

РЕКОНСТРУКЦИЯ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ ПРЕСНОВОДНЫХ ОРГАНИЗМОВ, ПОДВЕРГШИХСЯ ЗАГРЯЗНЕНИЮ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ХИМКОМБИНАТЕ “МАЯК”

© 2024 г. С. В. Фесенко*

*Всероссийский научно-исследовательский институт Национального исследовательского центра
“Курчатовский институт”, Обнинск, Россия*

**E-mail: Corwin_17F@mail.ru*

Поступила в редакцию 21.09.2023 г.

После доработки 13.03.2024 г.

Принята к публикации 11.09.2024 г.

Представлены математическая модель миграции радионуклидов в пресноводных водоемах и комплекс дозиметрических моделей для оценки доз облучения гидробионтов (фитопланктон, зоопланктон, зообентос и рыба). Приведены результаты реконструкции доз облучения водных организмов, обитающих в замкнутом пресноводном водоеме Урускуль, находящемся в ближней зоне Кыштымской аварии. Оценен вклад различных радионуклидов, а также внутреннего и внешнего облучения в формирование дозовых нагрузок в течение 50 лет после поступления радионуклидов в водоем.

Ключевые слова: непроточный пресноводный водоем, доза, радионуклид, математическое моделирование, водные организмы

DOI: 10.31857/S0869803124060087, **END:** NCPUCQ

В течение многих десятилетий научные основы радиационной защиты биоты базировались на постулате, первоначально сформулированном в Публикации 26 МКРЗ [1] и с небольшими изменениями воспроизведенном в Публикации 60 МКРЗ [2]: “Комиссия полагает, что нормативы, обеспечивающие защиту человека, должны гарантировать отсутствие риска для других видов биоты. В некоторых случаях допускается поражение отдельных особей (за исключением человека), однако степень этого поражения не должна приводить к нарушению функционирования видов или разбалансировке межвидовых отношений”.

В то же время отсутствие в современной системе радиационной защиты обоснованных критериев охраны от воздействия ионизирующих излучений биоты делает невозможным ответ на вопрос: адекватно ли защищены биологические виды в радиологических ситуациях, когда в окружающей среде человек отсутствует. К таким ситуациям относятся места захоронения радиоактивных отходов в морях и океанах, глубинные геологические формации, территории, загрязненные после радиационных аварий (головная часть Восточно-Уральского радиоак-

тивного следа и зона отчуждения после аварии на Чернобыльской АЭС), где население отселено, а живые организмы подвергаются длительно-му радиационному воздействию [3–6].

В последние десятилетия активные усилия по заполнению этого концептуального пробела в системе радиационной защиты окружающей среды предприняты Международным союзом радиэкологии [7–8]. Определенные изменения в подходах к радиационной защите биоты отмечены и в действиях МКРЗ, которой подготовлена Публикация 91 “Методология оценки влияния ионизирующей радиации на биоту” [9]. В МКРЗ была создана рабочая группа, задачами которой являлось обоснование репрезентативного набора критических видов и показателей для оценки радиационных эффектов, разработка упрощенных дозиметрических моделей и рекомендаций по их применению [10]. Наблюдается изменение и в позиции МАГАТЭ, в последние годы также указывающего на важность более взвешенного подхода к проблеме радиационной защиты биоты [11].

Требования и рекомендации по защите биоты уже существуют во многих странах. Например,

в Англии и Уэльсе требование к оценке антропогенного воздействия на биоту включает среди других стрессоров ионизирующее излучение [12]. В США рекомендации по защите биоты содержатся в директивах министерства энергетики (USDOE) [13]. Для обеспечения этих требований был разработан ряд моделей и подходов, специально предназначенных для оценки воздействия ионизирующих излучений на биоту. Некоторые страны (например, Канада, Финляндия, Англия и Уэльс, США) в настоящее время используют их в рамках национальных нормативных документов для существующих и проектируемых ядерных и других объектов, которые могут выбрасывать радиоактивность в окружающую среду. Определенные усилия в этой области принимаются и в Российской Федерации [3].

Внедрение этого подхода было тесно связано с необходимостью разработки соответствующего инструментария, включая дозиметрические модели для оценки облучения природных организмов [14–16]. Соответствующие модели активно разрабатываются МКРЗ и используются на практике во многих странах [14]. В этой связи можно упомянуть программный комплекс ERI-CA Tool [17], а также модели RESRAD-BIOTA, созданные под патронажем USDOE [13]. В то же время дозиметрические модели, существующие в этой области, носят консервативный характер и рассматривают только стационарную ситуацию, т.е. ситуацию, когда концентрации радионуклидов в природных объектах и окружающей среде находятся в равновесии. Эти модели предназначены для целей регулирования поступления радионуклидов в окружающую среду и их использование для анализа доз облучения в природных условиях носит ограниченный характер.

Особенно остро встают радиоэкологические проблемы при нарушении технологически нормальных процессов на предприятиях ядерно-энергетического комплекса и, в первую очередь, при авариях с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду. Однако применение отмеченных выше моделей для оценок доз облучения биоты после аварии на АЭС Фукусима 1 показало их ограниченность для оценки последствий аварийных выбросов, а полученные результаты страдали необоснованным консерватизмом [18].

В России разработка подходов к защите природной среды, и создание соответствующего инструментария началась с начала 60-х годов

прошлого века в зоне аварии на химкомбинате “Маяк” в 1957 г. при активной поддержке и участии академика РАН Р.М. Алексахина [19, 20].

Авария на химкомбинате “Маяк” на Южном Урале, которую по имени ближайшего города часто называют Кыштымской, была первой крупной радиационной аварией. Крупномасштабное загрязнение окружающей среды в регионе аварии позволило организовать уникальные радиоэкологические исследования, а сам регион можно по праву назвать колыбелью российской радиоэкологии. Особое внимание уделялось непроточным пресноводным водоемам, которые являются естественными накопителями радионуклидов, поступающих со всей площади водосбора [20–24].

К сожалению, публикация результатов многих исследований, выполненных в этом регионе в течение длительного времени, была ограничена, и только после 1990-х годов результаты работ, выполненных на Южном Урале, стали объектом многочисленных публикаций. В настоящей статье представлены математическая модель миграции радионуклидов в пресноводном водоеме и комплекс дозиметрических моделей для расчета доз облучения пресноводных организмов, позволяющих реконструировать дозы облучения водных организмов, подвергшихся наиболее существенному радиационному воздействию после аварии. Предполагается, что оценка долгосрочного воздействия радиационного фактора на экосистему этого водоема будет представлена в следующей публикации.

Несмотря на то, что большая часть представленных результатов была получена в период с 1978 по 1982 г., они до настоящего времени не имеют аналогов и обладают научной значимостью.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Озеро Урускуль

Наибольшему загрязнению после аварии на химкомбинате Маяк подверглось непроточное мелководное оз. Урускуль, находящееся на расстоянии примерно 12 км от точки выброса [22]. Водоем подвергся загрязнению 29 сентября 1957 г., при этом абсолютные количества радионуклидов, поступивших в водоем, составили: 1.33×10^{14} , 9.55×10^{13} , 4.51×10^{12} , 2.15×10^{12} и 1.72×10^{15} Бк для радионуклидов ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{125}Sb , ^{137}Cs и ^{144}Ce соответственно [22, 23].

С 1977 по 1983 г. нами проводилось регулярное обследование водоема. Пробы воды и донных отложений отбирали на 18 станциях (36 проб), равномерно покрывающих поверхность водоема. С целью уточнения распределения концентрации радионуклидов по глубине водоема в июле 1982 г. были отобраны пробы воды на глубине 0,5, 1,5 и 2,5 м. Данные по концентрациям ^{137}Cs в пробах приведены в табл. 1.

Таблица 1. Распределение концентрации ^{137}Cs по акватории и глубине озера Урускуль, Бк/л

Table 1. Distribution of ^{137}Cs concentrations in the water of Uruskul lake, Bq/l

Номер станции	Глубина отбора, м		
	0,5	1,5	2,5
1	$0,74 \pm 0,11$	$0,83 \pm 0,11$	$0,72 \pm 0,2$
2	$0,89 \pm 0,15$	$0,76 \pm 0,07$	$0,93 \pm 0,11$
3	$0,93 \pm 0,11$	$0,89 \pm 0,19$	$0,89 \pm 0,08$

Полученные данные позволили сделать вывод, что распределение радионуклидов как по акватории, так и по глубине слоя воды достаточно гомогенно, что позволило использовать точечную модель для описания миграции радионуклидов в водоеме.

Для оценки скорости детритообразования на дно водоема в точках, соответствующих средней глубине, были установлены три емкости площадью 1 м^2 , накапливающие детрит в течение 3 лет. Рассчитанное по объему детрита, поступающего в емкости, значение скорости прироста донных отложений составило $0,24 \pm 0,04 \text{ см/год}$. По отношению концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в детрите и воде были определены значения коэффициентов распределения между твердой и жидкой фазами в водоеме, которые составили 225 ± 40 и $700 \pm 50 \text{ см}^3/\text{г}$, для ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно. Также на протяжении 3 лет проводился ежегодный отбор проб донных отложений. Отбор проб донных отложений проводился с помощью трубки ГОИНа ТГ-1.5

Активность ^{137}Cs в пробах определяли методом гамма-спектрометрии с использованием GeHP-детектора и многоканального анализатора; погрешность измерений составляла $\pm 15\%$. Активность ^{90}Sr определяли путем радиохимического выделения и последующим измерением образца радиометрическим методом.

Модель миграции радионуклидов в непроточном водоеме

При изучении процесса перехода радионуклидов из воды в донные отложения выделяют два основных механизма: биогенный и хемотропный [25]. Биогенный путь миграции — поглощение радионуклидов гидробионтами, которые способствуют переносу радионуклидов в донные отложения в результате физиологических процессов.

Хемотропный путь миграции происходит в трех направлениях: первое — сорбция радионуклидов на взвешях неорганического происхождения с последующим оседанием на дно водоема и сорбция радионуклидов непосредственно донными отложениями. Второе — со-осаждение радионуклидов с кристаллизующимся карбонатом Ca (наиболее свойственно для ^{90}Sr). Третье направление — сорбционное поглощение радионуклидов коагулирующими гелями гидроокисей железа, марганца или алюминия. Преобладание того или иного механизма определяется физико-химическими условиями окружающей среды [26–28]. Но, в любом случае, нельзя не учитывать ионный обмен и молекулярную сорбцию на границе воды и донных отложений, поскольку указанные процессы протекают в водоемах в широких масштабах и характерны для всех химических элементов [27, 28]. Основным направлением миграции радионуклидов в водоемах является переход микропримеси из воды в донные отложения. В то же время, при определенных условиях, этот процесс является обратимым, и особое значение это имеет для мобильных радионуклидов, таких как ^{90}Sr . Вследствие роста слоя донных отложений наиболее насыщенный радионуклидами слой экранируется оседающими менее загрязненными осадками. При этом диффузия из этого слоя будет идти как в нижележащие слои, так и в верхние, что приведет к замедлению самоочищения воды в течение длительного времени.

При прогнозировании миграции радионуклидов в пресноводном водоеме предполагалось, что радионуклиды распределены равномерно, как по площади, так и по глубине водоема. Несмотря на это, доза внешнего облучения может существенно зависеть от того, на какой глубине они обитают. Фито и зоопланктон обычно занимают верхние слои воды. Однако даже в случае фитопланктона существуют виды (например, *Navicula sp.* или *Pinnularia sp.*), которые располагаются на краю фотической зоны. Вследствие этого для расчета мощности дозы внешнего облучения, водоем по профилю был разделен на четыре зоны (рис. 1).

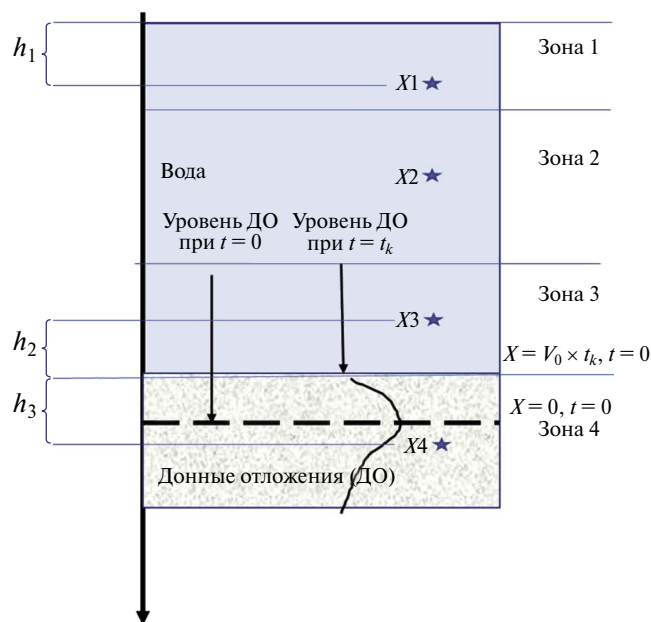


Рис. 1. К построению математической модели миграции. Точка “0” находится на границе воды и донных отложений в момент поступления радионуклидов в водоем.

Fig. 1. To construction of the mathematical model of migration. Point “0” is at the boundary of water and bottom sediments at the moment of radionuclides entering the water body.

Используя данное представление, изменение концентрации радионуклидов в воде, в случае одноразового поступления их в водоем, можно представить в виде:

$$\frac{\partial C_1(t)}{\partial t} = \frac{D}{L} \frac{\partial C_2(z,t)}{\partial z} - \frac{V_0 \rho K_p}{L} C_1(t) - \lambda C_1(t), \quad (1)$$

где переменная $z = -V_0 t$, $t > 0$, $C_1(t)$ – концентрация радионуклидов в воде, Бк/см³; $C_2(z,t)$ – их концентрация в донных отложениях на глубине z в момент времени t , Бк/см³; D – эффективный коэффициент диффузии радионуклидов в донных отложениях, см²/год; L – средняя глубина водоема, дм; V_0 – скорость прироста слоя донных отложений в результате процесса детритообразования, см/год; K_p – коэффициент распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазами в водоеме (см³/г); ρ – плотность воды (г/см³); λ – постоянная радиоактивного распада (1/год). Система координат выбрана в соответствии с рис. 1.

Первый член в правой части выражения (1) описывает процессы динамического обмена на границе слоя донных отложений и воды, второй – вынос радионуклидов в результате процесса детритообразования, третий – радиоактивный распад.

Отмирающая биомасса и оседающие взвеси формируют прирост слоя донных отложений, причем, концентрация радионуклидов в образующемся слое в результате процесса разложения может отличаться от той, которая была в живых организмах, и будет равна $C_1(t) K_p$. Делая допущение о том, что скорость прироста донных отложений одинакова во времени и равна V_0 [см/год], а миграцию радионуклидов в донных отложениях можно описать в рамках диффузионных моделей с помощью постоянного эффективного коэффициента диффузии D , пространственно-временное распределение радионуклидов в донных отложениях представляет собой решение дифференциального уравнения:

$$\frac{\partial C_2(z,t)}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C_2(z,t)}{\partial z^2} - \lambda \cdot C_2(z,t), \quad (2)$$

где, $t > 0$, $-V_0 t < z < \infty$.

Уравнения (1) и (2) должны быть решены при следующих начальных и краевых условиях:

$$\begin{aligned} C_1(t) &= C_0 \quad \text{при } t = 0, \\ C_2(z,t) &= 0 \quad \text{при } t = 0, z > 0, \\ C_2(z,t) &= K_p C_1(t) \quad \text{при } t > 0, z = -V_0 t, \\ C_2(z,t) &= 0 \quad \text{при } t > 0, z \rightarrow +\infty, \\ \frac{\partial C_2(z,t)}{\partial t} &= 0 \quad \text{при } t > 0, z \rightarrow +\infty, \end{aligned} \quad (3)$$

где C_0 – начальная концентрация радионуклидов в воде.

Решение системы дифференциальных уравнений (1), (2) с начальными и граничными условиями (3) имеет вид:

$$C_1(t) = \frac{C_0 \exp(-\gamma t)}{\chi_1 - \chi_2} \left[\chi_1 F(\chi_1 \sqrt{t}) + \chi_2 F(\chi_2 \sqrt{t}) \right], \quad (4)$$

$$C_2(z, t) = \frac{C_0 K_p \exp\left(-\lambda t - \frac{z^2}{4Dt}\right)}{\chi_1 - \chi_2} \left[\chi_1 F\left(\frac{z + V_0 t}{2\sqrt{Dt}} + \chi_1 \sqrt{t}\right) + \chi_2 F\left(\frac{z + V_0 t}{2\sqrt{Dt}} + \chi_2 \sqrt{t}\right) \right], \quad (5)$$

где

$$\gamma = \lambda + \frac{V_0^2}{4D}, F(x) = \exp(x^2) \operatorname{Erfc}(x), \operatorname{Erfc}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_x^\infty e^{-t^2} dt,$$

$$\chi_1 = \frac{K_p \sqrt{D}}{L} - \frac{V_0}{2\sqrt{D}}, \chi_2 = \frac{V_0}{2\sqrt{D}} \quad \text{при} \quad \dagger \frac{K_p \sqrt{D}}{L} > \frac{V_0}{\sqrt{D}},$$

$$\chi_1 = \frac{V_0}{2\sqrt{D}}, \chi_2 = \frac{K_p \sqrt{D}}{L} - \frac{V_0}{2\sqrt{D}}, \quad \text{при} \quad \frac{K_p \sqrt{D}}{L} < \frac{V_0}{\sqrt{D}}.$$

Более детальное описание модели, включая оценку параметров, анализ чувствительности и валидацию моделей приведено в публикации [30].

Параметры модели, определенные для оз. Урускуль приведены в табл. 2.

Средняя глубина оз. Урускуль (195 см) взята из литературных источников [29], скорость дестритообразования (0,24 см/год), а также коэффициенты распределения между жидкой и твердой фазами в водоеме, были определены на основе наших исследований, а для оценки остальных параметров использовались данные работ [29, 30]. Валидация модели представлена в публикации [30].

Таблица 2. Параметры модели миграции радионуклидов в оз. Урускуль

Table 2. Parameters of the mechanistic model, describing radionuclide transfer in Lake Uruskul

Радионуклид	K_p	D , см ² /год	λ , 1/год
⁹⁰ Sr	225	0,4	0.0243
¹⁰⁶ Ru	400	0,5	0.687
¹²⁵ Sb	250	0,7	0.274
¹³⁷ Cs	800	0,25	0.029
¹⁴⁴ Ce	450	0,4	0.89

Дозиметрические модели

При оценке суммарной дозы облучения гидробионтов (D_Σ) учитывались: внешнее облучение от радионуклидов, содержащихся в воде (D_1) и внутреннее облучение, создаваемое инкорпорированными радионуклидами (D_2):

$$D_\Sigma = D_1 + D_2. \quad (6)$$

Мощность дозы внешнего облучения от γ -излучения. Верхняя граница первой зоны выбрана на поверхности водоема, а нижняя граница на расстоянии, равном трем длинам свободного пробега γ -квантов с энергией 0.661 МэВ (¹³⁷Cs) от его поверхности. Подобный выбор нижней границы позволяет применить для расчета дозы внешнего облучения в зоне 2 формулу для расчета мощности дозы внутри бесконечного источника γ -квантов с погрешностью менее 5%. Мощность поглощенной дозы внешнего γ -облучения в точках зоны 1 рассчитывалась как сумма двух компонент: мощности дозы от полубесконечного источника от радионуклидов, содержащихся в воде под этой точкой, и толстослойного источника от радионуклидов, содержащихся в воде над этой точкой.

Мощность дозы облучения организмов, обитающих в зоне 2, рассчитывали как мощность дозы внутри бесконечного источника γ -квантов, а при расчете мощности дозы в зонах 3 и 4 учитывался вклад в дозу от радионуклидов, находящихся в донных отложениях.

Для расчета мощности дозы в зоне 3, на основе данных о вертикальном профиле распределения радионуклидов, донные отложения были разбиты на слои и мощность дозы рассчитывалась, как суперпозиция доз от таких слоев с учетом ослабления мощности дозы от вышележащих слоев и вклада дозы от радионуклидов, содержащихся в воде.

Аналогично, суммируя дозы от радионуклидов, содержащихся в воде, в донных отложениях выше и ниже точки, для которой приводятся расчеты, можно рассчитать дозу в любой точке

зоны 4. Во всех случаях геометрия облучения будет представлять собой либо бесконечный, либо полубесконечный или толстослойный источник за защитой.

Плотность потока γ -квантов от источника мощностью $q(t)$ (частиц/с) в виде пластины за защитой с учетом поглощения энергии γ -квантов в материале источника и защиты, но без учета многократного рассеяния, рассчитывается путем интегрирования мощности дозы от точечного источника излучения [31–32]:

$$\varphi(t) = \frac{q(t)}{2 \cdot \mu} [E_2(\mu_d \cdot d) - E_2(\mu_d \cdot d + \mu_x \cdot h)] \frac{\text{частиц}}{\text{с}}, \quad (7)$$

$$E_2(x) = e^{-x} - x \cdot \int_x^{\infty} \frac{e^{-y}}{y} dy,$$

где μ_d [см⁻¹] и μ_x [см⁻¹] — линейные коэффициенты ослабления γ -квантов в материале защиты и источника соответственно; h — толщина источника, см, а d — толщина защиты, см, а $E_2(x)$ — табулированная специальная функция, функция Кинга 2-го порядка [31].

Для того, чтобы учесть многократное рассеяние в материале защиты и источника, подобно тому, как это было сделано в работе [32], нами была проинтегрирована функция потока γ -квантов от точечного источника с учетом фактора накопления, который рассматривался в виде [31]:

$$B(E, \mu \cdot x) = A \cdot \exp(-\mu x \alpha_1) + (1 - A) \cdot \exp(-\mu x \alpha_2), \quad (8)$$

где A , α_1 , α_2 — коэффициенты фактора накопления, предложенного Тейлором; μ (1/см) — линейный коэффициент ослабления энергии γ -квантов в соответствующей среде, x — расстояния от источника до точки детектирования (см).

$$\hat{\varphi}(t) = \frac{q(t)}{2\mu} \cdot [\hat{E}_2(\mu_d d) - \hat{E}_2(\mu_d d + \mu_x h)] \frac{\sqrt{p}}{\text{с}}, \quad (9)$$

где

$$\hat{E}_2(\mu, x) = \frac{A}{1 + \alpha_1} \cdot E_2[(1 + \alpha_1)\mu x] + \frac{1 - A}{1 + \alpha_2} \cdot E_2[(1 + \alpha_2)\mu x]. \quad (10)$$

Отметим, что как функция $E_2(0) = 1$, то функция $\hat{E}_2(x)$ характеризуется следующими свойствами:

$$\hat{E}_2(0) = \frac{A}{1 + \alpha_1} + \frac{1 - A}{1 + \alpha_2} \text{ и } \hat{E}_2(\infty) = 0. \quad (11)$$

Переходя к единицам поглощенной дозы и рассматривая воду и как источник радионуклидов Q_w (Бк), так и как защитный слой, выражение (9) для источника толщиной h (см), с защитой толщиной d (см) можно преобразовать к виду:

$$P_\gamma(t) = \frac{2\pi\Gamma Q_w(t)\gamma_a}{\mu_w \gamma_w}. \quad (12)$$

$$\cdot [E_2(\mu_w d) - E_2(\mu_w (d + h))] \frac{\sqrt{p}}{\text{с}},$$

где Γ [аГр¹ см²/(с Бк)], γ — постоянная радионуклида; γ_a [см²/Г] и γ_w [см²/Г] — коэффициенты поглощения энергии γ -квантов в воздухе и биологической ткани, соответственно; μ_w [см⁻¹] — линейный коэффициент ослабления энергии γ -квантов в воде.

Учитывая особенности функции $\hat{E}_2(x)$, мощность дозы на поверхности воды ($d = 0$, $h = \infty$) можно представить в виде:

$$^1 \text{ аГр} - \text{атто Грей} = 10^{-18} \text{ Гр}$$

$$P_{\gamma}(t) = \frac{2\pi\Gamma Q_w(t)\gamma_a}{\mu_w \gamma_w} \cdot \left(\frac{A}{1+\alpha_1} + \frac{1-A}{1+\alpha_2} \right), \quad (13)$$

Тогда в точках зоны 2 (рис. 2) мощность дозы будет равна удвоенной мощности дозы на поверхности воды:

$$P_{\gamma}^2(t) = \frac{4\pi\Gamma Q_w(t)\gamma_a}{\mu_w \gamma_w} \cdot \left(\frac{A}{1+\alpha_1} + \frac{1-A}{1+\alpha_2} \right). \quad (14)$$

Аналогично, полагая, что расстояние точки детектирования от поверхности равно h , и толщина нижележащего слоя воды превышает три длины свободного пробега γ -квантов, мощность дозы в любой точке зоны 1 (рис. 1), можно представить в виде:

$$P_{\gamma}^1(t) = \frac{2 \cdot \pi \cdot \Gamma \cdot Q_w(t) \cdot \gamma_a}{\mu_w \cdot \gamma_w} \cdot \left[2 \cdot \left(\frac{A}{1+\alpha_1} + \frac{1-A}{1+\alpha_1} \right) - E(\mu_w \cdot h) \right]. \quad (15)$$

При расчете мощности дозы внешнего γ -облучения в точках, относящихся к зоне 3 (рис. 1), мощность дозы необходимо рассматривать в виде суммы трех компонентов. Первые два компонента — мощность дозы, создаваемая радионуклидами, находящимися над рассматриваемой точкой, которую можно рассматривать как полубесконечное пространство (формула (13)), мощность дозы, создаваемая радионуклидами, находящимися в слое воды под ней (толстослойный источник толщиной h_3), и мощность дозы, создаваемая в этой точке донными отложениями. Для оценки вклада от первых двух слагаемых может использоваться выражение (15), где h равно расстоянию от поверхности донных отложений до точки, в которой рассчитывается мощность дозы.

При расчете мощности дозы, создаваемой радионуклидами, депонированными в донных отложениях (третий компонент), задачу расчета можно свести к известному в физике защиты расчету дозы от двух источников γ -квантов (слоев конечной толщины h и $h-a$, a — расстояние до точки детектирования) различной плотности. Поэтому масштаб расстояний пробега γ -квантов в донных отложениях был пересчитан к их пробегу в воде. Так, если среда (источник γ -квантов) состоит из слоев с различной плотностью (ρ_1) и (ρ_2), с толщиной h_1 и h_2 , эффективная с точки зрения ослабления мощно-

сти дозы толщина составного источника может быть рассчитана как:

$$h_1 + h_2 \rightarrow h_1 + \frac{\rho_2}{\rho_1} \cdot h_2.$$

Рассматривая донные отложения как один слой (источник радионуклидов) со средней концентрацией $Q_d(t)$ и толщиной H , мощность дозы в воде в точке, находящейся на расстоянии h_2 от донных отложений с учетом многократного рассеяния, можно представить в следующем виде:

$$P_{\gamma}^{13} = \frac{2\pi\Gamma Q_d(z,t)}{\mu_s} \cdot \frac{\gamma_1}{\gamma_2} \cdot \left[\hat{E}_2(\mu_s h_2) - \hat{E}_2\left(\mu_s h_2 + \frac{\rho_d}{\rho_1} \cdot \mu_s H\right) \right], \quad (16)$$

где ρ_d и ρ_1 средняя плотность донных отложений и воды (г/см^3).

В случае, если распределение радионуклидов по профилю донных отложений неоднородно, как по содержанию радионуклидов, так и по объемной плотности, то слой донных отложений можно разделить на элементарные слои, толщиной Δh . Полагая, что толщина донных отложений равна $H = \Delta h \cdot N$, мощность дозы в точке h_1 можно рассчитать, как суперпозицию доз, создаваемых каждым таким слоем, где $Q_d(z,t)$ средняя концентрация радионуклида в слое, а средняя ρ_k объемная плотность слоя:

$$P_{\gamma}^{13} = \frac{2\pi\Gamma Q_d(z,t)}{\mu_s} \cdot \frac{\gamma_1}{\gamma_2} \cdot \sum_{k=1}^N \left[\hat{E}_2\left(\mu_s \frac{\rho_k}{\rho_1} \cdot k \Delta h\right) - \hat{E}_2\left(\mu_s \frac{\rho_k}{\rho_1} \cdot k \Delta h + \mu_s \frac{\rho_{k+1}}{\rho_1} \Delta h\right) \right],$$

$$P_{\gamma}^3 = P_{\gamma}^1 + P_{\gamma}^{31}. \quad (17)$$

Аналогично тому, как было сделано для точек, принадлежащих зоне 3, можно рассчитать мощность дозы внешнего γ -облучения в зоне 4. Полагая, что точка детектирования находится в донных отложениях на расстоянии $h_3 = \Delta h \cdot (j-1)$ от поверхности, мощность дозы в этой точке можно рассчитать, суммируя вклад в мощность дозы от радионуклидов, находящихся в донных отложениях выше и ниже точки детектирования:

$$P_{\gamma}^{13} = \frac{2\pi\Gamma Q_d(z,t)}{\mu_s} \cdot \frac{\gamma_1}{\gamma_2} \cdot \sum_1^{j-1} \left[\hat{E}_2 \left(\mu_s \frac{\rho_{k-1}}{\rho_1} k \Delta h \right) - \hat{E}_2 \left(\mu_s \frac{\rho_{k-1}}{\rho_1} k \Delta h + \mu_s \frac{\rho_k}{\rho_1} \Delta h \right) \right] +$$

$$+ \frac{2\pi\Gamma Q_d(z,t)}{\mu_s} \cdot \frac{\gamma_1}{\gamma_2} \cdot \sum_j^N \left[\hat{E}_2 \left(\mu_s \frac{\rho_{k-1}}{\rho_1} (k-1) \Delta h \right) - \hat{E}_2 \left(\mu_s \frac{\rho_{k-1}}{\rho_1} (k-1) \Delta h + \mu_s \frac{\rho_k}{\rho_1} \Delta h \right) \right]. \quad (18)$$

Параметры дозиметрических моделей для расчета доз внешнего облучения водных организмов γ -излучающими радионуклидами по данным работ [31, 32, 33] приводятся в табл. 3.

Мощность дозы внешнего β -излучения. При расчете мощности дозы внешнего β -облучения в зонах 1–3 можно не учитывать барьерный эффект на границе воды и атмосферы, а также вклад в суммарную дозу β -излучения от радионуклидов, депонированных в донных отложениях. Поэтому, в данном случае возможно использование выражения, описывающего мощность дозы в бесконечной однородной среде с равномерно распределенными β -излучающими радионуклидами [34]:

$$P_{\beta}^{\infty} = 1.6 \cdot 10^{-13} \cdot Q_{\beta} \cdot n_{\beta} \cdot \overline{E}_{\beta}, \text{ Гр/с}, \quad (19)$$

где \overline{E}_{β} – средняя энергия β -частиц, МэВ/распад; n_{β} – выход β -частиц на один акт распада; Q_{β} – концентрация радионуклида в воде, Бк/кг.

В случае оценки дозовых нагрузок от внешнего β -облучения в зоне 4 необходимо учитывать реальный профиль концентрации радионуклидов в донных отложениях. Однако, принимая во внимание, что бентосные организмы в экспериментальном водоеме практически полностью находятся в слое 0–5 см, при расчете мощности дозы внешнего облучения использовался аналогичный подход, с той разницей, что в качестве Q_{β} – рассматривалась медианная концентрация радионуклида в донных отложениях, в указанном слое – $\overline{Q}_{\beta}^{\text{ДО}}$, Бк/кг.

В случае расчета мощности дозы внешнего α -облучения, вследствие малых длин пробега α -частиц в веществе и для воды и для донных отложений вполне может быть использовано уравнение для оценки мощности дозы, создаваемой в бесконечном объеме поглощающего вещества, в котором равномерно распределен радионуклид с концентрацией $Q_{\alpha}(t)$ или $\overline{Q}_{\alpha}^{\text{ДО}}$, Бк/кг, в воде и донных отложениях соответственно. Величина P_{α}^{∞} , Гр/с вычисляется по формуле [33]:

Таблица 3. Значения параметров для расчета мощности дозы внешнего облучения γ -излучающими радионуклидами
Table 3. Parameter values for calculation of external dose rate for γ -emitting radionuclides

Параметры	Радионуклиды			
	$^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Pr}$	^{125}Sb	$^{106}\text{Ru}+^{106}\text{Rh}$	^{137}Cs
E_{γ} (МэВ)	0.012	2.1	0.2	0.661
Квантовый выход	0.305	0.223	0.339	0.91
Γ (аГр см ² /(с Бк)) ²	1.25×10^4	4.5×10^3	7.48×10^4	2.11×10^5
A_1	3.03×10^3	7.8	2.64×10^3	3.1×10^3
$-\alpha_1$	0.051	0.067	0.065	0.053
$-\alpha_2$	0.05	–0.045	0.064	0.052
μ_s (1/см)	0.083	0.083	0.136	0.0862
γ_1 (см ² /г)	0.0323	0.02	0.027	0.0374
γ_2 (см ² /г)	0.029	0.0234	0.024	0.0293

$$P_{\alpha}^{\infty} = 1.6 \cdot 10^{-13} \cdot E_{\alpha} \cdot Q_{\alpha} \cdot \frac{\sqrt{p}}{c}, \quad (20)$$

где E_{α} — средняя энергия α -частицы на распад, МэВ.

Мощность дозы внутреннего облучения от инкорпорированных радионуклидов: γ -излучение. Плотность потока γ -квантов в центре сферического самопоглощающего источника $q(t)$ радиусом R с учетом многократного рассеяния в материале источника определяется соотношением [33]:

$$\begin{aligned} \varphi(t) &= \frac{q(t)}{4\pi} \int_0^R \left[A_1 \exp(-\alpha_1 r) + (1 - A_1) \exp(-\alpha_2 r) \right] \frac{\exp(-\mu_s r) \cdot 4\pi r^2}{r^2} dr = \\ &= \frac{q(t)}{\mu_s} \left\{ \frac{A_1}{1 + \alpha_1} + \frac{1 - A_1}{1 + \alpha_2} - \left[\frac{A_1}{1 + \alpha_1} \exp(-(1 + \alpha_1)R) + \frac{1 - A_1}{1 + \alpha_2} \exp(-(1 + \alpha_2)R) \right] \right\}. \end{aligned} \quad (21)$$

Переходя к единицам поглощенной дозы и рассматривая ткани организма как сферический объемный источник радионуклидов Q_b (Бк)

радиусом R (см), выражение (21) можно преобразовать к виду:

$$P_{\gamma}^{sf} = \frac{4\pi \Gamma Q_b(t) \gamma_a}{\mu_b \gamma_w} \cdot \left\{ \left[\frac{A_1}{1 + \alpha_1} (1 - \exp(-(1 + \alpha_1)R)) \right] + \left[\frac{1 - A_1}{1 + \alpha_2} (1 - \exp(-(1 + \alpha_2)R)) \right] \right\}, \quad (22)$$

$Q_b(t)$ — концентрация радионуклида в тканях организма, Бк/см³; Γ — γ -постоянная радионуклида, (аГр см²/(с Бк) [32]; μ_b — линейный коэффициент ослабления энергии γ -квантов в биологической ткани, см⁻¹ [32]; R — радиус сферы, см⁻¹.

Аналогично можно рассчитать мощность поглощенной дозы внутри цилиндрического источника γ -частиц с учетом многократного рассеяния. В случае равномерного распределения в нем радионуклидов ее можно представить в виде [31]:

$$\begin{aligned} P_{\gamma}^c &= \frac{2 \cdot \pi \cdot \Gamma \cdot CR \cdot C_1(t) \cdot \gamma_a}{\mu_b \gamma_b} \times \\ &\times \left\{ \frac{A}{1 + \alpha_1} G[\mu_b(1 + \alpha_1)h, (\mu_b(1 + \alpha_1)b] + \frac{1 - A}{1 + \alpha_2} G[\mu_b(1 + \alpha_2)h, (\mu_b(1 + \alpha_2) \cdot b)] \right\}, \end{aligned} \quad (23)$$

где R — радиус цилиндра, см⁻¹; h — полувысота цилиндра, см. Данное выражение применимо в случае оценки дозовых нагрузок для организмов сравнительно малых размеров (порядка мкм). $G(\mu_b h, \mu_b R)$ — функция ослабления для радионуклидов, распределенных в цилиндрическом источнике с учетом многократного рассеяния. Аппроксимация этой функции для предполагаемого диапазона водных организмов представлена на рис. 2 [35].

Мощность дозы внутреннего облучения от инкорпорированных радионуклидов: β -излучение. Мощность дозы внутреннего облучения от β -излучения рассчитывается путем интегрирования в соответствующих пределах формулы Левинджера, описывающей дозовую функцию точечного изотропного источника β -частиц в безграничной однородной среде [36]:

$$\begin{aligned} D(r) &= \frac{k}{(vr)^2} \left\{ c \left[1 - \frac{vr}{c} \exp\left(1 - \frac{vr}{c}\right) \right] + vr \exp(1 - vr) \right\}, \\ &\left[1 - \frac{vr}{c} \exp\left(1 - \frac{vr}{c}\right) \right] \equiv 0 \text{ if } v \times r \geq c. \end{aligned} \quad (24)$$

$D(r)$ — поглощенная доза на расстоянии r от точечного источника β -частиц, Гр распад $^{-1}$; ν — эффективный коэффициент поглощения, см $^{-1}$; k — нормирующий множитель, Гр распад $^{-1}$, определяется из условия, что полная энергия, поглощенная в бесконечно большом объеме

на один распад, должна быть равна средней энергии β -частиц на один распад; c — безразмерный параметр. Параметры ν и c , зависящие от энергии β -частиц, для мягких биологических тканей вычисляются следующим образом [36]:

$$\nu = \begin{cases} 15,0 \cdot E_0^{-1,7} \cdot \left(2 - \frac{\bar{E}_\beta}{\bar{E}_\beta^*}\right) & \text{при } \bar{E}_\beta \leq 0,5 \text{ МэВ} \\ 18,6 \cdot (E_0 - 0,036)^{-1,37} \cdot \left(2 - \frac{\bar{E}_\beta}{\bar{E}_\beta^*}\right) & \text{при } \bar{E}_\beta \geq 0,5 \text{ МэВ,} \end{cases} \quad (25)$$

$$c = \begin{cases} 3,11 & E_0 \leq 0,1 \text{ МэВ} \\ 1,35 \cdot E_0^{-0,364} & 0,1 < E_0 \leq 2,15 \text{ МэВ} \\ 1,0 & E_0 > 2,15 \text{ МэВ,} \end{cases}$$

где E_0 — максимальная энергия β -спектра, МэВ; \bar{E}_β — средняя энергия спектра β -частиц на один распад для гипотетического разрешенного спектра с максимальной энергией E_0^* . Для разрешенного перехода отношение $\bar{E}_\beta / E_0^* = 1$.

при условии, что радиоактивное вещество распределено равномерно в пределах сферы и сфера окружена поглотителем того же состава и плотности определяется следующим выражением [37]:

Интегрируя выражение (23), мощность дозы в центре сферического источника β -частиц

$$P_s = P_\beta^\infty \cdot \left\{ c^2 \cdot \alpha \left[\frac{\nu R}{c} + \left(1 + \frac{\nu R}{c}\right) \cdot \exp(1 - \frac{\nu R}{c}) - 3 \right] + 1 - \alpha(1 + \nu R) \exp(1 - \nu R) \right\}, \quad \nu R < c, \quad (26)$$

$$P_s = P_\beta^\infty \cdot \{1 - \alpha(1 + \nu R) \exp(1 - \nu R)\}, \quad \nu R \geq c,$$

$$\alpha = \frac{1}{[3 \cdot c^2 - (c^2 - 1) \cdot e]},$$

где R — радиус сферы, см; P_β^∞ — мощность дозы внутри бесконечного источника β -частиц с такой же концентрацией радионуклида, как и в сфере.

Оценку мощности поглощенной дозы β -излучения в организмах произвольной формы достаточно трудно выполнить путем непосредственного интегрирования дозовой функции, поэтому при расчетах допускается аппроксимация организмов с помощью сфер, цилиндров и других элементарных фигур. В частности, мощность поглощенной дозы внутри цилиндрического

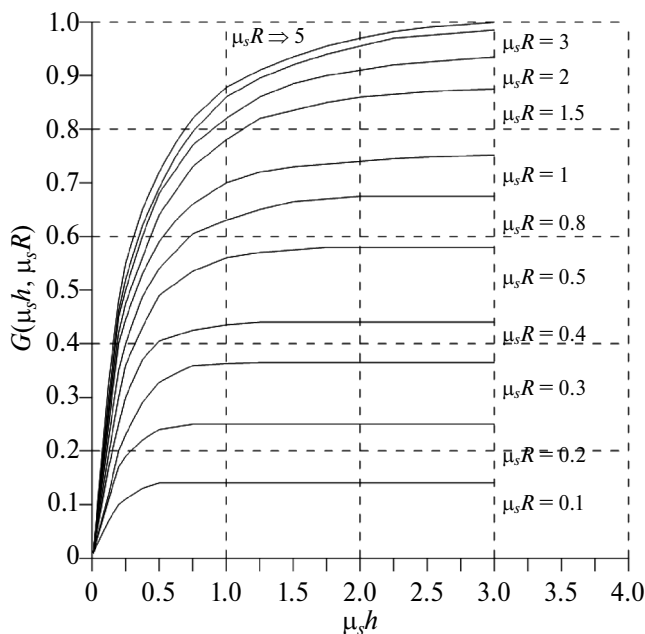


Рис. 2. Функция $G(\mu_s h, \mu_s R)$: $\mu_s h$ в диапазоне от 0 до 3,5 и $\mu_s R$ от 0,1 до ∞ [35].

Fig. 2. Function $G(\mu_s h, \mu_s R)$: $\mu_s h$ in the range from 0 to 3.5 and $\mu_s R$ from 0.1 to ∞ [35].

источника β -частиц, в случае равномерного распределения в нем радионуклидов можно представить в виде:

$$P_c = P_\beta \left\{ \infty c^2 \left[\frac{vA}{c} + 2 \cdot \exp\left(1 - \frac{vh}{c}\right) - \frac{vh}{c} \cdot \ln\left(\frac{R}{h}\right) + \frac{v}{c} \cdot \int_0^h \exp\left(1 - \frac{v}{c} \sqrt{R^2 + Z^2}\right) dz - 4 \right] + \right. \\ \left. + 1 - \alpha \cdot \exp(1 - vb) - \alpha v \int_0^b \exp\left(1 - v \times \sqrt{(R^2 - z^2)}\right) dz \right\} \quad (27)$$

$$h = \sqrt{\left(\frac{c}{v}\right)^2 - R^2},$$

$$A = \frac{1}{2} \left[h \cdot \ln\left(1 + \frac{R^2}{h^2}\right) + 2 \cdot R \cdot \arctg\left(\frac{h}{R}\right) \right],$$

где R — радиус цилиндра, см; h — полувысота цилиндра, см. Остальные параметры описаны ранее.

Для малых значений радиуса сферы ($vr \ll 1$) выражения (26)–(27) могут быть упрощены. Так, разлагая экспоненты в ряд Тейлора, пренебрегая в разложении членами порядка выше второго и приводя подобные члены, можно получить достаточно простые выражения для практических расчетов:

$$P_s \cong P_\beta^\infty \cdot \alpha \cdot c \cdot v \cdot R, \text{ Гр с}^{-1} \text{ при } v \cdot R \ll 1, \quad (28)$$

$$P_c \cong P_\beta^\infty \cdot \alpha \cdot c \cdot v \cdot A, \text{ Гр с}^{-1} \text{ при } v \cdot R \ll 1, v \cdot b \ll 1. \quad (29)$$

Параметры дозиметрических моделей для расчета доз облучения водных организмов β -излуча-

ющими радионуклидами по данным работ [37, 38] приводятся в табл. 4. Значения \bar{E}_β^* , рассчитывались по граничной энергии β -спектра (E_0), используя номограммы, представленные в работе [38].

РЕЗУЛЬТАТЫ

Реконструкция динамики содержания дозообразующих радионуклидов в экспериментальном водоеме

Исследования, выполненные в зоне ВУРС непосредственно после выпадений, позволили достаточно точно оценить концентрацию радионуклидов в воде оз. Урускуль непосредственно после выпадений, которые составили: $1,5 \times 10^4$; $1,1 \times 10^4$; $5,13 \times 10^2$; $2,44 \times 10^2$ и $1,96 \times 10^5$ Бк/л для ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{125}Sb , ^{137}Cs и ^{144}Ce соответственно [22].

Таблица 4. Значения параметров для расчета мощности дозы β -излучения при облучении инкорпорированными радионуклидами

Table 4. Parameter values for calculating the dose rate of beta radiation when irradiated with incorporated radionuclides

Радионуклид	E_0 (МэВ)	\bar{E}_β (МэВ)	\bar{E}_β^* (МэВ)	$\bar{E}_\beta / \bar{E}_\beta^*$ (МэВ)	c	α	v (см $^{-1}$)
^{90}Sr	0,546	0,196	0,171	1,15	1,68	0,285	38,9
^{90}Y	2,274	0,928	0,93	1,0	1,0	0,33	6,2
^{144}Ce	0,316	0,077	0,092	0,84	3,11	0,184	121
^{144}Pr	2,0	1,214	1,24	0,98	1	0,33	4,2
^{106}Ru	0,039	0,01	0,01	1,0	3,11	0,184	$3,66 \cdot 10^3$
^{106}Rh	1,42	1,42	2,0	1,0	1,0	0,33	3,54

Основываясь на этих данных и модели, представленной выше, были выполнены расчеты, отражающие концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде и донных отложениях в течение 50 лет после поступления радиоактивной примеси в водоем. При анализе динамики снижения содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде (рис. 3), рассчитанной с помощью модели (4), можно выделить три периода: 1 год, 2–10 лет, 10–50 лет после загрязнения водоема смесью радионуклидов, в течение которых темпы самоочищения воды существенно отличались. В течение 1 года содержание ^{90}Sr снижается в 2,4 раза, ^{137}Cs — в 5,6 раз (без учета радиоактивного распада). Можно ожидать, что это происходит в результате преобладания процессов сорбции радионуклидов на взвешях неорганического и органического происхождения с последующим их оседанием на дно водоема, а также ионно-молекулярного обмена и молекулярной сорбции на границе воды и донных отложений. В более поздние сроки сорбция радионуклидов происходит непосредственно в верхнем слое донных отложений, а также в результате поглощения радионуклидов гидробионтами, которые после отмирания и разложения выносят их в донные отложения.

На рис. 3. также приводятся экспериментальные данные, полученные Ф.Я. Ровинским (первый период после загрязнения), Н.Г. Сафроновой (Филиал Института Биофизики № 4), при проведении наших исследований (1979–1982 гг.), и данные, полученные в последние

годы сотрудниками Уральского научно-практического центра радиационной медицины ФМБА России [22]. Видно, что модель с высокой точностью соответствует полевым данным. Для практических оценок динамика ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде оз. Урускль с достаточной точностью может быть описана степенным уравнением.

К 50-му году после выпадений содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде, по сравнению с первоначальным уровнем, уменьшилось (с учетом распада) примерно в 30 и 500 раз соответственно. Снижение концентрации радионуклидов за счет упоминавшихся ранее биологических и физико-химических процессов, составило: примерно 10 раз для ^{90}Sr и 150 раз для ^{137}Cs .

Типичные примеры распределения концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях приведены на рис. 4. Содержание радионуклидов в различных слоях донных отложений водоемов неравнозначно с точки зрения облучения гидробионтов. Наибольшие дозовые нагрузки на бентосные организмы формируются в случае, если основное количество радионуклидов сосредоточено в верхних слоях донных отложений, в частности, в слое 0–5 или 0–10 см. Это связано с тем, что этот слой является средой обитания организмов макрозообентоса, облучение которых является во многих случаях критической формой радиационного воздействия на водные организмы. С другой стороны, донные отложения являются

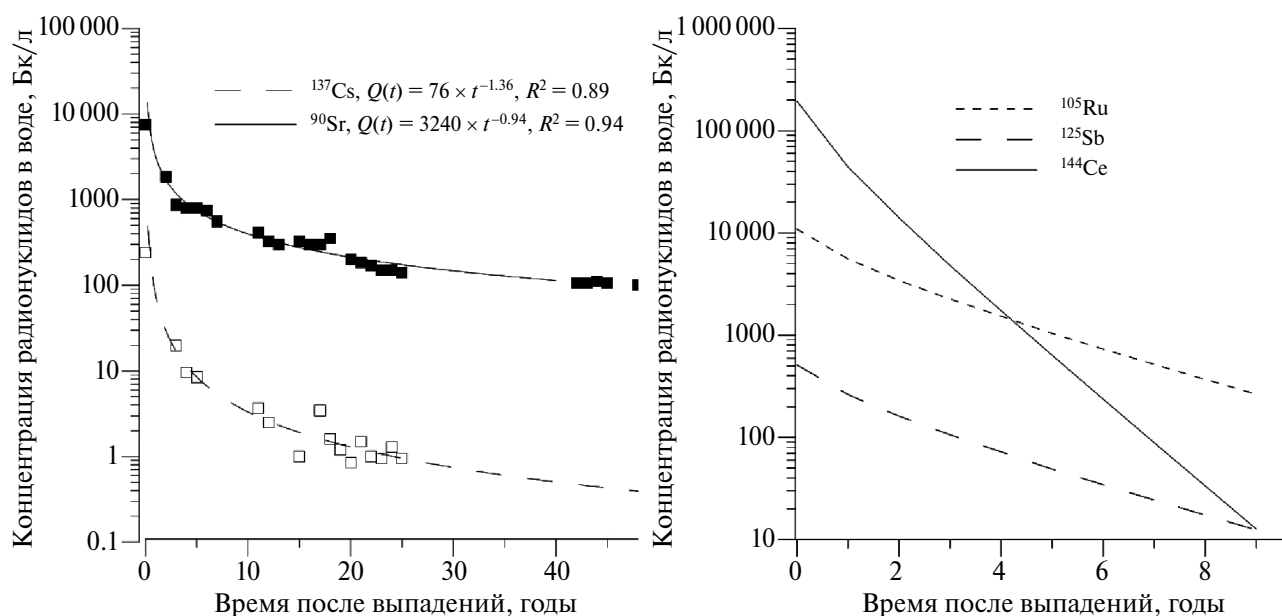


Рис. 3. Динамика содержания радионуклидов в воде оз. Урускль.
Fig. 3. Dynamics of radionuclide content in the water of Lake Urusky.

природным депо радионуклидов, поступающих в водоемы и содержат основное их количество, что определяет неоднородное поле облучения водных объектов.

Максимальные концентрации радионуклидов в верхних, наиболее населенных бентосными организмами, слоях донных отложений отмечались в период с 1-го по 5-й год после поступления ра-

дионуклидов в водоем. В более поздние сроки вследствие образования нового верхнего бентосного слоя, миграции радионуклидов в более глубокие слои донных отложений и радиоактивного распада происходит постепенное снижение содержания радионуклидов в верхнем слое донных отложений. Так, если через 1 год после поступления радионуклидов в водоем максимум их содержания в донных отложениях находился на глуби-

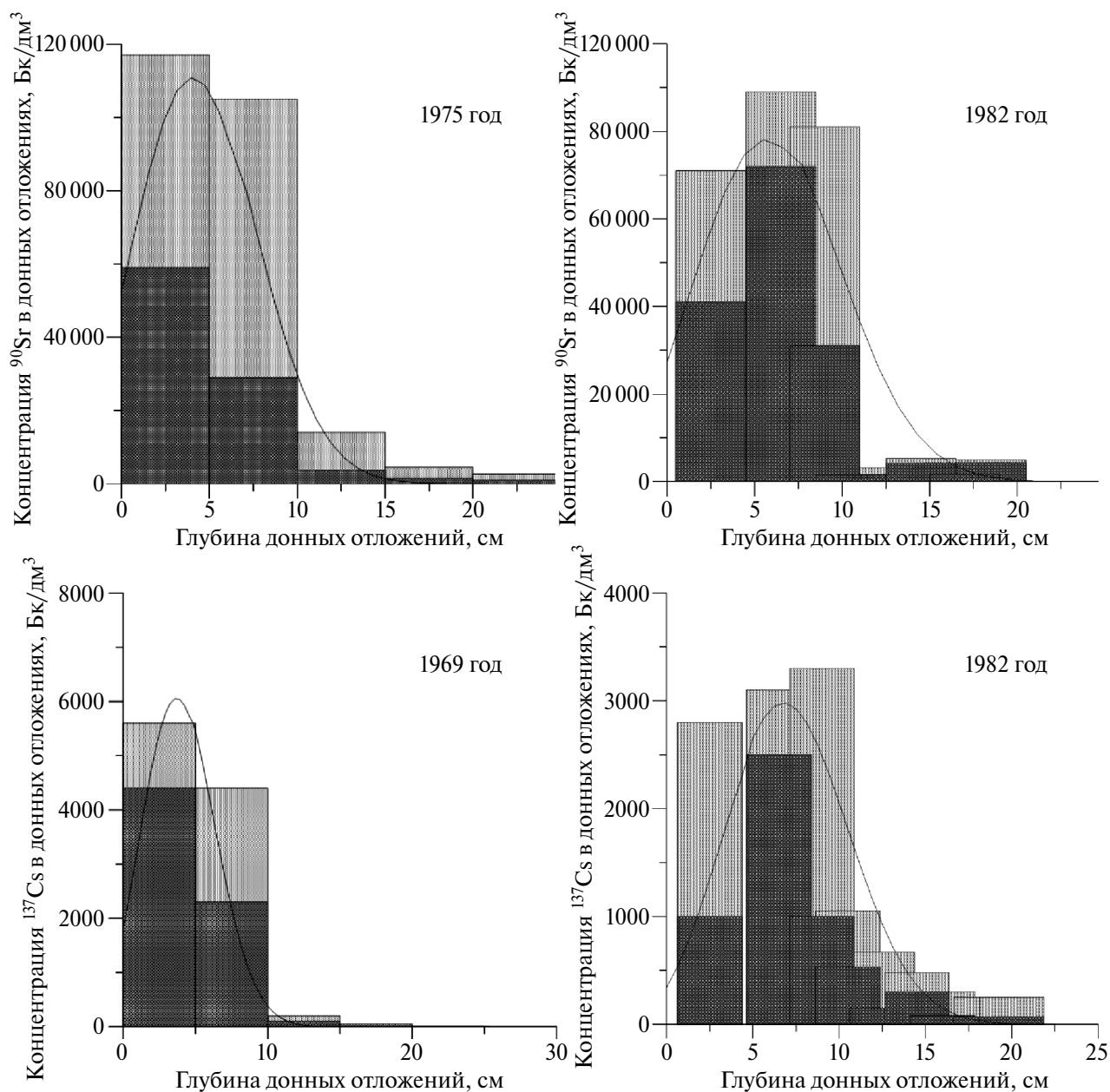


Рис. 4. Примеры распределения ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в донных отложениях оз. Урускуль. Экспериментальные данные представлены столбчатой диаграммой: светлая диаграмма показывает максимальные значения и темная — минимальные. Гладкие кривые соответствуют расчеты по модели.

Fig. 4. Examples of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs distribution in the bottom sediments of Lake Uruskul. Experimental data are represented by bar chart: light chart shows maximum values, and dark chart shows minimum values. Smooth curves correspond to the model calculations.

не 0–0,5 и 0,0–0,2 см, то через 5 лет он сместился на глубину – 0,5–1,5 см; через 30 лет – 5,6–10 см; через 50 лет – 12,0–15,5 см, для обоих из рассматриваемых радионуклидов. Представленная модель является механистической и достаточно корректно описывает динамику концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs как в воде, так и в донных отложениях. Это подтверждает адекватность учета процессов, описываемых моделью, включая перераспределение радионуклидов между водой и донными отложениями, и миграцию радионуклидов в донных отложениях.

*Реконструкция доз облучения гидробионтов
в экспериментальном водоеме*

Внешнее облучение гидробионтов. При прогнозировании миграции радионуклидов в экспериментальном водоеме предполагалось, что концентрации радионуклидов в воде одинаковы как по акватории, так и глубине водоема. Отбор проб воды, выполненный в 1980 г., в целом подтвердил это предположение (табл. 1). Несмотря на это дозы облучения гидробионтов, находящихся в толще воды, существенным образом зависят от того, на какой глубине они обитают. Так, даже среди организмов, относящихся к фитопланктону, существуют виды, обитающие на краю фотической зоны, которая у берега находится достаточно близко от донных отложений. Существуют также бентосоядные виды рыб, место обитания

которых – придонные слои водоема. Поэтому при оценке дозовых нагрузок на эти организмы необходимо учитывать вклад в дозу внешнего облучения γ -излучения от радионуклидов, депонированных в донных отложениях.

Существенную погрешность (до 50%) в расчет мощности дозы γ -излучения от находящихся в воде радионуклидов может внести “барьерный” эффект, возникающий в районе границы раздела “вода–воздух”. Для β -частиц этим обстоятельством можно пренебречь вследствие малых пробегов β -частиц в воде. При расчете дозовых нагрузок на бентосные организмы существенную роль играет и характер (форма) распределения радионуклидов по глубине донных отложений

На рис. 5 приведены характерные профили мощности дозы γ -излучения в воде и донных отложениях экспериментального водоема. Видно, что с течением времени вклад радионуклидов, депонируемых в донных отложениях, увеличивается. Так ширина зоны, в которой основной вклад в мощность внешнего облучения в придонном слое воды вносят донные отложения, составляет 60 см, а через 10 лет она превышает 1 м.

Распределение β -излучения по профилю водоема носит более простой характер, так как для рассматриваемого спектра радионуклидов длина пробега β -частиц в воде не превышает 1,0–1,5 см.

Динамика мощностей дозы внешнего облучения β -частицами и γ -квантами (рис. 6) рассчитывалась для основных локаций, в которых обитают гидробионты, включая поверхностный слой воды (фито и зоопланктон), придонный слой воды (бентосоядные рыбы) и верхний слой донных отложений (зообентос).

При достаточно высокой плотности (свыше 5 тыс. экз./м²) личинки хирономид обитают в основном в поверхностном слое донных отложений (0–5 см), тогда как при маленькой плотности наибольшее число особей могут концентрироваться в слое ила до 10 см и глубже. Вследствие этого, хотя дозы рассчитывались с учетом распределения радионуклидов в слое донных отложений, представленные на рис. 5 значения мощности дозы соответствуют медианным значениям в слое 0–5 см от поверхности донных отложений.

В начальный период после выпадений дозы облучения гидробионтов определялись радионуклидами, распределенными в воде. Мощность дозы внешнего облучения бентосных видов была

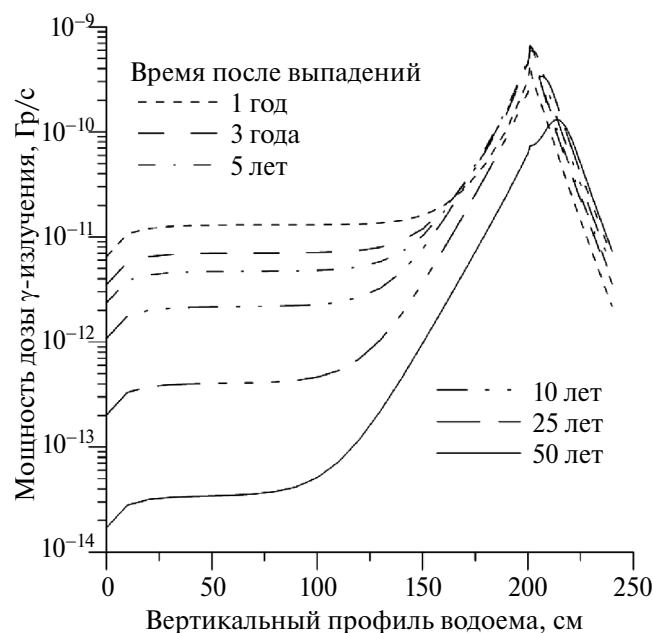


Рис. 5. Профили распределения мощности дозы γ -излучения в озере Урускюль.

Fig. 5. Profiles of γ -radiation dose rate distribution in Lake Uruskul.

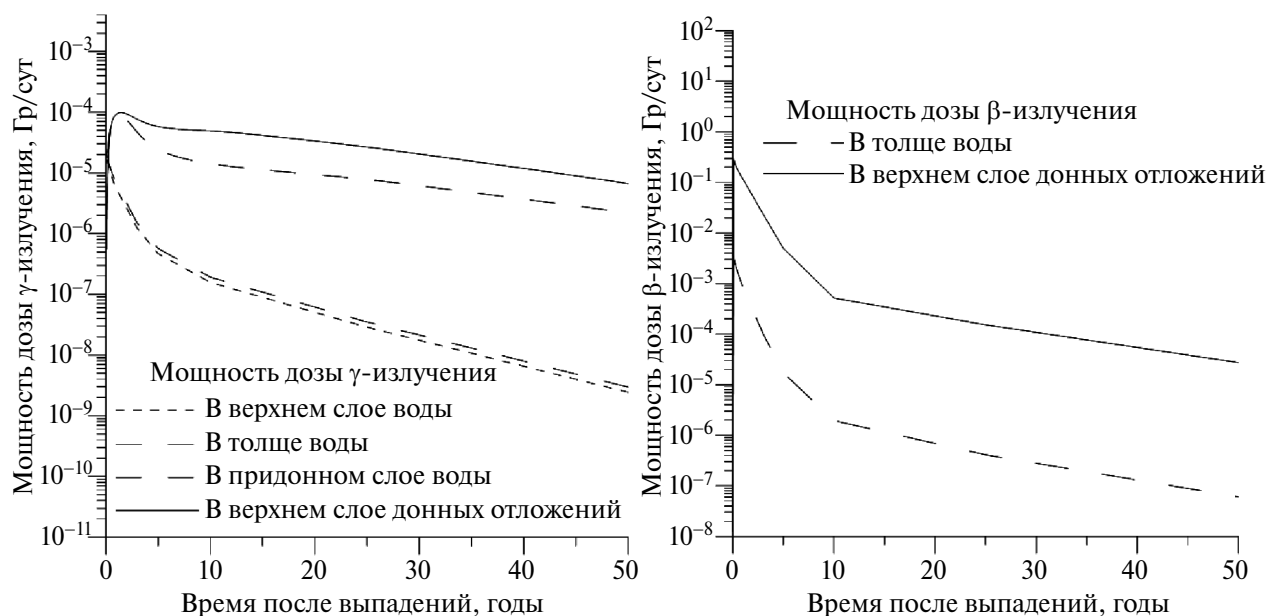


Рис. 6. Динамика мощностей доз внешнего γ - и внешнего β -излучения в оз. Урускуль.
Fig. 6. Dynamics of dose rates of external γ and β radiation in Lake Uruskul.

примерно на уровне мощностей доз других гидробионтов, живущих в водной среде. Затем в течение первых месяцев концентрация радионуклидов в верхнем слое донных отложений увеличивалась, соответственно росли дозы облучения донных организмов, после чего отмечался спад дозы, связанный как с перераспределением радионуклидов в донных отложениях, так и с радиоактивным распадом (рис. 5).

Внешнее облучение гидробионтов, находящихся в донных отложениях, определялось β -излучением. Мощность дозы внешнего облучения изменялась от 0,17 до $3,5 \times 10^{-5}$ Гр/сут, при этом вклад γ -излучения в суммарную дозу внешнего облучения в донных отложениях изменялся от менее 1% в первый период до 14% через 25 лет после выпадений.

Существенным был вклад γ -излучения в облучение придонных организмов. Соотношение между вкладом γ - и β -облучения придонных организмов зависело как от расстояния от поверхности донных отложений, так и от времени, прошедшего после поступления радионуклидов в водоем. Так, для точек, находящихся в придонном слое воды, вклад внешнего γ -излучения изменялся от 3% в первые годы после выпадений, до 65% через 25 лет после загрязнения.

Как видно из данных рис. 6, значения мощности дозы γ -излучения, рассчитанные для различ-

ных локаций водоема, зависят от времени по-разному. В воде, в точках там, где не сказывается вклад от радионуклидов, депонированных в донных отложениях, мощность дозы убывает в соответствии с изменением концентрации радионуклидов в воде. В донных отложениях и придонных слоях воды мощность дозы убывает существенно медленнее, при этом максимальные значения могут отмечаться через несколько лет после поступления радионуклидов в водоем. Это объясняется тем, что концентрация радионуклидов в верхнем слое донных отложений возрастает, так как процессы миграции радионуклидов в донных отложениях протекают достаточно медленно.

Особенности формирования доз внутреннего облучения рыбы. При оценке доз внутреннего облучения предполагалось, что установление равновесия содержания радионуклидов в водных организмах и воде происходит достаточно быстро, что позволяет использовать равновесные коэффициенты накопления. В то же время, это предположение может быть справедливо только для достаточно маленьких водных организмов таких как фито или зоопланктон. Для более крупных организмов, таких как рыба, достижение равновесия между содержанием радионуклидов в водной среде и тканях организмов может длиться достаточно долго, что определяет необходимость использования динамических моделей для прогноза накопления радионуклидов в теле гидробионтов [38].

Динамика накопления радионуклидов в организме может быть описана дифференциальным

уравнением первого порядка, решение которого сводится к следующему выражению [39]:

$$q_b(t) = C_r \cdot \int_0^T q_w(t) \cdot \left[\alpha \cdot \exp(-(\lambda_1 + \lambda_r) \cdot (T-t)) + (1-\alpha) \cdot \exp(-(\lambda_2 + \lambda_r) \cdot (T-t)) \right] dt,$$

$$\lambda_1 = \frac{0,693}{T_{1/2}^1}, \quad \lambda_2 = \frac{0,693}{T_{1/2}^2},$$

где C_r — коэффициент накопления радионуклида организмом; $q_w(t)$ — концентрация радионуклида в водной среде; $T_{1/2}^1$ и $T_{1/2}^2$ биологические периоды полувыведения радионуклидов из организма; α — фракция, связанная с биологическим периодом полувыведения λ_1 и T — время пребывания в загрязненной среде.

Набор данных, особенно данных, полученных в полевых условиях, которые позволяют оценить периоды полувыведения продуктов ядерного деления, довольно ограничен и включает главным образом информацию для ^{90}Sr и ^{137}Cs . Обзор этих данных показал, что периоды полувыведения как для ^{90}Sr , так и для ^{137}Cs находятся в диапазоне 30–500 дней, при этом в осенний и зимний периоды эти параметры достигают максимальных значений: 235 дней и 560 дней для ^{137}Cs и ^{90}Sr [40]. Динамика доз внутреннего облучения, рассчитанная в предположении равновесия между во-

дой и водными организмами и динамической модели, описанной выше представлена на рис. 7.

Из представленных данных видно, что использование статической модели, предполагающей мгновенное распределение между водной средой и гидробионтами приводит к существенному завышению оцениваемых доз в течение первых двухсот дней после загрязнения воды. Вследствие этого, учитывая, что загрязнение водоема произошло осенью, для оценки облучения рыбы в экспериментальном водоеме в первый год после выпадений использовалась динамическая модель с периодами полуснижения характерными для ^{137}Cs (235 дней) и ^{90}Sr (500 дней).

Облучение гидробионтов инкорпорированными радионуклидами. Основные характеристики дозообразующих радионуклидов приведены в табл. 5. Дозы внутреннего облучения

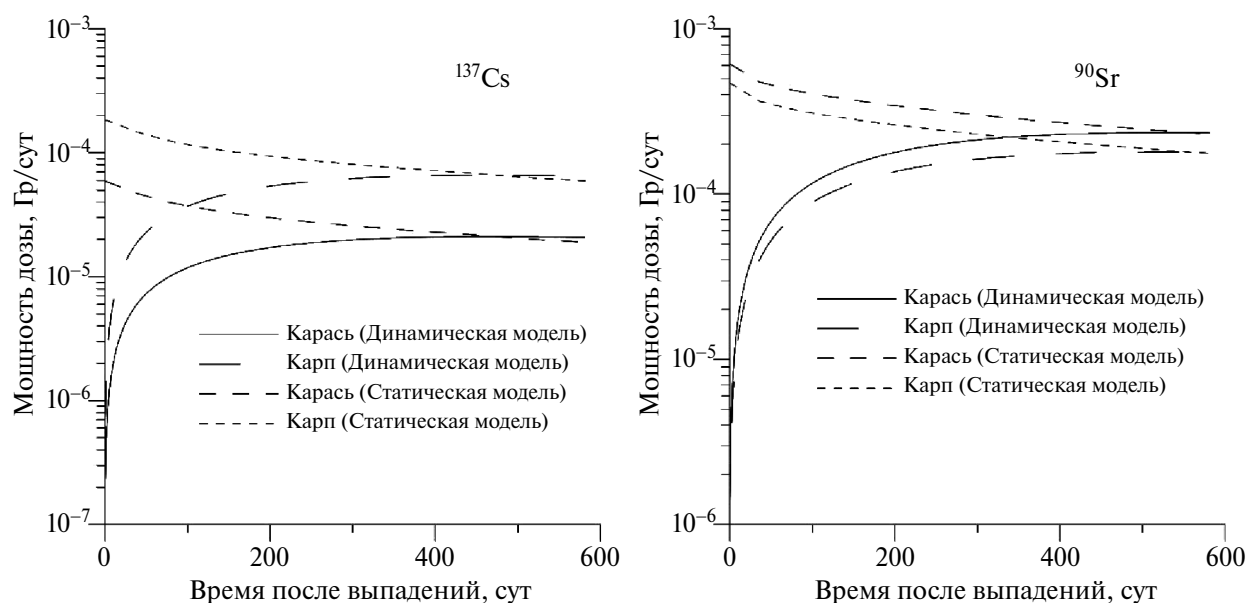


Рис. 7. Сравнение статической и динамической моделей оценки доз внутреннего облучения рыбы.

Fig. 7. Comparison of static and dynamic models for estimating internal doses to fish.

Таблица 5. Характеристики накопления радионуклидов различными группами водных организмов в регионе аварии на химкомбинате “Маяк” (Бк/кг)/(Бк/л)
Table 5. Characteristics of radionuclide accumulation by different groups of aquatic organisms in the region of the Mayak accident (Bq/kg)/(Bq/L)

Нуклид	Фитопланктон		Зоопланктон		Зообентос		Рыба		Высшие растения	
	среднее	диапазон	среднее	диапазон	среднее	диапазон	среднее	диапазон	среднее	диапазон
По данным работ, выполненных на Южном Урале [41–42]										
⁹⁰ Sr	90	11–2.5 × 10 ²	75	22–1.0 × 10 ²	35	1.0–9.0 × 10 ¹	50 (90) ¹	–	60	25–1.0 × 10 ³
⁹⁰ Y	3.0 × 10 ³	170–1.2 × 10 ⁴	4.0 × 10 ²	80–2.3 × 10 ³	400	80–2.3 × 10 ³	100	–	160	920–1.7 × 10 ⁴
¹⁰⁶ Ru	450	100–1.2 × 10 ³	1.3 × 10 ²	110–5.6 × 10 ²	60	15–2.9 × 10 ²	60	–	150	165–3.3 × 10 ³
¹²⁵ Sb	170	35–7.4 × 10 ²	3.0 × 10 ²	140–6.0 × 10 ²	50	17–3.0 × 10 ²	100	–	40	
¹³⁷ Cs	69	9.0–1.5 × 10 ²	21	60–3.2 × 10 ²	54	10–1.7 × 10 ²	300 (900)	–	50	20–2.4 × 10 ³
¹⁴⁴ Ce	3.6 × 10 ³	540–1.8 × 10 ⁴	4.0 × 10 ²	400–1.6 × 10 ³	1000	81–3200	100	–	850	1.4 × 10 ³ –1.5 × 10 ⁴
По данным обзора МАГАТЭ [43]										
⁹⁰ Sr	90	21–3.7 × 10 ²	3.6 × 10 ³	3.3 × 10 ³ –4.4 × 10 ³	650		330	3.8–1.2 × 10 ⁵	61	17–4.4 × 10 ³
⁹⁰ Y	5.3 × 10 ³	250–1.7 × 10 ⁴					29	0.17–4.3 × 10 ³	52	48–71
¹⁰⁶ Ru	8.0 × 10 ²	190–4.5 × 10 ³					14	3.0–7.8 × 10 ¹	330	110–1.6 × 10 ³
¹²⁵ Sb					63	25–240	460	13–2.6 × 10 ⁴	20	13–37
¹³⁷ Cs	85	19–6.6 × 10 ²	73	9.0–3.3 × 10 ²	1.4 × 10 ³	130–5.9 × 10 ³	46	18–2.4 × 10 ⁴	70	17–2.4 × 10 ⁴
¹⁴⁴ Ce	6.6 × 10 ³	1 × 10 ³ –2.6 × 10 ⁴					290	3.4–2.3 × 10 ³	90	67–170

¹ По данным публикации [22].

гидробионтов рассчитывались, предполагая наличие равновесия между изотопами $^{106}\text{Ru} \leftrightarrow ^{106}\text{Rh}$, $^{144}\text{Ce} \leftrightarrow ^{144}\text{Pr}$, $^{137}\text{Cs} \leftrightarrow ^{137\text{m}}\text{Ba}$, и только для ^{90}Y (с периодом полураспада 61,1 ч) рассматривалось накопление из двух источников, то есть образование ^{90}Y в организмах и накопление из водной среды. При этом учитывались различия в накоплении материнского ^{90}Sr и дочернего ^{90}Y , что объясняется тем, что эти элементы принадлежат к различным группам периодической системы элементов (^{90}Sr ко 2-й группе, а ^{90}Y к 3-й группе). Поэтому предполагалось, что коэффициенты накопления ^{90}Y близки к коэффициентам накопления ^{91}Y и ^{144}Ce .

При проведении расчетов доз внутреннего облучения учитывались как реальные размеры организмов, так и их форма. Оценки доз выполнены для видов зоопланктона разного размера: *Chydorus sphaericus* и *Arctodiaptomus* со средними значениями радиусов 0,16 и 0,75 мм соответственно. Для видов фитопланктона, имеющих шаровидную форму, средний размер радиуса составляет от 1,6 мкм (*Tetrastrum glabrum* (Roll)) до 12 мкм (*Cosmarium* sp.). Форму особей зоопланктона в экспериментальном водоеме можно довольно точно описать либо эллипсом вращения с отношением полуосей близким к 1, либо шаром. Особи бентосных организмов, имеющие цилиндрическую форму, при проведении расчетов аппроксимировались, соответственно, цилиндрами со средними размерами: *Cryptochironomus* gr. *Conjugens* (радиус 0.18 мм, длина 6,0 мм)

и *Chironomus f.c. salinarius* (радиус основания 0.75 мм, длина 22 мм).

Коэффициенты накопления радионуклидов, рассматриваемых в настоящей работе, взяты по данным работ [41–42] (табл. 5). Особенностью этих данных является то, что они определены на основе исследований, выполненных в этом же регионе. Для сравнения в табл. 5 приведены результаты выполненного МАГАТЭ обобщения мировых данных по коэффициентам накопления водными организмами на сырой вес. Видно, что для большинства организмов и радионуклидов средние значения K_n достаточно близки. Касаясь вопроса накопления гидробионтами ^{90}Y , мы полагали, что K_n ^{90}Y фитопланктоном достаточно близки к соответствующим коэффициентам для других элементов III группы. В пользу такого предположения свидетельствует то, что K_n ^{91}Y и ^{144}Ce довольно близки для многих видов гидробионтов [41–42].

Прогнозируемые значения доз внутреннего облучения, получаемых гидробионтами в оз. Урускль, отличающимися по размерам, представлены на рис. 8. Из данных, приведенных на рис. 8, видно, что дозы облучения водных организмов в зависимости от размеров могут изменяться от 4 до 10 раз, что связано с тем, что в теле организмов большего размера поглощается большая часть энергии, выделяемой при радиоактивном распаде. Отношение доз облучения зоопланкто-

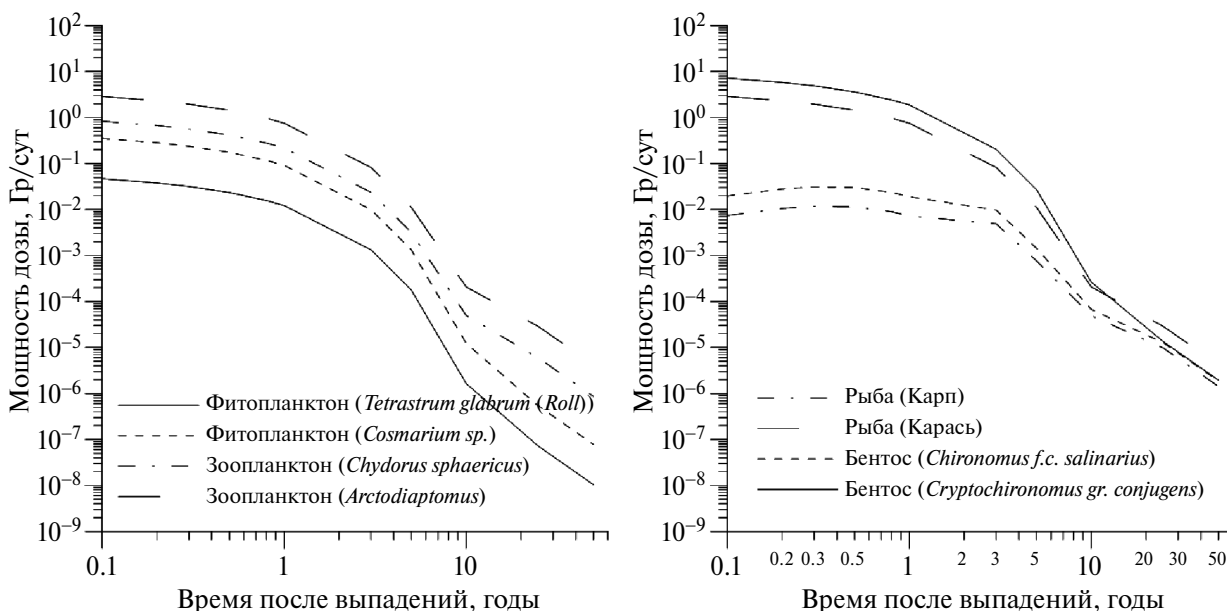


Рис. 8. Мощности дозы внутреннего облучения гидробионтов в оз. Урускль.

Fig.8. Internal dose rates of hydrobionts in Lake Uruscul.

на к дозам облучения других водных организмов представлено на рис. 9. Из данных, представленных на рис. 9, видно, что дозы внутреннего облучения зоопланктона примерно в 10 раз больше, чем дозы облучения фитопланктона с некоторой тенденцией повышения этого отношения. Несмотря на то, что размеры организмов, относящихся к зообентосу больше размеров зоопланктона, в начальный период после загрязнения, дозы облучения зоопланктона в 2–3 раза меньше, чем дозы облучения макрозообентоса.

В последующем, вследствие изменения состава радионуклидов в воде, отмечается определенное изменение этого отношения, и в период, когда ^{90}Sr определяет загрязнение водоема, дозы внутреннего облучения зоопланктона становятся примерно в 2 раза выше, чем дозы облучения макрозообентоса. Отношение доз облучения зоопланктона к дозам облучения рыбы носило более сложный характер. Так, непосредственно после загрязнения водоема дозы облучения зоопланктона существенно, более чем на три порядка величины превышали дозы облучения рыбы. Затем отмечалось резкое уменьшение этого отношения и примерно к 15-му году после выпадений, дозы облучения рыбы превышали дозы облучения зоопланктона. В целом, представленные данные позволяют сделать вывод, что состав выпадений, размер организмов и их способность накапливать радионуклиды являлись основными факторами, определяющими дозы внутреннего облучения

гидробионтов как в начальный, так и в отдаленный период после загрязнения.

Суммарные дозы облучения организмов. В табл. 6 представлены дозы облучения гидробионтов в озере Урускуль на протяжении 50 лет после Кыштымской аварии. Данные табл. 6 представляют дозы для организмов разного размера и формы, отражая особенности пребывания организмов в водоеме.

В первый период после загрязнения водоема максимальные дозы облучения (2.6–8.3 Гр/сут) отмечались для бентосных организмов, несколько меньшие дозы (до 3.3 Гр/сут) были характерны для зоопланктона. Минимальные дозы на протяжении первых 100 дней после загрязнения (до 4 мГр/сут) получали рыбы. Фитопланктон (дозы до 0.5 Гр/сут) в этом ряду занимает промежуточное положение. Дозы облучения рыбы достигают максимума (14–31 мГр/сут) через 100–150 дней после выпадений, снижаясь до 8.1–20 мГр/сут к одному году после загрязнения водоема. На протяжении 50 лет после загрязнения водоема дозы облучения гидробионтов снизились от шести порядков величины (фитопланктон и зоопланктон) до примерно 100 раз (бентосоядная рыба), отражая особенности обитания организмов в водоеме. В последующем (примерно через 10 лет после загрязнения водоема) дозы облучения рыбы стали достаточно близки к уровням облучения зообентоса и зоопланктона.

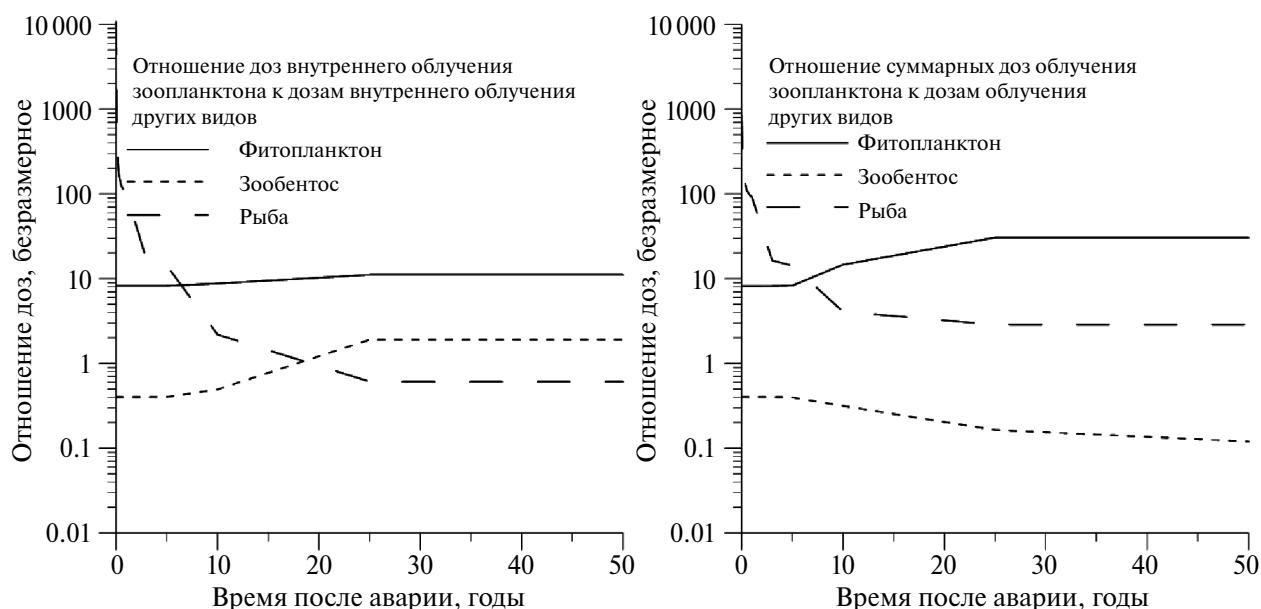


Рис. 9. Отношения доз облучения водных организмов, нормированных на дозы облучения зоопланктона.

Fig. 9. Ratios of doses to aquatic organisms normalised to zooplankton doses.

Существуют различные подходы и соответственно различные допустимые дозовые уровни, использующиеся для оценки воздействия радиации на водные организмы.

Стандарт безопасности US DOE рассматривает дозы 10 мГр/сут как безопасные для водных животных [13]. Отметим, что эта величина основана на публикации Научного комитета ООН по действию атомной радиации (НКДАР ООН) от 1996 г., в которой предлагается безопасная мощность дозы хронического облучения биоты 400 мкГр/день (9.6 мГр/день) [44].

Международная комиссия по радиологической защите (МКРЗ) предложила DCRLs (derived consideration reference levels' — DCRLs), которые определяют диапазон мощностей доз, в пределах которого существует определенный риск вредного воздействия ионизирующего излучения на особей данного вида контрольных животных или растений. Предполагается, что в пределах такого диапазона существует определенная вероятность негативного воздействия ионизирующего излучения на особей референтного животного или растения. МКРЗ устанавливает диапазон мощности дозы 0.1–1 мГр/день как разумный уровень облучения, требующий дополнительного анализа возможных эффектов у наиболее чувствительных видов водных организмов [10], тогда как в рамках проекта Европейской комиссии ERICA для всех видов биоты был предложен скрининговый критерий оценки 10 μ Гр/ч (0.24 мГр/сут). Это значение было получено в результате анализа распределения чувствительности видов на основе данных о хроническом воздействии из базы данных FREDERICA [45, 46] и используется как критерий для необходимости более точных оценок. При дозах меньших этой величины никаких дополнительных оценок не предполагается.

Анализируя данные табл. 6, можно отметить, что дозовый уровень 10 мГр/день мог превышаться в течение первых трех лет для фитопланктона и рыбы и 5 лет для зоопланктона и макрозообентоса. Использование критерия 10 мкЗв/ч приводит к более консервативным оценкам, а превышение этого предела могло отмечаться в течение 5 лет для зоопланктона, 7–10 лет для макрозообентоса и до 20–25 для рыбы. В то же время следует отметить, что указанные дозовые пределы оценены только для хронического облучения, а для острого воздействия они естественно должны быть несколько больше.

Вклад радионуклидов в формирование доз облучения гидробионтов. Основной вклад в облучение водных организмов в озере Урускуль вносит β -излучение (рис. 10), вклад которого близок к 100% в первые 7–8 лет после выпадений радионуклидов на зеркало водоема.

В последующем вклад β -излучения снижается, причем динамика этого снижения определяется экологической нишей, занимаемой группой организмов. В наибольшей степени это выражено для донных организмов, что связано с различной проникающей способностью β - и γ -излучения, так как перераспределение радионуклидов в донных отложениях и вынос их из слоя, в котором обитает макрозообентос, в большей степени сказывается на дозах β -излучения. Этот эффект, хотя и в меньшей степени, сказывается на дозах облучения придонных видов рыбы, и практически не сказывается на дозах облучения организмов, обитающих в верхних слоях воды — фитопланктоне, зоопланктоне и некоторых видах рыб.

Вклад основных дозообразующих радионуклидов в облучение водных организмов озера Урускуль приведен на рис. 11. Из представленных данных видно, что вклад радионуклидов зависел от способности организмов накапливать радионуклиды, а также местообитания в водоеме.

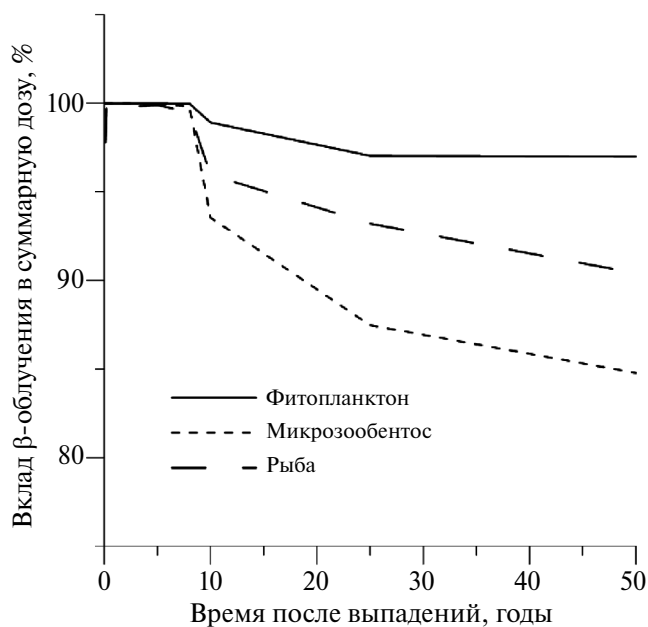


Рис. 10. Вклад β -излучения в облучение водных организмов в оз. Урускуль.

Fig. 10. Contribution of β -radiation to the exposure of aquatic organisms in Lake Uruskul.

Таблица 6. Динамика доз облучения групп гидробионтов в оз. Урускуль после аварии на химкомбинате “Маяк”, Гр/сут
Table 6. Dynamics of radiation dose rates to the groups of hydrobionts in Lake Uruskul after the accident at Mayak Chemical Combine, Gy/day

Время, годы	Фитопланктон (сфера R , мкм)		Зоопланктон (сфера R , мм)		Зообентос (цилиндр $R \times L$, мм)		Рыба (цилиндр $R \times L$, см)	
	1.5	24	0.16	0.75	0.16×6	22×0.75	2×20	3×35
0.01	5.8×10^{-2}	0.41	0.97	3.3	2.6	8.3	1.8×10^{-3}	4.0×10^{-3}
0.1	5.0×10^{-2}	0.36	0.84	2.9	2.5	7.5	1.1×10^{-2}	2.0×10^{-2}
0.2	4.1×10^{-2}	0.29	0.68	2.3	2.0	6.1	1.3×10^{-2}	2.8×10^{-2}
0.3	3.4×10^{-2}	0.24	0.57	2.0	1.7	5.1	1.4×10^{-2}	3.1×10^{-2}
0.5	2.5×10^{-2}	0.18	0.42	1.5	1.3	3.8	1.3×10^{-2}	3.0×10^{-2}
0.8	1.7×10^{-2}	0.12	0.28	0.97	0.9	2.6	1.0×10^{-2}	2.4×10^{-2}
1	1.3×10^{-2}	9.3×10^{-2}	0.22	0.76	0.7	2.0	8.1×10^{-3}	2.0×10^{-2}
3	1.4×10^{-3}	1.0×10^{-2}	2.4×10^{-2}	8.3×10^{-2}	8.7×10^{-2}	2.3×10^{-1}	5.0×10^{-3}	1.0×10^{-2}
5	1.9×10^{-4}	1.3×10^{-3}	3.2×10^{-3}	1.1×10^{-2}	1.3×10^{-2}	3.2×10^{-2}	7.8×10^{-4}	1.8×10^{-3}
10	3.6×10^{-6}	1.4×10^{-5}	5.2×10^{-5}	2.1×10^{-4}	6.0×10^{-4}	7.8×10^{-4}	5.1×10^{-5}	2.5×10^{-4}
25	4.8×10^{-7}	9.4×10^{-7}	6.3×10^{-6}	2.9×10^{-5}	1.6×10^{-4}	1.7×10^{-4}	1.0×10^{-5}	8.2×10^{-5}
50	7.1×10^{-8}	1.4×10^{-7}	9.3×10^{-7}	4.2×10^{-6}	2.8×10^{-5}	2.9×10^{-5}	1.5×10^{-6}	1.6×10^{-5}

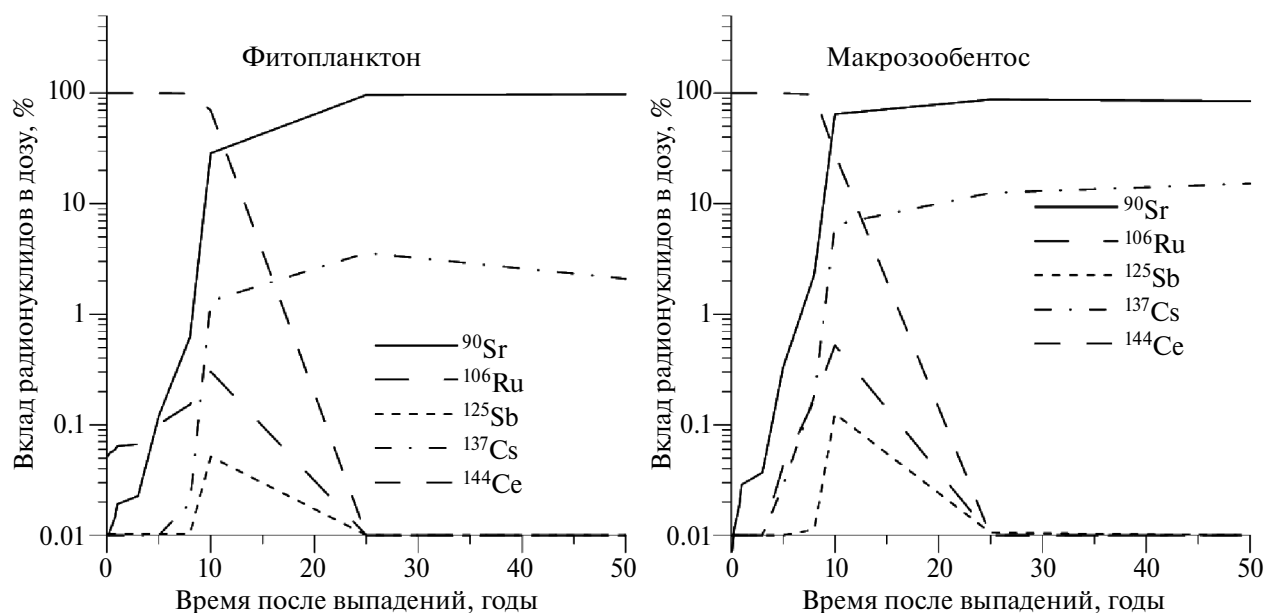


Рис. 11. Вклад радионуклидов в дозу облучения водных организмов в оз. Урускуль.

Fig. 11. Radionuclide contribution to the dose to aquatic organisms in Lake Uruscul.

Общей тенденцией является то, что вклад доз, формируемых ^{144}Ce , преобладает в течение первых 7–8 лет после загрязнения водоема. В период с 8-го по 15-й годы вклад ^{144}Ce в дозу снижается и наблюдается рост вклада ^{90}Sr , достигая паритета с вкладом ^{144}Ce к 10–15-му году после выпадений. Вклад ^{106}Ru и ^{125}Sb составлял, за исключением рыбы, менее процента.

Динамика вклада радионуклидов в облучение рыбы существенно отличается от их вклада в облучение других гидробионтов. Вклад ^{106}Ru в облучение рыбы остается значимым с первых дней после выпадений, составляя от примерно 10% в первый период после выпадений до примерно 30% к 4-му году после загрязнения оз. Урускуль. Вклад ^{144}Ce составляет около 80–90% в период загрязнения водоема, уменьшаясь до 6% к 10-му году после выпадений. Вклад в облучение рыбы ^{90}Sr становится значим после 5-го года после загрязнения водоема, достигая 90% к 10-му году после аварии.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Авария на химкомбинате “Маяк” предоставила возможность для уникальных радиоэкологических исследований, включая разработку и валидацию моделей миграции радионуклидов в окружающей среде и дозиметрических моделей для оценки доз облучения природных объектов. Представленные в настоящей работе модели позволили реконстру-

ировать дозы облучения водных организмов, обитающих в замкнутом оз. Урускуль, находящемся в ближней зоне Кыштымской аварии. Показано, что соотношение между вкладом β - и вкладом γ -излучения зависело от вида организмов, особенностей их обитания в водоеме и времени после аварии. В первые годы после аварии дозы облучения всех видов гидробионтов практически полностью определялись β -излучением и только через 10 лет после выпадений вклад γ -излучения стал значимым. Вклад доз, формируемых ^{144}Ce (и его дочерним продуктом ^{144}Pr) доминировал течение первых 7–8 лет после загрязнения водоема. В период с 8-го по 15-й годы вклад ^{144}Ce снизился, и облучение водных организмов определялось ^{90}Sr и ^{137}Cs . Вклад ^{106}Ru и ^{125}Sb составлял менее процента, за исключением рыбы, для которой вклад ^{106}Ru в течение первых 4 лет после выпадений радионуклидов на зеркало водоема варьировал от 10 до 30%. Несмотря на то, что представленные модели изначально были разработаны для реконструкции доз облучения водных организмов в непроточном водоеме, они имеют более широкое применение и могут использоваться для оценки радиационного воздействия других водных систем, таких как эстуарии или водоемы-охладители ядерных энергетических объектов.

БЛАГОДАРНОСТИ

Автор выражает искреннюю благодарность сотрудникам кафедры Радиационной физики

МИФИ, проф., д-ру физ.-мат. наук И.Е. Константинову, доценту, канд. хим. наук О.Г. Скотниковой, а также сотрудникам ФИБ-4 института “Биофизика” (ныне Уральский научно-практический центр радиационной медицины ФМБА России), заведующему лабораторией, канд. биол. наук А.М. Скрябину и старшему научному сотруднику, канд. биол. наук Н.Г. Сафроновой за неоценимую помощь в организации и проведении этих исследований, а также обсуждение полученных результатов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. International Commission on Radiological Protection. The 1977 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *ICRP Publication 26*. New York: Pergamon Press, 1977. 53 p.
2. International Commission on Radiological Protection. The 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. *Annals ICRP*. New York: Pergamon Press, 1991. 201 p.
3. Алексахин Р.М., Фесенко С.В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и экоцентрический принципы. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004;44(1):93–103. [Alexakhin R.M., Fesenko S.V. Radiation protection of the Environment: anthropocentric and ecocentric principles. *Radiation Biology. Radioecology*. 2004;44(1):93–103. (In Russ.)]
4. Fesenko S. Review of radiation effects in non-human species in areas affected by the Kyshtym accident. *J. Radiol. Prot.* 2019;39(1):1–17.
5. Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Geras'kin S.A. et al. Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant. *J. Environ. Radioact.* 2005;80(1):1–25.
6. Фесенко С.В., Алексахин Р.М., Гераськин С.А. и др. Сравнительная оценка радиационного воздействия на биоту и человека в 30-километровой зоне чернобыльской АЭС. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004. 44(6). 618–626. [Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Geras'kin S.A. et al. Comparative assessment of radiation impact on biota and humans in the 30-km zone of the Chernobyl NPP. *Radiation Biology. Radioecology*. 2004;44(6):618–626 (In Russ.)]
7. Brechignac F., Bradshaw C., Carroll S. et al. Towards an ecosystem approach for environmental protection with emphasis on radiological hazards. *Int. Union Radioecol.* 2012;7:82.
8. Алексахин Р.М., Крышев И.И., Фесенко С.В., Санжарова Н.И. Радиоэкологические проблемы ядерной энергетики. *Атомная энергия*. 1990; 68(5):320–328/[Alexakhin R.M., Kryshev I.I., Fesenko S.V., Sanzharova N.I. Radioecological problems of nuclear power engineering. *Atomic Energy*. 1990; 68(5):320–328. (In Russ.)]
9. International Commission on Radiological Protection. A Framework for Assessing the Impact of Ionising Radiation on Non-human Species. *Annals ICRP*. 33(3). Oxford: Elsevier Ltd., 2003. 187 p.
10. International Commission on Radiological Protection. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. *Annals ICRP*. 38(4–6). Oxford: Elsevier Ltd., 2008. 242 p.
11. International Atomic Energy Agency. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. *IAEA Safety Standards Series*. GSR Part 3. Vienna: IAEA, 2014.
12. Beresford N., Balonov M., Beaugelin-Seiller K. et al. An international comparison of models and approaches for the estimation of the radiological exposure of non-human biota. *Appl. Radiat. Isot.* 2008;66:1745–1749.
13. United States Department of Energy. A Graded Approach for Evaluating Radiation Doses to Aquatic and Terrestrial Biota. Technical Standard DOE-STD-1153-2002. Washington DC: United States Department of Energy, 2002.
14. International Commission on Radiological Protection. Dose Coefficients for Non-human Biota Environmentally Exposed to Radiation. *ICRP Publication 136*. Annals of the ICRP. 46(2). Oxford: Elsevier Ltd., 2017. 136 p.
15. Ulanowski A., Proehl G., Gomez-Ros J.M. Methods for calculating dose conversion coefficients for assessing radiation exposures of terrestrial and aquatic biota. *J. Environ. Radiat.* 2008;99:1440–1448.
16. Ulanowski A., Proehl G. Dosimetry for Reference Animals and Plants: current state and prospects. *Annals of the ICRP*. Proceedings of the first ICRP Symposium on the International System of Radiological Protection. 2012;41(3–4):218–232.
17. Larsson C.M. An overview of the ERICA integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants. *J. Environ. Radiat.* 2008;(99):1364–1370.
18. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Volume II Scientific Annex B: Levels and effects of radiation exposure due to the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station: implications of information published since the UNSCEAR 2013 Report. New York: United Nations, 2021.
19. Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. М.: Энергоиздат, 1982. 215 с. [Alexakhin R.M. Jadernaja jenergija i biosfera M.: Jenergoizdat, 1993. 215 s. (In Russ.)]
20. Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. М.: ИздАт, 2001. 752 с. [Alexakhin R.M., Buldakov L.A., Gubanov V.A. et al. Heavy

- radiation accidents: consequences and protective measures. M.: Izdat; 2001. 752 s.]
21. Шеханова И.А. Радиоэкологические аспекты защиты поверхности вод при мирном использовании ядерной энергии. Проблемы и задачи радиоэкологии животных М.: Наука, 1980. 14–35. [Shehanova I.A. Radiojekologicheskie aspekty zashhity poverhnosti vod pri mirnom ispol'zovanii jadernoj jenerгии. Problemy i zadachi radiojekologii zhi-votnyh. M.: Nauka, 1980. 14–35. (In Russ.)]
 22. Ровинский Ф.Я. Поведение стронция-90 и некоторых других долгоживущих продуктов деления в непроточных водоемах: Дис. ... канд. хим. наук. Инв. № 44/9с, М: ИПГ, 1964. 162 с. [Rovinsky F.Ya. Behavior of Strontium-90 and Some Other Long-Lived Fission Products in Non-Current Water Bodies: Diss. ... Candidate of Chemical Sciences. Inv. No. 44/9с. M.: IPG, 1964. 162 s. (In Russ.)]
 23. Левина С.Г., Аклеев А.В. Современная радиоэкологическая характеристика озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа. М.: ФМБА, 2009. 264 с. [Levina S.G., Akleev A.V. Sovremennaja radiojekologicheskaja harakteristika ozernyh jekosistem vostochno-ural'skogo radioaktivnogo sleda. M.: FMBA, 2009. 264 s. (In Russ.)]
 24. Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресных водоемов. Труды института экологии растений и животных. Свердловск: УРО АН СССР, 1963;30:3–76. [Timofeeva-Ressovskaja E.A. Raspre-delenie radioizotopov po osnovnym komponentam presnyh vodoemov. Trudy instituta jekologii rastenij i zhiivotnyh. Sverdlovsk: URO AN SSSR, 1963. 3–76. (In Russ.)].
 25. Страхов Н.М. Избранные труды. Осадкообразование в современных водоемах. М.: Наука, 1993. 396 с. [Strahov N.M. Izbrannye trudy. Osadkoobra-zovanie v sovremennyh vodoemah. M.: Nauka, 1993. 396 s. (In Russ.)].
 26. Анисимов И.М., Лавровский В.В. Ихтиология. М.: Высш. школа, 1983. 255 с. [Anisimov I.M., Lavrovskij V.V. Ihtilogija. M.: Vysshaja shkola, 1983. 255 s. (In Russ.)]
 27. Фесенко С.В., Сафронова Н.Г., Скотникова О.Г., Скрыбин А.М. Прогнозирование миграции радионуклидов в пресноводном непроточном водоеме. Бюлл. радиац. медицины. 1986;(4):31–38. [Fesenko S.V., Safronova N.G., Skotnikova O.G., Skryabin A.M. Predicting radionuclide migration in fresh-water non-current water body. Bulletin of Radiation Medicine. 1986;(4):31–38. (In Russ.)]
 28. Фесенко С.В., Скотникова О.Г. Математическая модель миграции нуклидов в непроточном водоеме. Сб. Радиационная безопасность и защита АЭС. М.: Энергоиздат; 1986;(10):117–122. [Fesenko S.V., Skotnikova O.G. Matematicheskaja model' migracii nuklidov v neprotochnom vodoeme. Sb. Radiacionnaja bezopasnost' i zashhita AJeS. M.: Jenergoizdat, 1986;10:117–122. (In Russ.)]
 29. Батурин В.А., Фесенко С.В., Водовозова И.Г., Константинов И.Е., Скотникова О.Г. Модель миграции радионуклидов в донных отложениях и грунте непроточного водоема. Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах. Свердловск, 1981. С. 67–70. [Baturin V.A., Fesenko S.V., Vodovozova I.G., Konstantinov I.E., Skotnikova O.G. Model' migracii radionuklidov v donnyh otlozhenijah i grunte neprotochnogo vodoema. Radioaktivnye izotopy v pochvennyh i presnovodnyh sistemah. Sverdlovsk, 1981. P. 67–70. (In Russ.)]
 30. Фесенко С.В., Скотникова О.Г., Скрыбин А.М. и др. Моделирование долгосрочной миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в непроточном пресноводном водоеме. Радиация. биология. Радиоэкология. 2004;44(4):466–472. [Fesenko S.V., Skotnikova O.G., Skryabin A.M. et al. Modeling of long-term migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in a non-current freshwater body. Radiation Biology. Radioecology. 2004;44(4):466–472. (In Russ.)]
 31. Гусев Н.Г., Машкович В.П., Суворов А.М. Защита от ионизирующих излучений. М.: Атомиздат, 1980. 461 с. [Gusev N.G., Mashkovich V.P., Suvorov A.M. Zashhita ot ionizirujushhih izluchenij. M.: Atomizdat, 1980. 461 s. (In Russ.)]
 32. Машкович В.П., Кудрявцева А.В. Защита от ионизирующих излучений. Справочник. 4-е изд., переработ. и доп. М.: Энергоатомиздат, 1995. 496 с. [Mashkovich V.P., Kudrjavceva A.V. Zashhita ot ionizirujushhih izluchenij. Spravochnik. 4-e izd., pererabot. i dop. M.: Jenergoatomizdat, 1995. 496 s. (In Russ.)]
 33. Иванов В.И. Курс дозиметрии: Учебник для вузов. 4-е изд. переработ. и доп. М.: Энергоатомиздат, 1988. 400 с. [Ivanov V.I. Kurs dozimetrii: Uchebnik dlja vuzov. 4-e izd., pererabot. i dop. M.: Jenergoatomizdat, 1988. 400 s. (In Russ.)]
 34. Баранов В.Ф. Дозиметрия электронного излучения. М.: Атомиздат, 1974. 232 с. [Baranov V.F. Dozimetrija jelektronnogo izluchenija. M.: Atomizdat, 1974. 232 s. (In Russ.)]
 35. Руководство по радиационной защите для инженеров. М.: Атомиздат, 1973. 288 с. [Rukovodstvo po radiacionnoj zashhite dlja inzhenerov. M.: Atomizdat, 1973. 288 s.]
 36. Kastner J., Hukho R., Ostman B.G. Thermoluminescent internal β -ray dosimetry. Radiat. Res. 1967;32:625–640.
 37. Радиационная дозиметрия. Под ред. Дж. Хайна, Г. Браунелла. М.: Иностранная литература, 1958. 758 с. [Radiation dosimetry. G.J Hine. and G.L. Brownell (Editors). 1956. New York: Academic Press, 932 s. (In Russ.)]
 38. Колобашкин В.М., Рубцов П.М., Алексанкин В.Г., Ружанский П.А. Бета-излучение продуктов деления. Справочник. М.: Атомиздат, 1978.

- 472 с. [Kolobashkin V.M., Rubtcov P.M., Aleksankin V.G., Ruzhanskij P.A. Beta-izluchenie produktov delenija. Spravochnik. M.: Atomizdat, 1978. 472 s. (In Russ.)].
39. Kryshev A.I. Model reconstruction of ^{90}Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957. *J. Environ. Radiat.* 2003;64(1):67–84.
 40. Teien H.-C., Kashparova O., Salbu B. et al. Seasonal changes in uptake and depuration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in silver Prussian carp (*Carassius gibelio*) and common rudd (*Scardinius erythrophthalmus*). *Sci. Total. Environ.* 2021;786;147280.
 41. Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология. М.: Наука, 1975. 183 с. [Kulikov N.V., Molchanova I.V. Kontinental'naja radiojekologija. M.: Nauka, 1975. 183 s. (In Russ.)]
 42. Тимофеева-Ресовская Е.А. Труды Института биологии УФАИ СССР. 1963; 30:23–48. [Timofeeva-Ressovskaya E.A. Trudy Instituta biologii UFAN SSSR. 1963;30; 23–48. (In Russ.)]
 43. Howard B.J., Beresford N.A., Copplestone D. et al. The IAEA handbook on radionuclide transfer to wildlife. *J. Environ. Radiat.* 2013;121:55–74.
 44. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR 1996 Report to the General Assembly, with scientific annexes, ANNEX: Effects of radiation on the environment. New York: UNSCEAR, 1996. 85 p.
 45. Andersson P., Beaugelin-Seiller K., Beresford N.A. et al. Deliverable 5: Numerical Benchmarks for Protecting Biota from Radiation in the Environment: Proposed Levels, Underlying Reasoning and Recommendations. Report for the PROTECT Project. EC Contract Number: 036425 (FI6R). Centre for Ecology & Hydrology-Lancaster, Lancaster, 2008.
 46. Garnier-Laplace J., Della-Vedova C., Andersson P. et al. A multi-criteria weight of evidence approach for deriving ecological benchmarks for radioactive substances. *J. Radiol. Prot.* 2010;30:215–233.

Reconstruction of Radiation Doses to Freshwater Organisms Contaminated after the Accident at the “Mayak” Chemical Plant

S. V. Fesenko*

Federal State Budgetary Institution “All-Russian Research Institute” of the National Research Center “Kurchatov Institute”, Obninsk, Russia

*E-mail: Corwin_17F@mail.ru

A mathematical model of radionuclide migration in freshwater bodies and dosimetric models for estimating exposure of the aquatic organisms (phytoplankton, zooplankton, zoobenthos and fish) are presented. The results of reconstruction of radiation doses to aquatic organisms living in non-current Urskul Lake, located in the near zone of the Kyshtym accident are presented. The contributions of various radionuclides, as well as internal and external exposure to the formation of doses to aquatic organisms during 50 years after radionuclides entering the body of water are estimated.

Keywords: non-current freshwater water body, dose, radionuclide, mathematical modeling, aquatic organisms