

УДК [502.175:504.5](265.54.04)

**ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО
В ЭКОСИСТЕМЕ ЗАЛИВА ВЛАДИМИРА (ЯПОНСКОЕ МОРЕ):
РЕСУРС ПИТАНИЯ И ВОЗМОЖНЫЙ ФАКТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА**

© 2023 г. Ю. А. Гальшева, А. Д. Пелех, Т. В. Бойченко, О. В. Нестерова, А. Н. Яковлева

Дальневосточный федеральный университет, Владивосток, Российская Федерация

E-mail: galysheva.yua@dvfu.ru

Поступила в редакцию 09.12.2021; после доработки 06.04.2022;
принята к публикации 16.02.2023; опубликована онлайн 31.05.2023.

Исследование содержания органического вещества в водной среде и донных отложениях крайне важно для понимания аккумуляционного процесса в отношении поступающих в среду акватории токсических веществ и элементов, а также выявления негативных изменений в экосистеме и потенциальных экологических рисков при осуществлении природопользования. Цель работы — проанализировать значение органического вещества как фактора контаминации среды залива Владимира (Японское море) и оценить токсичность гидробионтов и экологический риск для экосистемы и здоровья человека. Комплексная работа выполнена с применением химико-аналитических, микробиологических и гидробиологических методов; она включает математическую и картографическую обработку данных и расчёт коэффициентов загрязнения и экологического риска. Проведён анализ проб морской воды, донных отложений и макробентоса, отобранных в заливе Владимира в июле 2014 г. Определены химико-экологические и микробиологические параметры вод залива, позволяющие оценить процессы накопления органического вещества в водной среде и донных отложениях и установить трофический статус экосистемы в летний период. Выявлены массовые виды и группы макробентоса, определены показатели обилия донного населения, свидетельствующие о высоких уровнях биомассы. Установлена численность металлрезистентных групп бактерий в поверхностных водах. Оценено содержание и пространственное распределение тяжёлых металлов (ТМ) в донных отложениях. Установлены концентрации ТМ в гонадах морских ежей. Результаты микробиологической оценки соотнесены с ПДК; они выявляют значительное загрязнение вод залива (более 3 ПДК) в отношении Cd. Для Ni, Cu, Zn и Cd в донных отложениях обнаружено превышение фоновых концентраций, для Cd и Zn — превышение кларковых значений. Проверена корреляционная связь концентраций органического вещества в донных отложениях с содержанием в них ТМ, а также связь концентраций ТМ в грунтах и гонадах морских ежей (значимая корреляция выявлена в отношении Zn). Для донных отложений определены фактор загрязнения C_f , характеризующий их загрязнение в заливе цинком как высокое, а кадмием и медью — как очень высокое, а также степень загрязнения C_d , свидетельствующая о среднем уровне загрязнения донных осадков в целом. Проведён расчёт индексов экологического риска. По величине SQG-Q грунты залива отнесены к категории умеренно токсичных. Установлено: согласно нормативам Технического регламента Таможенного союза «О безопасности пищевой продукции» 021/2011, содержание Cd и Pb в гонадах морских ежей из залива Владимира не превышает допустимых уровней, однако по значению ILCR (индекс нарастающего пожизненного риска) можно сделать прогноз об опасности возникновения онкологических заболеваний при употреблении гонад в пищу.

Ключевые слова: залив Владимира, Японское море, органическое вещество, трофность, донные отложения, макробентос, тяжёлые металлы, коэффициенты накопления, экологический риск, риск здоровью человека

Высокие концентрации органического вещества (далее — ОВ) в морских экосистемах нередко являются результатом действия природных процессов. В частности, ОВ аккумулируются в «бухтах-ловушках» — глубоко врезаемых в побережье акваториях с относительно узким входом и ограниченным или специфическим водообменом. Подобные акватории являются накопителями ОВ — пищевого ресурса, определяющего в целом трофический статус среды в экосистеме. Морские экосистемы, имеющие высокий трофический статус и характеризующиеся обилием различных экотопов, — это важнейшие районы для развития марикультуры и рационального использования природных популяций, а также зоны естественного формирования и сохранения биоразнообразия.

Накопление органики в морской экосистеме оказывает выраженный положительный эффект до определённого уровня значений растворённого в воде и аккумулированного в донных отложениях ОВ, после которого возникают отрицательные последствия. Кроме более выраженного и краткосрочно проявляющегося эвтрофирования, происходит менее заметная и более растянутая во времени аккумуляция поступающих в бухту или залив токсических веществ и элементов. Особенно значим этот эффект для донных отложений. Процессы преобразования и деструкции ОВ на границе донных отложений и водной толщи и в осадках являются основной причиной как мобилизации тяжёлых металлов (далее — ТМ) в поровые и придонные воды, так и связывания элементов [Шулькин, 2004; Zhang et al., 2014]. Попадая в толщу воды, ТМ вызывают её вторичное загрязнение и далее накапливаются по пищевым цепям в организмах. Изучение миграции элементов в различных компонентах экосистемы занимает важное место в токсикологических исследованиях, позволяя оценить токсические эффекты для организмов разных трофических уровней [Ващенко и др., 2010; Saroop, Tamchos, 2021] и риски для здоровья человека [Донец и др., 2020; Birch, 2011].

Залив Владимира расположен на восточном побережье Приморского края и является собой глубоко врезаемую в берег акваторию с относительно узким входом. Глубина в центральных частях бухт превышает 20 м, а на входе в залив составляет 40 м. Течения в заливе обусловлены главным образом ветро-волновыми процессами. Влияние Приморского течения несущественно вследствие закрытости акватории залива. Течения, формируемые речным потоком, не образуются по причине отсутствия полноводных рек, впадающих в залив. Антропогенное влияние на данную акваторию началось в 1907 г. с появлением первого населённого пункта — Весёлый Яр. Позднее, в связи с размещением на побережье залива военных объектов, возникли посёлки Тимофеевка (1932 г.), Норд-Ост и Ракушка (1934 г.). В акватории залива с 1934 по 1999 г. располагалась Владимиро-Ольгинская военно-морская база Тихоокеанского флота (ныне она расформирована).

Немногочисленные морские биологические исследования залива Владимира касаются отдельных промысловых видов макробентоса [Гаврилова и др., 2006; Кулепанов, Иванова, 2006] и некоторых инвазивных видов [Лутаенко, Колпаков, 2016]. Состав, обилие и распределение макробентоса описаны авторами [Гальшева и др., 2018]. Выпущены работы по анализу неогеновых отложений [Ващенко, Цой, 2014] и по перспективе развития марикультуры [Гаврилова и др., 2019]. Материалы о гидрохимических и микробиологических исследованиях другими коллективами не опубликованы. Работы комплексного характера выполнены не были.

Цель данной работы — проанализировать уровень органического вещества как возможного фактора формирования токсичности среды залива Владимира, оценить контаминацию гидробионтов и экологический риск для экосистемы и здоровья человека.

Задачи исследования: 1) проанализировать содержание ОВ в водной среде по химическим и микробиологическим показателям и оценить трофический статус акватории; 2) определить гранулометрический состав донных отложений и содержание в них ОВ; 3) оценить состав и обилие

организмов макробентоса; 4) оценить содержание тяжёлых металлов в компонентах среды и организмах макробентоса; 5) проанализировать взаимосвязь ОБ с накоплением ТМ в донных отложениях залива, а также оценить экологический риск для обитающих в нём организмов и токсикологический риск при употреблении их в пищу человеком.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Отбор проб. Материалом для работы послужили данные анализа проб морской воды, донных отложений и макробентоса, отобранных в заливе Владимира (Японское море) (рис. 1) в июле 2014 г., а также авторские сведения о других акваториях Приморского края [Галышева, 2010]. Всего выполнено 17 комплексных станций, охватывающих разные районы залива до глубины 25 м (ограничение по глубине связано с водолазными спусками). Гидрохимические пробы, донные отложения и макробентос отобраны на всей сетке станций. Пробы воды на микробиологический анализ (в связи с ограниченной возможностью обеспечения стерильности проведения посевов в полевых условиях) отобраны на выборочных станциях (ст. 2, 4, 5, 8, 11–14), охватывающих все бухты залива, и на контрольной станции (К) за его пределами. Морской ёж *Strongylocentrotus intermedius* (A. Agassiz, 1864) выбран в качестве биоиндикатора по следующим критериям: высокая биомасса и частота встречаемости этого вида в заливе, чувствительность к воздействию различных токсикантов, в том числе ТМ, на всех этапах жизненного цикла, употребление гонад в пищу человеком [Ващенко и др., 2005]. Особи морских ежей отобраны на ст. 2, 7, 10–12 и 14 из общих количественных проб макробентоса. Всего проанализировано 26 проб поверхностной воды (17 — на гидрохимические показатели; 9 — на микробиологические параметры), 17 проб донных отложений, 102 количественных пробы макробентоса и 18 проб гонад морских ежей. При проведении химико-экологического и микробиологического анализа для каждой пробы соблюдена трёхкратность повтора измерения каждого показателя (табл. 1). Макробентос отобран по шесть проб с каждой станции. Первичный анализ произведён в условиях полевой лаборатории; конечный — в лабораториях международной кафедры ЮНЕСКО «Морская экология» и кафедры почвоведения Института Мирового океана (Школы) Дальневосточного федерального университета (ИМО ДВФУ).

Гидрохимический анализ. Пробы морской воды отобраны из поверхностного 50-см слоя согласно «Руководству по химическому анализу морских и пресных вод» [2003]. Определение растворённого в воде кислорода и величины БПК₅ осуществляли по методу Винклера. Перманганатную окисляемость определяли методом Скопинцева. Для определения двух форм фосфора (органического и минерального) применяли метод Морфи — Райли [Руководство по химическому анализу, 2003]. Анализ выполнен в день отбора в трёх повторностях для каждого показателя.



Рис. 1. Карта-схема отбора проб в заливе Владимира

Fig. 1. The map of sampling in the Vladimir Bay

Таблица 1. Объём фактического материала при проведении химико-экологической и микробиологической оценки**Table 1.** Amount of factual material for chemical, ecological, and microbiological assessment

Характер пробы	Поверхностные воды для гидрохимического анализа	Поверхностные воды для микробиологического анализа	Донные отложения	Морские ежи
Количество проб	17	9	17	18
Параметры оценки	РК, БПК ₅ , ПО, Р _{общ} , Р _{мин} , Р _{орг} (6 параметров)	КГМ, группы бактерий, резистентные к ионам тяжёлых металлов — Cu, Cd, Ni, Co, Zn, Pb (7 параметров)	Грансостав, ОВ, Cu, Cd, Ni, Zn, Pb, Fe, Cr (9 параметров)	Cu, Cd, Ni, Zn, Pb, Cr (6 параметров)
Количество определенных параметров	306	189	459	324

Примечание: сокращения в названиях параметров приведены ниже по тексту — в разделах, описывающих разные виды анализа.

Note: abbreviations for the parameter names are given below in the text – in the sections describing different types of analysis.

Микробиологический анализ. Отбор проб производили из поверхностного слоя воды в стерильные пластиковые ёмкости. Пробы перевозили в полевую лабораторию и анализировали в день отбора, с соблюдением сроков хранения и транспортировки по ГОСТ 31861-2012 и ГОСТ 31942-2012. Численность колоний гетеротрофных микроорганизмов (далее — КГМ) в 1 мл воды определяли на основе чашечного метода Коха на среде для морских микроорганизмов (СММ) с добавлением 1,5 % агара [Yoshimizu, Kimura, 1976]. Количество металлрезистентных форм в сообществе КГМ определяли чашечным методом, используя СММ с добавками солей металлов в концентрациях, ингибирующих рост чувствительных форм бактерий. В качестве добавок применяли хлориды металлов (Zn, Cu, Cd, Ni и Co) и нитрат свинца [Безвербная и др., 2003]. Проверку на резистентность осуществляли для каждой токсичной добавки (поэлементно) для всех отобранных проб (в трёх повторностях).

Гранулометрический анализ донных отложений. Размер частиц поверхностных донных осадков определяли механически (ГОСТ 12536-79), количество наиболее тонких фракций в пробах с преобладанием ила — пипеточным методом [Качинский, 1958]. Тип осадков определяли по доминирующей фракции.

Анализ содержания органического вещества в донных отложениях. Общее содержание органического углерода (C_{орг}) определено по методу Тюрина в модификации ЦИНАО (ГОСТ 26213-91).

Оценка состава и количественных показателей макробентоса. Отбор производили с привлечением легководолазов, с борта моторного катера в горизонте верхней сублиторали (3–27 м). На каждой станции собирали эпибентос (применяли гидробиологическую рамку площадью 1 м²) и инфауну (использовали водолазный зубчатый дночерпатель с площадью захвата 0,025 м²). Соблюдали трёхкратную повторность отбора проб каждым орудием сбора. Всего отобрано 102 пробы. Первичную обработку производили в условиях полевой лаборатории. Неидентифицированные виды животных фиксировали 4%-ным раствором формальдегида, растения закладывали в гербарий, каждому виду присваивали шифр. Дальнейшую идентификацию проводили в лабораториях ИМО ДВФУ, дополняли данные первичной обработки. Все показатели приведены к 1 м².

Анализ содержания тяжёлых металлов в донных отложениях и гидробионтах.

В донных отложениях определяли валовое содержание Fe, Cd, Ni, Cr, Cu, Zn и Pb. Донные осадки из пробы обрабатывали смесью хлористоводородной, фтористоводородной, хлорной и азотной кислот с последующим определением валового содержания элементов методом пламенной атомно-абсорбционной спектроскопии (ААС) (ПНД Ф 16.1:2.2:2.3.36-02) на атомно-адсорбционном спектрофотометре Shimadzu AA-6800 (Япония).

Морского ежа *S. intermedius* в количестве не менее трёх особей со станции отбирали из каждой пробы макробентоса, в которой он встречался. Всего отобрано 18 экземпляров. Гонады предварительно сушили в сушильном шкафу при температуре +85 °С, измельчали; далее отбирали навески массой 0,40–0,50 г, высушивали до постоянной массы и подвергали кислотному разложению концентрированной азотной кислотой ОСЧ, затем переводили в 2%-ный азотнокислый раствор. Содержание ТМ (Zn, Cu, Pb, Cr, Cd и Ni) определяли методом ААС на приборе Shimadzu AA-6800. Точность определения концентраций металлов контролировали, анализируя стандартные образцы (NIST 2976). Ошибка определения не превышала 15 %.

Расчёт индексов загрязнения и индексов экологического риска. Индексы загрязнения донных осадков тяжёлыми металлами (фактор загрязнения C_f и степень загрязнения C_d) рассчитывали в соответствии с алгоритмом, предложенным Хакансоном [Hakanson, 1980] и успешно опробованным в разных акваториях [Ващенко и др., 2010; Chakraborty et al., 2014; Liang et al., 2018; Saroo, Tamchos, 2021 и др.]:

$$C_f = C/C_{\phi}, \quad (1)$$

$$C_d = \sum C_f, \quad (2)$$

где C — средняя концентрация вещества в донных отложениях;

C_{ϕ} — фоновая концентрация этого вещества в донных отложениях [Шулькин, 2004].

Интегральная оценка потенциальной токсичности донных осадков залива Владимира проведена с помощью индекса экологического риска (sediment quality guideline quotient, SQG-Q) [Ващенко и др., 2010; Birch, 2011; MacDonald et al., 1996 и др.]. Индекс позволяет охарактеризовать токсичность накопленных загрязняющих веществ для морских организмов в абиотических компонентах исследуемого биотопа и определяется по формуле:

$$SQG - Q = \sum PEL - Q/n, \quad (3)$$

где $\sum PEL - Q$ — отношение средней концентрации токсиканта в осадках к величине уровня вероятного воздействия PEL (probable effect level) для этого же токсиканта [MacDonald et al., 1996];

n — количество токсикантов.

Для определения величины индивидуального канцерогенного риска при воздействии беспороговых токсикантов применяли калькулятор, рассчитывающий ILCR (incremental lifetime cancer risk) (<http://www.popstoolkit.com/tools/HHRA/Carcinogen.aspx>). Этот коэффициент, широко используемый в Канаде и США, оценивает нарастающий пожизненный риск возникновения рака при потреблении продукции в течение определённого периода времени.

Картографическая и статистическая обработка данных. Построение карт распределения содержания ОБ и ТМ в донных отложениях осуществляли методом интерполяции kriging (кригинг) в пакете компьютерных программ Surfer (Golden Software). Окончательное оформление картографического материала выполнено в программе QGIS на основе оцифровки растровых топографических карт исследуемой территории, которые находятся в свободном доступе.

Для определения тесноты связи между исследуемыми параметрами использовали коэффициент корреляции Пирсона, оценку трендов линейной аппроксимации и величину достоверности аппроксимации R^2 .

РЕЗУЛЬТАТЫ

Экологическая оценка водной среды. О благополучии природных вод и о количестве в них ОВ позволяют судить показатели содержания растворённого в воде кислорода (далее — РК), а также величины БПК₅, перманганатной окисляемости (далее — ПО) и концентрации $P_{орг}$. Содержание РК зависит от двух групп процессов: одни увеличивают его концентрацию (выделение в процессе фотосинтеза и адсорбция из атмосферы), другие — уменьшают (потребление на окисление органических веществ). По количеству РК делают выводы об интенсивности протекания процессов самоочищения в водоёмах и окисления растворённого ОВ [Христофорова и др., 2015]. Химико-экологический контроль состояния залива Владимира показал достаточное содержание РК в его поверхностных водах и отсутствие районов, имеющих значение ниже летней нормы, 6 мг $O_2 \cdot л^{-1}$ [Приказ Минсельхоза России № 552, 2016]. Среднее значение составило 8,79 мг $O_2 \cdot л^{-1}$, минимальное — 7,22 мг $O_2 \cdot л^{-1}$ (табл. 2).

Таблица 2. Гидрохимические показатели и трофический статус поверхностных вод залива Владимира (среднее $\pm SD$)

Table 2. Hydrochemical parameters and trophic status of the Vladimir Bay surface waters (mean $\pm SD$)

Ст.	Температура, °С	РК, мг $O_2 \cdot л^{-1}$	БПК ₅ , мг $O_2 \cdot л^{-1}$	ПО, мг $O \cdot л^{-1}$	$P_{мин}$, мкг $\cdot л^{-1}$	$P_{орг}$, мкг $\cdot л^{-1}$	$P_{общ}$, мкг $\cdot л^{-1}$	Троф. статус
1	+21,4	9,06 \pm 0,04	1,04 \pm 0,05	1,12 \pm 0,02	27,78 \pm 0,36	256,69 \pm 6,72	284,47 \pm 1,89	О
2	+20,5	8,42 \pm 0,07	1,13 \pm 0,05	1,12 \pm 0,07	109,12 \pm 8,64	44,34 \pm 1,16	153,46 \pm 10,03	М
3	+20,7	8,69 \pm 0,22	1,46 \pm 0,05	1,44 \pm 0,28	13,89 \pm 1,44	809,57 \pm 67,76	823,46 \pm 67,76	О
4	+22,2	9,10 \pm 0,18	1,80 \pm 0,11	1,60 \pm 0,07	75,39 \pm 0,19	516,00 \pm 32,89	591,39 \pm 12,05	М
5	+22,3	8,90 \pm 0,07	1,43 \pm 0,06	2,08 \pm 0,04	61,50 \pm 1,49	230,45 \pm 12,81	291,95 \pm 16,30	М
6	+22,1	8,54 \pm 0,28	0,81 \pm 0,29	1,36 \pm 0,18	93,25 \pm 3,80	22,13 \pm 9,52	115,38 \pm 2,50	М
7	+21,2	8,93 \pm 0,11	1,37 \pm 0,16	1,76 \pm 0,09	23,81 \pm 6,46	5,09 \pm 0,06	28,09 \pm 1,09	О
8	+21,0	8,98 \pm 0,08	1,51 \pm 0,23	3,52 \pm 0,22	43,65 \pm 6,08	87,36 \pm 14,81	131,01 \pm 5,95	О
9	+21,4	9,23 \pm 0,12	1,27 \pm 0,12	1,92 \pm 0,10	53,57 \pm 9,94	489,17 \pm 21,27	542,74 \pm 22,76	М
10	+20,8	8,84 \pm 0,14	1,46 \pm 0,10	0,16 \pm 0,10	51,58 \pm 8,56	71,94 \pm 10,24	123,52 \pm 10,19	М
11	+19,0	9,19 \pm 0,16	2,24 \pm 0,11	3,36 \pm 0,15	69,44 \pm 13,25	42,85 \pm 7,63	112,29 \pm 5,62	М
12	+19,0	9,26 \pm 0,35	1,38 \pm 0,2	1,36 \pm 0,14	71,42 \pm 5,53	190,59 \pm 12,6	262,01 \pm 12,24	М
13	+21,0	8,77 \pm 0,40	1,32 \pm 0,11	3,60 \pm 0,51	39,68 \pm 5,01	8,98 \pm 0,11	48,66 \pm 5,12	О

Продолжение на следующей странице...

Ст.	Температура, °С	РК, мг О ₂ ·л ⁻¹	БПК ₅ , мг О ₂ ·л ⁻¹	ПО, мг О·л ⁻¹	Р _{мин} , мкг·л ⁻¹	Р _{орг} , мкг·л ⁻¹	Р _{общ} , мкг·л ⁻¹	Троф. статус
14	+19,9	7,22 ± 0,26	0,34 ± 0,02	2,24 ± 0,09	41,66 ± 4,01	194,15 ± 13,44	235,81 ± 17,65	О
15	+19,8	8,82 ± 0,15	1,02 ± 0,19	1,28 ± 0,26	63,49 ± 11,13	45,06 ± 16,96	108,55 ± 23,11	М
16	+20,2	8,48 ± 0,44	2,71 ± 0,20	2,88 ± 0,15	21,82 ± 2,01	15,61 ± 3,18	36,98 ± 4,80	О
17	+19,1	8,50 ± 0,34	3,90 ± 0,43	2,56 ± 0,08	31,74 ± 5,37	192,84 ± 17,95	224,58 ± 14,82	О

Примечание: М — мезотрофный; О — олиготрофный. Жирным выделены значения концентрации минеральных соединений фосфора для станций мезотрофного статуса.

Note: M, mesotrophic; O, oligotrophic. The values of the concentration of mineral phosphorus compounds for the stations with mesotrophic status are highlighted in bold.

БПК₅ свидетельствует о наличии в воде легкоокисляемой органики, чаще всего являющейся продуктами жизнедеятельности гидробионтов либо поступающей с коммунально-бытовыми стоками. Уровни БПК₅ на большинстве станций соответствовали норме, 2,1 мг О₂·л⁻¹ [Приказ Минсельхоза России № 552, 2016], изменяясь в диапазоне от 0,34 до 1,80 мг О₂·л⁻¹. Лишь на трёх станциях (ст. 11, 16 и 17) значения биохимического потребления кислорода превышали норматив и составляли 2,24; 2,71 и 3,90 мг О₂·л⁻¹ соответственно.

ПО отражает содержание в воде трудноокисляемых веществ (продукты распада отмерших организмов, а также поступающие с поверхностным смывом и со стоками масла, мазут и другие углеводороды). Для наиболее чистых вод значения ПО, как правило, не превышают 3–5 мг О·л⁻¹ и могут варьировать в зависимости от сезона [Христофорова и др., 2015]. ПО изменялась в диапазоне от 0,16 до 3,60 мг О·л⁻¹, достигая максимума на ст. 13. Для рыбохозяйственных водоёмов в настоящее время величина ПО не нормирована.

Фосфор является одним из элементов, определяющих продуктивность природных вод. Концентрация его органических (Р_{орг}) и минеральных (Р_{мин}) соединений — важная составляющая баланса ОВ в водной среде. Летние значения суммарных концентраций соединений фосфора (Р_{общ}) в период исследований были высокими. На 50 % обследованных станций они превышали 200 мкг·л⁻¹. Вклад органических и минеральных форм фосфора в суммарное его содержание различен: для 8 станций, на которых выявлены значения Р_{общ}, превышающие 200 мкг·л⁻¹, характерно преобладание его органических соединений с концентрациями свыше 100 мкг·л⁻¹. Максимум в 809,57 мкг·л⁻¹ зарегистрирован в бухте Южная, на ст. 6. Согласно нормативам качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения [Приказ Минсельхоза России № 552, 2016], по концентрации фосфат-ионов (Р_{мин}) можно судить о трофическом статусе: до 50 мкг·л⁻¹ фосфатов содержится в олиготрофных водах; 50–150 мкг·л⁻¹ — в мезотрофных (в табл. 2 выделены жирным); свыше 200 мкг·л⁻¹ — в эвтрофных. Эвтрофных значений не обнаружено; соотношение станций олиготрофного и мезотрофного статуса — приблизительно 1 : 1 (см. табл. 2).

КГМ — микробиологический показатель общего уровня ОВ в водной среде, который свидетельствует о качестве вод морской экосистемы, позволяет ранжировать уровень содержания органики в среде и классифицировать загрязнение. Согласно шкале сапробности, воды с численностью КГМ до 10³ кл·мл⁻¹ относятся к олигосапробным; до 10⁵ кл·мл⁻¹ — к мезосапробным (с подразделением на категории более мелкого ранга); с численностью 10⁶ кл·мл⁻¹ и выше — к полисапробным [Общая и санитарная микробиология, 2004]. Эколого-бактериологическая оценка поверхностных вод выявила равномерное распределение численности КГМ на уровне 10³ КОЕ·мл⁻¹

в поверхностном слое (табл. 3), что позволяет характеризовать воды как α -мезосапробные, то есть обогащённые ОВ. Контрольная точка за пределами залива показала такой же уровень гетеротрофных бактерий.

Таблица 3. Распределение численности колониеобразующих гетеротрофных организмов (КГМ) в поверхностных водах залива Владимира

Table 3. Abundance of colony-forming heterotrophic microorganisms (КГМ) in the Vladimir Bay surface waters

Станция	2	4	5	8	11	12	13	14	Контроль (К)
КГМ ($\times 10^3$ КОЕ.мл $^{-1}$)	1,5	5,3	7,2	1,2	1,5	5,2	3,8	7,3	4,5

Органическое вещество в донных отложениях. Содержание органического углерода ($C_{орг}$) в мягких грунтах варьировало от 0,11 до 3,64 % на 100 г сухой массы пробы. Минимальные значения отмечены в галечниках (псефит мелкогалечный) и песках (псаммит мелкий) наиболее мелководных станций (глубина 3–5 м), максимальные — в илах (алевролиты) на глубине 10, 15, 20, 25 м (рис. 2, табл. 4, 5).

Пространственное распределение значений $C_{орг}$ в поверхностном слое донных осадков залива имеет характерное проявление и обусловлено совокупностью факторов: удалённостью от береговой линии, рельефом дна, интенсивностью гидродинамики и седиментогенеза, гранулометрическим составом донных осадков. Максимумы приурочены к центральным частям бухт Северная и Южная и к кутовой части бухты Средняя, то есть к зонам аккумуляции с преобладанием алевролитовых фракций и с наименьшей динамикой воды, в которых происходит активная седиментация как мелких остатков организмов, так и взвешенного и растворённого в воде ОВ.

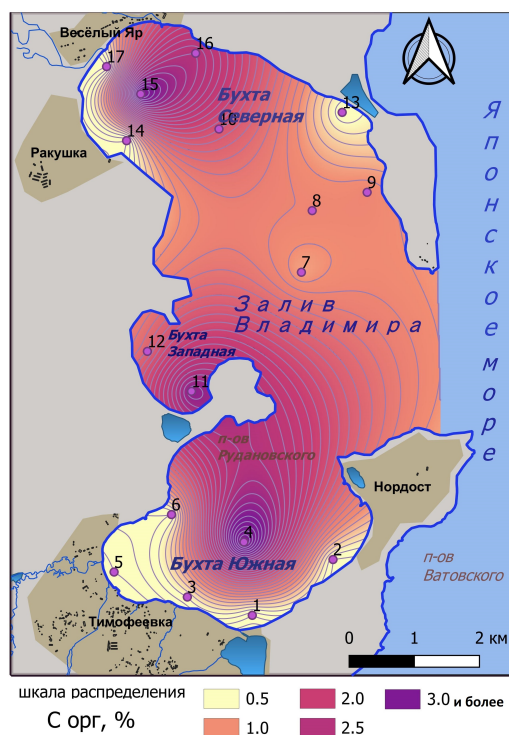


Рис. 2. Карта распределения содержания органического углерода ($C_{орг}$) в донных отложениях залива Владимира

Fig. 2. Map of organic carbon ($C_{орг}$) distribution in the Vladimir Bay bottom sediments

Таблица 4. Гранулометрический состав донных отложений залива Владимира (исключая илистые фракции)**Table 4.** Granulometric composition of the Vladimir Bay bottom sediments (excluding silt fractions)

Ст.	Глубина, м	Содержание фракций грунта (мм), %								Тип грунта
		> 10	10–5	5–2	2–1	1–0,5	0,5–0,25	0,25–0,1	< 0,1	
1	3	0	0,5	0,5	0,3	0,6	21	67,3	8,9	Псаммит мелкий
2	3	0	0	0,7	0,7	0,5	38,3	59,7	0,1	Псаммит мелкий
3	3	0	0	2,1	2,8	3,3	24,1	50,8	16,1	Псаммит мелкий
5	4	0	0	3,7	5,7	5,7	26,5	55,5	2,9	Псаммит мелкий
6	6	0	0	2,5	12,3	17,3	39,5	26,6	1,8	Псаммит крупный
8	27	0	0	0,9	0,6	1,3	17,8	75	3,7	Псаммит мелкий
9	5	0	0	0,8	1,2	3	24,7	66,5	3	Псаммит мелкий
10	20	39,8	2,1	4,4	5,9	5,1	14,3	26,1	2,3	Псефит мелкогалечный
13	5	0	0	1,6	1,8	1,6	4	83,3	6,8	Псаммит мелкий
14	5	68,5	0	4,6	8	6,5	8,1	2,8	1,5	Псефит мелкогалечный
17	5	0	0	0,6	4,3	8,8	23,8	56,9	4,8	Псаммит мелкий

Таблица 5. Гранулометрический состав илистых фракций донных отложений залива Владимира**Table 5.** Granulometric composition of silt fractions of the Vladimir Bay bottom sediments

Ст.	Глубина, м	Содержание фракций грунта (мм), %						Сумма частиц		Тип грунта
		1,00–0,25	0,25–0,05	0,05–0,01	0,01–0,005	0,005–0,001	< 0,001	< 0,01	> 0,01	
4	21	1	36	30	18	4	11	33	67	Алеврит пелитовый
7	24	30	43	11	4	7	5	16	84	Псаммит мелкий
11	5	1	12	50	18	10	9	37	63	Алеврит псаммитовый
12	10	1	66	20	7	2	4	13	87	Алеврит псаммитовый
15	18	1	15	59	13	7	5	25	75	Алеврит пелитовый
16	7	1	28	61	3	2	5	10	90	Алеврит псаммитовый

Характеристики макробентоса. Идентифицированы 15 таксонов макробентоса наивысшего ранга — 11 типов морских животных (Porifera, Cnidaria, Nemertea, Annelida, Sipuncula, Arthropoda, Mollusca, Brachiopoda, Bryozoa, Echinodermata и Chordata) и 4 отдела растений (Rhodophyta, Ochrophyta, Chlorophyta и Tracheophyta). Общее видовое богатство макробентоса сублиторали залива Владимира — не менее 63 видов (45 видов беспозвоночных и 18 видов растений). Наибольшее видовое богатство отмечено в классах Florideophyceae, Gastropoda, Bivalvia, Malacostraca, Polychaeta, Phaeophyceae и Asteroidea.

Средняя биомасса макробентоса на станциях варьировала от 40,7 до 2442,3 г·м⁻². Минимальное значение выявлено на ст. 4, в центральной части бухты Южная, где обнаружены один вид двустворчатых моллюсков и один вид полихет. На 30 % станций средняя биомасса достигала 500 г·м⁻², остальные характеризовались высокими значениями (от 500 г·м⁻² до максимальных). Таким образом, общий фон значений биомассы можно назвать выравненно высоким. Средние значения биомассы для залива Владимира сходны с таковыми залива Восток (табл. 6).

К доминирующим видам макрозообентоса со средней биомассой на станции более 100 г·м⁻² относятся типичные виды Японского моря: морской ёж *S. intermedius* (частота встречаемости — 44 %); морская звезда *Asterina pectinifera* (Muller & Troschel, 1842) (36 %);

двустворчатые моллюски *Mizuhopecten yessoensis* (Jay, 1857) (12 %), *Crenomytilus grayanus* (Dunker, 1853) (8 %) и *Pododesmus macrochisma* (Deshayes, 1839) (4 %); голотурия *Cicutaria japonica* Semper, 1868 (4 %). В макрофитобентосе доминируют бурые водоросли *Desmarestia viridis* (O. F. Müller) J. V. Lamouroux, 1813 (24 %), *Costaria costata* (C. Agardh) De A. Saunders, 1895 (16 %) и *Saccharina japonica* (Areschoug) C. E. Lane, C. Mayes, L. D. Druehl & G. W. Saunders, 2006 (12 %), а также морские травы *Zostera marina* Linnaeus, 1753 (16 %) и *Phyllospadix iwatensis* Makino, 1931 (12 %).

Таблица 6. Значения средней биомассы и плотности поселения макробентоса в разных акваториях морского побережья Приморского края

Table 6. The values of mean biomass and abundance of macrobenthos in different water areas off the Primorsky Krai marine coast

Район	Средняя биомасса \pm SD, г·м ⁻²	Средняя плотность поселения \pm SD, экз·м ⁻²
Бухта Удобная	4523,9 \pm 9324,2	108,5 \pm 90,3
Бухта Киевка	1634,9 \pm 954,5	159,1 \pm 124,6
Бухта Рудная	1173,5 \pm 1268,6	77,0 \pm 54,4
Залив Находка (исключая бухту Находка)	1014,9 \pm 825,2	250,6 \pm 365,4
Залив Восток	864,5 \pm 662,0	170,2 \pm 762,0
Залив Владимира	841,2 \pm 583,0	57,4 \pm 12,3
Бухта Троицы	473,7 \pm 627,1	93,7 \pm 80,4
Бухта Золотой Рог	204,2 \pm 50,1	115,0 \pm 4,9

Примечание: SD — среднее отклонение. Данные по всем акваториям, кроме залива Владимира, приведены по [Гальшева и др., 2018].

Note: SD is standard deviation. The data on all the water areas, except for the Vladimir Bay, are given according to [Galysheva et al., 2018].

Тяжёлые металлы в среде. Уровень содержания ТМ в поверхностных водах определён по численности металлрезистентных микроорганизмов, которые в силу своей исключительной специфичности позволяют довольно точно оценить загрязнение среды этими элементами [Безвербная и др., 2003; Калитина и др., 2015]. В целом наименее распространённой группой оказались свинецрезистентные бактерии (выявлены всего на двух станциях); наиболее распространённой эколого-трофической группой, присутствовавшей на всех станциях в высокой концентрации (от 10² до 10³ КОЕ·мл⁻¹), были бактерии, устойчивые к Cd (табл. 7).

Интересно, что Cu- и Zn-резистентные микроорганизмы также были обнаружены почти на всех станциях и формировали общий фон с более низкой концентрацией клеток. Однако на контрольной станции за пределами залива численность Zn-резистентных бактерий была на два порядка выше. В целом в микробных сообществах поверхностных вод залива Владимира на большинстве станций одновременно обнаружены бактерии, резистентные к нескольким металлам. Менее всего распространены Pb-, Ni- и Co-резистентные бактерии.

При оценке экологического состояния донных отложений рекомендовано изучать общее валовое содержание, а также концентрацию кислоторастворимых (условно валовых) и подвижных форм ТМ. В зависимости от определяемой формы ТМ для оценки загрязнения используют сравнение с кларковым содержанием элемента в земной коре, либо с ПДК и ОДК (ориентировочно допустимая концентрация), принятыми для почв, либо с фоном. Нами установлены валовые концентрации, соотнесённые с кларковым содержанием элемента в земной коре [Виноградов, 1962] и с фоновыми концентрациями для залива Петра Великого [Шулькин, 2004].

Таблица 7. Распределение численности металлрезистентных микроорганизмов (КОЕ·мл⁻¹) в поверхностных водах залива Владимира (среднее ± SD)**Table 7.** Distribution of the abundance of heavy metal resistant microorganisms (CFU·mL⁻¹) in the Vladimir Bay surface waters (mean ± SD)

Ст.	Эколого-трофические группы микроорганизмов					
	Cu	Cd	Ni	Co	Zn	Pb
2	(7,0 ± 0,09) × 10 ²	(1,8 ± 0,1) × 10 ²	(1,2 ± 0,28) × 10 ²	0	(2,0 ± 0,12) × 10	(5,0 ± 0,1) × 10 ²
4	(2,4 ± 0,09) × 10 ³	(1,8 ± 0,17) × 10 ³	(2,0 ± 0,1) × 10 ²	0	(5,0 ± 0,2) × 10	(2,0 ± 0,02) × 10
5	(1,02 ± 0,12) × 10 ³	(2,08 ± 0,1) × 10 ³	0	(8,2 ± 0,06) × 10 ²	(2,0 ± 0,02) × 10	0
8	(1,08 ± 0,08) × 10	(1,0 ± 0,03) × 10 ²	0	0	0	0
11	(1,0 ± 0,28) × 10 ²	(1,7 ± 0,02) × 10 ²	(2,3 ± 0,1) × 10 ²	(4,0 ± 0,2) × 10 ²	(2,0 ± 0,04) × 10	0
12	(1,1 ± 0,1) × 10 ²	(9,0 ± 0,1) × 10 ²	(2,0 ± 0,1) × 10 ²	(1,0 ± 0,31) × 10 ³	(1,2 ± 0,05) × 10	0
13	0	(1,0 ± 0,2) × 10 ²	(6,0 ± 0,3) × 10	0	(2,0 ± 0,02) × 10	0
14	(3,5 ± 0,3) × 10 ²	(1,8 ± 0,12) × 10 ³	0	(1,8 ± 0,2) × 10 ²	0	0
К	(1,6 ± 0,3) × 10 ²	(9,0 ± 0,2) × 10 ²	0	(2,0 ± 0,08) × 10	(1,1 ± 0,3) × 10 ²	0

Концентрации рассматриваемых соединений (Cd, Ni, Pb, Cu, Zn, Fe и Cr) варьировали в неодинаковых диапазонах. Так, кратность разницы между максимальным и минимальным значением составила от 1,9 до 70,3, что свидетельствовало о наиболее выравненном фоне донных концентраций Cr и о максимально изменяющемся фоне для Cu (табл. 8). Для Pb, Fe и Zn отношение max/min составило 3,6; 4,6 и 6,7 раза. Более чем 13-кратно варьирует ряд значений содержания в донных осадках Ni. Максимальные концентрации соединений ТМ в донных отложениях были следующими: Cd — 0,75 мкг·г⁻¹; Ni — 33,0; Pb — 10,9; Cu — 21,1; Zn — 115,3; Fe — 17 437; Cr — 16,26 мкг·г⁻¹.

Практически для всех элементов валовое содержание ТМ в донных отложениях было ниже кларкового значения. Исключением стал Cd: для него превышение кларковых значений отмечено на многих станциях. Максимальные концентрации Cd пришлось на станции с наибольшими значениями $S_{орг}$. Для некоторых станций отмечено превышение кларкового значения Zn, при этом максимумы также связаны с повышенными концентрациями ОВ в донных осадках и с преобладанием тонкоилистой фракции, что, вероятно, способствует накоплению этих элементов из водной среды и сосредоточению в аккумулятивных зонах залива. Для всех обследованных станций в ряду концентраций доминируют железо и цинк, а содержание кадмия минимально всегда (по отношению к концентрации других металлов). Общий ряд убывания значений концентраций ТМ в донных осадках выглядит следующим образом: Fe > Zn > Cu > Cr > Pb > Ni > Cd. На нескольких станциях в этом ряду Cr и Pb «менялись местами», в остальном картина ряда убывания повторялась. При сравнении полученных нами данных с рядом убывания кларков этих элементов, Fe > Zn > Cr > Ni > Cu > Pb > Cd [Виноградов, 1962], видно, что позиции железа, цинка и кадмия совпадают в двух рядах.

Пространственное распределение ТМ по поверхности дна залива Владимира характеризуется четырьмя типами. «Однополярное» выявлено для Ni и имеет одну область максимальных значений — на выходе из бухты Северная, на глубине 25 м (рис. 3). «Двуполярное» распределение имеет два поля максимальных концентраций и определено для Pb, Cr и Cu. «Триполярное» характерно для наиболее распространённых металлов — Zn и Fe; их содержание максимально в зонах наиболее выраженного седиментогенеза. «Векторное» распределение выявлено для Cd, оно характеризуется явным градиентом уменьшения его концентрации в донных осадках в направлении от берега вглубь практически во всех районах залива.

Таблица 8. Концентрации тяжёлых металлов ($\mu\text{кг}\cdot\text{г}^{-1}$) в донных отложениях залива Владимира (среднее \pm SD)

Table 8. Concentrations of heavy metals ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) in the Vladimir Bay bottom sediments (mean \pm SD)

Станция	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	Fe	Cr
1	0,75 \pm 0,08	2,5 \pm 0,1	3,0 \pm 0,2	10,9 \pm 0,1	26,7 \pm 0,5	4681 \pm 154	7,45 \pm 0,11
2	0,00	2,5 \pm 0,2	3,4 \pm 0,2	10,2 \pm 4,0	34,9 \pm 1,0	6893 \pm 2579	7,80 \pm 0,04
3	0,45 \pm 0,03	3,8 \pm 0,2	7,5 \pm 0,2	10,3 \pm 0,1	74,5 \pm 0,4	13 168 \pm 151	4,43 \pm 0,38
4	0,69 \pm 0,03	3,7 \pm 0,4	8,3 \pm 0,1	9,4 \pm 0,1	115,3 \pm 8,7	17 437 \pm 169	16,26 \pm 0,11
5	0,35 \pm 0,01	3,8 \pm 0,2	7,4 \pm 0,1	10,1 \pm 0,2	61,6 \pm 0,4	14 952 \pm 138	2,74 \pm 0,67
6	0,19 \pm 0,01	3,2 \pm 0,1	4,5 \pm 0,1	12,7 \pm 1,4	45,6 \pm 0,8	6721 \pm 19	2,04 \pm 0,13
7	0,00	2,9 \pm 0,1	4,1 \pm 0,1	2,0 \pm 0,1	30,3 \pm 0,1	10 571 \pm 165	12,00 \pm 0,27
8	0,42 \pm 0,03	33,0 \pm 0,7	9,2 \pm 0,1	16,2 \pm 0,1	97,4 \pm 0,2	14 708 \pm 77	9,00 \pm 0,44
9	0,26 \pm 0,01	2,8 \pm 0,1	6,3 \pm 0,1	5,8 \pm 0,1	35,8 \pm 0,2	7085 \pm 34	3,32 \pm 0,20
10	0,11 \pm 0,01	4,6 \pm 0,1	8,5 \pm 0,1	1,6 \pm 0,1	17,3 \pm 0,1	4289 \pm 4	11,19 \pm 0,07
11	0,73 \pm 0,01	2,6 \pm 0,1	3,2 \pm 0,1	10,8 \pm 0,1	35,7 \pm 0,1	5533 \pm 19	5,59 \pm 0,11
12	0,72 \pm 0,01	2,7 \pm 0,2	3,3 \pm 0,1	11,2 \pm 0,1	36,3 \pm 0,1	5609 \pm 3	5,91 \pm 0,09
13	0,35 \pm 0,01	3,4 \pm 0,1	7,1 \pm 0,2	21,1 \pm 0,4	28,5 \pm 0,1	6262 \pm 8	2,04 \pm 0,04
14	0,64 \pm 0,01	2,8 \pm 0,1	3,4 \pm 0,1	10,7 \pm 0,1	65,3 \pm 0,1	11 622 \pm 216	6,63 \pm 0,07
15	0,44 \pm 0,01	5,0 \pm 0,1	10,9 \pm 0,1	18,5 \pm 0,1	113,6 \pm 0,5	12 378 \pm 12	13,46 \pm 0,07
16	0,06 \pm 0,01	3,2 \pm 0,1	3,1 \pm 0,2	1,4 \pm 0,2	22,5 \pm 0,1	3781 \pm 32	0,66 \pm 0,07
17	0,19 \pm 0,01	3,4 \pm 0,1	5,8 \pm 0,2	0,3 \pm 0,1	39,2 \pm 0,1	11 052 \pm 43	2,68 \pm 0,07
Мах/мин	13,6	13,2	3,6	70,3	6,7	4,6	24,64
Кларк	0,13	58	16	47	83	46 500	83
Фон _{пески}	0,1 \pm 0,05	15 \pm 3	20 \pm 5	8 \pm 2	30 \pm 7	–	–
Фон _{алевропелиты}	0,2 \pm 0,1	45 \pm 5	35 \pm 5	2 \pm 3	100 \pm 10	–	–

Примечание: кларк — кларковое содержание по [Виноградов, 1962]; фон — фоновые концентрации металлов в прибрежных донных осадках северо-западной части Японского моря [Шулькин, 2004]. Жирным выделены максимальные концентрации соединений тяжёлых металлов.

Note: *кларк* is clarke content according to [Vinogradov, 1962]; *фон* is background concentrations of metals in the coastal bottom sediments of the northwestern Sea of Japan [Shulkin, 2004]. Maximum concentrations of heavy metal compounds are highlighted in bold.

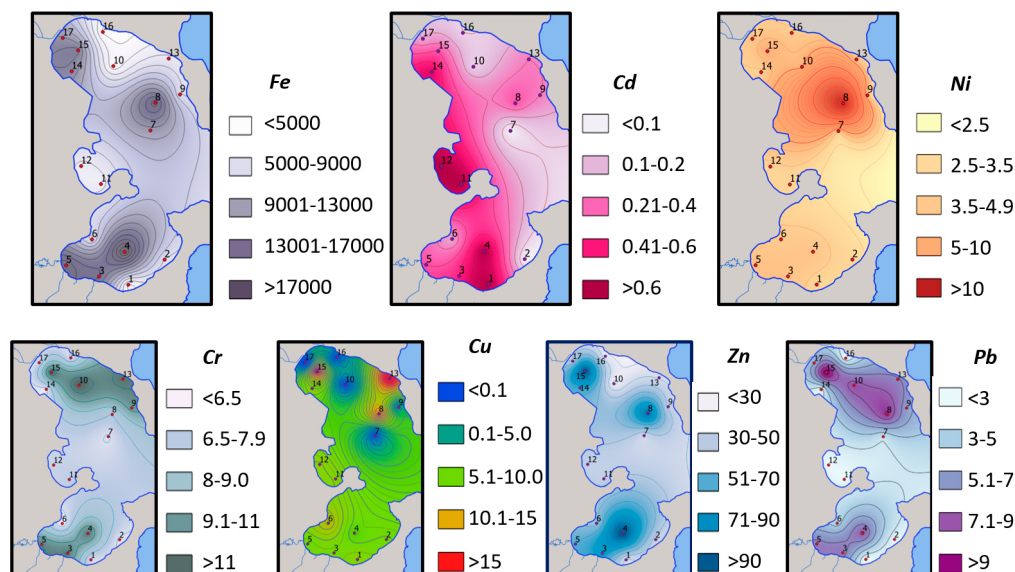


Рис. 3. Карты распределения концентраций тяжёлых металлов ($\mu\text{кг}\cdot\text{г}^{-1}$) в донных осадках залива Владимира (цифры на картах — номера станций)

Fig. 3. Maps of the distribution of heavy metal concentrations ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) in the Vladimir Bay bottom sediments (the stations are indicated on the maps with numbers)

Тяжёлые металлы в гонадах морских ежей. В гонадах *S. intermedius* определены концентрации тех же, что и в донных отложениях, шести ТМ (за исключением Fe). Диапазон изменения концентраций составил ($\mu\text{кг}\cdot\text{г}^{-1}$ сухой массы): Pb — 2,36–13,46; Cd — 0,22–0,62; Cu — 3,05–5,12; Cr — 1,34–2,32; Ni — 0,89–4,65; Zn — 32,51–118,94. Он варьировал в более узких пределах, чем диапазон для донных отложений. Максимальная вариабельность (5,70 раза) выявлена в ряду содержания Pb (табл. 9). Среди всех ТМ наибольшие концентрации характерны для цинка, наименьшие — для кадмия. Никель, медь, свинец и хром занимают промежуточное положение, сменяя друг друга в ряду убывания содержания на разных станциях. Порядок убывания концентраций в среднем формирует следующий ряд: Zn > Pb > Cu > Ni > Cr > Cd.

Таблица 9. Концентрации тяжёлых металлов в гонадах морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* ($\mu\text{кг}\cdot\text{г}^{-1}$ сухого веса) из залива Владимира

Table 9. Heavy metal concentrations in *Strongylocentrotus intermedius* gonads ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dry weight) from the Vladimir Bay

Станция	Металлы					
	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
2	2,36 ± 0,44	0,36 ± 0,02	3,30 ± 0,77	1,58 ± 0,21	2,65 ± 1,20	70,11 ± 16,58
7	3,89 ± 0,85	0,62 ± 0,02	3,21 ± 0,48	2,32 ± 0,31	2,58 ± 0,67	101,83 ± 21,37
10	5,89 ± 2,23	0,51 ± 0,08	3,99 ± 0,49	2,16 ± 0,14	2,05 ± 0,58	118,94 ± 28,67
11	2,82 ± 0,21	0,28 ± 0,03	3,05 ± 0,37	1,38 ± 0,16	4,65 ± 2,21	84,85 ± 15,68
12	3,01 ± 0,21	0,59 ± 0,08	3,58 ± 0,25	1,68 ± 0,11	1,54 ± 0,58	92,41 ± 15,81
14	13,46 ± 1,19	0,22 ± 0,03	5,12 ± 0,06	1,34 ± 0,47	0,89 ± 0,71	32,51 ± 21,47
Max/min	5,70	2,81	1,68	1,73	5,22	3,66

Примечание: приведены средние по результатам трёх повторностей значения и SD. Жирным выделены максимальные значения.

Note: the mean values based on the results of three replicates and SD are given. Maximum values are highlighted in bold.

ОБСУЖДЕНИЕ

Кислородный режим залива Владимира (РК и БПК₅) в целом в норме, зоны гипоксии отсутствуют. Тем не менее в кутовых частях бухт Средняя и Северная выявлены районы с высоким уровнем БПК₅, определяющим интенсивное потребление РК на окисление легкоразлагаемого ОВ. След от трудноразлагаемого ОВ (в том числе бытовых стоков посёлков, содержащих синтетические поверхностно-активные вещества и другие соединения), судя по показателям ПО, несущественен.

Показатели содержания органических форм фосфора довольно высоки и достигают максимума, 809,57 мкг·л⁻¹, в бухте Южная, близ посёлка Тимофеевка. Однако концентрации минеральных соединений фосфора (P_{мин}), по которым классифицируют трофический статус, в целом характеризуют воды залива Владимира в летний период как мезотрофные. Выравненное распределение КГМ в поверхностных водах на уровне 10³ КОЕ·мл⁻¹ (включая контрольную станцию за пределами залива) свидетельствует об α-мезосапробном уровне ОВ [Общая и санитарная микробиология, 2004]. Соотнесение микробиологических данных со шкалой трофности указывает на соответствие вод уровню олигомезотрофных, что совпадает с нашей прямой химической оценкой. Таким образом, водная масса залива в летний период имеет мезотрофный уровень ОВ, достаточный для поддержания обилия организмов формирующихся в ней биоценозов, и успешно «утилизует» поступающее ОВ естественного и бытового происхождения. Влияние населённых пунктов и прибрежной полосы в целом на формирование условий эвтрофирования несущественно.

Содержание органического углерода в мягких грунтах достигало 3,64 % сухой массы пробы. В ряду максимальных значений C_{орг}, полученных для разных акваторий морской прибрежной зоны Приморского края [Гальшева, 2010], залив Владимира находится между заливом Находка (исключая бухту Находка) и заливом Амурский (рис. 4).

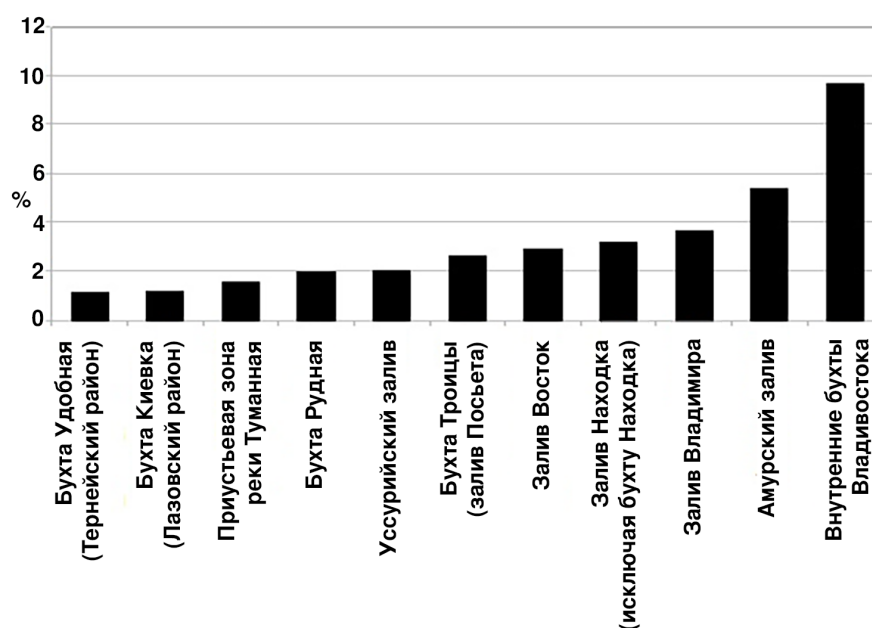


Рис. 4. Ряд максимальных значений содержания органического углерода (C_{орг}) (% на 100 г сухой массы пробы), обнаруженных в донных отложениях морской прибрежной зоны Приморского края
Fig. 4. Range of the maximum values of organic carbon (C_{орг}) content (% per 100 g of dry sample weight) recorded in the bottom sediments off the Primorsky Krai marine coast

Таким образом, залив Владимира можно причислить к морским акваториям с относительно высоким содержанием ОБ в мягких грунтах, что указывает на выраженность процессов накопления ОБ в экосистеме залива даже при условиях олигомезотрофного уровня морских вод. Причины формирования условий накопления ОБ в среде залива Владимира носят естественный характер, поскольку антропогенное воздействие на него (относительно воздействия на заливы Находка и Амурский) слабое.

Металлрезистентные микроорганизмы являются частью гетеротрофов, позволяющей оценить уровень и характер техногенного пресса на поверхностные воды залива. Если численность Cd-, Pb-, Co- и Ni-резистентных форм бактерий свидетельствует преимущественно о техногенном воздействии на среду, из которой они высеваются, то численность Cu- и Zn-резистентных форм — о биологическом природном или антропогенном воздействии [Христофорова и др., 2018]. Медь и цинк входят в состав молекул живых организмов и поступают в окружающую среду при разложении продуктов жизнедеятельности или при отмирании самих организмов. Коммунально-бытовые воды, включающие фекальные стоки, также содержат высокие концентрации этих микроэлементов. В целом микробная ассоциация залива Владимира характеризовалась по большей части как Cd-резистентная. При проверке эколого-физиологических свойств колоний, выросших на обогащённом кадмием субстрате, более половины культивируемых гетеротрофных бактерий проявляли высокую степень устойчивости к этому ТМ.

Для перехода от микробиологических данных к экологической оценке степени загрязнённости морской акватории используют шкалу, которая соотносит микробный индекс (долю конкретной металлрезистентной группы в процентах от КГМ) с ПДК тяжёлых металлов для водоёмов рыбохозяйственного значения [Безвербная и др., 2003]. При пересчёте абсолютной численности металлрезистентных групп в формат микробного индекса и при соотнесении его со шкалой оценки степени загрязнённости мы оцениваем относительно ровный фон Cd-резистентных бактерий как сигнализирующий о значительной степени (> 3 ПДК) загрязнения вод залива Владимира кадмием (табл. 10). «Векторное» распределение концентраций Cd в донных отложениях показывает градиент убывания его содержания от берега к центральной части залива, что даёт основания предполагать наличие берегового источника поступления кадмия.

Таблица 10. Оценка экологического состояния поверхностных вод залива Владимира по шкале соотнесения микробного индекса с ПДК тяжёлых металлов для рыбохозяйственных водоёмов

Table 10. Assessment of the ecological state of the Vladimir Bay surface waters on a scale of correlation of the microbial index with the maximum permissible concentration (MPC) for heavy metals in fishery basins

Станция	Cd	Cu	Zn	Pb	Ni	Co
2	▲	Δ	*	*	*	○
4	▲	*	*	○	*	○
5	▲	*	*	○	○	*
8	Δ	○	○	○	○	○
11	▲	○	*	○	Δ	Δ
12	Δ	○	*	○	*	*
13	Δ	○	*	○	*	○
14	▲	○	○	○	○	*
К	Δ	○	*	○	○	○

Примечание: К — контрольная станция за пределами залива. Символами обозначена степень загрязнения: ○ — фоновая (< ПДК); * — незначительная (\approx 1 ПДК); Δ — осязаемая (1–3 ПДК); ▲ — значительная (> 3 ПДК).

Note: K denotes the control station outside the bay. The symbols indicate the degree of pollution: ○, background (< MPC); *, insignificant (\approx 1 MPC); Δ, tangible (1–3 MPC); ▲, significant (> 3 MPC).

В результате корреляционного анализа связи ОБ в донных отложениях залива с концентрациями ТМ, гранулометрической характеристикой и глубиной залегания грунта подтверждены известные зависимости увеличения содержания органики с нарастанием доли наиболее мелких фракций и стабилизации условий гидродинамики, связанных с глубиной (рис. 5) [Романкевич и др., 2009]. Положительная корреляция увеличения содержания ТМ в связи с ростом концентрации $C_{\text{орг}}$ в донных отложениях (при невысоких значениях коэффициента Пирсона) выявлена в отношении четырёх элементов — Zn, Cd, Cr и Pb. Данные по концентрации Cu, Fe и Ni не показывают корреляционной связи со значениями содержания ОБ. Таким образом, только в отношении четырёх из семи микроэлементов можно предполагать влияние накопленной концентрации ОБ как возможного фактора связывания и депонирования в состав донных отложений.

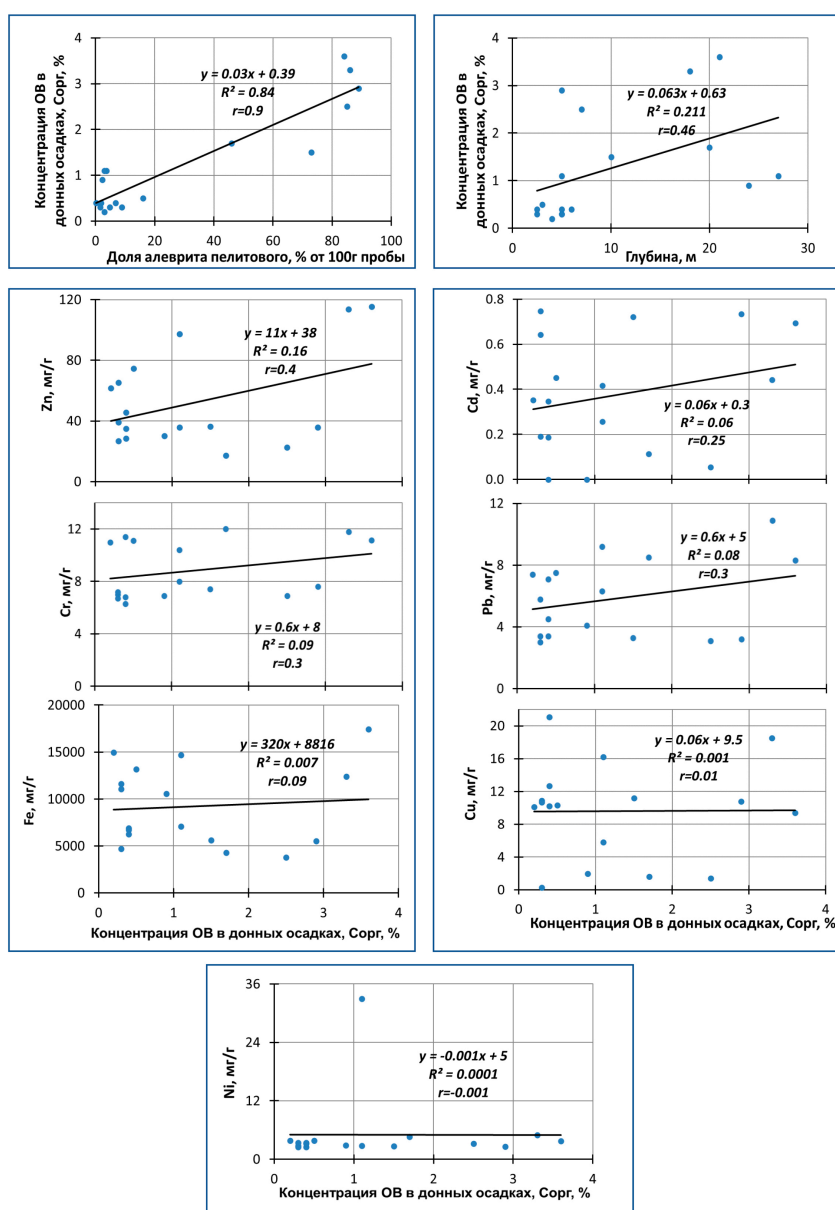


Рис. 5. Корреляционный анализ связи органического вещества (ОБ) в донных отложениях залива Владимира с концентрациями тяжёлых металлов, гранулометрической характеристикой и глубиной залегания грунта (R^2 — коэффициент детерминации; r — коэффициент корреляции Пирсона)

Fig. 5. Correlation analysis of the relationship of organic matter (OB) in the Vladimir Bay bottom sediments with heavy metal concentrations, grain-size characteristics, and depth of sediments (R^2 , the coefficient of determination; r , the Pearson correlation coefficient)

Значения фактора загрязнения C_f (табл. 11) ранжированы следующим образом (по уровням загрязнения): $C_f < 1$ — низкое; $1 \leq C_f < 3$ — среднее; $3 \leq C_f < 6$ — высокое; $C_f \geq 6$ — очень высокое [Ващенко и др., 2010; Hakanson, 1980]. Донные осадки залива Владимира имеют низкий уровень загрязнения Pb и Ni (лишь одно значение на ст. 8 для Ni > 1). Интересно, что для данной локации характерен и высокий уровень загрязнения Zn, для остальных же загрязнение этим соединением характеризуется как среднее (10 станций) и низкое (6 станций). Донные отложения наиболее загрязнены Cd и Cu: высокое и очень высокое загрязнение Cd и Cu выявлено для ст. 9 и 4 соответственно. Отметим, что для ст. 4, 12 и 15, расположенных в центральных частях бухт Северная и Южная, а также в кутовой части бухты Средняя, где идёт активное накопление ОБ, характерны и высокие уровни загрязнения Cd и Cu. Для Zn и Ni подобной связи не выявлено.

Таблица 11. Оценка экологического состояния донных отложений залива Владимира по величинам индексов загрязнения и экологического риска

Table 11. Assessment of the ecological state of the Vladimir Bay bottom sediments by the values of the contamination factor, the degree of contamination, and the sediment quality guideline quotient

Станция	C_f					C_d	SQG-Q
	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn		
1	7,47	0,17	0,15	1,36	0,89	10,04	0,29
2	0,00	0,17	0,17	1,28	1,16	2,78	0,24
3	4,52	0,25	0,38	1,29	2,48	8,92	0,31
4	3,47	0,08	0,24	4,70	1,15	9,64	0,33
5	3,52	0,25	0,37	1,26	2,05	7,46	0,29
6	1,86	0,21	0,23	1,59	1,52	5,41	0,31
7	0,00	0,19	0,21	0,25	1,01	1,66	0,08
8	4,16	2,20	0,46	2,03	3,25	12,09	0,53
9	2,56	0,19	0,32	0,73	1,19	4,98	0,17
10	1,13	0,31	0,43	0,20	0,58	2,64	0,08
11	3,67	0,06	0,09	5,40	0,36	9,58	0,29
12	3,61	0,06	0,09	5,60	0,36	9,73	0,30
13	3,46	0,23	0,36	2,64	0,95	7,63	0,48
14	6,43	0,19	0,17	1,34	2,18	10,30	0,31
15	2,22	0,11	0,31	9,25	1,14	13,02	0,51
16	0,28	0,07	0,09	0,70	0,23	1,36	0,06
17	1,91	0,23	0,29	0,04	1,31	3,77	0,06

Повышенная концентрация ОБ в грунтах, характерная для тонкодисперсных фракций, обуславливает понижение содержания неорганического углерода и водородного показателя и, как следствие, изменение окислительно-восстановительного потенциала донных осадков. Уменьшение значений pH усиливает миграционную способность включённых в состав осадков элементов и является фактором риска вторичного загрязнения при аккумуляции грунтами токсичных элементов и их соединений. Таким образом, по величинам микробного индекса и C_f также можно предположить, что Cd поступает в воду залива от береговых источников и депонируется в донных отложениях. Между тем накопление $C_{орг}$ в донных осадках может не только способствовать связыванию ТМ, но и в дальнейшем (при изменении окислительно-восстановительного потенциала самих осадков и при понижении значений pH) вторично высвободить их в водную толщу [Шулькин, 2004].

Значения суммарного коэффициента степени загрязнения осадков C_d (см. табл. 11) ранжированы в соответствии с суммарной величиной C_f для фонового района, равной 6 [Ващенко и др., 2010], следующим образом: $C_d < 6$ — низкая; $6 \leq C_d < 12$ — средняя; $12 \leq C_d < 24$ — высокая; $C_d > 24$ — очень высокая степень загрязнения осадков тяжёлыми металлами. Большинство станций (8 из 17) характеризуется средней степенью загрязнения донных отложений. Высокая загрязнённость зарегистрирована для ст. 8 и 15.

Значения SQG-Q (табл. 11) ранжированы следующим образом [Ващенко и др., 2010; MacDonald et al., 1996]: $SQG-Q \leq 0,1$ — нетоксичные осадки, наименьшая вероятность наблюдения негативных биологических эффектов; $0,1 < SQG-Q < 1$ — умеренно токсичные осадки, средняя вероятность наблюдения негативных биологических эффектов; $SQG-Q > 1$ — сильно токсичные осадки, высокая вероятность наблюдения негативных биологических эффектов. Несмотря на то, что донные отложения залива Владимира загрязнены ТМ, в целом их можно охарактеризовать как умеренно токсичные. Наибольшая потенциальная токсичность отмечена для ст. 8.

В гонадах морского ежа *S. intermedius* в максимальных концентрациях накапливался Zn. В донных отложениях концентрация Zn была также высокой (и на трёх станциях даже превышала кларковые значения). Однако при оценке корреляции пар значений (Zn в грунтах — Zn в гонадах), полученных для каждой станции, выявлена чёткая обратная зависимость с коэффициентом корреляции Пирсона $r = -0,96$ (рис. 6). Другими словами, чем выше была концентрация цинка в гонадах, тем меньшее его содержание отмечено в донных отложениях.

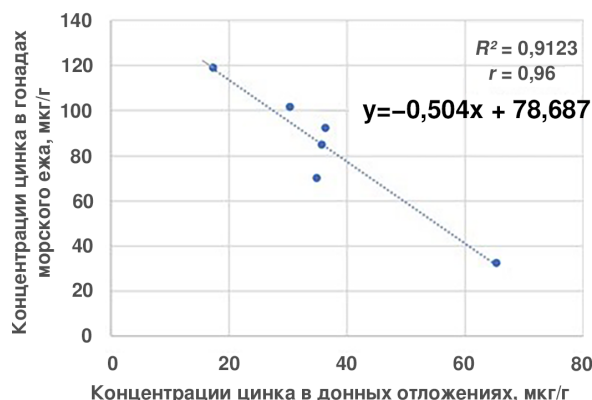


Рис. 6. Корреляционный анализ связи значений концентрации Zn в донных отложениях и в гонадах морского ежа *Strongylocentrotus intermedius*

Fig. 6. Correlation analysis of the relationship of Zn concentration values in the bottom sediments and in gonads of the sea urchin *Strongylocentrotus intermedius*

Из всех форм нахождения металлов в среде живые организмы способны поглощать и усваивать только биодоступные, при этом морские беспозвоночные обладают способностью регулировать поступление цинка в организм [Шулькин, 2004]. Возможно, несмотря на высокие концентрации Zn в донных отложениях, содержание его биодоступной для гидробионтов формы в воде и морских грунтах невысоко; соответственно, последующее алиментарное поглощение морскими ежами также обуславливает его невысокие концентрации в гонадах. Подобная картина была отмечена ранее для митилид из прибрежной части полуострова Муравьёва-Амурского [Шулькин, 2004]. Вероятно, поглощение морскими ежами биодоступной формы Zn происходит из придонных вод при непрерывном пропускании воды через полости тела (как и у всех гидробионтов).

Икра морских ежей является не только ценным пищевым продуктом, но и высокоэффективной лечебно-профилактической добавкой. С учётом этого факта одни из задач экологов — определение соответствия качества икры существующим нормативам и оценка угрозы здоровью при её потреблении в качестве пищи. Технический регламент Таможенного союза «О безопасности пищевой продукции» (ТР ТС 021/2011) нормирует допустимые уровни содержания некоторых токсичных ТМ, приводя величины в $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы. Пересчёт полученных нами значений на сырую массу и сравнение этих результатов (табл. 12) с установленными допустимыми уровнями показали, что содержание Cd и Pb в гонадах морских ежей ни на какой из станций сбора в заливе Владимира не превышает нормируемых предельных значений.

Таблица 12. Концентрации Pb и Cd ($\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ сырой массы) в гонадах морского ежа *Strongylocentrotus intermedius* из залива Владимира (среднее \pm SD)

Table 12. Pb and Cd concentrations ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ wet weight) in gonads of the sea urchin *Strongylocentrotus intermedius* from the Vladimir Bay (mean \pm SD)

Станция	Pb	Cd
2	0,52 \pm 0,09	0,08 \pm 0,00
7	0,86 \pm 0,19	0,14 \pm 0,00
10	1,31 \pm 0,49	0,11 \pm 0,02
11	0,63 \pm 0,05	0,06 \pm 0,01
12	0,67 \pm 0,05	0,13 \pm 0,02
14	2,99 \pm 0,26	0,05 \pm 0,01
ДУ	10,00	2,00

Примечание: ДУ — допустимый уровень (ТР ТС 021/2011).

Note: ДУ denotes a permissible level (Technical Regulation of the Customs Union 021/2011).

Тем не менее выполненная с применением калькулятора ILCR оценка суммарного риска здоровью при непрерывном употреблении в пищу икры морского ежа из залива Владимира в течение летнего сезона указывает на существование опасности возникновения онкологических заболеваний. Значение этого коэффициента с учётом фактических концентраций Cd и Pb в гонадах составило $5,27\cdot 10^{-5}$; между тем допустимая величина, являющаяся критерием безопасности морского продукта, — 10^{-5} .

Выводы:

1. Экосистема залива Владимира с относительно высоким уровнем органического вещества в летний период успешно «утилизует» органику естественного и бытового происхождения. Влияние населённых пунктов и прибрежной полосы на формирование условий эвтрофирования несущественно. Химико-экологические показатели свидетельствуют о мезотрофном статусе поверхностных вод. Эколого-микробиологическая проверка по численности колоний гетеротрофных организмов показала α -мезосапробный уровень качества вод. Перевод микробиологических данных в химические по шкале сопоставления указывает на олигомезотрофный статус исследованного горизонта вод.
2. По максимальному значению $C_{\text{орг}}$ залив Владимира относится к морским акваториям с высоким содержанием органического вещества в донных отложениях. Наибольшие концентрации обнаружены в центральных и кутовых частях его бухт.
3. Массовыми видами макрозообентоса являются *Strongylocentrotus intermedius*, *Asterina pectinifera*, *Mizuhopecten yessoensis*, *Crenomytilus grayanus*, *Pododesmus macrochisma* и *Cucumaria japonica*, макрофитобентоса — *Desmarestia viridis*, *Costaria costata*,

- Saccharina japonica*, *Zostera marina* и *Phyllospadix iwatensis*. Средняя биомасса бентоса составляет $(841 \pm 583) \text{ г} \cdot \text{м}^{-2}$, что свидетельствует о высоких уровнях биоресурсов залива. В макрозообентосе доминируют иглокожие, прежде всего морские ежи.
4. Микробные сообщества поверхностных вод залива Владимира в целом характеризуются одновременным присутствием резистентных к различным металлам эколого-трофических групп. Соотнесение результатов микробиологической оценки со шкалой ПДК свидетельствует о значительном загрязнении поверхностных вод залива в отношении Cd (> 3 ПДК). Общий фон с более низкой численностью клеток формируют Cu- и Zn-резистентные микроорганизмы.
 5. Валовое содержание в донных отложениях для большинства тяжёлых металлов (ТМ) было ниже кларковых значений. Фоновые концентрации превышены по нескольким ТМ. Ряд убывания значений концентраций исследуемых ТМ в грунтах выглядит следующим образом: Fe $>$ Zn $>$ Cu $>$ Cr $>$ Pb $>$ Ni $>$ Cd. Горизонтальное пространственное распределение концентраций ТМ в донных отложениях характеризуется четырьмя типами — «однополярное», «двуполярное», «триполярное» и «векторное». В гонадах морских ежей значения концентраций ТМ варьировали меньше, чем в донных отложениях. Порядок убывания концентраций в среднем составил следующий ряд: Zn $>$ Pb $>$ Cu $>$ Ni $>$ Cr $>$ Cd.
 6. Корреляционный анализ подтвердил зависимость увеличения содержания органического вещества в донных отложениях от нарастания доли наиболее мелких фракций и глубины. Положительная корреляция обнаружена для $C_{\text{орг}}$ и четырёх элементов (Zn, Cd, Cr и Pb), в отношении которых предположено влияние накопленной концентрации органического вещества как возможного фактора связывания и депонирования в состав донных отложений. Анализ связи концентраций ТМ в грунтах и гонадах морских ежей показал высокую отрицательную корреляцию в отношении Zn. Обратная зависимость обусловлена, возможно, биологически труднодоступной формой соединений цинка в донных отложениях.
 7. Фактор загрязнения C_f характеризует загрязнение донных отложений залива цинком как высокое, кадмием и медью — как очень высокое. Величина индекса C_d свидетельствует о средней степени загрязнения донных осадков ТМ в целом. По показателю SQG-Q грунты залива относятся к категории умеренно токсичных.
 8. Риск здоровью человека, определённый по суммарному присутствию в гонадах морского ежа Cd и Pb, показал соответствие допустимым значениям, которые указаны в Техническом регламенте Таможенного союза «О безопасности пищевой продукции». Между тем по значению индекса нарастающего пожизненного риска ILCR можно сделать прогноз о существовании опасности возникновения онкологических заболеваний при длительном употреблении в пищу гонад морского ежа *S. intermedius* из залива Владимира.

Работа выполнена при финансовой поддержке Минобрнауки России (проект FZNS-2023-0011).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ / REFERENCES

1. Безвербная И. П., Дмитриева Г. Ю., Тазаки К., Ватанабе Х. Опыт оценки качества прибрежных морских вод Приморья на основе микробной индикации // *Водные ресурсы*. 2003. Т. 30, № 2. С. 222–231. [Bezverbnaya I. P., Dimitrieva G. Yu., Tazaki K., Vatanabe H. Evaluation of sea water quality in the coastal zone of Primor'e using the method of microbial indication. *Vodnye resursy*, 2003, vol. 30, no. 2, pp. 222–231. (in Russ.)]
2. Ващенко М. А., Альмяшова Т. Н., Жадан П. М. Многолетняя и сезонная динамика состояния гонад морского ежа *Strongylocentrotus intermedius*, обитающего в условиях антропогенного загрязнения (Амурский залив Японского моря) // *Вестник Дальневосточного*

- отделения Российской академии наук. 2005. № 1 (119). С. 32–42. [Vaschenko M. A., Almyashova T. N., Zhadan P. M. Long-term and seasonal dynamics of the gonad state in the sea urchin *Strongylocentrotus intermedius* under anthropogenic pollution (Amursky Bay, Sea of Japan). *Vestnik Dal'nevostochnogo otdeleniya Rossiiskoi akademii nauk*, 2005, no. 1 (119), pp. 32–42. (in Russ.)]
3. Ващенко М. А., Жадан П. М., Альмяшова Т. Н., Ковалёва А. Л., Слинько Е. Н. Оценка уровня загрязнения донных осадков Амурского залива (Японское море) и их потенциальной токсичности // *Биология моря*. 2010. Т. 36, № 5. С. 354–361. [Vashchenko M. A., Zhadan P. M., Almyashova T. N., Kovalyova A. L., Slinko E. N. Assessment of the contamination level of bottom sediments of Amursky Bay (Sea of Japan) and their potential toxicity. *Biologiya morya*, 2010, vol. 36, no. 5, pp. 354–361. (in Russ.)]
 4. Ващенко Н. Г., Цой И. Б. Вещественный состав и условия образования неогеновых отложений континентального склона Приморья в районе залива Владимира (Японское море) // *Океанология*. 2014. Т. 54, № 4. С. 518–529. [Vashchenko N. G., Tsoy I. B. Composition and conditions for formation of Neogene deposits at the Primorye continental slope in the area of Vladimir Bay in the Sea of Japan. *Okeanologiya*, 2014, vol. 54, no. 4, pp. 518–529. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.7868/S0030157414030149>
 5. Виноградов А. П. Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры // *Геохимия*. 1962. № 7. С. 555–571. [Vinogradov A. P. Srednie sodержaniya khimicheskikh elementov v glavnykh tipakh izverzhennykh gornyykh porod zemnoi kory. *Geokhimiya*, 1962, no. 7, pp. 555–571. (in Russ.)]
 6. Гаврилова Г. С., Кучерявенко А. В., Одинцов А. М. Результаты и перспективы культивирования приморского гребешка *Mizuhopecten yessoensis* в зал. Владимира (Японское море) // *Известия ТИНРО*. 2006. Т. 147. С. 385–396. [Gavrilova G. S., Kucheryavenko A. V., Odintsov A. M. Results and prospects of the scallop *Mizuhopecten yessoensis* cultivation in the Vladimir Bay (Japan Sea). *Izvestiya TINRO*, 2006, vol. 147, pp. 385–396. (in Russ.)]
 7. Гаврилова Г. С., Сухин И. Ю., Турабжанова И. С. Первый опыт садкового выращивания заводской молоди гребешка (*Mizuhopecten yessoensis*) у восточного побережья Приморья // *Известия ТИНРО*. 2019. Т. 197. С. 208–218. [Gavrilova G. S., Sukhin I. Yu., Turabzhanova I. S. First experience of cage cultivation of hatchery-produced juvenile scallop *Mizuhopecten yessoensis* at eastern coast of Primorye. *Izvestiya TINRO*, 2019, vol. 197, pp. 208–218. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2019-197-208-218>
 8. Галышева Ю. А. Особенности распределения макробентоса в прибрежных морских экосистемах Приморья // *Известия ТИНРО*. Т. 163. С. 286–296. [Galysheva Yu. A. Features of macrobenthos distribution in coastal marine ecosystems at Primorye (Japan Sea). *Izvestiya TINRO*, 2010, vol. 163, pp. 286–296. (in Russ.)]
 9. Галышева Ю. А., Сердюк У. И., Христофорова Н. К. Состав и распределение макробентоса сублиторали залива Владимира Японского моря // *Известия ТИНРО*. 2018. Т. 192. С. 145–156. [Galysheva Yu. A., Serdyuk U. I., Khristoforova N. K. Structure and distribution of macrobenthos in the sublittoral zone of the Vladimir Bay, Japan Sea. *Izvestiya TINRO*, 2018, vol. 192, pp. 145–156. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2018-192-145-156>
 10. Донец М. М., Цыганков В. Ю., Кульшова В. И., Элхури Ж., Боярова М. Д., Гумовский А. Н., Гумовская Ю. П., Богатов В. В., Прозорова Л. А., Чернова Е. Н., Лысенко Е. В., Нго К. К. Пищевая безопасность двустворчатых моллюсков Южного Вьетнама: хлороорганические соединения и тяжёлые металлы как факторы риска для здоровья человека // *Медицинский академический журнал*. 2020. Т. 20, № 2. С. 45–58. [Donets M. M., Tsygankov V. Yu., Kulshova V. I., Elkhoury J., Boyarova M. D., Gumovskiy A. N., Gumovskaya Yu. P., Bogatov V. V., Prozorova L. A., Chernova E. N., Lysenko E. V., Ngo X. Q. Food safety of bivalves from the South Vietnam: Organochlorine compounds and heavy metals as risk factors for human health. *Meditinskii akademicheskii zhurnal*, 2020, vol. 20, no. 2, pp. 45–58. (in Russ.)]. <https://doi.org/10.17816/MAJ34285>

11. Калитина Е. Г., Михайлик Т. А., Семкин П. Ю., Барабанщиков Ю. А., Зорин С. А. Особенности микробиологического состава вод реки Раздольной (Южное Приморье) // *Известия ТИНРО*. 2015. Т. 180. С. 187–197. [Kalitina E. G., Mikhailik T. A., Semkin P. Yu., Barabanshchikov Yu. A., Zorin S. A. Features of microbiological composition for water from the Razdolnaya River (Southern Primorye). *Izvestiya TINRO*, 2015, vol. 180, pp. 187–197. (in Russ.)]
12. Качинский Н. А. *Механический и микроагрегатный состав почвы, методы его изучения* : монография. Москва : АН СССР, 1958. 193 с. [Kachinsky N. A. *Mekhanicheskii i mikroagregatnyi sostav pochvy, metody ego izucheniya* : monograph. Moscow : AN SSSR, 1958, 193 p. (in Russ.)]
13. Кулепанов В. Н., Иванова Н. В. Видовой состав и количественное распределение макрофитов в сублиторали района зал. Владимира (Северное Приморье) // *Известия ТИНРО*. 2006. Т. 146. С. 136–149. [Kulepanov V. N., Ivanova N. V. Specific structure and quantitative distribution of macrophytes in the sublittoral of Vladimir Bay (North Primorye). *Izvestiya TINRO*, 2006, vol. 146, pp. 136–149. (in Russ.)]
14. Лутаенко К. А., Колпаков Е. В. Расширение ареала инвазивной мидии *Mytilus galloprovincialis* (Bivalvia: Mytilidae) в Японском море // *Бюллетень Дальневосточного малакологического общества*. 2016. Т. 20, № 1. С. 57–76. [Lutaenko K. A., Kolpakov E. V. The extension of the distributional range of an invasive mussel, *Mytilus galloprovincialis* (Bivalvia: Mytilidae) in the Sea of Japan. *Byulleten' Dal'nevostochnogo malakologicheskogo obshchestva*, 2016, vol. 20, no. 1, pp. 57–76. (in Russ.)]
15. *Общая и санитарная микробиология с технической микробиологических исследований* / под ред. А. С. Лабинской, Л. П. Блинковой, А. С. Ещиной. Москва : Медицина, 2004. 576 с. [Obshchaya i sanitarnaya mikrobiologiya s tekhnikoï mikrobiologicheskikh issledovaniï / A. S. Labinskaya, L. P. Blinkova, A. S. Eshchina (Eds). Moscow : Meditsina, 2004, 576 p. (in Russ.)]
16. *Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения* : приказ Минсельхоза России от 13.12.2016 № 552 [в ред. от 10.03.2020]. [Ob utverzhdenii normativov kachestva vody vodnykh ob"ektov rybokhozyaistvennogo znacheniya, v tom chisle normativov predel'no dopustimykh kontsentratsii vrednykh veshchestv v vodakh vodnykh ob"ektov rybokhozyaistvennogo znacheniya : prikaz Minsel'khoza Rossii ot 13.12.2016 no. 552 [v red. ot 10.03.2020]. (in Russ.)]. URL: <https://docs.cntd.ru/document/420389120> [accessed: 30.11.2021].
17. Романкевич Е. А., Ветров А. А., Пересыпкин В. И. Органическое вещество Мирового океана // *Геология и геофизика*. 2009. Т. 50, № 4. С. 401–411. [Romankevich E. A., Vetrov A. A., Peresyppkin V. I. Organic matter of the World Ocean. *Geologiya i geofizika*, 2009, vol. 50, no. 4, pp. 299–307. (in Russ.)]
18. *Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоёмов и перспективных для промысла районов Мирового океана*. Москва : ВНИРО, 2003. 202 с. [Rukovodstvo po khimicheskomy analizu morskikh i presnykh vod pri ekologicheskom monitoringe rybokhozyaistvennykh vodoemov i perspektivnykh dlya promysla raionov Mirovogo okeana. Moscow : VNIRO, 2003, 202 p. (in Russ.)]
19. Христофорова Н. К., Емельянов А. А., Бердасова К. С., Дегтева Ю. Е. Экологическая характеристика вод пролива Босфор Восточный по кислородным показателям // *Известия ТИНРО*. 2015. Т. 181. С. 161–168. [Khristoforova N. K., Emelyanov A. A., Berdasova K. S., Degteva Yu. E. Ecological characteristic of water in the Eastern Bosphorus Strait by oxygen parameters. *Izvestiya TINRO*, 2015, vol. 181, pp. 161–168. (in Russ.)]
20. 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., Efimov 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>

21. Шулькин В. М. *Металлы в экосистемах морских мелководий*. Владивосток : Дальнаука, 2004. 279 с. [Shulkin V. M. *Metally v ekosistemakh morskikh melkovodii*. Vladivostok : Dal'nauka, 2004, 279 p. (in Russ.)]
22. Birch G. F. Indicators of anthropogenic change and biological risk in coastal aquatic environments. In: *Geochemistry of Estuaries and Coasts* / G. Shimmield (Ed.). London ; Waltham ; San Diego : Academic Press, 2011, pp. 235–270. (Series: Treatise on Estuarine and Coastal Science ; vol. 4). <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-374711-2.00411-3>
23. Chakraborty P., Ramteke D., Chakraborty S., Nagender Nath B. Changes in metal contamination levels in estuarine sediments around India – An assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, vol. 78, iss. 1–2, pp. 15–25. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.044>
24. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 1980, vol. 14, iss. 8, pp. 975–1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
25. Liang B., Qian X., Peng S., Liu X., Bai L., Cui B., Bai J. Speciation variation and comprehensive risk assessment of metal(loid)s in surface sediments of intertidal zones. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, vol. 15, iss. 10, art. no. 2125 (16 p.). <https://doi.org/10.3390/ijerph15102125>
26. MacDonald D. D., Scott Carr R., Calder F. D., Long E. R., Ingersoll Ch. G. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, 1996, vol. 5, iss. 4, pp. 253–278. <https://doi.org/10.1007/BF00118995>
27. Saroop Sh., Tamchos S. Monitoring and impact assessment approaches for heavy metals. In: *Heavy Metals in the Environment: Impact, Assessment, and Remediation* / V. Kumar, A. Sharma, A. Cerdà (Eds). Amsterdam ; Oxford ; Cambridge : Elsevier, 2021, pp. 57–86. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-821656-9.00004-3>
28. Yoshimizu M., Kimura T. Study of intestinal microflora of salmonids. *Fish Pathology*, 1976, vol. 10, iss. 2, pp. 243–259. <https://doi.org/10.3147/jspf.10.243>
29. Zhang Ch., Yu Zh., Zeng G., Jiang M., Yang Zh., Cui F., Zhu M., Shen L., Hu L. Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International*, 2014, vol. 73, pp. 270–281. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.010>

ORGANIC MATTER

IN THE ECOSYSTEM OF THE VLADIMIR BAY (THE SEA OF JAPAN): FOOD RESOURCE AND ENVIRONMENTAL RISK FACTOR

Yu. A. Galysheva, A. D. Pelekh, T. V. Boychenko, O. V. Nesterova, and A. N. Yakovleva

Far Eastern Federal University, Vladivostok, Russian Federation

E-mail: galysheva.yua@dvfu.ru

To understand the accumulation process resulting from the input of toxic substances and elements into water areas, the study of the organic matter content in the aquatic environment and bottom sediments is of great importance. Moreover, such investigation is significant for identifying negative alterations in the ecosystem and potential environmental risks driven by the nature management. We aimed at analyzing the importance of organic matter as a factor of the environmental contamination in the Vladimir Bay (the Sea of Japan) and determining the toxicity of hydrobionts and the environmental risk to both the ecosystem and human health. This complex work was carried out applying chemical, analytical, microbiological, and hydrobiological techniques; it included mathematical and cartographic data processing, as well as calculation of accumulation factor and sediment quality guideline quotient. Seawater, bottom sediments, and macrobenthos sampled in the Vladimir Bay in July 2014 were analyzed. Chemical, ecological, and microbiological parameters of the bay waters were determined; those allowed to estimate the organic matter accumulation in the aquatic environment and bottom sediments and to establish the trophic status of the ecosystem in summer. Mass macrobenthic species and groups were identified; indices of benthic population abundance were determined indicating high levels of biomass. In surface waters, the abundance of heavy metal resistant groups of bacteria was estimated. In bottom sediments, heavy metal content and its spatial distribution were determined. Heavy metal concentrations

in the sea urchin gonads were quantified. The results of the microbiological assessment were compared with maximum permissible concentrations (MPC), and a significant pollution of the bay waters (more than 3 MPC) in terms of Cd was revealed. For Ni, Cu, Zn, and Cd, background concentrations were exceeded in the bottom sediments; for Cd and Zn, Clarke content was exceeded. The correlation between concentrations of organic matter in the bottom sediments and heavy metal content there was checked, as well as the correlation between heavy metal concentrations in the bottom sediments and in the sea urchin gonads (a statistically significant correlation was revealed for Zn). For the bay bottom sediments, the contamination factor C_f was determined; its values characterize the contamination with zinc as high, and with cadmium and copper – as very high. Also, the degree of contamination C_d was estimated; its values evidence for an average degree of contamination for the bottom sediments in total. The environmental risk quotients were calculated. According to SQG-Q value, the bay bottom sediments are classified as moderately polluted. As established, Cd and Pb content in the sea urchin gonads from the Vladimir Bay does not exceed the permissible values set in Technical Regulation of the Customs Union 021/2011. However, based on ILCR value, it can be concluded that there is a carcinogenic risk arising from consuming the sea urchin gonads.

Keywords: Vladimir Bay, Sea of Japan, organic matter, trophicity, bottom sediments, macrobenthos, heavy metals, accumulation factors, environmental risk, human health risk