

УДК 502.52+004.942:546.36(262.54)

МАТЕМАТИЧЕСКОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ДИНАМИКИ ^{137}Cs В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ АЗОВСКОГО МОРЯ В ПЕРИОД 1960–2006 ГГ.*Матишов Д. Г.¹, Касаткина Н. Е.², Бердников С. В.³***MATHEMATICAL MODELING OF ^{137}Cs DYNAMICS IN WATER AND BOTTOM SEDIMENTS OF THE SEA OF AZOV DURING 1960–2006**

Matishov D. G., Kasatkina N. E., Berdnikov S. V.

Reconstruction of water and bottom sediments of the Sea of Azov contamination with radionuclide ^{137}Cs during 1960–2006 was carried out with the use of a multicompartamental model of dynamics of dissolved and suspended substances. During modelling principal attention has been given to the transfer of dissolved and suspended forms of radionuclides by water masses; sedimentation of suspended particles together with radionuclides migrating on the former; stirring-up of bottom sediments as a result of wave motion; interchange of dissolved and suspended forms of radionuclides.

Введение

С 1997 г. Мурманский морской биологический институт совместно с Южным научным центром РАН проводит радиоэкологические исследования экосистемы Азовского моря. Интегрированным выражением накопленной информации о радиоактивном загрязнении Азовского моря стало создание серии математических моделей, описывающих потоки искусственных радионуклидов, а также миграцию радионуклидов по пищевым цепям [1–3]. Выполнявшиеся с их помощью расчеты содержания радионуклидов в основных компонентах экосистемы Азовского моря были ориентированы на оценку влияния аварии на Чернобыльской АЭС на загрязнение моря радионуклидами. Для объяснения расхождений результатов моделирования и натурных измерений активности ^{137}Cs в воде и донных отложениях Азовского моря в работе [3] было высказано предположение, что из-за ядерных испытаний 1960–1970 годов уровень накопления ^{137}Cs в донных отложениях к 1986 г. был относительно высок. Поэтому историю радиоак-

тивного загрязнения Азовского моря до 1986 г. необходимо учитывать в модельных расчетах. Из-за отсутствия регулярных наблюдений за содержанием ^{137}Cs в период от испытаний ядерного оружия до аварии на Чернобыльской АЭС в данной работе с помощью математического моделирования выполнена реконструкция динамики ^{137}Cs в Азовском море с конца 1950-х годов.

1. Описание математической модели

Для выполнения расчетов использовалась мультикомпарментальная модель динамики растворенных и взвешенных веществ в Азовском море [4].

В основу модельного описания положена схема биогеохимической трансформации, в которой главное внимание уделено переносу растворенных и взвешенных форм радионуклидов водными массами, седиментации взвешенных частиц вместе с мигрирующими на них радионуклидами, взмучиванию донных отложений в результате волнового воздействия, процессам обмена между растворенными и

¹Матишов Дмитрий Геннадьевич, д-р геогр. наук, член-кор. РАН, зам. Председателя Южного научного центра РАН, зам. директора Мурманского морского биологического института Кольского научного центра РАН.

²Касаткина Надежда Евгеньевна, зав. сектором радиоэкологии Мурманского морского биологического института Кольского научного центра РАН.

³Бердников Сергей Владимирович, д-р географ. наук, главный ученый секретарь Южного научного центра РАН.

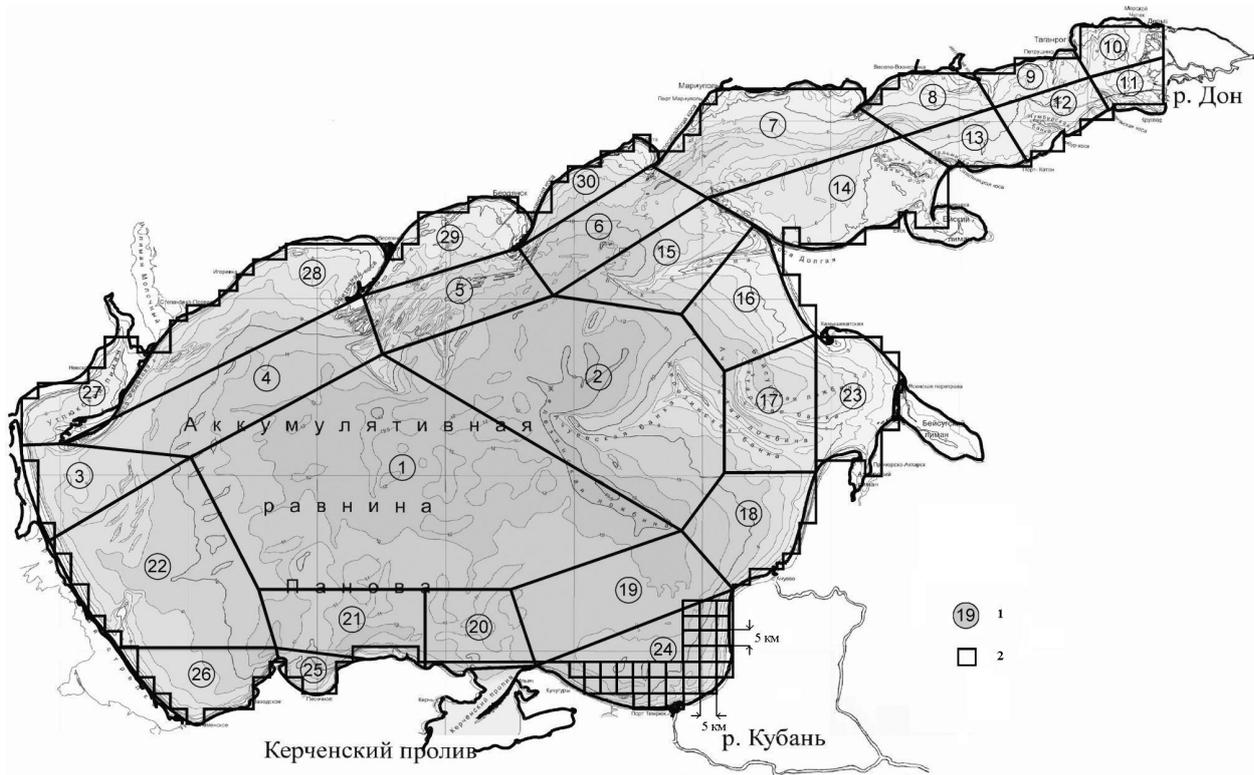


Рис. 1. Районирование Азовского моря, батиметрия по [8] и схема объединения сеточного подхода с компартментальной моделью водообмена. 1 — номера компартментов, 2 — ячейки сеточной области размера 5×5 км

взвешенными формами радионуклидов, из которых в качестве основного выделен механизм адсорбции-десорбции.

В качестве переменных состояния математической модели рассматриваются:

- содержание ^{137}Cs в воде (в растворенной и взвешенной формах) и донных отложениях;
- содержание в воде взвеси с учетом деления частиц на размерные группы: пелитовую (<0,01 мм), алевритовую (0,01–0,1 мм) и песчаную (>0,1 мм), аналогичным образом детализирована и взвешенная форма радионуклида.

Азовское море разделено на 30 районов (рис. 1) для учета пространственной неоднородности океанографических характеристик, обусловленной смешением соленых черноморских водных масс и речных вод, приносимых Доном и Кубанью.

Динамика переменных состояния описывается балансовой моделью, состоящей из двух блоков (модулей): а) модели переноса ^{137}Cs водными массами; б) модели обмена ^{137}Cs между водой и донными отложениями.

Модель переноса веществ водными массами представляет собой систему балансовых

уравнений следующего вида

$$\frac{d\mathbf{M}}{dt} = \mathbf{U}\mathbf{M} + \mathbf{F}, \quad (1.1)$$

$$u_{ii} = -\frac{R_i + \sum_j D_{ji}}{V_i}, \quad u_{ij} = \frac{\alpha_{ji}R_j + D_{ji}}{V_j},$$

$$\mathbf{F} = (F_1, F_2, \dots, F_N)^T,$$

$$\mathbf{M} = (M_1, M_2, \dots, M_N)^T,$$

$$i = 1, \dots, N,$$

где i, j — номера районов, V_i — объем района, \mathbf{U} — матрица водообмена (размера $N \times N$), R_i — адвекция (направленное перемещение) водных масс из i -го района в соседние с ним, $D_{ji} = D_{ij}$ — водные потоки, имитирующие горизонтальное перемешивание водных масс через боковые границы между соседними районами, одинаковые по величине, противоположные по направлению, M_i, F_i — запас и поступление рассматриваемого вещества извне, соответственно.

Для оценки вектора адвекции \mathbf{R} решается система уравнений

$$\mathbf{GR} = \mathbf{B}, \quad (1.2)$$

$$\begin{aligned} \mathbf{G} &= (g_{ij}) \quad i, j = \overline{1, N}, \\ g_{ii} &= 1, \quad g_{ij} = -\alpha_{ij}, \\ \mathbf{R} &= (R_1, R_2, \dots, R_N)^T, \\ \mathbf{B} &= (B_1, B_2, \dots, B_N)^T, \\ B_i &= Q_F^i + Q_P^i - Q_E^i + Q_{BS}^i - \frac{dV}{dt}, \\ \frac{dV_i}{dt} &= A_i \frac{dH_i}{dt}, \end{aligned}$$

где A_i, H_i — площадь и средняя глубина, соответственно, Q_F^i — речной сток; Q_P^i — осадки, Q_E^i — испарение, Q_{BS}^i — поступление водных масс из Черного моря, изменение объема районов dV_i/dt считается известной функцией времени и отражает сезонную и межгодовую динамику изменения уровня dH_i/dt . Параметры водообмена α_{ij} (элементы матрицы \mathbf{G}) определяют структуру адвекции, т. е. направления движения водных масс от района к району, при этом отток воды из i -го района в j -й Q_{ij} связан с R_i соотношением

$$\begin{aligned} Q_{ij} &= \alpha_{ij} R_i, \quad Q_{i0} = \alpha_{i0} R_i, \\ \sum_j \alpha_{ij} + \alpha_{i0} &= 1. \end{aligned}$$

Здесь α_{i0}, Q_{i0} — доля и объем воды, вытекающей в Черное море.

Матрица водообмена \mathbf{G} может видоизменяться в зависимости от преобладающего характера течений в тот или иной временной период. Предварительные значения калибровочных параметров водообмена α_{ij}, α_{i0} оцениваются по данным наблюдений за скоростями течений или по результатам расчетов гидрофизических моделей, например, для j -го района

$$\alpha_{ij} = \frac{v_{ij} p_{ij}}{\sum_j v_{ij} p_{ij}},$$

где v_{ij} — наблюдаемая (рассчитанная) скорость течений в направлении j -го района, p_{ij} — частота таких ситуаций за рассматриваемый период.

Для водных потоков, учитывающих эффекты перемешивания в результате ветровых и сгонно-нагонных явлений, применяется параметризация

$$D_{ji} = D_{ij} = D_0(t) \delta_{ij} A_{ij},$$

где $D_0(t)$ — средняя для всего водоема, зависящая от времени, скорость горизонтального

перемешивания, может быть функцией скорости ветра и ледовитости, δ_{ij} — параметр для локальной корректировки интенсивности перемешивания, A_{ij} — площадь границы между районами.

В зависимости от переменной состояния компоненты векторов \mathbf{M} и \mathbf{F} определяются следующим образом:

— для взвеси:

$$M_k^i = V_i Y_k^i, \quad k = 1, \dots, n, \quad (1.3)$$

$$\begin{aligned} F_k^i &= P_{at}^i \gamma_{at}^k A_i + P_{ab}^i \gamma_{ab}^k + Q_F^i Y_F^i \gamma_F^k + \\ &+ Q_P^i Y_P^i \gamma_P^k + Q_{BS}^i Y_{BS}^i \gamma_{BS}^k, \end{aligned}$$

где Y_k^i — среднее содержание k -й размерной фракции взвеси в i -м районе, Y_P^i, Y_F^i, Y_{BS}^i — концентрация взвеси в осадках, речных и черноморских водах, соответственно, P_{at}^i — поток частиц из атмосферы на единицу поверхности моря (сухие выпадения), P_{ab}^i — абразия; $\gamma_{at}^k, \gamma_{ab}^k, \gamma_F^k, \gamma_P^k, \gamma_{BS}^k$ — доля частиц k -го размера в соответствующем источнике поступающего материала, n — число размерных фракций взвеси;

— для ^{137}Cs :

$$M_i = V_i X_{\text{вал}}^i, \quad X_{\text{вал}}^i = X_P^i + \sum_k X_k^i, \quad (1.4)$$

$F_i = E_{at}^i A_i + E_{ab}^i + Q_F^i X_F^i + Q_P^i X_P^i + Q_{BS}^i X_{BS}^i$, где $X_{\text{вал}}^i$ — среднее содержание ^{137}Cs в i -м районе (рассматривается валовое содержание в растворенной и взвешенной формах с учетом размерных фракций частиц, на которых переносится радионуклид), X_P^i, X_F^i, X_{BS}^i — концентрация ^{137}Cs в осадках, речных и черноморских водах, соответственно, E_{at}^i — поток ^{137}Cs из атмосферы на единицу поверхности моря (сухие выпадения), E_{ab}^i — поток ^{137}Cs с берегов.

Модельное описание динамики форм ^{137}Cs основано на предположении, что в любой момент времени для суммарной концентрации ^{137}Cs в воде справедливы следующие соотношения (индекс района в дальнейшем будем опускать)

$$X_{\text{вал}} = X_P + \sum_k X_{\text{взв}}^k, \quad (1.5)$$

$$X_{\text{взв}}^k = 10^{-3} Y_k C_k,$$

$$K_d^k = \frac{10^3 C_k}{X_P}, \quad k = 1, \dots, n,$$

где $X_{\text{вал}}$ — валовое содержание ^{137}Cs , Бк/м³; X_P — концентрация растворенного ^{137}Cs , Бк/м³; Y_k — содержание частиц взвеси k -го размера, мг/л; $X_{\text{взв}}^k$, C_k — общая (Бк/м³) и удельная (Бк/кг) концентрация взвешенной формы ^{137}Cs на частицах соответствующего размера, соответственно, K_d^k — коэффициенты распределения ^{137}Cs , представляющие собой равновесное отношение концентраций ^{137}Cs в породе и водном растворе (дм³/кг), n — число размерных фракций взвеси.

Используя (1.5), с учетом размера частиц выражаем валовое содержание ^{137}Cs в воде через растворенную форму, концентрацию взвеси и коэффициенты распределения

$$\begin{aligned} X_{\text{вал}} &= X_P + 10^{-3} \sum_k Y_k C_k = \\ &= X_P \left(1 + 10^{-3} \sum_k \frac{C_k}{X_P} Y_k \right) = \\ &= X_P \left(1 + 10^{-6} \sum_k K_d^k Y_k \right), \quad (1.6) \\ & \quad k = 1, \dots, n \end{aligned}$$

или для растворенной формы

$$\begin{aligned} X_P &= \frac{X_{\text{вал}}}{1 + 10^{-6} \sum_k K_d^k Y_k}, \quad (1.7) \\ & \quad k = 1, \dots, n. \end{aligned}$$

На основе расчетных величин водообмена между компартментами по (1.1)–(1.4) вычисляется изменение суммарного содержания ^{137}Cs и взвеси (для каждой фракции) и по (1.5)–(1.7) производится перераспределение ^{137}Cs между растворенной и взвешенной формами.

Модель обмена растворенными и взвешенными частицами между водой и донными отложениями описывается следующей системой балансовых уравнений

– взвешенные частицы:

$$\begin{aligned} \frac{dHy_k}{dt} &= -\omega_k y_k + v_k m_S^k, \quad (1.8) \\ \frac{dm_S^k}{dt} &= \omega_k y_k + v_k m_S^k; \end{aligned}$$

– растворенная форма и взвешенная форма ^{137}Cs :

$$\frac{dHx_P}{dt} = \sum_k \Delta AD_k - f Hx_P,$$

$$\frac{dHy_k x_k}{dt} = -\omega_k y_k x_k + v_k m_k z_k - \Delta AD_k - f Hy_k x_k,$$

$$\frac{dm_S^k z_k}{dt} = \omega_k y_k x_k - v_k m_k z_k - f m_k z_k,$$

$$k = 1, \dots, n.$$

Здесь m_S^k — масса частиц в донных отложениях, которые участвуют в обменных процессах между водной толщей и дном (г/м²), ω_k — скорость оседания (гидравлическая крупность) частиц (м/сут); v_k — интенсивность вовлечения (взмучивания) донных отложений (1/сут). Слагаемые ΔAD_k введены для описания обменных процессов между растворенной и подвижной взвешенной формами миграции радионуклида при смещении адсорбционно-десорбционного равновесия. Параметр f описывает неконсервативные свойства радионуклидов (радиоактивный распад), все остальные обозначения введены ранее.

По сравнению с [4] в расчетную схему был внесен ряд дополнений:

1) в предыдущей версии модели для параметризации процесса взмучивания донных отложений максимальный слой осадка (m_S , г/м²), частицы которого потенциально могут быть взвешены в воду, задавался экспоненциально убывающим с глубиной, при этом параметры зависимости, предложенной из общих соображений, подбирались в процессе калибровочных расчетов. В данной версии модели применена методика Н. А. Ржаницына [5], рекомендованная в [6], для расчета влияния параметров волнения и течений на распределение взвешенного вещества в водной толще в зависимости от крупности частиц и глубины района, оценки на этой основе толщины слоя взмучивания осадка;

2) в результате законченной работы по модельному анализу современной терригенной седиментации в Азовском море [7] использованы оценки обмена взвешенным веществом между водой и донными отложениями с учетом всех основных источников терригенного материала (твердый сток, абразия, эоловые выпадения) в период после 1940 г. и по настоящее время.

3) новая батиметрическая карта Азовского моря [8] оцифрована с использованием равномерной сетки с размером ячеек 5×5 км, при этом компартментальный подход для расчета переноса взвешенного вещества водными массами совмещен с сеточным для более точного учета влияния особенностей рельефа дна на взмучивание донных отложений (рис. 1).

Таблица 1. Активность ^{137}Cs в образцах почв из обрывов Азовского моря

№	Описание	^{137}Cs , Бк/кг
1	Современная почва	23,2±1,4
2	Суглинок	< 1,96
3	Суглинок с белоглазкой	< 1,57
4	Песок	< 1,22
5	Глина	< 2,1
6	Материал обрыва, горизонтальное бурение, $h=10$ см	< 1,84
7	Материал обрыва, горизонтальное бурение, $h=10-20$ см	< 1,89
8	Материал обрыва, горизонтальное бурение, $h=20-30$ см	< 2,29
9	Материал обрыва, горизонтальное бурение, $h > 30$ см	< 1,96

2. Дополнительные предположения, используемые при расчетах

Содержание растворимой формы ^{137}Cs в глобальных атмосферных выпадениях колеблется в широких пределах 9,3–83,4 %, в среднем 49 %, что связано с условиями формирования радиоактивных частиц [9]. Нерастворимая форма ^{137}Cs , поступающего из атмосферы, не участвует в адсорбционно-десорбционных процессах и «консервативно» мигрирует в составе взвешенного вещества, но подчиняется общим процессам седиментации–взмучивания. При расчетах доля такой формы цезия принята на уровне 30 %. Для ^{137}Cs , поступающего с речными водами (Дон и Кубань) и с водными массами из Черного моря, принята гипотеза, что он весь участвует в адсорбционно-десорбционных процессах.

Предполагалось, что материал абразии практически не содержит ^{137}Cs , что подтвердили специально отобранные пробы из береговых обрывов Беглицкой косы Азовского моря подтвердили (табл. 1). Только для верхнего слоя современной почвы, которой в материале абразии содержится около 12 % [10], концентрация составляет около 25 Бк/кг.

Оценка поступления ^{137}Cs из атмосферы (рис. 2а) для периода 1953–1980 гг. основана на данных работы [11]. В период 1969–1974 гг. в бассейне Азовского моря имели место сильные пыльные бури, при которых на акваторию моря могло поступить от 9 до 50 млн т эолового материала. Частицы верхнего слоя почвы, переносимые ветром, могли содержать от 100 до 75 Бк/кг ^{137}Cs . Поэтому за счет пыльных бурь годовой поток ^{137}Cs на акваторию моря мог увеличиться на 20 (1970 г.), 35–40 (1972, 1974 гг.) и 140 (1969 г.) Бк/м², что и было учтено при расчетах. Для периода после

чернобыльской аварии приняты величины, использованные при расчетах ранее, 2000 Бк/м² (1986 г.), 256 Бк/м² (1987 г.) [2].

Оценки поступления ^{137}Cs с речными водами и из Черного моря в период 1953–1985 гг. основаны на имеющихся архивных данных о его концентрации в Дону (26–67 Бк/м³ в 1966–1973 гг.), Кубани (22–89 Бк/м³ в 1966–1973 гг.), в черноморских водах (22–44 Бк/м³ в 1966–1973 гг., 14 Бк/м³ в 1985 г.) [12–15], по которым была выполнена реконструкция стока ^{137}Cs . Результат реконструкции приведен в табл. 2 и на рис. 2б.

Величины равновесных коэффициентов распределения ^{137}Cs на частицах пелитовой, алевритовой и песчаной размерностей (K_d), равные 204; 46,7–50,7 и 2,4–12,9 дм³/кг, получены в лабораторных экспериментах с радиоактивной меткой [3].

3. Результаты расчетов и их обсуждение

Результаты модельных экспериментов по реконструкции динамики ^{137}Cs в воде и донных отложениях Азовского моря приведены на рис. 3–6.

1. В целом, модель с принятыми дополнениями хорошо описывает динамику загрязнения воды и донных отложений Азовского моря ^{137}Cs в сопоставлении с данными натурных наблюдений (рис. 3). Расхождения между модельными траекториями и данными натурных наблюдений за содержанием ^{137}Cs в воде и донных отложениях минимальны. Удовлетворительно описываются максимумы содержания радионуклида в воде и донных отложениях в середине 1960-х гг. и в 1986 г., а также экспоненциальный характер снижения концентраций радионуклида в водных массах

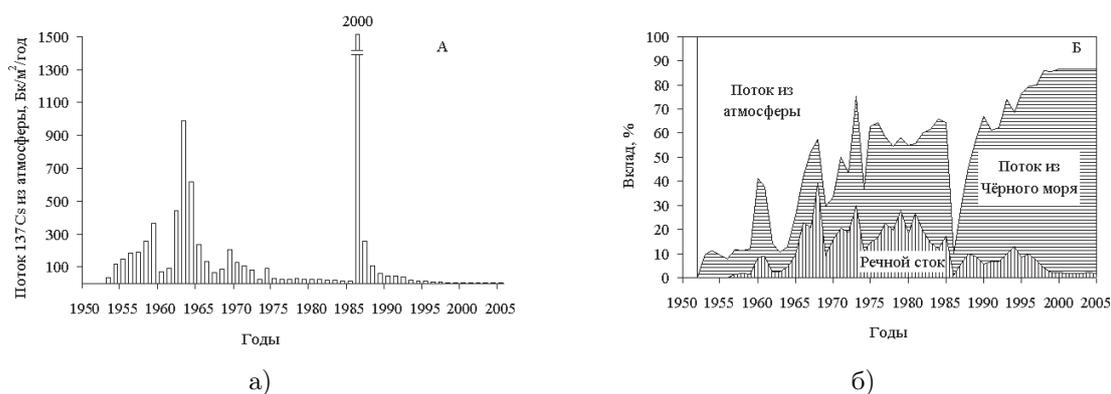


Рис. 2. Поступление ^{137}Cs в Азовское море. а — поступление из атмосферы, б — вклад основных источников

Таблица 2. Оценка поступления ^{137}Cs в Азовское море

Период, гг.	Поступление, 10^{12} Бк/год				Вклад источников, %		
	С речным стоком	Из Черного моря	Из атмосферы	Всего	С речным стоком	Из Черного моря	Из атмосферы
1953–1985	22	43	187	252	8,9	17,1	74,0
1986–2005	5	37	100	142	3,4	25,8	70,8

в период после испытаний ядерного оружия и аварии на Чернобыльской АЭС.

По сравнению с водными массами многолетняя динамика ^{137}Cs в донных отложениях (рис. 3б) более плавная. Начиная с 1950-х гг. наблюдается рост содержания радионуклида в донных отложениях, а затем — относительная стабилизация на уровне около 50 Бк/кг. Авария на 1986 г. вызвала некоторый рост активности ^{137}Cs в донных отложениях, а к настоящему времени активность ^{137}Cs в Азовском море уменьшилась и находится в среднем на уровне 40 Бк/кг.

2. Что касается результатов расчетов динамики распределения ^{137}Cs между водой и донными отложениями, то следует отметить, что в Азовском море с 1950 по 2005 гг. характер распределения запаса радионуклида между водой и донными отложениями существенно различался. В период максимальных выпадений радионуклида из атмосферы (до середины 1960-х гг. и 1986–1987 гг.) основной запас ^{137}Cs , находящегося в Азовском море, сконцентрирован в водных массах, впоследствии в результате водообмена, обменных процессов на границе вода–взвесь, вода–донные отложения и биоаккумуляции происходит перераспределение запаса ^{137}Cs . Доля запаса, сконцентрированного в донных отложениях, значительно возрастает. В настоящее время около

90 % имеющегося запаса ^{137}Cs аккумулировано в донных отложениях (рис. 4).

3. На рис. 5 представлены результаты реконструкции результирующего потока ^{137}Cs между водой и донными отложениями. В период 1950–2005 гг. направление результирующего потока менялось. До середины 1970-х гг. потоки различной интенсивности направлены из водной толщи в донные отложения, после чего вплоть до аварии на Чернобыльской АЭС направление потока было противоположным: из донных отложений в воду. Сразу после аварии 1986 г. в результате значительных выпадений из атмосферы результирующий поток ^{137}Cs порядка $520 \text{ Бк/м}^2/\text{год}$ направлен в донные отложения. Частицы взвеси преимущественно пелитовой и мелкоалевритовой размерности из берегов, подверженных абразии, формируют свободную емкость для поглощения радионуклидов из воды, так как они не загрязнены искусственными радионуклидами. В загрязненной воде взвешенные частицы обогащаются ^{137}Cs , после чего поступают на дно. Таким образом, взвеси принадлежит первостепенная роль в самоочищении водоема после периода активного загрязнения. Интенсивность потока ^{137}Cs из воды в донные отложения после аварии быстро снижается, направленность его вновь меняется. В настоящее время результирующий поток вновь направлен из

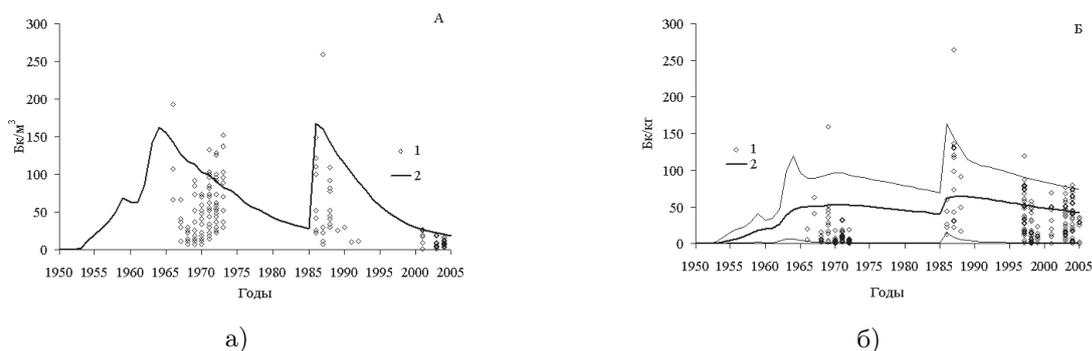


Рис. 3. Динамика ^{137}Cs в воде (а) и донных отложениях (б) Азовского моря по результатам расчетов (2) в сопоставлении с данными наблюдений (1)

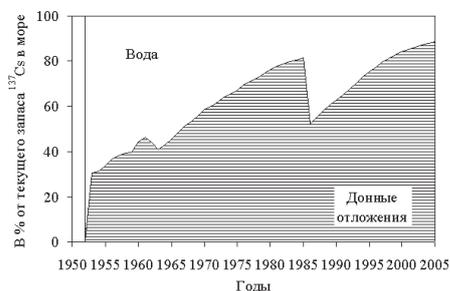


Рис. 4. Динамика распределения ^{137}Cs между водой и донными отложениями по результатам расчетов

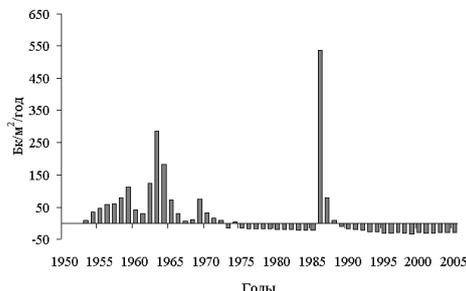


Рис. 5. Динамика результирующего потока ^{137}Cs между водой и донными отложениями по результатам расчетов

донных отложений в воду, а донные отложения выступают в роли источника вторичного загрязнения воды Азовского моря.

4. В результате оценки потоков ^{137}Cs , существующих запасов радионуклида, а также скоростей осадконакопления во всех районах Азовского моря в разные годы стала возможной модельная оценка концентрации ^{137}Cs в верхнем слое донных отложений Азовского моря для каждого года из рассматриваемого периода 1950–2005 гг. во всех районах моря. На рис. 6а представлена построенная по результатам расчетов карта современного загрязнения донных отложений ^{137}Cs . Можно отметить хорошее соответствие представленного распределения с данными натурных измерений (рис. 6б). По данным экспедиционных исследований современный уровень накопления ^{137}Cs в донных отложениях Азовского моря колеблется от 0,4 до 80 Бк/кг, при среднем значении 34,9 Бк/кг. Максимальная удельная активность (60–80 Бк/кг) характерна для пелитовых и алевроито-пелитовых илов самой глубокой центральной части моря. Процесс накопления радионуклидов в Таганрогском заливе происходит в условиях сме-

шения пресной речной воды с морской водой, здесь содержание ^{137}Cs варьирует в диапазоне 5–50 Бк/кг. Донные отложения сравнительно глубокого Темрюкского залива содержат около 30 Бк/кг сухой массы ^{137}Cs . Удельная активность ^{137}Cs в осадках смешанного типа (песчанисто-алевритово-глинистых с ракушей) Керченского пролива невелика 10–20 Бк/кг сухой массы.

Для Азовского моря разработана и верифицирована модель динамики радиоактивного загрязнения ^{137}Cs . На ее основе выполнена реконструкция содержания ^{137}Cs в воде и донных отложениях Азовского моря в период 1960–2006 гг. Полученное в результате расчетов современное пространственное распределение активности ^{137}Cs в донных отложениях хорошо совпадает с данными экспедиционных наблюдений, что свидетельствует о возможности применения модели для задач экосистемного мониторинга и прогнозирования последствий радиоактивного загрязнения.

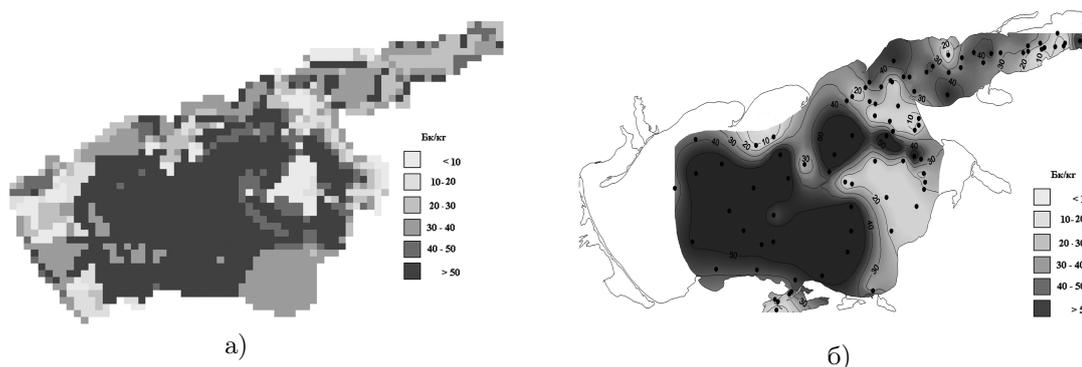


Рис. 6. Модельная оценка (а) и данные наблюдений (б) концентрации ^{137}Cs в верхнем слое донных отложений Азовского моря

Литература

1. Матишов Г. Г., Абраменко М. И., Гаргона Ю. М., Буфетова М. В. Новейшие экологические феномены в Азовском море (вторая половина XX века). Т. V. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2003. 441 с.
2. Матишов Г. Г., Матишов Д. Г., Буфетова М. В., Бердников С. В. Структура потоков радионуклидов в Азовском море (1986–2000 гг.) // Известия АН. Серия географическая. 2004. № 3. С. 84–91.
3. Матишов Д. Г., Бердников С. В., Касаткина Н. Е. Опыт применения математических моделей для оценки потоков искусственных радионуклидов в экосистеме Азовского моря // Современные информационные и биологические технологии в освоении ресурсов шельфовых морей. М.: Наука, 2005. С. 184–197.
4. Матишов Г. Г., Гаргона Ю. М., Бердников С. В., Дженюк С. Л. Закономерности экосистемных процессов в Азовском море. М.: Наука, 2006. 304 с.
5. Ржанецкий Н. А. Взвешивание наносов турбулентным потоком в условиях волнения // Речная гидравлика и гидротехника. М.: Изд-во Мин. реч. флота СССР. 1952. С. 28–46.
6. Руководство по методам исследований и расчетов перемещения наносов и динамики берегов при инженерных изысканиях. М.: Моск. отделение Гидрометеоиздата, 1975. 239 с.
7. Сорокина В. В. Особенности терригенного осадконакопления в Азовском море во второй половине XX века: Дис. ... канд. геогр. наук. Ростов-на-Дону, 2006. 198 с.
8. Матишов Г. Г. Батиметрия и закономерности формирования рельефа дна Азовского моря // Экосистемные исследования Азовского, Черного, Каспийского морей. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2006. С. 31–42.
9. Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.
10. Бердников С. В., Ивлиева О. В. Современные скорости разрушения берегов Российского побережья Азовского моря // Геоморфология. № 4. 2005. С. 74–83.
11. Gao Y., Drange H., Bentsen M., Johannessen O. M. Simulation transport of non-Chernobyl ^{137}Cs and ^{90}Sr in the North Atlantic-Arctic region // J. Environ. Radioactivity. 2004. No. 71. P. 1–16.
12. Алексаньян О. М. Стронций-90 и цезий-137 в воде Азовского моря // Радиоэкология водных организмов. Рига: Зинатне, 1973. № 2. С. 225–228.
13. Алексаньян О. М. Стронций и цезий в гидробионтах Азовского моря: Дис. ... канд. хим. наук. Ростов-на-Дону, 1979. 23 с.
14. Алексаньян О. М., Чернова Н. С. Миграция основных осколочных радионуклидов в экосистеме Азовского моря // Материалы I Всесоюзной конференции по радиоэкологии животных. М.: Наука, 1977. С. 32–33.
15. Egorov V. N., Povinac P. P., Polikarpov G. G., Stokozov N. A., Gulin S. B., Kulebakina L. G., Osvath I. Sr-90 and Cs-137 in the Black Sea after the Chernobyl NPP accident: inventories, balance and tracer applications // Journal of Environmental Radioactivity. 1999. No. 43. P. 137–155.

Статья поступила 3 июня 2007 г.

Южный научный центр РАН, г. Ростов-на-Дону

Мурманский морской биологический институт Кольского научного центра РАН

© Матишов Д. Г., Касаткина Н. Е., Бердников С. В., 2007