

УДК 574.5:539.163:57.087

## ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ДЛЯ БИОТЫ ЗАЛИВА СТЕПОВОГО КАРСКОГО МОРЯ ПРИ ГИПОТЕТИЧЕСКОМ АВАРИЙНОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ

© 2022 г. А. И. Крышев<sup>1,\*</sup>, Т. Г. Сазыкина<sup>1</sup>, М. Н. Каткова<sup>1</sup>, И. И. Крышев<sup>1</sup>,  
А. А. Бурякова<sup>1</sup>, Н. Н. Павлова<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Научно-производственное объединение “Тайфун”, Обнинск, Россия

\*E-mail: [ecomod@yandex.ru](mailto:ecomod@yandex.ru)

Поступила в редакцию 12.01.2022 г.

После доработки 20.04.2022 г.

Принята к публикации 27.04.2022 г.

С помощью математической динамической модели выполнен прогноз накопления радионуклидов в морской биоте залива Степового для сценария гипотетической аварии с самопроизвольной цепной реакцией на затопленной подводной лодке К-27. Модель была использована для расчета динамики мощности дозы облучения биоты залива Степового и оценки экологического риска. Прогнозируемое радиоактивное загрязнение воды и донных отложений определяется преимущественно <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr. Усредненное по заливу загрязнение донных отложений <sup>137</sup>Cs при данном сценарии прогнозируется на уровне, который ниже критерия отнесения к твердым радиоактивным отходам. Оценки показали, что максимальные уровни содержания <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr в рыбе залива Степового, достигаемые через 1 год после аварийного сброса, не выше действующих гигиенических нормативов. Наиболее высокий показатель радиационно-экологического риска при рассмотренном сценарии аварии оценен для морского млекопитающего и составил 0.07. При таком уровне экологического риска не ожидается возникновения негативных радиационных эффектов для экосистемы залива Степового. Обобщенный показатель радиационной безопасности характеризует слабое радиационное воздействие гипотетического аварийного загрязнения на экосистему залива.

**Ключевые слова:** математическое моделирование, радиоактивность, биота, Арктика, экологический риск, гипотетическая авария, сценарий, залив Степового, прогноз, радиационное воздействие

**DOI:** 10.31857/S0869803122040063

Атомная подводная лодка К-27 была затоплена в заливе Степового Карского моря у восточного побережья Новой Земли в 1981 г. Для этого ядерно- и радиационно-опасного объекта (далее — ЯРОО) не исключена гипотетическая возможность радиационной аварии с самопроизвольной цепной реакцией в случае попадания воды в реактор с жидкометаллическим теплоносителем [1–3], что может привести к поступлению долгоживущих техногенных радионуклидов в морскую среду. Прогнозирование радиоэкологической обстановки при аварийном поступлении радионуклидов в водный объект возможно только с использованием динамических моделей из-за отсутствия равновесия в распределении радионуклидов между водой и компонентами гидробиоценоза [4–7].

Цель исследования — оценка экологического риска от радиоактивного загрязнения морской среды в случае гипотетической аварии с самопроизвольной цепной реакцией на затопленной под-

водной лодке К-27. Инструментом для проведения исследования являлась математическая модель накопления радионуклидов в биоте залива Степового.

Промышленного вылова рыбы и добычи водных ресурсов в заливе Степового не осуществляется; тем более маловероятен вылов рыбы из данного водного объекта в случае радиационной аварии. В то же время сама морская биота залива Степового может подвергнуться дополнительному облучению, как за счет накопления аварийных радионуклидов, так и внешнего облучения от загрязненной воды и донных отложений. В данной работе модель была использована для расчета динамики мощности дозы облучения морской биоты залива Степового и оценки экологического риска для рассмотренного гипотетического аварийного сценария.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Залив Степового расположен на восточном берегу Южного острова архипелага Новая Земля. Залив представляет собой бухту, протянувшуюся в глубь острова в северо-западном направлении на 11 км и имеющую максимальную ширину 1.8 км у входа. Залив Степового характеризуется наличием ярко выраженных внешней и внутренней частей, которые отделены от открытого Карского моря подводным порогом у входа в залив. Внешняя и внутренняя части залива Степового разделены вторым подводным порогом с глубиной около 20 м. Максимальная глубина внешней части залива составляет 40 м, внутренней части залива – 60 м. Донные отложения внешней и внутренней частей залива Степового, в целом, имеют сходный состав с высоким содержанием смеси глины и ила (89–95%) [8]. Атомная подводная лодка К-27, содержащая радиоактивные вещества с суммарной активностью  $8 \times 10^{14}$  Бк, была затоплена в 1981 г. во внешней части залива Степового [3].

В 2020 г. сотрудники НПО “Тайфун” Росгидромета на научно-исследовательском судне “Иван Петров” провели радиоэкологические исследования в заливе Степового с целью получения данных о современной радиационной обстановке в местах затопленных ЯРОО. В программу мониторинга входили отборы проб морской воды с разных горизонтов, донных отложений и биоты. Анализ полученных данных показал, что, также как и в предыдущие годы обследований (в 1994 и 2012 г.), наиболее загрязненной является внутренняя часть залива Степового, где затоплялись контейнеры (1917 шт.) с твердыми радиоактивными отходами и два реактора с отработавшим ядерным топливом [3]. По состоянию на 2020 г. объемная активность  $^{137}\text{Cs}$  в поверхностной морской воде в основном была одинакова во всех частях залива Степового и составила от 1 до 1.6 Бк/м<sup>3</sup>. Повышенные уровни объемной активности  $^{137}\text{Cs}$  (до 11 Бк/м<sup>3</sup>) наблюдались в придонном слое воды во внутренней части залива Степового в местах затопления твердых радиоактивных отходов. В других частях залива Степового объемная активность  $^{137}\text{Cs}$  соответствовала уровням, характерным для Карского моря, – не более 3 Бк/м<sup>3</sup>.

В донных отложениях внутренней части залива Степового в 2020 г. наблюдались повышенные удельные концентрации  $^{137}\text{Cs}$  (до 33.2 Бк/кг сухого веса). Во внешней части залива, в месте затопления подводной лодки К-27, удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в донных отложениях не превышала 7 Бк/кг сухого веса, а на входе в залив – 3 Бк/кг, что соответствует фоновым уровням, характерным для открытого Карского моря.

Объемные активности  $^{90}\text{Sr}$  в поверхностной и придонной морской воде во всех частях залива Степового значимо не отличались и составляли от 2.1 до 3.8 Бк/м<sup>3</sup>. Удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях в 2020 г. во внутренней части залива составляла от 0.7 до 1.6 Бк/кг сухого веса, во внешней части залива – несколько ниже (от 0.6 до 1.1 Бк/кг сухого веса). На входе в залив удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в донных отложениях находилась в диапазоне от 0.1 до 0.5 Бк/кг сухого веса, что соответствует фоновым уровням для Карского моря. Объемные концентрации трития в морской воде залива Степового в 2020 г. находились в диапазоне от 0.4 до 1.0 Бк/л и не имели значимых различий для разных частей залива.

Все полученные в 2020 г. результаты были в хорошем соответствии с данными предыдущих обследований залива Степового в 2012 г. [9]. Таким образом, в настоящее время затопленная подводная лодка К-27 не оказывает значимого влияния на радиационную обстановку в заливе Степового и на радиоэкологическое состояние экосистемы залива.

Существует несколько сценариев аварии с самопроизвольной цепной реакцией с затопленной подводной лодкой К-27, оценки радионуклидного состава аварийного поступления обобщены в работах [2, 3]. Нами использовался сценарий, для которого имелась детальная оценка поступления радионуклидов в морскую среду [3]. Источник загрязнения в случае гипотетической аварии в заливе Степового был задан в виде разового сброса. Перечень радионуклидов и возможная активность разового сброса по данным [3] приведены в табл. 1.

После аварийного сброса радионуклидов в морскую экосистему они рассеиваются с водными массами, а также мигрируют в донные отложения. Для расчета переноса радионуклидов с водными массами и перехода в донные отложения залива Степового использовалась динамическая модель MARINA II, детально описанная в работе [10]. Водообмен между заливом Степового и Карским морем был принят равным  $2.49 \times 10^8$  м<sup>3</sup>/год [10]. Значения коэффициентов распределения радионуклидов между водой и донными отложениями залива Степового приведены в табл. 2.

В качестве референтных организмов морской биоты для залива Степового были выбраны: рыба – сайка (*Boreogadus saida*), морское млекопитающее – гренландский тюлень (*Pagophilus groenlandicus*), двустворчатый моллюск (*Portlandia arctica*) и бурые водоросли (*Fucus distichus*). Период установления равновесия в распределении радионуклидов между водой и морским организмом сильно зависит от размера организма. Предполагалось, что для мелких гидробионтов (водные растения, моллюски) равновесие между содержанием радио-

**Таблица 1.** Разовый сброс радионуклидов в залив Степового в случае гипотетической аварии с самопроизвольной цепной реакцией на затопленной подводной лодке К-27 [3]**Table 1.** Instantaneous discharge of radionuclides to the Stepovogo Bay in case of the SCR accident with the dumped submarine K-27 [3]

Радионуклид	$T_{1/2}$ , лет	Аварийный сброс, Бк	Радионуклид	$T_{1/2}$ , лет	Аварийный сброс, Бк
$^{75}\text{Se}$	$6.5 \times 10^4$	$1.37 \times 10^7$	$^{126}\text{Sn}$	$1.0 \times 10^5$	$4.51 \times 10^6$
$^{90}\text{Sr}$	29	$5.85 \times 10^{11}$	$^{129}\text{I}$	$1.6 \times 10^7$	$3.7 \times 10^6$
$^{93}\text{Zr}$	$1.5 \times 10^6$	$3.36 \times 10^7$	$^{135}\text{Cs}$	$2.3 \times 10^6$	$2.25 \times 10^7$
$^{93\text{m}}\text{Nb}$	13.6	$2.8 \times 10^7$	$^{137}\text{Cs}$	30	$1.33 \times 10^{12}$
$^{107}\text{Pd}$	$6.5 \times 10^6$	$1.77 \times 10^5$	$^{151}\text{Sm}$	90	$2.69 \times 10^{10}$
$^{121\text{m}}\text{Sn}$	52	$1.37 \times 10^8$	$^{155}\text{Eu}$	4.68	$1.17 \times 10^9$

**Таблица 2.** Коэффициенты распределения радионуклидов между водой и донными отложениями залива Степового,  $\text{м}^3/\text{кг}$  [10, 11]**Table 2.** Distribution coefficients of radionuclides between water and bottom sediments in the Stepovogo Bay,  $\text{m}^3/\text{kg}$  [10, 11]

Радионуклид	Коэффициент	Радионуклид	Коэффициент
$^{137}\text{Cs}$ , $^{135}\text{Cs}$	4.3	$^{107}\text{Pd}$	5.0
$^{90}\text{Sr}$	0.315	$^{121\text{m}}\text{Sn}$ , $^{126}\text{Sn}$	300
$^{75}\text{Se}$	1.0	$^{129}\text{I}$	0.2
$^{93}\text{Zr}$	7000	$^{151}\text{Sm}$	500
$^{93\text{m}}\text{Nb}$	300	$^{155}\text{Eu}$	2000

нуклидов в морской воде и в организме достигается быстро, что позволяет использовать равновесные значения коэффициентов накопления радионуклидов. Для более крупных организмов (рыбы, морские млекопитающие) неравновесные условия накопления радионуклидов могут существовать на протяжении нескольких лет [6].

Динамика удельной активности  $i$ -го радионуклида в рыбе залива Степового (Бк/кг) рассчитывается с помощью уравнения:

$$\frac{dC_i}{dt} = -\left(\lambda_i + \varepsilon_{A,i} \frac{W}{M} + \frac{1}{M} \frac{dM}{dt}\right) C_i(t) + \left(\varepsilon_{A,i} \frac{W}{M} + \frac{1}{M} \frac{dM}{dt}\right) C F_i C_{w,i}(t), \quad (1)$$

где  $\lambda_i$  – постоянная радиоактивного распада,  $\text{год}^{-1}$ ;  $M$  – масса рыбы, кг;  $W$  – интенсивность метаболических процессов для рыбы, выраженная в кг/сут;  $\varepsilon_{A,i}$  – безразмерный коэффициент пропорциональности между биологическим выведением  $i$ -го радионуклида и интенсивностью метаболических процессов рыбы;  $C F_i$  – равновесный коэффициент накопления  $i$ -го радионуклида в рыбе залива Степового,  $\text{м}^3/\text{кг}$  (значения приведены в табл. 3);  $C_{w,i}$  – объемная активность  $i$ -го радионуклида в воде, Бк/ $\text{м}^3$ . Численные расчеты

**Таблица 3.** Равновесные коэффициенты накопления радионуклидов в водных организмах залива Степового,  $\text{м}^3/\text{кг}$  [9, 11–13]**Table 3.** Equilibrium concentration ratios for marine organisms in the Stepovogo Bay,  $\text{m}^3/\text{kg}$  [9, 11–13]

Радионуклид	Рыба	Моллюск	Водное растение
$^{137}\text{Cs}$ , $^{135}\text{Cs}$	0.08	0.06	0.05
$^{90}\text{Sr}$	0.025	0.15	0.029
$^{75}\text{Se}$	10	6.7	0.43
$^{93}\text{Zr}$	0.085	3.3	1.7
$^{93\text{m}}\text{Nb}$	0.03	0.49	0.88
$^{107}\text{Pd}$	0.3	0.3	1
$^{121\text{m}}\text{Sn}$ , $^{126}\text{Sn}$	40	500	200
$^{129}\text{I}$	0.009	8.8	4.2
$^{151}\text{Sm}$	0.3	7	3
$^{155}\text{Eu}$	0.73	6.9	1.4

проводились с использованием пакета программ Mathcad 14.0.

Из уравнения (1) следует, что при  $t \rightarrow \infty$  отношение  $C_i(t)/C_{w,i}(t) \rightarrow C F_i$ , т.е. предполагается, что

в конечном итоге равновесие в распределении радионуклидов между водой и рыбой установится на уровне, соответствующем равновесному коэффициенту накопления  $i$ -го радионуклида в рыбе.

Зависимость массы рыбы от возраста описывается формулой:

$$M = \frac{M_{\max}}{1 + a \exp(-b\tau)}, \quad (2)$$

где  $M$  – вес рыбы, г;  $\tau$  – возраст рыбы, год;  $M_{\max}$ ,  $a$ ,  $b$  – постоянные параметры, которые зависят от вида рыбы. Интенсивность метаболических процессов для рыб описывается формулами  $W = 0.1152\alpha_1 M^{\alpha_2} V(TEMP)$ ;  $V(TEMP) = \beta_0 \exp(\beta TEMP)$ , где  $W$  выражено в г/сут,  $\alpha_1$  и  $\alpha_2$  – эмпирические коэффициенты, зависящие от вида рыб [14];  $\beta = 0.093$ ,  $\beta_0$  – коэффициент, рассчитанный таким образом, чтобы  $V(TEMP) = 1$  при  $20^\circ\text{C}$  [4],  $TEMP$  – температура воды,  $^\circ\text{C}$ . Для сайки  $M_{\max} = 80$  г;  $a = 19.1$ ;  $b = 0.65$  год $^{-1}$ .

Динамика удельной активности  $i$ -го радионуклида (Бк/кг) в организме взрослого морского млекопитающего, питающегося рыбой, рассчитывается с помощью уравнения:

$$\frac{dC_{m,i}}{dt} = -(\lambda_i + \varepsilon_i)C_{m,i}(t) + \varepsilon_i \frac{CF_{m,i}}{CF_i} C_i(t), \quad (3)$$

где  $\varepsilon_i$  – параметр, характеризующий обмен  $i$ -го радионуклида в организме морского млекопитающего, год $^{-1}$ ;  $CF_{m,i}$  – равновесный коэффициент накопления  $i$ -го радионуклида в морском млекопитающем, м $^3$ /кг (значения приведены в табл. 3);  $C_i$  – удельная активность  $i$ -го радионуклида в рыбе, Бк/кг, вычисляемая с помощью уравнения (1). При  $t \rightarrow \infty$  отношение  $C_{m,i}(t)/C_{w,i}(t) \rightarrow CF_{m,i}$ , т.е. равновесие в распределении радионуклидов между водой и морским млекопитающим установится на уровне, соответствующем равновесному коэффициенту накопления  $i$ -го радионуклида в этом гидробионте.

Данных о накоплении и метаболизме техногенных радионуклидов в морских млекопитающих значительно меньше, чем для других морских организмов. Поэтому динамика радиоактивного загрязнения и дозы внутреннего облучения морского млекопитающего рассчитывались только для  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Значения параметров в уравнении (3) для  $^{137}\text{Cs}$  составляют  $\varepsilon_{^{137}\text{Cs}} = 4$  год $^{-1}$  [15];  $CF_{m,^{137}\text{Cs}} = 0.22$  м $^3$ /кг [13]; для  $^{90}\text{Sr}$   $\varepsilon_{^{90}\text{Sr}}$  оценен  $1.3$  год $^{-1}$ ;  $CF_{m,^{90}\text{Sr}} = 0.16$  м $^3$ /кг [13].

Мощность дозы облучения морской биоты, мГр/сут, вычислялась по формуле

$$D = \sum_i (\beta_{\text{int},i} C_i + \beta_{\text{ext},i} (C_{w,i} + 0.5\tau_s C_{s,i})), \quad (4)$$

где  $\beta_{\text{int},i}$  – дозовый коэффициент внутреннего облучения гидробионта, (мГр кг)/(Бк сут);  $C_i$  – удельная активность  $i$ -го радионуклида в гидробионте, Бк/кг;  $\beta_{\text{ext},i}$  – дозовый коэффициент внешнего облучения гидробионта, (мГр кг)/(Бк сут);  $C_{w,i}$  – удельная активность  $i$ -го радионуклида в морской воде, Бк/кг;  $C_{s,i}$  – удельная активность  $i$ -го радионуклида в донных отложениях, Бк/кг;  $\tau_s$  – доля времени, в течение которого гидробионт подвергается облучению от донных отложений, принятая равной 1 для моллюсков и 0.5 для остальных организмов. Консервативно предполагалось, что гидробионты находятся в загрязненном заливе в течение всего времени жизни.

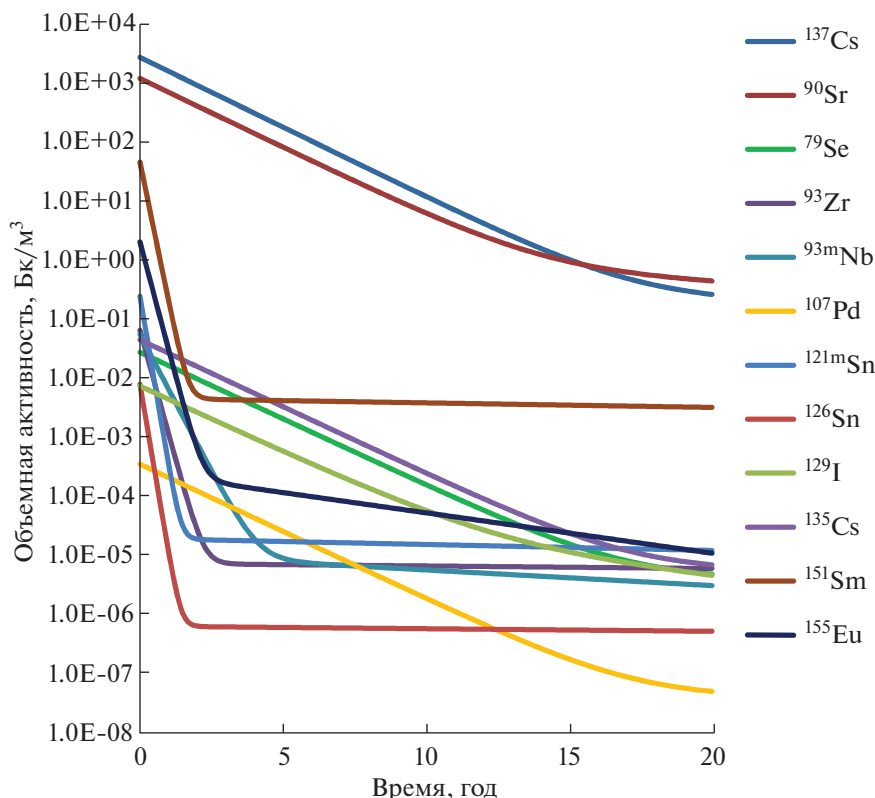
Значения дозовых коэффициентов определялись с помощью калькулятора BiotadC v.1.5.1 (<http://biotadc.icrp.org>), который является приложением к публикации МКРЗ 136 [16]. Морские организмы аппроксимировались эллипсоидами со следующей массой и соотношениями между осями [17]: рыба (сайка) 0.05 кг, 1/0.2/0.2; морское млекопитающее (гренландский тюлень) 130 кг, 1/0.24/0.24; двустворчатый моллюск  $1.64 \times 10^{-2}$  кг, 1/0.5/0.5; бурые водоросли  $6.5 \times 10^{-3}$  кг, 1/0.01/0.01.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Расчетная динамика радионуклидов в воде залива Степового после гипотетического разового аварийного поступления в рамках рассмотренного сценария показана на рис. 1, в донных отложениях – на рис. 2 и в рыбе – на рис. 3. Радиоактивное загрязнение воды при данном сценарии практически полностью определяется  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  (рис. 1). Расчетная объемная активность этих радионуклидов в воде на 2–6 порядков величины выше, чем других радионуклидов, содержащихся в разовом сбросе, что связано как с самой оценкой сброса (табл. 1), так и с более интенсивным переходом в донные отложения таких радионуклидов, как  $^{151}\text{Sm}$  и  $^{155}\text{Eu}$ .

Прогнозируемое радиоактивное загрязнение донных отложений определяется  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{151}\text{Sm}$ , причем максимум содержания  $^{151}\text{Sm}$  в донных отложениях достигается только через несколько месяцев после аварии, а  $^{137}\text{Cs}$  – через 4 года (рис. 2). Усредненное по заливу загрязнение донных отложений  $^{137}\text{Cs}$  при данном сценарии прогнозируется на уровне не более 7.8 Бк/кг, что существенно ниже критерия отнесения к твердым радиоактивным отходам  $10^4$  Бк/кг.

Расчет показывает, что загрязнение рыбы залива Степового при рассмотренном сценарии аварии с затопленной подводной лодкой К-27 в течение первых 15 лет определяется  $^{137}\text{Cs}$ , в дальнейшем –  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ . Максимальный уровень со-



**Рис. 1.** Расчетная динамика радионуклидов в воде залива Степового после гипотетического разового аварийного поступления.

**Fig. 1.** Calculated dynamics of radionuclides in the water of Stepovogo Bay after a hypothetical single accidental release.

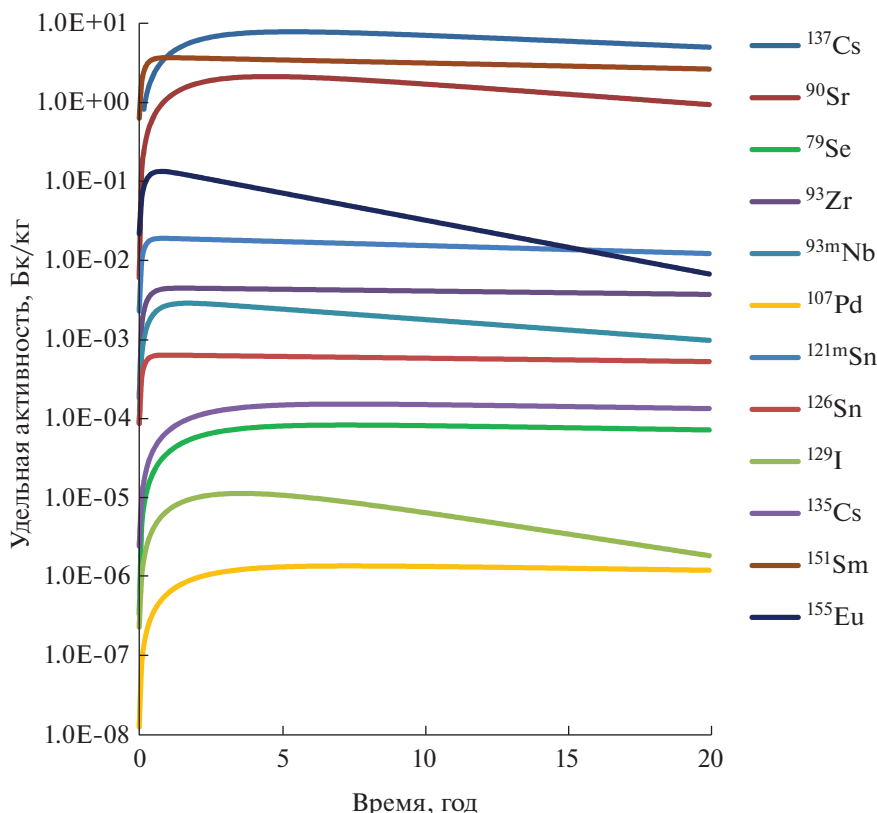
держания аварийного  $^{137}\text{Cs}$  в сайке достигается через 1 год после разового сброса и оценивается равным 110 Бк/кг. Таким образом, несмотря на консервативное предположение о постоянном нахождении рыбы в заливе, прогнозируемая удельная активность  $^{137}\text{Cs}$  в рыбе не превышает гигиенического норматива, установленного СанПиН 2.3.2.1078-01 “Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов” для промысловых видов рыб – 130 Бк/кг. Максимальный уровень содержания аварийного  $^{90}\text{Sr}$  в сайке оценен равным 11.8 Бк/кг, что также ниже гигиенического норматива для этого радионуклида – 100 Бк/кг. Радионуклиды  $^{151}\text{Sm}$  и  $^{155}\text{Eu}$  дают некоторый вклад в загрязнение рыбы в течение первого года после гипотетической аварии, однако затем их содержание в рыбе быстро снижается в связи с уменьшением содержания этих радионуклидов в воде залива и переходом их в донные отложения.

Динамика удельной активности  $^{137}\text{Cs}$  в референтных объектах биоты залива Степового после аварийного сброса представлена на рис. 4. Наибольшее расчетное загрязнение  $^{137}\text{Cs}$  имеет место для морского млекопитающего – 840 Бк/кг через 1.5 года после аварийного сброса, при условии

постоянного нахождения животного в заливе. Более высокое значение и более позднее достижение максимума загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  для тюленя относительно рыбы обусловлены эффектом трофических уровней. Максимальные уровни загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  моллюсков и макроводорослей прогнозируются в течение первых месяцев после аварийного сброса и составляют 160 и 130 Бк/кг соответственно.

На рис. 5 приведена расчетная динамика мощности дозы облучения морских организмов, обитающих в заливе Степового, после гипотетического разового аварийного поступления. Максимальная мощность дозы облучения составляет для морского млекопитающего –  $7 \times 10^{-3}$  мГр/сут; рыбы –  $6.3 \times 10^{-4}$  мГр/сут; моллюска –  $1.1 \times 10^{-3}$  мГр/сут; водного растения –  $8 \times 10^{-4}$  мГр/сут. Максимум облучения морского млекопитающего при рассмотренном сценарии достигается через 1.5 года после сброса и практически полностью обусловлен внутренним облучением от  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  (вклад 94 и 6% соответственно). Максимум облучения рыбы достигается через 1 год и на 96% обусловлен внутренним облучением от  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$ .

Наибольшие уровни облучения водных растений прогнозируются в первый месяц после сброса



**Рис. 2.** Расчетная динамика радионуклидов в донных отложениях залива Степового после гипотетического разового аварийного поступления.

**Fig. 2.** Calculated dynamics of radionuclides in the bottom sediments of Stepovogo Bay after a hypothetical single accidental release.

са и обусловлены сорбцией на поверхности водных растений таких радионуклидов, как  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{121\text{m}}\text{Sn}$ ,  $^{151}\text{Sm}$ ,  $^{155}\text{Eu}$ . Облучение моллюсков превосходит облучение рыбы в период до полугода после аварийного сброса и, начиная с 9-го года, что обусловлено более быстрым накоплением радионуклидов в моллюсках и более существенным вкладом внешнего облучения от донных отложений. Если через 0.5 года после аварии вклад внутреннего облучения в мощность дозы для моллюсков составляет 95%, то через 20 лет — менее 1%. Для морского млекопитающего через 20 лет после аварийного сброса мощность дозы внешнего облучения в 2.8 раза выше, чем внутреннего.

Экологический риск для морской биоты оценивался двумя методами. Первый метод использует в качестве показателя риска величину

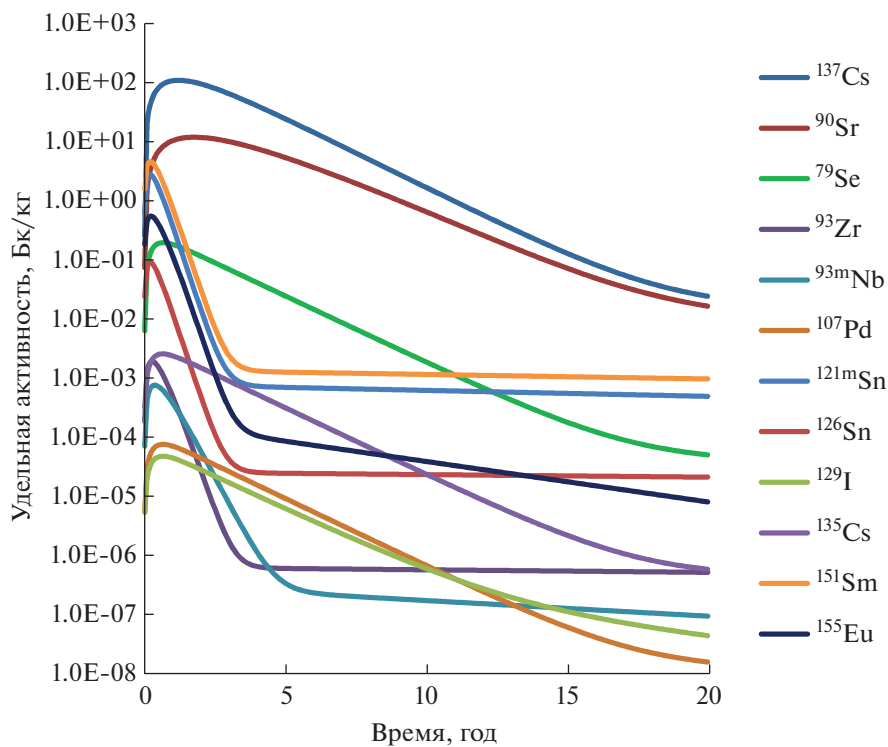
$$RQ = \frac{D}{DCRL}, \quad (5)$$

где  $D$  — мощности дозы, мГр/сут;  $DCRL$  — референтный уровень мощности дозы для данной экологической группы организмов, определенный на основе публикаций МКРЗ [18, 19]. Если показатель риска ниже единицы для всех организмов в

морской экосистеме, то прогнозируется отсутствие детерминированных негативных эффектов для морской биоты. Величина  $DCRL$  принята равной 0.1 мГр/сут для млекопитающего, 1 мГр/сут для рыбы и бурых водорослей, 10 мГр/сут для водного беспозвоночного.

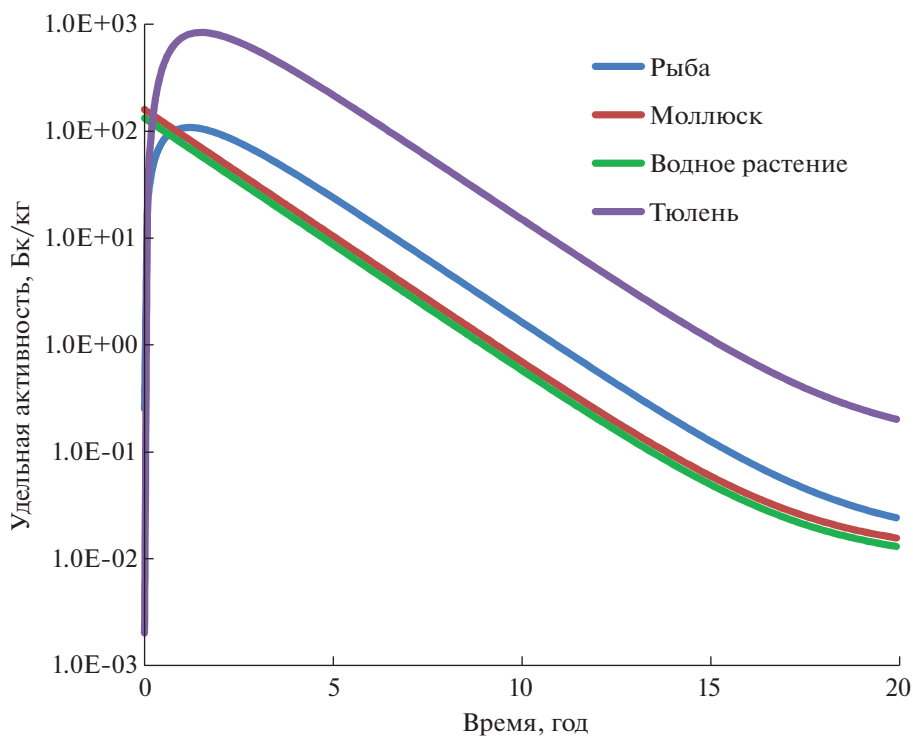
В табл. 4 представлены значения показателя риска для гидробионтов залива Степового, рассчитанные исходя из максимального значения мощности дозы облучения каждого организма при рассмотренном сценарии аварии. Из табл. 4 следует, что наиболее высокий показатель риска оценен для морского млекопитающего — 0.07, что существенно ниже единицы; поэтому для рассмотренного сценария аварийного сброса радионуклидов не ожидается возникновения негативных радиационных эффектов для экосистемы залива Степового.

Другой метод оценки экологического риска был сформулирован в работе [20], где было предложено использовать обобщенный показатель радиоэкологической безопасности (ОПРБ), учитывающий пространственный масштаб, продолжительность и интенсивность радиационного



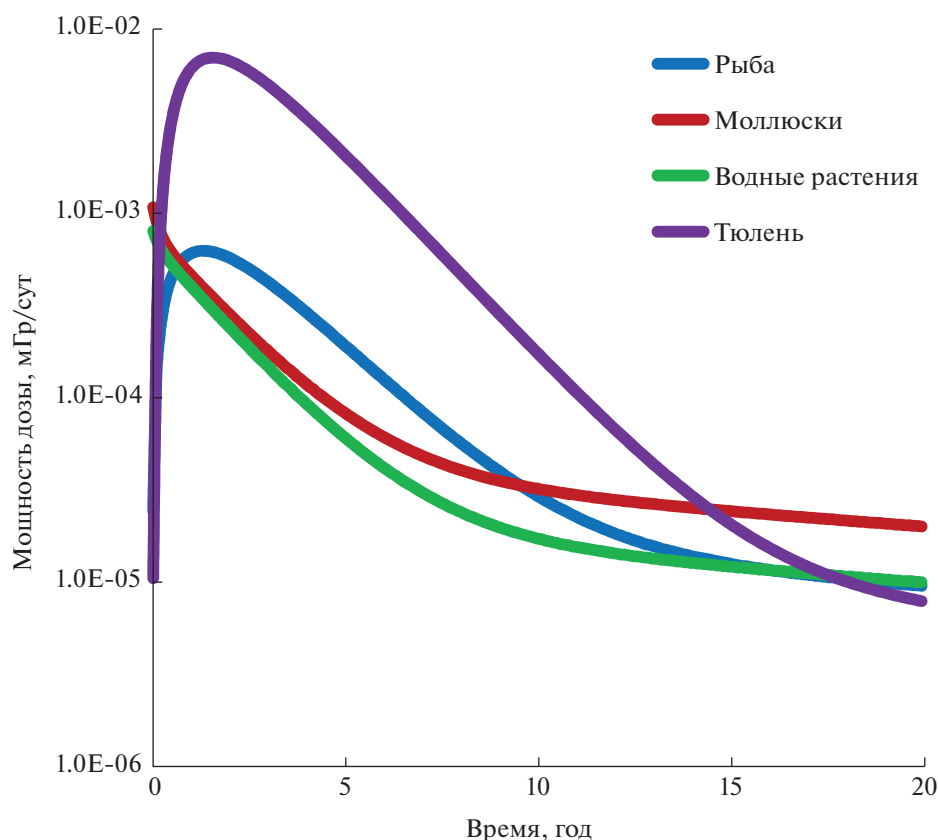
**Рис. 3.** Расчетная динамика радионуклидов в рыбе залива Степового после гипотетического разового аварийного поступления.

**Fig. 3.** Calculated dynamics of radionuclides in the fish of Stepovogo Bay after a hypothetical single accidental release.



**Рис. 4.** Расчетная динамика  $^{137}\text{Cs}$  в референтных объектах биоты залива Степового после гипотетического разового аварийного поступления.

**Fig. 4.** Calculated dynamics of  $^{137}\text{Cs}$  in the reference objects of the biota of Stepovogo Bay after a hypothetical single accidental release.



**Рис. 5.** Динамика мощности дозы облучения референтных объектов биоты залива Степового после гипотетического разового аварийного поступления.

**Fig. 5.** Dynamics of the radiation dose rate for the reference objects of the biota of Stepovogo Bay after a hypothetical single accidental release.

воздействия. Этот показатель измеряется в баллах и вычисляется по формуле

$$\text{ОПРБ} = A_s A_t I, \quad (6)$$

где  $A_s$  – коэффициент, учитывающий пространственный масштаб загрязнения территории, балл;  $A_t$  – коэффициент, учитывающий временной масштаб радиационного воздействия, балл;  $I$  – интегральный показатель интенсивности загрязнения территории, балл.  $A_s = 1$  при площади

воздействия на природную среду менее 10 км<sup>2</sup>, 2 – от 10 до 100 км<sup>2</sup>, 3 – более 100 км<sup>2</sup>.  $A_t = 1$  для кратковременного воздействия радиоактивного загрязнения на биоту (менее 1 мес.), 2 – от 1 мес. до 1 года, 3 – для долговременного воздействия (более 1 года). Значение  $I$  зависит от показателя риска, определяемого по формуле (5):  $I = 2$  при  $RQ < 0.1$ ;  $I = 3$  при  $0.1 \leq RQ < 1$ ;  $I = 30$  при  $RQ \geq 1$  [20].

Для критического референтного организма залива Степового (морского млекопитающего)  $I = 2$ ;

**Таблица 4.** Показатель радиационного риска для гидробионтов залива Степового для рассмотренного аварийного сценария

**Table 4.** Radiation risk quotient, calculated for the marine biota of the Stepovogo Bay for the considered accidental scenario

Гидробионт	Максимальная мощность дозы, мГр/сут	DCRL, мГр/сут	Показатель риска	Прогноз негативных эффектов, да/нет
Рыба	$6.3 \times 10^{-4}$	1	$6.3 \times 10^{-4}$	Нет
Моллюск	$1.1 \times 10^{-3}$	10	$1.1 \times 10^{-4}$	Нет
Водное растение	$8.0 \times 10^{-4}$	1	$8.0 \times 10^{-4}$	Нет
Морское млекопитающее	$7.0 \times 10^{-3}$	0.1	$7.0 \times 10^{-2}$	Нет



$A_7 = 3$ . Площадь залива Степового составляет  $25 \text{ км}^2$ , тогда  $A_5 = 2$ . Таким образом, обобщенный показатель радиоэкологической безопасности для морского млекопитающего из залива Степового при рассмотренном аварийном сценарии равен 12.

В работе [20] была предложена следующая шкала оценки радиоэкологической обстановки в зависимости от значения обобщенного показателя радиоэкологической безопасности для критического компонента экосистемы. До 10 баллов радиационное воздействие на экосистему считается незначительным и не требует проведения природоохранных мероприятий, от 10 до 20 баллов – слабое радиационное воздействие, от 20 до 30 – умеренное радиационное воздействие, более 30 – сильное радиационное воздействие, требующее оценки необходимости проведения природоохранных мероприятий. Исходя из этой шкалы и выполненных расчетов, можно сделать вывод, что разовый сброс радиоактивных веществ в залив Степового при гипотетической аварии с самопроизвольной цепной реакцией с затопленной подводной лодкой К-27 окажет слабое радиационное воздействие на экосистему залива.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Рассмотрен сценарий гипотетической радиационной аварии с самопроизвольной цепной реакцией в случае попадания воды в реактор подводной лодки К-27, затопленной в заливе Степового Карского моря на восточном побережье Новой Земли. Аварийный сброс долгоживущих техногенных радионуклидов в залив не приведет к значимому радиационному воздействию на население по причине отсутствия промышленного вылова рыбы и морепродуктов в заливе и разбавления сброшенной радиоактивности в открытом море. При этом гидробионты, обитающие в заливе, могут подвергнуться дополнительному облучению, в том числе по путям, отсутствующим для человека (например, облучение от загрязненных донных отложений).

Оценка загрязнения и доз облучения морской биоты залива Степового, выполненная для данного сценария аварии, показала отсутствие равновесия в распределении долгоживущих радионуклидов между компонентами экосистемы залива на протяжении по крайней мере 10 лет после гипотетической аварии. Таким образом, прогнозирование последствий аварийного или краткосрочного повышенного поступления радионуклидов в морскую среду Арктики возможно только с использованием динамических моделей.

Максимальные расчетные уровни содержания  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в рыбе залива Степового достигаются не ранее 1 года после гипотетического разового сброса и не превышают гигиенического нормати-

ва, установленного для этих радионуклидов. Усредненное по заливу загрязнение донных отложений  $^{137}\text{Cs}$  при рассмотренном сценарии прогнозируется ниже критерия отнесения к твердым радиоактивным отходам.

Наиболее высокий показатель радиационного риска оценен для морского млекопитающего, являющегося критическим компонентом экосистемы. Максимальная величина показателя риска составляет 0.07, что ниже единицы, поэтому можно сделать вывод, что для рассмотренного сценария аварийного сброса радионуклидов не ожидается возникновения негативных радиационных эффектов для экосистемы залива Степового. Обобщенный показатель радиоэкологической безопасности, измеряемый в баллах и учитывающий пространственный масштаб, продолжительность и интенсивность радиационного воздействия гипотетической аварии, равен 12, что по шкале оценки радиоэкологической обстановки соответствует категории “слабое радиационное воздействие”.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Predicted radionuclide release from marine reactors dumped in the Kara Sea. Report of the Source Term Working Group of the International Arctic Seas Assessment Project (IASAP). IAEA-TECDOC-938. Vienna: IAEA, 1997.
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 (“Белая книга – 2000”). М.: ИздАТ, 2005. 624 с. [Sivincev Yu.V., Vakulovskij S.M., Vasil'ev A.P. et al. Tekhnogennye radionuklidy v moryah, omyvayushchih Rossiyu. Radioekologicheskie posledstviya udaleniya radioaktivnyh othodov v Arkticheskie i Dal'nevostochnye morya (“Belaya kniga – 2000”). М.: IzdAT, 2005. 624 s. (In Russ.)]
3. Саркисов А.А., Сивинцев Ю.В., Высоцкий В.Л., Никитин В.С. Атомное наследие холодной войны на дне Арктики. Радиоэкологические и технико-экономические проблемы радиационной реабилитации морей. М.: ИБРАЭ РАН, 2015. 699 с. [Sarkisov A.A., Sivincev Yu.V., Vysockij V.L., Nikitin V.S. Atomnoe nasledie holodnoj vojny na dne Arktiki. Radioekologicheskie i tekhniko-ekonomicheskie problemy radiacionnoj reabilitacii morej. М.: IBRAE RAN, 2015. 699 s. (In Russ.)]
4. Kryshev A.I., Ryabov I.N. A dynamic model of  $^{137}\text{Cs}$  accumulation by fish of different age classes // J. Environ. Radioact. 2000. V. 50. № 3. P. 221–233.
5. Kryshev A.I.  $^{90}\text{Sr}$  in fish: a review of data and possible model approach // Sci. Total Environ. 2006. V. 370. № 1. P. 182–189.
6. Kryshev A.I., Sazykina T.G. Comparative analysis of doses to aquatic biota in water bodies impacted by radioactive contamination // J. Environ. Radioact. 2012. V. 108. P. 9–14.

7. *Kryshch I.I., Kryshch A.I., Sazykina T.G.* Dynamics of radiation exposure to marine biota in the area of the Fukushima NPP in March–May 2011 // *J. Environ. Radioact.* 2012. V. 114. P. 157–161.
8. *Коссова С.А., Дубинина Е.О., Чижова Ю.Н., Мирошников А.Ю.* Источники опреснения вод заливов Южного острова Новой Земли по изотопным ( $\delta D$ ,  $\delta^{18}O$ ) данным // Докл. Российской академии наук. Науки о Земле. Океанология. 2020. Т. 492. № 2. С. 99–104. [*Kossova S.A., Dubinina E.O., Chizhova Yu.N., Miroshnikov A.Yu.* Istochniki opresneniya vod zalivov Yuzhnogo ostrova Novoy Zemli po izotopnym ( $\delta D$ ,  $\delta^{18}O$ ) dannym // *Doklady Rossijskoj akademii nauk. Nauki o Zemle. Okeanologiya.* 2020. V. 492. № 2. P. 99–104. (In Russ.)]
9. Investigation into the radioecological status of Stepovogo Fjord. Results from the 2012 research cruise. Report of the Joint Norwegian – Russian Expert Group for Investigation of Radioactive Contamination in the Northern Areas / Eds J.P. Gwynn, A.I. Nikitin. NRPA, Norway, 2012. 69 p.
10. MARINA II. Update of the MARINA Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters. Annex D. European Commission, Radiation protection, 132. 2003.
11. Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment. Technical reports series No. 422. Vienna: IAEA, 2004.
12. *Gwynn J.P., Nikitin A.I., Shershakov V.M. et al.* Main results of the 2012 joint Norwegian – Russian expedition to the dumping sites of the nuclear submarine K-27 and solid radioactive waste in Stepovogo Fjord, Novaya Zemlya // *J. Environ. Radioact.* 2016. V. 151. P. 417–426.
13. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer to wildlife. Technical reports series 479. Vienna: IAEA, 2014.
14. *Винберг Г.Г.* Интенсивность обмена и пищевые потребности рыб. Минск: БГУ, 1956. 253 с. [*Vinberg G.G.* Intensivnost' obmena i pishchevye potrebnosti ryb. Minsk: BGU, 1956. 253 s. (In Russ.)]
15. *Brown J., Børretzen P., Dowdall M., Sazykina T., Kryshch I.* The derivation of transfer parameters in the assessment of radiological impacts on Arctic marine biota // *Arctic.* 2004. V. 57. № 3. P. 279–289.
16. ICRP Publication 136: Dose coefficients for non-human biota environmentally exposed to radiation. Ann. ICRP 46(2), 2017.
17. *Ulanovsky A., Pröhl G.* A practical method for assessment of dose coefficients for aquatic biota // *Radiat. Environ. Biophys.* 2006. V. 45. P. 203–214.
18. ICRP Publication 108. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. Ann. ICRP 38(4–6), 2009. 251 p.
19. ICRP Publication 124. Protection of the environment under different exposure situations. Ann. ICRP 43(1), 2014. 59 p.
20. *Крышев И.И., Павлова Н.Н., Сазыкина Т.Г. и др.* Оценка радиационной безопасности окружающей среды в зоне наблюдения объектов использования атомной энергии // *Атомная энергия.* 2021. Т. 130. № 2. С. 111–116. [*Kryshch I.I., Pavlova N.N., Sazykina T.G. et al.* Otsenka radiacionnoj bezopasnosti okruzhayushchej sredy v zone nablyudeniya ob'ektov ispol'zovaniya atomnoj energii // *Atomnaya energiya.* 2021. V. 130. № 2. P. 111–116. (In Russ.)]

## Assessment of Ecological Risk to Biota of the Stepovogo Bay of the Kara Sea after the Hypothetical Accidental Contamination

A. I. Kryshch<sup>a,#</sup>, T. G. Sazykina<sup>a</sup>, M. N. Katkova<sup>a</sup>, I. I. Kryshch<sup>a</sup>, A. A. Buryakova<sup>a</sup>, and N. N. Pavlova<sup>a</sup>

<sup>a</sup> Research and Production Association “Typhoon”, Obninsk, Russia

<sup>#</sup>E-mail: ecomod@yandex.ru

A mathematical dynamic modeling of the radionuclides accumulation in the marine biota of the Stepovogo Bay was carried out for the scenario of a hypothetical accident with a spontaneous chain reaction with a submerged submarine K-27. The dynamic model MARINA II was used to calculate the transfer of radionuclides with water masses and the transition to the bottom sediments of the Bay. The modeling results were applied to calculate the dynamics of the radiation dose rate for the marine biota of the Stepovogo Bay and to assess the environmental risk for the considered hypothetical accident scenario. The predicted radioactive contamination of water is determined mainly by  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  and contamination of bottom sediments – by  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{151}\text{Sm}$ . The averaged contamination of sediments by  $^{137}\text{Cs}$  in this scenario is predicted at a level that is significantly lower, than the criterion for attribution to solid radioactive waste. Model assessments have shown that the maximum levels of accidental  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in the fish of the Stepovogo Bay reached one year after a single release, and it's don't exceed the established hygienic standards. The highest risk index in the considered accident scenario was estimated for a marine mammal (provided that the animal is permanently located in the Bay) and amounted to 0.07. Negative radiation effects are not expected to occur for the ecosystem of the Stepovogo Bay at this level of environmental risk. The obtained value of the generalized indicator of radioecological safety indicates a weak radiation effect on the ecosystem of the Bay for a marine mammal in the Stepovogo Bay.

**Keywords:** mathematical modeling, radioactivity, biota, Arctic, environmental risk, hypothetical accident, scenario, Stepovogo Bay, forecast, radiation impact