

УДК 574.587(265.54)

**А.В. Мощенко, Т.А. Белан, Б.М. Борисов, Т.С. Лишавская,
А.В. Севастьянов***

Дальневосточный региональный научно-исследовательский
гидрометеорологический институт,
690091, г. Владивосток, ул. Фонтанная, 24

**СОВРЕМЕННОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ
И ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ МАКРОЗООБЕНТОСА
В ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЕ ВЛАДИВОСТОКА
(ЗАЛИВ ПЕТРА ВЕЛИКОГО ЯПОНСКОГО МОРЯ)**

Показано, что акватории зал. Петра Великого в разной степени подвержены загрязнению, но на большинстве станций оно превышает природный геохимический фон и «безопасный» уровень хотя бы по одному из поллютантов. Прежде всего это относится к углеводородам, пестицидам, Cd и Hg. Основными источниками поступления загрязняющих веществ являются сбросы сточных вод г. Владивосток и близлежащих населенных пунктов (нефтепродукты, пестициды, фенолы, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn), а также реки, впадающие в северные части Амурского и Уссурийского заливов (Co, Mn, Ni, Fe). Самые загрязненные акватории — бухта Золотой Рог и прол. Босфор Восточный, где концентрации металлов и углеводородов выше естественного фона и «безопасного» уровня в несколько раз. Амурский залив характеризуется более умеренным уровнем загрязнения, а Уссурийский — является наиболее чистым среди изученных районов. В настоящее время химическое загрязнение наряду с эвтрофикацией является основным фактором, который обуславливает экологическое состояние донного населения, но его сильное проявление весьма локально и отчетливо наблюдается только в наиболее загрязненных областях исследованной акватории.

Ключевые слова: донные отложения, химическое загрязнение, макрозообентос, экологическое состояние, залив Петра Великого.

DOI: 10.26428/1606-9919-2019-196-155-181.

Moshchenko A.V., Belan T.A., Borisov B.M., Lishavskaya T.S., Sevastianov A.V. Modern contamination of bottom sediments and ecological state of macrozoobenthos in the coastal zone at Vladivostok (Peter the Great Bay, Japan Sea) // *Izv. TINRO.* — 2019. — Vol. 196. — P. 155–181.

* Мощенко Александр Владимирович, доктор биологических наук, ведущий научный сотрудник, e-mail: avmoshchenko@mail.ru; Белан Татьяна Алексеевна, кандидат биологических наук, ведущий научный сотрудник, e-mail: tbelan@ferhri.ru; Борисов Борис Михайлович, научный сотрудник, e-mail: bborisov@ferhri.ru; Лишавская Татьяна Семеновна, заведующая отделом, e-mail: tlishavskaya@ferhri.ru; Севастьянов Александр Владимирович, старший научный сотрудник, e-mail: asevastyanov@ferhri.ru.

Moshchenko Alexander V., D.Biol., leading researcher, e-mail: avmoshchenko@mail.ru; Belan Tatyana A., Ph.D., leading researcher, e-mail: tbelan@ferhri.ru; Borisov Boris M., researcher, e-mail: bborisov@ferhri.ru; Lishavskaya Tatyana S., head of department, e-mail: tlishavskaya@ferhri.ru; Sevastianov Alexander V., senior researcher, e-mail: asevastyanov@ferhri.ru.

Contamination of bottom sediments in Peter the Great Bay is spatially variable, but for majority of stations it exceeds the natural geochemical background and «safe» level with at least one pollutant, mainly with hydrocarbons, pesticides, cadmium and mercury. The main sources of contaminants are the waste discharge of Vladivostok and other cities (oil products, pesticides, phenols, heavy metals: Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) and rivers fall into the northern parts of Amur and Ussuri Bays (Co, Mn, Ni, Fe). The Golden Horn Bay and the Bosphorus East Strait are the most polluted areas, where concentrations of both heavy metals and hydrocarbons exceed the natural background and «safe» level considerably. The Amur Bay has moderate contamination, and the Ussuri Bay is contaminated slightly. Recently the chemical contamination and eutrophication are the main factors that determine the ecological status of bottom populations, though the former one is valid locally, in the most contaminated areas only.

Key words: bottom sediment, chemical contamination, macrozoobenthos, ecological status, Peter the Great Bay.

Введение

Донные отложения — один из конечных этапов миграции вещества в морских экосистемах [Martin, Whitfield, 1983]. Многие поллютанты аккумулируются в осадках, и их содержание может служить интегральным показателем степени загрязнения прибрежных вод [Goldberg et al., 1979; Bradford, Luoma, 1980; Daskalakis, O'Connor, 1995; Hirschberg et al., 1996]. Поэтому наиболее показательным в системе оценки долгосрочного воздействия является именно состояние донных отложений, так как они в этом отношении более надежный, чем вода, индикатор загрязнения водных объектов.

Основными способами оценки состояния морской среды с использованием донных отложений является сопоставление концентраций различных элементов и соединений с уровнем естественного геохимического фона и нормативными концентрациями, представленными в тех или иных официальных документах. В качестве величины фоновой концентрации вещества принимается статистически обоснованная верхняя доверительная граница средних значений его концентраций*.

Следует иметь в виду, что химический состав осадков во многом определяется механической дифференциацией, действие которой проявляется в обогащении тонких фракций большинством загрязняющих веществ (ЗВ) [Windom et al., 1989]. Учесть ее влияние на содержание металлов можно регрессионным анализом их концентраций относительно элементов, распределение которых по гранулометрическим фракциям мало меняется под влиянием антропогенных факторов [Ackerman et al., 1983]. К таким металлам-индикаторам относится и железо [Windom, 1989; Daskalakis, O'Connor, 1995; Kennicutt et al., 1996; Summers et al., 1996; Schiff, Weisberg, 1999; Matthai, Birch, 2001]. Его содержание в зал. Петра Великого изменяется от 0,3–0,4 % в песках до 3,0–4,5 % в алевропелитах [Шулькин, 2004]. Если концентрация какого-либо элемента и Fe будет коррелировать в этом интервале, не будет оснований говорить о значительном загрязнении, даже если абсолютная концентрация металла повышена. По мнению ряда авторов, такая процедура применима и к органическим ЗВ [Riley et al., 1983; Немировская, 2004].

Другая закономерность — концентрации ЗВ слабо коррелируют между собой при низком (естественном или близком к нему) уровне загрязнения и малом содержании тонких фракций, что связано прежде всего с природной изменчивостью концентраций различных веществ и элементов [Лишавская и др., 2005; Лишавская, Мощенко, 2008; Moshchenko et al., 2009]. Эти связи проявляются отчетливее при увеличении их содержания. Кроме того, для определения источников поступления ЗВ и роли этих источников в их аккумуляции полезным является предварительное выполнение процедур факторного анализа [Шулькин, Мощенко, 2000; Мощенко и др., 2001].

При сопоставлении с нормативными концентрациями чаще всего используют так называемые «голландские листья»**. Выделяют две степени загрязнения почв и осад-

* Методические указания. Проведение расчетов фоновых концентраций химических веществ в воде водотоков. РД 52.24.622-2001. СПб.: Гидрометеонаиздат, 2001. 63 с.

** Circular on target values and intervention values for soil/sediment redemption. Spatial Planning and Environment of Netherlands. Ministry of Housing, 2000. 75 p.

ков: заданное значение (target value) — уровень, к которому следует стремиться, чтобы восстановить функциональные свойства почвы (осадка) для жизни людей, растений и животных и значение коррекции (intervention value) — уровень, когда такие свойства сильно снижены или представляют опасность. Следует учитывать, что так называемые «заданные значения» — это не что иное, как фоновые концентрации для почв и осадков северной Европы (причем это явно не природный фон), и уж точно нельзя использовать эти оценки как некие официальные «допустимые уровни» для акваторий России.

Подробно методы применения макрозообентоса для оценки качества морской среды рассмотрены авторами ранее [Мощенко и др., 2017]. Это изучение изменений состава, обилия и структуры донного населения вдоль градиента загрязнения, причем для характеристики его состояния предпочтительно использовать некие обобщенные количественные параметры, сопоставление с данными о реакциях животных при воздействии на них загрязненных осадков, их «чувствительностью» к действию того или иного ЗВ. В последнем случае чаще всего применяют такие показатели, как *ERL* и *ERM* (effects range-low и range-medium), *TEL* и *PEL* (threshold и probable effects levels), *AET* (apparent effect threshold), T_{20} и T_{50} , LC_{50} (20 и 50 %-ная токсичность, 50 %-ная летальная концентрация) [Long et al., 1995; Boyd et al., 1998; Buchman, 2008].

Комплексное изучение состояния морской среды и макрозообентоса вблизи Владивостока проводили начиная с 80-х гг. прошлого столетия. Результаты этих исследований представлены в многочисленных российских и зарубежных изданиях [Климова, 1988; Ткалин и др., 1990; Tkalin et al., 1993; Белан, 2001; Belan, 2003]. Однако в конце XX и начале XXI столетия объемы работ сильно сократились. Последнее такое исследование Амурского и Уссурийского заливов, прол. Босфор Восточный, бухты Золотой Рог было выполнено в 2001 г., причем его результаты были опубликованы лишь недавно [Белан и др., 2009; Белан, 2015]. В 2005 г. наблюдения выполняли в северной части Амурского залива [Moshchenko, Belan, 2005], в 2005–2007 гг. — в прол. Босфор Восточный (бухта Патрокл и акватория у о. Русского) [Тарасов и др., 2005; Мощенко, Шайхлисламова, 2010; Мощенко и др., 2018]. Акватория у южной оконечности п-ова Муравьева-Амурского по данным съемки августа 2016 г. проанализирована авторами ранее [Мощенко и др., 2017; Moshchenko et al., 2017].

Цель работы — охарактеризовать степень современного загрязнения осадков и его влияние на бентос в Амурском и Уссурийском заливах, прол. Босфор Восточный, бухте Золотой Рог, определить экологический статус донной фауны и оценить состояние морской среды этих районов.

Материалы и методы

Отбор проб. Пробы осадков были отобраны в первой декаде августа 2016 г. на 50 станциях в Амурском и Уссурийском заливах, бухте Золотой Рог и прол. Босфор Восточный (рис. 1). На каждой станции брали по 1–2 пробы дночерпателем Ван-Вина (0,11 м²) для исследования бентоса и содержания химических элементов и соединений (соответственно 29 и 50 станций).

Обработка проб. Для химического анализа использовали только поверхностный слой осадков (1–2 см) (Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn, хлорированные и общие углеводороды, фенолы). При анализе металлов осадки обрабатывали смесью HNO₃ и HClO₄, затем концентрации металлов измеряли с использованием атомно-абсорбционных спектрофотометров Lumex RA-915M (ртуть) и Shimadzu AA-6200 (остальные элементы). Пределы обнаружения составляли: Hg — 0,005, Cd — 0,010, Co, Cu, Mn, Pb — 0,200, Ni — 0,300, Cr — 0,500, Zn — 1,0, Fe — 10,0 мкг/г. Общие углеводороды определяли методом инфракрасной спектрофотометрии после экстракции четыреххлористым углеродом на спектрофотометре АН-2 (предел обнаружения — 0,04 мг/г). Хлорированные углеводороды измеряли при помощи хроматографа Shimadzu GC-2010 plus. Пределы обнаружения для ДДЕ и ДДД составляли 1,0, для ДДТ — 4,0, для α - и γ -ГХЦГ — 0,4 нг/г. Концентрацию фенолов измеряли флюориметрическим методом (флюориметр Fluorat-02-2M; предел обнаружения — 0,05 мкг/г). Содержание всех исследованных загрязнителей

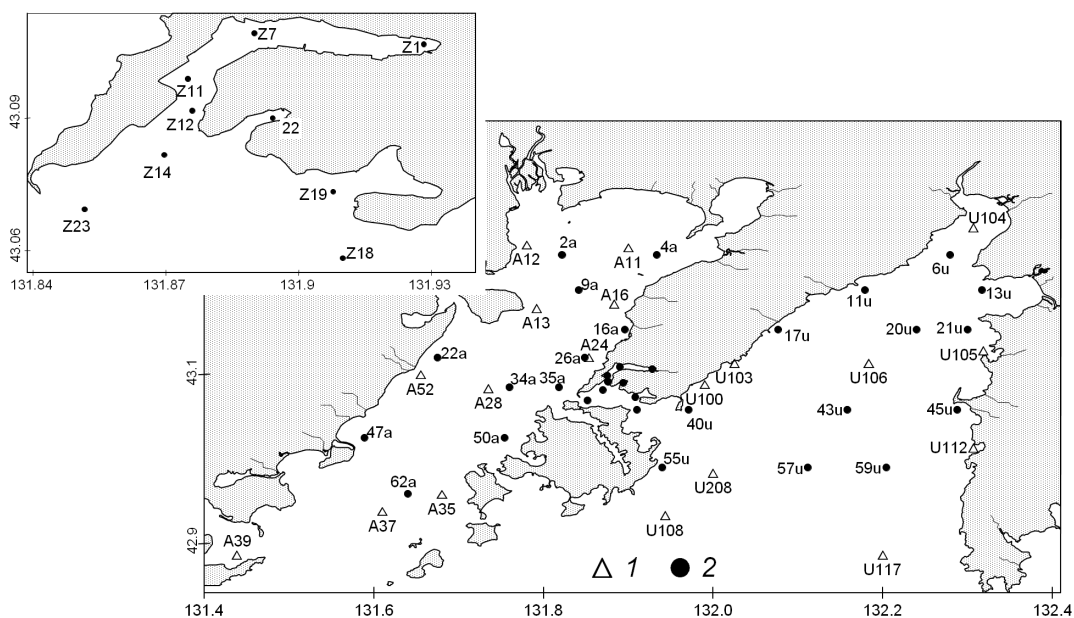


Рис. 1. Районы работ в зал. Петра Великого и схема расположения станций в 2016 г.: 1 — пробы для химического и биологического анализа; 2 — пробы только для химического анализа
 Fig. 1. Scheme of the studied areas of Peter the Great Bay and sampling sites in 2016: 1 — samples for chemical and biological analysis; 2 — samples for chemical analysis only

определяли в лаборатории мониторинга загрязнения морских вод Приморского УГМС. При статистических расчетах использовали фактические концентрации, даже если они были ниже предела обнаружения.

При критическом контроле была выбракована концентрация ртути на станции Z22 (8,79 мкг/г), которая превосходила значение предыдущего года в 10 раз (0,87 мкг/г), а среднее содержание за 25 лет — более чем в 32 раза ($0,27 \pm 0,06$ мкг/г). Ее, экстремальные концентрации ДДТ и его метаболитов на станции 35а (в сумме — почти 263 нг/г, что в 21 раз выше средней концентрации для всех остальных станций) и кобальта на станции A24 (70,5 мкг/г, 22 раза) не использовали при факторном анализе и построении пространственных распределений. В этих случаях применяли процедуру подстановки среднего значения.

Грунт для биологического анализа промывали через сито с ячейей 1 мм; остатки, включая макрозообентос, фиксировали 4 %-ным буферным раствором формальдегида. В лаборатории животных выбирали из осадка. Животных, определенных до вида или более высокого таксономического ранга, взвешивали после обсушивания на фильтровальной бумаге (приблизительно 1 мин).

Анализ данных. Для характеристики общего уровня загрязнения использовали индекс: $TPF = (PNC + PNE + Pb + Cu + \Sigma DDT)/5$, где PNC, PNE, Pb, Cu и ΣDDT — 5-ранговые оценки (*ln*-масштаб) содержания углеводородов, фенолов, свинца, меди, суммы ДДТ и его метаболитов [Belan, Moshchenko, 2005]. Эти элементы и соединения относятся к приоритетным поллютантам, а их набор для зал. Петра Великого был определен методами факторного анализа.

Кроме того, использовали соотношения ДДД к ДДЕ и суммы ДДД и ДДЕ к ДДТ. Известно, что преобразование микроорганизмами ДДТ в ДДД происходит в анаэробных (ДДД/ДДЕ > 1), а в ДДЕ — в аэробных условиях [Doong et al., 2002; Tan et al., 2009]. Период полураспада ДДТ в окружающей среде составляет 18–20 лет и, учитывая официальный запрет на его применение (в СССР — в 1969–1970 гг., по некоторым данным использовался и в 1980-е гг.), соотношение (ДДД + ДДЕ)/ДДТ < 0,5 указывает на поступление ДДТ в результате его вымывания и выветривания из ранее обработанных сельскохозяйственных почв. По мнению Р.В. Галиулина и Р.А. Галиулиной [2008],

$(ДДД + ДДЕ)/ДДТ > 1$ свидетельствует о «старом» применении ДДТ и его активной трансформации микробиологическим путем, а $(ДДД + ДДЕ)/ДДТ < 1$ — о его «свежем» использовании и слабой деструкции микроорганизмами.

В качестве критериев чувствительности макрозообентоса к отдельным ЗВ использовали величины *ERL*, *ERM*, *TEL* и *PEL* (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, углеводороды, ДДТ, ДДЭ, ДДД и сумма ДДТ и его производных) [Long et al., 1995; Boyd et al., 1998]. Для линдана (γ -изомер ГХЦГ) известны только *TEL* и *PEL*, для Co, Fe, Mn, α -изомера ГХЦГ и фенола — только *AET* [Buchman, 2008]. Последний показатель определяется в токсикологических опытах на животных и их личинках, причем организмы, использованные в этих опытах, не встречаются в зал. Петра Великого, что делает применение *AET* сомнительным. Для суммарного содержания α - и γ -изомеров ГХЦГ подобные критерии неизвестны.

Экологическое состояние бентоса характеризовали индексами *AMBI* (AZTI Marine Biotic Index) и *M-AMBI* [Bořja et al., 2004; Muxika et al., 2007]. Первый определяется по сумме удельных плотностей 5 групп видов, по-разному относящихся к содержанию $C_{орг}$:

$$AMBI = [(0 \cdot \%GI) + (1,5 \cdot \%GII) + (3 \cdot \%GIII) + (4,5 \cdot \%GIV) + (6 \cdot \%GV)]/100,$$

где GI–GV — группы видов.

Второй индекс, *M-AMBI*, или *Multivariate AMBI*, вычисляется на основе процедуры факторного анализа по индексам *AMBI*, видового разнообразия Шеннона-Винера H' и видового богатства Маргалефа R . Для вычисления *AMBI* и *M-AMBI* существует программное обеспечение, свободно распространяемое в интернете [Bořja et al., 2012; <http://ambi.azti.es/>]. В то же время Sigovini с соавторами [2013] считают такую процедуру «непрозрачной» и доказывают, что *M-AMBI* может быть вычислен как сумма нормализованных по максимальным значениям и усредненных *AMBI*, R и H' (коэффициент корреляции у *M-AMBI* и *M-AMBI* $r = 0,999-1,000$).

Кроме индексов *AMBI* и *M-AMBI*, использовали метод количественной оценки степени антропогенного нарушения сообществ макрозообентоса, который основан на анализе зависимости изменений индекса Шеннона-Винера для двустворчатых моллюсков (H_b') от *TPF* [Мощенко, Белан, 2007, 2008]. Показателями этих нарушений служат величины ERL_q и ERM_q (соответственно $TPF = 2,8$ и $3,2$), которые ограничивают область прогрессивной деградации — почти линейного падения H_b' .

Статистическая обработка. При статистической обработке использовали стандартные процедуры и тесты, предлагаемые программой STATISTICA и средой R [Боровиков, Боровиков, 1998; <https://www.r-project.org/>]. Это тест Крускала-Уоллиса — непараметрический аналог однофакторного дисперсионного анализа (проверяется нулевая гипотеза H_0 — влияние фактора не приводит к сдвигу распределений относительно друг друга); линейный и нелинейный регрессионный анализ с вычислением коэффициента корреляции (r) и его статистической оценкой (проверка $H_0: r = 0$; ANOVA).

Группирование станций по содержанию загрязнителей выполняли при помощи кластерного анализа (метод Варда, ward.D2) с последующим применением процедуры бутстрепинга для определения вероятности появления узлов на дендрограммах (R : модули *hclust* и *pvclust*) [Шитиков, Розенберг, 2013; Oksanen, 2015*]. Несмещенные бутстреп-вероятности вычисляли путем подбора параметрических моделей с использованием метода максимального правдоподобия. Дополнительно для проверки «устойчивости» классификации применяли алгоритм максимизации ожидания (EM — expectation-maximization) (среда R , модуль *mclust*), а для оценки доли ошибочно расклассифицированных станций — процедуру дискриминантного анализа с разложением собственных чисел (EDDA), основанную на указанном алгоритме.

Для выявления взаимосвязей и снижения размерности применяли процедуры анализа главных компонент и разведочного факторного анализа с предварительной визуализацией пространственных распределений отдельных ЗВ в среде Surfer [[* Oksanen J. Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial: cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf. 2015. 43 p.](http://www.</p></div><div data-bbox=)

goldensoftware.com]. Факторы выделяли методами главных компонент и наибольшего правдоподобия; для упрощения их структуры и получения легко интерпретируемых решений использовали косоугольное вращение промакс (модули *psych* и *GPArotation* среды **R**) [Кабаков, 2014]. Число компонент (факторов) выбирали с соблюдением принципа экономии на основе критериев Кайзера-Харриса, теста каменной осыпи и параллельного анализа.

В соответствии с принципом экономии из двух конкурирующих решений выбирают модели, включающие минимальное число факторов. По критерию Кайзера-Харриса отбирают факторы с собственными числами >1 (изменения фактора объясняют $>10\%$ дисперсии измеряемых переменных). Тест каменной осыпи предполагает выбор числа факторов, который приходится на область до перегиба линии зависимости собственного числа от своего номера, включая в некоторых случаях саму точку наибольшей кривизны этой линии. Параллельный анализ основан на выделении компонент (факторов) из случайных матриц данных той же размерности, что и исходная матрица. Если собственное значение, полученное по реальным данным, выше, чем соответствующее усредненное собственное значение для набора случайных матриц данных, тогда такая компонента используется [Hayton et al., 2004]. Эта симуляция была дополнена процедурой бутстреп-оценки (ресэмплинг) с идентичной интерпретацией результатов [Кабаков, 2014]. Для получения более точной оценки влияния выделенных факторов на изменчивость содержания разных групп ЗВ факторный анализ был выполнен по отдельности для металлов и органических соединений.

Результаты и их обсуждение

Основные источники загрязнения донных отложений. Структура факторных решений методами главных компонент и максимального правдоподобия оказалась идентичной, при этом наиболее правдоподобные модели получались при двух компонентах и факторах (рис. 2). Модель из 2 компонент ($PoF_{1,2}$) объясняет 75 % дисперсии переменных, но при таком решении некоторые переменные (концентрации фенолов, хрома, суммы ГХЦГ) остаются без «серьезной» нагрузки ($<0,71$) (табл. 1). Поэтому была выбрана модель из 3 компонент (точка перегиба, тест каменной осыпи, суммарная объясняемая дисперсия — 82 %), причем такое решение, несмотря на применение косоугольного метода вращения, почти ортогонально: коэффициенты корреляции r этих компонент невелики и составляют у PoF_1 и PoF_2 , PoF_1 и PoF_3 , PoF_2 и PoF_3 соответственно 0,35, 0,17 и 0,23.

Фактор PoF_1 контролирует поступление углеводов, суммы ДДТ и его метаболитов, фенолов, суммы изомеров ГХЦГ и металлов Cu, Cd, Pb, Zn и Hg. Его изменения объясняют в среднем $73 \pm 6\%$ дисперсии этих поллютантов и 49 % дисперсии всех исследованных соединений и элементов. Фактор PoF_2 определяет накопление остальных металлов, кроме хрома (Co, Ni, Fe и Mn; соответственно 79 ± 2 и 24 %), PoF_3 — аккумуляцию Cr (62 и 9 %) (табл. 1). Пространственное распределение выделенных факторов представлено на рис. 3.

Для концентраций металлов также было выделено 3 фактора (тест каменной осыпи, точка перегиба) и, несмотря на исключение переменных, их структура не изменилась (см. рис. 2, табл. 2). Сохранились фактор 1, контролирующей изменчивость содержания Cu, Cd, Pb, Zn и Hg (MeF_1 , 84 ± 2 и 44 %), фактор 2, определяющий вариации концентраций Co, Ni, Fe и Mn (MeF_2 , 80 ± 2 и 33 %), и фактор 3 (хром, MeF_3 , 91 и 11 %). При этом компоненты коррелируют друг с другом в среднем несколько сильнее, чем в предыдущей модели (0,33–0,39), а всего эти 3 фактора объясняют 87 % всей изменчивости концентраций металлов.

Аналогично был проведен факторный анализ содержания органических ЗВ. Результаты параллельного анализа и критерий Кайзера-Харриса свидетельствуют о наличии одной компоненты, тест каменной осыпи — об одной-двух (табл. 3, рис. 2). Так как при однофакторном решении весьма специфическое пространственное распределение концентраций суммы ГХЦГ «скрывается», была использована двухфакторная модель.

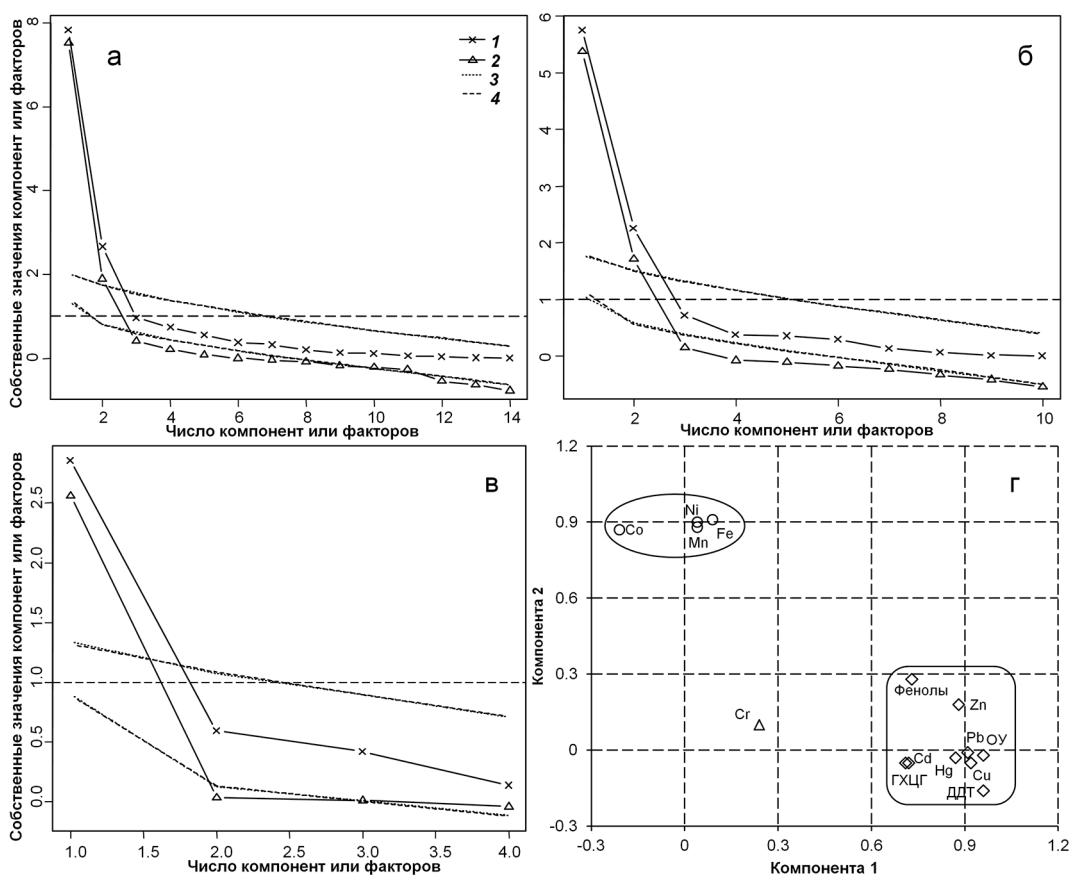


Рис. 2. Определение числа извлекаемых компонент (факторов; а–в, все переменные, металлы и органические соединения) и ординация переменных в поле первых двух компонент (г): 1, 2 — реальные данные для компонент и факторов; 3, 4 — результаты симуляции данных и ресэмплинга; горизонтальная штриховая линия — критерий Кайзера-Харриса

Fig. 2. Determining of the extracted components number (а — all factors; б — metals; в — organic compounds) and ordination of variables in the field of the first two components (г): 1, 2 — real values of factors and components; 3, 4 — results of data simulation and resampling; horizontal dotted line — Kaiser-Harris criterion

Фактор $OrgF_1$ определяет вариации содержания углеводов, фенолов, суммарного содержания ДДТ и его метаболитов ($80 \pm 1\%$), контролируя 61% изменчивости содержания органических соединений. Фактор $OrgF_2$ контролирует главным образом распределение суммы изомеров гексахлорциклогексана (96 и 25% общей дисперсии), в то же время, представляет интерес и однофакторное решение ($84 \pm 6\%$), объясняющее 71% изменчивости в целом (табл. 3).

Пространственное распределение значений двух первых компонент, полученных при анализе всех ЗВ и металлов, почти идентично: коэффициенты корреляции у PoF_1 и MeF_1 , PoF_2 и MeF_2 составляют соответственно 0,944 и 0,995 ($p = 0,000$, линейная зависимость) (рис. 3). Распределение PoF_3 и MeF_3 весьма похоже друг на друга в Амурском заливе, прол. Босфор Восточный и бухте Золотой Рог с окрестностями, но в то же время несколько отличается в Уссурийском заливе, что обуславливает снижение общего r до 0,785 ($p = 0,000$). Распределение значений PoF_1 по акватории похоже и на таковое у $OrgF_1$ ($r = 0,861$, $p = 0,000$), но сильнее всего PoF_1 связан с «общей» компонентой $OrgF$ ($r = 0,975$, $p = 0,000$).

На основе пространственного распределения значений факторы PoF_1 , MeF_1 , $OrgF_1$ и $OrgF$ следует интерпретировать как суммарное влияние стоков Владивостока и близлежащих поселений вместе с золотым разномом, а PoF_2 и MeF_2 — как поступление элементов и других загрязнителей из рек, впадающих в северные части Амурского и

Таблица 1

Нагрузки главных компонент, полученных при анализе содержания металлов и органических ЗВ в осадках исследованной акватории (вращение — промакс)

Table 1

Loadings of principal components revealed for concentrations of metals and organic contaminants in the bottom sediments (promax rotation)

Загрязняющее вещество	PoF_1	PoF_2	Общность	PoF_1	PoF_2	PoF_3	Общность
Углеводороды	0,97	-0,03	0,92	0,96	-0,02	0,06	0,92
Cu	0,97	0,00	0,95	0,92	-0,05	0,28	0,98
Pb	0,96	0,03	0,95	0,91	-0,01	0,25	0,97
∑ДДТ	0,95	-0,21	0,80	0,96	-0,16	-0,07	0,82
Zn	0,90	0,18	0,97	0,88	0,18	0,09	0,97
Hg	0,89	-0,02	0,79	0,87	-0,03	0,13	0,79
Cd	0,77	0,01	0,60	0,72	-0,05	0,29	0,65
Фенолы	0,67	0,16	0,56	0,73	0,28	-0,34	0,74
∑ГХЦГ	0,66	-0,17	0,37	0,71	-0,05	-0,34	0,52
Co	-0,19	0,92	0,76	-0,21	0,87	0,17	0,76
Ni	0,03	0,91	0,85	0,04	0,90	0,04	0,86
Fe	0,08	0,90	0,87	0,09	0,91	0,00	0,89
Mn	0,02	0,86	0,76	0,04	0,88	-0,04	0,78
Cr	0,37	0,33	0,34	0,24	0,10	0,79	0,81
Объясняемая дисперсия	7,01	3,48		6,81	3,37	1,27	
Доля от общей дисперсии, %	0,50	0,25		0,49	0,24	0,09	

Примечание. Здесь и далее: ∑ДДТ — сумма ДДТ и его производных; ∑ГХЦГ — сумма α- и γ-изомеров циклогексана; жирным шрифтом выделены нагрузки > 0,7; жирным курсивом — нагрузки, близкие к 0,7.

Таблица 2

Нагрузки факторов, полученных при анализе содержания металлов в осадках исследованной акватории (вращение — промакс)

Table 2

Loadings of the factors revealed by analysis of metals concentration in the bottom sediments (promax rotation)

Металл	MeF_1	MeF_2	Общность	MeF_1	MeF_2	MeF_3	Общность
Cu	0,99	-0,06	0,97	0,92	-0,07	0,20	0,98
Pb	0,99	-0,03	0,96	0,91	-0,04	0,19	0,96
Hg	0,93	-0,09	0,81	0,95	-0,04	-0,07	0,84
Zn	0,90	0,14	0,93	0,92	0,18	-0,05	0,96
Cd	0,84	-0,05	0,67	0,89	0,02	-0,14	0,72
Co	-0,18	0,93	0,76	-0,24	0,87	0,19	0,78
Ni	0,03	0,91	0,86	0,06	0,91	-0,02	0,86
Fe	0,08	0,90	0,87	0,11	0,90	-0,02	0,88
Mn	0,01	0,87	0,77	0,08	0,89	-0,11	0,79
Cr	0,52	0,22	0,41	0,15	0,02	0,91	0,97
Объясняемая дисперсия	4,67	3,34		4,41	3,27	1,06	
Доля от общей дисперсии, %	0,47	0,33		0,44	0,33	0,11	

Уссурийского заливов и, вероятно, других природных водотоков. Высокий уровень корреляции факторов, выделенных для разных групп поллютантов, свидетельствует о том, что основные источники поступления исследованных органических соединений и металлов имеют сходное расположение. Заметная связь факторов разного порядка подтверждает сходство наборов элементов и соединений, поступающих на акваторию из разных источников: органические ЗВ и металлы проникают в район работ как с различными стоками, так и из разных водотоков, но в разных пропорциях.

Влияние р. Раздольной и других рек и ручьев, несущих воды в северную часть Амурского залива, судя по изгибам изолиний и градиенту величин PoF_2 и MeF_2 , ощу-

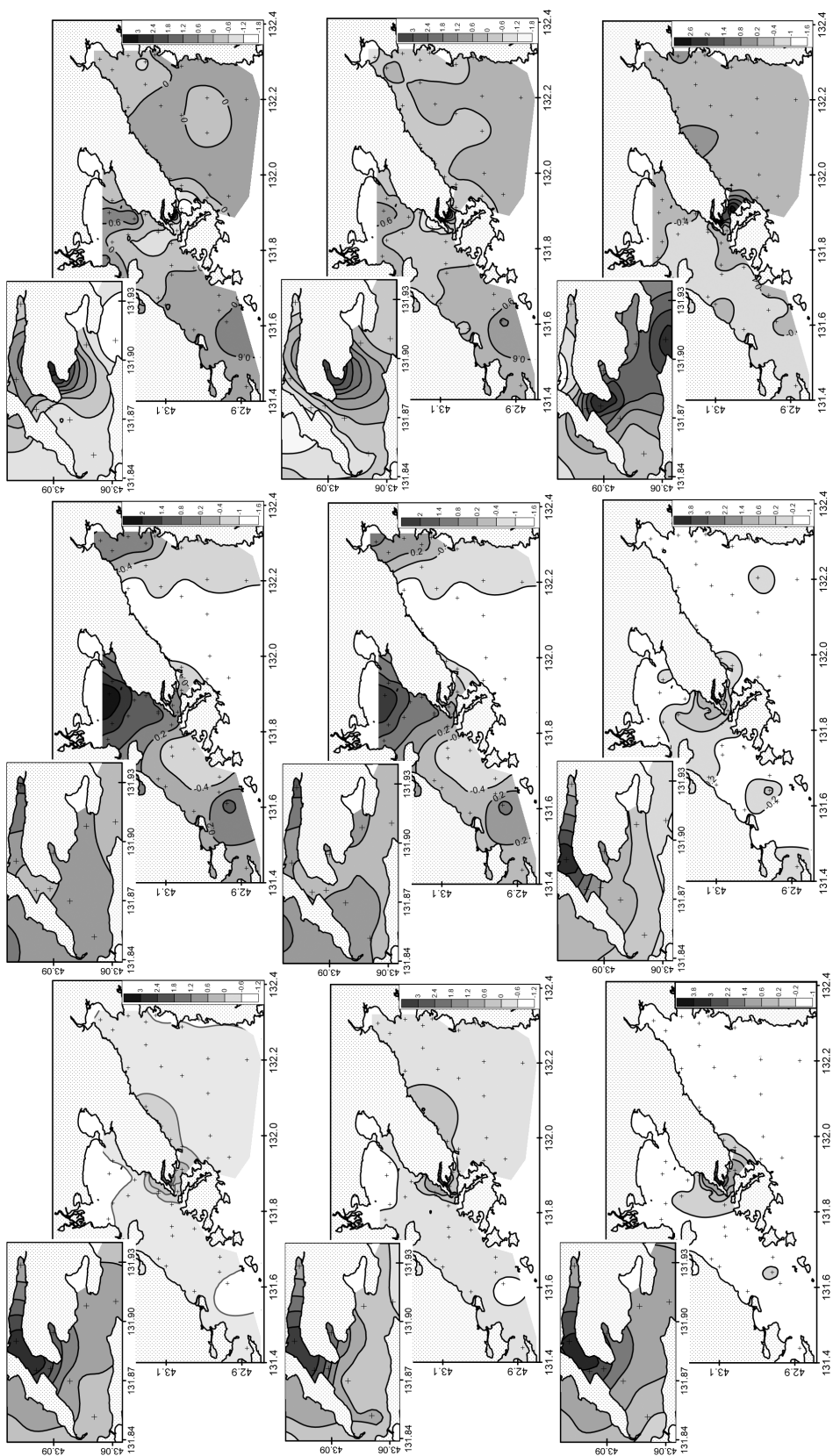


Рис. 3. Распределение значений компонент PoF_{1-3} , MeF_{1-3} , $OrgF_{1-2}$ двухфакторной модели (слева направо и сверху вниз), полученных методом главных компонент с последующим вращением промакс при анализе концентраций металлов и органических ЗВ в осадках исследованной акватории

Fig. 3. Spatial distribution of scores for the components PoF_{1-3} , MeF_{1-3} and $OrgF_{1-2}$ for two-factor model (from left to right and from top to bottom) revealed by the principal components method with promax rotation applied to concentrations of metals and organic contaminants in the bottom sediments

Нагрузки факторов, полученных при анализе содержания органических ЗВ в осадках исследованной акватории (вращение — промакс)

Loadings of the factors revealed by analysis of organic contaminants concentration in the bottom sediments (promax rotation)

Органические соединения	$OrgF$	Общность	$OrgF_1$	$OrgF_2$	Общность
Углеводороды	0,94	0,87	0,90	0,07	0,90
ΣDDT	0,89	0,79	0,90	-0,09	0,74
Фенолы	0,82	0,67	0,88	0,04	0,82
$\Sigma HCCN$	0,72	0,52	0,03	0,98	0,99
Объясняемая дисперсия	2,86		2,44	1,01	
Доля от общей дисперсии, %	0,71		0,61	0,25	

щается на значительной части этой акватории и включает не только все западное побережье, но и прибрежье Владивостока и даже прол. Босфор Восточный. Снижение значений этого фактора напротив о-вов Русский, Попова, Рейнеке связано, скорее всего, с гранулометрическим составом осадков [Лихт и др., 1983]. Донные отложения здесь представлены главным образом алевритами псаммитовыми. Такие грунты при всех прочих равных условиях, например расстоянии от источника, накапливают меньшее количество ЗВ, чем мелкоалевритовые и тем более пелитовые. В Уссурийском заливе стоки рек Артемовка и Шкотовка прослеживаются в основном вдоль его восточного берега. Максимальные величины $OrgF_2$, приуроченные к осадкам вблизи устья бухты Золотой Рог и прол. Босфор Восточный, вероятно, обусловлены использованием линдана на судах, стоящих на рейде.

Более детальная интерпретация факторов не входит в задачи данной работы. Однако следует отметить, что сходное факторное решение (PoF_1-PoF_3) для почти такого же набора ЗВ (без фенолов), но при значительно меньшем числе точек опробования в Амурском и Уссурийском заливах (26 против 41) было получено авторами по результатам съемки 2001 г. [Moshchenko et al., 2009]. Отличие заключалось главным образом в наличии самостоятельного фактора, контролирующего концентрации сумм ДДТ с его метаболитами и производных ГХЦГ (PoF_3), а в структуру фактора PoF_2 включался, кроме железа, марганца, кобальта и никеля, еще и хром (с нагрузкой, близкой к 0,7, но противоположной по знаку). При этом нынешнее пространственное распределение значений PoF_1 и PoF_2 повторяет таковые 2001 г. в деталях при почти полной ортогональности первичных кластеров ($r = 0,109-204,0$). Сопоставление с имевшейся на тот момент схемой течений для южных и северных ветров показало вероятные пути разноса ЗВ. Однако использованная нами схема в настоящее время критикуется самим ее автором — П.А. Файманом (устное сообщение), а новой обобщенной — пока не существует.

Сравнение с уровнем естественного фона, стандартными концентрациями и «чувствительностью» донных животных к воздействию отдельных поллютантов. В грунтах исследованной акватории концентрация железа составляла в среднем $1,9 \pm 0,2$ %, что соответствует его содержанию в смешанных грунтах, а широкие пределы изменчивости (0,3–3,4 %) — их изменениям от песков до осадков с преобладанием илистых и глинистых фракций. Песчаные грунты, хотя и редки в нашей выборке, но все же были отмечены на некоторых станциях. На подавляющем большинстве станций осадки были алевритовыми и пелитовыми. В целом это свидетельствует о правомочности использования фоновых концентраций металлов, установленных ранее (табл. 4).

По содержанию поллютантов на основе процедуры кластерного анализа были выделены 5 групп станций (рис. 4):

I. Относительно чистые — открытые районы Амурского и Уссурийского заливов: 22а, А28, 34а, А35, 47а, 50а, 11у, 20у, 21у, 43у, 45у, 55у, 57у, 59у, U103, U105, U106, U108, U112, U117, U208.

Таблица 4
Table 4

Статистические характеристики концентраций различных загрязнителей в донных отложениях групп станций, выделенных в районе работ в 2016 г.
Statistical parameters of certain contaminants concentration in the bottom sediments, by groups of stations in 2016

Загрязняющее вещество	Группы станций						Станция 35а	Все данные (n = 50)	Данные других авторов	TEL-ERL или PEL-ERM
	I (n = 21)	II (n = 13)	III (n = 10)	IV (n = 2)	V (n = 3)					
Cd, мкг/г	0,4±0,1 0,0-1,4	0,9±0,2 0,1-2,2	1,0±0,3 0,1-2,9	1,2±0,3 0,9-1,4	4,7±1,5 3,1-7,8	0,4	1,0±0,3 0,0-7,8	0,1±0,05 0,2±0,1	0,676-1,2 4,21-9,6	
Co, мкг/г	2,0±0,3 0,0-4,4	4,7±0,7 1,8-11,0	9,8±6,8 1,6-70,5	3,5±1,4 2,1-4,8	4,3±0,7 3,1-5,6	3,7	4,5±2,1 0,0-70,5	7	AET: 10 (N)	
Cr, мкг/г	22,4±1,5 11,0-39,5	37,5±4,5 9,4-61,5	27,3±5,4 2,5-69,5	26,0±4,0 22,0-30,0	95,7±52,7 41,0-201,0	27,0	31,9±6,0 2,5-201,0	20	52,3-81,0 160-370	
Cu, мкг/г	4,7±0,5 1,2-9,5	14,2±1,1 9,0-19,0	41,3±4,9 24,0-70,0	109,5±23,5 86,0-133,0	276,0±21,7 249,0-319,0	23,0	35,3±14,4 1,2-319,0	8±2 28±3	18,7-34,0 108-270	
Fe, мкг/г	11852±1218 2657-26006	25437±1705 12446-34139	23195±2475 8583-33802	24558±2264 22294-26822	28462±1173 26764-30712	21894	19358±1902 2657-34139	< 1,5 · 10 ⁴ > 3,5 · 10 ⁴	AET: 2,2 · 10 ⁵ (N)	
Hg, мкг/г	0,048±0,022 0,004-0,480	0,071±0,010 0,037-0,150	0,252±0,073 0,089-0,794	0,350±0,151 0,199-0,501	1,144±0,233 0,880-1,609	0,018	0,332±0,271 0,004-1,609	0,05	0,13-0,15 0,70-0,71	
Mn, мкг/г	67,5±9,6 16,0-197,0	150,7±14,3 60,0-254,5	131,0±15,2 43,0-192,0	250,0±113,0 137,0-363,0	163,7±12,4 147,0-188,0	129,0	116,1±14,8 16,0-363,0	150±20 350±80	AET: 260 (N)	
Ni, мкг/г	8,1±0,6 3,9-14,0	17,4±1,9 8,5-33,0	17,8±2,2 8,3-31,0	16,5±0,5 16,0-17,0	20,0±0,0 20,0-20,0	18,0	13,7±1,5 3,9-33,0	15±3 45±5	15,9-20,9 42,8-51,6	
Pb, мкг/г	6,4±0,6 2,8-13,0	14,0±1,6 6,8-25,5	37,9±3,3 28,0-54,0	81,5±19,5 62,0-101,0	179,7±16,3 154,0-210,0	27,0	28,5±9,4 2,8-210,0	20±5 35±5	30,2-46,7 112-218	
Zn, мкг/г	25,0±1,8 9,3-41,0	71,6±3,8 51,0-91,0	111,2±7,9 63,0-139,0	266,0±18,0 248,0-284,0	427,7±26,0 381,0-471,0	81,0	89,3±22,2 9,3-471,0	30±7 100±10	124-150 271-410	
ДДТ, нг/г	2,4±0,8 0,1-15,0	1,9±0,6 0,1-8,8	5,6±2,0 0,1-20,9	7,2±5,0 2,2-12,1	8,0±2,8 3,3-13,0	193,6	7,3±5,9 0,1-193,6	2,03-9,88 ²	1,19-1,0 4,77-7,0	
ДДЭ, нг/г	0,5±0,1 0,3-1,3	1,0±0,2 0,2-2,2	2,8±0,5 1,0-5,5	15,6±5,6 10,0-21,2	9,5±2,7 5,2-14,4	14,5	2,5±0,9 0,2-21,2	-	2,07-2,20 374-27	
ДДД, нг/г	1,1±0,4 0,0-6,7	1,7±0,6 0,3-7,4	7,0±2,7 0,9-26,8	8,5±1,2 7,3-9,7	57,9±18,3 21,4-76,7	44,8	7,0±3,5 0,0-76,7	-	1,22-2,0 7,81-20,0	
ΣДДТ, нг/г	4,0±1,2 0,4-23,0	4,6±1,2 1,4-17,1	15,4±4,5 3,1-50,3	31,3±9,3 21,9-40,6	75,4±20,9 34,4-103,0	252,9	16,8±8,6 0,4-252,9	1,0-26,1 ²	3,89-1,58 51,7-46,1	

Окончание табл. 4
Table 4 finished

Загрязняющее вещество	Группы станций					Станция 35а	Все данные (n = 50)	Данные других авторов	TEL-ERL или PEL-ERM
	I (n = 21)	II (n = 13)	III (n = 10)	IV (n = 2)	V (n = 3)				
DDD+DDE/DDT, у.е.	1,85±0,72	3,71±0,98	6,95±4,03	5,65±4,67	12,08±8,56	0,31±1,50	4,09±0,99	—	—
	0,28–15,0	0,78–13,0	0,53–40,0	2,36–8,95	3,41–25,91	1,9–3,4	0,28–40,0		
ДДД/ДДЭ, у.е.	2,0±10,4	2,62±0,97	2,64±1,03	0,66±0,44	6,03±1,69	3,09	2,50±0,38	—	—
	0,29–8,0	0,5–11,5	0,36–10,20	0,34–0,97	4,12–8,72		0,29–11,50		
Углеводороды, мг/г	0,19±0,05	0,34±0,10	1,28±0,46	4,91±0,28	9,54±0,95	1,02	1,21±0,53	0,03–35,80 ³	0,01–0,10
	0,01–0,73	0,04–0,93	0,05–3,54	4,63–5,19	8,25–11,39		0,01–11,39		1,0–4,0
Фенолы, мкг/г	1,6±0,1	2,4±0,2	3,0±0,4	3,8±0,8	4,7±0,9	3,0	2,4±0,3	0,1–17,6 ³	АЕТ: 130 (E)
	0,7–3,0	1,3–3,9	1,1–5,0	3,0–4,6	3,6–6,5		0,7–6,5		
α-ГХЦГ, нг/г	0,3±0,1	1,0±0,6	5,3±2,5	10,9±8,4	6,8±2,6	1,5	2,3±1,1	0,55–0,94 ²	—
	0,0–1,2	0,0–7,7	0,4–26,8	2,5–19,2	1,9–10,5		0,0–26,8		—
γ-ГХЦГ (линдан), нг/г	1,1±0,3	0,5±0,2	3,2±1,0	18,0±14,0	8,8±4,2	1,9	2,5±1,1	0,14–0,25 ²	TEL: 0,32
	0,0–4,2	0,0–2,3	0,2–8,4	4,0–32,0	0,7–14,9		0,0–32,0		PEL: 0,99
ΣГХЦГ, нг/г	1,5±0,3	1,5±0,6	8,5±3,1	28,9±22,4	15,7±6,8	3,4	4,9±2,0	<0,2–5,7 ²	—
	0,0–4,7	0,2–7,8	0,6–33,9	6,5–51,2	2,6–25,4		0,0–51,2		—
TPF, у.е.	2,2±0,1	2,6±0,1	3,3±0,1	4,2±0,2	4,9±0,1	3,8	2,8±0,2	1,0–5,0 ⁴	ERL ⁵ : 2,90±0,15
	1,8–2,6	2,4–3,2	2,8–4,0	4,0–4,4	4,8–5,0		1,8–5,0		ERM ⁵ : 3,23±0,18

¹ Значения взяты из работ Нефтяные углеводороды... [1986]; Long et al. [1995]; С.А. Пагина [1997]; Boyd et al. [1998]; Buchman [2008].

² Значения взяты из работ Tkalin et al. [1993, 1996, 1997].

³ Значения взяты из работы А.А. Огородниковой [2001].

⁴ Данные авторов по различным районам зал. Петра Великого в разные годы.

⁵ Значения взяты из работ А.В. Мощенко, Т.А. Белана [2007, 2008].

Примечание. В числителе — среднее значение и ошибка репрезентативности, в знаменателе — пределы изменчивости. Для металлов в столбце «Данные других авторов» приведены фоновые концентрации по: В.М. Шулькину [2004: Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn; в числителе — для песков, в знаменателе — для алевропелитов] и Л.Т. Ковковдой, М.В. Симоконя [2004: Co, Cr, Hg]. TEL и PEL — Threshold and Probable Effects Level, ERL и ERM — Effect Range Low и Median, АЕТ — Apparent Effect Threshold: N и E — величины индекса получены соответственно с использованием полихеты *Neanthes* sp. и личинок иглокожих.

- II. Умеренно загрязненные — более внутренние части Амурского и Уссурийского заливов: 2а, 4а, 9а, 62а, А11, А12, А37, А39, А52, 6у, 13у, 40у, U104.
- III. Загрязненные: Амурский залив — 16а, 26а, А16, А24, Уссурийский залив — 17у, U100, прол. Босфор Восточный — Z14, Z18, Z23, бухта Улисс — Z19.
- IV. Сильно загрязненные: бухта Золотой Рог — Z1 и Z12.
- V. Станции с экстремально высоким загрязнением: бухты Золотой Рог и Диомид — Z7, Z11, Z22.

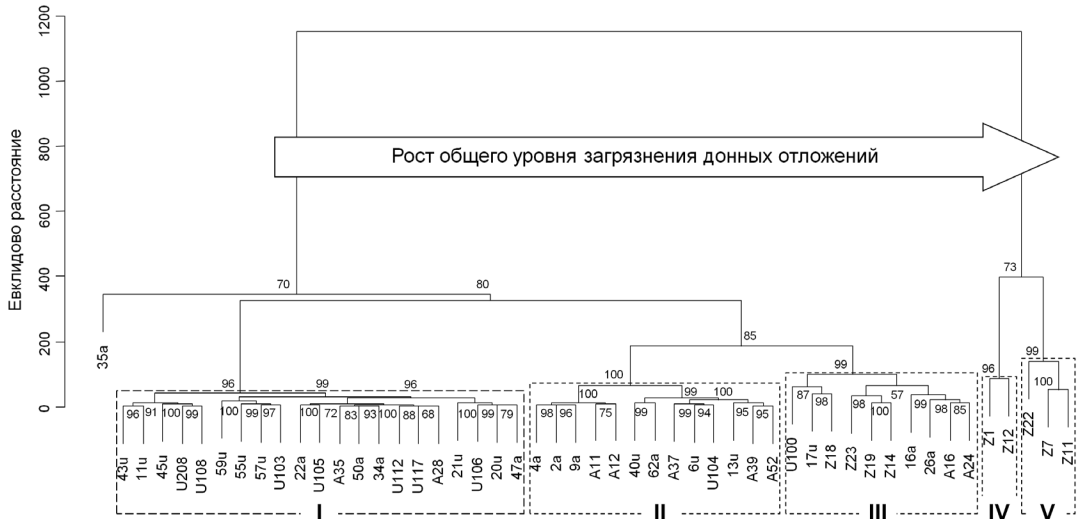


Рис. 4. Дендрограмма сходства станций, опробованных в зал. Петра Великого, полученная методом Уорда (вариант D2, метрика — евклидово расстояние) с несмещенными оценками бутстреп-вероятностей появления узла (цифры в узлах дендрограммы); рамками отмечены выделяемые группы (узлы с вероятностью появления > 95 %)

Fig. 4. Dendrogram of similarity for stations in Peter the Great Bay built by Ward's method (variant D2, metrics — Euclidean distance) with unbiased bootstrap probabilities of node appearance (numerals in the nodes of dendrogram). Separated groups of stations with the probability > 95 % are framed

Влияние фактора «группа» статистически значимо для всех элементов и соединений (результаты теста Крускала-Уоллиса: $p = 0,000-0,017$). Станция 35а оказалась нерасклассифицированной. Применение EM-алгоритма дает минимальную величину информационного критерия Байеса для 6 групп (6-я группа — станция 35а), а EDDA-процедура — ошибочную классификацию всего двух станций (натуральный логарифм функции правдоподобия $\log\text{-likelihood} = -1099,1$, число станций $n = 50$, число степеней свободы $df = 56$, критерий Байеса $BIC = -2417,2$, ошибка обучения $TE = 0,04$). Станция 13у была отнесена к первой группе вместо второй, а станция 26а — ко второй вместо третьей. Следовательно, полученная классификация «устойчива» и может быть использована для сопоставления с биологическими данными. Концентрации загрязнителей для выделенных групп представлены в табл. 4.

После исключения «выбросов», т.е. станций, где осадки явно загрязнены тем или иным элементом, и станций, где содержание элемента в грунте явно ниже фонового уровня, концентрации всех металлов оказались довольно сильно связаны с содержанием железа ($r = 0,727-0,924$, $p = 0,000$) (рис. 5).

Среди металлов, изменчивость содержания которых контролируется факторами PoF_1 и MeF_1 , в наибольшей степени распространено кадмиевое и ртутное загрязнение (соответственно 24 и 21 станция), у меди количество загрязненных станций составляет 17, у свинца и цинка — по 16. Наибольшие концентрации этих элементов приурочены к бухтам Золотой Рог и Диомид, где они в разы превышают фон для илистых и глинистых осадков (табл. 4). Так, в бухте Золотой Рог даже средние концентрации цинка превосходят уровень фона более чем в 3,3 раза, свинца — в 3,5, меди — в 6,0, кадмия — в 11,0,

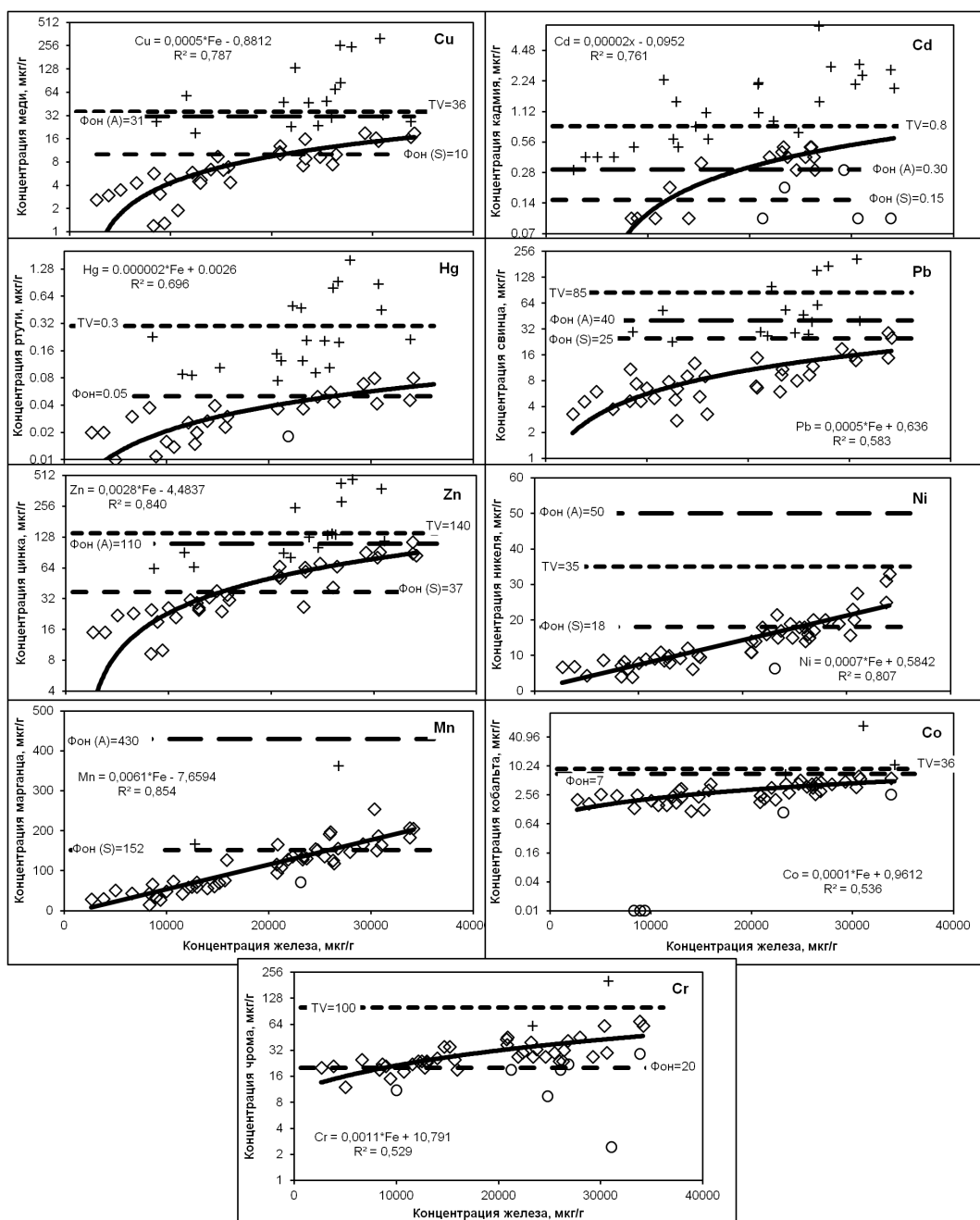


Рис. 5. Зависимость концентраций металлов от содержания железа (логарифмический масштаб, кроме Mn и Ni), фон (A) и (S) — фоновые концентрации соответственно для алевропелитов и песков; TV — заданное значение; ромбы — концентрации соответствуют природному фону и использованы в уравнении регрессии; крестики — концентрации выше фона; кружки — явно ниже фона

Fig. 5. Metals concentration dependence on iron content (logarithmic scale, except Mn and Ni). Background (A) and (S) — background concentration for aleurolpelites and sands, respectively; TV — target value; rhombs — stations with concentration close to natural background (used for equation of regression); crosses — stations with concentration above natural background; circles — stations with concentration significantly below natural background

ртути — в 16,0 раза. В то же время загрязнение грунтов ртутью и особенно кадмием весьма распространено и в Амурском и Уссурийском заливах.

Ситуация с другими металлами не столь удручающая. Это кобальт, марганец, хром и никель. Осадки явно загрязнены кобальтом только на трех станциях в Амурском заливе (А11, А24, А37), хромом и марганцем — на двух: у первого — это бухта Диомид и станция А37, у второго — станция Z1 в бухте Золотой Рог и станция 22а в западной части Амурского залива; у никеля превышение фона отсутствовало.

Таким образом, фоновые концентрации на акватории были превышены всеми элементами, за исключением никеля (табл. 4). Лидируют в этом отношении бухты Золотой Рог и Диомид, за ними следуют прол. Босфор Восточный, Амурский залив, а Уссурийский залив является явным аутсайдером. Несколько иная картина складывается при сопоставлении с заданными концентрациями. Ситуация с весьма негативной переходит в довольно сносную: загрязненными кадмием остаются донные отложения 14 станций, медью — 10, ртутью — всего 7, цинком — 5, свинцом — 4, кобальтом — 2 и хромом — 1. На наш взгляд, учитывая замечания, сделанные во введении, оценка на основе природного фона более объективна, так как позволяет говорить о силе антропогенного воздействия по отношению к нулевому (0) уровню.

Содержание углеводородов (УВ) в грунтах исследованных акваторий изменялось в пределах 0,01–11,39 мг/г (в среднем — $1,21 \pm 0,53$ мг/г) (табл. 4). Наибольшие концентрации этих соединений наблюдались в бухтах Золотой Рог и Диомид, наименьшие — в Уссурийском заливе. Содержание УВ в осадках прол. Босфор Восточный и бухте Улисс также было весьма высоко, как, впрочем, и в Амурском заливе. Нормирование концентраций УВ относительно содержания Fe ($r = 0,846$) и сопоставление с уровнем условного фона* (0,04 мг/г) показывают, что осадки были загрязнены углеводородами в большинстве станций (на 40 из 50).

Иными словами, осадки, не загрязненные углеводородами, практически отсутствовали, причем этого вывода не изменяет даже некоторое «ослабление», которое дает использование заданного значения (0,05 мг/г). Следует подчеркнуть, что 0,04–0,05 мг/г (или 40–50 мкг/г) — это очень большие концентрации, они соответствуют природному фону прибрежных акваторий северо-восточного шельфа о. Сахалин, где, как и на других газонефтяных площадях, наблюдается просачивание углеводородов из месторождений [Немировская, 2004, 2013]. И уж они точно выше таковых, характерных для действительно чистых (пока еще) районов.

Содержание фенолов в донных отложениях составляло в среднем $2,4 \pm 0,3$ мкг/г (пределы изменений — 0,7–6,5 мкг/г). Как и для УВ, наибольшие концентрации этих соединений были отмечены в бухте Золотой Рог, наименьшие — в Уссурийском заливе, остальные акватории по уровню загрязнения фенолами занимали некое промежуточное положение (табл. 4). Низкий уровень корреляции содержания фенолов и железа ($r = 0,600$), скорее всего, объясняется отличием их сорбционных свойств от большинства других ЗВ. При этом величина адсорбции фенолов для грунтов, состоящих из песка и ракушки, выше, чем для илистых осадков [Лыкова, Симонов, 1978]. Заданное значение для фенола составляет 0,05 мкг/г**. Однако в нашей работе анализируется суммарное содержание фенолов, что не позволяет использовать эту величину. Уровень природного фона для этих соединений в зал. Петра Великого неизвестен.

Концентрация ДДТ и его метаболитов достигала в сумме $16,8 \pm 8,6$ нг/г, варьируя от 0,4 до 252,9 нг/г. Как и в отношении фенолов и УВ, наиболее «чистым» оказался Уссурийский залив, а максимальное загрязнение (почти 253 нг/г) наблюдалось на станции 35а (табл. 4). После исключения «выбросов», концентрации суммы ДДТ заметно коррелировали с содержанием железа ($r = 0,748$). Отношения суммы ДДЭ и ДДД к ДДТ и ДДД к ДДЭ варьировали соответственно в пределах 0,28–40,0 и 0,29–11,50, составляя в среднем $4,09 \pm 0,99$ и $2,50 \pm 0,38$ (табл. 4). Минимальные величины первого показателя

* В качестве средней величины условного фона нами принято значение $0,03 \pm 0,01$ мг/г, полученное на основе результатов измерений, выполненных экспедицией ДВНИГМИ в 1992 г. в зал. Посьета и на прилегающей акватории. Используются данные, полученные только на станциях открытой части этого района.

** Circular... (2000).

были отмечены на станциях U103, U106, U117 и 35a ($< 0,5$), максимальные — на станциях Z23 и Z7 (> 20) (рис. 6). Наименьшие значения второго наблюдались на станциях 20a, U105, U106, U112, Z12 Z14 ($< 0,4$), наибольшие — на станциях 2a, 40a, 57a, U100 и Z7 (> 8). В целом аэробная деструкция была отмечена на 17 из 50 станций (34 %), приуроченных главным образом к прибрежным и более мелководным районам, исключая бухту Золотой Рог, а на большей части акватории преобладала анаэробная трансформация этого соединения. Станций со следами «старого» применения ДДТ явно больше, чем «свежего» (34, или 68 %), причем последнее в большей степени проявляется в средней и южной частях района, изученного в Уссурийском заливе (рис. 6). Следовательно, скрытое использование этого соединения продолжается до сих пор, несмотря на запрет. Для этих соединений, имеющих чисто антропогенное происхождение, природный фон равен нулю. Поэтому, осадки всех исследованных акваторий загрязнены ДДТ (и его производными), а применение заданного значения (1 нг/г) некорректно.

Среднее суммарное содержание α - и γ -изомеров ГХЦГ в осадках изученной акватории зал. Петра Великого составляло $4,9 \pm 2,0$ нг/г и варьировало в пределах 0,0–51,2 нг/г. Наибольшие средние и максимальные концентрации гексахлорциклогексанов наблюдались в прол. Босфор Восточный, бухтах Золотой Рог, Диомид, Улисс, а наименьшие, в отличие от всех остальных исследованных загрязнителей, — в Амурском заливе. Связь суммарного содержания ГХЦГ с концентрацией железа незначительна ($r = 0,176$), а их присутствие отмечено почти на всех станциях, кроме A28. Природный фон ГХЦГ, как и ДДТ, равен 0. Следовательно, в исследованном районе крайне трудно найти акваторию, осадки которой не были бы загрязнены этими пестицидами.

Для донной фауны наиболее опасная ситуация сложилась в отношении углеводородов и линдана (табл. 4). Для первых лишь на одной станции (U103) концентрация соответствовала границе *ERL*, на 39 лежала в диапазоне *ERL-ERM* и на 10 была выше *ERM*. Это две станции в Амурском заливе, остальные — в бухтах Золотой Рог, Диомид, Улисс и прол. Босфор Восточный. Для второго концентрация превышала *TEL* и была ниже *PEL* на 13 станциях и выше *PEL* — на 20, причем в Уссурийском заливе их доля была больше, чем в Амурском, а лидировали, естественно, бухта Золотой Рог и прол. Босфор Восточный с окрестностями. Третьей в этом списке располагалась сумма ДДТ и его производных. Их концентрации соответствовали диапазону *ERL-ERM* на 34 станциях, а на четырех — выходили за его верхнюю границу (станции Z7 и Z11 в бухте Золотой Рог, станции U100 в Уссурийском и 35a в Амурском заливе). Более приемлемой для бентоса оказалась ситуация с токсичными металлами. Лидировали здесь медь и цинк (соответственно *ERL-ERM* — 15 и 18 станций, $> ERM$ — 4 и 0). При этом как для меди, так и для остальных элементов характерной чертой является приуроченность концентраций, превышающих *ERM*, главным образом к бухтам Золотой Рог и Диомид.

Таким образом, акватории зал. Петра Великого, исследованные в 2016 г., были в разной степени подвержены загрязнению, но при этом на подавляющем большинстве станций загрязнение донных отложений хотя бы по одному из поллютантов превышало уровень природного фона и/или величину *ERL*. В основном это относится к органическим загрязнителям — углеводородам, пестицидам, а также кадмию и ртути. Самой загрязненной и опасной для бентосных животных оказались бухта Золотой Рог (включая Диомид) и прол. Босфор Восточный с бухтой Улисс, Амурский залив характеризуется более умеренным уровнем загрязнения, а Уссурийский — является наиболее чистым и наиболее экологически благоприятным среди изученных районов. В то же время последний превышает Амурский залив по общему содержанию линдана и по доле станций, где осадки сильно загрязнены этими пестицидами, которые специально создавались для уничтожения членистоногих. Возможно, поэтому в составе донной фауны исследованных районов практически отсутствуют ракообразные, которые крайне многочисленны и даже доминируют в сообществах макрозообентоса чистых акваторий и являются классом в типе членистоногих. Следует подчеркнуть, что такой характер загрязнения исследованной акватории сохраняется уже на протяжении более трех десятилетий [Ткалин и др., 1990; Moshchenko et al., 2009].

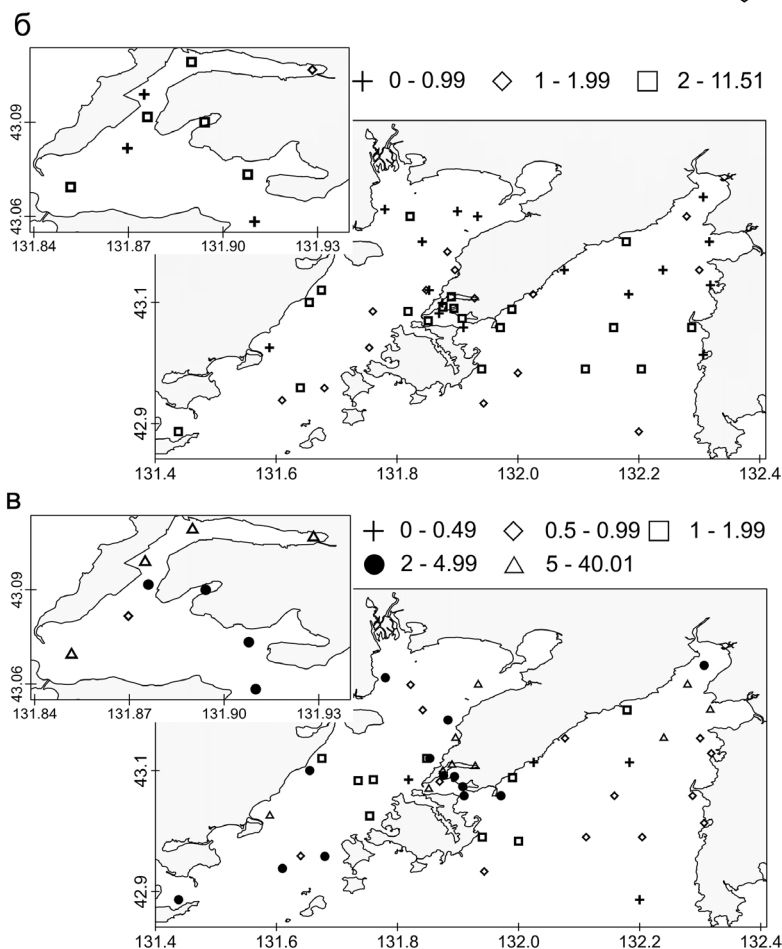
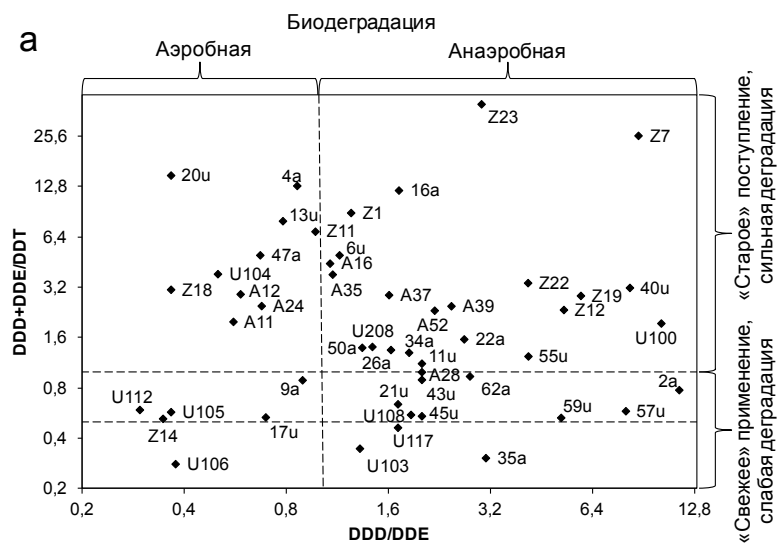


Рис. 6. Соотношение концентраций ДДД/ДДЭ и ДДЕ + ДДД/ДДТ (а) и распределение значений этих показателей на исследованной акватории (б–в)

Fig. 6. Ratio of DDD/DDE and DDE+DDD/DDT concentrations (а) and spatial distribution of these concentrations (б–в)

Состояние макрообитоса. Пространственные вариации степени химического загрязнения грунтов исследованной акватории отчетливо проявляются в распределении значений индекса *TPF* (рис. 7). Наиболее благоприятные для биологических объектов ус-

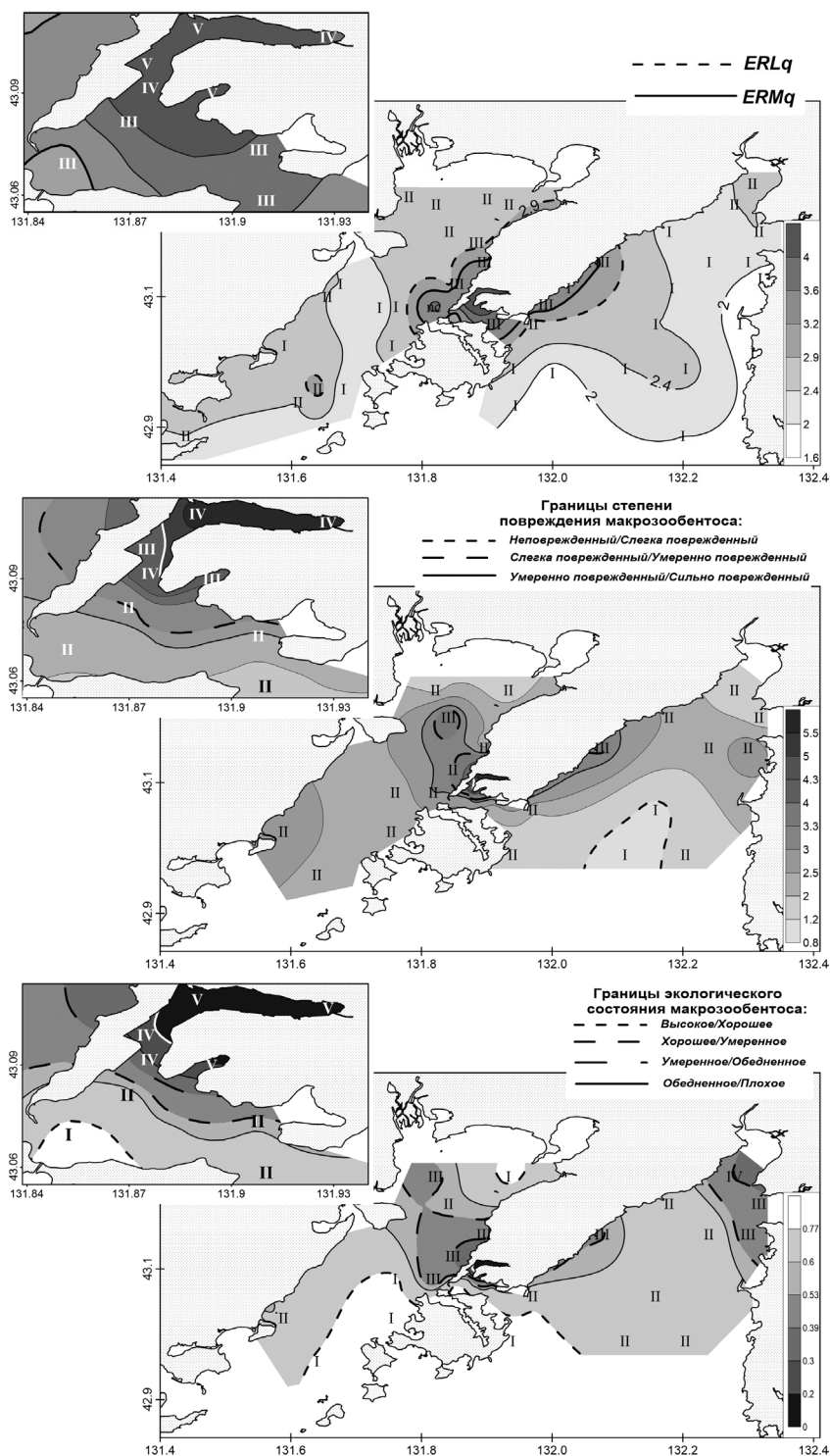


Рис. 7. Распределение величин индексов *TPF*, *AMBI* и *M-AMBI* (сверху вниз) на исследованной акватории. Римские цифры: для *TPF* — группы станций на рис. 4 и в табл. 4; для *AMBI* — степень повреждения бентоса (I, II, III и IV — соответственно неповрежденный, слабо, умеренно и сильно поврежденный); для *M-AMBI* — экологический статус (I, II, III, IV и V — высокий, хороший, умеренный, обедненный и плохой)

Fig. 7. Spatial distributions of *TPF*, *AMBI* and *M-AMBI* indices (from top to bottom). Roman numerals: for *TPF* — groups of stations at Fig. 4 and Table 4; for *AMBI* — degree of benthos disturbance (I — undisturbed, II — weakly disturbed, III — moderately disturbed, IV — heavily disturbed); for *M-AMBI* — ecological status (I — high, II — good, III — moderate, IV — poor, V — bad)

ловия среды наблюдаются в мористой и восточной части Уссурийского залива ($TPF < 2$). С продвижением на север и северо-запад TPF последовательно возрастает и достигает критических значений вокруг южной оконечности п-ова Муравьева-Амурского (3,2) с максимумами в бухтах Золотой Рог и Диомид (4,8–5,0), затем вновь несколько снижается к западу. Изолиния 2,9 (ERL_q , 20 %-ное снижение разнообразия двусторчатых моллюсков) показывает границу, за которой начинается область прогрессивной деградации сообществ бентоса, изолиния 3,2 (ERM_q , уменьшение $> 54\%$) — область прогрессивной деградации заканчивается. Естественно, TPF довольно сильно коррелирует с факторами PoF_1 , MeF_1 , $OrgF$ и $OrgF_1$ ($r = 0,862, 0,796, 0,904$ и $0,807, p = 0,000$, полином 2-й степени).

Изменения степени повреждения и экологического состояния макрозообентоса отражает распределение величин индексов $AMBI$ и $M-AMBI$ (рис. 7). Во внутренней части бухты Золотой Рог бентос сильно поврежден, а его состояние следует охарактеризовать как плохое (станции Z1 и 7; $AMBI > 5,5$ и $M-AMBI < 0,2$). Во внешней ее части и бухте Диомид бентос варьирует от умеренно до сильно поврежденного, а его состояние — от обедненного до плохого (станции Z11, 12 и 22; $AMBI = 4,3–5,3$ и $M-AMBI = 0,18–0,25$). В прол. Босфор Восточный донное население повреждено в умеренной степени или незначительно, а его статус хороший и даже высокий (станции Z14, 18, 19 и 23; 2,20–3,20 и 0,58–0,83). На выходе из пролива и на большей части Уссурийского залива, за исключением его самой северной акватории, бентос находится в слабо поврежденном и даже неповрежденном состоянии (станции 43и и 57и, $AMBI = 0,92$ и $0,77$), в хорошем и высоком статусе (станция 55и, $M-AMBI = 0,79$).

По индексу $AMBI$ донное население в Амурском заливе повреждено несколько сильнее, чем в Уссурийском, хотя его экологический статус примерно одинаков. Исключение — восточная часть Амурского залива вблизи центра города, откуда «язык» макрозообентоса с несколько «пониженными» свойствами (более сильное повреждение и пониженный статус) протягивается в направлении Тавричанского лимана и устья р. Раздольной. Макрозообентос с высоким экологическим статусом наблюдался в этом заливе не только в его мористой части (станции 34а, 50а, 62а, $M-AMBI = 0,79–0,88$), но и во внутренней (станция 4а, $M-AMBI = 0,83$).

В целом макрозообентос находится в неповрежденном состоянии лишь на двух станциях из 29, а слабо, умеренно и сильно поврежден соответственно на 20, четырех и трех станциях. Высокий экологический статус донного населения отмечен в шести точках, а хороший, умеренный, обедненный и плохой — соответственно в 11, шести, трех и трех. Отсутствие повреждений и их слабое проявление, а также высокий и хороший статусы биоты приурочены главным образом к областям с низким уровнем загрязнения осадков, и наоборот, сильное повреждение, обедненный и плохой статусы макрозообентоса сопряжены с сильным и экстремальным загрязнением (табл. 5).

Таблица 5

Сопряженность степени повреждения и экологического статуса макрозообентоса с уровнем загрязнения

Table 5

Degree of disturbance and ecological status of macrozoobenthos correspondence to level of contamination

Показатель	Степень повреждения или состояние донного населения	Группы станций (рис. 4, табл. 4)			К-У-тест
		I–II (n = 17)	III (n = 7)	IV–V (n = 5)	
Степень повреждения ($AMBI$)	Не- и слабо поврежденное	16	6	0	0,000
	Умеренно поврежденное	1	1	2	0,161
	Сильно поврежденное	0	0	3	0,000
Экологический статус ($M-AMBI$)	Высокий и хороший	14	4	0	0,003
	Умеренный	2	3	0	0,023
	Обедненный и плохой	1	0	5	0,000

Примечание. К-У — Крускала-Уоллиса: приведены вероятности справедливости нулевой гипотезы об отсутствии влияния фактора.

Изменения общего уровня химического загрязнения осадков, при исключении станции Z1, где условия отягощены процессами гниения и, как следствие, дефицитом кислорода, объясняют 67,4 и 59,3 % дисперсии $AMBI$ и $M-AMBI$, вариации PoF_1 — 70,8 % $AMBI$, но только 47,0 % — $MAMBI$ (рис. 8). Использование в моделировании MeF_1 , $OrgF$ и $OrgF_1$ дает сходные, но более «скромные» результаты ($AMBI$ — $r^2 = 0,588-0,667$, $M-AMBI$ — $r^2 = 0,395-0,460$; не показано).

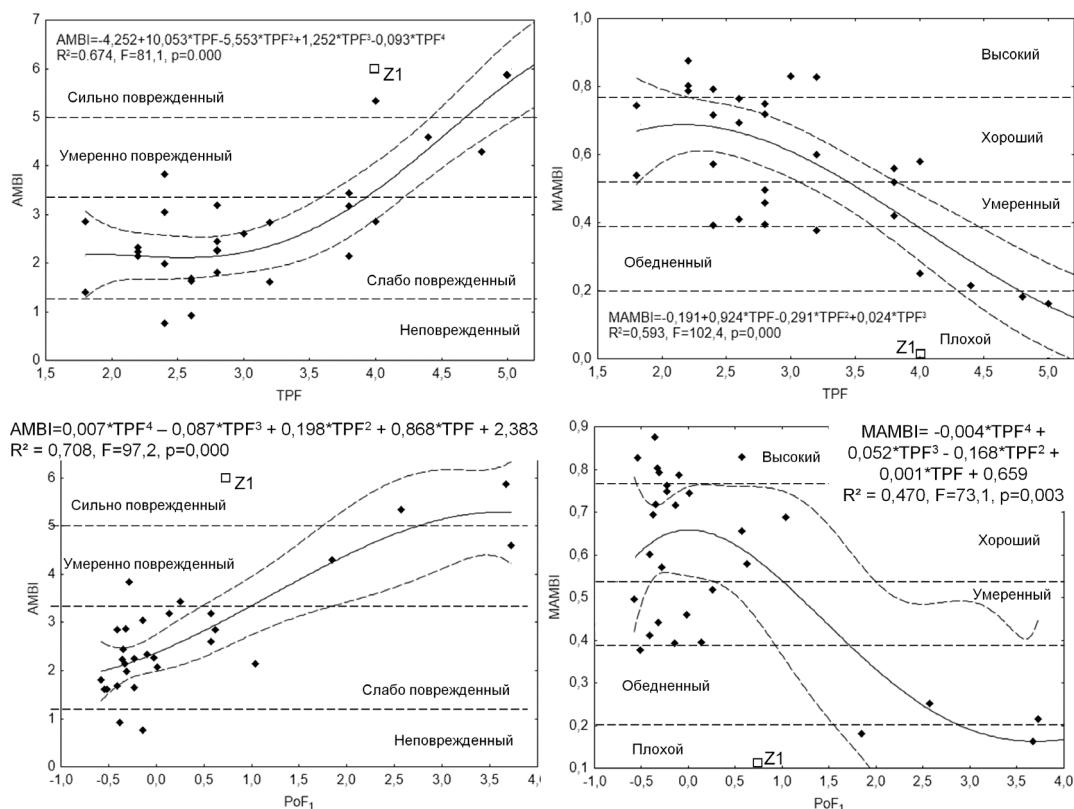


Рис. 8. Зависимости индексов $AMBI$ и $M-AMBI$ от общего уровня химического загрязнения донных отложений: *штриховая линия* — 95 %-ные доверительные границы; R^2 — коэффициент детерминации; F — расчетная величина критерия Фишера; p — вероятность справедливости нулевой гипотезы $R = 0$

Fig. 8. $AMBI$ and $M-AMBI$ indices dependence on total level of chemical contamination: *dotted line* — 95 % confidence boundaries; R^2 — determination coefficient; F — Fischer criterion; p — probability of correctness for the null hypothesis $R = 0$

Следовательно, на изученной акватории загрязнение является ведущим фактором среды для донного населения, но в то же время сильное проявление его действия наблюдается в весьма ограниченной ее части — главным образом в бухтах Золотой Рог и Диомид. Вероятно, такая локальность обусловлена не только относительно небольшой площадью сильно загрязненной акватории, но и довольно высокой устойчивостью самой фауны к химическому загрязнению (при экстремальных условиях исходная биота заменяется комплексами видов, устойчивыми к загрязнению).

Загрязнение исследованных акваторий нефтепродуктами началось в 50-е гг. прошлого столетия, что связано с переходом судов на дизельное топливо [Шорников, Зенина, 2014]. Пик техногенного воздействия на природные комплексы прибрежной зоны пришелся на 1960–1980 гг. [Петренко, 2003]. В последнее десятилетие 20-го в. в грунтах Амурского и Уссурийского заливов и даже бухты Золотой Рог наблюдалось уменьшение концентраций некоторых ЗВ, что объяснялось некоторым снижением интенсивности хозяйственной деятельности [Огородникова, 2001; Belan, 2003]. Однако, по крайней мере вблизи Владивостока, общий уровень загрязнения остается

высоким, существенно не меняется на протяжении уже 30 лет и превышает уровень ERL_q , а часто — и ERM_q [Мощенко и др., 2017].

В северной части Амурского и, вероятно, Уссурийского заливов одним из главных факторов, влияющих на состояние, является заиление осадков [Moshchenko, Belan, 2008]. Последнее обусловлено как выносом с речными водами тонкодисперсного материала, смываемого с охваченных хозяйственной деятельностью территорий, так и строительными работами [Шунтов, 2001; Петренко, 2003]. Естественно, вынос такого материала, несущего и биогенные соединения, сопровождается усилением эвтрофикации. Как было показано методами факторного анализа, стоки р. Раздольной и других водотоков, впадающих в северную часть Амурского залива, не только распространяются на юг вдоль его западного берега, но и достигают восточного у Владивостока и, более того, проникают в прол. Босфор Восточный. В Уссурийском заливе стоки рек Артемовка и Шкотовка также охватывают значительную акваторию у восточного побережья. Поэтому состояние бентоса во многом связано не только с загрязнением, но и эвтрофикацией, что неоднократно подчеркивалось ранее [Tkalin et al., 1993; Belan, 2003; Moshchenko, Belan, 2008]. Естественно, ее усилению способствуют бытовые стоки Владивостока и других населенных пунктов.

Заключение

Таким образом, акватории зал. Петра Великого в разной степени подвержены загрязнению, но на подавляющем большинстве станций загрязнение осадков превышает уровень природного фона и «безопасный» уровень хотя бы по одному из поллютантов. Прежде всего это относится к органическим ЗВ — углеводородам, пестицидам, а также кадмию и ртути. Основными источниками поступления изученных элементов и органических соединений на исследованную акваторию являются г. Владивосток и близлежащие населенные пункты (нефтепродукты, пестициды, фенолы, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) и реки, впадающие в северные части Амурского и Уссурийского заливов (Co, Mn, Ni, Fe). Самая загрязненная акватория — бухта Золотой Рог (включая Диомид) и прол. Босфор Восточный с бухтой Улисс, где концентрации металлов и углеводородов выше естественного геохимического фона и «безопасного» уровня в разы. Амурский залив характеризуется более умеренным уровнем загрязнения, а Уссурийский — является наиболее чистым среди изученных районов. В то же время последний превышает Амурский залив по общему содержанию линдана и по доле станций, где осадки сильно загрязнены этими пестицидами. В настоящее время химическое загрязнение наряду с эвтрофикацией является основным фактором, который обуславливает степень повреждения и экологическое состояние донного населения, но его сильное проявление весьма локально и отчетливо наблюдается только в наиболее загрязненных областях исследованной акватории. Состояние донной фауны отражает уровень загрязнения донных отложений. Так, сильно поврежденное состояние бентоса наблюдается на участках с максимальным TPF — во внутренней части бухт Золотой Рог и Диомид. Слабо поврежденное и даже неповрежденное состояние на большей части Уссурийского залива соответствует низким уровням этого показателя.

Список литературы

- Белан Т.А.** Особенности обилия и видового состава бентоса в условиях загрязнения (залив Петра Великого, Японское море) : дис. ... канд. биол. наук. — Владивосток : ДВГУ, 2001. — 141 с.
- Белан Т.А.** Сравнительная характеристика условий среды и показателей сообществ макрозообентоса морских прибрежных акваторий вблизи Владивостока // ДВНИГМИ — 65 лет : юбилейный выпуск. — Владивосток : Дальнаука, 2015. — С. 156–171.
- Белан Т.А., Белан Л.С., Березов А.В.** Условия существования и особенности распределения макрозообентоса морской акватории порта Владивосток (залив Петра Великого, Японское море) // Экологические аспекты освоения нефтегазовых месторождений. — Владивосток : Дальнаука, 2009. — № 1. — С. 116–128.
- Боровиков В.П., Боровиков И.П.** STATISTICA® — Статистический анализ и обработка данных в среде Windows® : моногр. — М. : Инф.-издат. дом «Филинь», 1998. — 608 с.

Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Эколого-геохимическая оценка «отпечатков» стойких хлорорганических пестицидов в системе почва — поверхностная вода // *Агрохимия*. — 2008. — № 1. — С. 52–56.

Кабаков Р.И. R в действии. Анализ и визуализация данных в программе R : пер. с англ. П.А. Волковой : моногр. — М. : ДМК Пресс, 2014. — 588 с.

Климова В.Л. Оценка последствий сброса грунта по биологическим показателям в районах дампинга в Японском море // *Итоги исследований в связи со сбросом отходов в море*. — М. ; Л. : Гидрометеиздат, 1988. — С. 137–141.

Ковековдова Л.Т., Симоконь М.В. Тенденции изменения химико-экологической ситуации в прибрежных акваториях Приморья. Токсичные элементы в донных отложениях и гидробионтах // *Изв. ТИНРО*. — 2004. — Т. 137. — С. 310–320.

Лихт Ф.Р., Астахов А.С., Боцул А.И. и др. Структура осадков и фации Японского моря : моногр. — Владивосток : ДВНЦ АН СССР, 1983. — 287 с.

Лишавская Т.С., Мощенко А.В. Некоторые металлы в донных отложениях прибрежных акваторий острова Сахалин // *Изв. ТИНРО*. — 2008. — Т. 153. — С. 295–311.

Лишавская Т.С., Мощенко А.В., Чернова А.С. Некоторые органические поллютанты в донных отложениях прибрежных акваторий острова Сахалин // *Изв. ТИНРО*. — 2005. — Т. 142. — С. 296–309.

Лыкова Л.К., Симонов А.И. Самоочищение морских вод от фенолов // *Тр. ГОИН*. — 1978. — Вып. 128. — С. 70–81.

Мощенко А.В., Белан Т.А. Метод оценки антропогенного нарушения сообществ макрозообентоса рыхлых грунтов // *Биол. моря*. — 2008. — Т. 34, № 4. — С. 279–292.

Мощенко А.В., Белан Т.А. Новые методы оценки экологического состояния природной среды Дальневосточных морей России // *Динамика морских экосистем и современные проблемы сохранения биологического потенциала морей России*. — Владивосток : Дальнаука, 2007. — С. 276–313.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Ивин В.В. Сообщества макрозообентоса восточной части пролива Босфор Восточный (залив Петра Великого Японского моря) // *Изв. ТИНРО*. — 2018. — Т. 193. — С. 112–142. DOI: 10.26428/1606-9919-2018-193-112-142.

Мощенко А.В., Белан Т.А., Лишавская Т.С., Борисов Б.М. Экологическое состояние морской среды и макрозообентоса у южной оконечности полуострова Муравьева-Амурского // *Тр. ДВНИГМИ*. — 2017. — Вып. 155. — С. 178–220.

Мощенко А.В., Шайхлисламова Л.Е. Экологическое состояние восточной части пролива Босфор Восточный (залив Петра Великого Японского моря) // *Изв. ТИНРО*. — 2010. — Т. 161. — С. 199–211.

Мощенко А.В., Шулькин В.М., Лишавская Т.С. Факторы, контролирующие содержание загрязняющих веществ в прибрежно-морских донных отложениях района, примыкающего к устью р. Туманная // *Геохимия*. — 2001. — Т. 39, № 2. — С. 204–211.

Немировская И.А. Нефть в океане (загрязнение и природные потоки) : моногр. — М. : Научный мир, 2013. — 432 с.

Немировская И.А. Углеводороды в океане : моногр. — М. : Научный мир, 2004. — 328 с.

Нефтяные углеводороды в морских донных отложениях: химические и биологические аспекты : обзорная информация / под. ред. И.А. Шлыгина. — Обнинск, 1986. — 46 с.

Огородникова А.А. Эколого-экономическая оценка воздействия береговых источников загрязнения на природную среду и биоресурсы залива Петра Великого : моногр. — Владивосток : ТИНРО-центр, 2001. — 193 с.

Патин С.А. Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа : моногр. — М. : ВНИРО, 1997. — 349 с.

Петренко В.С. Основные черты техногенеза на побережье Приморья // *Гидрометеорология и экология Дальнего Востока*. — Владивосток : Дальнаука, 2003. — Тем. вып. ДВНИГМИ № 4. — С. 175–183.

Тарасов В.Г., Касьянов В.Л., Адрианов А.В. и др. Экологическое состояние и донные сообщества бухт Патрокл и Соболь (залив Петра Великого, Японское море): прошлое и настоящее // *Вестн. ДВО РАН*. — 2005. — № 1. — С. 3–18.

Ткалин А.В., Климова В.Л., Шаповалов Е.Н. и др. Некоторые региональные последствия антропогенного воздействия на морскую среду : *Тр. ДВНИГМИ*. — Л. : Гидрометеиздат, 1990. — Вып. 144. — 107 с.

Шитиков В.К., Розенберг Г.С. Рандомизация и бутстреп: статистический анализ в биологии и экологии с использованием R : моногр. — Тольятти : Кассандра, 2013. — 314 с.

Шорников Е.И., Зенина М.А. Остракоды как индикаторы состояния и динамики водных экосистем (на примере залива Петра Великого Японского моря) : моногр. — Владивосток : Дальнаука, 2014. — 334 с.

Шулькин В.М. Металлы в экосистемах морских мелководий : моногр. — Владивосток : Дальнаука, 2004. — 279 с.

Шулькин В.М., Мощенко А.В. Уровень загрязнения и факторы, определяющие содержание поллютантов в донных отложениях российской части приустьевой зоны реки Туманной // Экологическое состояние и биота юго-западной части залива Петра Великого и устья реки Туманной. — Владивосток : Дальнаука, 2000. — Т. 1. — С. 86–98.

Шунтов В.П. Биология дальневосточных морей России : моногр. — Владивосток : ТИНРО-центр, 2001. — Т. 1. — 580 с.

Ackerman F., Bergmann H., Schleichert U. Monitoring of heavy metals in coastal and estuarine sediments — a question of grain-size: <20 μm versus <60 μm // Environ. Technol. Lett. — 1983. — Vol. 4, Iss. 7. — P. 317–328. DOI: 10.1080/09593338309384212.

Belan T.A. Benthos abundance pattern and species composition in conditions of pollution in Amursky Bay (the Peter the Great Bay, the Sea of Japan // Mar. Pollut. Bull. — 2003. — Vol. 49, № 9. — P. 1111–1119.

Belan T.A., Moshchenko A.V. Polychaete taxocenosis variability associated with sediment pollution loading in the Peter the Great Bay (the East Sea/Japan Sea) // Ocean Science J. — 2005. — Vol. 40, № 1. — P. 1–10.

Borja Á., Franco J., Muxika I. The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools // Mar. Pollut. Bull. — 2004. — Vol. 48, № 3–4. — P. 405–408.

Borja Á., Mader J., Muxika I. Instructions for the use of the AMBI index software (Version 5.0) // Revista de Investigacion Marina. — 2012. — Vol. 19, № 3. — P. 71–82.

Boyd J., Baumann J., Hutton K. et al. Sediment quality in Burrard Inlet using various chemical and biological benchmarks : Burrard Inlet Environmental Action Program. — Burnaby : B.C., 1998. — 37 p.

Bradford W.L., Luoma S.N. Some perspectives on heavy metal concentrations in shellfish and sediment in San Francisco Bay, California // Contaminants and Sediments / ed. by R.A. Baker. — Ann Arbor, MI : Ann Arbor Science, 1980. — Vol. 2. — P. 501–532.

Buchman M.F. NOAA Screening Quick Reference Tables, NOAA OR&R Report 08-1, Office of Response and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration. — Seattle WA, 2008. — 34 p.

Daskalakis K.D., O'Connor T.P. Distribution of chemical concentrations in US coastal and estuarine sediment // Mar. Environ. Res. — 1995. — Vol. 40, № 4. — P. 381–398.

Doong R.A., Sun Y.C., Liao P.L. et al. Distribution and fate of organochlorine pesticide residues in sediments from the selected rivers in Taiwan // Chemosphere. — 2002. — Vol. 48, № 2. — P. 237–246.

Goldberg E.D., Griffin J.J., Hodge V. et al. Pollution history of the Savannah River estuary // Environ. Sci. Technol. — 1979. — Vol. 13. — P. 588–594.

Hayton J.C., Allen D.G., Scarpello V. Factor Retention Decisions in Exploratory Factor Analysis: A Tutorial on Parallel Analysis // Organizational Research Methods. — 2004. — Vol. 7. — P. 191–205. DOI: 10.1177/1094428104263675.

Hirschberg D.J., Chin P., Feng H., Cochran J.K. Dynamics of sediment and contaminant transport in the Hudson River estuary: evidence from sediment distributions of naturally occurring radionuclides // Estuaries. — 1996. — Vol. 19, № 4. — P. 931–949. DOI: 10.2307/1352309.

Kennicutt M.C., Boothe P.N., Wade T.L. et al. Geochemical patterns in sediments near offshore production platforms // Can. J. Fish. Aquat. Sci. — 1996. — Vol. 53, № 11. — P. 2554–2566. DOI: 10.1139/cjfas-53-11-2554.

Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L., Calder F.D. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments // Environ. Management. — 1995. — Vol. 19, Iss. 1. — P. 81–97.

Martin J.-M., Whitfield M. The Significance of the River Input of Chemical Elements to the Ocean // Trace Metals in Sea Water. NATO Conference Series (IV Marine Sciences) / eds C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton, and E.D. Goldberg. — Boston, MA : Springer, 1983. — Vol. 9. — P. 265–296. DOI: 10.1007/978-1-4757-6864-0_16.

Matthai C., Birch G. Detection of anthropogenic Cu, Pb and Zn in continental shelf sediments off Sydney, Australia — a new approach using normalization with cobalt // Mar. Pollut. Bull. — 2001. — Vol. 42, № 11. — P. 1055–1063.

Moshchenko A.V., Belan T.A. Ecological state and long-term changes of macrozoobenthos in the northern part of Amursky Bay (Sea of Japan) // Ecological studies and the state of the ecosystem

of Amursky Bay and the estuarine zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan). — Vladivostok : Dalnauka, 2008. — Vol. 1. — P. 61–91.

Moshchenko A.V., Belan T.A. Near-bottom environmental conditions and macrobenthos of the inner part of Amursky Bay (Peter the Great Bay, Japan Sea) // Pacific Oceanography. — 2005. — Vol. 3, № 2. — P. 121–136.

Moshchenko A.V., Belan T.A., Borisov B.M., Lishavskaya T.S. Macrozoobenthic Population under Heavy Anthropogenic Impact: Coastal Area of Vladivostok (Peter the Great Bay, Sea of Japan) // Int. J. Oceanogr. Aquac. — 2017. — Vol. 1, № 4. 000123. DOI: 10.23880/IJOAC-16000123.

Moshchenko A.V., Belan T.A., Oleynik E.V. Influence of contamination on soft-bottom communities in Peter the Great Bay, Sea of Japan: choice of variables // Ecological studies and the state of the ecosystem of Amursky Bay and the estuarine zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan). — Vladivostok : Dalnauka, 2009. — Vol. 2. — P. 173–204.

Muxika I., Borja Á., Bald J. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive // Mar. Pollut. Bull. — 2007. — Vol. 55, № 1–6. — P. 16–29.

Riley R.G., Crecelius E.A., Fitzner R.E. et al. Organic and inorganic toxicants in sediment and marine birds from Puget Sound : NOAA Tech. Memo. NOS OMS 1. — 1983. — 125 p.

Schiff K.C., Weisberg S.B. Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coastal shelf sediments // Mar. Environ. Res. — 1999. — Vol. 48, № 2. — P. 161–176.

Sigovini M., Keppel E., Tagliapietra D. M-AMBI revisited: looking inside a widely-used benthic index // Hydrobiologia. — 2013. — Vol. 717, Iss. 1. — P. 41–50.

Summers J.K., Wade T.L., Engle V.D., Malaeb Z.A. Normalization of metal concentrations in estuarine sediments from the Gulf of Mexico // Estuaries. — 1996. — Vol. 19. — P. 581–594.

Tan L., He M., Men B., Lin C. Distribution and sources of organochlorine pesticides in water and sediments from Daliao River estuary of Liaodong Bay, Bohai Sea (China) // Estuarine, Coastal and Shelf Science. — 2009. — Vol. 84, № 1. — P. 119–127. DOI: 10.1016/j.ecss.2009.06.013.

Tkalin A.V., Belan T.A., Shapovalov E.N. The state of the marine environment near Vladivostok, Russia // Mar. Pollut. Bull. — 1993. — Vol. 26, № 8. — P. 418–422.

Tkalin A.V., Lishavskaya T.S., Hills J.W. Organochlorine pesticides in mussels and bottom sediments from Peter the Great Bay near Vladivostok // Ocean Research. — 1997. — Vol. 19, № 2. — P. 115–119.

Tkalin A.V., Presley B.J., Boothe P.N. Spatial and temporal variations of trace metals in bottom sediments of Peter the Great Bay, the Sea of Japan // Environ. Pollut. — 1996. — Vol. 192, № 1. — P. 73–78. DOI: 10.1016/0269-7491(95)00083-6.

Windom H.L., Schropp S.J., Calder F.D. et al. Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States // Environ. Sci. Technol. — 1989. — Vol. 23, № 3. — P. 314–320. DOI: 10.1021/es00180a008.

References

Belan, T.A., Patterns of abundance and species composition of benthos exposed to pollution conditions (Peter the Great Bay, Sea of Japan), *Cand. Sci. (Biol.) Dissertation*, Vladivostok: Dal'nevost. Gos. Univ., 2001.

Belan, T.A., Comparative characteristics of habitat conditions and parameters of macrozoobenthos communities in marine coastal waters off Vladivostok, in *DVNIGMI—65 let: yubileinyi vypusk* (The 65th Anniversary of the Far Eastern Regional Research Hydrometeorological Institute: A Jubilee Release), Vladivostok: Dal'nauka, 2015, pp. 156–171.

Belan, T.A., Belan, L.S., and Berezov, A.V., Habitat conditions and pattern of distribution of macrozoobenthos in the marine waters of the port of Vladivostok (Peter the Great Bay, Sea of Japan), in *Ekologicheskie aspekty osvoeniya neftegazovykh mestorozhdenii* (Ecological Aspects of Oil and Gas Field Development), Vladivostok: Dal'nauka, 2009, no. 1, pp. 116–128.

Borovikov, V.P. and Borovikov, I.P., *STATISTICA. Statisticheskii analiz i obrabotka dannykh v srede Windows* (STATISTICA. Statistical Analysis and Data Processing in the Windows Environment), Moscow: Filin, 1998.

Galiulin, R.V. and Galiulina, R.A., Ecological and geochemical assessment of “imprints” of persistent organochlorine pesticides in the soil–surface water system, *Agrokimiya*, 2008, no 1, pp. 52–56.

Kabakov, R.I., *R v deistvii. Analiz i vizualizatsiya dannykh v programme R* (R in Action: Data Analysis and Visualization in the R Software), Moscow: DMK, 2014. [transl. from English by P.A. Volkova]

Klimova, V.L., Assessment of the impact of soil dumping, based on biological parameters, at the dumping sites of the Sea of Japan, in *Itogi issledovaniy v svyazi so sbrosom otkhodov v more*

- (Results of Investigations in Connection with Waste Dumping into Sea), Moscow: Gidrometeoizdat, 1988, pp. 137–141.
- Kovekovdova, L.T. and Simokon, M.V.**, Tendencies in change of chemoecological situation in the coastal area of Primorye. Toxic elements in bottom sediments and aquatic organisms, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2004, vol. 137, pp. 310–320.
- Likht, F.R., Astakhov, A.S., Botsul, A.I., Derkachev, A.N., Dudarev, O.V., Markov, Yu.D., and Utkin, I.V.**, *Struktura osadkov i fatsii Yaponskogo morya* (Structure of Sediments and Facies in the Sea of Japan), Vladivostok: Dal'nevost. Nauchn. Tsentr, Akad. Nauk SSSR, 1983.
- Lishavskaya, T.S. and Moshchenko, A.V.**, Metals in bottom sediments at the coast of Sakhalin Island, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2008, vol. 153, pp. 295–311.
- Lishavskaya, T.S., Moshchenko, A.V., and Chernova, A.S.**, Interrelation of some organic contaminants and bottom sediment properties at the north-east shelf and inshore waters of Sakhalin Island, *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2005, vol. 142, pp. 296–309.
- Lykova, L.K. and Simonov, A.I.**, Self-purification of sea waters from phenols, *Tr. Gos. Okeanogr. Inst.*, 1978, vol. 128, pp. 70–81.
- Moshchenko, A.V. and Belan, T.A.**, Method for the appraisal of anthropogenic disturbance of macrozoobenthic communities of soft substrata, *Russ. J. Mar. Biol.*, 2008, vol. 34, no. 4, pp. 235–248.
- Moshchenko, A.V. and Belan, T.A.**, New methods of assessment of ecological condition of the natural environment in the Far Eastern seas of Russia, in *Dinamika morskikh ekosistem i sovremennye problemy sokhraneniya biologicheskogo potentsiala morei Rossii* (Dynamics of Marine Ecosystems and the Current Problems of Conservation of the Biological Potential of the Russian Seas), Vladivostok: Dal'nauka, 2007, pp. 276–313.
- Moshchenko, A.V., Belan, T.A., and Ivin, V.V.**, Macrozoobenthic communities in the eastern part of the Eastern Bosphorus Strait (Peter the Great Bay, Japan Sea), *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2018, vol. 193, pp. 112–142. doi 10.26428/1606-9919-2018-193-112-142
- Moshchenko, A.V., Belan, T.A., Lishavskaya, T.S., and Borisov, B.M.**, Ecological condition of the marine environment and macrozoobenthos off the southern tip of the Muravyov-Amursky Peninsula, *Tr. Dal'nevost. Nauchno-Issled. Gidrometeorol. Inst.*, 2017, vol. 155, pp. 178–220.
- Moshchenko, A.V. and Shaikhislamova, L.E.**, Ecological state of the eastern part of the Bosphor Vostochny Strait (Peter the Great Bay, Japan Sea), *Izv. Tikhookean. Nauchno-Issled. Inst. Rybn. Khoz. Okeanogr.*, 2010, vol. 161, pp. 199–211.
- Moshchenko, A.V., Shul'kin, V.M., and Lishavskaya, T.S.**, Factors controlling the pollutant contents in the near-shore bottom sediments of the area adjacent to the mouth of the Tumannaya River, *Geochem. Int.*, 2001, vol. 39, no. 2, pp. 177–184.
- Nemirovskaya, I.A.**, *Neft' v okeane (zagryaznenie i prirodnye potoki)* (Oil in the Ocean (Pollution and Natural Flows)), Moscow: Nauchny Mir, 2013.
- Nemirovskaya, I.A.**, *Uglevodorody v okeane* (Hydrocarbons in the Ocean), Moscow: Nauchny Mir, 2004.
- Neftyanye uglevodorody v morskikh donnykh otlozheniyakh: khimicheskii i biologicheskii aspekt** (Petroleum Hydrocarbons in Marine Bottom Sediments: Chemical and Biological Aspects), Shlygin, I.A., Ed., Obninsk, 1986.
- Ogorodnikova, A.A.**, *Ekologo-ekonomicheskaya otsenka vozdeistviya beregovykh istochnikov zagryazneniya na prirodnyuyu sredyu i bioresursy zaliva Petra Velikogo* (Ecological and Economic Assessment of the Impact of Coastal Pollution Sources on the Natural Environment and Bioresources of Peter the Great Bay), Vladivostok: TINRO-Tsentr, 2001.
- Patin, S.A.**, *Ekologicheskie problemy osvoeniya neftegazovykh resursov morskogo shel'fa* (Ecological Problems of Oil and Gas Resources Development of the Marine Shelf), Moscow: VNIRO, 1997.
- Petrenko, V.S.**, The main features of technogenesis on the coast of Primorsky Krai, *Gidrometeorologiya i ekologiya Dal'nego Vostoka* (Hydrometeorology and Ecology of the Far East), Vladivostok: Dal'nauka, 2003. [Thematical issue of the Far Eastern Regional Research Hydrometeorological Institute, no. 4, pp. 175–183.]
- Tarasov, V.G., Kasyanov, V.L., Adrianov, A.V., Shul'kin, V.M., and Semykina, G.I.**, The ecological state and bottom communities in the Patrokl Bight and Sobol Bight (Peter the Great Bay, Sea of Japan): The past and the present, *Vestn. Dal'nevost. Otd. Ross. Akad. Nauk.*, 2005, no. 1, pp. 3–18.
- Tkalin, A.V., Klimova, V.L., Shapovalov, E.N., Kulinich, N.M., Sevost'yanov, A.V., Belan, T.A., and Borisov, B.M.**, Some regional consequences of anthropogenic impacts on the marine environment, *Tr. Dal'nevost. Nauchno-Issled. Gidrometeorol. Inst.*, Leningrad: Gidrometeoizdat, 1990, vol. 144.
- Shitikov, V.K. and Rozenberg, G.S.**, *Randomizatsiya i butstrep: statisticheskii analiz v biologii i ekologii s ispol'zovaniem R* (Randomization and Bootstrap: Statistical Analysis in Biology and Ecology Using R), Tolyatti: Cassandra, 2014.

Schornikov, E.I. and Zenina, M.A., *Ostrakody kak indikatory sostoyaniya i dinamiki vodnykh ekosistem (na primere zaliva Petra Velikogo Yaponskogo morya)* (Ostracods as Indicators of Conditions and Dynamics of Water Ecosystems (on the Example of Peter the Great Bay, Sea of Japan)), Vladivostok: Dalnauka, 2014.

Shul'kin, V.M., *Metally v ekosistemakh morskikh melkovodii* (Metals in Ecosystems of Marine Shallow Waters), Vladivostok: Dal'nauka, 2004.

Shul'kin, V.M. and Moshchenko, A.V., Pollution level and factors determining the content of pollutants in bottom sediments of the Russian part of the estuarine zone of the Tumen River, in *Ekologicheskoye sostoyaniye i biota yugo-zapadnoi chasti zaliva Petra Velikogo i ust'ya reki Tumannoi* (Ecological Condition and Biota of the Southwestern Peter the Great Bay and the Tumen River Estuary), Vladivostok: Dal'nauka, 2000, vol. 1, pp. 86–98.

Shuntov, V.P., *Biologiya dal'nevostochnykh morei Rossii* (Biology of the Far Eastern Seas of Russia), Vladivostok: TINRO-Tsentr, 2001, vol. 1.

Ackerman, F., Bergmann, H., and Schleichert, U., Monitoring of heavy metals in coastal and estuarine sediments—a question of grain-size: <20 µm versus <60 µm, *Environ. Technol. Lett.*, 1983, vol. 4, no. 7, pp. 317–328. doi 10.1080/09593338309384212

Belan, T.A., Benthos abundance pattern and species composition in conditions of pollution in Amursky Bay (the Peter the Great Bay, the Sea of Japan, *Mar. Pollut. Bull.*, 2003, vol. 49, no. 9, pp. 1111–1119.

Belan, T.A. and Moshchenko, A.V., Polychaete taxocenosis variability associated with sediment pollution loading in the Peter the Great Bay (the East Sea/Japan Sea), *Ocean Sci. J.*, 2005, vol. 40, no. 1, pp. 1–10.

Borja, Á., Franco, J., and Muxika, I., The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools, *Mar. Pollut. Bull.*, 2004, vol. 48, no. 3–4, pp. 405–408.

Borja, Á., Mader, J., and Muxika, I., Instructions for the use of the AMBI index software (Version 5.0), *Rev. Invest. Mar.*, 2012, vol. 19, no. 3, pp. 71–82.

Boyd, J., Baumann, J., Hutton, K., Bertold, S., and Moore, B., *Sediment Quality in Burrard Inlet Using Various Chemical and Biological Benchmarks*, Burnaby, B.C.: Burrard Inlet Environ. Action Program, 1998.

Bradford, W.L. and Luoma, S.N., Some perspectives on heavy metal concentrations in shellfish and sediment in San Francisco Bay, California, in *Contaminants and Sediments*, Baker, R.A., Ed., Ann Arbor, MI: Ann Arbor Sci., 1980, vol. 2, pp. 501–532.

Buchman, M.F., NOAA screening quick reference tables, *NOAA OR&R Report 08-1, Office of Response and Restoration Division*, Seattle, WA: Natl. Oceanic Atmos. Adm., 2008.

Daskalakis, K.D. and O'Connor, T.P., Distribution of chemical concentrations in US coastal and estuarine sediment, *Mar. Environ. Res.*, 1995, vol. 40, no. 4, pp. 381–398.

Doong, R.A., Sun, Y.C., Liao, P.L., Peng, C.K., and Wu, S.C., Distribution and fate of organochlorine pesticide residues in sediments from the selected rivers in Taiwan, *Chemosphere*, 2002, vol. 48, no. 2, pp. 237–246.

Goldberg, E.D., Griffin, J.J., Hodge, V., Koide, M., and Windom, H.L., Pollution history of the Savannah River estuary, *Environ. Sci. Technol.*, 1979, vol. 13, pp. 588–594.

Hayton, J.C., Allen, D.G., and Scarpello, V., Factor retention decisions in exploratory factor analysis: A tutorial on parallel analysis, *Organ. Res. Methods*, 2004, vol. 7, pp. 191–205. doi 10.1177/1094428104263675

Hirschberg, D.J., Chin, P., Feng, H., and Cochran, J.K., Dynamics of sediment and contaminant transport in the Hudson River estuary: evidence from sediment distributions of naturally occurring radionuclides, *Estuaries*, 1996, vol. 19, no. 4, pp. 931–949. doi 10.2307/1352309

Kennicutt, M.C., Boothe, P.N., Wade, T.L., Sweet, S.T., Rezak, R., Kelly, F.J., Brooks, J.M., Presley, B.J., and Wiesenburg, D.A., Geochemical patterns in sediments near offshore production platforms, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1996, vol. 53, no. 11, pp. 2554–2566. doi 10.1139/cjfas-53-11-2554

Long, E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L., and Calder, F.D., Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments, *Environ. Manage.*, 1995, vol. 19, no. 1, pp. 81–97.

Martin, J.-M. and Whitfield, M., The significance of the river input of chemical elements to the ocean, in *Trace Metals in Sea Water*, NATO Conference Series (IV Marine Sciences), vol. 9, Wong, C.S., Boyle, E., Bruland, K.W., Burton, J.D., and Goldberg, E.D., Eds., Boston, MA: Springer, 1983, pp. 265–296. doi 10.1007/978-1-4757-6864-0_16

Matthai, C. and Birch, G., Detection of anthropogenic Cu, Pb and Zn in continental shelf sediments off Sydney, Australia—a new approach using normalization with cobalt, *Mar. Pollut. Bull.*, 2001, vol. 42, no. 11, pp. 1055–1063.

Moshchenko, A.V. and Belan, T.A., Ecological state and long-term changes of macrozoobenthos in the northern part of Amursky Bay (Sea of Japan), *Ecological Studies and the State of the Ecosystem of Amursky Bay and the Estuarine Zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan)*, Vladivostok: Dal'nauka, 2008, vol. 1, pp. 61–91.

Moshchenko, A.V. and Belan, T.A., Near-bottom environmental conditions and macrobenthos of the inner part of Amursky Bay (Peter the Great Bay, Japan Sea), *Pac. Oceanogr.*, 2005, vol. 3, no. 2, pp. 121–136.

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., Borisov, B.M., and Lishavskaya, T.S., Macrozoobenthic population under heavy anthropogenic impact: Coastal area of Vladivostok (Peter the Great Bay, Sea of Japan), *Int. J. Oceanogr. Aquacult.*, 2017, vol. 1, no. 4, art. ID 000123. doi 10.23880/IJOAC-16000123

Moshchenko, A.V., Belan, T.A., and Oleynik, E.V., Influence of contamination on soft-bottom communities in Peter the Great Bay, Sea of Japan: choice of variables, *Ecological Studies and the State of the Ecosystem of Amursky Bay and the Estuarine Zone of the Razdolnaya River (Sea of Japan)*, Vladivostok: Dal'nauka, 2009, vol. 2, pp. 173–204.

Muxika, I., Borja, Á., and Bald, J., Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive, *Mar. Pollut. Bull.*, 2007, vol. 55, nos. 1–6, pp. 16–29.

Riley, R.G., Crecelius, E.A., Fitzner, R.E., Thomas, B.L., Gurtisen, J.M., and Bloom, N.S., Organic and inorganic toxicants in sediment and marine birds from Puget Sound, *NOAA Tech. Memo*, 1983, NOS OMS 1.

Schiff, K.C. and Weisberg, S.B., Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coastal shelf sediments, *Mar. Environ. Res.*, 1999, vol. 48, no. 2, pp. 161–176.

Sigovini, M., Keppel, E., and Tagliapietra, D., M-AMBI revisited: looking inside a widely-used benthic index, *Hydrobiologia*, 2013, vol. 717, no. 1, pp. 41–50.

Summers, J.K., Wade, T.L., Engle, V.D., and Malaeb, Z.A., Normalization of metal concentrations in estuarine sediments from the Gulf of Mexico, *Estuaries*, 1996, vol. 19, pp. 581–594.

Tan, L., He, M., Men, B., and Lin, C., Distribution and sources of organochlorine pesticides in water and sediments from Daliao River estuary of Liaodong Bay, Bohai Sea (China), *Estuarine, Coastal Shelf Sci.*, 2009, vol. 84, no. 1, pp. 119–127. doi 10.1016/j.ecss.2009.06.013

Tkalin, A.V., Belan, T.A., and Shapovalov, E.N., The state of the marine environment near Vladivostok, Russia, *Mar. Pollut. Bull.*, 1993, vol. 26, no. 8, pp. 418–422.

Tkalin, A.V., Lishavskaya, T.S., and Hills, J.W., Organochlorine pesticides in mussels and bottom sediments from Peter the Great Bay near Vladivostok, *Ocean Res.*, 1997, vol. 19, no. 2, pp. 115–119.

Tkalin, A.V., Presley, B.J., and Boothe, P.N., Spatial and temporal variations of trace metals in bottom sediments of Peter the Great Bay, the Sea of Japan, *Environ. Pollut.*, 1996, vol. 192, no. 1, pp. 73–78. doi 10.1016/0269-7491(95)00083-6

Windom, H.L., Schropp, S.J., Calder, F.D., Ryan, J.D., Smith, R.G.J., Burney, L.C., Lewis, F.G., and Rawlinson, C.H., Natural trace metal concentrations in estuarine and coastal marine sediments of the southeastern United States, *Environ. Sci. Technol.*, 1989, vol. 23, no. 3, pp. 314–320. doi 10.1021/es00180a008

Metodicheskie ukazaniya. Provedenie raschetov fonovykh kontsentratsii khimicheskikh veshchestv v vode vodotokov (Methodical Instructions. Calculation of Background Concentrations of Chemicals in Water of Watercourses), St. Petersburg: Gidrometeoizdat, 2001, no. RD 52.24.622-2001.

Circular on Target Values and Intervention Values for Soil/Sediment Remediation, Spatial Planning and Environment of Netherlands, Amsterdam: Ministry of Housing, 2000.

Oksanen, J., Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: Vegan tutorial. cc oulu. fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf.

Поступила в редакцию 6.12.2018 г.

После доработки 26.12.2018 г.

Принята к публикации 15.01.2019 г.