

УДК 550.47:504.054

ПРОСТРАНСТВЕННАЯ ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО (ЯПОНСКОЕ МОРЕ) МЕТАЛЛАМИ С ПОМОЩЬЮ БУРОЙ ВОДОРОСЛИ *SARGASSUM MIYABEI*

© 2020 г. Е. Н. Чернова^{1,2, *}, С. И. Коженкова^{1, **}

¹Тихоокеанский институт географии ДВО РАН, Владивосток, Россия

²Дальневосточный федеральный университет, Владивосток, Россия

*e-mail: elena@tigdvo.ru

**e-mail: svetlana@tigdvo.ru

Поступила в редакцию 02.08.2017 г.

После доработки 11.11.2019 г.

Принята к публикации 16.12.2019 г.

По данным о содержании тяжелых металлов Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd и Ni в бурых водорослях *Sargassum miyabei*, отобранных с разной периодичностью на 49 станциях в зал. Петра Великого и в б. Кивевка Японского моря, рассчитаны геохимические коэффициенты, характеризующие состояние среды обитания водорослей – коэффициент геохимической аномальности химического состава водорослей ($K_{ГА}$) и суммарный нормализованный коэффициент опасности загрязнения водорослей металлами ($K_{Ме}$). Установлено, что $K_{Ме} > 1$ наблюдается при $K_{ГА} > 2$. Составлена карта-схема степени загрязнения металлами водорослей залива Петра Великого. Установлено, что 22% изученных станций имеют повышенные пороговые уровни металлов в водорослях, и данные районы нуждаются в контроле за их экологическим состоянием и применении мер по снижению воздействия на окружающую среду.

Ключевые слова: тяжелые металлы, биомониторинг, нормирование качества среды, бурые водоросли, *Sargassum miyabei*, Японское море

DOI: 10.31857/S0030157420010050

Проблема загрязнения морской среды тяжелыми металлами по-прежнему остается актуальной и наиболее остро стоит в прибрежной зоне морей и океанов. Очевидно, что основным направлением в решении данной проблемы является уменьшение поступления поллютантов от основных источников загрязнения и достижение положительного баланса между ассимиляционной емкостью прибрежной экосистемы и интенсивностью поступления загрязняющих веществ [4].

Основой для конкретных решений по вопросам управления качеством прибрежных биогеосистем являются данные экологического мониторинга – многоцелевой информационной системы наблюдений, анализа, диагноза и прогноза состояния природной среды [23]. Для правильной оценки загрязнения металлами прибрежных акваторий необходим анализ состояния различных компонентов экосистемы – как абиотических (воды и донных отложений), так и биотических [1, 12, 21, 27, 34].

Одним из наиболее часто используемых методов определения степени загрязнения морских прибрежных вод тяжелыми металлами является

анализ содержания элементов в талломах бурых водорослей-макрофитов, относящихся к группе аккумулирующих биоиндикаторов относительных уровней загрязнения. Их способность накапливать значительные количества элементов, отражая концентрацию металлов в среде, с высокой степенью интегрирования, легкость сбора и относительная простота химического анализа, большие размеры и обширные ареалы – все это способствует широкому применению представителей отдела Ochrophyta для наблюдения за качеством морской среды.

Первые сведения об использовании бурых водорослей в целях мониторинга появились в начале 1970-х гг. в работах европейских ученых [26, 30]. Со временем подобные исследования стали выполняться в различных регионах мира [2, 3, 24, 33, 36].

Изучение содержания тяжелых металлов в массовых видах бурых водорослей северо-западной части Японского моря, омывающем побережье Приморского края, началось в 1976 г. [12, 14]. Основными объектами исследования стали *Costaria costata*, *Fucus evanescens*, *Saccharina japonica* (синоним *Laminaria japonica*), *Scytosiphon lomen-*

taria, *Silvetia babingtonii* (синоним *Pelvetia wrightii*), *Stephanocystis crassipes* (синоним *Cystoseira crassipes*). Были выявлены видовые и возрастные особенности микроэлементного состава растений в импактных и фоновых условиях, сделаны оценки изменения загрязнения среды металлами за 20 и 30 лет на севере и на юге Приморского края [7, 12, 15, 22, 35].

Помимо вышеуказанных видов бурых водорослей внимание исследователей привлекали и саргассумы – *Sargassum miyabei* и *S. pallidum*, в обилии растущие на твердых грунтах вдоль южного побережья Приморского края и в южных морях. Представители рода *Sargassum*, вслед за работами Христофоровой [14], также стали использоваться в качестве индикаторов загрязнения среды тяжелыми металлами в заливе Петра Великого Японского моря, в водах Вьетнама [5, 13, 17, 19, 28], а также в Гонконге, Восточно-Китайском и Средиземном морях [25, 31, 32], на побережье Бразилии [29] и др.

Накопление большого количества данных о содержании металлов разными видами водорослей-биоиндикаторов, позволяет более корректно рассчитать их геохимический фон и пороговые концентрации, чтобы использовать в мониторинге тяжелых металлов в водной среде и проводить временную и пространственную оценку загрязнения.

Целью работы является пространственная оценка загрязнения металлами прибрежной акватории зал. Петра Великого Японского моря с помощью микроэлементного состава бурой водоросли *Sargassum miyabei*.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Образцы водорослей отбирали в июле–августе 1995, 1998, 2000–2004, 2008 гг. с разной периодичностью на 49 станциях в заливах Посыета, Амурском, Уссурийском, Стрелок, Восток, Находка, и на акватории Дальневосточного морского заповедника (ДВМЗ), филиала Национального научного центра морской биологии (ННЦМБ) в зал. Петра Великого и б. Киевка к северу от залива в сторону открытого западного побережья Японского моря (рис. 1).

С каждой станции на глубине 0.5–1.5 м было взято по 3–5 экземпляров *S. miyabei*. Растения промывали водой с места сбора, высушивали при температуре 85°C. В лаборатории водоросли объединяли в одну пробу, измельчали и минерализовали азотной кислотой в трех повторностях по общепринятой методике [12]. Содержание металлов Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd и Ni в тканях макрофитов определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии на приборе Shimadzu 6800 в ЦКП “Центр ландшафтной экодиагностики и

ГИС-технологий” ФГБУН Тихоокеанский институт географии ДВО РАН. Контроль правильности подготовки проб к анализу и точности определения содержания микроэлементов вели с использованием холостых проб и международных стандартных образцов (NIST 2976; NIES 9, CRMs, Япония (Sargasso); NBS 1566a). Ряд результатов по Cd, Pb, Ni сборов 1995–2002 гг. оказался завышенным, из-за низких концентраций, близких к пределу обнаружения, и эти анализы были выполнены повторно в 2004 г. Результаты представлены в мкг/г сух. массы.

Для определения коэффициента геохимической аномальности содержания металлов в морских водорослях рассчитывали коэффициент концентрации металла в водорослях:

$$K_C = \frac{C_i}{C_{\Phi i}},$$

где C_i – фактическая, а $C_{\Phi i}$ – фоновая концентрация i -го металла, в качестве которой использовали медиану концентрации металла в выборке *S. miyabei* из западной части Японского моря [18].

Для определения коэффициента опасности загрязнения металлами водорослей рассчитывали степень превышения концентрации металла в водоросли (C_i) над пороговыми значениями этого элемента в данном виде ($C_{\text{Порог}}$) для региона:

$$K_O = \frac{C_i}{C_{\text{Порог}}}.$$

В качестве $C_{\text{Порог}}$ использовали пороговые концентрации металла для данного вида водорослей, рассчитанные ранее [18] как медиана плюс двойная медиана абсолютных отклонений от медианы ($Me + 2MAD$).

Коэффициент геохимической аномальности химического состава водорослей K_{GA} рассчитан по формуле:

$$K_{GA} = \frac{1}{N} \sum_{i=N}^N K_C,$$

где N – число элементов, используемых для расчета индекса. Как правило, пяти элементов, концентрации которых превышают геохимический фон в наибольшей степени, достаточно, чтобы обеспечить унифицированность и достоверность оценки [20].

Суммарный нормализованный коэффициент опасности загрязнения водорослей металлами (K_{Me}) рассчитан аналогично:

$$K_{Me} = \frac{1}{N} \sum_{i=N}^N K_O.$$

Для расчета коэффициентов K_{GA} и K_{Me} использовали пять элементов – Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, для

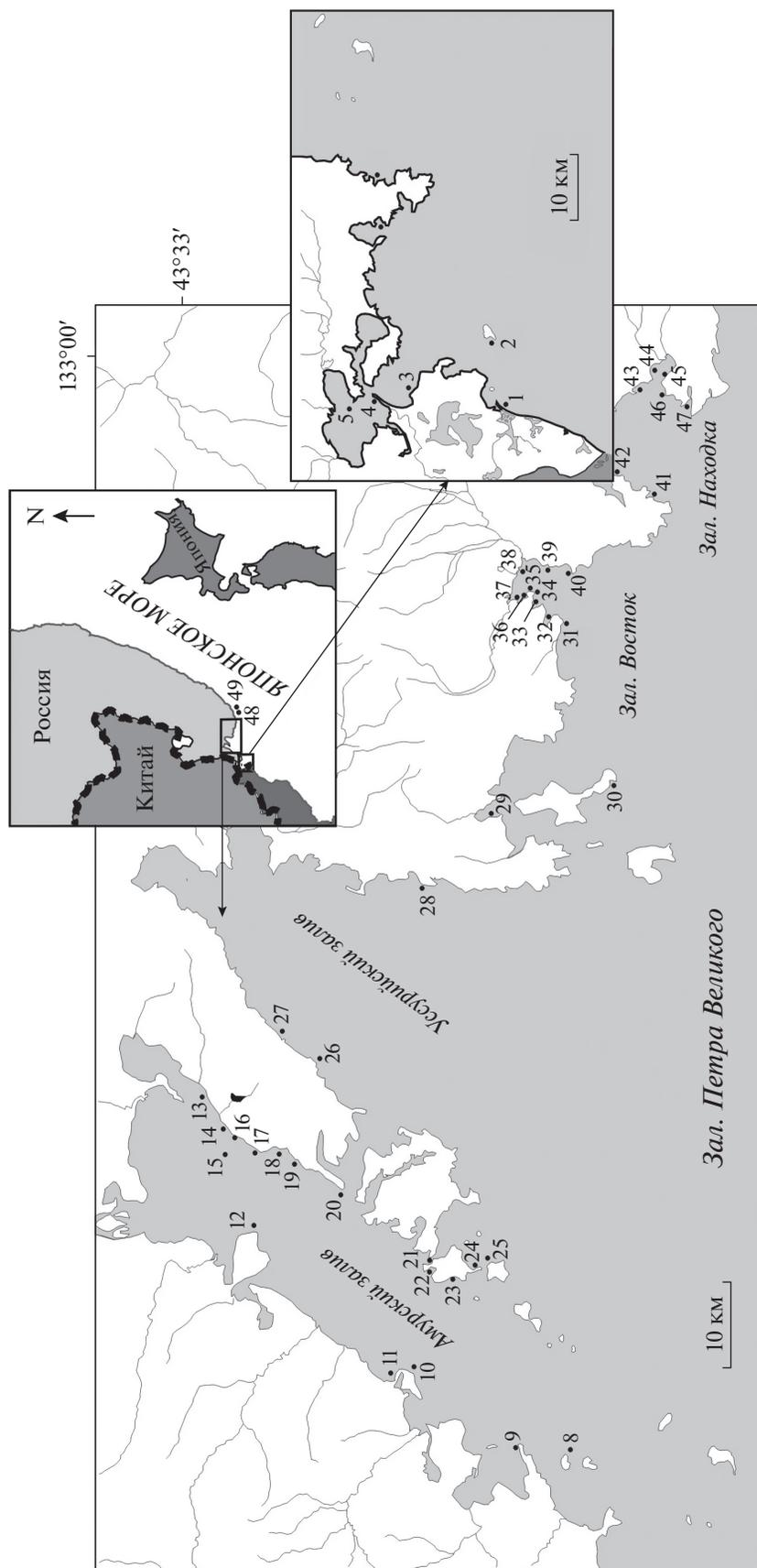


Рис. 1. Места отбора проб в зал. Петра Великого. ДВМЗ (1 – м. Островок Фальшивый, 2 – о. Фурутельма, 7 – б. Средняя); зал. Посета (3 – б. Рейд Паллады, м. Мраморный, 4 – б. Экспедиции, м. Назимова, 5 – б. Экспедиции, м. Шелеха, 6 – б. Троица, м. Андреева); Амурский залив (8 – о. Антипенко, 9 – зал. Славянка, п-ов Брюса, 10 – п-ов Янковского, 11 – б. Перевозная, 12 – м. Песчаный, 13 – ж/д ст. Санаторная, 14 – м. Тулой, 15 – о. Скребцова, 16 – ж/д ст. Чайка, 17 – б. Пионерская, 18 – м. Чумака, 19 – пруды Первой реки, 20 – м. Токаревского, 21 – пролив Старка, 22–24 – о. Попова; 22 – б. Алексеева, 23 – б. Западная, 24 – м. Ликандера, 25 – о. Рейнке); Уссурийский залив (26 – б. Горностаи, к S от свалки ТБО, 27 – в 4 км к S от свалки ТБО, 28 – б. Подьяпольского); зал. Стрелок (29 – б. Абрек, 30 – о. Пулягина); зал. Восток (31 – м. Пешурова, 32 – б. Гайдамак, 33 – б. Средняя, 34 – м. Пашинникова, 35 – биостанция “Восток”, 36 – б. Тихая заволь, 37 – эстуарий р. Волчанка, 38 – б. Литовка, N, 39 – м. Елизарова, 40 – мыс в районе оз. Лебединого); зал. Находка (41 – б. Мусатова, 42 – м. Астафьева, 43 – м. Красный, 44 – б. Врангеля, N, 45 – б. Врангеля, S, 46 – м. Петровского, 47 – б. Козьмина, N); б. Клевка (48 – о. Второй, 49 – б. Чухуненко). * S – юг, N – север.

которых значения K_C и K_O были наибольшими. В случае, когда содержание свинца корректно не удалось определить, пятым элементом был Cd.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Одна из важнейших задач геохимических исследований окружающей среды – установление пространственной структуры ее загрязнения, дифференцирующей территорию по степени экологической опасности [11].

Основными путями поступления металлов в морскую среду являются речной сток и такие антропогенные источники, как сточные воды промышленных предприятий и жилых массивов, поверхностный сток с урбанизированных территорий и полигонов твердых бытовых отходов, коррозия объектов портовой инфраструктуры и днищ судов, затонувшие плавсредства, выпадения из атмосферы.

Районы залива Петра Великого по степени антропогенной нагрузки и объему поступающих загрязняющих веществ можно расположить в следующей последовательности: Амурский залив > Уссурийский залив > зал. Находка > зал. Стрелок > зал. Восток, зал. Посыета > ДВМЗ, б. Киевка [6, 10, 21].

Степень экологической опасности территории, акватории определяют, используя разные виды суммарных (интегральных) показателей загрязнения, в основе которых лежат данные по химическому анализу воды, донных отложений, почв, воздуха, приведенные (отнесенные) к известным величинам фоновых и предельно допустимых концентраций веществ и элементов в этих средах [8, 20]. В качестве фоновых используют средние арифметические, средние геометрические, медианные значения, в зависимости от типа распределения данных. В качестве предельно допустимых концентраций используют существующие нормативы ПДК, которые, к сожалению, не разработаны для многих компонентов среды, в частности, для биоиндикаторных организмов.

В настоящее время большой объем накопившейся информации позволил рассчитать статистические характеристики по бионакоплению тяжелых металлов индикаторными организмами и выделить фоновые и пороговые уровни содержания элементов [9, 16, 18], на основании которых можно определить степень загрязнения прибрежных участков морских акваторий. Однако подходящую для этого шкалу загрязнения необходимо еще разработать.

Для интегральной оценки загрязнения металлами водорослей авторы статьи использовали коэффициент геохимической аномальности водорослей ($K_{ГА}$) – аналог суммарного нормализован-

ного коэффициента концентрации для донных осадков [21], и суммарный нормализованный коэффициент опасности загрязнения водорослей металлами ($K_{Ме}$) – рассчитываемый аналогично, но вместо фоновых (Ме) используются пороговые концентрации элементов ($Me + 2MAD$).

Анализ данных с использованием $K_{ГА}$ макрофитов показывает превышение средних фоновых уровней накопления тяжелых металлов макроводорослями в различных районах зал. Петра Великого. Так, $K_{ГА}$ повышен в заливе Посыета (бухты Экспедиции и Троицы), в Амурском заливе (бухты Перевозная, Славянка, Пионерская, у станции Санаторная, в районе м. Токаревского), повсеместно вокруг о. Попова, с западной стороны Уссурийского залива (в районе свалки ТБО), в заливе Стрелок (б. Абрек), в зал. Восток (бухты Тихая заводь, Средняя, Гайдамак), в зал. Находка (б. Врангеля). $K_{ГА}$ в саргассумах со станций из б. Киевка и ДВМЗ не были повышены, что подтверждает их фоновый статус (табл. 1). $K_{ГА}$ варьировал между величинами 0.3–6.7, 50% значений (0.25–0.75 процентиля) находилось в пределах 0.8–1.6. Саргассумы с 44% станций залива Петра Великого имели $K_{ГА}$ меньше 1, на 22% станций величина коэффициента геохимической аномальности превысила 2. Это станции в Амурском заливе: б. Пионерская (3.3) – за счет высокого вклада Mn и Cu (в порядке убывания K_C , здесь и далее), Санаторная (2.6) за счет вклада Mn и Fe, м. Токаревского (4.0) – Mn, Pb, Fe и б. Западная о. Попова (2.6) за счет вклада Fe, Cu и Cd. В Уссурийском заливе: в б. Горностаи (в 3 км южнее свалки), и в 4 км севернее свалки (2.6 и 3.4) за счет вклада Cu и Pb; в заливе Стрелок: б. Абрек (6.7) за счет вклада Mn, Fe и Pb; в заливе Восток: б. Тихая заводь (5.2) за счет вклада Pb, Fe и Cu и б. Гайдамак (2.3–2.6) – Cu, Pb, в зал. Находка: б. Врангеля (2.4) за счет вклада Fe и Pb (таблица). Таким образом, уровень повышенных концентраций элементов в талломах макрофитов определяют Fe (7 станций), Pb (6), Cu (5), Mn (4), Cd (1). Все эти станции расположены вдоль берегов с высоким уровнем антропогенного пресса.

Если водоросли аккумулируют повышенные, относительно фоновых, концентрации металлов, это еще не значит, что их содержание в среде опасно для организмов. Это значит, что организмы произрастают в среде с повышенным геохимическим фоном, который имеет естественное и/или искусственное происхождение. Водоросли могут быть адаптированы к данным условиям среды. Критическими являются концентрации металлов в воде, которые приводят к аккумуляции их организмами до значений, превышающих пороговые $Me + 2MAD$ (используемые нами как аналог ПДК).

Таблица 1. Концентрации тяжелых металлов в *S. miyabei* (мкг/г сух. массы) и значения геохимических коэффициентов на некоторых станциях в зал. Петра Великого и б. Киевка Японского моря

Акватория	Станция	Год	Fe	Mn	Cu	Zn	Pb/Cd	Ni	$K_{ГА}$	$K_{Ме}$
ДВМЗ	м. О-вок_Фальшивый	1998	252	9	26	14.9	—/4.06	—	1.0	0.6
ДВМЗ	м. О-вок_Фальшивый	2003	178	12	2.0	14.2	3.9/3.5	2.0	1.8	0.5
О. Попова	б. Алексеева	2000	951	263	5.0	15.6	—/4.2	—	1.8	1.0
О. Попова	б. Западная	2001	1767	289	9.5	22.3	—/3.4	—	2.6	1.4
Амурский зал.	м. Токаревского	1995	1128	1828	7.0	40.8	8.9/0.8	3.2	4.0	1.9
Амурский зал.	м. Токаревского	2002	549	965	4.9	27.3	8.1/2.9	3.9	2.7	1.3
Амурский зал.	о. Скребцова	1995	415	364	2.6	14.2	3.1/2.1	2.7	1.2	0.6
Амурский зал.	о. Скребцова	2002	559	150	4.2	11.7	2.6/3.5	4.1	1.2	0.6
Амурский зал.	о. Скребцова	2008	247	1139	2.8	13.0	—/1.4	4.2	1.5	0.7
Уссурийский зал.	б. Горностай (к S от свалки)	2004	680	32	12.9	24.1	4.6/0.9	1.7	2.1	1.2
Уссурийский зал.	в 4 км к N от свалки	2002	699	323	18.1	25.6	8.4/1.7	4.6	3.4	1.7
Зал. Стрелок	б. Абрек	2004	1165	5863	7.0	37.6	5.7/0.9	4.4	6.7	2.9
Зал. Восток	м. Пашинникова	2002	134	592	2.1	12.2	1.7/2.0	2.5	0.9	0.5
Зал. Восток	б. Гайдамак	2003	669	921	3.6	21.5	6.4/0.6	2.5	2.3	1.1
Зал. Восток	б. Тихая заводь	2002	2008	574	14.0	40.2	8.8/0.9	3.6	5.2	2.6
Зал. Восток	эстуарий р. Волчанки	2002	835	2098	3.4	23.4	1.0/3.0	3.5	2.7	1.2
Зал. Восток	б. Литовка	2002	1507	2373	3.5	19.6	2.7/2.3	3.8	3.4	1.5
Зал. Находка	б. Врангеля, S	1995	1169	692	3.5	22.6	5.9/0.8	2.0	2.4	1.2
Зал. Находка	б. Врангеля, S	2003	815	1040	2.8	22	1.7/0.9	2.8	1.9	0.9
Зал. Находка	м. Астафьева	1995	349	522	2.9	16.9	0.8/1.1	2.1	1.1	0.6
Зал. Находка	м. Астафьева	2004	250	244	3.6	22.0	1.4/1.2	2.3	1.0	0.6
Б. Киевка	рифы у оз. Чухуненко	2003	175	25	1.1	9.3	—/2.1	1.6	0.6	0.3
Б. Киевка	о. Второй	2004	563	451	1.5	16.7	1.7/1.8	1.7	1.2	0.6
<u>Фон</u>	Зал. Петра Великого*		<u>353</u>	<u>266</u>	<u>2.9</u>	<u>16.6</u>	<u>1.7/1.6</u>	<u>2.3</u>		
Порог			746	714	4.7	23.9	3.8/2.9	3.6		

* Чернова, Коженкова, 2016; S – юг, N – север; прочерк – нет данных.

Поскольку большое число исследований по биомониторингу металлов в водной среде в качестве эталона сравнения использует фоновые концентрации металлов в водорослях, подразумевая под ними среднее арифметическое, геометрическое или медиану, в зависимости от типа распределения данных, то показатель $K_{ГА}$ имеет преимущество для экологического картографирования акваторий. Однако с точки зрения опасности загрязнения и при наличии пороговых значений концентраций металлов в биоиндикаторах, именно расчет суммарного нормализованного коэффициента опасности ($K_{Ме}$) загрязнением металлами водорослей наиболее полезен для экологической оценки акваторий. Между этими значениями существует сильная связь (рис. 2), реализуемая уравнением, с помощью которого можно легко пересчитать первый коэффициент из второго. В наблюдаемом диапазоне концентраций в водорослях залива Петра Великого при оценке загрязнения акваторий металлами с помощью данных коэффициентов, критической величиной коэффициента геохимической аномальности ($K_{ГА}$),

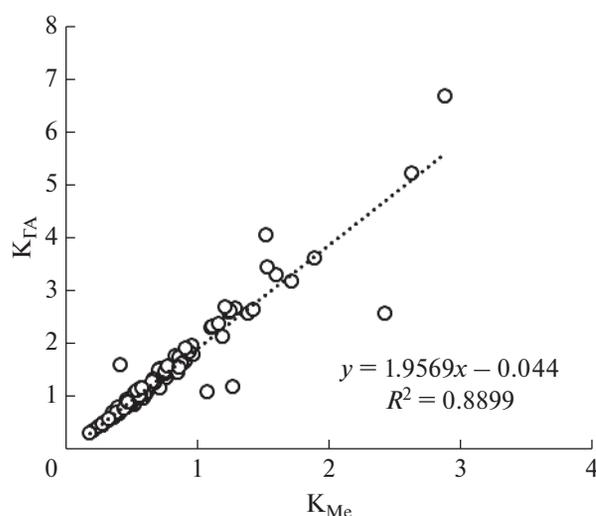


Рис. 2. Зависимость между суммарным нормализованным коэффициентом опасности ($K_{Ме}$) загрязнения металлами (Fe, Mn, Cu, Zn, [Pb или Cd]) и коэффициентом геохимической аномалии ($K_{ГА}$) химического состава водорослей *Sargassum miyabei* из зал. Петра Великого Японского моря.

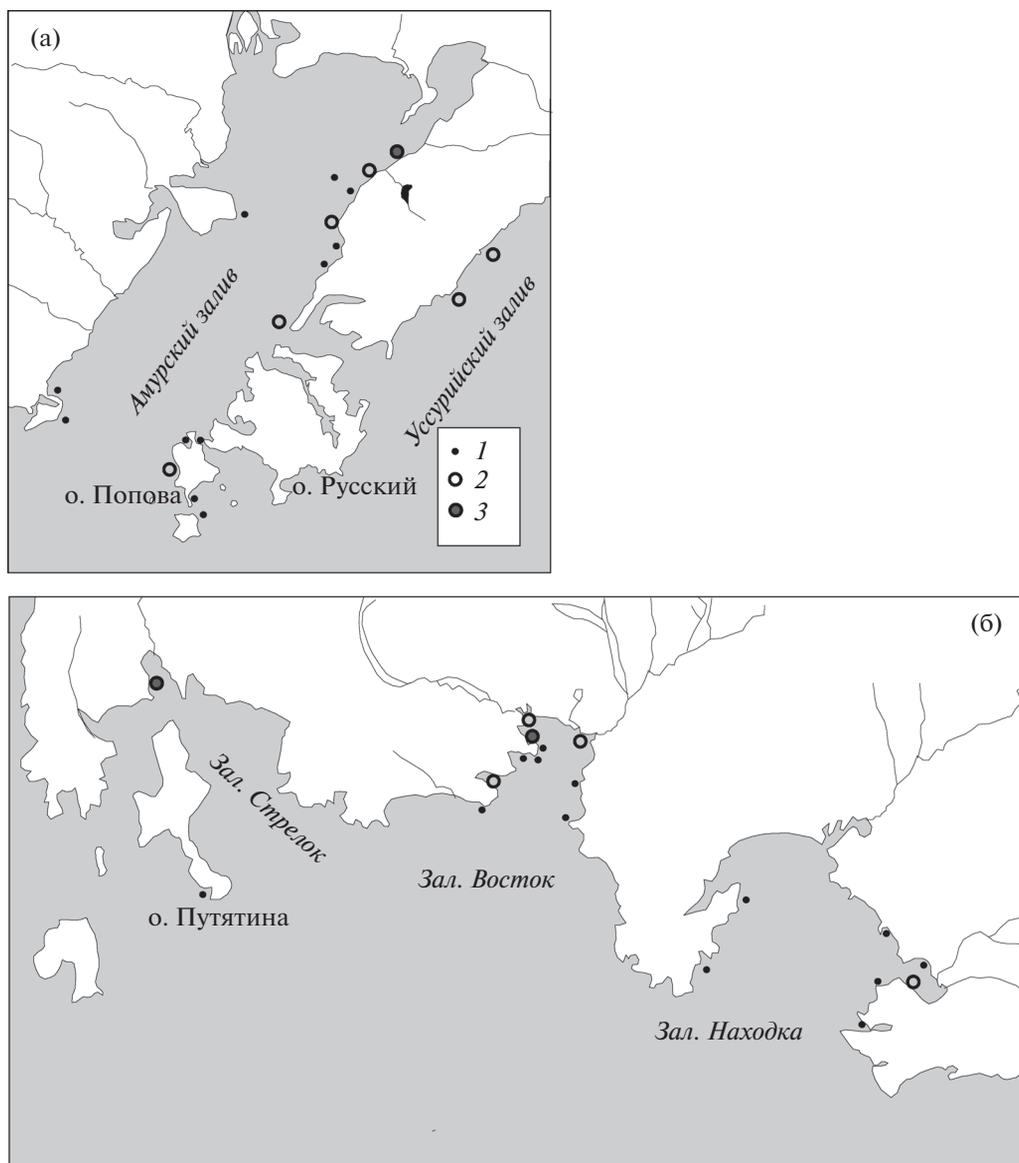


Рис. 3. Суммарный нормализованный коэффициент опасности загрязнения металлами (Fe, Mn, Cu, Zn, Pb) *Sargassum miyabei* (K_{Me}) в зал. Петра Великого: а – Амурский и Уссурийский заливы, б – заливы Стрелок, Восток и Находка. 1 – $K_{Me} \leq 1$; 2 – $1 < K_{Me} < 2$; 3 – $K_{Me} \geq 2$.

который свидетельствует о загрязнении акватории одним или несколькими металлами ($K_{Me} > 1$), следует считать 2. В выборке *S. miyabei* из зал. Петра Великого K_{Me} варьировал между величинами 0.2–2.9, 50% значений (0.25–0.75 процентиль) находилось в пределах 0.5–0.9, на 78% станций K_{Me} в водорослях был < 1 , на 22% – $K_{Me} > 1$. Карта-схема степени загрязнения металлами водорослей залива Петра Великого с помощью коэффициента опасности представлена на рис. 3.

Таким образом, расчет $K_{ГА}$ и K_{Me} на основе данных о содержании тяжелых металлов в *S. miyabei* из залива Петра Великого показал, что на 22% станций превышен пороговый уровень металлов, и данные районы нуждаются в контроле

за их экологическим состоянием и применении мер по снижению воздействия на окружающую среду (табл. 1, рис. 3). В 6% проб водорослей содержание металлов не превышает ни одного фоновое значение (Me), в 42% – не превышает ни одного порогового значения (Me + 2MAD). Больше всего водоросли залива испытывают загрязнение железом и свинцом. В каждом заливе второго порядка есть местообитания с повышенными содержаниями металлов в водорослях, однако они имеют локальный характер и привязаны к крупным источникам загрязнения (например, бывший судоремонтный завод в б. Гайдамак, побережье г. Владивостока), либо к эстуариям (реки Волчанка, Литовка в зал. Восток).

Источник финансирования. Результаты исследований получены в рамках госзадания Минобрнауки РФ (№ АААА-А16-116111610032-5).

Благодарности. Авторы благодарят коллег инженеров-аналитиков Г.А. Власову, Н.Н. Богданову, А.М. Плотникову, Т.Л. Примака за участие в подготовке и анализе проб.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бурдин К.С. Основы биологического мониторинга. М.: Изд-во МГУ, 1985. 158 с.
2. Бурдин К.С., Гусев М.В. и др. Изучение возможности использования макроводоросли *Cystoseira crinita* в качестве организма-монитора загрязнения Черного моря тяжелыми металлами // Вестн. МГУ. Сер. 16. Биология. 1980. № 3. С. 3–10.
3. Золотухина Е.Ю., Родзинская Н.В. Бурая водоросль *Cystoseira crinita* (Desf.) Borg как монитор тяжелых металлов в прибрежных экосистемах Черного моря // Вестн. МГУ. Сер. 16. Биология. 1993. № 4. С. 52–57.
4. Израэль Ю.А. Антропогенная экология океана / Ред. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. // Л.: Гидрометеоиздат. 1989. 528 с.
5. Кобзарь А.Д., Христофорова Н.К. Оценка загрязнения вод залива Петра Великого тяжелыми металлами по их содержанию в бурых водорослях-макрофитах // Современное экологическое состояние залива Петра Великого Японского моря: монография / Отв. ред. Христофорова Н.К. Владивосток: Изд. Дом Дальневост. Федеральн. Унив-та, 2012. С. 362–381.
6. Коженкова С.И. Мониторинг состояния прибрежно-морских вод Приморья по содержанию тяжелых металлов в бурых водорослях / Автореф. дис. канд. биол. наук. Владивосток: Изд-во ДВГУ, 2000. 24 с.
7. Коженкова С.И., Христофорова Н.К., Чернова Е.Н. Долговременный мониторинг загрязнения морских вод северного Приморья тяжелыми металлами с помощью бурых водорослей // Экология. 2000. № 3. С. 233–237.
8. Методические указания МУ 2.1.7.730-99 Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 7 февраля 1999 г.).
9. Лукашев Д.В. Метод расчета фоновых концентраций тяжелых металлов в мягких тканях двусторчатых моллюсков для оценки загрязнения р. Днепр // Биология внутренних вод. 2007. № 4. С. 97–106.
10. Огородникова А.А. Эколого-экономическая оценка воздействия береговых источников загрязнения на природную среду и биоресурсы залива Петра Великого. Владивосток: ТИНРО-центр, 2001. 193 с.
11. Степанова Н.Ю. Факторы и критерии оценки экологического риска для устойчивого функционирования Куйбышевского водохранилища / Автореф. ... докт. биол. наук. Ульяновск, 2008. 44 с.
12. Христофорова Н.К. Биоиндикация и мониторинг загрязнения морских вод тяжелыми металлами. Л.: Наука, 1989. 192 с.
13. Христофорова Н.К., Гамаюнова О.А., Афанасьев А.П. Состояние бухт Козьмина и Врангеля (залив Петра Великого, Японское море): динамика загрязнения тяжелыми металлами // Изв. ТИНРО. 2015. Т. 180. С. 179–186.
14. Христофорова Н.К., Богданова Н.Н., Толстова Л.М. Металлы в составе тихоокеанских саргассовых водорослей в связи с проблемой мониторинга загрязнения вод // Океанология. 1983. Т. 23. Вып. 2. С. 270–275.
15. Христофорова Н.К., Коженкова С.И. Изменение фоновых уровней тяжелых металлов в морской среде // Доклады РАН 2000. Т. 374. № 1. С. 136–138.
16. Чернова Е.Н. Определение фоновых концентраций металлов в бурой водоросли *Sargassum pallidum* из северо-западной части Японского моря // Биология моря. 2012. Т. 38. № 3. С. 249–256.
17. Чернова Е.Н., Сергеева О.С. Концентрации металлов в саргассовых водорослях из прибрежных вод залива Нячанг (Южно-Китайское море) // Биология моря. 2008. Т. 34. № 1. С. 58–64.
18. Чернова Е.Н., Коженкова С.И. Определение пороговых концентраций металлов в водорослях-индикаторах прибрежных вод северо-западной части Японского моря // Океанология. 2016. Т. 56. № 3. С. 393–402.
19. Чернова Е.Н., Христофорова Н.К., Вышкварцев Д.И. Тяжелые металлы в морских травах и водорослях залива Посыета Японского моря // Биология моря. 2002. № 6. С. 425–430.
20. Ширьев Р.Р. К вопросу оптимизации методики определения интегрального показателя загрязнения водных объектов // Современные наукоемкие технологии. 2005. № 6. С. 79–82.
21. Шулькин В.М. Металлы в экосистемах морских мелководий. Владивосток: Дальнаука, 2004. 279 с.
22. Шулькин В.М., Коженкова С.И., Чернова Е.Н., Христофорова Н.К. Металлы в различных компонентах прибрежных морских экосистем Сихотэ-Алинского биосферного района // Геоэкология. 2003. № 4. С. 318–327.
23. Экологический мониторинг. Методы биоиндикации. В двух частях. Ч. 1. Учебное пособие / Под ред. проф. Гелашвили Д.Б. Новгород: Изд-во ННГУ, 1995. 192 с.
24. Akcali I., Kucuksezgin F. A biomonitoring study: Heavy metals in macroalgae from eastern Aegean coastal areas // Marine Pollution Bulletin. 2011. V. 62. Iss. 3. P. 637–645.
25. Al-Masri M.S., Mamish S., Budier Y. Radionuclides and trace metals in eastern Mediterranean Sea algae // J. of Environmental Radioactivity. 2003. V. 67. Iss. 2. P. 157–168.
26. Bryan G.W., Hummerstone L.G. Brown seaweeds as an indicator of heavy metals in estuaries in south-west England // J. Mar. Biol. Assoc. U. K. 1973. V. 53. P. 705–720.
27. Chakraborty S., Bhattacharya T., Singh G., Maity J.P. Benthic macroalgae as biological indicators of heavy

- metal pollution in the marine environments: A bio-monitoring approach for pollution assessment // *Eco-toxicology and Environmental Safety*. 2014. V. 100. P. 61–68.
28. Chernova E.N., Khristoforova N.K. Algae *Sargassum* as an Indicator of Trace Metal Pollution of South China Sea Coastal Waters // *Environmental Research J*. 2012. V. 6. № 4-5. P. 328–338.
 29. Filho A.G.M., Andrade L.R., Karez C.S., Farina M., Pfeiffer W.C. Brown algae species as biomonitors of Zn and Cd at Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil // *Marine Environmental Research*. 1999. V. 48. Iss. 3. P. 213–224.
 30. Fuge R., James K.H. Trace metal concentration in *Fucus* from the Bristol Channel // *Mar. Poll. Bull.* 1974. V. 5. № 1. P. 9–12.
 31. Ho Y.B. Metal levels in three intertidal macroalgae in Hong Kong waters // *Aquatic Botany*. 1988. V. 29. Iss. 4. P. 367–372.
 32. Hou X., Yan X. Study on the concentration and seasonal variation of inorganic elements in 35 species of marine algae // *Science of The Total Environment*, 1998. V. 222. Iss. 3. P. 141–156.
 33. Kiyko O.A., Pogrebov V.B. Persistent organic pollutant, trace metal and radionuclide concentrations in bottom organisms of the Barents Sea and adjacent areas // *Mar. Poll. Bull.* 1997. V. 35. № 7–12. P. 340–344.
 34. Rainbow P.S., Phillips D.J.H. Cosmopolitan biomonitors of trace metals // *Mar. Poll. Bull.* 1993. V. 26. № 11. P. 593–601.
 35. Shulkin V.M., Chernova E.N., Khristoforova N.K., Kozhenkova S.I. Effect of Mining Activities on the Chemistry of Aquatic Ecosystem Components // *Water Resources*. 2015. V. 42. № 7. P. 843–853.
 36. Vasquez J.A., Guerra N. The use of seaweeds as bioindicators of natural and anthropogenic contaminants in northern Chile // *Hydrobiologia*, 1996. V. 326/327. P. 327–333.

Spatial Assessment of Pollution of Peter the Great Bay (Sea of Japan) by Metals Using Brown Algae *Sargassum miyabei*

E. N. Chernova^{a, b, #}, S. I. Kozhenkova^{a, ##}

^a*Pacific Geographical Institute, Far Eastern Branch, Russian Academy of Sciences, Vladivostok, Russia*

^b*Far East Federal University, Vladivostok, Russia*

[#]*e-mail: elena@tigdvo.ru*

^{##}*e-mail: svetlana@tigdvo.ru*

According to the content of trace metals Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Cd and Ni in brown algae *Sargassum miyabei*, selected with a different frequency on 49 stations in the Peter the Great Bay and Kievka bight of the Sea of Japan, geochemical factors were calculated. The coefficient of geochemical anomaly of the chemical composition of algae (K_{GA}) and the total normalized coefficient of metal contamination risk of the algae (K_{Me}) characterize the habitat of the algae. It was found that $K_{Me} > 1$ occurs when $K_{GA} > 2$. A schematic map of the extent of pollution by metals in algae of Peter the Great Bay compiled. Twenty two percents of stations were found that have higher threshold levels of metals in the algae. These areas need to monitor their environmental status and application of measures to reduce the impact on the environment.

Keywords: heavy metals, biomonitoring, environmental quality regulation, brown algae, *Sargassum miyabei*, Sea of Japan