

ЧИСЛЕННАЯ ОЦЕНКА МАСШТАБОВ ВОЗМОЖНОГО РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ АКВАТОРИИ КАРСКОГО МОРЯ ПРИ ВЫНОСЕ ИЗ ОБИ И ЕНИСЕЯ РАДИОНУКЛИДА Cs¹³⁷

© 2010 г. Б. С. Шмельков, О. В. Степанец

*Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН
119991 ГСП-1 Москва, ул. Косыгина, 19; sml194@mail.ru; stepanet@geokhi.ru*

Поступила в редакцию 02.08.2008 г.

Наличие радиохимических заводов в водосборных бассейнах Оби и Енисея представляет потенциальную угрозу экологии Карского моря. В связи с этим, оценка последствий возможных регулярных или аварийных сбросов искусственной радиоактивности (в первую очередь долгоживущих радионуклидов типа Cs¹³⁷) с этих предприятий в водные системы является важной компонентой мониторинга экосистемы Карского моря. Основным вариантом исследований в данном направлении, наряду с прямыми наблюдениями пространственно-временной изменчивости антропогенных радионуклидов в интересующем морском регионе, является математическое моделирование.

Наиболее общим подходом к рассмотрению процессов трансформации и распространения взвешенного и растворенного загрязняющего вещества в морской воде является решение системы из двух уравнений переноса для обоих состояний радиоактивного загрязнителя с применением кинетических коэффициентов перехода из одного в другое состояние [1]. Данные коэффициенты зависят от свойств морской среды (соленость, температура, pH) и взвеси (размер, плотность, распределение по глубине) [1], что требует для их задания наличия соответствующих натуральных измерений. Возможно раздельное моделирование миграции радиоактивного загрязнения в морской среде в растворенном состоянии и транспорта загрязненных осадков [2]. Процессы сорбции и десорбции радионуклидов на взвеси могут быть описаны также с использованием равновесных коэффициентов распределения [3], которые зависят от характерных размеров частиц взвеси [4]. При проведении численного моделирования последствий возможного выноса Cs¹³⁷ из Обской губы или Енисейского залива, результаты которого представлены в данной работе, мы решили использовать простую параметризацию процесса осаждения Cs¹³⁷ на взвеси. Исходя из малых глубин рассматриваемого морского региона, при разработке соответствующей численной модели, было сделано предположение о монодисперсном гранулометриче-

ском составе взвеси и постоянстве соотношения концентраций Cs¹³⁷ в растворенном и взвешенном состоянии.

Основой для разработки послужила модель распространения пассивной неконсервативной примеси, входящая в моделирующую сеть автоматизированной системы “Региональный экологический мониторинг морской среды”, разработанной ранее рядом авторов в Институте геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН [5]. Модель основывается на численном решении уравнения переноса с турбулентной диффузией, с учетом процессов, задающих неконсервативное поведение примеси в морской среде. Данный подход использовался, например, для моделирования распространения растворенных в поверхностном слое нефтяных углеводородов в Бургасском заливе [6]. Модель была модифицирована нами применительно к задаче прогнозирования поведения радиоактивной примеси в морской среде. Неконсервативность примеси в модели определяется процессами полураспада и осаждения находящихся во взвешенном состоянии рассматриваемых радионуклидов. Уравнение рассматривается относительно общей концентрации радиоактивной примеси в морской воде (в растворенном и взвешенном состоянии); доля взвешенного состояния от общего содержания, участвующая в процессе седиментации, задается определенным коэффициентом.

МЕТОДИКА

Уравнение модели в декартовых координатах x, y, z (ось z направлена вниз от поверхности воды) имеет следующий вид:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(Uc)}{\partial x} + \frac{\partial(Vc)}{\partial y} + \frac{\partial((W + pw_s)c)}{\partial z} + \sigma c = \\ = \mu \left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} \right) + v \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + f, \end{aligned} \quad (1)$$

где c — общая концентрация радионуклида в растворенном и взвешенном состоянии; U, V, W — компоненты скорости течения; w_s — скорость седиментации на взвеси; p — доля содержания радионуклида во взвешенном состоянии от общего содержания; μ — коэффициент горизонтальной турбулентной диффузии; ν — коэффициент вертикальной турбулентной диффузии; $\sigma = \ln 2 / \tau$, τ — период полураспада рассматриваемого радионуклида; $f(x, y, z)$ — функция распределения источников загрязнения.

Граничные условия:

на твердых границах области G — отсутствие потока примеси:

$$\left. \frac{\partial c}{\partial n} \right|_G = 0, \quad (2)$$

где n — нормаль к границе области;

на жидких горизонтальных границах учитывался только вынос примеси за границу:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \mathbf{V}_n \left. \frac{\partial c}{\partial n} \right|_G = 0, \quad (3)$$

где \mathbf{V}_n — компонента скорости по нормали к границе области;

на поверхности:

$$\left(\mathbf{p} w_s c - \nu \frac{\partial c}{\partial z} \right) = 0, \quad (4)$$

на дне:

$$\left(\mathbf{p} w_s c - \nu \frac{\partial c}{\partial z} \right) = \mathbf{p} w_s c. \quad (5)$$

Для численной аппроксимации модели применялась явная по времени конечно-разностная схема: “вторая схема разностей против потока” для адвективных членов и центральные разности для диффузионных членов уравнения [7]. Схема была модифицирована для разнесенной по горизонтали и вертикали сетке (сетка В по классификации Аракавы [8]). Для устранения паразитной вычислительной моды, возникающей в решении при использовании центрально-разностной схемы по времени, через определенное число шагов использовалась сглаживающая процедура по времени. На первом временном шаге, для “разгона” используемого трехуровневого по времени алгоритма применялась схема Эйлера.

Определяющим фактором при оценке масштабов распространения примеси в морской среде является гидродинамическая структура рассматриваемой морской акватории, используемая при численном решении уравнения переноса. При задании полей скоростей течений в моделях распространения примесей, как правило, используются данные, полученные из многолетних прямых и косвенных наблюдений в рассматриваемом регионе или с помощью математического моделирования морской

циркуляции. При расчетах зон распространения Cs^{137} в качестве гидрологической составляющей мы использовали трехмерный массив среднемесячных течений Карского моря, рассчитанный в Арктическом и Антарктическом Научно-Исследовательском Институте (АНИИ) Роскомгидромета [2]. Данные в этом массиве представляют собой горизонтальные компоненты скорости течений для каждого месяца года, рассчитанные с шагом сетки 7.5 мили на 16 горизонтах: 0, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40, 50, 75, 100, 125, 150, 200, 250 и 300 м. Для получения вертикальных скоростей для каждого месячного массива мы применяли уравнение неразрывности:

$$\frac{\partial U}{\partial x} + \frac{\partial V}{\partial y} + \frac{\partial W}{\partial z} = 0. \quad (6)$$

Численная аппроксимация данного уравнения была получена с помощью бокс-метода [8]. Использовалась неравномерная сетка по вертикали. На дне задавалось необходимое для решения данного уравнения граничное условие: $W = 0$.

Для кусочно-ломаной аппроксимации береговой линии и рельефа дна Карского моря использовался соответствующий полям скоростей массив глубин АНИИ [2].

Коэффициент горизонтальной турбулентной диффузии равнялся 10^5 см²/сек, вертикальной турбулентной диффузии — 10 см²/сек. Скорость седиментации Cs^{137} на взвеси равнялась 0.001 см/сек. Значение коэффициента p определялось на основании натурных данных, полученных в экспедициях в Карское море на НИС “Академик Борис Петров” в 1999–2003 г.г. [9, 10]. Вычисления проводились для двух разных вариантов задания p : параметр p был равен 0.1 во всех точках области вычислений или параметр p был равен 0.2 в эстуариях рек Оби и Енисея и 0.02 в остальных точках расчета.

Численные эксперименты проводились для двух возможных сценариев поступления радиоактивного загрязнения в акваторию Карского моря. Постоянный во времени источник радиоактивного загрязнения Cs^{137} с концентрацией 100 Бк/м³ задавался на поверхности, в зоне смешения речных и морских вод либо в Обской губе, либо в Енисейском заливе. Расположение зон смешения в Обской губе и Енисейском заливе определялось на основании гидрологических данных, полученных в результате экспедиций в Карское море на НИС “Академик Борис Петров” в 2001–2002 г.г. [11, 12]. Интегрирование осуществлялось до трех лет модельного времени, для каждого месяца выбиралось и использовалось соответствующее поле скоростей. Шаг по времени выбирался из критерия Куранта. Временное сглаживание осуществлялось через 10 шагов интегрирования уравнения.



Рис. 1. Поверхностная концентрация Cs^{137} (Бк/м³) при постоянном сбросе в Обской губе после трех лет модельного времени. Коэффициент p равен 0.1 во всех точках расчетной области.



Рис. 2. Поверхностная концентрация Cs^{137} (Бк/м³) при постоянном сбросе в Обской губе после трех лет модельного времени. Коэффициент p равен 0.2 в эстуариях Оби и Енисея и 0.02 во всех остальных точках расчетной области.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 1 и рис. 2 представлены рассчитанные зоны распространения Cs^{137} на поверхности Карского моря после трех лет модельного времени в случае возможного выноса радиоактивности из устья Оби. Поверхностное распределение для пространственно

однородного параметра p отображено на рис. 1. Полученные результаты моделирования при параметре p , имеющим различные значения в эстуариях рек и открытой части моря представлены на рис. 2. На обоих рисунках крестиком обозначена точка сброса радиоактивности.



Рис. 3. Поверхностная концентрация Cs^{137} (Bq/m^3) при постоянном сбросе в Енисейском заливе после трех лет модельного времени. Коэффициент p равен 0.1 во всех точках расчетной области.

Из приведенных рисунков виден преобладающий перенос Cs^{137} в поверхностном слое в северном и северо-восточном направлении от устья Оби. Яркое выражение языка выноса поллютанта в направлении желоба Святой Анны. Граница загрязнения достигла юго-западной части моря. В Обской губе и Енисейском заливе сильные стоковые течения препятствуют проникновению загрязненных вод вверх по течению.

Сравнение результатов моделирования, представленных на рис. 1 и рис. 2 для различного задания при вычислениях параметра p , показывает, в целом, похожее поведение изолинии $1 Bq/m^3$ в обоих случаях. Однако, в случае пространственно однородного распределения параметра p (рис. 1), изолинии с большими значениями общей концентрации радионуклида в растворенном и взвешенном состоянии покрывают большие площади по сравнению с использованием пространственно изменчивого коэффициента p (рис. 2). Это связано с более интенсивным процессом седиментации Cs^{137} в устье Оби и Енисейском заливе в случае пространственной неоднородности p за счет много большего значения параметра p в данных районах по сравнению с открытой частью моря.

Результаты численной имитации распространения Cs^{137} на поверхности Карского моря в случае возможного регулярного сброса в Енисейском заливе представлены на рис. 3 (для пространственно однородного параметра p) и рис. 4 (анизотропный p). Генеральным направлением миграции радиоактивного загрязнения в поверхностном слое, в данном

случае, является северное направление от устья Енисея, с более ярко выраженным трендом, по сравнению со случаем сброса в Обской губе, в сторону желоба Святой Анны. Наблюдается перенос в юго-западном направлении. Однако, при сбросе в Енисейском заливе, через три года модельного времени, загрязнение с концентрацией $1 Bq/m^3$ достигает только траверса полуострова Ямал, в то время как при сбросе в Обской губе граница изолинии $1 Bq/m^3$ простирается до юго-западной части моря. Данное обстоятельство связано, скорее всего, с используемой при расчетах морской циркуляцией, имеющей сильную сезонную изменчивость структуры течений, обусловленную метеорологическими условиями, стоком речных вод и формированием льда [2]. Сравнение полученных результатов для различного задания параметра p (рис. 3 и рис. 4) выявляет те же закономерности, что и в случае расположения источника в Обской губе. А именно, сходное поведение изолинии $1 Bq/m^3$ в обоих случаях и покрытие изолиниями с большими значениями больших площадей при использовании однородного p по сравнению с применением пространственно изменчивого p .

Полученные нами тенденции распространения загрязнения при возможном постоянном сбросе в Обской губе, в целом, совпадают с результатами моделирования переноса и трансформации Cs^{137} в Карском море для того же массива скоростей [2], проведенные только для растворенного состояния радионуклида. Отличия проявляются в более быстрой динамике покрытия бассейна Карского моря

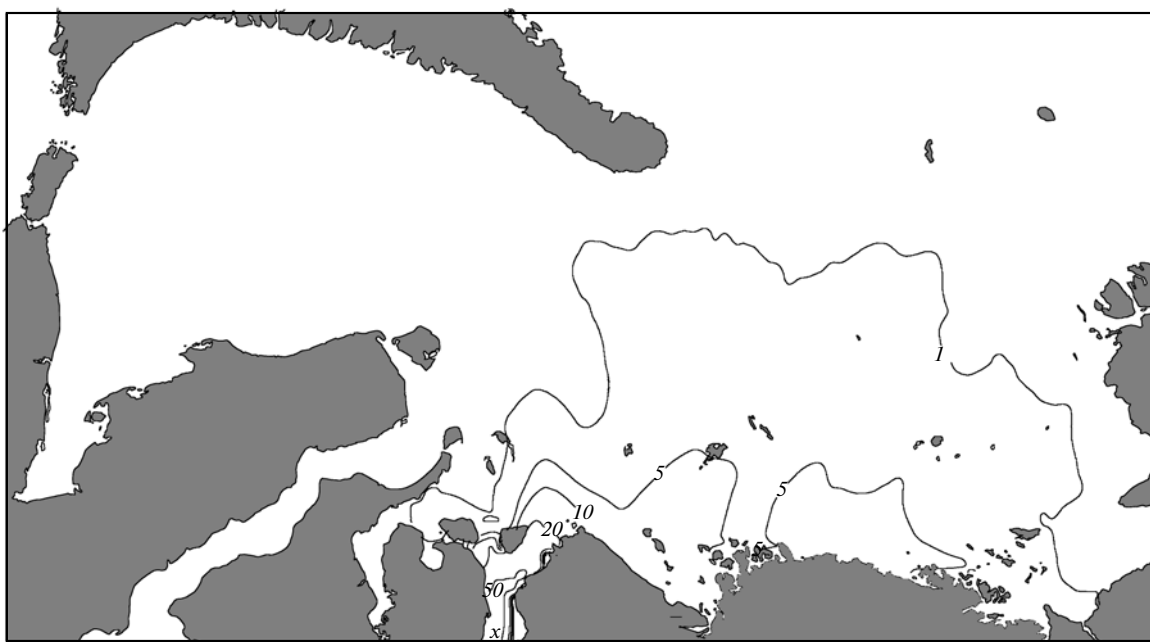


Рис. 4. Поверхностная концентрация Cs^{137} ($\text{Бк}/\text{м}^3$) при постоянном сбросе в Обской губе после трех лет модельного времени. Коэффициент ρ равен 0.2 в эстуариях Оби и Енисея и 0.02 во всех остальных точках расчетной области.

загрязненными водами в [2] при расположении постоянного источника сброса с той же, что и в нашем случае концентрацией выше по течению Оби. По всей видимости, это объясняется отсутствием учета седиментации в [2] и использованием в нашем случае большего в 10 раз коэффициента вертикальной турбулентной диффузии (в [2] он равен $1 \text{ см}^2/\text{сек}$), а, также, наличием существенной вычислительной вязкости у используемой нами в модели “второй схемы разностей против потока” для адвективных членов уравнения [7].

На основании полученных распределений Cs^{137} (рис. 1–4) можно сделать вывод о работоспособности численной реализации процесса седиментации в модели. Достаточно сильная зависимость полученных результатов от определения коэффициента ρ говорит о важности адекватного представления параметризации процесса осаждения Cs^{137} на взвеси.

Представленные нами картины поверхностных распределений Cs^{137} для обоих вариантов расположения источника сброса хорошо согласуются с полученными в [13, 14] полями поверхностной солености, дающими представление о пространственной структуре выноса вещества в Карское море реками Обь и Енисей. Это говорит о пригодности модели применительно к предварительным прогнозам радиоэкологической обстановки в Карском море, при возможных аварийных ситуациях на радиохимических предприятиях в бассейнах рек Оби и Енисея. Разработанная модель может быть использована, также, для оптимизации выбора разме-

щения станций натуральных измерений при проведении радиоэкологического мониторинга.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Perianez R.* Modeling the Distribution of Radionuclides in Deep Ocean Water Columns. Application to ^3H , ^{137}Cs and $^{239,240}\text{Pu}$. *J. Environ. Radioactivity*. 1998. V. 38. № 2. P. 173–194.
2. *Павлов В.К., Кулаков М.Ю., Становой В.В.* Моделирование переноса и трансформации радионуклидов в растворенном состоянии и на взвеси в Карском море. *Труды ААНИИ*. 1999. Т. 442. С. 180–190.
3. *Новицкий М.А.* Модель долгосрочного переноса радионуклидов в речном русле. *Метеорология и гидрология*. 1993. № 1. С. 124.
4. *Методы расчета распространения радиоактивных веществ в окружающей среде и доз облучения населения.* М: МХО ИНТЕРАТОМЭНЕРГО, 1992.
5. *Кеонджян В.П., Кабанов М.И., Лебедев С.А., Леоненко О.И., Шмельков Б.С.* Структура и возможности автоматизированной системы “Региональный экологический мониторинг морской среды”. // *Геохимия*. 1993. № 5. С. 760–767.
6. *Леоненко О.И.* Моделирование распространения нефтяных углеводородов в Бургасском заливе. В книге: *Практическая экология морских регионов. Черное море.* Под редакцией В.П. Кеонджяна, А.М. Кудина, Ю.В. Терехина. Киев: Наукова думка. 1990. С. 133–136.
7. *Роуч П.* Вычислительная гидродинамика. Пер. с англ. Москва: Мир. 1980. 616 с.

8. *Bryan K.* A numerical method for the study of the circulation of the World Ocean. *J. Comput. Phys.* 1969. V. 1.4. № 3. P.68–75.
9. *Stepanets O., Borisov A., Komarevsky V., Ligaev A., Sisov E. and Solovjeva G.* Radioecological research in the Yenisei and Ob rivers and adjacent Kara Sea shelf. The German-Russian project on Siberian River Run-off (SIRRO): Scientific Cruise Report of the Kara-Sea Expedition “SIRRO 2000” of RV “Akademik Boris Petrov” and first results. *Ber. Polarforsch.* 2001. V. 393. P. 197–204.
10. *Stepanets O., Borisov A., Ligaev A., Solovjeva G., Sisov E., Komarevsky V.* Anthropogenic pollution of the Kara Sea and estuaries of the Yenisei and Ob rivers based on data of the 2000 and 2001 cruises. In: Stein, R., Stepanets, O., (eds): Scientific Cruise Report of the Kara Sea Expedition 2001 of RV “Akademik Boris Petrov”: The German-Russian Project on Siberian River Run-off (SIRRO) and the EU Project “ESTABLISH”. *Ber. Polarforsch.* 2002. V. 419. P.180–190.
11. *Shmelkov B., Latko A. and Stanovoy V.* Hydrological conditions in the Kara Sea during summer cruise 2001. In: Stein, R., Stepanets, O., (eds): Scientific Cruise Report of the Kara Sea Expedition 2001 of RV “Akademik Boris Petrov”: The German-Russian Project on Siberian River Run-off (SIRRO) and the EU Project “ESTABLISH”. *Ber. Polarforsch.* 2002. V. 419. P.6–12.
12. *Shmelkov B. and Latko A.* Hydrological investigations in the Kara Sea during cruise 2002. In: Shoster, F., Levitan, M., (eds): Scientific Cruise Report of the joint Russian-German Kara Sea Expedition in 2002 with RV “Akademik Boies Petrov” *Ber. Polarforsch.* 2003. V. 450. P. 10–13.
13. *Harms H., Hubner U., Backhaus J.O., Kulakov M., Stanovoy V., Stepanets O.V., Kodina L.A., Schlitzer R.* Salt intrusions in Siberian river estuaries: Observations and model experiments in Ob and Yenisei. In: R.Stein, K.Fahl, (eds): Siberian river run-off in the Kara Sea. *Proceedings in Marine Science.* 2003. V. 6. P. 27–46.
14. *Kulakov M., Stanovoy V.* Application of SCRUM for modeling fresh water spreading in the Kara Sea. In: M. Novitsky, I. Harms and J.E. Brown. Models for prediction of contaminant transport in the Yenisey Estuary. Deliverable No.6 for project “ESTABLISH” 2003. P. 27–44.