch). Калибровку анализатора осуществляли с использованием сертифицированного стандарта F-500 (Fritsch).

Индексы загрязнения и экологического риска. Полученные концентрации анализируемых тяжёлых металлов сравнивали с фоновыми для залива Петра Великого [Ковековдова, Симоконов, 2004], с допустимыми [Качество морских вод, 2022] и пороговыми [MacDonald et al., 2004] значениями в морских донных осадках. Также рассчитывали индивидуальные [коэффициент обогащения (EF) и модифицированный коэффициент опасности (mHQ)] и комплексные [модифицированный индекс степени загрязнения (mCd) и индекс токсического риска (TRI)] индексы загрязнения и экологического риска.

Индивидуальные индексы. Коэффициент обогащения (enrichment factor, EF) — эффективный инструмент оценки вклада каждого из анализируемых токсикантов в общий уровень загрязнения донных осадков. При его расчёте сравнивают полученные концентрации тяжёлых металлов с содержанием консервативных элементов (Al или Fe), которые в меньшей степени подвержены влиянию антропогенных источников [Li et al., 2015]. В качестве элемента для сравнения в нашем исследовании был выбран Fe. Значение EF выше 1,5 свидетельствует о поступлении тяжёлых металлов в результате антропогенной деятельности, а ниже 1,5 — в процессе естественного выветривания [Li et al., 2015]. Полученные величины ранжируют в соответствии с семью уровнями обогащения, представленными в табл. 1. Расчёт коэффициента произведён по следующей формуле:

$$EF = \frac{(C_n/C_{Fe})_{sample}}{(B_n/B_{Fe})_{background}},$$

где $(C_n/C_{Fe})_{sample}$ — отношение концентрации тяжёлых металлов и Fe в анализируемом образце осадка;

$(B_n/B_{Fe})_{background}$ — отношение концентрации тяжёлых металлов и Fe в образцах донных осадков из фонового участка (табл. 2).

Модифицированный коэффициент опасности (modified hazard quotient, mHQ) характеризует степень риска токсического воздействия каждого из исследуемых тяжёлых металлов на морские гидробионты [MacDonald et al., 2004]. Расчёт основан на отношении концентрации поллютанта в осадке и значений SQGs для данного токсиканта — уровней TEL (threshold effect level, пороговый уровень воздействия), PEL (probable effect level, вероятностный уровень воздействия) и SEL (severe effect level, уровень тяжёлого воздействия) (табл. 2). Расчёт mHQ производят в соответствии с представленным математическим выражением:

$$mHQ = \sqrt{\frac{C_i}{TEL_i} + \frac{C_i}{PEL_i} + \frac{C_i}{SEL_i}},$$

где C_i — концентрация токсиканта i ;

TEL_i , PEL_i и SEL_i — значения TEL, PEL и SEL для токсиканта i .

Полученные значения ранжированы по восьми уровням опасности (табл. 1).

Комплексные индексы. Модифицированный индекс степени загрязнения (modified contamination degree, mCd) характеризует уровень загрязнения донных осадков и определяется как сумма всех факторов загрязнения (contamination factor, Cf) [Brady et al., 2014]. Вычисляется mCd следующим образом:

$$mCd = \frac{\sum_{i=1}^n Cf^i}{n},$$

где Cf^i — коэффициент загрязнения;

n — общее количество анализируемых тяжёлых металлов.

Классификация уровней загрязнения представлена в табл. 1.

Таблица 1. Классификация индексов

Table 1. Classification of indices

Класс	Коэффициент обогащения, EF		Модифицированный коэффициент опасности, mHQ		Модифицированный индекс степени загрязнения, mCd		Индекс токсического риска, TRI	
	Значение	Уровень обогащения	Значение	Степень опасности	Значение	Уровень загрязнения	Значение	Степень риска
1	$EF \leq 1$	отсутствует	$mHQ \leq 0,5$	нулевая	$mCd \leq 1,5$	очень низкий	$TRI \leq 5$	нулевая
2	$1 < EF \leq 3$	незначительный	$0,5 < mHQ \leq 1,0$	очень низкая	$1,5 < mCd \leq 2$	низкий	$5 < TRI \leq 10$	низкая
3	$3 < EF \leq 5$	умеренный	$1,0 < mHQ \leq 1,5$	низкая	$2 < mCd \leq 4$	умеренный	$10 < TRI \leq 15$	умеренная
4	$5 < EF \leq 10$	умеренно сильный	$1,5 < mHQ \leq 2,0$	умеренная	$4 < mCd \leq 8$	высокий	$15 < TRI \leq 20$	значительная
5	$10 < EF \leq 25$	сильный	$2,0 < mHQ \leq 2,5$	значительная	$8 < mCd \leq 16$	очень высокий	$TRI > 20$	очень высокая
6	$25 < EF \leq 50$	очень сильный	$2,5 < mHQ \leq 3,0$	высокая	$16 < mCd \leq 32$	экстремально высокий		
7	$EF > 50$	экстремальный	$3,0 < mHQ \leq 3,5$	очень высокая	$mCd > 32$	сверхвысокий		
8			$mHQ > 3,5$	крайняя				

Таблица 2. Содержание тяжёлых металлов ($\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$) и органического углерода (%) в поверхностном слое донных осадках бухты Мелководной (V1), бухты Круглой (V2) и залива Угловой (U1); значения фоновых (фон) и допустимых (ДК) концентраций, а также пороговых уровней воздействия (TEL), вероятностных уровней воздействия (PEL) и уровней тяжёлого воздействия (SEL) для анализируемых тяжёлых металлов

Table 2. Content of heavy metals ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) and organic carbon (%) in the surface layer of bottom sediments of Melkovodnaya Bight (V1), Kruglaya Bight (V2), and Uglovoy Bight (U1); values of background (фон) and permissible (ДК) concentrations; and values of threshold exposure levels (TEL), probabilistic exposure levels (PEL), and severe exposure levels (SEL) for heavy metals analyzed

Химический элемент	Исследуемый бассейн ($n = 3$)			Фон ¹	ДК ²	TEL ³	PEL ³	SEL ³
	V1	V2	U3					
Fe	14 800	34 500	15 500	—	—	—	—	—
Mn	147	207	170	—	—	—	—	—
Zn	44,4	134	43,3	50	140	124	271	820
Cu	13,3	38,8	5,9	10	35	18,7	108	110
Pb	13	34,3	13,3	10	85	30	112	250
Cr	17	40	24	20	100	52,3	160	110
Ni	9	28	18	10	35	15,9	42,8	75
Co	4,3	7,3	7,5	8	20	—	—	—
Cd	0,3	1,5	0,3	0,1	0,8	0,68	4,21	10
C _{орг}	0,83	4,83	1,03					

Примечание: n — количество проб в выборке; ¹ — [Ковековдова, Симоконов, 2004]; ² — [Warmer, van Dokkum, 2002]; ³ — [MacDonald et al., 2004].

Note: n , number of samples; ¹, [Kovekovdova, Simokon, 2004]; ², [Warmer, van Dokkum, 2002]; ³, [MacDonald et al., 2004].

Индекс токсического риска (toxic risk index, TRI) — комплексный метод оценки токсичности исследуемых осадков с учётом уровней TEL и PEL. Критерий используют для нормализации токсичности различных поллютантов. Применяют его и при дальнейшем сравнении эффектов на биологические системы [Li et al., 2015]. TRI рассчитывают в соответствии со следующими формулами:

$$TRI_i = \sqrt{\frac{\left(\frac{C_i}{TEL_i}\right)^2 + \left(\frac{C_i}{PEL_i}\right)^2}{2}}; \quad TRI = \sum_{i=1}^n TRI_i,$$

где C_i — концентрация анализируемого поллютанта i ;

n — общее количество поллютантов;

TEL_i и PEL_i — значения TEL и PEL для токсиканта i (табл. 2).

Результаты расчёта TRI ранжируются в соответствии с пятью уровнями токсичности (см. табл. 1).

Экотоксикологическая оценка. Биотесты с морским ежом *S. mirabilis* проводили на морской биологической станции «Восток» ННЦМБ ДВО РАН. Для эксперимента использовали морскую воду из залива Восток, отобранную с глубины 6 м с применением аквариальной системы. Вода была подготовлена и очищена с помощью трёхфракционного гравийного фильтра, а затем обработана ультрафиолетом.

Водные вытяжки из донных отложений подготавливали по стандартной методике [Beiras et al., 2003]. Предварительно размороженные осадки весом 100 г помещали в конические колбы и заливали 400 мл стерильной морской воды. Производили интенсивное перемешивание проб с помощью орбитального шейкера Biosan PSU-20i (Латвия) в течение 2 ч. Затем пробы отстаивали и фильтровали через мембранный фильтр (2–3 мкм).

Половозрелых особей плоского морского ежа *S. mirabilis* отбирали вдоль западного побережья залива Восток (залив Петра Великого, Японское море) на глубине 4–4,5 м. Для успешной транспортировки до лаборатории животных помещали в резервуары с охладителями. До начала эксперимента морские ежи проходили акклимацию в аквариумах с проточной морской водой в течение 2 сут. Температурный режим поддерживали на уровне +18...+19 °С.

Нерест взятых в опыт животных стимулировали введением в перивисцеральную полость 0,2 мл 0,5 М раствора хлорида калия. Получение и дальнейшую подготовку половых продуктов к эксперименту проводили по стандартной методике [Beiras et al., 2003]. Для серии контрольных оплодотворений в стаканы, содержащие 50 мл стерильной морской воды, помещали 1 мл суспензии яйцеклеток. После их осаждения на дно стаканов добавляли 200 мкл разбавленной суспензии сперматозоидов. По истечении 20 мин проводили визуальную оценку под микроскопом Axio Imager A1 (Carl Zeiss, Германия). Яйцеклетки с процентом оплодотворения ниже 95 в экспериментах не использовали.

Температурный режим на протяжении всего опыта также поддерживали на уровне +18...+19 °С. Биотестирование проводили в четырёх повторностях с использованием половых продуктов от трёх родительских пар ($N = 3$). Оплодотворение производили в профильтрованной и стерильной морской воде. Затем зиготы переносили в тестируемые экстракты, в которых протекало дальнейшее развитие эмбрионов и личинок [Beiras et al., 2003].

Токсичность исследуемых образцов определяли путём расчёта процента нормально и аномально развитых личинок на стадии гастролы (18 ч) и плутеуса (48 ч) в соответствии с критериями интегрально индекса токсичности (integrative toxicity index, ITI) [Morrone et al., 2016]. Для каждой родительской пары проводили визуальную оценку 400 личинок на каждой из контролируемых стадий развития. Для расчёта ITI уровень токсичности оценивали путём анализа частоты задержек и/или морфологических аномалий, которые ранжируют в зависимости

от тяжести последствий для будущего личиночного развития от 0 до 10 баллов. Низкие баллы присваивают личинкам с задержками в развитии без наличия пороков, а высокие — личинкам с задержкой, сопряжённой с неспецифическими морфологическими изменениями.

ITI определяют по следующей формуле:

$$ITI = \sum_{i=10}^n \frac{S_i \times F_I}{100},$$

где S_i — количество баллов, присвоенных каждой категории аномалий;

F_I — количество аномалий;

100 — количество просчитанных личинок.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Гранулометрический анализ. Согласно результатам гранулометрического анализа (рис. 2), донные отложения ст. V1 (бухта Мелководная) представлены мелкодисперсным материалом: доля псаммитовой фракции составила 70 %, а доли алевритовой и пелитовой фракций — 20 и 7,5 % соответственно. Содержание гравийной фракции не превышало 2,5 %. В донных отложениях ст. V2 (бухта Круглая) также преобладал мелкодисперсный материал: доля псаммитовой фракции — 43 %, алевритовой — 44,1 %, пелитовой — 12,5 %. Доля гравийной фракции была незначительной — 0,4 %. Донные отложения ст. U1 (залив Угловой) характеризовались преобладанием псаммитовой фракции: её доля составила 49,9 %. Доли алевритовой и пелитовой фракций — 37 и 13 % соответственно. Гравийная фракция была выражена слабо, её доля — 0,1 %.

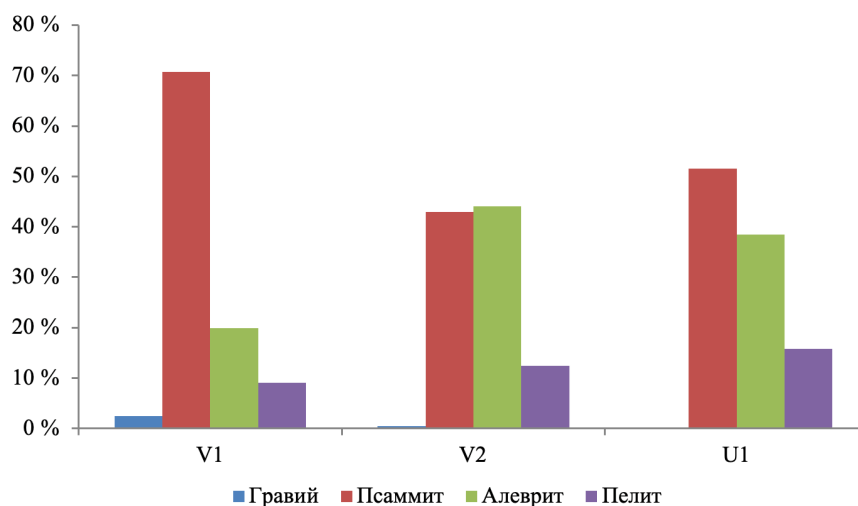


Рис. 2. Гранулометрический состав поверхностного слоя донных осадков из бухты Мелководной, бухты Круглой и залива Угловой

Fig. 2. Grain size distribution of the surface layer of bottom sediments from Melkovodnaya Bight, Kruglaya Bight, and Uglovoy Bight

Содержание тяжёлых металлов и органического углерода в донных осадках. Согласно данным, представленным в табл. 2, в поверхностном слое донных осадков на ст. V2 повышено содержание всех измеренных элементов, включая органический углерод, по сравнению с таковым на других исследованных станциях. Для этого района отмечено превышение фоновых концентраций для всех анализируемых элементов, за исключением Co. Содержание Cu, Pb и Cd на ст. V1, а также Pb, Cr, Ni и Cd на ст. U1 тоже было выше фонового.

Уровень загрязнения тяжёлыми металлами в донных отложениях анализируемых акваторий сравнивали с зарубежными нормативными уровнями содержания этих металлов, описанными в так называемых голландских листах [Warmer, van Dokkum, 2002]. Важно отметить, что эти концентрации не включены в нормативные правовые акты ни одной зарубежной страны, а также не имеют юридической силы на территории Российской Федерации. Несмотря на это, уровни содержания, представленные в голландских листах, использованы в работах по оценке экологического состояния донных отложений [Petukhov et al., 2023]. Использованы они и при составлении обобщённых сборников и ежегодников качества морских вод РФ [2022]. В донных осадках бухты Круглой (ст. V2) отмечено превышение допустимых концентраций для Cu и Cd.

Анализ потенциального токсического эффекта концентраций тяжёлых металлов проводили путём их сравнения с критериями качества осадков SQGs, рекомендованными канадским руководством по оценке качества донных отложений с целью защиты бентосных экосистем [MacDonald et al., 2004]. Использованы два критерия — пороговый и вероятностный уровни воздействия (TEL и PEL). Значения были получены в рамках экотоксикологических исследований, проведённых на организмах представителей пресноводной, морской и эстуарной фауны. TEL характеризует предельный уровень концентрации токсиканта, который при хроническом воздействии на гидробионты считается статистически безопасным. PEL — это порог, при превышении которого организмы могут испытывать токсикологические эффекты [MacDonald et al., 2004]. Превышение TEL зарегистрировано для Zn, Cu, Pb, Ni и Cd в осадках со ст. V2 и для Ni на ст. U1.

Расчёт коэффициента обогащения, EF, показал схожую картину накопления токсичных элементов в донных осадках бухт Мелководной (V1) и Круглой (V2) со следующими закономерностями: Cd > Cu > Pb > Ni > Cr > Zn > Co для ст. V1 и Cd > Cu > Pb > Ni > Zn > Cr > Co для ст. V2. В заливе Угловой (U1) выявлена последовательность Cd > Ni > Pb > Cr > Co > Zn > Cu. Значение EF более 1,5 свидетельствует об антропогенной природе поступления токсичных элементов. На ст. V2 величины EF для каждого из проанализированных металлов, за исключением Co, превышали этот уровень (рис. 3). Сильный уровень обогащения отмечен для Cd (EF = 24,08), умеренно сильный — для Cu (EF = 6,15) и Pb (EF = 5,51), умеренный — для Ni, Zn и Cr (значения EF составили 4,5, 4,3 и 3,21 соответственно). В донных осадках со ст. V1 большинство металлов характеризовалось незначительным уровнем обогащения; исключение — Cd с умеренным уровнем (EF = 4,07). Величины EF для донных осадков со ст. U1 были существенно ниже 1,5; это свидетельствует о поступлении тяжёлых металлов в результате естественных процессов выветривания.

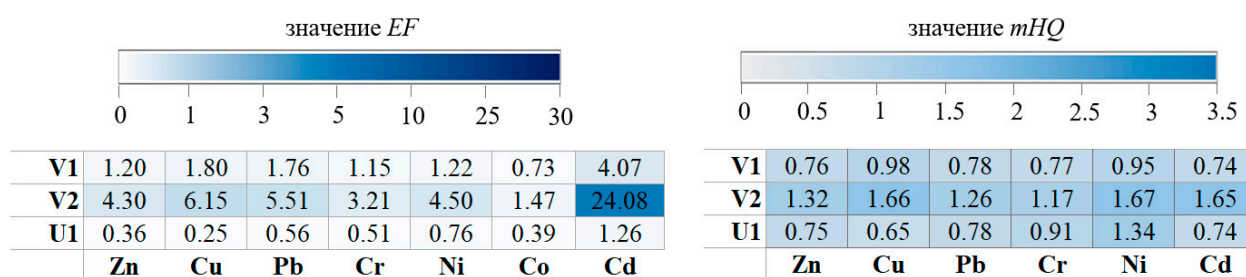


Рис. 3. Значения коэффициента обогащения (EF) и модифицированного коэффициента опасности (mHQ) для исследуемых донных осадков

Fig. 3. Values of enrichment factor (EF) and modified hazard quotient (mHQ) for analyzed bottom sediments

Расчёт mCd показал: донные осадки со ст. V1 и U1 характеризуются очень низкой степенью загрязнения ($mCd \leq 1,5$), а отложения со ст. V2 (бухта Круглая) — умеренной ($mCd = 4,38$) (рис. 4).

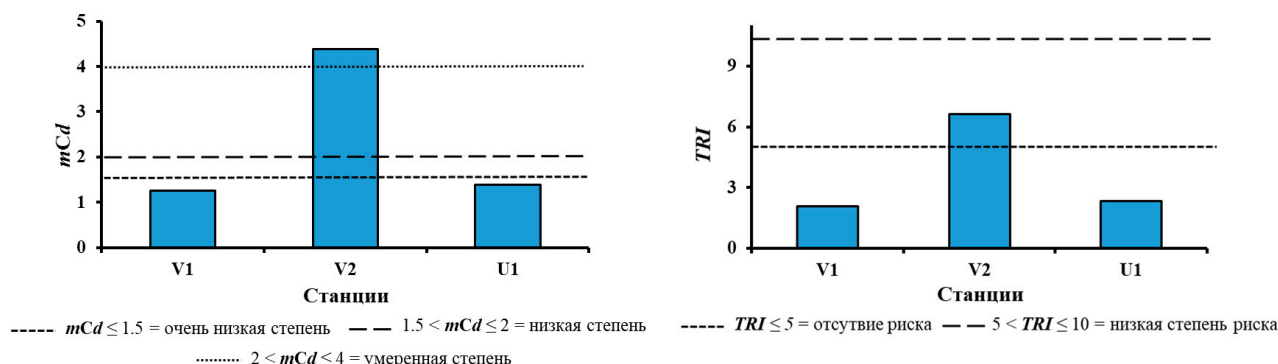


Рис. 4. Значения модифицированного индекса степени загрязнения (mCd) и индекса токсического риска (TRI) для исследуемых донных осадков

Fig. 4. Values of modified contamination degree (mCd) and toxic risk index (TRI) for analyzed bottom sediments

Расчёт mHQ позволил оценить вклад каждого из анализируемых тяжёлых металлов в суммарное потенциальное токсическое воздействие на гидробионты (см. рис. 3). В донных отложениях со ст. V2 значения mHQ для Ni, Cu и Cd (1,67, 1,66 и 1,65 соответственно) свидетельствовали об умеренной степени опасности, а для Zn, Pb и Cr (1,32, 1,26 и 1,17) — о низкой. Величины mHQ для токсичных элементов в осадках ст. V1 и U1 указывали на очень низкий уровень токсического воздействия; исключение — Ni на ст. U1 ($mHQ = 1,34$).

Для установления уровня комплексного воздействия тяжёлых металлов на бентосные формы гидробионтов был рассчитан TRI (рис. 4). Донные осадки ст. V1 и U1 характеризовались отсутствием потенциального токсического риска. Максимальное значение ($TRI = 6,62$) получено для осадков на ст. V2; оно соответствует низкому уровню токсического воздействия. Важно отметить: хотя mHQ , рассчитанный для Ni, Cu и Cd на этой станции, указал на индивидуальный умеренный уровень опасности, значение комплексного показателя токсического воздействия оказалось невысоким.

Экотоксикологическая оценка. Биотестирование водных вытяжек донных осадков с дальнейшим расчётом ИТІ для личинок плоского морского ежа *S. mirabilis* дало следующие результаты. Спустя 18 ч после оплодотворения максимальное число аномально развитых личинок было выявлено на ст. V2 (рис. 5). Так, в вытяжках из осадков этой станции подавляющее большинство эмбрионов остановили своё развитие на стадии аномальной морулы с неравномерной поверхностью и с наличием клеток большего размера, чем у нормально развитых эмбрионов. Незначительное количество личинок представляли собой аномальные бластулы, бластоцель которых характеризовалась неравномерным клеточным заполнением. Таким образом, в водных вытяжках осадков со ст. V2 до стадии гастролы не развилась ни одна из личинок, а значение ИТІ составило 9,84 балла.

В водных вытяжках со ст. V1 и U1 спустя 18 ч с начала эксперимента преобладали нормально развитые личинки на стадии поздней гастролы. При этом в экстрактах со ст. U1 отмечены нормально сформированные, но отстающие в развитии личинки на стадиях ранней гастролы и мезенхимной бластулы, а также аномально развитые бластулы. В результате значения ИТІ на этом этапе эксперимента оказались выше для донных отложений со ст. U1 (2,2 балла), а величина для ст. V1 была минимальной (0,64 балла).

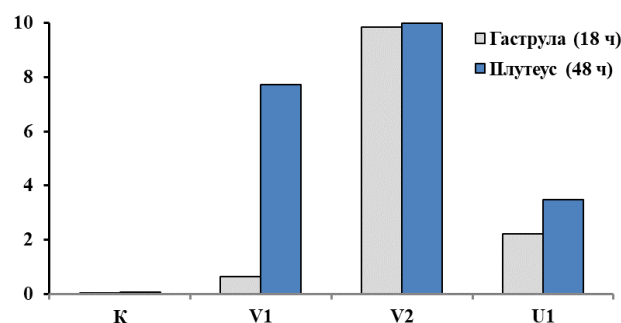


Рис. 5. Значения интегрального индекса токсичности (ИТИ) для исследуемых донных осадков спустя 18 и 48 ч с начала эксперимента

Fig. 5. Values of the integral toxicity index (ITI) for analyzed bottom sediments 18 and 48 h after the start of the experiment

Спустя 48 ч после оплодотворения максимальное значение ИТИ (10 баллов) было также получено для экстрактов из донных отложений со ст. V2 (рис. 5). Морфологические аномалии, которые были отмечены у бластул, развивающихся в этих вытяжках, не позволили личинкам достичь стадии среднего плутеуса. Важно, что значения ИТИ на этом этапе эксперимента для ст. V1 были существенно выше, чем для ст. U1. В экстрактах осадков из бухты Мелководной (V1) подавляющее большинство личинок развивались с грубыми морфологическими нарушениями. Личинки на стадиях призмы и раннего плутеуса характеризовались наличием слаборазвитых скелетных стержней или их отсутствием. Кроме того, выявлены экзоформы личинок без кишечника в полости тела (он выпячен наружу). Несмотря на то, что подобный кишечник имеет все три анатомические перетяжки, которые соответствуют подразделениям кишки у нормально развитых личинок, он не является функционирующим [Мазур и др., 2020]. Полученное значение ИТИ для донных осадков со ст. V1 (7,72 балла) оказалось вдвое выше, чем для проб со ст. U1 (3,5 балла).

ОБСУЖДЕНИЕ

На ст. V1 и V2 зафиксировано превышение фоновых концентраций для меди, свинца, и кадмия. Также на ст. V2 выявлено превышение фоновой концентрации для цинка, хрома и никеля. Поступление Zn и Cu в водоёмы связано либо с добычей и переработкой руд, выплавкой металлов или работой гальванических цехов, либо с коммунально-бытовыми воздействиями (оба элемента входят в число тривиальных компонентов хозяйственно-бытовых стоков). Cd, Ni и Pb являются трассерами техногенного воздействия на окружающую среду [Христофорова и др., 2018].

Поступление тяжёлых металлов в донные осадки — сложный и многофакторный процесс. Их концентрирование в осадках может быть обусловлено сорбцией минеральным и органическим веществом, комплексообразованием, коагуляцией, образованием и осаждением труднорастворимых соединений и т. д. Интенсивность этих процессов зависит от морфометрических и гидрологических характеристик, а также от гидрохимического режима водоёма. Постседиментационные реакции приводят к увеличению содержания микроэлементов в поровых водах и к созданию градиента концентраций между поровыми и придонными водами. При изменении физико-химических условий (pH, Eh, минерализация и другие характеристики) вероятен переход тяжёлых металлов из донных отложений и их диффузия из поровых вод в придонные слои, то есть может возникнуть угроза вторичного загрязнения акватории этими химическими элементами [Даувальтер, 2012].

Распределение тяжёлых металлов в донных осадках также определяется формами их соединений с органической и неорганической матрицей. Первая группа химических элементов, связанных с органической матрицей (Zn, Cu, Pb и Cd), представлена металлами с высокими значениями

коэффициента биологического накопления в гидробионтах, что обуславливает их поступление в донные отложения с детритом. Вторая группа состоит из рассеянных тяжёлых металлов, попадающих в водные экосистемы с аллохтонным поверхностным стоком в составе высокодисперсных частиц взвесей (Cr, Ni и Co). Также к этой группе относятся такие типоморфные элементы, как железо и марганец [Иванов и др., 2020]. Fe и Mn присутствуют в донных осадках ещё и в виде гидроокислов и окислов. Как и органическое вещество, они способны аккумулировать и концентрировать тяжёлые металлы [Базилевская, Сколотнев, 2019].

В нашем случае общий фон загрязнения как минимум для бухт Круглой и Мелководной одинаков, а вот интенсивность концентрирования тяжёлых металлов в осадках разная. В бухте Круглой при исследовании вертикального распределения органического углерода и тяжёлых металлов в керне донных осадков была обнаружена линейная зависимость между концентрацией $C_{\text{орг}}$ и содержанием цинка, свинца, меди и никеля [Рюмина и др., 2023]. Также в обсуждаемой работе были рассмотрены керны донных осадков из бухты Мелководной и залива Угловой. В них корреляции между содержанием органического углерода и тяжёлых металлов не выявлено. Эти факты указывают на то, что концентрирование тяжёлых металлов в донных осадках более эффективно в местах зарослей *Z. marina*.

Согласно результатам гранулометрического анализа, следует ожидать, что концентрация органического углерода в донных осадках будет наибольшей на тех станциях, где преобладает пелитовая фракция [Романкевич, Ветров, 2021]. Снижение содержания $C_{\text{орг}}$ характерно для донных осадков, в которых преобладает псаммитовая фракция. Эта закономерность связана с механической сортировкой частиц разной размерности. В нашем случае на ст. V2 концентрация органического углерода составила 4,83 % (см. табл. 2), что примерно в 5 раз выше, чем значение на ст. U1 — 1,03 %. На ст. V1, где выраженно преобладает псаммитовая фракция, содержание $C_{\text{орг}}$ составило 0,83 %; это значение близко к таковому на ст. U1. Доли пелитовой фракции для ст. V2 и U1 — 12,5 и 13 % соответственно, доли алевроитовой — 44,1 и 37 %. Из этого можно заключить, что распределение органического углерода в данном случае не связано с механической сортировкой частиц разной размерности.

При отсутствии аллохтонных поступлений главным источником органического вещества донных отложений в бухте Круглой является взвешенное вещество, которое продуцирует морская трава *Z. marina*. Таким источником могут быть zostераты — соли полисахарида zostерина, который также является природным лигандом по отношению к тяжёлым металлам [Khozhaenko et al., 2015]. При отмирании травы органокомплексы обогащают донные осадки тяжёлыми металлами и органическим углеродом [Hart, 1982]. Общее количество углеводов, продуцируемое *Z. marina*, может превышать 35 % от сухой массы травы, причём около 20 % из них составляет zostерин [Тищенко и др., 2020].

На ст. V2 в месте отбора проб донных осадков расположены луга *Z. marina*. На этой станции сильный уровень обогащения зарегистрирован для кадмия ($EF = 24,08$), умеренно сильный — для меди ($EF = 6,15$) и свинца ($EF = 5,51$), умеренный — для никеля ($EF = 4,5$), цинка ($EF = 4,3$) и хрома ($EF = 3,21$).

На ст. V2 содержание Fe ($34\,500\text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) в два раза выше, чем на ст. V1 ($14\,800\text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$) и U1 ($15\,500\text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$), что также указывает на возможное концентрирование тяжёлых металлов гидроокислами железа, а не только органическим веществом.

Расчёт mCd показал, что степень загрязнения на ст. V2 можно охарактеризовать как умеренную ($mCd = 4,38$). Определение mHQ позволило оценить вклад каждого из анализируемых тяжёлых металлов в суммарное потенциальное токсическое воздействие на гидробионты. Так, в донных отложениях со ст. V2 значения mHQ для никеля, меди и кадмия (1,67, 1,66 и 1,65 соответственно) свидетельствовали об умеренной степени опасности, а для цинка, свинца

и хрома (1,32, 1,26 и 1,17) — о низкой. Максимальное значение TRI (6,62) было установлено для осадков со ст. V2; это соответствует низкому уровню токсического воздействия (см. табл. 1). Интересно следующее: хотя mHQ, рассчитанный для никеля, меди и кадмия на этой станции, указал на индивидуальный умеренный уровень опасности, значение комплексного показателя токсического воздействия оказалось невысоким.

Судя по величинам коэффициента обогащения, в донных осадках ст. V1 большинство металлов характеризовались незначительным уровнем; исключение — Cd с умеренным уровнем ($EF = 4,07$). Значения EF для донных осадков со ст. U1 были существенно ниже 1,5, что указывает на поступление тяжёлых металлов в результате естественных процессов выветривания.

Расчёт модифицированного индекса степени загрязнения продемонстрировал, что донные осадки со ст. V1 и U1 характеризуются очень низкой степенью загрязнения ($mCd \leq 1,5$). Значения модифицированного коэффициента опасности для токсичных элементов в осадках ст. V1 и U1 указывали на очень низкое токсическое воздействие, за исключением никеля на ст. U1 ($mHQ = 1,34$). Донные осадки этих двух станций, V1 и U1, характеризовались отсутствием потенциального токсического риска.

Токсический эффект от воздействия вытяжек из донных отложений исследуемых акваторий может объясняться как высоким содержанием отдельных загрязняющих веществ или соединений, так и совокупным действием нескольких поллютантов [Горбачёва, 2018]. Максимальное количество аномально развитых личинок в нашем исследовании отмечено в экстрактах со ст. V2, и именно в осадках из этой акватории выявлены наибольшие (превышающие допустимые) концентрации Cu и Cd. По данным [Rouchon, Phillips, 2017], в растворах ионной формы меди с содержанием 5 и 10 мг·л⁻¹ были зарегистрированы задержки роста и развития личинок морского ежа *Evechinus chloroticus* (Valenciennes, 1846), а последовательное повышение концентрации до 20 мг·л⁻¹ приводило к полной остановке личиночного развития на стадии гастролы. Эффективная концентрация ($ЭК_{50}$) ионов кадмия в эксперименте с личинками *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) составила 1,003 мг·л⁻¹. Дефекты развития были представлены в основном аномалиями в развитии скелета и в дифференциации кишечника [Manzo et al., 2010]. Важно отметить высокий процент аномально развитых личинок в экстрактах из донных осадков бухты Мелководной (ст. V1). При низком уровне загрязнения тяжёлыми металлами и при отсутствии потенциального токсического риска для гидробионтов вытяжки оказали существенное воздействие на развитие личинок морского ежа. Известно: донные отложения аккумулируют не только поллютанты, проанализированные нами, но и широкий спектр загрязняющих веществ, которые могут оказывать потенциальное ингибирующее, аддитивное и синергетическое воздействие друг на друга, тем самым увеличивая или уменьшая токсический эффект на личинок.

Органическое вещество, аккумулируемое донными осадками, является одним из основных источников пищи для большинства бентосных организмов. Несмотря на это, его избыточные концентрации могут приводить к деградации сообществ, что проявляется как в качественном аспекте (снижение видового богатства), так и в количественном (сокращение численности и биомассы). При $C_{орг} > 2,5$ % наблюдается значительное уменьшение численности и биомассы бентосного сообщества, а также перестройка его видовой структуры [Орехова и др., 2019]. В классификации, предложенной А. Н. Петровым [2000] при исследовании реакции макробентоса на обогащение донных отложений органическим веществом, представлено пять пороговых диапазонов значений $C_{орг}$. Согласно этим градациям, донные осадки на ст. V1 и U1 характеризуются средним уровнем эвтрофирования (II класс), а на ст. V2 — очень высоким (V класс). В бухте Круглой зафиксировано значение концентрации органического вещества 4,83 %; при такой величине, в соответствии с классификацией, предложенной А. Н. Петровым, может происходить полное разрушение

бентосных сообществ с преобладанием толерантных видов-оппортунистов. Такой уровень эвтрофирования осадка несовместим с благоприятным обитанием большинства форм макробентоса; кроме того, он способствует более активному накоплению различных поллютантов — как органической, так и неорганической природы [Петров, 2000].

Полученные нами результаты, а также стремительные темпы индустриального развития акваторий указывают на необходимость дальнейших регулярных исследований, предполагающих комплексную оценку загрязнения донных отложений тяжёлыми металлами и анализ их потенциальной токсичности для гидробионтов.

Заключение. Анализ содержания тяжёлых металлов в поверхностном слое донных отложений бухты Мелководной (V1), бухты Круглой (V2) и залива Угловой (U1) продемонстрировал, что наиболее высокие их концентрации наблюдаются на станции V2, дно которой покрыто протяжёнными лугами *Zostera marina*. Наши результаты указывают на то, что эта морская трава играет важную роль в обогащении донных осадков органическим веществом (4,83 %) и тяжёлыми металлами.

Обогащение бухты Круглой органическим веществом и тяжёлыми металлами обусловило её общий более низкий экологический статус, чем у других исследованных мелководных бассейнов. Рассчитанные значения как индивидуальных, так и комплексных индексов загрязнения и экологического риска были максимальными для образцов осадков со ст. V2.

В ходе биотестирования наибольшее число аномально развитых личинок морского ежа *Scaphechinus mirabilis* выявлено на ст. V2. В водных вытяжках осадков с этой станции до стадии гастролы не развивалась ни одна из личинок, а значение интегрального индекса токсичности (ITI) составило 9,84 балла. В водных вытяжках со ст. V1 и U1 спустя 18 ч с начала эксперимента преобладали нормально развитые личинки на стадии поздней гастролы. В экстрактах осадков со ст. V1 спустя 48 ч после оплодотворения подавляющее большинство личинок развивались с грубыми морфологическими нарушениями. Полученное значение ITI для донных осадков со ст. V1 (7,72 балла) оказалось в два раза выше, чем для проб со ст. U1 (3,5 балла).

Результаты биологической оценки образцов донных осадков из района бухты Круглой соотносятся с данными расчёта индексов загрязнения и потенциального токсического риска для этой акватории. Иная ситуация складывается для осадков из бухты Мелководной. При низком уровне загрязнения тяжёлыми металлами и при отсутствии потенциального токсического риска для гидробионтов вытяжки оказали значительное воздействие на развитие личинок морского ежа. Этот факт, вероятно, обусловлен загрязнением донных осадков другими поллютантами, усиливающими общий токсический эффект.

Работа выполнена при финансовой поддержке государственных программ ТОИ ДВО РАН (№ регистрации 124022100077-0).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Базилевская Е. С., Сколотнев С. Г. Новые данные о железо-марганцевых образованиях поднятия Менделеева (Северный Ледовитый океан) // Доклады Академии наук. 2019. Т. 486, № 5. С. 562–566. [Bazilevskaya E. S., Skolotnev S. G. New data concerning the ferromanganese crusts of the Mendeleev Rise (Arctic Ocean). *Doklady Akademii nauk*, 2019, vol. 486, no. 5, pp. 562–566. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.31857/S0869-56524865562-566>
2. Барабанщиков Ю. А., Тищенко П. Я., Семкин П. Ю., Волкова Т. И., Звалинский В. И., Михайлик Т. А., Сагалаев С. Г., Сергеев А. Ф., Тищенко П. П., Швецова М. Г., Шкирникова Е. М. Сезонные гидролого-гидрохимические исследования бухты Воевода (Амурский залив, Японское море) // Известия ТИНРО. 2015. Т. 180. С. 161–178. [Barabanshchikov Yu. A., Tishchenko P. Ya., Semkin P. Yu., Volkova T. I., Zvalinsky V. I., Mikhailik T. A., Sagalaev S. G.,

- Sergeev A. F., Tishchenko P. P., Shvetsova M. G., Shkirnikova E. M. Seasonal hydrological and hydrochemical surveys in the Voevoda Bay (Amur Bay, Japan Sea). *Izvestiya TINRO*, 2015, vol. 180, pp. 161–178. (in Russ.). <https://elibrary.ru/tuesbh>
3. Гаврилова Г. С., Кучерявенко А. В. *Продуктивность плантаций двустворчатых моллюсков в Приморье*. Владивосток : ТИНРО-центр, 2011. 112 с. [Gavrilova G. S., Kucheryavenko A. V. *Produktivnost' plantatsii dvustvorchatykh mollyuskov v Primor'e*. Vladivostok : TINRO-tsentr, 2011, 112 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qldhvb>
 4. Горбачёва Е. А. Использование биотестирования для оценки загрязнения донных отложений южных районов Баренцева моря // *Учёные записки Петрозаводского государственного университета*. 2018. № 8 (177). С. 67–73. [Gorbacheva E. A. Bioassay for sediment pollution estimation in the southern areas of the Barents Sea. *Uchenye zapiski Petrozavodskogo gosudarstvennogo universiteta*, 2018, no. 8 (177), pp. 67–73. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.15393/uchz.art.2018.253>
 5. Даувальтер В. А. *Геоэкология донных отложений озёр*. Мурманск : Изд-во МГТУ, 2012. 242 с. [Dauvalter V. A. *Geoekologiya donnykh otlozhenii ozer*. Murmansk : Izd-vo MG TU, 2012, 242 p. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/qklcnr>
 6. Иванов Д. В., Валиев В. С., Зиганшин И. И., Шамаев Д. Е., Паймикина Э. Е., Марасов А. А., Маланин В. В., Хасанов Р. Р., Унковская М. А. Структурная взаимосвязь гранулометрического состава, содержания органического вещества и тяжёлых металлов в донных отложениях // *Гидроэкология*. 2020. № 2 (22). С. 23–30. [Ivanov D. V., Valiev V. S., Ziganshin I. I., Shamaev D. E., Paimikina E. E., Marasov A. A., Malanin V. V., Khasanov R. R., Unkovskaya M. A. Structural relationship of granulometric composition, content of organic matter and heavy metals in sediments. *Gidroekologiya*, 2020, no. 2 (22), pp. 23–30. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/ycqnwh>
 7. *Качество морских вод по гидрохимическим показателям. Ежегодник 2022 / под ред. А. Н. Коршенко*. Москва : Наука, 2024. 283 с. [Marine Water Pollution. Annual Report 2022 / A. Korshenko (Ed). Moscow : Nauka, 2024, 283 p. (in Russ.)]
 8. Ковековдова Л. Т., Симоконь М. В. Тенденции изменения химико-экологической ситуации в прибрежных акваториях Приморья. Токсичные элементы в донных отложениях и гидробионтах // *Известия ТИНРО*. 2004. Т. 137. С. 310–320. [Kovekovdova L. T., Simokon M. V. Tendencies in change of chemoecological situation in the coastal area of Primorye. Toxic elements in bottom sediments and aquatic organisms. *Izvestiya TINRO*, 2004, vol. 137, pp. 310–320. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/hpmucn>
 9. Лосев О. В. Анализ источников загрязнения залива Угловой (залив Петра Великого) и факторов его загрязнённости // *Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук*. 2019. № 2 (204). С. 95–103. [Losev O. V. Analysis of pollution sources of the Uglovoy Bay (Peter the Great Bay) and its pollution factors. *Vestnik Dal'nevostochnogo otdeleniya Rossiiskoi akademii nauk*, 2019, no. 2 (204), pp. 95–103. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/coogca>
 10. Мазур А. А., Журавель Е. В., Слободскова В. В., Мазур М. А. Оценка токсического воздействия ионов цинка и наночастиц оксида цинка на раннее развитие морского ежа *Scaphechinus mirabilis* (Agassiz, 1864) (Echinodermata: Echinoidea) // *Биология моря*. 2020. Т. 46, № 1. С. 53–59. [Mazur A. A., Zhuravel E. V., Slobodskova V. V., Mazur M. A. Assessment of the toxic effect of zinc ions and nano-sized zinc oxide on the early development of the sand dollar *Scaphechinus mirabilis* (Agassiz, 1864) (Echinodermata: Echinoidea). *Biologiya morya*, 2020, vol. 46, no. 1, pp. 53–59. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.31857/S0134347520010064>
 11. Мишуков В. Ф., Калинчук В. В., Плотников В. В., Войцыцкий А. В. Влияние дампинга загрязнённых грунтов на экологическое состояние прибрежных вод г. Владивосток // *Известия ТИНРО*. 2009. Т. 159. С. 243–256. [Mishukov V. F., Kalinchuk V. V., Plotnikov V. V., Voytsytskiy A. V. Effects of polluted grounds dumping on ecological conditions in coastal waters near Vladivostok. *Izvestiya TINRO*, 2009, vol. 159, pp. 243–256. (in Russ.)]. <https://elibrary.ru/mnjqxl>
 12. Налета Е. В., Колесников С. И., Казеев К. Ш. Влияние загрязнения тяжёлыми металлами на биологические свойства почв городов Ростовской области. Ростов-на-Дону : Изд-во Южного федерального университета, 2015. 108 с. [Naleta E. V., Kolesnikov S. I., Kazeev K. Sh. Vliyaniye zagryazneniya tyazhelyimi metallami na biologicheskiye svoystva pochv gorodov Rostovskoy oblasti. Rostov-na-Donu : Izd-vo Yuzhnogo federal'nogo universiteta, 2015. 108 s.]

- Kazeev K. Sh. *Vliyanie zagryazneniya tyazhelymi metallami na biologicheskie svoystva pochv gorodov Rostovskoi oblasti*. Rostov-on-Don : Izd-vo Yuzhnogo federal'nogo universiteta, 2015, 108 p. (in Russ.]. <https://elibrary.ru/vwlsah>
13. Орехова Н. А., Овсяный Е. И., Тихонова Е. А. Органическое вещество и окислительно-восстановительные условия в донных отложениях Балаклавской бухты // *Учёные записки Крымского федерального университета имени В. И. Вернадского. Биология. Химия*. 2019. Т. 5 (71), № 3. С. 49–64. [Orekhova N. A., Ovsyany E. I., Tikhonova E. A. Organic carbon and redox conditions in bottom sediments of the Balaklava Bay. *Uchenye zapiski Krymskogo federal'nogo universiteta imeni V. I. Vernadskogo. Biologiya. Khimiya*, 2019, vol. 5 (71), no. 3, pp. 49–64. (in Russ.]. <https://elibrary.ru/hvtrpq>
 14. Петров А. Н. Реакция прибрежных макробентосных сообществ Чёрного моря на органическое обогащение донных отложений // *Экология моря*. 2000. Вып. 51. С. 45–51. [Petrov A. N. Responses of the Black Sea macrobenthic communities upon organic enrichment impact of bottom sediments. *Ekologiya morya*, 2000, iss. 51, pp. 45–51. (in Russ.]. <https://repository.marine-research.ru/handle/299011/4297>
 15. Раков В. А. Распространение и экология устричных рифов северной части Амурского залива // *Современное состояние и тенденции изменения природной среды залива Петра Великого Японского моря* / отв. ред. А. С. Астахов, В. Б. Лобанов. Москва : ГЕОС, 2008. С. 278–291. [Rakov V. A. Distribution and ecology of oyster reefs in the northern part of the Amur Bay. In: *Current Environmental Condition and Tendencies of Its Change in the Peter the Great Bay, Sea of Japan* / A. S. Astakhov, V. B. Lobanov (Eds). Moscow : GEOS, 2008, pp. 278–291. (in Russ.]. <https://elibrary.ru/twvleb>
 16. Романкевич Е. А., Ветров А. А. *Углерод в Мировом океане*. Москва : ГЕОС, 2021. 352 с. [Romankevich E. A., Vetrov A. A. *Carbon in the World Ocean*. Moscow : GEOS, 2021, 352 p. (in Russ.]. <https://doi.org/10.34756/GEOS.2021.16.37857>
 17. Рюмина А. А., Тищенко П. Я., Шкирникова Е. М. Тяжёлые металлы и органический углерод в донных осадках мелководных бухт залива Петра Великого // *Геохимия*. 2023. Т. 68, № 7. С. 709–719. [Ryumina A. A., Tishchenko P. Y., Shkirknikova E. M. Heavy metals and organic carbon in the bottom sediments of shallow bights of the Peter the Great Bay. *Geokhimiya*, 2023, vol. 68, no. 7, pp. 709–719. (in Russ.]. <https://doi.org/10.31857/S0016752523060080>
 18. Тищенко П. Я., Барабанщиков Ю. А., Павлова Г. Ю., Рюмина А. А., Сагалаев С. Г., Семкин П. Ю., Тищенко П. П., Уланова О. А., Швецова М. Г., Шкирникова Е. М., Тибенко Е. Ю. Гидрохимическое состояние залива Угловой (Амурский залив) в разные сезоны // *Известия ТИНРО*. 2021. Т. 201, № 1. С. 138–157. [Tishchenko P. Ya., Barabanshchikov Yu. A., Pavlova G. Yu., Ryumina A. A., Sagalaev S. G., Semkin P. Yu., Tishchenko P. P., Ulanova O. A., Shvetsova M. G., Shkirknikova E. M., Tibenko E. Yu. Hydrochemical state of the Uglovoy Bight (Amur Bay) in different seasons. *Izvestiya TINRO*, 2021, vol. 201, no. 1, pp. 138–157. (in Russ.]. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2021-201-138-157>
 19. Тищенко П. Я., Медведев Е. В., Барабанщиков Ю. А., Павлова Г. Ю., Сагалаев С. Г., Тищенко П. П., Швецова М. Г., Шкирникова Е. М., Уланова О. А., Тибенко Е. Ю., Орехова Н. А. Органический углерод и карбонатная система в донных отложениях мелководных бухт залива Петра Великого (Японское море) // *Геохимия*. 2020. Т. 65, № 6. С. 583–598. [Tishchenko P. Y., Medvedev E. V., Barabanshchikov Y. A., Pavlova G. Y., Sagalaev S. G., Tishchenko P. P., Shvetsova M. G., Shkirknikova E. M., Ulanova O. A., Tibenko E. Y., Orekhova N. A. Organic carbon and carbonate system in the bottom sediments of shallow bights of the Peter the Great Bay (Sea of Japan). *Geokhimiya*, 2020, vol. 65, no. 6, pp. 583–598. (in Russ.]. <https://doi.org/10.31857/S001675252005012X>
 20. Христофорова Н. К., Гамаюнова О. А., Афанасьев А. П. Состояние бухт Козьмина и Врангеля (залив Петра Великого, Японское море): динамика загрязнения тяжёлыми металлами // *Известия ТИНРО*. 2015. Т. 180. С. 179–186. [Khristoforova N. K., Gamayunova O. A., Afanasyev A. P. State of the Kozmin and Wrangel bays (Peter the Great Bay, Japan Sea): Dynamics of pollution with heavy metals. *Izvestiya TINRO*, 2015, vol. 180, pp. 179–186. (in Russ.]. <https://elibrary.ru/tuescb>

21. Христофорова Н. К., Емельянов А. А., Ефимов А. В. Биоиндикация загрязнения прибрежно-морских вод о. Русского (залив Петра Великого, Японское море) тяжёлыми металлами // *Известия ТИНРО*. 2018. Т. 192. С. 157–166. [Khristoforova N. K., Emelyanov A. A., Efimoff A. V. Bioindication of pollution in the coastal marine waters at Russky Island (Peter the Great Bay, Japan Sea) by heavy metals. *Izvestiya TINRO*, 2018, vol. 192, pp. 157–166. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2018-192-157-166>
22. ABNT-NBR 15350 DE 03/2023. *Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica de curta-duração – Método de ensaio com ouriço-do-mar (Echinodermata: Echinoidea)* : [Standard] ; Quanta edição. ABNT, Brasil, 2025, 31 p. (Norma Brasileira). URL: <https://www.normas.com.br/autorizar/visualizacao-nbr/25082/identificar/visitante> [accessed: 05.01.2025].
23. *ASTM. Standard Guide for Conducting Static Acute Toxicity Tests with Echinoid Embryos*. West Conshohocken (PA) : ASTM International, 2012, 22 p. <https://doi.org/10.1520/E1563-98R12>
24. Beiras R., Fernández N., Bellas J., Besada V., González-Quijano A., Nunes T. Integrative assessment of marine pollution in Galician estuaries using sediment chemistry, mussel bioaccumulation, and embryo-larval toxicity bioassays. *Chemosphere*, 2003, vol. 52, iss. 7, pp. 1209–1224. [https://doi.org/10.1016/s0045-6535\(03\)00364-3](https://doi.org/10.1016/s0045-6535(03)00364-3)
25. Brady J. P., Ayoko G. A., Martens W. N., Goonetilleke A. Enrichment, distribution and sources of heavy metals in the sediments of Deception Bay, Queensland, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, vol. 81, iss. 1, pp. 248–255. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.01.031>
26. Canty M. N. *Marine Pollution and Echinoderms: A Biomarker Study Integrating Different Levels of Biological Organization*. PhD thesis. Plymouth, United Kingdom : University of Plymouth, 2009, 237 p. <https://doi.org/10.24382/3680>
27. Chiarelli R., Martino C., Roccheri M. C. Cadmium stress effects indicating marine pollution in different species of sea urchin employed as environmental bioindicators. *Cell Stress and Chaperones*, 2019, vol. 24, iss. 4, pp. 675–687. <https://doi.org/10.1007/s12192-019-01010-1>
28. Hart B. T. Uptake of trace metals by sediments and suspended particulates: A review. *Hydrobiologia*, 1982, vol. 91, iss. 1, pp. 299–313. <https://doi.org/10.1007/bf00940121>
29. Khozhaenko E. V., Khotimchenko R. Y., Kovalev V. V., Khotimchenko M. Y., Podkorytova E. A. Metal binding activity of pectin isolated from seagrass *Zostera marina* and its derivatives. *Russian Journal of Marine Biology*, 2015, vol. 41, iss. 6, pp. 485–489. <https://doi.org/10.1134/S1063074015060073>
30. Li Y., Duan Z., Liu G., Kalla P., Scheidt D., Cai Y. Evaluation of the possible sources and controlling factors of toxic metals/metalloids in the Florida Everglades and their potential risk of exposure. *Environmental Science & Technology*, 2015, vol. 49, iss. 16, pp. 9714–9723. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01638>
31. MacDonald D. D., Carr R. S., Eckenrodt D., Greening H., Grabe S., Ingersoll C. G., Janicki S., Janicki T., Lindscoog R. A., Long E. R., Pribble R., Sloane G., Smorong D. E. Development, evaluation, and application of sediment quality targets for assessing and managing contaminated sediments in Tampa Bay, Florida. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2004, vol. 46, iss. 2, pp. 147–161. <https://doi.org/10.1007/s00244-003-2270-z>
32. Manzo S., Buono S., Cremisini C. Cadmium, lead and their mixtures with copper: *Paracentrotus lividus* embryotoxicity assessment, prediction, and offspring quality evaluation. *Ecotoxicology*, 2010, vol. 19, iss. 7, pp. 1209–1223. <https://doi.org/10.1007/s10646-010-0506-z>
33. Morroni L., Pinsino A., Pellegrini D., Regoli F., Matranga V. Development of a new integrative toxicity index based on an improvement of the sea urchin embryo toxicity test. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, vol. 123, pp. 2–7. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.026>
34. Petukhov V., Petrova E., Kiryanov A., Zheldak E., Kholodov A. Assessment of contamination of marine sediments and their potential toxicity in the Uglovoy Bay, Peter the Great Gulf, Sea of Japan/East Sea. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, vol. 30, iss. 31, pp. 77798–77806. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-28021-x>
35. Roberts D. A. Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments. *Environment*

- International*, 2012, vol. 40, pp. 230–243. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.11.013>
36. Rouchon A. M., Phillips N. E. Acute toxicity of copper, lead, zinc and their mixtures on the sea urchin *Evechinus chloroticus*. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 2017, vol. 51, no. 3, pp. 333–355. <https://doi.org/10.1080/00288330.2016.1239643>
 37. Warmer H., van Dokkum R. *Water Pollution Control in the Netherlands: Policy and Practice 2021* / [Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment. RIZA]. The Netherlands : RIZA, 2002, 76 p. (RIZA report 2002.009).
 38. Wilbers G.-J., Becker M., Thi Nga L., Sebesvari Z., Renaud F. G. Spatial and temporal variability of surface water pollution in the Mekong Delta, Vietnam. *Science of The Total Environment*, 2014, vol. 485–486, pp. 653–665. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.049>

PRELIMINARY RESULTS OF THE COMPREHENSIVE ASSESSMENT OF CONTAMINATION AND TOXIC EFFECTS OF BOTTOM SEDIMENTS IN SHALLOW BIGHTS OF AMUR BAY (SEA OF JAPAN)

A. Ryumina¹, M. Mazur², P. Tishchenko¹, and E. Shkirnikova¹

¹V. I. Il'ichev Pacific Oceanological Institute FEB RAS, Vladivostok, Russian Federation

²A. V. Zhirmunsky National Scientific Center of Marine Biology FEB RAS, Vladivostok, Russian Federation
E-mail: ryumina.aa@poi.dvo.ru

In August 2023, surface bottom sediments (top 5-cm layer) were sampled in three bights of Amur Bay: Melkovodnaya Bight (V1), Kruglaya Bight (V2) (both within Voevoda Bight), and Uglovoy Bight (U1). Despite being neighboring bays, V1 and V2 differ significantly in granulometric composition and distribution of both heavy metal concentration and organic carbon content. Elevated levels of heavy metals and organic carbon were revealed in Kruglaya Bight (at station V2). In its bottom sediments, values of the enrichment factor (EF) for each analyzed metal, except for Co, exceeded levels attributable to natural weathering processes. A high level of enrichment was registered for Cd (EF = 24.08); a moderately high one, for Cu (EF = 6.15) and Pb (EF = 5.51); and a moderate one, for Ni, Zn, and Cr (EF accounted for 4.5, 4.3, and 3.21, respectively). The calculation of the modified degree of contamination index (mCd) showed a moderate degree of contamination at sta. V2 (mCd = 4.38). In bottom sediments from sta. V1, most metals were characterized by a low level of enrichment, except for Cd, with its moderate level (EF = 4.07). EF values for bottom sediments from sta. U1 were significantly below 1.5 providing evidence for the natural-origin input of heavy metals from weathering processes. In the studied bays, biotesting was carried out for the first time, with larvae of the sea urchin *Scaphechinus mirabilis* serving as a test object. During bioassays, the highest abundance of abnormally developed larvae was found at sta. V2. In aqueous extracts of bottom sediments from sta. V2, none of larvae reached the gastrula stage, and the value of the integral toxicity index (ITI) was 9.84 points. In aqueous extracts from sta. V1 and U1, normally developed larvae at the late gastrula stage predominated 18 h after the start of the experiment. In extracts of bottom sediments from Melkovodnaya Bight (sta. V1), the overwhelming majority of larvae developed with severe morphological abnormalities. Larvae at the prism and early pluteus stages were characterized by poorly developed skeletal rods or their lack. Moreover, we found exoforms of larvae with no intestine in their body cavity (it was protruded outward). ITI for bottom sediments from sta. V1 (7.72 points) was twice as high as for samples from sta. U1 (3.5 points). The obtained data indicate that the accumulation of heavy metals in Kruglaya Bight is driven by a combination of factors. In their turn, high concentrations of heavy metals and organic carbon may mediate the formation of unfavorable conditions for benthic organisms.

Keywords: Amur Bay, biotesting, bottom sediments, organic carbon, heavy metals, *Scaphechinus mirabilis*