

Таблица 2. Диэлектрические характеристики стеатитовой керамики СК-1 после облучения

Частота	ϵ'	ϵ''	ϵ'	ϵ''
	$\omega_{0Na} = 0,7 \cdot 10^{12} \text{ с}^{-1}$		$\omega_{0Li} = 0,13 \cdot 10^{13} \text{ с}^{-1}$	
$\omega \gg \omega_0$	3,14	0	4,18	0
$\omega = \omega_0 + b$	-825,624	844,172	-5,05	9,316
$\omega = \omega_0$	4,18	$1,664 \cdot 10^3$	4,43	18,476
$\omega = \omega_0 - b$	835,179	884,782	13,424	9,075
$\omega \ll \omega_0$	6,6	0	3,1	0

$$\operatorname{tg} \delta^* = \frac{\epsilon''_{\text{рел}}}{\epsilon'^*} + \frac{\epsilon''_{\text{пр}}}{\epsilon'^*}$$

и показан на рис. 6 кривой 3.

Анализ показывает, что для стеатитов:

диэлектрическая проницаемость в рассматриваемой области частот после облучения в реакторе увеличивается — до облучения $\epsilon' = 6,005$, после облучения $\epsilon'^* = 6,6$;

диэлектрические потери ϵ'' , $\operatorname{tg} \delta$ в области релаксационных видов поляризации (до 10^{12} с^{-1}) увеличиваются, в то время как удельная проводимость γ не изменилась;

в области упругих видов поляризации ($\omega > 10^{12} \text{ с}^{-1}$) появляются новые полосы поглощения. Однако в целом диэлектрические свойства стеатитов СК-1 после облучения в канале ВЭК-8 реактора БОР-6 до флюенса $3,7 \cdot 10^{21} \text{ см}^{-2}$ остаются на достаточно высоком уровне для его технического использования.

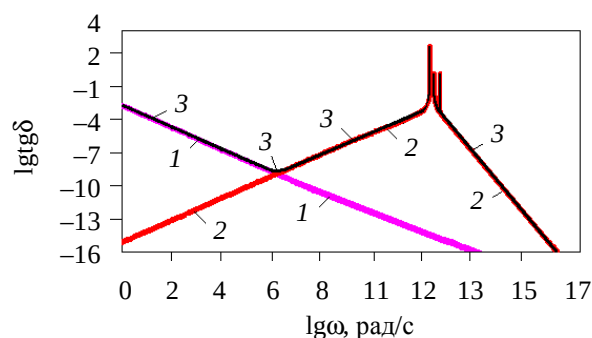


Рис. 6. Зависимость $\operatorname{tg} \delta$ от частоты для керамики СК-1 после облучения в канале ВЭК-8 реактора БОР-6 до флюенса $3,7 \cdot 10^{21} \text{ см}^{-2}$

Работа выполнена в рамках программы по использованию минерального сырья Амурской области.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Костюков Н.С., Муминов М.И., Атраш С.М. и др. Радиационная электропроводность. Под ред. Н.С. Костюкова. Кн. 1. Сер. Диэлектрики и радиация. М.: Наука, 2001. 230 с.
2. Выдрик Г.А., Костюков Н.С. Физико-химические основы производства и эксплуатации электрокерамики. М.: Энергия, 1971. 328 с.
3. Еремينا Н.В., Костюков Н.С. Влияние реакторного облучения на диэлектрические характеристики стеатитовой керамики в области ИК- и УФ-частот. — Атомная энергия, 2011, т. 111, вып. 1, с. 55—57.

Поступила 18.10.12

В окончательной редакции 10.12.13

УДК 621.039+614.876

СООТНОШЕНИЕ МЕЖДУ ДИНАМИКОЙ ВЫХОДА РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ЗАТОНУВШИХ ОБЪЕКТОВ И ИХ РАСПРЕДЕЛЕНИЕМ В ДОННЫХ ОСАДКАХ

Кучин Н.Л., Лайкин А.И., Платовских Ю.А. (Крыловский государственный научный центр, г. Санкт-Петербург)

В настоящее время на морском дне находятся шесть затонувших атомных подводных лодок нашей страны и США, 14 затопленных в районе Новой Земли радиационных объектов и захороненные радиоактивные отходы. Во многих случаях в воде и донных осадках обнаружены ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{60}Co , $^{239,240}\text{Pu}$ [1—4]. После выхода из объекта одна их часть уносится течениями или приливными движениями, другая переносится в глубь донных отложений осадконакоплением и

диффузией. Концентрация радионуклидов в донных осадках может быть выбрана в качестве индикатора, который характеризует динамику их выхода за пределы затопленных объектов во внешнюю морскую среду. Установление соотношений между распределением радионуклидов в донных осадках и внутри затопленного объекта является главной целью настоящей работы. Наличие таких соотношений позволяет по измерению содержания радионуклидов в донных

осадках оценить постоянные времени выхода радионуклидов из твэлов и других систем затопленного объекта. В свою очередь, эти постоянные времени характеризуют динамику поступления радионуклидов во внешнюю морскую среду, определяя ее загрязнение.

В работе использована удельная активность радионуклидов в воде и донных осадках, измеренная в заливах Новой Земли [1—3] и в районе гибели атомной подводной лодки «Комсомолец» [4].

Постоянная времени выхода радионуклидов из твэлов в морскую воду. Таких данных немного, и их оценки меняются в широких пределах. Постоянная времени выхода радионуклида из твэла α_1 равна относительной доле выхода в единицу времени. Для твэлов с урановым топливом в циркониевой оболочке она составляет $0,001 \text{ год}^{-1}$ [5, 6], в алюминиевой — $0,02 \text{ год}^{-1}$, диоксида урана — $0,00068 \text{ год}^{-1}$ [7]. Во всех этих случаях она считалась независимой от времени. Однако при большом времени измерения наблюдалось ее значительное уменьшение. Так, выход ^{137}Cs из диоксида уранового топлива за время около 6 лет уменьшился примерно в 50 раз [8]. При этом наблюдается зависимость $\alpha_1 = a(t_1 + t)^{-1}$, где a , t_1 — постоянные величины. Скорость коррозии стали в воде за год убывает примерно в 40 раз [9].

Оценки постоянной времени выхода радионуклидов из объекта в морскую среду α_2 за счет различных процессов (диффузия, конвекция, колебания гидростатического давления) лежат в интервале 10^{-4} — 10^{-2} год^{-1} [6].

Уравнения переноса радионуклидов. Уравнения для однонаправленного переноса радионуклида в последовательных и связанных объемах объекта, являющихся барьерами на пути выхода радионуклидов, сформулированы в работе [6]. Первый объем — активная зона, последний сообщается с заборным пространством. Каждому объему соответствует своя постоянная времени выхода. Сопоставление с измерениями не позволяет оценить более двух постоянных времени. Поэтому в настоящей работе полагалось наличие всего двух объемов. Соответственно для сопоставления с измерениями использовали систему двух уравнений: первое уравнение описывает активность радио-

нуклидов в твэлах $A_1(t)$, второе $A_2(t)$ — в системах затопленного объекта, представленных одним объемом. Постоянная времени выхода из этого объема α_2 учитывает наряду с переносом в системах объекта возможную задержку фурфуролом или битумом, которыми заполнялись отдельные затопленные объекты для уменьшения выхода радионуклидов [1, 2]. Система уравнений имеет вид [6]

$$\dot{A}_1 + \hat{\alpha}_1 A_1 = 0; \quad \dot{A}_2 + \hat{\alpha}_2 A_2 = \alpha_1 A_1, \quad (1)$$

где $\hat{\alpha}_1 = \alpha_1 + \lambda$, $\hat{\alpha}_2 = \alpha_2 + \lambda$; λ — постоянная распада радионуклида.

Предполагается, что $\alpha_1 = \alpha_1(t)$, величина α_2 постоянна, что справедливо при отсутствии разрушения барьеров с течением времени. Скорость выхода радионуклидов в окружающую среду из объекта Q определяется активностью A_2 и постоянной времени выхода α_2 : $Q = \alpha_2 A_2$. Решение системы (1) имеет вид

$$A_1(t) = A_{10} \exp \left[-\int_0^t \hat{\alpha}_1(t') dt' \right]; \quad (2)$$

$$Q(t) = \alpha_2 A_2 = \int_0^t A_1(t') \exp[-\hat{\alpha}_2(t-t')] dt',$$

где A_{10} — активность радионуклидов в активной зоне на время затопления. Важное свойство решения (2) — наличие при любой зависимости $\alpha_1 = \alpha_1(t)$ максимума выхода радионуклида во время $t = t_m$, определяемого по уравнению $dQ(t_m)/dt = 0$. Из решения уравнения (2) видно также, что $Q(0) = Q(\infty) = 0$.

Связь с распределением радионуклидов по глубине донных осадков устанавливали для следующих величин: полный выход радионуклида $P = \int_0^\infty Q(t) dt$, среднее время выхода

$$\langle t \rangle = \int_0^\infty t Q(t) dt / P \text{ и время максимума выхода } t_m.$$

Эти величины зависят от постоянных времени выхода α_1 и α_2 . При этом рассматривались три временные зависимости постоянной выхода α_1 : $\alpha_1 = \text{const}$, $\alpha_1 = a(t_1 + t)^{-1}$, $\alpha_1 = \alpha_{10} \exp(-kt)$, где α_{10} , k — постоянные. Приближениям соответствуют расчетные формулы

$$\begin{aligned}
P &= \frac{\alpha_1 \alpha_2 A_{10}}{\hat{\alpha}_1 \hat{\alpha}_2}; \quad \langle t \rangle = \frac{\hat{\alpha}_1 + \hat{\alpha}_2}{\hat{\alpha}_1 \hat{\alpha}_2}; \\
t_m &= (\hat{\alpha}_2 - \hat{\alpha}_1)^{-1} \ln \frac{\hat{\alpha}_2}{\hat{\alpha}_1}; \\
P &\sim a A_{10} \ln(-\gamma \lambda t_1), \quad \gamma = 1,781 \text{ при } \lambda t_1 \ll 1; \\
\langle t \rangle &\sim \alpha_2 \hat{\alpha}_2^{-2}; \quad t_m \approx \sqrt{t_1 / \hat{\alpha}_2}; \\
P &\sim \frac{\alpha_{10} \alpha_2 A_{10}}{\hat{\alpha}_2 \hat{\kappa}}; \quad \langle t \rangle \sim \frac{\hat{\kappa} + \hat{\alpha}_2}{\hat{\kappa} \hat{\alpha}_2}, \quad \hat{\kappa} = \kappa + \lambda; \\
t_m &\sim (\hat{\alpha}_2 - \hat{\kappa})^{-1} \ln \frac{\hat{\alpha}_2}{\hat{\kappa}}.
\end{aligned} \quad (3)$$

По формуле (3) определяли постоянные времени выхода α_1 и α_2 на основе известных величин t_m и $\langle t \rangle$, вычисленных по экспериментальным данным.

Выход радионуклидов из затопленных объектов в заливах Новой Земли. Его оценивали по картам содержания радионуклидов в донных осадках, сформировавшегося спустя 15—30 лет после затопления [1]. Анализ позволяет установить, что активность ^{137}Cs в осадках составляет 0,074—0,148 ТБк, что характерно для заливов Абросимова и Степового. За указанный срок часть вышедших в воду радионуклидов могла быть унесена из заливов приливами. Возможный унос оценивали по методике [10] с учетом концентрации радионуклидов в воде заливов [1, 2]. Выход в указанных заливах пересчитывали на один затопленный реактор или отсек. Полный выход ^{137}Cs составил 0,012—0,024 ТБк без учета и 0,059—0,118 ТБк с учетом приливов. Эти значения и принимались в дальнейших расчетах. Выход ^{90}Sr , ^{60}Co , ^{239}Pu определяли по их отношению к содержанию ^{137}Cs [1, 11, 12]. Все измеренные 12 распределений радионуклидов имеют максимум по глубине, соответствующий максимуму выхода радионуклидов во времени. Основные данные относятся к годам, прошедшим с момента затопления, — 14 лет (залив Степового) и 31 год (залив Абросимова). Максимальное время наблюдения составляет 40 лет (залив Абросимова). Для оценки полного выхода радионуклидов по указанным временным интервалам с помощью интерполяции оценивали вклад в выход за пределами этих интервалов.

Перенос радионуклидов в донных осадках после выхода из объекта. После выхода из

объекта радионуклид в соответствии с коэффициентом накопления распределяется между водой и взвесью. Взвесь, содержащая радионуклид, оседает на дно и поступает в донные осадки. В общем случае перенос обусловлен осадконакоплением, диффузией (биотурбацией) и радиоактивным распадом. В заливах содержание взвеси велико и большая часть радионуклидов находится во взвеси [10], поэтому перенос в донных осадках определяется осадконакоплением, диффузия не играет существенной роли.

С учетом осадконакопления со скоростью u и радиоактивного распада уравнение для определения концентрации радионуклида на глубине z имеет вид [4, 10]

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial z} + \lambda c = Q_1(0, t) \delta(z)$$

с решением [13]

$$c(z, t) = u^{-1} \exp(-\lambda z/u) Q_1(t - z/u) h(t - z/u), \quad (4)$$

где c — средняя по фазам раствор—частицы донных осадков концентрация радионуклида; $Q_1(0, t)$ — источник на поверхности дна; $h(t)$ — единичная функция Хевисайда; $h(t) = 1$ при $t > 0$, $h(t) = 0$ при $t < 0$; $Q_1(t)$ — доля полного источника, т.е. выхода из объекта $Q(t)$ (см. формулу (2)), определяющая активность донных осадков. Поскольку часть радионуклидов уносится течениями или приливами, $Q(t) > Q_1(0, t)$. Ясно, что источник $Q_1(0, t)$ пропорционален $Q(t)$. Функция $\delta(z)$ указывает на то, что источник расположен на дне.

Решение уравнения (4) позволяет установить связь между содержанием радионуклида по глубине донных осадков $c(z, t)$ и его источником на поверхности дна $Q_1(0, t)$, определяемым выходом. Если распределение по глубине измерено во время t_0 , то из решения уравнения (4) следует указанная связь Q_1 и c :

$$Q_1(t_0 - z/u) = u c(z, t_0) \exp(\lambda z/u), \quad (5)$$

где $t = t_0 - z/u$ — время с начала выхода радионуклида при $t = 0$. Время t предшествует времени измерения t_0 . Скорость осадконакопления u определяли по максимальной глубине распространения радионуклида $z = z_0$ и времени t_0 :

$u = z_0/t_0$. Определенная таким образом скорость осадконакопления составляет $u = 0,7—4$ см/год, в среднем 2,05 см/год. По этим скоростям осадконакопления датировали осадки по глубине для всех 12 профилей радионуклидов (табл. 1).

Т а б л и ц а 1. Максимальный t_m , средний выход $\langle t \rangle$ радионуклидов и скорость осадконакопления u

Радионуклид	t_m , год	$\langle t \rangle$, год	u , см/год
^{90}Sr [1]	17,3	8,5	1
	7,7	4,5	1,2
^{60}Co [1]	5,1	8	3,3
	6,9	4,5	1,3
^{137}Cs [1]	4,9	5,7	2,5
^{239}Pu [1]	10,8	9,4	2
^{137}Cs [10]	11,6	4,3	3
	14,2	9,5	0,7
	17,5	9,5	1,1
^{137}Cs [11]	12	20	4
	14,6	14,9	2
	17,8	20	2,5

Измерение выхода радионуклидов. По содержанию радионуклидов в донных осадках с использованием уравнения (5) и скорости осадконакопления u определено время максимального t_m и среднего выхода $\langle t \rangle$ радионуклида — 4,9—17,8 года и 4,5—20 лет соответственно (см. табл. 1). Эти данные сравнивали с расчетами по формулам (3) для трех указанных аппроксимаций постоянной времени $\alpha_1 = \alpha_1(t)$. Из полного выхода P найдены постоянные времени α_1 и α_{10} . Начальная активность на один реактор (отсек) по данным [1, 2, 7, 11, 14] полагалась равной 370 ТБк. Это значение в разных работах расходится. Если начальная активность больше, то приведенные постоянные выхода α_1 и α_{10} будут пропорционально меньше. Сравнение приближений позволяет сделать следующие выводы:

для приближения $\alpha_1 = \text{const}$, предполагающего, что α_1 постоянна, и приближения $\alpha_1 = a(t_1 + t)^{-1}$ найденные для ^{137}Cs значения t_m , $\langle t \rangle$ и P расходятся с данными табл. 1;

приближение $\alpha_1 = \alpha_{10} \exp(-\kappa t)$ позволяет путем подбора параметров α_{10} , κ и α_2 добиться приемлемого согласия с t_m , $\langle t \rangle$ и P в табл. 1.

Согласие достигается при $\kappa = 0,011—0,1$ год $^{-1}$ и постоянной времени $\alpha_2 = 0,063—0,27$ год $^{-1}$. При этом постоянная времени $\alpha_{10} = (1,5—9,5)10^{-6}$ год $^{-1}$ без учета и $\alpha_{10} = (7,5—47)10^{-6}$ год $^{-1}$ с учетом приливов. Со средними значениями t_m и $\langle t \rangle$ из табл. 1 наилучшее согласие обеспечивается при постоянных времени $\kappa = 0,044$ год $^{-1}$, $\alpha_2 = 0,114$ год $^{-1}$.

Временная зависимость постоянной времени выхода радионуклидов из твэлов непосредственно по данным измерений. Альтернативный метод определения указанной зависимости состоит в нахождении α_1 — коэффициента системы уравнений (1) по данным измерений $c(z, t)$ и оценке $Q_1(t)$ по формуле (5). При этом не выдвигаются гипотезы о зависимости $\alpha_1 = \alpha_1(t)$. Считая в системе (1) α_1 неизвестной величиной, A_2 — известной с учетом того, что $Q(t) \cong Q_1(t)$, $Q = \alpha_2 A_2$, можно получить дифференциальное уравнение типа Бернулли, аналогичное приведенному в работе [12] с решением

$$\alpha_1 = F \exp \lambda t \left(1 - \int_0^t \exp \lambda t' F dt' \right)^{-1}, \quad (6)$$

где $F = F(t) = [\dot{A}_2 + (\lambda + \alpha_2) A_2] / A_{10}$.

Из данных измерений с помощью уравнения (6) были найдены $\dot{A}_2$ и A_2 как функции времени. Результаты расчета величины $\alpha_1(t)/\alpha_{10}$ по данным измерений содержания ^{137}Cs по глубине донных осадков [1] приведены в табл. 2. До времени 5,3 года $\alpha_1(t)/\alpha_{10}$ возрастает примерно в 2 раза, при $t = 14—31$ год — убывает в 2,1—18,5 раза. В целом из восьми изученных реализаций только в одной $\alpha_1(t)/\alpha_{10}$ убывает, в остальных сначала увеличивается в среднем в 2 раза, затем убывает в среднем в 5,4 раза. В соответствии с зависимостью $\alpha_1 = \alpha_{10} \exp(-\kappa t)$ за время $t = 14$ лет постоянная времени α_1 убывает в 1,2—4 раза, за 31 год — в 1,4—22 раза. Таким образом, полученные разными путями данные об уменьшении со временем постоянной времени выхода радионуклидов из твэлов α_1 непротиворечивы.

Т а б л и ц а 2. Зависимость постоянной времени выхода ^{137}Cs из твэлов от времени после затопления объекта в заливе Степового

t , год	$\alpha_1(t)/\alpha_{10}$
0	1
1	1,06
2,3	1,81
3,6	2,07
5,3	2,22
6,9	0,59
9,3	0,034
11,2	0,012
12,9	0,24
14	0,14

Анализ позволяет сделать следующие выводы:

постоянные времени выхода радионуклида из твэлов α_1 и α_{10} меньше в 100—1000 раз по сравнению с известными. Это может быть связано с тем, что данные других источников соответствуют сравнительно небольшому времени измерения, а постоянная времени α_1 , как установлено, убывает со временем. Кроме того, уменьшению α_1 способствует заполнение затопленных отсеков фурфуролом или битумом;

постоянная времени α_1 уменьшается до десятков раз за время наблюдения до 40 лет. Это уменьшение — основная характеристика изучаемого процесса, и она качественно совпадает с выводами [8, 9], в которых время наблюдения составляло до 5,7 года, но меньше реального времени затопления;

постоянная времени α_2 сравнительно велика и для соответствия найденным характеристикам выхода достигает $0,27 \text{ год}^{-1}$. Возможно, это объясняется тем, что в заливах Новой Земли затоплены в большинстве случаев отсеки и контейнеры, а не целые суда, имеющие больший размер и большую защиту от выхода радионуклидов. Для затонувшего судна при отсутствии мер для уменьшения выхода постоянные времени α_1 и α_2 будут изменяться в сторону уменьшения или увеличения. Большое значение α_2 свидетельствует об интенсивном переносе внутри затонувших объектов, что может, в част-

ности, привести к выносу «горячих» частиц, наличие которых отмечено в донных осадках вблизи затопленных объектов [1].

Выход радионуклидов из затонувшей атомной подводной лодки «Комсомолец». Ввиду большой скорости течения и связанного с этим отсутствия условий осаждения взвеси в донных осадках вблизи этой атомной подводной лодки радионуклиды не обнаружены [4]. Измерения в воде показывают, что выход ^{137}Cs в 1991—1995 гг. составлял не более $0,0037 \text{ ТБк/год}$, что соответствует постоянным времени, год^{-1} : $\alpha_1 = 10^{-4}$ — 10^{-3} , $\alpha_2 = 2,3(10^{-3}$ — $10^{-4})$. По сравнению с полученными для заливов Карского моря постоянная времени α_1 значительно больше, постоянная времени α_2 значительно меньше. Эти данные относятся к случаю, когда выход ^{137}Cs определяется только поступлением из твэлов.

В 2007 г. было установлено уменьшение поступления ^{137}Cs в заборное пространство в 30—50 раз. Это дает возможность предположить, что его выход из атомной подводной лодки был обусловлен утечкой воды первого контура, а не поступлением из твэлов ($\alpha_1 = 0$). В этом случае при $\alpha_1 = 0$ постоянная времени $\alpha_2 = 0,24$ — $0,28 \text{ год}^{-1}$, т.е. α_2 порядка той, что характерна для заливов Карского моря. Другим возможным объяснением резкого сокращения выхода за пределы лодки может быть установленное уменьшение с течением времени постоянной времени α_1 .

Соответствие между выходом радионуклидов из отработавшего топлива в модельных измерениях и условиях затопления. В работе [6] представлена модель, в которой предполагается, что выход радионуклида из твэла обусловлен коррозией с поверхности со скоростью m . При этом постоянная времени выхода $\alpha_1 = mS/V$, где S — площадь поверхности твэла или образца в модельных опытах; V — объем. Поскольку с развитием коррозии эти величины зависят от времени, то и постоянная α_1 зависит от времени. Для образца в виде цилиндра или сферы $\alpha_1 = mN/R$, где R — радиус; $N = 2$ для цилиндра, $N = 3$ для сферы. Для об-

разцов неправильной формы с развитой поверхностью отношение S/V может быть значительно больше, чем $2/R$ (цилиндр). За счет этого геометрического эффекта в модельных опытах скорость выхода может быть во много раз больше, чем в реальных условиях затопления. Это нужно учитывать при использовании данных модельных опытов для прогноза последствий затопления. Постоянная времени α_1 возрастает со временем, поскольку $R(t)$ уменьшается, в то время как из обработки результатов измерений следует, что $\alpha_1(t)$ убывает. Скорее всего, уменьшение скорости коррозии со временем значительно преобладает над геометрическим эффектом [8, 9].

Заключение. Установлена связь динамики выхода радионуклидов с их содержанием в донных осадках. Анализ свидетельствует, что содержание радионуклидов по глубине донных осадков в заливах Карского моря имеет максимум по глубине, соответствующий максимуму выхода радионуклидов во времени, время наступления которого 4,9—17,8 года после затопления. Это время значительно меньше расчетного характерного времени выхода 80—200 лет [7, 14]. Экспериментальные данные свидетельствуют о медленном выходе радионуклидов из твэлов и сравнительно быстром прохождении остальных барьеров.

Основное положение настоящей работы — связь динамики выхода радионуклидов с их распределением в донных осадках может быть применено не только для реакторов или реакторных отсеков, но и для контейнеров с твердыми радиоактивными отходами или источниками. Такие контейнеры также захоронены в Карском море и заливах Новой Земли. В этом случае сохраняется смысл постоянных времени α_1 (выход из твердых отходов или источников) и α_2 (выход во внешнюю среду). Поэтому положения предложенного анализа сохраняются.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Матишов Д.Г., Матишов Г.Г. Радиационная экологическая океанология. Апатиты, 2001. 453 с.

2. Сивинцев Ю.В., Вакуловский С.М., Васильев А.П. и др. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию. Радиоэкологические последствия удаления радиоактивных отходов в Арктические и Дальневосточные моря. М.: ИздАт, 2005. 624 с.
3. Данилян В.А., Высоцкий В.Л., Максимов А.А., Сивинцев Ю.В. Влияние утилизации атомных подводных лодок на радиоэкологическую обстановку в дальневосточном регионе. — Атомная энергия, 2000, т. 89, вып. 6, с. 455—474.
4. Океанологические исследования и подводно-технические работы на месте гибели атомной подводной лодки «Комсомолец». Сб. статей. М.: Наука, 1996. 362 с.
5. Дожиков С.И., Журавков А.М., Золотков А.А. Коррозионная стойкость отработавшего ядерного топлива в морской воде. — В сб.: Межд. научн. сем. ЯО СССР «Атомная энергетика на море. Безопасность и экология». 24—28 сентября 1990 г. М., 1991, с. 337—342.
6. Ганул М.Н., Кучин Н.Л., Сергеев И.В. Моделирование источника загрязнения морской воды при затоплении судна, содержащего радиоактивные материалы. — Атомная энергия, 2005, т. 98, вып. 1, с. 61—71.
7. Predicted Radionuclides Release from Marine Reactors Dumped in the Kara Sea. IAEA-TECDOC 938. Vienna, 1997, p. 41—74.
8. Сойфер В.Н., Горячев В.А., Андреев Д.В. и др. Методология экспериментального исследования состояния отработанного ядерного топлива на дне Арктических морей. — Океанология, 2010, т. 50, № 4, с. 636—648.
9. Ефимов А.А., Москвин Л.Н., Пыхтеев О.Ю. и др. Моделирование процессов коррозии в замкнутой системе сталь—водный теплоноситель. — Радиохимия, 2011, т. 53, № 1, с. 20—25.
10. Ганул М.Н., Кучин Н.Л., Платовских Ю.А., Сергеев И.В. Моделирование процесса радиоактивного загрязнения бухты после радиационной аварии. — Атомная энергия, 2002, т. 92, вып. 5, с. 380—387.
11. Гришин Д.С., Кучин Н.Л., Лайкин А.И., Платовских Ю.А. Проблемы оценки радиоэкологической ситуации по результатам натурных измерений. — Подводные технологии и мир океана, 2006, № 5—6, с. 76—83.
12. Владимиров М.В., Казеннов А.Ю., Кикнадзе О.Е. и др. Обследование затоплений радиоактивных отходов в Карском море. — Там же, 2006, № 5—6, с. 30—37.
13. Камке Э. Справочник по дифференциальным уравнениям. М.: Наука, 1971. 576 с.
14. Кваша Н.И., Лавковский С.А., Кобзев В.И. и др. Оценка влияния радиоактивных отходов атомного флота на радиационную обстановку в территориальных водах России. — Рос. хим. журнал, 2001, т. XLV, № 5—6, с. 142—148.

Поступила в Редакцию 22.07.13