

УДК 628.394(26)(265.54)

А.В. Мощенко¹, Л.Е. Шайхлисламова^{2*}

¹ Институт биологии моря им. А.В. Жирмунского ДВО РАН,
690041, г. Владивосток, ул. Пальчевского, 17;

² Дальневосточный государственный технический рыбохозяйственный
университет, 690087, г. Владивосток, ул. Луговая, 526

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ПРОЛИВА БОСФОР ВОСТОЧНЫЙ (ЗАЛИВ ПЕТРА ВЕЛИКОГО ЯПОНСКОГО МОРЯ)

Изучено содержание и распределение углеводородов, фенолов, меди, свинца и дихлордифенилтрихлорметилметана (*pp'*-ДДТ и его метаболитов *pp'*-ДДД и *pp'*-ДДЕ) в грунтах некоторых акваторий восточной части прол. Босфор Восточный. Делается вывод об умеренной степени загрязнения и заметной пространственной неоднородности его поля в районе работ. В биологическом отношении загрязнение варьирует от уровня, при котором изменения в сообществах макрозообентоса не наблюдаются, до такого, при котором происходит их полная деградация.

Ключевые слова: экологическое состояние, углеводороды, фенолы, металлы, ДДТ, интегральная оценка, залив Петра Великого.

Moshchenko A.V., Shaikhislamova L.E. Ecological state of the eastern part of the Bosphor Vostochny Strait (Peter the Great Bay, Japan Sea) // *Izv. TINRO.* — 2010. — Vol. 161. — P. 199–211.

Distribution of petroleum hydrocarbons, phenols, ions of copper and lead, and dichlorodiphenyltrichloromethane (*pp'*-DDT and its metabolites *pp'*-DDD and *pp'*-DDE) in sediments of the eastern part of the Bosphor Vostochny Strait is studied. The pollutants have significant spatial variability. Generally, pollution is estimated as moderate, but its impact on macrozoobenthos varies from zero influence to the total degradation of macrozoobenthic communities.

Key words: ecological state, hydrocarbons, phenol, heavy metals, DDT, pollution, Peter the Great Bay.

Введение

Для оценки антропогенного воздействия и мониторинга состояния экосистем используют отдельные компоненты биологического разнообразия и его суммарные показатели (Красилов, 1992). В первом случае ориентируются на чувствительные к воздействию организмы, во втором — исследуют изменения интегральных характеристик биоты. Соответственно существуют два взаимодополняющих способа контроля с применением макрозообентоса: по его сообществам на основе различных количественных показателей и по видам-индикаторам (Gray et al., 1988; Протасов, 2002; Ляшенко, Протасов, 2003; Протасов, Павлюк, 2004).

* Мощенко Александр Владимирович, доктор биологических наук, ведущий научный сотрудник, e-mail: avmoshchenko@mail.ru; Шайхлисламова Лариса Евгеньевна, аспирант, e-mail: korepod@mail.ru.

В качестве конкретных методов первый способ предполагает сопоставление обилия и разнообразия бентоса на фоне анализа абиотической компоненты на содержание загрязнителей, применение статистических сравнений видового состава и обилия и т.д. (UNEP ..., 1995), второй — выявление видов, встречающихся или только в загрязненных, или в чистых районах. Эти подходы дают качественную оценку состояния среды и позволяют разграничить лишь его крайние варианты (нарушенное или нет), тогда как степень этого нарушения ускользает от нашего внимания.

Донные отложения — один из конечных этапов миграции веществ в морских экосистемах (Martin, Whitefield, 1983). Многие поллютанты накапливаются в осадках, и их содержание может служить интегральным показателем уровня загрязнения (Goldberg et al., 1979; Bradford, Luoma, 1980; Daskalakis, O'Connor, 1995; Hirschberg et al., 1996). Основные природные процессы, влияющие на химический состав грунтов, — это механическая дифференциация и ранний диагенез (Begner, 1980; Bradford, Luoma, 1980). Влияние дифференциации обусловлено неравномерным распределением химических элементов и соединений по гранулометрическим фракциям осадка, и в частности обогащением пелитовых фракций большинством загрязняющих веществ (Windom et al., 1989). Диагенез сопровождается деструкцией органических соединений и перераспределением некоторых металлов между твердой и жидкой фазами осадков (Santschi et al., 1990).

Учесть влияние дифференциации на содержание металлов можно, в частности, регрессионным анализом их концентраций относительно элементов, распределение которых по гранулометрическим фракциям мало меняется под влиянием антропогенных факторов (Askerman et al., 1984). Одним из таких элементов-индикаторов является железо. Его содержание в осадках зал. Петра Великого изменяется от 0,3–0,4 % в песках до 3,0–4,5 % в алевропелитах (Шулькин, 2004). Если концентрации какого-либо элемента и железа коррелируют в этом интервале, нет оснований говорить о значительном загрязнении, даже если абсолютная концентрация металла повышена.

На основе анализа экспериментальных данных о частоте биологических реакций при действии на организмы осадков, обогащенных отдельными токсикантами, были определены два уровня их концентраций — *ERL* (effects range-low) и *ERM* (effects range-medium) (Long et al., 1995). При концентрации <*ERL* неблагоприятное воздействие наблюдается редко (в 1,9–27,3 % случаев). В диапазоне значений, равных и выше *ERL*, но <*ERM*, оно отмечено в 11,1–75,0 % случаев, а при концентрациях на уровне *ERM* и выше — в 16,9–100,0 % случаев.

Для характеристики общего уровня загрязнения грунтов был предложен индекс *TPF* (total pollutant factor), вычисляемый как средний балл ранжированной оценки концентраций поллютантов, набор которых для ряда районов зал. Петра Великого был определен методами факторного анализа (Белан, Moshchenko, 2005). Основное преимущество этого индекса над *ERL*–*ERM* оценками концентраций состоит в том, что его применение позволяет учесть синергизм действия загрязняющих веществ, а при картографических построениях — легко разделять области, по-разному подверженные техногенному воздействию (Мощенко, Белан, 2008).

По зависимостям различных биологических параметров (биомасса, численность, экологические индексы) от *TPF* был разработан метод количественной оценки степени антропогенного нарушения сообществ макрозообентоса (Мощенко, Белан, 2008). В качестве показателей этих нарушений использованы процентные отклонения параметров обилия и индексов от нормы (начального горизонтального участка модельных кривых), а также величины ERL_q и ERM_q , которые ограничивают область прогрессивной деградации — почти линейного падения характеристик (рис. 1). Среди различных параметров обилия и разнообразия наиболее удобным оказался индекс Шеннона-Винера для двустворчатых моллюсков.

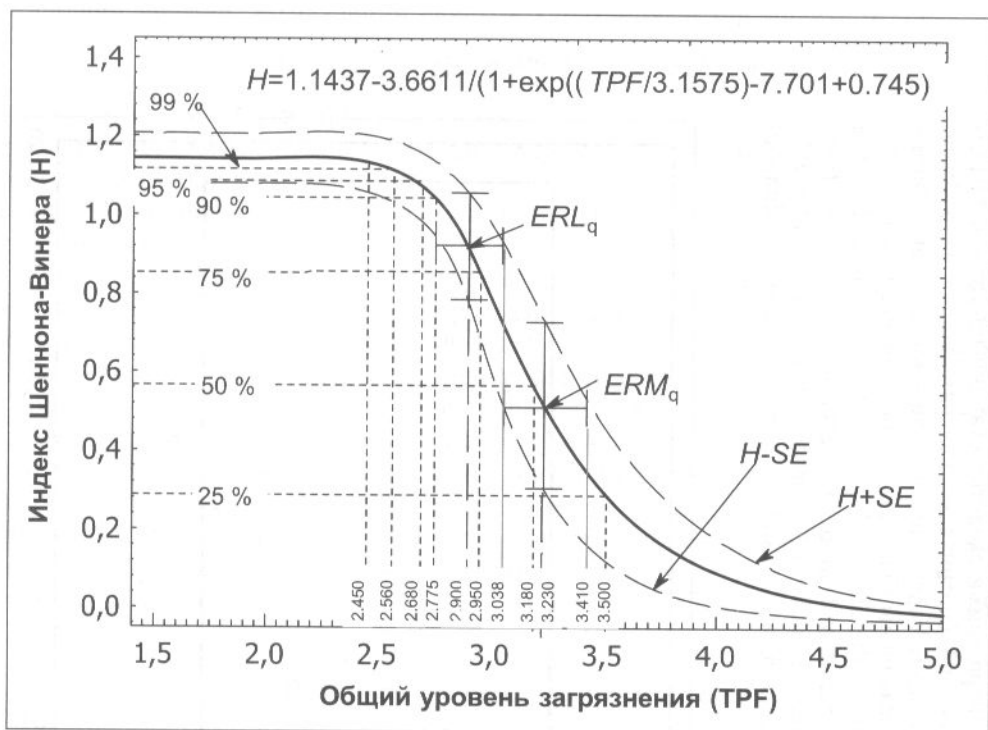


Рис. 1. Зависимость индекса Шеннона-Винера, рассчитанного для двустворчатых моллюсков, от уровня общего загрязнения грунтов: *SE* — стандартная ошибка, *ERL_q* и *ERM_q* — нижняя и верхняя границы области прогрессивной деградации, уровень совпадения с нормой выражен в процентах (по: Мощенко, Белан, 2008)

Fig. 1. Dependence of Shannon-Vinera index for bivalve mollusks on total pollution of sediments: *SE* — standard error, *ERL_q* and *ERM_q* — lower and upper bounds of progressive degradation zone for settlements of bivalves (after: Мощенко, Белан, 2008)

Цель работы — оценка экологического состояния восточной части прол. Босфор Восточный (зал. Петра Великого Японского моря) с использованием концентраций отдельных поллютантов и индекса *TPF*.

Материалы и методы

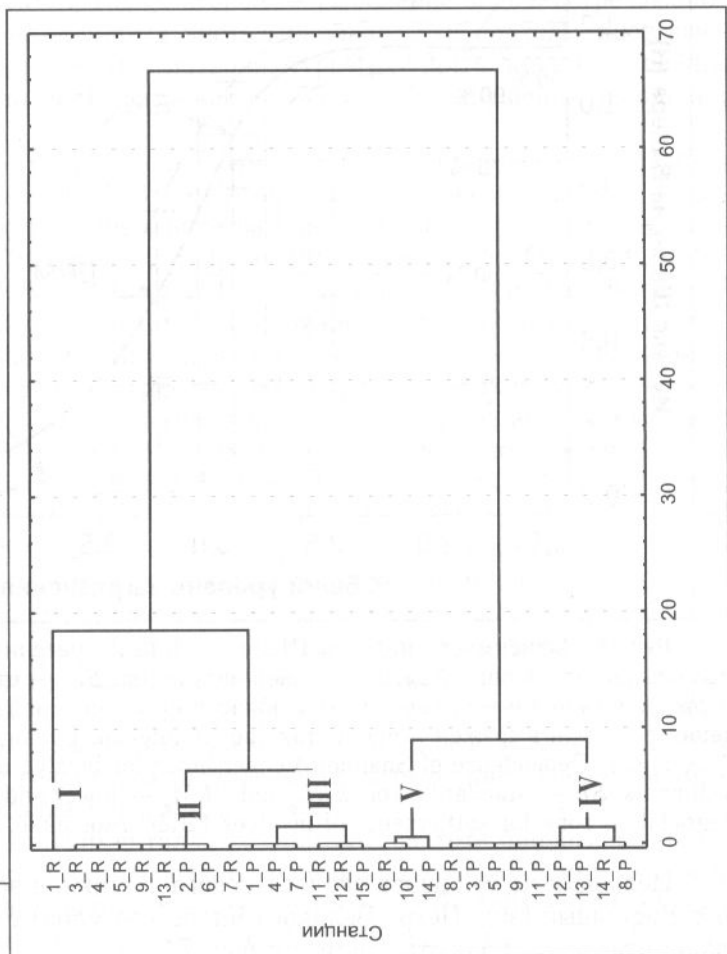
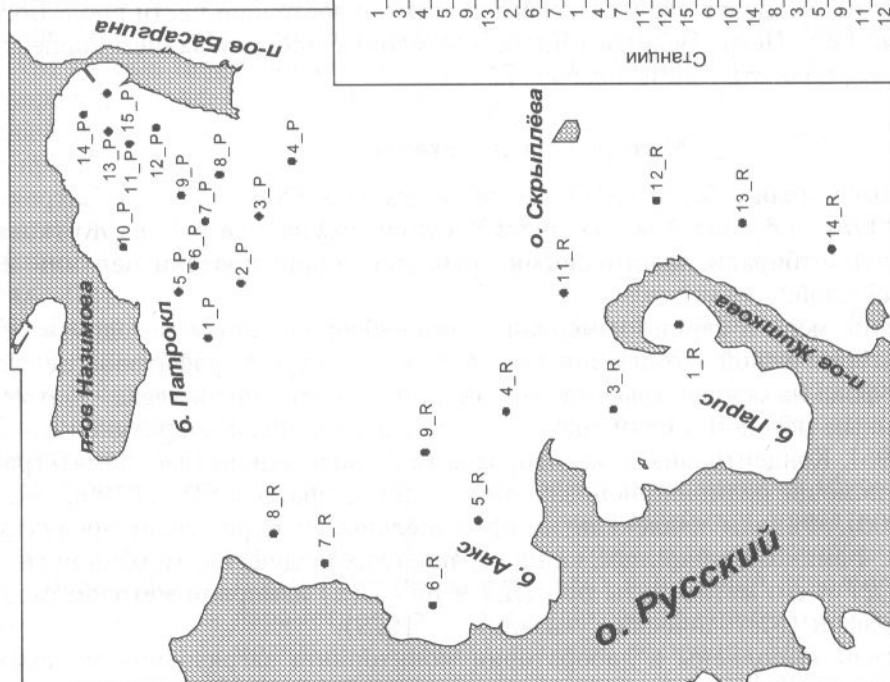
Работы выполняли с борта НИС “Ларга” в декабре 2006 г. в бухте Патрокл и в феврале 2007 г. в бухтах Аякс, Парис и Уссурийском заливе у п-ова Житкова (рис. 2). Грунты отбирали пластиковыми трубками; анализировали верхний 2-сантиметровый слой.

Содержание меди и свинца измеряли атомно-абсорбционным методом в режиме электротермической атомизации на спектрофотометре с графитовой печью и коррекцией фона на основе эффекта Зеемана, а концентрацию железа — атомно-адсорбционным методом в пламенном режиме с дейтериевой коррекцией фона (UNEP ..., 1995). Концентрацию углеводородов (*УВ*) определяли газохроматографически при помощи пламенно-ионизационного детектора (UNEP ..., 1992; Методика ..., 2000). Фенолы извлекали из проб щелочью и определяли продукты конденсации с 4-аминоантипирином; концентрацию дихлордифенилтрихлорметилметана (*pp'*-*ДДТ* и его метаболиты *pp'*-*ДДД* и *pp'*-*ДДЕ*) измеряли методом газовой хроматографии (Методические указания ..., 1979).

Все анализы выполнены в лаборатории мониторинга загрязнения морских вод Центра по мониторингу загрязнения окружающей среды (Приморское межрегиональное территориальное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды Росгидромета).

Рис. 2. Карта-схема района работ в восточной части прол. Босфор Восточный и дендрограмма сходства станций по уровню загрязнения донных отложений (метрика — квадрат Эвклидова расстояния), полученная методом Уорда с предварительной стандартизацией данных. Станции обозначены буквенно-цифровыми индексами

Fig. 2. Scheme of the surveyed area in the eastern part of the Bosphorus Vostochny Strait and similarity dendrogram for the stations by the bottom sediments pollution obtained by Ward's method with preliminary data standardization. Stations are designated by alphanumeric indices



Общий уровень загрязнения осадков характеризовали индексом *TPF*:

$$TPF = (PHC + PHE + Pb + Cu + SDDT) / 5,$$

где *PHC*, *PHE*, *Pb*, *Cu* и *SDDT* — 5-ранговые оценки (*ln*-масштаб) содержания углеводов, фенолов, свинца, меди, суммы *ДДТ* и его метаболитов (Belan, Moshchenko, 2005). Эти вещества — наиболее распространенные и сильнодействующие (приоритетные) токсиканты в морской среде (Эколого-токсикологические аспекты ..., 1985).

При статистической обработке применяли стандартные процедуры и тесты, предлагаемые пакетом прикладных программ STATISTICA 6.0 (Боровиков, Боровиков, 1998; Electronic textbook ..., 2001). В частности, использовали непараметрические аналоги однофакторного дисперсионного анализа и *t*-критерия — тесты Крускала-Уоллиса и Манна-Уитни (проверяются нулевые гипотезы H_0 — влияние фактора не приводит к относительному сдвигу распределений и два распределения величин неких характеристик идентичны), а также регрессионный анализ с вычислением коэффициента корреляции *R* и оценкой его статистической значимости ($H_0 : R = 0$). Станции группировали при помощи кластерного анализа методом Уорда с использованием квадрата Эвклидова расстояния в качестве метрики. Построение карт осуществляли в среде Surfer (Surfer Mapping ..., 1993–2000).

Результаты и их обсуждение

Углеводы. В исследуемый период концентрация углеводов в донных отложениях района работ изменялась в пределах 0,08–3,04 мг/г, составляя в среднем 0,54 мг/г (табл. 1). Максимальные концентрации этих соединений были обнаружены в бухточке Житкова (станция 1_R), а минимальные — в прибрежной зоне бухты Патрокл (станции 10 и 14_P). В среднем обогащение донных отложений бухты Патрокл углеводами было ниже, чем на акватории, изученной у о. Русского (0,38 и 0,73, 0,08–0,77 и 0,10–3,04 мг/г) (табл. 1). Однако эти различия статистически незначимы (результаты теста Манна-Уитни: вероятность справедливости H_0 $p = 0,1719$).

Полученные концентрации УВ заметно ниже, чем в бухте Золотой Рог, но существенно выше, чем в Уссурийском заливе и юго-западной части зал. Петра Великого (соответственно 5,40–16,70, 0,03–0,25 и 0,03–0,37 мг/г; по: Tkalin et al., 1993; и неопубл. данным авторов). В то же время в бухте Патрокл они соответствуют таковым восточной части Амурского залива (0,45–0,71 мг/г).

В настоящее время в России не существует норматива на предельно допустимый уровень содержания углеводов в донных отложениях. Европейские стандарты (Circular ..., 2000*) определяют их предельный уровень в 5 мг/г, что более чем в 1,5 раза выше максимальной концентрации УВ, измеренной в осадках района работ. При этом в грунтах 25 из 27 станций концентрация УВ была ниже пороговой величины (1 мг/г), когда изменения в бентосных организмах и их сообществах отсутствуют или носят скрытый характер (Обзорная информация ..., 1986; Long et al., 1995; Патин, 1997). На двух станциях концентрации соответствовали такому диапазону, когда эти изменения прогрессируют и становятся устойчивыми. Таким образом, состояние среды относительно этих соединений в районе работ следует рассматривать в целом как удовлетворительное.

* В ЕС выделяют две степени загрязнения почв и осадков. Первая — так называемое “заданное значение” (target value, 0,05 мг/г) — это уровень, к которому следует стремиться, чтобы восстановить функциональные свойства почвы (осадка) для жизни людей, растений и животных. Вторая — “значение коррекции” (intervention value, 5 мг/г) — уровень, когда такие свойства сильно снижены или концентрации загрязнения представляют опасность.

Статистические характеристики концентраций некоторых поллютантов в донных отложениях района работ

Table 1

Statistical parameters of certain pollutants concentration in bottom sediments from the surveyed area

Станция, район	Статистика	Группа	УВ, мг/г	Фенолы, мкг/г	Сu, мкг/г	Pb, мкг/г	Σ ДДТ, нг/г	ТРФ, у.е.
Вся акватория (27 станций)	m	-	0,54	7,6	19	35	4,7	2,8
	SE		0,11	1,4	2	4	1,3	0,1
	min		0,08	0,9	2	5	0,4	2,0
	max		3,04	26,0	42	84	32,9	4,0
Бухта Патрокл (15 станций)	m	-	0,38	2,5	18	25	4,2	2,7
	SE		0,06	0,3	2	3	1,0	0,1
	min		0,08	0,9	2	5	0,4	2,0
	max		0,77	5,1	31	46	15,1	3,2
Бухты Аякс, Парис и Уссурийский залив (12 станций)	m	-	0,73	13,9	20	48	5,3	3,0
	SE		0,23	2,0	3	6	2,6	0,1
	min		0,10	3,0	4	18	0,6	2,2
	max		3,04	26,0	42	84	32,9	4,0
I_R 3-5, 13_R, 2, 6_P	m	I	3,04	18,5	42	84	32,9	4,0
	m	II	0,81	14,8	25	50	5,8	3,20
	SE		0,07	3,6	2	7	2,1	0,03
	min		0,47	1,9	19	26	1,6	3,10
7, 11, 12_R, 1, 4, 7, 15_P	max		1,04	26,0	33	79	15,1	3,30
	m	III	0,43	6,0	21	37	4,3	2,91
	SE		0,05	1,5	3	4	1,2	0,04
	min		0,19	2,1	9	19	1,4	2,80
8, 14_R, 3, 5, 8, 9, 11-13_P	max		0,65	12,0	31	46	10,9	3,0
	m	IV	0,27	3,5	15	25	1,8	2,56
	SE		0,07	1,0	2	2	0,5	0,03
	min		0,10	0,9	4	17	0,4	2,40
6_R, 10, 14_P	max		0,52	8,9	22	37	4,8	2,60
	m	V	0,10	2,9	4	10	2,4	2,13
	SE		0,01	0,5	1	3	0,9	0,04
	min		0,08	1,5	2	5	0,7	2,0
max		0,13	4,1	8	18	5,1	2,20	

1: m ± SE	18,0 ± 7,5	2,0 ± 0,6	80 ± 65	287 ± 51	170 ± 26	4,96 ± 0,04
2: m ± SE	4,2 ± 4,6	0,5 ± 0,2	30 ± 7	96 ± 70	38 ± 6	3,38 ± 0,12
3: m ± SE	0,07 ± 0,03	0,07 ± 0,03	5,0 ± 2,9	2,8 ± 3,2	9,5 ± 1,8	1,67 ± 0,09
Бухта Золотой Рог	5,4–16,7	2,1 ± 0,6			7,78–9,88	5,0
Восточная часть Амурского залива	0,45–0,71	0,5–1,5	Пески: 20 ± 5;	Пески: 8 ± 2;	3,7–26,1	3,0–4,2
Уссурийский залив	0,03–0,25	0,14 ± 0,09	Илы: 35 ± 5	Илы: 28 ± 3	0,96–2,03	1,4–3,6
Открытая часть зал. Петра Великого	0,02–0,03	0,4–0,7			< 1,0	–

Примечание. Расположение станций и их группы см. рис. 2; SE — стандартная ошибка, m, min, max — среднее, минимальное и максимальное значения; УВ — углеводороды; 1–3 — районы с экстремальным, умеренным и относительно низким уровнем загрязнения (по: Belan, Moshchenko, 2005); диапазоны концентраций органических загрязнителей и ТРФ для различных районов зал. Петра Великого приведены по литературным данным (Tkalin et al., 1993, 1996, 1997; Tkalin, 2000; Белан и др., 2003, 2007; Belan et al., 2003; Belan, Moshchenko, 2005); для меди и свинца указаны фоновые значения для песков и илов (Шулькин, 2004).

Фенолы. Содержание фенолов в грунтах района работ варьировало в пределах 0,9–26,0 мкг/г (в среднем 7,6 мкг/г) (табл. 1). Наименьшие концентрации этих соединений в целом были характерны для бухты Патрокл, причем лишь в 3 случаях максимальное содержание фенолов здесь превысило их минимальную концентрацию, найденную в прибрежных донных отложениях о. Русского. В среднем содержание фенолов в бухте Патрокл более чем в 5 раз ниже, чем у о. Русского, и эти различия, естественно, статистически значимы (тест Манна-Уитни, $p = 0,0000$). Максимальные концентрации фенолов — 16 мкг/г и выше — отмечены на станциях 1, 3-5_R.

Измеренные концентрации фенолов очень высоки и в разы превышают таковые в осадках даже крайне загрязненной бухты Золотой Рог ($2,0 \pm 0,6$ мкг/г; по: Belan, Moshchenko, 2005), не говоря уже о более чистых районах зал. Петра Великого. К сожалению, значения *ERL* и *ERM* для фенолов не определены.

Источниками поступления фенолов в морскую среду могут быть бытовые, промышленные и сельскохозяйственные сточные воды, аварийные разливы, утечки при транспортировке, а также перенос с воздушными массами в результате испарения с поверхности воды и почвы (Руководство ..., 1993). Кроме того, в объектах морской среды присутствуют фенолы природного происхождения, продуцируемые морскими водорослями — макрофитами. Последний источник представляется наиболее вероятной причиной высоких концентраций этих соединений в грунтах района исследований.

ДДТ и его производные. Суммарное содержание ДДТ и его метаболитов в донных отложениях района работ достигало в среднем 4,7 нг/г, изменяясь в пределах 0,4–32,9 нг/г (табл. 1). Как и для УВ, максимальные концентрации этих соединений были обнаружены в бухточке Житкова (станция 1_R), а минимальные — менее 1 нг/г — в бухте Патрокл на станциях 8 и 14_P, а также в Уссурийском заливе (14_R). В среднем суммарное содержание ДДТ и его производных в донных отложениях бухты Патрокл было ниже, а диапазон изменений — уже, чем на акватории, изученной у о. Русского (4,2 и 5,3, 0,4–15,1 и 0,6–32,9 нг/г) (табл. 1). Но эти различия статистически не значимы (тест Манна-Уитни: $p = 0,7143$).

В целом концентрации ДДТ и его производных в грунтах района работ довольно велики по сравнению с осадками открытой части зал. Петра Великого и Уссурийского залива и больше соответствуют таковым весьма загрязненной восточной части Амурского залива и “откровенно грязной”

бухты Золотой Рог (табл. 1). В то же время ни в одном случае суммарное содержание ДДТ и его метаболитов не превысило величины *ERM* (46,1 нг/г), а в 7 случаях было ниже *ERL* (1,6 нг/г, 5 станций в бухте Патрокл и по одной — в бухте Аякс и Уссурийском заливе). Таким образом, экологическую ситуацию относительно этого инсектицида на исследованной акватории в целом следует охарактеризовать как умеренную с вариациями от относительно благополучной до неблагоприятной.

Металлы. Содержание меди составляло в среднем 19 мкг/г и изменялось от 2 до 42 мкг/г (табл. 1). Как и для органических загрязнителей, ее максимальные концентрации наблюдались в бухточке Житкова (станция 1_R), а минимальные — 5 мкг/г и менее — в бухте Патрокл на станциях 10 и 14_P, а также в Уссурийском заливе (14_R). В среднем содержание Си в осадках бухты Патрокл и у о. Русского было примерно одинаковым (18 и 20 мкг/г; различия статистически незначимы — $p = 0,8072$), хотя диапазон изменений в первом случае несколько уже (соответственно 2–31 и 4–42 мкг/г).

Содержание меди в районе исследований в основном соответствует ее фоновым значениям для зал. Петра Великого (для песков — 8 ± 2 , для илов — 28 ± 3 ; по: Шулькин, 2004). При этом концентрации меди, найденные в грунтах бухты Патрокл, не выходили за верхнюю границу *ERL*-диапазона (19–34 мкг/г), а у о. Русского ее содержание лишь в бухточке Житкова превышало 34 мкг/г, но находилось далеко от *ERM*-диапазона (108–270 мкг/г).

Содержание свинца в среднем достигало 35 мкг/г, варьируя в диапазоне 5–84 мкг/г (табл. 1). Максимальные концентрации Pb отмечены на станции 1_R, а минимальные — 2 мкг/г и менее — на станциях 10 и 14_P. В среднем содержание свинца в осадках бухты Патрокл существенно ниже, чем у о. Русского (25 и 48 мкг/г; различия статистически значимы — $p = 0,0021$), а диапазон изменений — уже (соответственно 5–46 и 18–84 мкг/г).

В целом концентрация свинца в районе исследований соответствует ее фоновым значениям для зал. Петра Великого (для песков — 20 ± 5 , для илов — 35 ± 5 ; по: Шулькин, 2004). При этом концентрации Pb, найденные в грунтах бухты Патрокл, не выходили за верхнюю границу *ERL*-диапазона (30–47 мкг/г), а у о. Русского этот максимум был превышен на станциях 1, 4, 5, 9 и 13_R, но ни одно значение не приблизилось к уровню *ERM* (112–218 мкг/г).

Содержание железа в грунтах района работ варьирует в пределах 0,3–3,0 %, а концентрации меди и свинца статистически значимы и сильно связаны с его количеством (рис. 3). При этом из общего массива данных заметно выпадают станции 1, 11, 13 и 14_R, располагавшиеся у побережья о. Русского.

Таким образом, в подавляющем большинстве случаев основным фактором, определяющим изменчивость концентраций и распределение исследованных элементов, является гранулометрический состав донных отложений, вариации которого отражаются в изменении содержания железа. Однако осадки бухточки Житкова характеризуются непропорционально высоким содержанием Си и Pb; также относительно повышена концентрация Pb на станциях 11, 13 и 14, расположенных с внешней стороны п-ова Житкова, причем степень обогащения составляет около 2,0–2,5 раза.

Группировка станций по содержанию поллютантов в грунтах, выполненная методами кластерного анализа с предварительной стандартизацией данных, показывает существование 5 их групп (см. рис. 2, табл. 1):

— станция 1_R с относительно высоким уровнем загрязнения грунтов ($TPF = 4,00$);

— станции с несколько повышенным уровнем загрязнения: 3_R и 5_R — в бухтах Аякс, Парис, 4_R и 2_P в прол. Босфор Восточный — соответственно у о. Русского и бухты Патрокл, 13_R — в Уссурийском заливе, 6_P — в устье бухты Патрокл ($TPF = 3,20 \pm 0,03$);

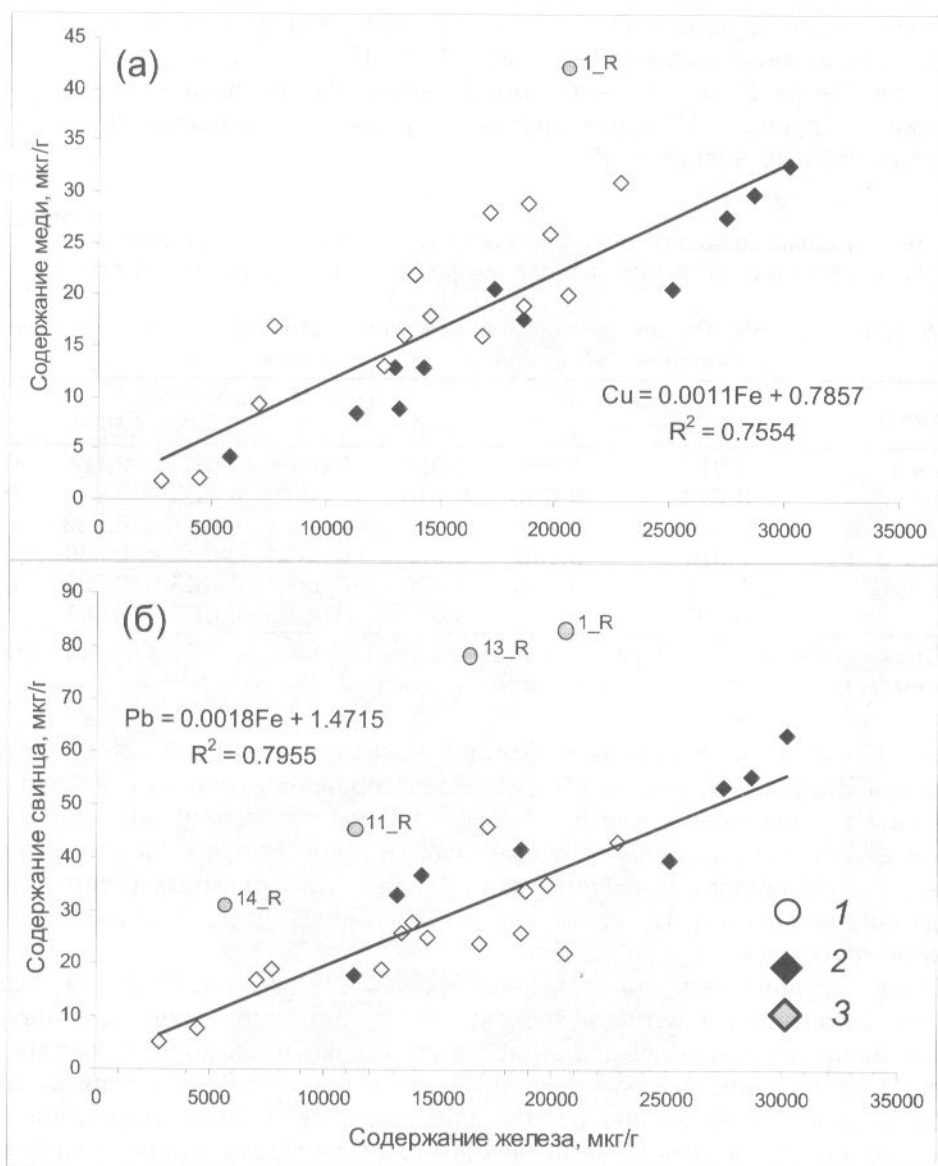


Рис. 3. Изменение концентрации некоторых металлов в зависимости от содержания железа в донных отложениях района работ: R^2 — коэффициент детерминации. Концентрации: 1 — выбракованные из регрессионного анализа (обозначения станций см. рис. 2), 2, 3 — полученные соответственно у побережья о. Русского и в бухте Патрокл

Fig. 3. Changes of some metals concentrations according to the iron content in bottom sediments. R^2 — coefficient of determination; 1 — the values rejected from the regression (station numbers as at Fig. 2); 2 — the values obtained off Russky Island; 3 — the values obtained in the Patrokl Inlet

— станции с умеренным загрязнением: в самом проливе — 7, 11_R — у о. Русского и 1, 4_P — у п-ова Муравьева-Амурского, 12_R — в Уссурийском заливе, 7, 15_P — в бухте Патрокл ($TPF = 2,91 \pm 0,04$);

— станции со слабо загрязненными грунтами: в проливе — 8_R и 3_P соответственно у о. Русского и бухты Патрокл, 14_R — в Уссурийском заливе, 5, 8, 9, 11–13_P — в разных частях бухты Патрокл ($TPF = 2,56 \pm 0,03$);

— относительно чистые станции: 6_R — в бухте Аякс, 10 и 14_P — в бухте Патрокл ($TPF = 2,13 \pm 0,04$).

Полученные группы в большинстве случаев значительно отличаются друг от друга по содержанию поллютантов (табл. 1, 2). По сравнению с другими акваториями зал. Петра Великого — бухтой Золотой Рог, Амурским и Уссурийским заливами — группы I–IV характеризуются умеренным уровнем загрязнения, а V — относительно низким (табл. 1).

Таблица 2

Вероятности справедливости нулевой гипотезы об отсутствии относительного сдвига распределений сравниваемых параметров для выделенных групп станций

Table 2

Probabilities of validity for the null hypothesis on relative shift of the compared parameters distribution for the groups of stations

Параметр	Тест Крускала-Уоллиса	Тест Манна-Уитни					
		II–III	II–IV	II–V	III–IV	III–V	IV–V
Углеводороды	0,010	0,006	0,017	0,002	0,017	0,112	0,079
Фенолы	0,074	0,085	0,138	0,030	0,305	0,186	0,926
Медь	0,004	0,277	0,017	0,004	0,017	0,223	0,021
Свинец	0,016	0,180	0,017	0,004	0,017	0,020	0,021
Сумма ДДТ	0,044	0,749	0,138	0,034	0,305	0,020	0,782
TPF	0,000	0,002	0,017	0,001	0,017	0,001	0,013

Примечание. I–V — группы станций на рис. 2 и в табл. 1, жирным шрифтом выделены статистически незначимые вероятности ($> 0,05$).

В отношении биологических объектов условия среды наиболее благоприятны в бухте Патрокл: на большей части ее акватории величины *TPF* не достигают и уровня 10 %-ного снижения разнообразия двустворчатых моллюсков (рис. 4). Лишь в ее устье и на прилегающей акватории прол. Босфор Восточный можно ожидать существенного снижения разнообразия этих животных (прогрессивной деградации сообществ), что свидетельствует об общем неблагоприятном экологическом состоянии.

Иная ситуация складывается у побережья о. Русского. Здесь на большей части исследованной акватории уровень загрязнения превышает величину, при которой начинается прогрессивная деградация сообществ донных животных, а примерно на половине ее достигает значений, когда такая деградация выражена отчетливо (рис. 4). Особенно неприглядно выглядит в этом отношении бухта Парис, где, по нашей оценке, загрязнение может достигать уровня полной деградации бентоса, и еще более удручающей — бухточка Житкова, бухта-ловушка, где в центральной части этот уровень уже заметно превышен.

В меньшей степени загрязнена бухта Аякс, особенно ее западная часть, и побережье п-ова Житкова со стороны Уссурийского залива, где уровень загрязнения донных отложений не превышает значений 10 %-ного снижения разнообразия двустворчатых моллюсков (рис. 4). Однако и здесь — на станции 13 у п-ова Житкова и в восточной части бухты Аякс — могут происходить кардинальные перестройки донного населения.

Заключение

Таким образом, состояние морской среды относительно углеводородов, ДДТ и исследованных металлов в районе работ следует рассматривать в целом как удовлетворительное, тогда как концентрации фенолов очень велики и существенно превышают содержание этих соединений в осадках крайне загрязненной бухты Золотой Рог. В биологическом отношении степень загрязнения варьирует здесь от уровня, при котором изменения в сообществах макрозообентоса не наблюдаются, до такового, когда происходит их полная деградация.

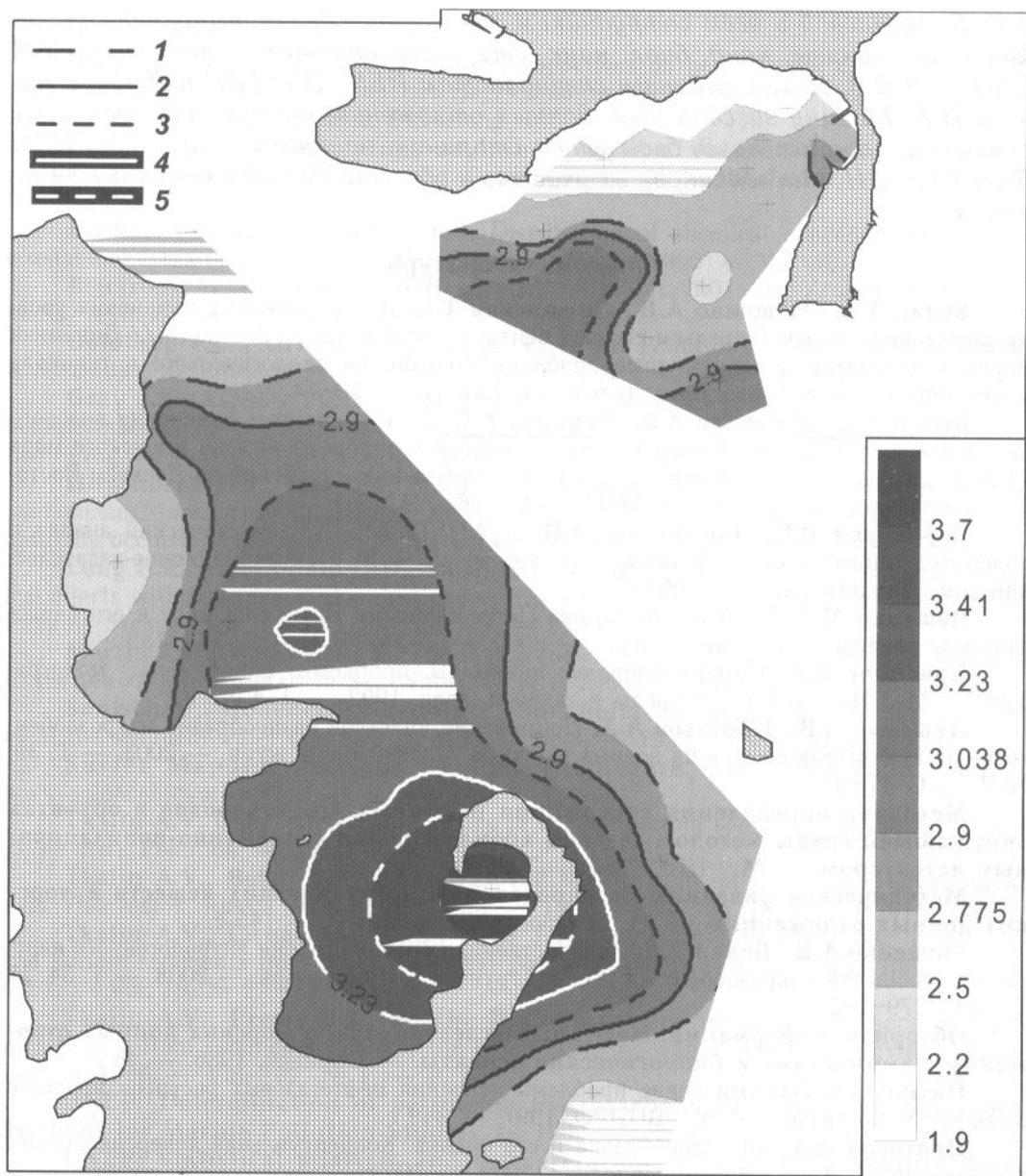


Рис. 4. Распределение величин фактора общего загрязнения на исследованной акватории: 1 — $ERL - SE = 2,775$ (10 %-ное снижение индекса Шеннона-Винера); 2 — $ERL = 2,9$ (20,9 %); 3 — $ERL + SE$ и $ERM - SE \approx 3,038$ (36,3–38,8 %); 4 — $ERM_q = 3,23$ (54,4 %); 5 — $ERM_q + SE = 3,41$ (72,0 %); SE — стандартная ошибка; ERL_q и ERM_q — верхняя и нижняя границы области прогрессивной деградации сообществ двустворчатых моллюсков, в единицах TPF ; крестики — станции

Fig. 4. Spatial distribution of the total pollution factor: 1 — $ERL - SE = 2,775$ (10 % drop of Shannon-Veneer index); 2 — $ERL = 2,9$ (20,9 % drop); 3 — $ERL + SE = ERM - SE \approx 3,038$ (36.3–38.8 % drop); 4 — $ERM_q = 3,23$ (54.4 % drop); 5 — $ERM_q + SE^q = 3,41$ (72.0 % drop); where SE — standard error, ERL_q and ERM_q — lower and upper bounds of progressive degradation zone for settlements of bivalves (TPF units); stations are shown by crosses

Авторы выражают искреннюю признательность и благодарность канд. биол. наук, заместителю директора ИБМ ДВО РАН Д.Л. Питруку за организацию работ, начальнику лаборатории мониторинга загрязнения морских вод Приморского центра мониторинга загрязнения окружающей среды

В.В. Подкопаевой и всем сотрудникам этого учреждения, выполнявшим химические анализы, канд. биол. наук, старшему научному сотруднику ИБМ ДВО РАН В.В. Ивину, ведущим специалистам ИБМ ДВО РАН К.Л. Фельдману и И.А. Кашину за сбор проб донных отложений. Особую благодарность авторы выражают канд. биол. наук, старшему научному сотруднику ИБМ ДВО РАН С.И. Масленникову за участие в сборе проб и весьма ценные замечания.

Список литературы

Белан Т.А., Мощенко А.В., Лишавская Т.С. Долговременные изменения уровня загрязнения морской среды и состава бентоса в заливе Петра Великого // Динамика морских экосистем и современные проблемы сохранения биологического потенциала морей России. — Владивосток : Дальнаука, 2007. — С. 50–74.

Белан Т.А., Мощенко А.В., Чернова А.С. Долговременные изменения видового разнообразия таксонов многощетинковых червей в прибрежной зоне Японского моря // Доклады рабочего совещания по изучению глобальных изменений на Дальнем Востоке. — Владивосток : Дальнаука, 2003. — С. 196–224.

Боровиков В.П., Боровиков И.П. STATISTICA® — Статистический анализ и обработка данных в среде Windows® : монография. — М. : Информационно-издательский дом “Филинъ”, 1998. — 608 с.

Вашенко М.А. Загрязнение залива Петра Великого Японского моря и его биологические последствия // Биол. моря. — 2000. — Т. 26, № 3. — С. 149–159.

Красилов В.А. Охрана природы: принципы, проблемы, приоритеты : монография. — М. : Ин-т охраны природы и заповед. дела, 1992. — 174 с.

Ляшенко А.В., Протасов А.А. Применение индексов разнообразия макрозообентоса как показателя состояния водных ресурсов // Гидробиол. журн. — 2003. — Т. 39, № 2. — С. 17–27.

Методика определения содержания нефтяных углеводородов в объектах окружающей среды методом газовой хроматографии с пламенно-ионизационным детектором. — М. : НПО “Тайфун”, 2000. — 45 с.

Методические указания по определению загрязняющих веществ в морских донных отложениях. — М. : Гидрометеиздат, 1979. — 145 с.

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

Обзорная информация. Нефтяные углеводороды в морских донных отложениях: химические и биологические аспекты. — Обнинск, 1986. — 46 с.

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

Протасов А.А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология : монография. — Киев : Академперіодика, 2002. — 105 с.

Протасов А.А., Павлюк Т.Е. Использование показателей биоразнообразия для оценки состояния водных объектов и качества воды // Гидробиол. журн. — 2004. — Т. 40, № 6. — С. 3–17.

Руководство по химическому анализу морских вод. — СПб. : Гидрометеиздат, 1993. — 264 с.

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

Эколого-токсикологические аспекты загрязнения морской среды : монография. — Л. : Гидрометеиздат, 1985. — 116 с.

Ackerman F., Bergmann H., Schleichert U. Monitoring of heavy metals in coastal and estuarine sediments — a question of grain size: <20 mkm versus <60 mkm // Environ. Technol. Letters. — 1984. — Vol. 4. — P. 317–328.

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

Belan T.A., Tkalin A.V., Lishavskaya T.S. The present status of bottom ecosystems of Peter the Great Bay (the Sea of Japan) // Pacific Oceanography. — 2003. — Vol. 1, № 2. — P. 158–167.

Berner R.A. Early Diagenesis: A Theoretical Approach. — Princeton : Princeton Univ. Press, 1980. — 241 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. — Ann Arbor : Ann Arbor Scientific Publishing, 1980. — P. 501–532.

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

Daskalakis K.D., O'Connor T.P. Distribution of chemical concentrations in US coastal and estuarine sediment // Mar. Environ. Res. — 1995. — Vol. 40. — P. 381–398.

Electronic textbook on statistics. — M. : StatSoft, 2001. <http://www.statsoft.ru/home/textbook/default.htm>.

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.

Gray J.S., Aschan M., Carr M.R. et al. Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment // Mar. Ecol. Prog. Ser. — 1988. — Vol. 46, № 1–3. — P. 151–165.

Hirschberg D.J., Chin P., Feng H., Cochran J.K. Dynamics of sediment and contaminant transport in the Hudson River estuary: evidence from sediment distribution of naturally occurring radionuclides // Estuaries. — 1996. — Vol. 19. — P. 931–949.

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. — P. 81–97.

Martin J.M., Whitefield M. The significance of the river input of chemical elements to the sea // Trace Metals in Sea Water. — N.Y. : Plenum Press, 1983. — P. 265–294.

Santschi P., Hohener P., Benoit G., Buchholtz-ten Brink M. Chemical processes at the sediment-water interface // Marine Chem. — 1990. — Vol. 30. — P. 269–315.

Surfer Mapping System. — Golden Software, Inc. 1993–2000. <http://www.goldensoftware.com>.

Tkalin A.V. Chlorinated hydrocarbons in coastal bottom sediments of the Japan Sea // Environ. Pollution. — 1996. — Vol. 91. — P. 183–185.

Tkalin A.V., Belan T.A., Shapovalov E.N. The state of the marine environment near Vladivostok, Russia // Mar. Poll. 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., Presly 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. Pollution. — 1996. — Vol. 192, № 1. — P. 73–78.

UNEP: Determination of petroleum hydrocarbons in sediments. Reference Methods for Marine Pollution Studies. — 1992. — № 20. — 75 p.

UNEP: Statistical analysis and interpretation of marine community data. Reference Methods for Marine Pollution Studies. — 1995. — № 64. — 75 p.

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. — P. 314–320.

Поступила в редакцию 17.02.10 г.