

**Т.Г. Сазыкина
А.И. Крышев, И.И. Крышев**

**МОДЕЛИРОВАНИЕ
РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ
ПРОЦЕССОВ
В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ**

Т.Г. Сазыкина
А.И. Крышев
И.И. Крышев

**Моделирование
радиоэкологических
процессов
в окружающей среде**

2022

УДК 539.1.047: 577.34:504.75
ББК 20.1:28.080.1

Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Крышев И.И. Моделирование радио-экологических процессов в окружающей среде. М.: ООО «Маска», 2022. 638 с.

ISBN

Рецензент:

С.М. Вакуловский – доктор технических наук, профессор.

В монографии дано систематическое изложение нелинейных математических моделей, позволяющих прогнозировать динамику процессов миграции и накопления радионуклидов в окружающей среде и пищевых цепях экосистем. Рассмотрены практические приложения методов моделирования для реконструкции и прогноза реальных радиоэкологических ситуаций – крупных радиационных аварий и загрязнённых территорий. Сформулированы экспериментальные и теоретические основы методологии радиационной защиты природной биоты при радиоактивном загрязнении окружающей среды. Разработаны новые аналитические методы расчёта дозовых нагрузок на организмы биоты. Представлены математические модели, позволяющие прогнозировать развитие радиационных эффектов в природных экосистемах при хроническом или остром радиационном воздействии в сочетании с экологическими процессами. Даны оценки экологического риска в ситуациях радиационных аварий и хронического загрязнения территорий.

Для научных работников и специалистов в области мониторинга и охраны окружающей среды, аварийного реагирования и прогнозирования радиационной обстановки, радиоэкологии, экологической безопасности ядерной энергетики.

ISBN

© ФГБУ «НПО «ТАЙФУН». 2022

ОГЛАВЛЕНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ	9
ЧАСТЬ I. МОДЕЛИРОВАНИЕ ПЕРЕНОСА И НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ	11
Глава 1. Понятие о биосфере планеты Земля, её общей конструкции и функциях	11
1.1. Планетарная роль биосферы.....	11
1.2. Особенности химического состава живых организмов биосферы.....	13
1.3. Роль биосферы в преобразовании земной коры и атмосферы.....	14
1.4. Техносфера и её отличия от природной биосферы.....	16
Глава 2. Радионуклиды естественного и техногенного происхождения в биосфере.....	18
2.1. Естественный радиационный фон биосферы.....	18
2.2. Природные радиоактивные изотопы, имеющие важное значение для живых организмов	25
2.3. Радионуклиды техногенного происхождения в современной биосфере	30
Глава 3. Экспериментальные факты по накоплению радионуклидов живыми организмами	53
3.1. Механизмы аккумуляции радионуклидов живыми организмами	54
3.2. Факторы, влияющие на биоассимиляцию радионуклидов организмами.....	57
3.3. Концепция статических «коэффициентов накопления» радиоактивных элементов живыми организмами.....	63

3.4. Парадигма «коэффициентов накопления» применительно к техногенным радионуклидам	65
3.5. Динамика накопления и выведения радионуклидов организмами	69
Глава 4. Методология экологического моделирования в радиоэкологии	72
4.1. Методические различия моделей в экологии и радиоэкологии	72
4.2. Элементы математической экологии	74
4.3. Универсальные аллометрические законы подобия для организмов разных размеров	84
4.4. Моделирование сезонной динамики популяций в экосистемах	86
Глава 5. Математическое моделирование миграции радионуклидов в экологических системах	91
5.1. Техника моделирования миграции радиоактивного трассера на примере системы «популяция в лимитирующей среде»	91
5.2. Моделирование миграции радионуклида по пищевой цепи «хищник-жертва»	99
5.3. Динамическая радиоэкологическая модель «ECOMOD»	102
Глава 6. Применение методов моделирования для реконструкции и прогноза реальных радиоэкологических ситуаций	104
6.1. Моделирование аварийного радиоактивного загрязнения экосистемы водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС (1986 г.)	104
6.2. Моделирование размерного эффекта в накоплении радионуклидов в популяциях рыб	109
6.3. Оценка динамики накопления ¹³⁷ Cs в гидробионтах озера Кожановское (Брянская область)	119
6.4. Моделирование биоаккумуляции ⁹⁰ Sr гидробионтами и применение модели для оценки динамики радионуклида в озере Урускуль, ВУРС	125
6.5. Моделирование накопления и биологического переноса ³² P, ¹³⁷ Cs и ⁶⁵ Zn в оседлых и мигрирующих видах рыб реки Енисей	137
6.6. Оценка динамики загрязнения морской биоты в районе расположения аварийной АЭС «Фукусима» (Япония) в послеаварийный период 2011 года	150

ЧАСТЬ II. РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ –
ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ 152

Глава 7. Расчётные методы оценки доз облучения биоты 152

7.1. Свойства ионизирующих излучений 152

7.2. Стандартные методы расчёта внутреннего облучения
организмов биоты от инкорпорированных

радионуклидов 159

7.3. Дозы от инкорпорированных α -излучателей 162

7.4. Дозы от инкорпорированных β -излучателей 163

7.5. Дозы от инкорпорированных гамма-излучателей 164

7.6. Авторский метод экспресс-расчёта поглощённых
фракций энергии инкорпорированных бета-излучателей
в мягких биологических объектах 165

7.7. Авторский метод экспресс-расчёта поглощённых
фракций энергии инкорпорированных гамма-излучателей
в мягких биологических объектах 178

7.8. Методы расчёта внешнего облучения биоты
в окружающей среде 195

Глава 8. Оценки дозовых нагрузок на биоту в реальных
радиоэкологических ситуациях 199

8.1. Выбор репрезентативных видов биоты для оценок
доз облучения 199

8.2. Реконструкция доз облучения гидробионтов водоёма-
охладителя Чернобыльской АЭС 203

8.3. Реконструкция доз облучения гидробионтов озёр
на территории ВУРС после Кыштымской радиационной
аварии 1957 г. 207

8.4. Облучение биоты в районе хранилища РАО
(водоём Карачай, ПО «Маяк») 209

8.5. Оценка дозы и радиационного риска для щуки
(*Esox lucius*) в речной системе
Теча – Исеть – Тобол – Иртыш 211

8.6. Реконструкция динамики доз облучения гидробионтов
реки Енисей 215

8.7. Оценки доз облучения биоты в районе расположения
Приаргунского производственного горно-химического
объединения 218

8.8. Оценка радиационного воздействия на морскую
биоту Северной Атлантики 221

8.9. Дозы облучения морской биоты в районе расположения аварийной АЭС «Фукусима» (Япония) в ранний период после аварии (март – май 2011 г.)	223
8.10. Сравнительные оценки уровней облучения водных организмов при нормальной работе предприятий ядерной индустрии и в результате крупных радиационных аварий.....	228
Глава 9. Формирование методологии радиационной безопасности окружающей среды.....	230
9.1. Общая концепция	233
9.2. Разработка методологии радиационной защиты окружающей среды, включая биоту.....	238
Глава 10. Международные базы данных по радиационным эффектам на биоту.....	242
10.1. Международные базы данных по радиационным эффектам в природной биоте.....	242
10.2. Общая характеристика разнообразия радиационных эффектов на различных уровнях организации живых организмов	244
10.3. База данных ЕРІС по радиационным эффектам у наземных и водных животных	252
10.4. Предварительная общая шкала соотношений «мощности дозы–эффекты».....	317
10.5. Вторичные эффекты радиоактивного загрязнения окружающей среды, обусловленные токсичными продуктами радиоллиза и ионизацией	319
Глава 11. Определение безопасных уровней облучения для обоснования радиационной защиты природной биоты	329
11.1. Ранние международные заключения о безопасных дозовых нагрузках на популяции наземной и водной биоты.....	329
11.2. Статистические оценки безопасных уровней радиационного воздействия на основе методов экотоксикологии.....	331
11.3. Определение нижних порогов появления радиационных эффектов у позвоночных животных (хроническое низкоионизирующее облучение) методами непараметрической статистики	334
11.4. Непараметрические оценки нижних порогов появления радиационных эффектов у млекопитающих при воздействии депонированных альфа-излучателей.....	354

11.5. Современные международные рекомендации по защите флоры и фауны от повреждающего действия ионизирующей радиации.....	387
Глава 12. Расчёт контрольных уровней содержания радионуклидов в окружающей среде, обеспечивающих радиационную защиту природных объектов	388
12.1 Расчёт контрольных уровней содержания радионуклидов в морской среде на основе экологических и радиационно-гигиенических критериев.....	391
12.2. Расчёт контрольных уровней содержания радионуклидов в пресноводных водных объектах	396
12.3. Методика расчёта контрольной концентрации радионуклидов в почве.....	400
12.4. Оценка контрольных уровней содержания радионуклидов в почве по радиационно-гигиеническому критерию с учётом целей землепользования.....	403
12.5. Критерии реабилитации загрязнённых радионуклидами территорий размещения объектов использования атомной энергии	415
12.6. Методика расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе.....	420
Глава 13. Влияние экологических взаимодействий на проявления радиационных эффектов в природных экосистемах.....	435
13.1. Экологические различия в радиационных эффектах для популяций различных видов	436
13.2. Нарушения экологического баланса в экосистемах под действием ионизирующей радиации	438
13.3. Нарушения взаимодействий «хищник – жертва» под действием ионизирующей радиации	440
13.4. Компенсационные процессы в экосистемах при радиационном воздействии.....	442
Глава 14. Математическое моделирование радиационных эффектов в популяциях и экосистемах.....	447
14.1. Радиационные эффекты в популяции с лимитирующим ресурсом, модель PLIMEN.....	448
14.2. Международный тестовый сценарий «Реагирование популяций на хроническое облучение».....	452

14.3. Расчёты тестового сценария с использованием модели PLIMEN	454
14.4. Радиационные эффекты в модели PSR.....	461
14.5. Моделирование эффектов облучения в системе «хозяин – паразит».....	469
14.6. Моделирование эффектов острого и хронического облучения.....	473
14.7. Проявление эффектов ионизирующей радиации в холодном климате.....	482
14.8. Моделирование радиационных эффектов в модели PSR-ECO.....	498
14.9. Построение теоретической шкалы популяционной чувствительности животных к хроническому воздействию ионизирующей радиации.....	512
Глава 15. Методология оценки экологического риска от радиоактивного загрязнения окружающей среды.....	522
15.1. Методология анализа экологического риска.....	523
15.2. Критерии и показатели оценки радиационного экологического риска.....	539
15.3. Сочетанное действие ионизирующей радиации и нерадиационных факторов.....	555
15.4. Экологическое нормирование.....	569
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	578
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	581

ПРЕДИСЛОВИЕ

Использование и перспективы развития ядерных технологий определяют необходимость решения задачи обеспечения радиоэкологической безопасности человека и среды его обитания. Специфическим фактором для ядерных технологий является образование и накопление искусственных радионуклидов, которые при определённых обстоятельствах могут поступать в окружающую среду. Основными источниками радиоактивного загрязнения являются: выбросы радионуклидов вследствие деятельности объектов ядерного энергетического комплекса, радиационные аварии, глобальные выпадения радиоактивных веществ из атмосферы.

К числу актуальных радиоэкологических проблем при использовании ядерных технологий относятся: анализ и прогнозирование радиоэкологических последствий радиационных аварий, реабилитация загрязнённых территорий, анализ рисков для человека и окружающей среды при обращении с радиоактивными отходами. Решение перечисленных проблем требует системного подхода к анализу радиоэкологической безопасности, в котором должны быть всесторонне рассмотрены источники радиоактивного загрязнения окружающей среды, миграция радионуклидов в биосфере, дозы облучения человека и биоты, а также возможные риски от воздействия ионизирующего излучения.

Важным инструментом в оценке радиоэкологических последствий загрязнения окружающей среды являются математические модели. В этой связи особое значение приобретает решение актуальной проблемы разработки радиоэкологических моделей, позволяющих выполнить комплексную оценку распределения и миграции радионуклидов в компонентах экосистем, дозы облучения и радиобиологических эффектов с использованием в качестве входной информации данных о поступлении радионуклидов в окружающую среду и данных мониторинга о содержании радионуклидов в абиотических компонентах экосистем.

Развитие методов динамического моделирования для оценки миграции радионуклидов в экосистемах в настоящее время рассматривается как одна из приоритетных задач в радиоэкологии, поскольку упрощённые равновесные или квазиравновесные оценки не всегда адекватно описывают реальную радиоэкологическую ситуацию (например процессы аварийного загрязнения, перераспределение радионуклидов между компонентами природной среды, трофическими уровнями экосистем, возрастными классами популяций, перенос мигрирующими видами биоты и др.).

Оригинальное направление объединения методов моделирования экосистем с радиоэкологическими моделями было впервые разработано в нашей монографии И.И. Крышев и Т.Г. Сазыкина «Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах», вышедшей в свет за две недели до Чернобыльской аварии, в апреле 1986 года, и широко использовавшейся для оценок и прогнозов радиоэкологических последствий этой аварии. С момента публикации монографии прошло более 30 лет, за это время методология моделирования получила дальнейшее развитие с приложением к целому ряду радиоэкологических ситуаций, включая Кыштымскую (1957 г.) и Чернобыльскую (1986 г.) аварии, каскад водоёмов на р. Теча, загрязнённые озёра Брянской области и Южного Урала, реку Енисей, затопление радиоактивных отходов в морях Арктики, радиационную аварию на АЭС «Фукусима» в 2011 году и др. В первой части нашей новой монографии описана методология динамического моделирования переноса и накопления радионуклидов в экологических системах и примеры её практического применения для анализа и прогноза радиоэкологических ситуаций.

В XXI веке актуальным научным направлением стала разработка методологии обеспечения безопасности биологических организмов при радиоактивном загрязнении окружающей среды. Вопросам формирования новой методологии защиты окружающей среды посвящены многочисленные публикации МКРЗ, НКДАР, ООН, МАГАТЭ и других международных организаций. Этой новой теме посвящена вторая часть предлагаемой монографии, в которой представлены авторские разработки по развитию методов радиационной защиты природной биоты, выполненные в рамках отечественных и международных программ. Представлены обобщённые данные по радиобиологическим и радиоэкологическим эффектам облучения природной биоты, полученные как в лабораторных условиях, так и при изучении последствий крупных радиационных аварий. Выполнена реконструкция дозовых нагрузок в сопоставлении с наблюдавшимися эффектами на здоровье, размножение и продолжительность жизни организмов биоты. Выполнен статистический анализ радиобиологических данных с определением нижних порогов появления эффектов при хроническом облучении. Разработаны новые аналитические методы расчёта дозовых нагрузок на организмы биоты. Построены модели проявления радиационных эффектов в популяциях природной биоты при совместном воздействии радиобиологических и экологических факторов. Разработаны методики расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в компонентах природной среды (поверхностные морские и пресные воды, донные отложения, почва, атмосферный воздух), невышшение которых обеспечит естественное существование биологических сообществ в окружающей среде.

ЧАСТЬ I. МОДЕЛИРОВАНИЕ ПЕРЕНОСА И НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ

Глава 1. Понятие о биосфере планеты Земля, её общей конструкции и функциях

1.1. Планетарная роль биосферы

Основные положения теории биосферы были разработаны российским биогеохимиком академиком В.И. Вернадским в первой половине XX века и опубликованы в классическом труде «Биосфера» (Вернадский, 1926; Vernadsky, 1929) и ряде других трудов (Вернадский, 1987, 2013; Vernadsky, 1944). Ниже дано краткое изложение основ учения о биосфере.

Наружная область планеты Земля, отграничивающая её от космической среды, непрерывно подвергается воздействиям энергии космических излучений, в первую очередь световым излучениям Солнца. Неорганические объекты на поверхности планеты Земля могут аккумулировать поступающую космическую энергию лишь на короткое время в основном в виде тепла с быстрой потерей его в окружающем пространстве.

Более перспективное использование космических излучений связано с их аккумуляцией в виде высокоэнергетических химических соединений с последующим преобразованием в механическую, электрическую, тепловую энергию. Для условий Земли успешная трансформация солнечного излучения в высокоэнергетические химические вещества оказалась возможной на базе соединений элемента углерода с лёгкими элементами водорода, кислорода, азота и другими элементами. Важнейшей особенностью углерода как химического элемента является его способность образовывать четыре связи с другими лёгкими элементами, что позволяет формировать бесчисленное многообразие легко трансформирующихся органических соединений. Таким образом, углерод явился универсальным элементом-конструктором для образования органических соединений, которые в свою очередь могут соединяться в оболочки, ткани, формируя живые организмы.

В планетарном масштабе биосфера может рассматриваться как область земной коры, занятая биохимическими трансформаторами, переводящими космические излучения в действенную земную энергию – электрическую, химическую, механическую, тепловую и т.д. Иными словами, биосфера представляет планетный механизм, превращающий космические излучения в новые разнообразные формы земной свободной энергии, которая в корне меняет историю и судьбу нашей планеты. (Вернадский, 2013; Vernadsky, 1929).

На пути преобразования космических излучений в органическую биомассу растений и животных стояла проблема ограниченности количества доступных химических элементов, необходимых для формирования биомассы. Эта проблема была решена путём рециркуляции элементов в пределах биосферы таким образом, чтобы биомасса и отходы одних организмов являлись жизненным ресурсом для других; запасённая энергия постепенно тратилась в цепочках организмов-потребителей, и биогенные химические элементы становились снова доступными для жизнедеятельности биосферы. Общая схема циркуляции элементов и органических веществ в биосфере, поддерживаемая энергией Солнца, показана на рис. 1.1.

Устойчивость функционирования биосферы была достигнута путём длительной биологической эволюции с отбором организмов, способных к самовоспроизведению на основе специальных биоорганических соединений углерода (ДНК), содержащих информацию, достаточную для воспроизведения биообъекта.



Рис. 1.1. Общая схема циркуляции биогенных элементов и органических веществ в природной биосфере

1.2. Особенности химического состава живых организмов биосферы

Мир биосферы – это мир разнообразных соединений углерода (органических соединений) преимущественно с лёгкими элементами – водородом (H), кислородом (O), азотом (N) (Вернадский, 2013; Перельман, 1973; Гиляров, 2016).

В составе живых организмов доля этих элементов составляет более 95 %.

Содержание биогенных элементов в организме, по сравнению с окружающей средой, повышенное, это называют биологическим концентрированием элемента (например углерода в земной коре 0,35 %, а по содержанию в живых организмах он занимает второе место (21 %)). Организмы обладают также способностью дискриминировать и ограничивать попадание в свою биомассу отдельных элементов – например кремния в земной коре очень много (27,6 %), а в животных организмах его мало.

В составе живых организмов преобладают химические элементы, которые в условиях земли легко образуют газы и обладают высокой

растворимостью в воде. Концентрация таких элементов в организмах значительно выше, чем в земной коре (например, N, H, C, P, S, Cl). Наоборот, концентрации элементов, не дающих подвижных соединений (Si, Ti, As) в организмах невелики или ничтожны, хотя они являются распространёнными элементами земной коры.

Всего в живых организмах было обнаружено около 70 химических элементов (Ленинджер, 1974). Для 30 химических элементов биологическая важность установлена. По функциональной роли могут быть сформированы следующие группы биогенных элементов:

1) органогены, составляющие более 95 % состава организмов (C, H, O, N, P, S);

2) элементы электролитного ряда (Na, K, Ca, Mg, Cl), эти элементы составляют 99 % общего содержания электролитов в организме;

3) микроэлементы – это биологически активные атомы центров ферментов, гормонов (Fe, Cu, Mn, I, Co, Zn, Cr и многие другие);

4) ультрамикроэлементы – множество элементов земной коры, присутствующих в организмах в ультрамалых количествах и участвующих в процессах метаболизма (V, As, U, Ra, Mo, Al и др.), т.е. почти все элементы, которые есть в земной коре и морской воде.

1.3. Роль биосферы в преобразовании земной коры и атмосферы

По В.И. Вернадскому, биосфера – это часть земной оболочки, занятая растительными и животными организмами, переработанная ими и космическими излучениями и приспособленная к жизни (Вернадский, 1987, 2013; Vernadsky, 1929, 1944).

Живые организмы принимают активное участие в перераспределении химических элементов в земной коре. Минералы, природные химические вещества образуются в биосфере в различных количествах, благодаря деятельности живых веществ (образование железных руд, горных пород, в основе которых соединения кальция) (Перельман, 1973).

В ходе биологической эволюции биосфера превратилась в своеобразный мета-организм Земли; живая материя составляет его тело и органы. Различные виды организмов (растения, животные, микроорганизмы) специализированы к выполнению отдельных функций метаболизма биосферы аналогично органам в теле человека.

Вследствие неоднородности (пятнистости) локальных условий на различных участках земной коры сообщества живых существ приспосабливаются к локальным условиям своего местообитания, образуя локальные самоподдерживающиеся сообщества, называемые экосистемами или «квантами биосферы», в которых осуществляется запасание энергии и рециркуляция элементов (Бигон и др., 2006; Гиляров, 2016; Одум, 1986; Пианка, 1981). Группу генетически и морфологически сходных организмов, обитающую в локальной экосистеме и поддерживающую своё существование за счёт размножения внутри группы, называют популяцией организмов данного вида (например популяция сосны в данном лесу). Совокупность популяций в разных местообитаниях, связанных миграцией, называют метапопуляцией. Биологический вид образует вся совокупность генетически и морфологически сходных организмов, способных к самовоспроизведению внутри своей совокупности, но, как правило, не размножающихся с организмами других видов; географическая совокупность местообитаний организмов данного биологического вида образует ареал обитания данного вида.

Биосфера сама постепенно преобразовала земную кору, сделав её пригодной для живых организмов (Вернадский, 1987, 2013). Например, в исходном виде газовая оболочка планеты не была пригодна для дыхания людей; современный состав воздуха (повышенное содержание кислорода, низкое содержание серы и углекислого газа) полностью сформирован биосферой. Природная вода была бы мёртвой жидкостью без обработки организмами биосферы (насыщение кислородом, изъятие токсических количеств фосфора, серы, металлов, органики). Пищевые ресурсы, потребляемые человеком, также полностью произведены биосферой. Таким образом, человек, как и другие живые организмы, не может существовать без поддержки биосферы, его положение напоминает состояние «эмбриона в теле матери». Вместе с тем, выработав в социальной среде научную мысль, человек создал в биосфере новую геологическую силу, ранее в ней не бывшую. Эта новая геологическая сила («энергия человеческой культуры»), «сохраняя в себе проявление обычной биогеохимической энергии, вызывает в то же самое время нового рода миграции химических элементов, по разнообразию и мощности далеко оставляющие за собой обычную биогеохимическую энергию живого вещества планеты. Создание на нашей планете культурной биогеохимической энергии является основным фактором в её геологической истории» (Вернадский, 1991).

1.4. Техносфера и её отличия от природной биосферы

В настоящее время человечество сформировало весьма активную часть биосферы несмотря на то, что оно не является наиболее многочисленным биологическим видом по массе живого вещества.

В сравнении с другими биологическими видами, агрегированный метапопуляции человечества имеет свои особенности, которые создают проблемы для «матери-биосферы» (Алексеев, 1978; Алексеев, Гирусов, 1981; Рамад, 1981; Сынзыныс, Козьмин 1997; Крышев, Рязанцев, 2010; Гиляров, 2016).

Во-первых, метапопуляция человечества потребляет ресурсы биосферы и производит отходы в больших объёмах и с большей скоростью, чем другие виды, т.е. имеет высокие индексы «потребление ресурсов на единицу биомассы человека» и «количество отходов на единицу биомассы человека».

Во-вторых, метапопуляция человечества имеет низкий коэффициент рециркуляции своих отходов. В значительной мере медленная рециркуляция отходов связана с высоким уровнем использования человечеством тяжёлых химических элементов (железо, медь, никель, хром, уран и др.), что является ненормальным для биосферы, использующей в основном лёгкие, легко рециркулирующие элементы. Тяжёлые элементы, используемые в больших массах, не способны к самостоятельной быстрой рециркуляции в биосфере, что создаёт проблемы как для биосферы, так и для человечества как части биосферы. Быстрое развитие химических производств вносит в биосферу многочисленные искусственные вещества, многие из которых не могут быть переработаны живыми организмами. Схема накопления переработанных отходов человеческой деятельности в техносфере показана на рис. 1.2; при сопоставлении с устройством натуральной биосферы (рис. 1.1) становится очевидной несбалансированность жизнедеятельности метапопуляции человека на планете Земля.

В XX веке человечество начало использовать не только тяжёлые химические элементы, но и радиоактивные элементы, а также создавать новые радиоактивные изотопы, которые в естественной биосфере либо отсутствовали ($^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am), либо образуются в ней в малых количествах (^3H , ^{14}C). В ходе биологической эволюции живые организмы биосферы были адаптированы в целом к достаточно низким уровням ионизирующего облучения в окружающей среде и только к



Рис. 1.2. Незамкнутая схема потоков химических веществ, используемых человеком, в техносфере. Показано накопление отходов и загрязнение окружающей среды

излучениям естественных радионуклидов. Возникла проблема определения и прогнозирования последствий воздействия на биосферу и человека со стороны техногенно-повышенных количеств естественных радионуклидов, а также новых искусственных радионуклидов, чуждых для биосферы.

Сведения о конструкции и функциях биосферы Земли будут далее использованы для моделирования и прогнозирования процессов миграции радиоактивных элементов в окружающей биологической среде – популяциях и экосистемах биосферы. Большое внимание будет уделено также воздействию ионизирующего облучения на разные уровни организации живой материи, преимущественно на популяции и экосистемы.

Глава 2. Радионуклиды естественного и техногенного происхождения в биосфере

2.1. Естественный радиационный фон биосферы

На протяжении всей эволюции биосферы живые организмы постоянно подвергаются воздействию естественных источников ионизирующего излучения. Радиационный фон включает три основные составляющие: космическое излучение, излучение естественных радионуклидов, присутствующих в земной коре или образующихся из стабильных элементов при воздействии космических излучений, внутреннее облучение за счёт присутствующих в организмах радиоактивных веществ (Кузин, 1991).

Знание природного радиационного фона, к которому адаптирована жизнь на Земле, необходимо как опорная база при изучении техногенного фона, формирующегося вследствие деятельности метапопуляции человека.

Первичное космическое излучение, попадающее в верхние слои атмосферы Земли, состоит в основном из протонов высоких энергий; небольшая часть излучения представлена ядрами лёгких элементов – гелия, азота, кислорода и др. Взаимодействие первичных частиц с ядрами атомов в атмосфере приводит к образованию потоков электронов, мюонов, γ -квантов, нейтронов. Поверхности Земли достигает в основном вторичное космическое излучение, жёсткая компонента которого представлена мюонами, а мягкая составляющая, сильно поглощаемая веществом, – электронами. Суммарная мощность дозы космического излучения на уровне моря для средних широт равна примерно 30 нГр/ч (UNSCEAR, 2000). По мере продвижения к экватору уровень излучения несколько снижается (на 10 – 15 % мощности дозы высоких широт).

Под действием первичного космического излучения в атмосфере постоянно образуются в небольших количествах радиоактивные изотопы трития (^3H), углерода-14 (^{14}C), бериллия-7 (^7Be), натрия-22 (^{22}Na); эти радионуклиды частично выпадают на поверхность Земли (UNSCEAR, 2000).

Природная радиоактивность водных сред и почвы в значительной степени обусловлена долгоживущим изотопом калия (^{40}K) с периодом полураспада 1,28 млрд лет. В естественной биосфере повсеместно в небольших количествах присутствует природный уран (U), торий (Th) и

радионуклиды семейств их радиоактивного распада, в том числе радон-222, полоний-210 и др. Всего в биосфере встречается более 70 естественных радионуклидов (Торшин, Смолина, 2016), многие из которых имеют очень длительные периоды полураспада – миллионы и миллиарды лет.

Данные, характеризующие типичные природные уровни содержания естественных радионуклидов в морских и пресных водах, приведены в табл. 2.1. В табл. 2.2 симметрично отражены природные уровни радионуклидов естественного происхождения в живых организмах на примере обитателей морской среды; наглядно видны высокие уровни концентрирования отдельных нуклидов, например ^{14}C , ^{210}Po .

Важной особенностью естественного излучения является его сравнительное постоянство в данном месте обитания организмов в течение длительного времени. Вместе с тем уровни радиации неодинаковы для разных районов и зависят от концентрации радионуклидов в том или ином участке биосферы. В отдельных районах Земли наблюдаются аномалии радиационного фона, например в районах с повышенным содержанием урана и тория в почве или радия в воде.

Таблица 2.1

Содержание естественных радионуклидов в поверхностных природных водах, мБк/л

Нуклид	Морская вода	Пресные воды	Ссылки
^3H	60 (20 – 110)	5 000 (100 – 45 000)	Никитин и др., 2008; Сойфер и др., 2008; Sheppard et al., 2011; Woodhead, 1976
^7Be	2 (1 – 63)	7 (1 – 14)	Сапожников и др., 2006; Woodhead, 1976
^{14}C	7 (1 – 52)	12 (7 – 25)	Перцов, 1978; Сивинцев и др., 2005; Трапезников, 2012; Woodhead, 1976
^{87}Rb	110 (15 – 140)	1,5 (0,3 – 3)	Перцов, 1978; Сахаров, 2006; Сивинцев, 2005; Sheppard et al., 2011; Woodhead, 1976
^{40}K	11 000 (2 000 – 12 000)	260 (9 – 1 800)	Перцов, 1973, 1978; Сапожников и др., 2006; Сахаров, 2006; Сивинцев и др., 2005; Sheppard et al., 2011; Woodhead, 1976

Окончание таблицы 2.1

Нуклид	Морская вода	Пресные воды	Ссылки
²¹⁰ Po	2 (1 – 7)	2 (0,8 – 49)	Перцов, 1978; Сивинцев, 2005; IAEA, 2017a; Sheppard et al., 2011
²¹⁰ Pb	1,6 (1 – 3)	2 (1 – 86)	Торшин, Смолина, 2016; IAEA, 2017a; Sheppard et al., 2011
²²² Rn	2 (0,75 – 3,3)	800 (370 – 5 000)	Сапожников и др., 2006; Сахаров, 2006; Торшин, Смолина, 2016
²²⁶ Ra	4 (0,2 – 6)	10 (2 – 100)	Перцов, 1978; Сахаров, 2006; Торшин, 2016; IAEA, 2017b; Sheppard et al., 2011
²³² Th	0,04 (0,01 – 0,17)	1 (0,04 – 2,2)	Перцов, 1978; Сахаров, 2006; Титаева, 2000; Трапезников, 2012; Sheppard et al., 2011
²³⁸ U	40 (33 – 50)	11 (0,2 – 64)	Перцов, 1973, 1978; Сапожников и др., 2006; Сахаров, 2006; Сивинцев, 2005; Трапезников, 2012; Woodhead, 1976

Таблица 2.2

Естественные концентрации радионуклидов в морских организмах (Бк/кг сырой массы) (Перцов, 1978; Сивинцев и др., 2005; IAEA, 2014, 2017a,б; Woodhead, 1976)

Радионуклид	Фитопланктон	Зоопланктон	Моллюски	Рыба
³ H	0,018 – 0,1	0,018 – 0,1	0,018 – 0,1	0,018 – 0,1
¹⁴ C	11	11	18	15 – 40
⁴⁰ K	92	92	60 – 270	40 – 150
²¹⁰ Pb	3,7 – 26	0,4 – 9,2	0,18 – 0,37	0,01 – 0,2
²¹⁰ Po	15 – 63	2 – 41	15 – 124	1 – 66
²²⁶ Ra	0,05 – 1,9	0,74	0,04 – 0,4	0,02 – 0,8
²³⁸ U	0,7 – 1,9	0,4 – 1,3	0,1 – 4	0,1 – 1,1

В среднем по миру доза облучения человека от естественных источников составляет около 2,4 мЗв/год (табл. 2.3), при этом на долю космического излучения и космогенных радионуклидов приходится

около 16 %, а на долю земных источников радиации – 84 % дозы от естественной радиации. Величина дозы облучения, создаваемая космическими лучами, возрастает с увеличением высоты над уровнем моря, составляя на высоте 4 км (максимальная высота, на которой расположены человеческие поселения: деревни шерпов на склонах Эвереста) 1,8 мЗв/год (Радиация, 1988).

Таблица 2.3

**Дозы облучения населения от природных источников
(в среднем), мЗв/год (Барковский и др., 2019; Романович и др.,
2018; Онищенко и др., 2017; UNSCEAR, 1988, 2000)**

Источники облучения	В мире	Россия
Космическое излучение		
Ионизирующая и фотонная компоненты	0,28	
Нейтронная компонента	0,10	
Космогенные радионуклиды	0,01	
Сумма	0,39 (0,3 – 1,0)	0,40
Земное внешнее облучение		
Вне помещений	0,07	
Внутри помещений	0,41	
Сумма	0,48 (0,3 – 0,6)	1,00
Доза от ингаляции		
Нуклиды уранового и ториевого рядов	0,006	
Радон и продукты распада	1,15	
Торон и продукты распада	0,10	
Сумма	1,26 (0,2 – 0)	2,0
Доза от поступления радионуклидов с пищей		
Калий-40	0,17	0,17
Нуклиды уранового и ториевого рядов	0,14	0,19
Сумма	0,31 (0,2 – 0,8)	0,36
Итого от природных источников (округлённо)	2,4 (1 – 10)	3,8 (1,6 – 15,1)

Примечание. В скобках представлен типичный диапазон изменений компонент природного радиационного фона.

Внутреннее облучение от природных источников радиации примерно в 1,8 раза больше внешнего облучения (UNSCEAR, 2000). Среди радионуклидов, дающих наибольший вклад в дозу внутреннего облучения, наиболее значимыми являются короткоживущие продукты

распада радона-222 и радона-220 (79 %), калий-40 (11 %), свинец-210 и полоний-210 (7 %).

Без учёта облучения лёгких в жилых помещениях от вдыхания радона доза облучения от естественных источников радиации составляет в среднем 1,2 мЗв/год. Основную часть дозы облучения от радона человек получает, находясь в закрытых непрветриваемых помещениях.

Среднее в расчёте на одного жителя значение годовой эффективной дозы облучения населения Российской Федерации за счёт природных источников составляет около 3,8 мЗв/год. Наибольший вклад в суммарную дозу природного облучения Российской Федерации (53 %) вносит внутреннее облучение за счёт ингаляции радона, на втором месте – вклад внешнего терригенного облучения (26 %). Вклад космического излучения составляет чуть более 10 %. Внутреннее облучение за счёт поступления природных радионуклидов с продуктами питания составляет около 10 % от величины суммарной дозы, за счёт потребления питьевой воды – 1 %.

По данным исследований, проведённым в ряде стран, около 95 % населения проживает в местах с годовым уровнем земной радиации (внешнее облучение) 0,3–0,6 мЗв. Примерно 3 % получают дозы 1 мЗв/год, а около 1,5 % – более 1,4 мЗв/год. Имеются, однако, участки с уровнями земной радиации значительно выше средних значений. Например, на юго-западе Индии 70 тысяч человек живут на узкой прибрежной полосе с повышенным содержанием тория и получают в среднем дозы 3,8 мЗв/год. В Гуарапари (Бразилия) на улицах города уровень радиации составляет 8–15 мЗв/год, а на отдельных участках пляжей достигает 175 мЗв/год. В Иране, в районе города Рамсер, зарегистрированы уровни радиации до 400 мЗв/год, что на три порядка выше «нормального» фона (Радиация, 1988).

Средние годовые дозы от природного излучения, превышающие 5,0 мЗв/год, в основном обусловленные повышенным содержанием радона в воздухе, зарегистрированы для населённых пунктов Республики Алтай, Забайкальского края, Иркутской и Читинской областей и ряда других субъектов Российской Федерации (Барковский и др., 2019).

Годовая коллективная доза от природных источников ионизирующего излучения оценивается величиной порядка 16 млн чел·Зв, примерно половина этой дозы обусловлена продуктами распада радона.

Оценки дозы от естественной радиации для наземных и водных организмов приведены в табл. 2.4 и 2.5 (Крышев, Рязанцев, 2010; Kryshev, Sazykina, 1995; Whicker, Schults, 1982; Woodhead, 1976). Для наземных животных основной вклад в дозу даёт внешнее облучение от земной поверхности, сильно варьирующее в различных участках биосферы. Вклад внутреннего облучения составляет в среднем около 20 % общей дозы и также может изменяться в зависимости от содержания радионуклидов в локальных компонентах окружающей среды. Дозы облучения наземных растений могут быть выше по сравнению с животными вследствие более высокого содержания в них калия-40, прилипания пыли и осколков пород к поверхности листьев, тесного контакта с почвой корней и побегов растений. Близкий контакт многих беспозвоночных и микроорганизмов с почвой также, вероятно, будет приводить к более высоким дозам (Whicker, Schults, 1982).

Таблица 2.4

Оценки дозы облучения наземных позвоночных от естественных источников радиации (Whicker, Schults, 1982)

Источник облучения	Доза (мГр/год)
Внешнее облучение	
Космические лучи	0,35
Гамма-облучение от земной поверхности	0,60
Внутреннее облучение	
Калий-40	0,19
Углерод-14	0,01
Радий-226, радий-228	0,01
Другие (третий, рубидий-87, полоний-210 и др.)	0,01
Сумма (приближённо)	1,2

Дозы облучения водных организмов от естественных источников радиации близки по порядку величины дозам для наземных организмов. Вклад различных источников в суммарную дозовую нагрузку зависит от образа жизни водных организмов. Наиболее высокие дозы характерны для донных организмов, подвергающихся облучению от радионуклидов, аккумулированных в донных отложениях.

Пример оценки регионального естественного радиационного фона для арктической пресноводной рыбы приведён в табл. 2.6 (Kryshev et al., 2003). Дозы облучения рыб тесно связаны с их

экологией. Облучение от донных отложений является важным фактором в формировании дозы облучения придонных рыб. Мощность дозы внешнего облучения от донных отложений для рыбы-бентофага сига составляет 0,27 мГр/год. Дозы облучения придонной рыбы от седиментов значительно выше (в 5 000 раз) по сравнению с дозой от воды. Основной вклад в природную радиацию от донных отложений в рассматриваемом случае дают ^{40}K (27 %), радионуклиды рядов ^{232}Th (40 %) и ^{238}U (33 %). Внешние дозы от седиментов значительно изменяются для различных видов пресноводной рыбы и различных водных экосистем в результате различий в местообитании и содержании природных радионуклидов в локальных донных отложениях. Этот источник облучения является незначимым для рыбы-планктофага – ряпушки.

Таблица 2.5

Оценки дозы облучения водных организмов от естественных источников радиации, мГр/год (Крышев, Рязанцев, 2010; Kryshev, Sazykina, 1995; Woodhead, 1976)

Группа организмов	Морские (глубина 20 м)	Пресноводные (глубина 1 – 2 м)
Зоопланктон	0,3 – 1,7	0,2 – 0,8
Моллюски	1,0 – 4,6	0,5 – 3,5
Ракообразные	1,0 – 5,2	0,5 – 3,5
Макроводоросли	0,8 – 3,0	0,5 – 2,7
Рыба	0,3 – 3,7	0,5 – 4,0

Мощность дозы внутреннего облучения для арктической пресноводной рыбы составляет около 0,3 мГр/год. Основной вклад в дозу внутреннего облучения вносят ^{40}K (91 %), ^{210}Po (6 %), ^{232}Th (1 %) и ^{238}U (2 %). С учётом коэффициента качества для альфа-частиц эквивалентная доза для арктической пресноводной рыбы от природных внутренних источников составляет 0,77 мЗв/год (табл. 2.6). В соответствии с представленными оценками пресноводная рыба в Арктике получает дозу от природных источников примерно такого же порядка величины, что и пресноводная рыба в других регионах.

Приведённые оценки (табл. 2.4–2.6) дают представление о годовых уровнях облучения организмов в биосфере. В отдельных районах,

как уже отмечалось, естественный радиационный фон является повышенным из-за скоплений урановых или ториевых руд.

Таблица 2.6

**Оценки дозы от природных радионуклидов
для арктической пресноводной рыбы, 10^{-6} Гр/год**

Референтные виды	Радионуклид	Внешняя доза от воды	Внешняя доза от седиментов	Внутренняя доза	Сумма
Ряпушка	^3H	0	0	0,11	0,11
	^{40}K	0,038	0	242	242,038
	^{210}Pb	0	0	0,013	0,013
	^{210}Po	0	0	16,2 (324)	16,2 (324)
	^{232}Th	0,0036	0	3,7 (74)	3,704 (74)
	^{238}U	0,022	0	6 (120)	6,022 (120)
	<i>Сумма</i>	<i>0,064</i>	<i>0</i>	<i>268 (760)</i>	<i>268 (760)</i>
Сиг	^3H	0	0	0,11	0,11
	^{40}K	0,036	71,4	253	324,436
	^{210}Pb	0	0	0,013	0,013
	^{210}Po	0	0	16,2 (324)	16,2 (324)
	^{232}Th	0,0033	108,6	3,6 (72)	112,203 (180,6)
	^{238}U	0,021	89,3	6 (120)	95,321 (209,3)
	<i>Сумма</i>	<i>0,06</i>	<i>269,3</i>	<i>278,9 (769)</i>	<i>548 (1038)</i>

Примечание. В скобках представлены оценки дозы с коэффициентом качества 20 для альфа-излучателей.

2.2. Природные радиоактивные изотопы, имеющие важное значение для живых организмов

Углерод-14

Углерод-14 представляет собой радиоактивный изотоп химического элемента углерода; период радиоактивного полураспада – 5 730 лет; при распаде испускает β -частицы с максимальной энергией 156 кэВ.

Важнейшее значение радиоуглерода для живых организмов связано с его высоким уровнем накопления во всех структурах живых существ

вследствие его химической идентичности стабильному углероду – основному конструкционному элементу органической жизни на Земле. Наибольшее повреждающее действие углерода-14 связано с его включением в генетический код организмов (ДНК и РНК) с последующим распадом до атома азота, что является мутацией с изменением генетического кода (Грачева, Королев, 1977). Такие изменения являются необратимыми.

Естественная годовая продукция углерода-14 в стратосфере составляет около 10^{15} Бк/год как результат облучения атмосферного азота нейтронами. Суммарный запас природного углерода-14 в атмосфере составляет $(140 - 220) \cdot 10^{15}$ Бк; в наземной среде – $(8360 - 11\,500) \cdot 10^{15}$ Бк (UNSCEAR, 2010). Образовавшийся радиоактивный углерод легко переходит в форму углекислого газа, смешивается со стабильным углеродом и становится доступным для поглощения растениями при фотосинтезе. Часть радиоактивного углекислого газа растворяется в океанах и также включается в процессы биосинтеза. Далее углерод-14 включается в биогенный круговорот углерода и циркулирует в пищевых цепях в составе различных организмов (NCRP, 1985).

Естественная доля ^{14}C в общем пуле углерода (C) составляет около 0,227 Бк на грамм стабильного углерода (Рублёвский и др., 2004). Поскольку естественное содержание углерода в приземном воздухе составляет $0,16 \text{ г/м}^3$, природная равновесная активность ^{14}C в воздухе составляет $0,037 \text{ Бк/м}^3$.

За период с начала использования ядерной энергии в биосфере поступили значительные количества техногенного радиоуглерода (см. параграф 2.3). При наличии в биосфере радиоактивного углерода техногенного происхождения дополнительно к природному уровню ^{14}C в биологических объектах, включая человека, пропорционально увеличиваются.

В результате радиоактивных выпадений от ядерных испытаний в атмосфере удельная активность ^{14}C в биологических компонентах наземной среды достигла максимума (более 400 Бк/кг C) в середине 1960-х годов. Это почти в два раза выше значений 1950 года (226 Бк/кг C) до атмосферных испытаний. К настоящему времени удельная активность ^{14}C в наземных компонентах снизилась практически до фонового уровня (IRSN, 2010).

В водной среде удельная активность ^{14}C изменяется в зависимости от его разбавления в субстанциях углерода, в особенности в карбонатах из старых донных отложений, характеризующихся сниженными

уровнями ^{14}C (IRSN, 2010). В отличие от наземной среды ^{14}C в пресноводных экосистемах не находится в равновесии с атмосферным CO_2 . Удельная активность ^{14}C в пресных водах составляет приблизительно 200 Бк/кг С. На основе оценок удельной активности ^{14}C и относительного содержания углерода в различных компонентах окружающей среды (воздух, растения, животные, продукты питания) может быть оценена активность ^{14}C в этих компонентах (табл. 2.7) (Бондаренко и др., 2013; Перцов, 1973; Сахаров, 2006; Сапожников и др., 2006; IRSN, 2010).

Таблица 2.7

Содержание ^{14}C в различных компонентах окружающей среды

Компонент окружающей среды	Размерность	^{14}C
Атмосферный воздух	мБк/м ³	18 – 56
Атмосферные выпадения	Бк/м ³	40
Листовые овощи и фрукты	Бк/кг сырой массы	10 – 15
Молоко	Бк/кг сырой массы	15 – 20
Корнеплоды	Бк/кг сырой массы	20 – 25
Мясо	Бк/кг сырой массы	60 – 70
Зерновые	Бк/кг сырой массы	80 – 95
Рыба в пресных водах	Бк/кг сырой массы	35 – 52
Рыба в морском водоёме	Бк/кг сырой массы	63 – 150

Продукты, содержащие большее количество углерода (сахара, масла, зёрна и т.д.), имеют более высокую активность ^{14}C .

Тритий в природной биосфере

Радиоактивный изотоп водорода ^3H (тритий) постоянно образуется в атмосфере естественным путём в результате взаимодействия космического излучения с ядрами атомов азота, кислорода, аргона, а также при расщеплении ядер различных элементов космическими лучами. Тритий имеет период полураспада 12,35 года. Тритий – чистый β -излучатель с максимальной энергией 18,6 кэВ (средняя энергия – 5,7 кэВ), что на порядок меньше энергии β -излучения радиоуглерода. При распаде тритий превращается в изотоп гелия.

Различают следующие физико-химические формы трития: газообразный тритий, тритированная вода, органические соединения

третия. В биосфере тритий существует в виде тритиевой воды, выполняя функции воды; также радиоактивный водород включается в процессы биосинтеза (органически связанный тритий), входя в состав различных биомолекул, в том числе компонентов генетического кода организмов (ДНК). Радиоактивный распад трития, особенно в органической форме, приводит к разрушению биомолекул как вследствие самого β -излучения, так и за счёт превращения трития в инертный газ гелий с разрывом водородной связи (NCRP,1979; Грачева, Королев, 1977).

Тритий отличается от других радиоизотопов малым пробегом бета-частиц, который значительно меньше размеров клетки (средняя длина пробега частиц трития в мягкой ткани от 0,5 до 2 мкм; для сравнения: у ^{32}P – 8000 мкм). Тритием преимущественно облучаются те структуры клеток и тканей, которые содержат изотоп или находятся в близком соседстве с атомами трития. Считается, что мягкий бета-излучатель – тритий – в 2 – 3 раза эффективнее жёстких бета-излучателей.

В биосфере содержание трития достаточно мало и поддерживается практически постоянным – естественный распад компенсируется образованием в атмосфере. Около 65 % трития содержится в Мировом океане, 27 % – на земной поверхности и в биосфере, около 8 % – в атмосфере (табл. 2.8).

Таблица 2.8

Активность и распределение трития естественного происхождения (UNSCEAR, 1982; Катрич, 1991)

Характеристика нуклида	Тритий
Период полураспада, лет	12,3
Суммарная активность, ПБк	1300
Распределение по отношению к суммарной активности, %:	6,8
Стратосфера	
Тропосфера	
Поверхность Земли и биосфера	27
Верхние перемешивающиеся слои океана	35
Глубокие слои океана	30
Концентрация в поверхностных водах около континентов, Бк/л	0,2 – 1
Концентрация в атмосферных осадках, Бк/л	1,6 – 7,2

До начала испытаний термоядерного оружия (1954 г.) концентрация трития в воде океана соответствовала примерно одному атому

триция на 10^{18} атомов водорода. Эта величина названа тритиевой единицей (1 Т.Е. равна 0,12 Бк/л). Среднее содержание естественного трития в континентальных поверхностных водах составляет $0,2 \pm 1$ Бк/л (Жигаловская и др., 1976; Чеботина, 1983; Сойфер и др., 2008).

Потенциальная радиоэкологическая значимость трития обусловлена увеличением его содержания в биосфере в результате использования атомной энергии, высокой скоростью включения в биосферные процессы, возможностью ассимиляции в генетические структуры организмов и оказания на них воздействия вследствие локального облучения бета-частицами и эффекта трансмутации (Грачева, Королев, 1977).

Калий-40 в природной биосфере

Калий-40 является примордиальным радионуклидом, а не продуктом распада других радиоактивных элементов. Калий-40 имеет очень длительный период полураспада (1,28 млрд лет) и может быть определен непосредственно по измерению стабильного калия. В одном грамме естественной смеси изотопов калия содержится около 30 Бк ^{40}K . В биосфере Земли этот радионуклид занимает одно из первых мест по уровню суммарной активности. Содержание ^{40}K в земной коре составляет примерно $2 \cdot 10^{10}$ ПБк (Радиоэкологическая обстановка, 2015).

Удельная активность ^{40}K в различных компонентах биосферы коррелирует с содержанием стабильного калия и варьирует в широких пределах (табл. 2.9).

Таблица 2.9

Удельная активность ^{40}K в компонентах биосферы

Компонент биосферы	Бк/кг	Публикация
Вулканические породы	148 – 1 000	Сахаров, 2006
Осадочные	89 – 703	Сахаров, 2006
Почва (средние значения по регионам Земли)	140 – 850	UNSCEAR, 2000
Почва (Россия)	90 – 1400	Сахаров, 2006
Окружающая среда (зона наблюдений Белоярской АЭС) Атмосферный воздух	0,1–0,15 (мБк/м ³)	Карпенко, 2020
Почва	310–570	
Донные отложения	260–460	
Рыба	270–420	

Окончание таблицы 2.9

Компонент биосферы	Бк/кг	Публикация
Пресноводные водоёмы Арктики (Россия)		
Вода	0,012–0,089	Kryshev et al., 2003
Донные отложения	220–540	
Рыба	55–190	

Усреднённое по различным регионам Земли содержание ^{40}K в почве составляет 420 Бк/кг (UNSCEAR, 2000). Однако даже на территории сравнительно небольшого района концентрация этого радионуклида в почве может варьировать в пределах одного порядка величины. Ещё больше варьирует удельная активность ^{40}K в поверхностных водах: от 0,009 Бк/кг в низкоминерализованных водах олиготрофных озёр до 12 Бк/кг в океанической воде, т.е. в пределах трёх порядков величины. В биоте различия в концентрации ^{40}K в целом соответствуют его содержанию в среде обитания организмов.

Уран в природной биосфере

Природная радиоактивность урана (^{238}U – более 99 %) составляет 24,8 Бк/мг. В связи с низкой удельной активностью природного урана его химическая токсичность для организмов превосходит радиационную токсичность. По химической токсичности уран является обще-клеточным ядом, сравнимым по токсичности с мышьяком или ртутью (Вредные, 1990).

Среднее содержание ^{238}U в почвах мира оценивается в 35 Бк/кг, в почвах России – 19 Бк/кг (Сахаров, 2006; UNSCEAR, 2000). Естественное содержание природного урана в воде Мирового океана составляет 0,037 Бк/л. В донных отложениях океанов среднее естественное содержание урана-238 составляет 26 Бк/кг, или около 1 мг/кг. В органических осадках некоторых морей (Балтийское, Чёрное) содержание урана составляет более высокие значения – в среднем 100 Бк/кг, или 4 мг/кг (Титаева, 2000; Попов и др., 1979). Среднее естественное содержание урана в поверхностных пресных водах составляет 11 мБк/л (табл. 2.1).

2.3. Радионуклиды техногенного происхождения в современной биосфере

Начиная с 1945 года в связи с испытаниями ядерного оружия и постепенным развитием ядерной промышленности и энергетики, в биосферу

Земли стали поступать радионуклиды искусственного происхождения – осколки деления урана, а также продукты активации ряда стабильных элементов. Из большого числа радиоактивных веществ для живых организмов существенное значение имеют биологически активные радиоизотопы, стабильные аналоги которых являются обычными составляющими живого вещества, а также долгоживущие радионуклиды, которые с трудом выводятся из организма (табл. 2.10).

Таблица 2.10

**Радиоизотопы, имеющие важное значение для живых организмов
(Крышев, Сазыкина, 1986; Машкович, Кудрявцева, 1995;
Торшин, Смолина, 2016; Whicker, Schults, 1982)**

Характеристика изотопов	Элемент	Радиоизотоп	Период полураспада	Тип распада
Биологически активные радиоизотопы (выполняют биологические функции, накапливаются в организмах)	Водород	^3H	12,34 года	β^-
	Углерод	^{14}C	5 730 лет	β^-
	Фосфор	^{32}P	14,3 сут	β^-
	Кальций	^{45}Ca	163 сут	β^-
	Стронций	^{90}Sr	28,6 года	β^-
	Цезий	^{137}Cs	30,17 года	β^-, γ
	Железо	^{59}Fe	43,1 сут	β^-, γ
	Кобальт	^{60}Co	5,27 года	β^-, γ
	Цинк	^{65}Zn	244,1 сут	β^-, γ
	Марганец	^{54}Mn	312,3 сут	β^-, γ
Прочие радиоизотопы (сорбируются на поверхностях, длительные периоды выведения)	Иод	^{131}I	8,04 сут	β^-, γ
	Сера	^{35}S	88 сут	β^-
	Рутений	^{106}Ru	368,2 сут	β^-
	Церий	^{144}Ce	284,3 сут	β^-, γ
	Плутоний	^{239}Pu	24000 лет	α
Америций	^{241}Am	432,6 года	α, β^-, γ	

Загрязнение биосферы в результате испытаний ядерного оружия

Всего с 1945 года было произведено более 2 400 ядерных взрывов, в том числе 502 – атмосферных (UNSCEAR, 2010), представляющих наибольшую опасность для глобального загрязнения окружающей среды. Максимумы этих испытаний приходятся на два периода: 1954 – 1958 и 1961 – 1962 гг. После подписания СССР и США в 1963 году Договора об ограничении испытаний ядерного оружия, обязывающего

не испытывать его в атмосфере, под водой и в космосе, число воздушных ядерных взрывов и их мощность резко уменьшилось. Ядерные испытания в атмосфере после 1962 года осуществлялись лишь Францией и Китаем (последнее из них – в 1980 году).

При воздушных взрывах ядерного оружия практически все материалы переходят в парообразное состояние, возникает «огненный», быстро расширяющийся шар, который быстро поднимается в верхние слои атмосферы, с последующим переносом радиоактивных веществ в компоненты окружающей среды. В результате процессов деления, происходящих при ядерном взрыве, возникает около 200 радионуклидов (Марей и др., 1984; Радиация, 1988). Доля каждого из них зависит от характера делящегося вещества и энергии нейтронов и меняется в широком диапазоне. Большинство из них являются короткоживущими или имеют очень малую концентрацию. При термоядерных взрывах преимущественно образуется тритий. Суммарные выбросы радионуклидов в атмосферу от ядерных взрывов представлены в табл. 2.11 (UNSCEAR, 2010). Вклад подземных ядерных взрывов в глобальное загрязнение атмосферы пренебрежимо мал по сравнению с атмосферными взрывами. При подземных ядерных испытаниях только относительно небольшая часть радиоактивных веществ может выйти в окружающую среду, вызывая локальное загрязнение местности.

Согласно оценкам НКДАР ООН, представленным в табл. 2.11, в суммарной активности нуклидов, поступивших в атмосферу в результате ядерных взрывов, преобладают относительно короткоживущие радионуклиды с периодом полураспада менее одного года, вклад которых составляет около 91 %. Из них наиболее значимы по активности ^{140}Ba , ^{131}I , ^{141}Ce , ^{103}Ru и ^{95}Zr . Однако по радиологической значимости доминируют долгоживущие радионуклиды, поступление которых в атмосферу Земли составило: ^3H – 186 000 ПБк, ^{14}C – 213 ПБк, ^{90}Sr – 622 ПБк, ^{137}Cs – 948 ПБк, $^{239,240}\text{Pu}$ – 10,87 ПБк, ^{241}Pu – 142 ПБк.

При атмосферных испытаниях ядерного оружия образуются облака, содержащие радиоактивные аэрозоли различного химического состава и размеров – от атомарных до крупных оплавленных частиц. Крупные частицы осаждаются преимущественно вблизи места взрыва, создавая локальные загрязнения. Мелкие частицы микронных и субмикронных размеров более медленно осаждаются на земную поверхность. Время пребывания радиоактивных продуктов ядерных взрывов в атмосфере зависит от высоты взрыва, широты местности, сезона, а также

от их физико-химического состояния. Радионуклиды, попавшие в нижний слой атмосферы – тропосферу, в течение 20 – 40 суток перемещаются воздушными течениями и постепенно выпадают на поверхность земли (Марей и др., 1984; Радиация, 1988). Однако общее время пребывания радионуклидов в атмосфере в основном определяется временем их нахождения в стратосфере, поскольку очищение стратосферы происходит значительно медленнее по сравнению с тропосферой. В среднем для смеси радионуклидов время пребывания продуктов ядерных взрывов в атмосфере составляет 3 – 5 лет. Время пребывания в стратосфере ^{90}Sr оценивается в 1 – 2 года.

Таблица 2.11

**Поступление радионуклидов в атмосферу от ядерных взрывов
(UNSCEAR, 2010)**

Радионуклид	Период полураспада	Активность, 10^{15} Бк
^3H	12,33 года	186 000
^{14}C	5 730 лет	213
^{54}Mn	312,3 сут	3 980
^{55}Fe	2,73 года	1 530
^{89}Sr	50,53 сут	117 000
^{90}Sr	28,78 года	622
^{91}Y	58,51 сут	120 000
^{95}Zr	64,02 сут	148 000
^{103}Ru	39,26 сут	247 000
^{106}Ru	373,6 сут	12 200
^{125}Sb	2,76 года	741
^{131}I	8,02 сут	675 000
^{140}Ba	12,75 сут	759 000
^{141}Ce	32,5 сут	263 000
^{144}Ce	284,9 сут	30 700
^{137}Cs	30,07 лет	948
^{239}Pu	24 110 лет	6,52
^{240}Pu	6 553 лет	4,35
^{241}Pu	14,35 лет	142

Регулярные наблюдения позволили обнаружить ряд закономерностей в поведении радиоактивных продуктов ядерных взрывов

в окружающей среде (Малахов, 1972; Малахов и др., 1970; Махонько, 2002; Махонько, Павлова, 2001; Крышев, 2018; UNSCEAR, 2010).

Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов имеют выраженный широтный характер. Особенно велика разница между плотностью выпадений в Северном и Южном полушариях. Из-за существования экваториальной зоны конвергенции, затрудняющей обмен воздушными массами между Северным и Южным полушариями, радиоактивные продукты взрывов преимущественно остаются в том полушарии, где эти взрывы были произведены.

Согласно данным наблюдений, реальная картина распространения радиоактивных продуктов в приземном слое атмосферы не носит характера движения сплошного потока, а имеет пятнистый характер. Спонтанно возникающие на земной поверхности пятна радиоактивных выпадений в основном связаны с зонами выпадения атмосферных осадков. С течением времени, независимо от места и высоты взрыва, его радиоактивные продукты перемешиваются в атмосфере и устанавливается сравнительное постоянство уровней глобальных радиоактивных выпадений.

Существует годовой ход глобального радиоактивного загрязнения продуктами ядерных взрывов с сезонным максимумом в конце весны – начале лета.

Согласно данным мониторинга, в ряде пунктов наблюдались горячие частицы различной интенсивности (Малахов, Махонько, 1963; Махонько, Павлова, 2001). Концентрация горячих частиц существенно возрастает в период испытаний ядерного оружия и в отдельных случаях достигает 30 % от суммарной активности аэрозолей приземного воздуха.

После прекращения ядерных взрывов в атмосфере наблюдалось постепенное снижение радиоактивного загрязнения приземного воздуха. На фоне установленных на основе данных мониторинга общих закономерностей, проявляющихся при больших пространственных или временных усреднениях, действовали и другие факторы, приводящие к специфическим особенностям в поведении радионуклидов в окружающей среде, такие как топография подстилающей поверхности, дисперсность аэрозольных частиц, физико-химические формы радионуклидов, влияние погодных условий, ветровой подъём аэрозольных носителей радионуклидов с загрязнённой поверхности почвы и др. (Махонько, 2002).

Согласно оценкам НКДАР ООН, суммарная эффективная доза облучения населения от радиоактивных выпадений, обусловленных испытаниями ядерного оружия, в период до 2000 году в среднем составила

около 1 мЗв, а в период 2000 – 2100 гг. составит 0,25 мЗв (табл. 2.12) (UNSCEAR, 2010).

Таблица 2.12

Оценки средних эффективных доз для населения Земли от глобальных радиоактивных выпадений вследствие испытаний ядерного оружия, мкЗв (UNSCEAR, 2010)

Нуклид	Доза, накопленная до 2000 года				Доза в период 2000 – 2100 гг.
	Внешнее облучение	Ингаляция	Потребление пищи	Суммарная	Суммарная
³ H			24	24	0,1
¹⁴ C			144	144	120
⁵⁴ Mn	19	0,1		19,1	
⁵⁵ Fe		0,01	6,6	6,6	
⁸⁹ Sr		2,6	1,9	4,5	
⁹⁰ Sr		9,2	97	108,2	8,6
⁹¹ Y		4,1		4,1	
⁹⁵ Zr	81	2,9		83,9	
¹⁰³ Ru	12	0,9		12,9	
¹⁰⁶ Ru	25	35		60	
¹²⁵ Sb	12	0,1		12,1	
¹³¹ I	1,6	2,6	64	68,2	
¹⁴⁰ Ba	27	0,4	0,5	27,9	
¹⁴¹ Ce	1,1	0,8		1,9	
¹⁴⁴ Ce	7,9	52		59,9	
¹³⁷ Cs	166	0,3	154	320,3	124
²³⁹ Pu		20		20	
²⁴⁰ Pu		13		13	
²⁴¹ Pu		5		5	
Сумма	353	149	492	994	253

Наибольший вклад в суммарную эффективную дозу от глобальных радиоактивных выпадений, полученную до 2000 года, составляет потребление продуктов питания (49 %). Основной вклад в дозу внутреннего облучения от потребления продуктов питания дают ¹³⁷Cs – 31 %, ¹⁴C – 29 %, ⁹⁰Sr – 20 % и ¹³¹I – 13 %. Доза внешнего облучения составляет около 36 % вклада в суммарную дозу. Наибольший

вклад в дозу внешнего облучения вносят ^{137}Cs – 47 % и ^{95}Zr – 23 %. Доза внутреннего облучения от ингаляции составляет около 15 % от суммарной дозы. Основной вклад в дозу от ингаляции вносят ^{144}Ce – 35 %, ^{106}Ru – 23 % и изотопы плутония – 26 %. С учётом всех путей облучения наиболее значимыми радионуклидами являются ^{137}Cs , ^{14}C и ^{90}Sr , вклады которых в суммарную дозу от глобальных радиоактивных выпадений, полученную до 2000 года, соответственно составляют 32, 14 и 11 %. Эти же радионуклиды будут вносить доминирующий вклад в среднюю эффективную дозу облучения населения Земли от глобальных радиоактивных выпадений, обусловленных испытаниями ядерного оружия в XX веке, в период 2000 – 2100 гг. (UNSCEAR, 2010). Представленные оценки дозы значительно ниже природного радиационного фона (примерно в 10^2 раз).

Выбросы радионуклидов объектами использования атомной энергии

В связи с развитием ядерной энергетики в окружающую среду поступают радионуклиды от предприятий по добыче и переработке урановых руд, изготовления топлива для АЭС и переработке облучённого топлива, от выбросов и сбросов АЭС и хранилищ радиоактивных отходов.

Исследования научного комитета ООН по действию атомной радиации (НКДАР) показывают, что основной вклад в дозы облучения населения от ЯТЦ дают выбросы естественных радионуклидов, в первую очередь радона и продуктов его распада, выделяемых при добыче и переработке урана и из хвостохранилищ, а также выбросы углерода-14 от АЭС и предприятий по переработке облучённого топлива (UNSCEAR, 1982, 1988, 2000, 2010, 2017).

Оценки выбросов радона и других радионуклидов при добыче и обогащении урана, нормированные на единицу производства электроэнергии (1 ГВт·год), приведены в табл. 2.13 и 2.14 (UNSCEAR, 2017). При годовом производстве электроэнергии в мировой ядерной энергетике на уровне 2 500 ТВт·час (World Nuclear, 2020), или 285 ГВт·год, в атмосферу Земли выбрасывается около 21 ПБк радона в год. В России выбросы радона на ПАО ППГХО, крупнейшем российском предприятии по добыче урана, составляют 0,4 ПБк/год (Радиационная, 2019).

Население, проживающее в окрестности урановых рудников и гидрометаллургических заводов, подвергается воздействию облучения от радона и тяжёлых естественных радионуклидов.

Таблица 2.13

Выбросы радона от процесса добычи и обогащения урана, нормированные на произведённую электроэнергию (UNSCEAR, 2017)

Источник	Нормированные выбросы, ТБк/(ГВт · год)
Добыча (в среднем по миру, все шахты, за исключением подземного выщелачивания)	66
Добыча (в среднем по миру, все шахты подземного выщелачивания)	3
Обогащение (в среднем по миру)	3
Хвостохранилища (в среднем по миру)	3

В публикации (UNSCEAR, 2010) величина нормализованной на единицу выработки электроэнергии коллективной дозы от добычи и переработки урановой руды оценивается средним значением 0,24 чел·Зв/(ГВт·год). Более современная оценка (UNSCEAR, 2017) даёт примерно такое же значение – 0,22 чел·Зв/(ГВт·год). Основной вклад в эту дозу вносят атмосферные выбросы радионуклидов. Наиболее значимым путём облучения населения на этом этапе ЯТЦ является ингаляция радона.

Таблица 2.14

Выбросы в воздух во время процесса обогащения (все шахты, включая шахты подземного выщелачивания) (UNSCEAR, 2017)

Радионуклид	Активность выброса, ТБк/(ГВт · год)
²¹⁰ Po	$2 \cdot 10^{-5}$
²¹⁰ Pb	$2 \cdot 10^{-5}$
²²⁶ Ra	$2 \cdot 10^{-5}$
²³⁴ U	$4 \cdot 10^{-4}$
²³⁸ U	$4 \cdot 10^{-4}$
²³⁰ Th	$2 \cdot 10^{-5}$

В мировой ядерной энергетике используются следующие типы ядерных энергетических реакторов: легководные реакторы с водой под давлением (PWR), легководные реакторы с кипящей водой (BWR), реакторы с тяжеловодным замедлителем и теплоносителем (HWR), газоохлаждаемые реакторы с графитовым замедлителем (GCR и AGR), графито-водные ядерные реакторы (LWGR), а также реакторы на быстрых нейтронах (FBR) (World, 2020). В России в эксплуатации три типа

энергетических реакторов: РБМК (реакторы большой мощности канальные с графитовым теплоносителем); ВВЭР (реакторы, кипящие под давлением, теплоноситель – вода); БН (на быстрых нейтронах с жидким натрием в качестве теплоносителя).

Величины выбросов и их радионуклидный состав зависят от типа реактора, состояния активной зоны и оборудования, эффективности очистки, условий эксплуатации. Основную долю в выбросах радионуклидов на АЭС составляют продукты деления. В их состав входят инертные радиоактивные газы (изотопы криптона и ксенона), тритий, а также радиоизотопы таких элементов, как йод, цезий, стронций, церий, рутений, цирконий и др. Другая группа радионуклидов представляет собой продукты активации материалов активной зоны реактора и первого контура теплоносителя: ^{14}C , ^{41}Ar , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{59}Fe , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn и др.

В табл. 2.15 даны мировые оценки уровней поступления в окружающую среду трития, углерода-14 и инертных радиоактивных газов от АЭС в расчёте на ГВт выработки электроэнергии. Обращают на себя внимание достаточно значимые величины выбросов биологически активных радионуклидов трития и углерода-14.

Таблица 2.15

Мировое нормализованное поступление в окружающую среду радиоактивных инертных газов, трития и углерода-14 от АЭС с разными типами реакторов, ТБк/ГВт-год (UNSCEAR, 2017)

Тип реактора АЭС	Инертные радиоактивные газы	Тритий, выбросы в атмосферу	Тритий, выбросы в гидросферу	Углерод-14, выбросы в атмосферу
AGR	$1,9 \cdot 10^1$	$4,0 \cdot 10^0$	$4,1 \cdot 10^2$	$1,4 \cdot 10^0$
BWR	$1,8 \cdot 10^1$	$1,3 \cdot 10^0$	$8,2 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^{-1}$
FBR	$4,4 \cdot 10^1$	$4,9 \cdot 10^1$	$1,7 \cdot 10^0$	$1,2 \cdot 10^{-1}$
GCR	$1,7 \cdot 10^3$	$5,0 \cdot 10^0$	$4,7 \cdot 10^0$	$5,5 \cdot 10^0$
HWR	$3,5 \cdot 10^1$	$2,0 \cdot 10^2$	$1,7 \cdot 10^2$	$6,0 \cdot 10^{-1}$
LWGR	$4,6 \cdot 10^2$	$2,6 \cdot 10^1$	$7,8 \cdot 10^{-1}$	$1,3 \cdot 10^0$
PWR	$5,8 \cdot 10^0$	$1,5 \cdot 10^0$	$1,8 \cdot 10^1$	$8,2 \cdot 10^{-2}$
1 ТБк= 10^{12} Бк				

Выбросы и сбросы отечественных АЭС в целом соответствуют общемировым данным с учётом специфики используемых ядерных реакторов (Крышев и др., 2019; Радиационная, 2019).

В табл. 2.16 представлены оценки вкладов техногенных радионуклидов в дозу облучения населения от выбросов АЭС с различными типами ядерных реакторов (UNSCEAR, 2017).

Таблица 2.16

Оценки дозы для населения от выбросов АЭС с различными типами ядерных реакторов (локальный и региональный компоненты коллективной дозы в течение 100 лет) (UNSCEAR, 2017)

Радионуклид	Среднемировая коллективная доза на единицу вырабатываемой электроэнергии для каждого типа АЭС, чел·Зв/(ГВт·год)						
	PWR	BWR	HWR	LWGR	AGR	GCR	FBR
³ H	7,2·10 ⁻²	8,6·10 ⁻³	1,7·10 ⁰	1,2·10 ⁻¹	1,9·10 ⁻²	3,3·10 ⁻²	2,3·10 ⁻¹
¹⁴ C	4,6·10 ⁻²	3,2·10 ⁻²	1,4·10 ⁻¹	3,1·10 ⁻¹	3,5·10 ⁻¹	1,3·10 ⁰	2,8·10 ⁻²
³⁵ S	0	0	0	0	4,5·10 ⁻²	2,4·10 ⁻¹	0
⁴¹ Ar	4,5·10 ⁻⁵	4,6·10 ⁻⁵	1,3·10 ⁻³	3,4·10 ⁻³	8,4·10 ⁻⁴	7,0·10 ⁻²	0
⁵⁴ Mn	2,3·10 ⁻⁵	1,0·10 ⁻⁴	0	4,0·10 ⁻⁵	0	0	1,8·10 ⁻⁴
⁵⁸ Co	3,7·10 ⁻⁵	4,0·10 ⁻⁵	0	5,9·10 ⁻⁶	0	0	1,7·10 ⁻⁴
⁶⁰ Co	2,0·10 ⁻⁴	5,6·10 ⁻³	1,5·10 ⁻⁴	8,8·10 ⁻³	7,0·10 ⁻²	3,5·10 ⁻³	2,3·10 ⁻³
⁶⁵ Zn	0	5,0·10 ⁻⁴	0	1,6·10 ⁻⁴	7,0·10 ⁻⁵	0	0
⁸⁵ Kr	2,2·10 ⁻⁶	1,4·10 ⁻⁵	0	0	0	0	1,7·10 ⁻⁴
⁹⁰ Sr	7,0·10 ⁻⁵	1,2·10 ⁻³	0	1,2·10 ⁻²	3,4·10 ⁻⁵	4,7·10 ⁻¹	0
¹⁰⁶ Ru	3,7·10 ⁻⁵	1,0·10 ⁻⁶	0	0	0	0	0
¹³¹ I	6,0·10 ⁻⁵	3,2·10 ⁻⁴	1,7·10 ⁻⁵	7,5·10 ⁻³	2,5·10 ⁻⁵	0	1,5·10 ⁻⁴
¹³³ Xe	1,2·10 ⁻⁴	1,5·10 ⁻⁴	0	1,1·10 ⁻²	0	0	0
¹³⁵ Xe	3,4·10 ⁻⁵	3,4·10 ⁻⁴	0	2,4·10 ⁻³	0	0	0
¹³⁸ Xe	1,5·10 ⁻⁹	3,1·10 ⁻⁷	0	1,1·10 ⁻⁶	0	0	0
¹³⁴ Cs	3,2·10 ⁻⁴	2,6·10 ⁻⁴	0	3,4·10 ⁻⁴	7,4·10 ⁻⁴	3,8·10 ⁻²	1,1·10 ⁻²
¹³⁷ Cs	4,2·10 ⁻⁴	1,0·10 ⁻³	4,6·10 ⁻²	6,6·10 ⁻³	6,6·10 ⁻⁴	6,2·10 ⁻¹	7,7·10 ⁻³
Сумма	1,2·10 ⁻¹	5,0·10 ⁻²	1,9·10 ⁰	4,8·10 ⁻¹	4,9·10 ⁻¹	2,8·10 ⁰	2,8·10 ⁻¹

Согласно представленным оценкам, основной вклад в дозу облучения населения от выбросов АЭС в мире вносят углерод-14 и тритий: 92 % – PWR, 81 % – BWR, 97 % – HWR, 90 % – LWGR, 76 % – AGR, 92 % – BWR. Для газоохлаждаемых реакторов с графитовым замедлителем (GCR), кроме трития и углерода-14, значимый вклад в дозу вносят ³⁵S, ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs, а для реакторов AGR – ³⁵S. Оценки НКДАР (UNSCEAR, 2017) свидетельствуют о необходимости первоочередного контроля углерода-14 и трития в выбросах АЭС.

Следует отметить, что и традиционная энергетика на угле является источником выбросов радионуклидов, содержащихся в угле. Нормализованные усреднённые выбросы естественных радионуклидов, типичных для угольной энергетики, приведены в табл. 2.17.

Таблица 2.17

Типичные нормализованные выбросы радионуклидов угольной энергетикой (UNSCEAR, 2017)

Радионуклид	Нормализованные выбросы, ТБк/ГВт в год	
	Старые ТЭС	Современные ТЭС
^{222}Rn	$7,0 \cdot 10^{-2}$	$7,0 \cdot 10^{-2}$
^{210}Po	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$9,3 \cdot 10^{-5}$
^{210}Pb	$1,4 \cdot 10^{-3}$	$9,3 \cdot 10^{-5}$
^{226}Ra	$7,0 \cdot 10^{-4}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$
^{234}U	$7,0 \cdot 10^{-4}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$
^{238}U	$7,0 \cdot 10^{-4}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$
^{230}Th	$7,0 \cdot 10^{-4}$	$4,7 \cdot 10^{-5}$

Радионуклиды в выбросах ТЭС представляют естественные радионуклиды урана и тория и нуклиды, образующиеся в семействах их распада. Существует принципиальное различие традиционной и ядерной энергетики в отношении баланса радиоактивности в биосфере. Ядерная энергетика извлекает естественные радионуклиды из недр земли и на их основе нарабатывает новые радиоактивные изотопы, при этом суммарная радиоактивность биосферы растёт. Напротив, угольная энергетика ограничивается рассеиванием в биосфере естественных радионуклидов, извлечённых в составе угля из недр земли, при этом прироста суммарной радиоактивности на Земле не происходит, хотя вынос избыточных количеств тяжёлых элементов на поверхность земли оказывает неблагоприятное воздействие на биоту.

Производственные комплексы по переработке и регенерации отработанного ядерного топлива имеют выбросы и сбросы по широкому спектру радионуклидов, значительно превышающие поступление радиоактивности в окружающую среду при нормальной работе АЭС. Типичные уровни сбросов и выбросов наиболее крупных комплексов по переработке ОЯТ в Селлафильде (Sellafield, Великобритания), Ла Хаге (La Hague, Франция), ПО «Маяк» (Россия) приведены в табл. 2.18 (Радиационная, 2020; UNSCEAR, 2017).

Таблица 2.18

Типичные усреднённые скорости выбросов и сбросов радионуклидов наиболее крупными промышленными комплексами по переработке отработанного ядерного топлива (UNSCEAR, 2017)

Радионуклид	Выбросы в атмосферу, Бк/с			Сбросы в гидросферу, Бк/с	
	Селлафильд (Sellafield), Великобритания	Ла Хаг (La Hague), Франция	ПО «Маяк», Россия*	Селлафильд (Sellafield), Великобритания	Ла Хаг (La Hague), Франция
³ H	3,1·10 ⁶	1,8·10 ⁶	4,2·10 ⁷	4,4·10 ⁷	3,2·10 ⁸
¹⁴ C	8,7·10 ³	5,1·10 ⁵	-	1,4·10 ⁵	2,3·10 ⁵
⁶⁰ Co	-	2,3·10 ⁻¹	3,4·10 ⁻¹	3,1·10 ³	2,0·10 ³
⁸⁵ Kr	1,4·10 ⁹	7,1·10 ⁹	1,3·10 ^{9**}	-	-
⁹⁰ Sr	1,3·10 ⁰	-	1,2·10 ¹	3,2·10 ⁴	4,2·10 ³
¹⁰⁶ Ru	2,4·10 ¹	2,2·10 ⁰	4,2·10 ¹	3,7·10 ⁴	6,5·10 ⁴
¹²⁹ I	3,1·10 ²	1,4·10 ²	4,7·10 ²	8,7·10 ³	4,3·10 ⁴
¹³¹ I	1,2·10 ¹	7,7·10 ⁰	3,1·10 ⁰	-	3,7·10 ²
¹³⁴ Cs	-	1,7·10 ⁻¹	9,1·10 ⁻¹	3,5·10 ³	2,4·10 ³
¹³⁷ Cs	3,0·10 ⁰	1,4·10 ⁻¹	3,6·10 ¹	1,5x10 ⁵	3,4·10 ⁴
²³⁹ Pu	6,2·10 ⁻¹	5,9·10 ⁻²	2,2·10 ¹	4,2x10 ³	2,9·10 ²
²⁴¹ Am	1,2·10 ⁰	-	-	1,1x10 ⁴	6,2·10 ²

Примечание: *усреднённые данные за 2018 – 2019 гг., ** сумма ИРГ по данным за 2018 – 2019 гг. (Радиационная, 2020); – информация не представлена.

Основной вклад в активность воздушных выбросов для радиохимических комплексов при переработке ОЯТ дают инертные радиоактивные газы, а также ³H и ¹⁴C. Активность жидких сбросов в основном определяется ³H и ¹⁴C, а также ⁹⁰Sr, ¹⁰⁶Ru, ¹³⁷Cs (Селлафильд, Ла-Аг).

В табл. 2.19 представлены оценки вкладов техногенных радионуклидов в дозу облучения населения от предприятий по переработке ОЯТ (UNSCEAR, 2017).

Основной вклад в дозу от переработки ОЯТ вносят выбросы радионуклидов в атмосферу (93 %). Вклад углерода-14 в дозу от выбросов в атмосферу составляет 74 %, ⁸⁵Kr – 17 %, ³H – 5 %. Вклад углерода-14 в дозу от водных сбросов составляет 81 %, ¹⁰⁶Ru – 4 %, ²³⁹Pu – 4 %, ⁶⁰Co – 3 %, ²⁴¹Am – 3 %. В суммарной дозе для населения от переработки ОЯТ доминирует углерод-14 (76 %).

Таблица 2.19

Оценки дозы для населения от выбросов и сбросов предприятий по переработке ОЯТ (локальный и региональный компоненты коллективной дозы в течение 100 лет) (UNSCEAR, 2017)

Радионуклид	Коллективная доза на единицу произведённой электроэнергии, чел·Зв/(ГВт·год)		
	Выброс в атмосферу	Сброс в водные объекты	Сумма
³ H	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$3,6 \cdot 10^{-6}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$
¹⁴ C	$2,0 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-2}$
⁵⁴ Mn	0	$8,4 \cdot 10^{-7}$	$8,4 \cdot 10^{-7}$
⁵⁸ Co	0	$1,8 \cdot 10^{-8}$	$1,8 \cdot 10^{-8}$
⁶⁰ Co	$3,4 \cdot 10^{-7}$	$6,1 \cdot 10^{-5}$	$6,1 \cdot 10^{-5}$
⁸⁵ Kr	$4,5 \cdot 10^{-3}$	0	$4,5 \cdot 10^{-3}$
⁹⁰ Sr	0	$5,8 \cdot 10^{-7}$	$5,8 \cdot 10^{-7}$
¹⁰⁶ Ru	$4,2 \cdot 10^{-7}$	$9,0 \cdot 10^{-5}$	$9,0 \cdot 10^{-5}$
¹²⁹ I	$8,3 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-5}$	$8,5 \cdot 10^{-4}$
¹³¹ I	$9,6 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-9}$	$9,6 \cdot 10^{-7}$
¹³⁴ Cs	$2,0 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$
¹³⁷ Cs	$1,9 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$	$1,7 \cdot 10^{-5}$
²³⁹ Pu	$3,7 \cdot 10^{-6}$	$8,3 \cdot 10^{-5}$	$8,7 \cdot 10^{-5}$
²⁴¹ Am	0	$5,7 \cdot 10^{-5}$	$5,7 \cdot 10^{-5}$
Сумма	$2,7 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^{-3}$	$2,9 \cdot 10^{-2}$

В штатных условиях эксплуатации объектов использования атомной энергии дозы облучения организмов флоры и фауны оказываются, как правило, существенно ниже референтных экологически безопасных уровней (табл. 2.20) (Крышев и др., 2017).

Таблица 2.20

Оценка мощности дозы облучения организмов биоты в районах расположения объектов использования атомной энергии, мГр/сут

Объект использования атомной энергии	Наземная биота	Водная биота
Белоярская АЭС	$6 \cdot 10^{-7} - 1 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-3} - 2 \cdot 10^{-1*}$
Ленинградская АЭС	$8 \cdot 10^{-5} - 4 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-6} - 5 \cdot 10^{-4}$
Нововоронежская АЭС	$1 \cdot 10^{-7} - 6 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-5} - 3 \cdot 10^{-4}$

Окончание таблицы 2.20

Приаргунское ПГХО	$7 \cdot 10^{-3} - 5 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1} - 6^*$
Экологически безопасный уровень облучения (БУОБ) (Рекомендации, 2015; ICRP, 2009)	1-10	1-10

Примечание. * для моллюсков, для которых БУОБ составляет 10 мГр/сут.

Наиболее высокие дозы облучения биоты отмечаются вблизи уранового производства Приаргунского ПГХО и на участках, загрязнённых в результате прошлой деятельности объектов использования атомной энергии.

Загрязнение биосферы в результате радиационных аварий

Потенциальная опасность ядерного объекта обусловлена возможностью поступления в окружающую среду значительных количеств радионуклидов в случае радиационной аварии. В качестве количественных характеристик радиационных аварий используются: величина активности радиологически значимых радионуклидов, поступивших в окружающую среду (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I и др.); оценки дозы облучения персонала и населения; наблюдаемые концентрации радионуклидов в местных продуктах и объектах окружающей среды, оценки дозы и экологического риска для объектов живой природы. Важным интегральным критерием последствий радиационной аварии является оценка дозы облучения населения (табл. 2.21) (UNSCEAR, 2011, 2014).

Согласно критерию коллективной дозы, наиболее крупными авариями являются аварии на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима». Оценки суммарных выбросов радионуклидов в биосферу при этих авариях (без ^{14}C и трития) даны в табл. 2.22. Выбросы радиоактивных благородных газов на обеих АЭС сопоставимы, а выброс таких экологически значимых летучих радионуклидов, как ^{131}I и ^{137}Cs , на АЭС «Фукусима» примерно в 10 раз ниже. Выброс полуметаллов (Sr, Ru, Ba) и тугоплавких элементов (Zr, Mo, Ce, Np, Pu, Cm) в результате аварии на Чернобыльской АЭС был значительно выше по сравнению с АЭС «Фукусима». Активность сброса в море аварийной АЭС «Фукусима» ^{131}I оценивается в 10 – 20 ПБк, а для ^{137}Cs 1 – 6 ПБк, в некоторых оценках для этого радионуклида указывался более широкий интервал – 2,3 – 26,9 ПБк (IAEA, 2015).

Таблица 2.21

Оценки коллективной эффективной дозы облучения населения от радиационных аварий (UNSCEAR, 2011, 2014)

Авария	Год	Коллективная эффективная доза (локальная и региональная), чел·Зв
Авария на ПО «Маяк» (СССР, 1957)	1957	1 200
Авария в Уиндскейле (Великобритания, 1957)	1957	2 000
Авария на АЭС «Три-Майл-Айленд» (США, 1979)	1979	40
Авария на Чернобыльской АЭС (СССР, 1986)	1986	400 000
Авария на АЭС «Фукусима-1» (Япония, 2011)	2011	48 000

Таблица 2.22

Оценки аварийных выбросов в результате аварий на Чернобыльской АЭС (1986 г.) и на АЭС «Фукусима» (2011 г.), 10^{15} Бк (Крышев, Рязанцев, 2017; Экологические, 2008; IAEA, 2015)

Радионуклид	Период полураспада	Чернобыльская АЭС (Экологические, 2008)	АЭС «Фукусима» (IAEA, 2015; UNSCEAR, 2014)
^{85}Kr	10,72 года	33	6,4 – 32,6
^{133}Xe	5,25 сут	6 500	$(6 - 12) \cdot 10^3$
$^{129\text{m}}\text{Te}$	33,6 сут	240	3,3 – 12,2
^{132}Te	3,26 сут	1 150	0,76 – 162
^{131}I	8,04 сут	1 760	100 – 400
^{133}I	20,8 ч	910	0,68 – 300
^{134}Cs	2,06 года	47	8,3 – 50
^{136}Cs	13,1 сут	36	1,8
^{137}Cs	30 лет	85	7 – 20
^{89}Sr	50,5 сут	115	0,043 – 13
^{90}Sr	29,12 года	10	0,0033 – 0,14
^{103}Ru	39,3 сут	168	$7,5 \cdot 10^{-7} - 7,1 \cdot 10^{-5}$
^{106}Ru	368 сут	73	$2,1 \cdot 10^{-6}$
^{140}Ba	12,7 сут	240	1,1 – 20

Окончание таблицы 2.22

Радио- нуклид	Период полурас- пада	Чернобыльская АЭС (Экологические, 2008)	АЭС «Фукусима» (IAEA, 2015; UNSCEAR, 2014)
⁹⁵ Zr	64 сут	84	0,017
⁹⁹ Mo	2,75 сут	72	$8,8 \cdot 10^{-8}$
¹⁴¹ Ce	32,5 сут	84	0,018
¹⁴⁴ Ce	284 сут	50	0,011
²³⁹ Np	2,35 сут	400	0,076
²³⁸ Pu	87,74 года	0,015	$2,4 \cdot 10^{-7} - 1,9 \cdot 10^{-6}$
²³⁹ Pu	24 065 лет	0,013	$4,1 \cdot 10^{-8} - 3,2 \cdot 10^{-6}$
²⁴⁰ Pu	6 537 лет	0,018	$5,1 \cdot 10^{-8} - 3,2 \cdot 10^{-6}$
²⁴¹ Pu	14,4 года	2,6	$3,3 \cdot 10^{-8} - 1,2 \cdot 10^{-3}$
²⁴² Cm	18,1 года	0,4	$9,8 \cdot 10^{-7} - 1 \cdot 10^{-4}$

Воздействие аварии на Чернобыльской АЭС на радиоактивность окружающей среды было обнаружено радиометрической службой Госгидромета утром 26 апреля 1986 года через несколько часов после аварии при штатных наблюдениях за мощностью экспозиционной дозы γ -излучения на площадке метеостанции в г. Чернобыль (Радиоактивное, 1987). Сразу после аварии наибольшую радиологическую опасность представляли изотопы йода. Их наличие в атмосфере явилось также индикатором распространения аварийного выброса. В планшетных пробах, снятых 26 апреля в 8 ч утра, на большой территории был обнаружен ¹³¹I (Радиоактивное, 1987). Основной перенос радионуклидов происходил на запад и северо запад. В дальнейшем изменяющиеся метеорологические условия и смена направлений ветра на разных высотах, продолжение выбросов в течение 10 сут привело к сложной неоднородной картине радиоактивного загрязнения (Радиоактивное, 1987; Израэль и др., 1990). Наибольшее загрязнение местности наблюдалось на севере Украины, востоке Белоруссии и в ряде областей центральной европейской части России. Радиоактивный след был также обнаружен на северо-западе России, в скандинавских странах и некоторых странах Европы. Максимальный уровень загрязнения был зарегистрирован в 30-километровой зоне отчуждения Чернобыльской АЭС.

Большая часть выброса аварийной АЭС «Фукусима» в атмосферу подверглась переносу преобладающими ветрами с рассеиванием

и осаджением в северной части Тихого океана (IAEA, 2015). На суше произошло осаднение относительно небольшой части атмосферных выбросов, в основном в северо-западном направлении от АЭС. Вместе с тем после аварии в суточных пробах аэрозолей, отобранных с помощью воздухофилтрующих установок, почти во всех регионах России наблюдался повышенный уровень ^{137}Cs в атмосферном воздухе, а также регистрировались такие техногенные радионуклиды, как ^{134}Cs , ^{131}I , ^{132}I , ^{132}Te , $^{129\text{m}}\text{Te}$, ^{136}Cs , отсутствующие в составе глобального техногенного фона (Радиационная, 2012). Объёмная активность ^{137}Cs и других техногенных радионуклидов, обусловленная атмосферным переносом аварийных выбросов АЭС «Фукусима» на территорию России, была в $10^3 - 10^6$ раз ниже допустимой и не представляли значимой радиационной опасности.

В табл. 2.23 приведена объёмная активность радионуклидов в атмосферном воздухе в ранний период после радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима» (Крышев, Рязанцев, 2017; Радиоактивное, 1987; Радиационная, 2012; IAEA, 2015). Из представленных данных следует, что максимальное загрязнение атмосферного воздуха радиоизотопами йода и цезия в пунктах наблюдений на расстоянии 150 – 300 км от аварийных АЭС в целом сопоставимо. На дальнем следе (около 1 000 км от Чернобыльской АЭС) загрязнение воздуха в момент прохождения радиоактивного облака было в 100 раз ниже. Объёмная активность ^{131}I в воздухе в зоне отчуждения АЭС «Фукусима» достигала 10 кБк/м³ 19 – 23 марта 2011 года и оставалась выше уровня 100 Бк/м³ до середины апреля. При этом активность ^{131}I в газовой фазе составляла в среднем около 80 % общей активности, т.е. была существенно выше аэрозольного компонента (IAEA, 2015). Объёмная активность ^{134}Cs и ^{137}Cs в воздухе зоны отчуждения изменялась с 19 марта до начала апреля 2011 года в интервале 10 – 100 Бк/м³, при этом отношение их активности в среднем было равно единице.

В первый период после аварии на Чернобыльской АЭС почва наиболее сильно была загрязнена сравнительно короткоживущими нуклидами: ^{131}I , ^{132}Te , ^{132}I , ^{239}Np , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{89}Sr . В ближней к месту аварии зоне почва была обогащена ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{141}Ce , ^{144}Ce , в дальней – ^{131}I , ^{137}Cs и ^{134}Cs (Радиоактивное, 1987). Максимум содержания радиоактивных изотопов йода в почве наблюдался в период с 28 апреля по 9 мая в зависимости от траекторий переноса аварийного выброса и местных метеоусловий. 28 – 29 апреля 1986 года в Гомеле активность ^{131}I составила 2,4 МБк/м², примерно такая же активность этого радионуклида

наблюдалась в Чернобыле 1 – 2 мая 1986 года (Радиоактивное, 1987; Радиоэкологические, 1991).

Таблица 2.23

Объёмная активность радионуклидов в приземной атмосфере после радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима», Бк/м³

Радионуклид	Минск, 325 км от Чернобыльской АЭС, 28 – 29 апреля 1986 г.	Барышевка, Киевская обл., 150 км от Чернобыльской АЭС, 30 апреля – 1 мая 1986 г.	Сосновый Бор, Ленинградская обл., 950 км от Чернобыльской АЭС, 28 – 29 апреля 1986 г.	Район АЭС «Фукусима», 19–23 марта 2011 г.	Токаимура, 150 км от АЭС, 19–23 марта 2011 г.
¹³¹ I	320	300	2,7	10 000	1 000
¹³⁷ Cs	93	78	0,65	100	100
¹³⁴ Cs	48	52	0,38	100	100
¹³² Te	74	3300	0,26		
¹⁴⁰ Ba	27	230	0,13		
⁹⁵ Zr	3	24			
⁹⁹ Mo			0,04		
¹⁰³ Ru	16	24	0,05		
¹⁰⁶ Ru			0,004		
¹⁴¹ Ce		26	0,04		
¹⁴⁴ Ce		26	0,04		
²³⁹ Np			0,67		

После распада ¹³¹I и других короткоживущих нуклидов с середины 1986 года на большей части аварийного следа за пределами зоны отчуждения определяющими в радиоактивном загрязнении местности являлись ¹³⁷Cs и ¹³⁴Cs. Районы с относительно высоким загрязнением ¹³⁷Cs образовались в основном в результате атмосферных осадков, выпавших в период прохождения радиоактивного облака. Наибольшие радиоактивные выпадения характерны для 30-километровой зоны, а также некоторых районов, расположенных в западном и северо-западном направлении. Максимальная плотность загрязнения почвы в зоне отчуждения составляла, кБк/м²: ¹³⁷Cs (4–7,5)·10³, ⁹⁰Sr (0,4–0,75)·10³, Pu, ²⁴¹Am 20–40 кБк/м² (Атлас, 2009). За пределами

наиболее загрязнённых территорий находится много небольших районов загрязнения с плотностью выпадений 37 – 185 кБк/м². Всего около 1,6 % Европейской территории России было загрязнено ¹³⁷Cs более 37 кБк/м². «Пятнистая» структура загрязнения имеет место не только для отдельных территорий, но и локальных участков, на которых плотность загрязнения ¹³⁷Cs может отличаться в десятки раз (Крупные, 2001).

Максимальная плотность загрязнения почвы ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs в марте 2011 года в северо-западной части района расположения АЭС «Фукусима» достигала 10 МБк/м², ¹³¹I – в 10 раз выше (табл. 2.24) (IAEA, 2011, 2015). На некоторых участках плотность загрязнения почвы ¹³⁷Cs составляла 1 МБк/м². Таким образом, можно сделать вывод о примерной сопоставимости загрязнения ¹³⁷Cs территорий зон отчуждения Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима».

Таблица 2.24

Максимальное загрязнение почвы в районе расположения АЭС «Фукусима» в марте 2011 г, МБк/м² (приведено к 17 ч 15 марта 2011 г.) (IAEA, 2015)

Радионуклид	Плотность загрязнения почвы	Радионуклид	Плотность загрязнения почвы
^{129m} Te	3,0	¹³⁴ Cs	9,8
¹²⁹ Te	1,8	¹³⁶ Cs	0,4
¹³¹ I	125	¹³⁷ Cs	10,1
¹³² Te	75,3	¹⁴⁰ Ba	0,1
¹³² I	69,8	¹⁴⁰ La	0,1

В связи с малым периодом полураспада содержание в почве ¹³¹I и других короткоживущих радионуклидов быстро снижалось, и уже через несколько месяцев загрязнение почвы определялось ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs. Вследствие неоднородности радиоактивных выпадений распределение изотопов цезия на территории префектуры Фукусима также было неоднородным. За пределами наиболее загрязнённых участков в этом районе плотность загрязнения почвы ¹³⁷Cs в среднем составляла 10 кБк/м², по всей Японии в целом ниже 1 кБк/м² (IAEA, 2011, 2015).

Максимальное радиоактивное загрязнение водоёмов наблюдалось в первый месяц после аварии на Чернобыльской АЭС. Радиоактивность поверхностных вод в этот период характеризовалась широким

радионуклидным составом (табл. 2.25) (Израэль и др., 1990; Радиоэкологические, 1991; Kryshev, 1995). При этом активность короткоживущих нуклидов превосходила активность долгоживущих цезия и стронция. Наблюдалось обогащение взвеси изотопами Ba, Ce, Ru, Zr по сравнению с водной фракцией. По мере распада короткоживущих нуклидов и их депонирования частицами взвеси в донные отложения активность воды заметно уменьшилась.

Таблица 2.25

Объёмная активность радионуклидов в поверхностных водах после аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима», Бк/л

Радионуклид	Водоёмы Чернобыльской зоны (Израэль и др., 1990; Радиоэкологические, 1991; Kryshev, 1995)		Морская акватория вблизи АЭС «Фукусима Дайити» (IAEA, 2015, Авария, 2013)	
	Водоём-охладитель ЧАЭС, 30 мая 1986 г.	Река Припять, Чернобыль, 1 мая 1986 г.	Прибрежная зона вблизи сбросного канала АЭС, 21 марта 2011 г.	Открытое море, 30 км от АЭС, 23 – 24 марта 2011 г.
¹³¹ I	1 700	2 200	5 070	40
¹³² I		1 000	2 140	
¹³⁴ Cs	200	140	1 490	15
¹³⁷ Cs	400	270	1 480	15
⁹⁰ Sr	40	30		
⁹⁵ Zr	330	670		
⁹⁵ Nb	470	670		
¹⁰³ Ru	270	780		
¹⁰⁶ Ru	130			
¹⁴⁰ Ba	800	1 600		
¹⁴⁰ La	530			
¹⁴¹ Ce	330	660		
¹⁴⁴ Ce	200	540		
²³⁹ Np		360		

Максимальное радиоактивное загрязнение морских вод наблюдалось в течение месяца после аварии в прибрежной зоне вблизи сбросного

канала АЭС «Фукусима». Временная динамика объёмной активности радионуклидов в этот период характеризовалась значительной изменчивостью. В отдельные дни наблюдалась максимальная концентрация ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs в диапазоне 1 – 100 кБк/л (IAEA, 2015). Вследствие короткого периода полураспада ^{131}I перестал быть значимым уже через несколько месяцев после аварии. Отметим также, что по мере удаления от берега в результате разбавления происходило значительное снижение радиоактивности морских вод (табл. 2.25).

Важным интегральным критерием тяжести радиационной аварии является оценка дозы облучения биоты (табл. 2.26) (Крупные, 2001; Радиоэкологические, 1991, Крышев и др., 2016, 2017; Крышев, Рязанцев, 2017; IAEA, 2015; UNSCEAR, 2014).

Таблица 2.26

Оценки мощности дозы облучения биоты на территориях, загрязнённых в результате радиационных аварий (ближняя зона), мГр/сут (Крышев, Рязанцев, 2017; Крышев и др., 2016, 2017; IAEA, 2015; UNSCEAR, 2014)

Объект биоты	ВУРС (1957)	ЧАЭС (1986)	Фукусима (2011)	БУОБ*
Деревья (сосна)	100 – 2 000	30 – 1 000	20	1
Трава	60 – 1000	50 – 1 000	25	10
Наземные позвоночные	100 – 400	80 – 700	1,7	1
Рыба	30 – 110	2 – 100	3,4	1
Моллюски	30 – 130	10 – 100	1,2	10
Водоросли	40 – 120	5 – 100	70	10

Примечание: * БУОБ – экологически безопасный уровень облучения для объектов биоты (Рекомендации, 2015; ICRP, 2014).

По уровню радиоэкологического воздействия, наиболее значимы радиационные аварии на ПО «Маяк» (1957 г.), ЧАЭС (1986 г.), и АЭС «Фукусима-1». Максимальные мощности дозы облучения организмов биоты на территории ВУРС сопоставимы с дозовыми нагрузками на биоту в ближней зоне ЧАЭС. На участке, расположенном в 2 км к западу от Чернобыльской АЭС, погибли сосны. Доза внешнего

облучения деревьев на этом участке, получившем название «рыжий лес», составила не менее 100 Гр. За исключением зоны «рыжего леса», лесные экосистемы вблизи ЧАЭС сохранили свою жизнеспособность. Уже через год после аварии в повреждённых лесах начались активные восстановительные процессы. В первые годы после аварии в зоне отчуждения наблюдались генетические и морфологические изменения у некоторых видов растений, обеднение видового состава почвенной фауны, нарушения в показателях крови и морфологические изменения внутренних органов мышевидных грызунов и других диких животных, повышение уровня асимметрии жилкования крыльев у стрекоз, увеличение числа рыб с аномалиями воспроизводительной системы для популяции белого толстолобика водоёма-охладителя при сохранении жизнеспособности популяции (Крупные, 2001; Радиоэкологические, 1991; Рябов, 2004; Kryshev et al., 2005).

Можно выделить несколько характерных временных масштабов в формировании радиоэкологической обстановки на территории аварийного чернобыльского следа, (Радиоэкологические, 1991, Крышев и др., 2016). В течение первого этапа (временной масштаб – месяц) происходил атмосферный перенос и осаждение радионуклидов на компоненты наземной и водной среды. Согласно данным наблюдений, во многих районах аварийного следа максимальные уровни радиоактивных выпадений на четыре-пять порядков превышали фоновые уровни. Основной вклад в радиоактивное загрязнение вносили относительно короткоживущие радионуклиды, такие как ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{131}I , ^{132}I , ^{132}Te , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{141}Ce , ^{239}Np и др. Именно для этого периода характерны максимальные экологические риски в зоне отчуждения ЧАЭС. Отметим также, что в течение данного этапа происходило значительное снижение радиоактивности воздуха и воды не только вследствие процессов радиоактивного распада короткоживущих радионуклидов, но и накопления радионуклидов в биоте, почве и донных отложениях. Обычно снижение радиоактивности в воздухе и воде интерпретируется как процесс самоочищения природных сред. Однако при этом следует иметь в виду, что «очищение» атмосферы сопровождается, например, загрязнением лесных биоценозов, а «очищение» воды от радионуклидов влечёт за собой загрязнение гидробионтов и донных отложений.

На втором этапе (характерный временной масштаб – годы) происходило перераспределение радионуклидов между компонентами экосистем. По мере распада короткоживущих радионуклидов основное

значение в формировании экологического риска в зоне отчуждения ЧАЭС стали приобретать ^{137}Cs , ^{134}Cs и ^{90}Sr , а на отдельных участках – трансурановые радионуклиды. На большей части аварийного следа основным источником радиоэкологического воздействия является ^{137}Cs , содержание которого в компонентах экосистем существенно возросло по сравнению с фоновым дочернобыльским уровнем.

На третьем этапе (характерный масштаб – десятилетия) происходит постепенное снижение загрязнения объектов окружающей среды в основном в результате радиоактивного распада. Особенно медленно снижается содержание радиоактивного цезия в таких компонентах природной среды, как почва, леса, непроточные водоёмы (Крупные, 2001; Вакуловский и др., 2009; Крышев, Рязанцев, 2010). Для описания данного явления предложена концепция «радионуклидного экологического кольца» – замедление выноса радионуклидов вследствие их аккумуляции в компонентах наземных и водных экосистем (Соколов и др., 1990; Радиоэкологические, 1991; Крышев и др., 2016). Согласно данным мониторинга по прошествии 30 лет после Чернобыльской аварии большая часть ^{137}Cs находится в верхнем слое почвы толщиной 5 – 10 см, в результате по-прежнему происходит поступление этого радионуклида в объекты живой природы. По-прежнему остаются загрязнёнными существенно выше фоновых значений грибы, ягоды, дикие животные, озёрная рыба для ряда территорий аварийного следа. Максимальные дозовые нагрузки на природную биоту и экологические риски наблюдались в 1986 году. В загрязнённых районах Брянской области мощности дозы облучения позвоночных животных в мае 1986 года могли достигать значений БУОБ (1 мГр/сут). Основной вклад в формирование дозовых нагрузок на биоту в ранний поставарийный период вносили ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{140}Ba , ^{103}Ru и ^{106}Ru . За пределами зон отчуждения по усреднённым данным в мае – декабре 1986 года дозовые нагрузки на референтные организмы были ниже БУОБ. Современные дозовые нагрузки на позвоночные животные в наиболее загрязнённых районах на территории аварийного чернобыльского следа в России в среднем на порядок ниже БУОБ (Крышев и др., 2021).

Дозы облучения организмов биоты в ближней зоне аварийной АЭС «Фукусима» заметно ниже по сравнению с головной частью ВУРС и ближней зоной ЧАЭС. Наиболее высокие уровни облучения объектов биоты отмечались вблизи аварийной АЭС «Фукусима» в период с середины марта по середину апреля 2011 года (IAEA, 2015). Согласно расчётным

оценкам, мощность дозы облучения деревьев и травы в этот период составляла 20 – 25 мГр/сут, оленя – 1,7 мГр/сут. В течение года дозовые нагрузки для деревьев и травы заметно снизились – до 0,3 – 0,5 мГр/сут, а для оленя остались примерно на одном уровне – 1,4 мГр/сут. Для морских организмов наиболее высокие мощности дозы облучения согласно расчётным оценкам имели место для водорослей в прибрежной зоне аварийной АЭС в первый месяц после аварии – 70 мГр/сут вследствие накопления морскими водорослями короткоживущего ¹³¹I. После его распада через несколько месяцев уровень облучения водорослей снизился практически в 1 000 раз. Мощность дозы облучения крабов и рыбы в первый месяц после аварии оценивается, соответственно, в 1,2 и 3,4 мГр/сут, через год она снизилась в десятки раз – до значений 0,11 – 0,12 мГр/сут.

За пределами головной части ВУРС, зон отчуждения Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима» не установлено радиационной гибели растений и животных, нарушения устойчивости функционирования экосистем под действием радиоактивного загрязнения (Крупные, 2001; Экологические, 2008; IAEA, 2015).

Глава 3. Экспериментальные факты по накоплению радионуклидов живыми организмами

В данной главе будут рассмотрены основные факты и эмпирические закономерности, характеризующие динамику обмена радиоактивных веществ между организмами и окружающей средой, выделены ведущие факторы, определяющие уровни накопления радионуклидов в биоте. Эти экспериментальные закономерности отражены в моделях математического описания миграции радиоактивности в экологических системах.

Наиболее интенсивные исследования поведения радионуклидов в окружающей среде и накопления в организмах проводились в период с 1950-х по 1970-е годы в связи с испытаниями ядерного оружия и развитием ядерной индустрии (Тимофеев-Ресовский, 1962; Тимофеева-Ресовская, 1963; Поликарпов, 1964; Морская, 1970; Громов, Спицын, 1975; Куликов, Молчанова, 1975; Design, 1975; Флейшман, 1982; Environmental, 1982; Алексахин, 1982; Whicker, Schultz, 1982;

Криволицкий, 1983; Radionuclide, 1983; Силантьев, Шкуратова, 1983; Вакуловский и др., 1985; Катков и др., 1985; Шульц, Уикер, 1985). В последующие годы финансирование экспериментальных исследований миграции радионуклидов в биоте значительно сократилось; новый всплеск исследований произошёл с 1986 года в связи с аварией на Чернобыльской АЭС (Израэль и др., 1990; Радиозкологические, 1991; Козубов, Таскаев, 1994; Крупные, 2001; Рябов, 2004; Фесенко и др., 2004; Алексахин и др., 2006; Переволоцкий, 2006; Радиозкологические, 2018; Hinton et al., 2007; Экологические, 2008; Тридцать лет, 2016; Kryshev et al., 2020). После аварии на АЭС «Фукусима» в 2011 году проводятся региональные исследования поведения радионуклидов в районе аварии (Авария, 2013; UNSCEAR, 2014; IAEA, 2015, 2020).

3.1. Механизмы аккумуляции радионуклидов живыми организмами

Развитию радиозкологии как науки о миграции радионуклидов в организмах и экосистемах положило начало обнаружение значительного накопления некоторых радиоактивных веществ живыми организмами. В России начало водной радиозкологии было положено в 1920-х годах В.И. Вернадским (Вернадский, 1929). В результате измерений, произведённых в 1927 – 1928 гг. в Радиовом институте Б.К. Бруновским, была установлена повышенная концентрация радия в двух видах ряски (*Lemna minor* и *Lemna polyrrhiza*) из петергофских прудов. Из переписки В.И. Вернадского с Е.С. Бургсером следует, что практически в это же время или несколько ранее в результате исследований одесской радиологической лаборатории были определены повышенные концентрации радия в растениях (Мануйлова, 2016). Анализируя результаты этих измерений, В.И. Вернадский полагал, что накопление радия, как и других химических элементов, может служить видовым признаком, поскольку различные виды растений берут из окружающей среды различные количества радия. Им также был выявлен общий процесс миграции радия в биосфере из водного раствора в растения и далее по трофической цепочке к животным организмам.

В биохимии и физиологии живых организмов длительное время изучалась биологическая роль стабильных элементов и их аккумуляция организмами из окружающей среды и пищи (Ленинджер, 1982). Была обнаружена способность живых существ к избирательному накоплению из окружающей среды отдельных химических элементов

и соединений, необходимых для построения органического вещества и обеспечения достаточно интенсивного протекания биохимических реакций метаболизма; эта способность явилась важнейшим условием развития органической жизни на Земле. Как видно из табл. 3.1, распространённость химических элементов в земной коре в значительной степени отличается от их содержания в биологических объектах. Так, углерод, кислород, азот в качестве важнейших составляющих входят практически во все органические соединения живой клетки, фосфор в виде соединений АДФ-АТФ является универсальным переносчиком химической энергии, элементы группы железа функционируют в составе ферментов (Ленинджер, 1982).

Таблица 3.1

Относительное содержание некоторых химических элементов в земной коре и живом веществе (по А.П. Виноградову) (Краткий, 1977)

Земная кора		Живое вещество	
Элемент	Массовое содержание, %	Элемент	Массовое содержание, %
O	47,0	O	70,0
Si	29,0	C	18,0
Al	8,0	H	10,5
Fe	4,6	Ca	0,5
Ca	3,0	N	0,3
K	2,5	K	0,3
Na	2,5	Si	0,2
Mg	1,9	P	0,07
P	0,1	S	0,05
C	0,02	Mg	0,04
N	0,002	Na	0,02

Как видно из табл. 3.1, основу всех биологических объектов составляют лёгкие элементы, такие как углерод, водород, кислород, позволяющие создавать множество органических соединений, составляющих биомассу живых организмов. Более тяжёлые элементы присутствуют в организмах в меньших количествах, и их содержание сильно зависит от вида организмов.

Радиоизотопы – аналоги стабильных элементов

Химические свойства радиоизотопов, имеющих биологическое значение, в большинстве случаев идентичны (при одинаковой

физико-химической форме) или очень близки к соответствующим стабильным элементам. При экспериментальном изучении метаболизма стабильных элементов в живых организмах широко используются радиоактивные метки-трассеры, являющиеся радиоактивным двойником определённого стабильного элемента (Шульц, Уикер, 1985). Характеристики радиоизотопов, являющихся радиоактивными аналогами биогенных элементов, представлены в главе 2 (см. табл. 2.10, раздел 2.3).

Радиоизотопы в химическом отношении ведут себя по существу так же, как стабильные изотопы этого же элемента. Накопление радионуклидов в организме не связано с его радиоактивностью, а просто демонстрирует в наглядной форме разницу концентраций данного элемента в среде и организме. При условии нахождения в одинаковом химическом соединении, радиоизотоп и стабильный элемент, как правило, являются не различимыми для организмов.

Существуют значительные видовые различия в накоплении отдельных химических элементов: так, организмы, имеющие твёрдую оболочку или скелет, интенсивно накапливают кальций, морские водоросли – йод, рыбы – калий, цезий, фосфор и др.

В целом элементарный химический состав живых организмов определённого вида является специфичным для этого вида и в среднем поддерживается постоянным.

Элементарный химический состав различных типов биоты на примере организмов моря представлен в табл. 3.2. Как видно из этой таблицы, мелкие организмы планктона, а также моллюски имеют химический состав, сильно отличающийся от рыб, и способны значительно аккумулировать некоторые специфические элементы (Fe, Cu, Co и др.) из водной среды.

Таблица 3.2

Элементарный химический состав важнейших групп организмов моря (в мг элемента/кг массы сухого вещества, $k = 10^3$; $\mu = 10^{-6}$) (Bowen, 1979)

Элемент	Бактерии	Фитопланктон	Зоопланктон	Ракообразные (мягкие ткани)	Моллюски (мягкие ткани)*	Рыбы (мягкие ткани)*
C	540к	225к	416к	400к	400к	475к
Ca	5,1к	6,1к	20к – 40к	2к – 38к	1к – 11к	76 – 2-к
Co	7,9	0,38к	0,08 – 13	0,02 – 7	0,1 – 8	0,006 – 0,005
Cr	4	2,2 – 7,5	0,6 – 2	0,32	0,1 – 2	0,03 – 2

Окончание таблицы 3.2

Элемент	Бактерии	Фитопланктон	Зоопланктон	Ракообразные (мягкие ткани)	Моллюски (мягкие ткани)*	Рыбы (мягкие ткани)*
Cs	-	0,11	0,032	0,02 – 0,04	0,02 – 0,32	0,04 – 0,2
Cu	150	8,5 – 36	2 – 240	20 – 110	2 – 450	0,7 – 15
Fe	170	220 – 1 500	100 – 1 800	10 – 160	90 – 780	9 – 88
H	74к	46к	50к	60к	60к	68к
I	-	270	-	1	4	1
K	115к	13к	10к	13к	12к	15к
Mg	7к	14к	9к – 15к	2к	4к	1,2к
O	230к	440к	285к	400к	390к	290к
P	30к	4 – 18к	7,5к	9к	6,6к	18к
Ra	-	0,4μ – 2μ	0,08μ – 0,13μ	0,007μ	0,15μ	0,015μ
S	5,3к	3к – 6к	-	6к	16к	4,7к
Sr	-	70 – 700	340 – 720	500	12 – 80	0,2 – 20
U	-	0,7	0,38 – 0,56	-	-	0,04 – 0,08
Zn	83	20 – 280	180 – 530	52 – 230	40 – 8 500	9 – 82

3.2. Факторы, влияющие на биоассимиляцию радионуклидов организмами

Биоассимиляция биогенных стабильных элементов и их радиоактивных «двойников» является активным мультифакторным процессом, влияние на который оказывают любые факторы, изменяющие нормальное протекание биохимических процессов в организме.

Рассмотрим некоторые факторы, оказывающие влияние на аккумуляцию радионуклидов из окружающей среды в состав биомассы живых организмов.

Зависимость накопления радионуклида от наличия стабильного элемента-аналога

Теоретически уровень потребления радиоизотопа должен находиться в обратной зависимости от содержания в среде стабильного элемента-аналога, так как радиоизотоп потребляется организмом из общего пула «стабильный + радиоактивный элемент». Такая зависимость действительно отчётливо наблюдается экспериментально. Например, обратная зависимость накопления ^{90}Sr рыбой в зависимости от концентрации Са в воде водоёма, полученная на основе данных по целому ряду водоёмов, представлена на рис. 3.1. Изменение содержания в среде

стабильного изотопа или элемента-аналога прямым следствием имеет изменение уровня накопления соответствующего радиоизотопа.

Таким образом, рассмотрение миграции радиоизотопа между организмом и средой обитания должно идти с учётом концентраций стабильных аналогов. Тем не менее в обычной практике такие совместные измерения стабильных и радиоактивных пар не проводятся вследствие различия методов, применяемых для определения радиоактивного и стабильного изотопов. Наличие стабильных аналогов является одной из важных причин, обуславливающих значительные систематические различия в уровнях накопления отдельных радионуклидов в разных местообитаниях даже для одних и тех же видов организмов.

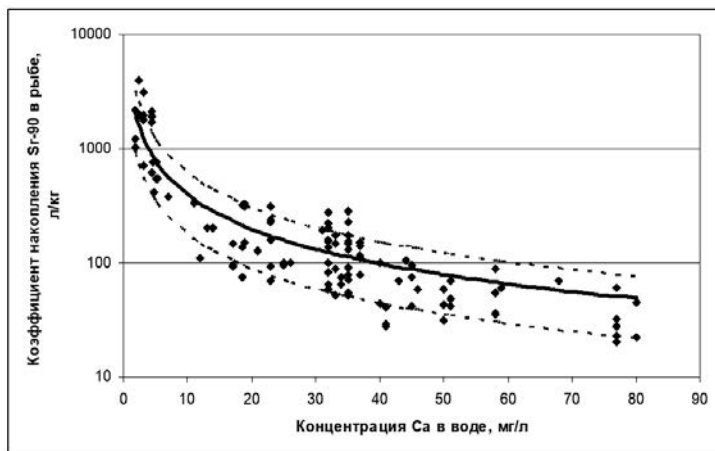


Рис. 3.1. Зависимость коэффициента накопления ^{90}Sr в рыбе от концентрации Ca в воде, расчёт и данные наблюдений (Kryshev, 2006; Крышев, 2008)

Селективное потребление предпочтительных физико-химических форм радионуклида

Определённые физико-химические формы стабильных элементов (и, соответственно, их радиоактивных двойников) являются более предпочтительными для включения в биохимические процессы, протекающие в организме, другие – менее пригодны (соединения разной валентности, органические или неорганические и т.д.). Предпочтительные химические формы элементов селективно поглощаются организмом из окружающей среды и пищи более активно, другие – дискриминируются либо не потребляются совсем. Пример

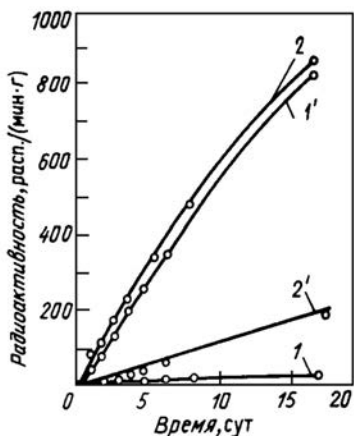


Рис. 3.2. Удельное потребление радиоактивного кобальта в виде витамина B12 (^{57}Co) и в ионном виде (^{58}Co) моллюском *Donax denticulatus* (Lowman, Ting, 1973): створки (1 и 1' – соответственно); мягкие ткани (2 и 2' – соответственно)

большого различия в потреблении неорганической и органической (витамин B12) форм радиоактивного кобальта моллюском показан на рис. 3.2.

Характерным является то, что разные ткани предпочитают разные формы кобальта. Так, мягкие ткани моллюска интенсивно накапливают витамин B12, а твёрдые створки селективно поглощают ионную неорганическую форму радиоактивного кобальта (Lowman, Ting, 1973).

Важнейший аспект проблемы накопления радиоактивных веществ биотой – неодинаковая способность организмов к усвоению разных физико-химических форм одного и того же элемента. Очевидно, что именно форма соединений, в составе которых искусственные радионуклиды попадают в окружающую среду, может иметь решающее значение в дальнейшей их трансформации в экосистеме.

Обычно радионуклиды антропогенного происхождения попадают в окружающую среду в виде неорганических соединений. Формы существования стабильных аналогов при этом могут быть иными, а процесс установления изотопного равновесия в системе нередко оказывается весьма длительным. Таким образом, по крайней мере в начальный период, многие поступающие в водоём искусственные радионуклиды по своим физико-химическим характеристикам значительно отличаются от состояния стабильных аналогов в природных водах. Вступая в химические реакции с присутствующими в природной воде веществами,

радиоактивные примеси образуют как растворимые соединения, так и взвеси, коллоиды, комплексы.

Важнейшее и характерное различие состояния в окружающей среде ряда элементов, особенно группы металлов, связано с образованием ими комплексных соединений с различными органическими веществами, присутствующими в природных водах и почвах. Присутствие органики обусловлено жизнедеятельностью организмов, разложением отмерших остатков. Состав органических веществ природных вод и почв весьма разнообразен и охватывает многочисленные группы соединений: фенолы, аминокислоты, пептиды, гуминовые кислоты, липиды, полисахариды и другие биологически активные вещества. Особенно велика концентрация общего и растворённого органического вещества в экосистемах, характеризующихся высокой биологической продуктивностью. Например, в прибрежных районах внутренних морей концентрация растворённых органических веществ (РОВ) достигает значений выше 25 мг С/л, а в пресноводных эвтрофных водоёмах – более 100 мг С/л (Хайлов, 1971). Многие из органических соединений являются поверхностно-активными и концентрируются как в поверхностной плёнке на границе раздела вода-воздух, так и на поверхности взвеси и частиц детрита. Образованные металлами и органическими веществами хелатные соединения накапливаются в зонах с повышенным содержанием органики, обуславливая таким образом неоднородное распределение некоторых элементов, а также их радиоизотопов в почвах и водной среде.

Кроме косвенного влияния на состояние элементов через органические вещества окружающей среды, живые организмы принимают и непосредственное участие в биологической трансформации химических форм элементов. Поглощённые организмами радиоактивные изотопы могут повторно выделяться в окружающую среду в составе витаминов, пигментов, гемопротеинов, хелаторов и других высокоактивных соединений. Для нерастворимых форм при переработке организмами меняются размер частиц и их адсорбционные свойства. Физико-химическая трансформация радионуклидов в окружающей среде вызывает так называемый процесс «старения» радиоактивного загрязнения, при котором форма радионуклида постепенно переходит в типичную для данной природной среды.

Органические комплексы с химическими элементами, например хелатные комплексы с металлами, имеют потенциал аккумуляции, специфичный для разных видов организмов и значительно отличающийся от аккумуляции неорганических соединений. Например, многие

низшие организмы (водоросли, бактерии) выделяют в окружающую среду свои специфические хелаторы, делающие недоступным конкретный химический элемент для других видов. На рис. 3.3 показана различная динамика роста зелёной водоросли *Scenedesmus basiliensis* при добавлении к водной среде хелатора, выделенного из культуры другой водоросли – сине-зелёной *Anabaena flos-aquae* (опыт проведён с использованием радиоактивной метки ^{59}Fe). При добавлении хелатора, связывающего железо, водоросль *Scenedesmus* резко снизила рост с проявлениями признаков дефицита железа, накопление радиоактивной метки ^{59}Fe снизилось (Murphy, Lean, 1976).

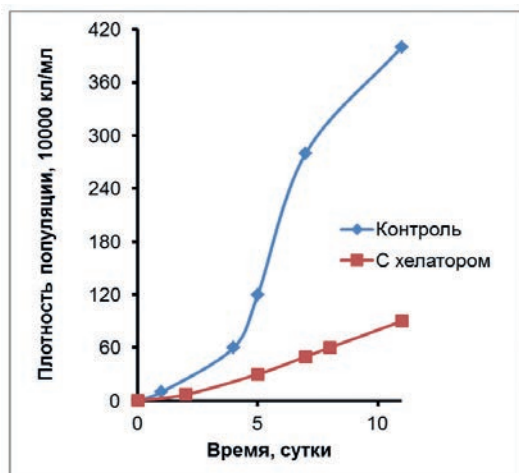


Рис. 3.3. Влияние хелатора из культуры *Anabaena flos-aquae* на рост зелёной водоросли *Scenedesmus basiliensis*. Показана динамика роста популяции водорослей без хелатора (контроль) и с добавлением 400 мкг/л хелатора, меченого ^{59}Fe (по Murphy, Lean, 1976).

Влияние химических элементов, лимитирующих биосинтез

Биоассимиляция отдельного элемента и его радиоактивного двойника происходит одновременно с целым рядом других элементов, которые необходимы для биосинтеза новой биомассы или функционирования организма. Согласно концепции «узкого места» Либиха, скорость всего конвейера биосинтеза ограничивается элементом, находящимся в наибольшем относительном дефиците; этот лимитирующий элемент ограничивает скорость потребления радионуклида и его стабильного аналога (если только сам стабильный аналог не является

лимитирующим элементом). Эффект лимитирующего элемента на потребление радионуклида хорошо иллюстрирует рис. 3.4, показывающий динамику накопления радионуклида ^{134}Cs водорослью *Rhodamenia palmata* в обычных лабораторных условиях и при отключении поступления углекислого газа с аэрирующим воздухом (Scott, 1954).

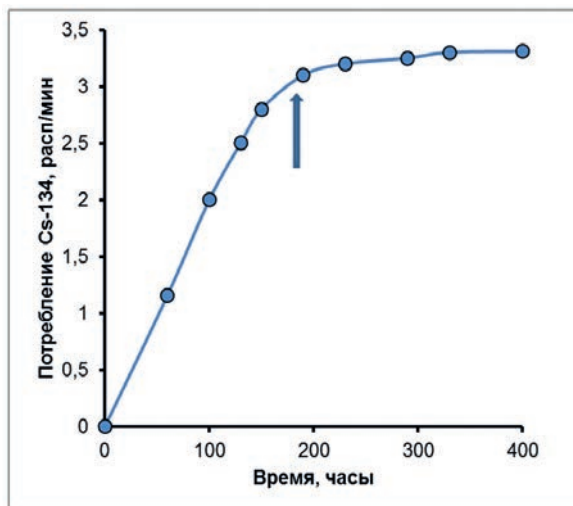


Рис. 3.4. Потребление ^{134}Cs водорослью *Rhodamenia palmata* в лабораторных условиях с освещением и аэрацией и при лимитировании роста недостатком углекислого газа (Scott, 1954). Стрелкой указан момент прекращения подачи углекислого газа с аэрирующим воздухом.

Из перечисленных примеров становится ясно, что результаты лабораторных опытов по накоплению, когда организмы помещаются в искусственную среду, содержащую радионуклид, и динамика накопления при внесении нуклида в уже сложившуюся экосистему могут быть совершенно различными и давать различные коэффициенты накопления. Этот факт отмечался рядом исследователей (Whicker, Schultz, 1982; Крышев, Сазыкина, 1986). Таким образом очевидно, что экспериментальные исследования, так и математическое моделирование процессов накопления радионуклидов живыми организмами требуют знания конкретных форм нахождения радиоактивных веществ в окружающей среде. Недостаток этих знаний приводит к большой пестроте опытных данных по аккумуляции нуклидов и затрудняет прогнозирование динамики процесса.

3.3. Концепция статических «коэффициентов накопления» радиоактивных элементов живыми организмами

Концепция описания степени аккумуляции радионуклидов в живых организмах через коэффициенты накопления появилась на ранней стадии развития радиэкологии из экспериментальных исследований аккумуляции естественных радиоактивных элементов организмами из окружающей среды. Первоначально понятие «коэффициент накопления» было введено для демонстрации распределения естественных радионуклидов (урана, радия) между организмами и средой обитания (Вернадский, 1929; Тимофеева-Ресовская, 1963; Поликарпов, 1964; Whicker, Schultz, 1982; Radionuclide, 1983; Крышев, Сазыкина, 1986; IAEA, 1985, 2004, 2014).

Аккумуляцию радионуклида живым организмом принято выражать безразмерным коэффициентом накопления K_n , равным отношению содержания нуклида на единицу массы организма к концентрации его в таком же по массе объеме почвы или воды в зависимости от местообитания организма (наземный или водный организм):

$$K_n = \frac{\text{Удельная активность радионуклида в организме} \left(\frac{\text{Бк}}{\text{кг}} \text{ сыр. массы} \right)}{\text{Удельная активность радионуклида в среде}},$$

где под средой подразумевается либо почва (Бк/кг сух. массы), либо вода (Бк/л), либо воздух (Бк/м³) в зависимости от рассматриваемой экосистемы и радионуклида.

Концепция «коэффициентов или факторов накопления» базируется на фундаментальном предположении о наличии равновесия в распределении радионуклида между организмом и окружающей средой в конкретном местообитании. Естественно, что для природных радионуклидов распределение между организмами и средой является равновесным в природной экосистеме, при этом коэффициенты накопления поддерживаются постоянными в конкретном местообитании и специфичными для каждого природного радионуклида.

Коэффициенты накопления при активной биоассимиляции радионуклидов

Как указывалось выше, живые организмы избирательно биоассимилируют из окружающей среды элементы для построения и функционирования своих тел, при этом коэффициенты накопления некоторых

дефицитных элементов (например фосфор, железо, марганец, йод и др.) могут быть весьма высокими (см., например, табл. 3.2 по химическому составу организмов моря).

Пассивное накопление радионуклидов организмами

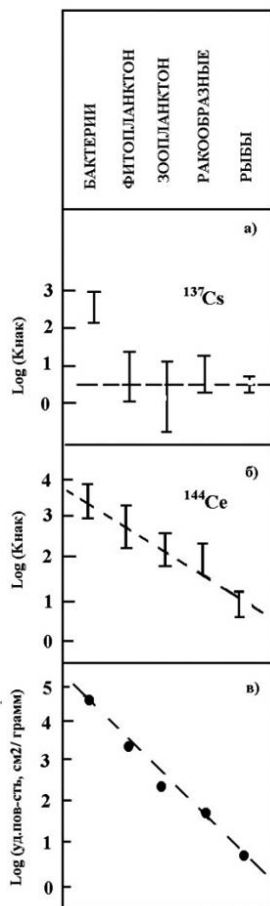


Рис. 3.5. Коэффициенты накопления ^{137}Cs (а), ^{144}Ce (б) в сопоставлении с удельными поверхностями (в) различных групп водных организмов (Патин, 1971)

Высокими K_n характеризуется также ряд элементов, не обладающих ярко выраженными биогенными свойствами, но имеющих высокие коэффициенты пассивной сорбции (осаждения) на поверхностях растений и животных. Для этих радионуклидов (изотопы цезия, рутения, урана, плутония) коэффициенты накопления зависят от величин удельной сорбционной поверхности организмов. Например, удельная поверхность водных организмов, особенно мелких, «парящих» в воде форм, очень велика, уровни накопления сорбирующихся радионуклидов достигают больших значений. У более крупных организмов, удельные поверхности тела последовательно уменьшаются, соответственно и коэффициенты накопления за счёт сорбции снижаются. На рис. 3.5 представлено сопоставление коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{144}Ce в ряду фитопланктон-беспозвоночные-рыбы-млекопитающие. На рис. 3.5 хорошо видно, что коэффициенты накопления ^{144}Ce сильно коррелируют с величиной удельной поверхности организмов, однако, например, для ^{137}Cs , потребление которого происходит вследствие биоассимиляции, такой зависимости уже не наблюдается. Для многих радионуклидов имеет место как сорбция на поверхности, так и биоассимиляция с включением радионуклидов в состав органического вещества.

Для водных и наземных экосистем собран обширный материал по аккумуляции радионуклидов различными видами и

систематическими группами организмов. Международное агентство по атомной энергии опубликовало справочные руководства, содержащие таблицы рекомендованных коэффициентов накопления радионуклидов для водных и наземных организмов (IAEA, 1985, 2004; Handbook, 2010, 2014). Табл. 3.3 демонстрирует примеры рекомендованных МАГАТЭ величин коэффициентов накопления для морских организмов относительно морской воды стандартной солёности.

Таблица 3.3

Рекомендованные МАГАТЭ величины коэффициентов накопления (Кн) химических элементов (включая радионуклиды) для морских организмов относительно морской воды стандартной солёности (фрагмент), мягкие ткани:

Бк/кг сыр. массы)/(Бк/л или Бк/кг воды) (IAEA, 1985, 2004)

Элемент	Моллюски	Ракообразные	Рыбы
C	$2 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$
Ca	3	5	2
Cr	$2 \cdot 10^3$	100	200
Mn	$5 \cdot 10^4$	$5 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^3$
Fe	$5 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^5$	$3 \cdot 10^4$
Co	$2 \cdot 10^4$	$7 \cdot 10^3$	$7 \cdot 10^2$
Zn	$8 \cdot 10^4$	$3 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^3$
Sr	10	5	3
Tc	$5 \cdot 10^2$	$1 \cdot 10^3$	80
I	10	3	9
Cs	60	50	100
Po	$2 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^4$	$2 \cdot 10^3$
Ra	100	100	100
U	30	10	1
Pu	$3 \cdot 10^3$	200	100
Am	$1 \cdot 10^3$	400	100

3.4. Парадигма «коэффициентов накопления» применительно к техногенным радионуклидам

Со времени интенсивного развития ядерной индустрии, как военной, так и мирной, техногенные радионуклиды стали основной областью исследования в радиоэкологии.

В какой степени старая концепция «коэффициентов накопления» может быть применена для анализа техногенных ситуаций? Напомним, что для техногенного загрязнения окружающей среды радионуклидами обычно характерны следующие особенности:

- поступление радионуклидов в окружающую среду изменяется во времени;
- процессы распределения радионуклидов между абиотической окружающей средой и биотой не достигают равновесия.

Рассмотрим несколько примеров неравновесного поведения коэффициентов накопления техногенных радионуклидов.

Коэффициент накопления радионуклида цезия ^{137}Cs в треске из Баренцева моря

Техногенные радионуклиды в течение многих лет попадают в воды Баренцева моря вследствие жидких сбросов с прибрежных предприятий ядерной индустрии России, а также ещё в большем масштабе заносятся течениями в результате сбросов европейских предприятий ядерной индустрии (предприятия в Селлафильде, Великобритания; Ла-Хаг – Франция). Сбросы радионуклидов в морскую среду являются рутинными и соответствуют нормальной эксплуатации предприятий. Мониторинг радиоактивного загрязнения Баренцева моря проводится Россией и Норвегией; мониторинг включает измерения содержания радионуклидов в морской воде, рыбе и других компонентах морской системы (Радиационная, 2000 – 2007; Развитие, 2020; АМАР, 2004, 2010, 2015).

По данным радиационного мониторинга были рассчитаны коэффициенты накопления радионуклида цезия ^{137}Cs в аркто-норвежской треске *Gadus morhua* из Баренцева моря (Sazykina, Kryshev, 2011б; АМАР, 2004, 2010). Коэффициенты накопления рассчитывались на основе результатов измерений за каждый год, охватывая почти 30-летний период (1979 – 2007 гг.). Результаты определения коэффициента накопления по экспериментальным данным представлены на рис. 3.6. Как видно из рис. 3.6, значения $K_n(^{137}\text{Cs})$ для трески не являются постоянными, а, напротив, имеют явный временной ход: величины $K_n(^{137}\text{Cs})$ имели минимальные значения 28 ± 5 в 1979 году и постепенно росли до максимума 182 ± 48 в 1992 году; далее величины накопления постепенно стали снижаться с колебаниями около значения 80. Неопределённости в расчёте коэффициента накопления весьма велики, что дополнительно снижает ценность использования коэффициента накопления для прогноза

уровней загрязнения рыбы. Для целей сравнения было рассчитано равновесное значение накопления стабильного цезия рыбой относительно концентрации стабильного цезия в морской воде Баренцева моря: $K_n(\text{Cs}) = 46 \pm 19$, которое близко к среднему глобальному значению.

Таким образом, данные радиационного мониторинга показывают, что даже за десятилетия хронических сбросов радиоактивности в крупные экосистемы, такие как моря и океаны, равновесие в распределении радионуклидов между абиотическими и биотическими компонентами не достигается, и коэффициенты накопления радионуклидов не являются постоянными величинами.

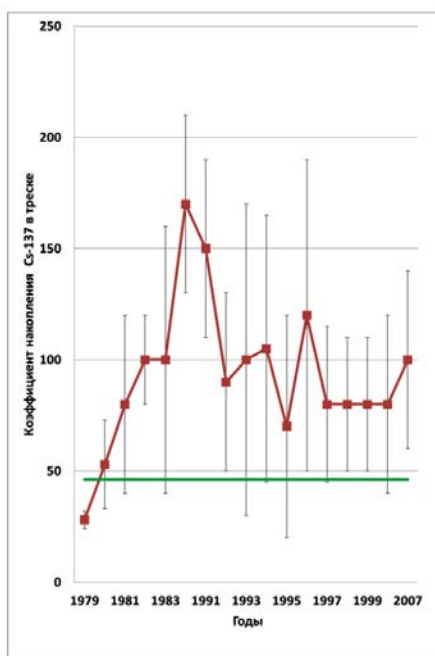


Рис. 3.6. Среднегодовые значения коэффициентов накопления ^{137}Cs в аркто-норвежской треске *Gadus morhua* из Баренцева моря (Sazykina, Kryshev, 2011 с изменениями)

Динамика коэффициента накопления ^{131}I в рыбе р. Днепр после Чернобыльской аварии 1986 года

В первые два месяца после Чернобыльской аварии значительный вклад в облучение людей и биоты вносили летучие изотопы йода, такие, как ^{131}I . На рис. 3.7 изображены активности ^{131}I в воде и рыбе р. Днепр,

измеренные в ранний период после аварии. Рядом изображён рассчитанный по этим данным коэффициент накопления ^{131}I в рыбе, представляющий практически вертикальный рост формального коэффициента накопления до величины около 40.

Приведённый пример характеризует начальную динамическую стадию накопления радионуклида. Этот процесс не может быть в принципе описан фиксированным коэффициентом накопления.

Динамика накопления и выведения радионуклидов организмами описана в следующем разделе.

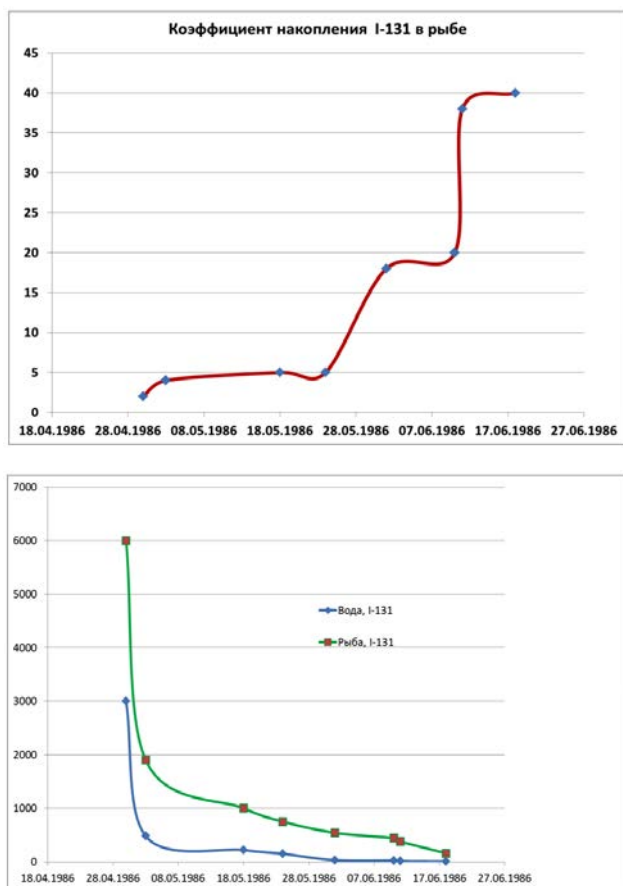


Рис. 3.7. Динамика коэффициентов накопления ^{131}I в рыбе и динамика загрязнения воды и рыбы в р. Днепр после радиационной аварии на Чернобыльской АЭС, апрель – июнь 1986 г. (Крышев, Рязанцев, 2010; Kryshch, Sazykina, 1994)

3.5. Динамика накопления и выведения радионуклидов организмами

Как показали многочисленные исследования (Поликарпов, 1964; Хеморадиоэкология, 1974; Поликарпов, Егоров, 1986), динамика накопления радионуклида организмом, помещённым из чистой среды в среду с постоянным уровнем загрязнения радионуклидом, описывается характерной кривой с насыщением. Типичный пример накопления радионуклида водным организмом (водоросль *Cystoseira barbata*) показан на рис. 3.8. Анализ формы кривой, показанной на рис. 3.8, выполненный в работе (Хеморадиоэкология, 1974) позволил установить простейшее математическое выражение зависимости коэффициента накопления от времени в виде

$$K_n(t) = K_0 - B_1 \cdot \exp(-p_1 t) - B_2 \cdot \exp(-p_2 t); p_1 > p_2, \quad (3.1)$$

где K_0 – статический (предельный) коэффициент накопления; B_i , p_i – положительные действительные числа.

Более быстрое установление характерно для процесса адсорбции, биоассимиляция происходит медленнее ($p_1 > p_2$). Для разных нуклидов относительная роль сорбции и биоассимиляции может меняться, и в ряде случаев можно пренебречь одним из этих процессов. Формула (3.1) описывает элементарный случай накопления нуклида в однородном организме. Для сложных организмов, потребляющих нуклиды из нескольких источников (из воды и пищи) и перераспределяющих их по различным органам и тканям, динамика накопления может быть более сложной. Однако при рассмотрении проблемы на популяционном уровне, простое выражение (3.1) оказывается достаточно конструктивным, отражая два ведущих способа потребления нуклидов гидробионтами.

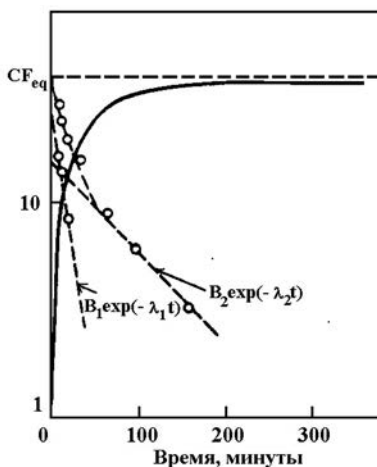


Рис. 3.8. Динамика коэффициента накопления для водного организма при помещении его в среду с радиоактивной меткой (на примере накопления ^{45}Ca водорослью *Cystoseira barbata*). Аппроксимация динамики по формуле (3.1) (Хеморадиоэкология, 1974).

Сущность процессов аккумуляции радионуклидов в организме достаточно проста и представляет баланс между потреблением радионуклида из окружающей среды (с пищей, водой, из почвы или другими путями) и выведением радионуклида из организма за счёт метаболических процессов.

В простейшем случае скорость потребления радионуклида пропорциональна его концентрации в потребляемых веществах, а выведение – пропорционально уже накопившейся в организме активности. Используя наиболее простое динамическое уравнение первого порядка, получим

$$\frac{dQ}{dt} = R \cdot C_{\text{среда}} - p \cdot Q, \quad (3.2)$$

где Q – активность радионуклида в организме с постоянной массой M ; $C_{\text{среда}}$ – удельная активность в потребляемом компоненте окружающей среды; R – количество потребляемого компонента окружающей среды в единицу времени; p – параметр выведения радионуклида из организма.

Решение уравнения (3.2) при постоянном $R = \text{const}$ даёт кривую с насыщением, аналогичную известным экспериментальным кривым накопления радионуклида организмом в лабораторных условиях (см. формулу (3.1) без учёта сорбции и радиоактивного распада):

$$Q(t) = \frac{R \cdot C_{\text{среда}}}{k} (1 - \exp(-p \cdot t)). \quad (3.3)$$

Отсюда получаем формулу для коэффициента накопления радионуклида на единицу массы организма

$$K_H(t) = \frac{R}{M \cdot k} (1 - \exp(-p \cdot t)). \quad (3.4)$$

Следует отметить, что простейшее уравнения накопления радионуклида организмом предполагает однородность распределения радиоактивности в массе организма, в реальности динамика накопления (и выведения) в различных органах и тканях может быть различной.

Из формулы (3.4) видно, что продолжительность установления равновесия между средой и организмом при постоянном уровне загрязнения среды зависит от скорости метаболизма организма – параметров R и p .

При помещении загрязнённого организма в чистую среду, как следует из уравнения (3.2), активность в организме будет снижаться экспоненциально:

$$Q(t) = Q_{i0} \cdot \exp(-p \cdot t), \quad (3.5)$$

где Q_{i0} – активность, накопленная в организме до помещения в чистую среду.

Несмотря на кажущуюся простоту уравнения (3.2) и его решения (3.4) при $R = const$, реальные ситуации оказываются, как правило, значительно сложнее.

При однократном поступлении радионуклида в замкнутую экосистему (например экспериментальный пруд) величина активности в воде и донных отложениях меняется со временем вследствие распределения между абиотическими компонентами водоёма. Перенос радионуклида в биологических пищевых цепочках отслеживает загрязнение воды с разными временами запаздывания, меньшими у водорослей и моллюсков, большими у рыб, что приводит к достаточно сложной динамике радионуклида в экосистеме. Примеры перераспределения радионуклидов в замкнутой экосистеме даны в (Environmental, 1982).

Кроме нестационарности поступления и распределения радионуклида в экосистеме, простейшие уравнения (3.1) и (3.4) не учитывают динамических свойств популяций, например роста биомассы организмов, конкурентных и пищевых взаимодействий между видами и других экологических взаимодействий. В результате величины параметров потребления и выведения радионуклидов из конкретного типа организмов оказываются формальными параметрами, которые могут быть определены из самих радиоэкологических экспериментов в каждом конкретном случае; прогностическая ценность эмпирически определённых параметров достаточно ограничена.

Тем не менее в международной практике предпринимаются значительные усилия по сбору эмпирических значений коэффициентов накопления и биологического полувыведения для разных нуклидов и организмов (см., например, сводку (Handbook, 2014; Beresford et al., 2015). Уравнения типа (3.2), (3.4) в настоящее время широко используются в известных стандартных радиоэкологических моделях, таких как RESRAD-BIOTA (США) (RESRAD-BIOTA, 2004), PC CREAM (Великобритания) (Methodology, 2009), RODOS (Raskob, Ehrhardt, 2007) и др.

В следующих разделах будут сформулированы динамические модели миграции радионуклидов, объединяющие свойства экологических и радиоэкологических моделей.

Глава 4. Методология экологического моделирования в радиэкологии

4.1. Методические различия моделей в экологии и радиэкологии

Традиционно модели переноса радионуклидов в окружающей среде и экологические модели развивались независимо друг от друга и использовали различные методологические основы.

Линейные методы моделирования переноса радионуклидов в окружающей среде

Типовые модели переноса радионуклидов в окружающей среде описывают элементы экосистем как набор отдельных блоков («камеры»/«чёрные ящики»), соединённых линейными взаимодействиями, например «вода – рыба» или «почва – растение». Параметры таких моделей определяются эмпирически из экспериментов путём подгонки. Прогностическая ценность таких моделей невелика и может использоваться в основном при повторении аналогичной ситуации, для которой были верифицированы значения параметров. Имеют место методические проблемы при попытках использования «камерных» моделей для описания неравновесных ситуаций, например при моделировании последствий радиационных аварий. Экологические процессы в типовых моделях переноса радионуклидов, как правило, не учитываются. Примеры такого класса моделей и обширная библиография приведены в публикациях (IAEA, 2001; Radionuclide, 2012).

Нелинейные методы моделирования в экологии

Экологические модели стали интенсивно развиваться с середины 1920-х годов, следуя теоретическим исследованиям Лотка (Lotka, 1925) и Вольтерра (Volterra, 1931; Вольтерра, 1976), разработавшими математический аппарат для описания экологических взаимодействий, например для системы «хищник – жертва». Первые модели отдельных популяций были предложены ещё в конце XVIII – начале XIX веков (Malthus, 1798; Verhulst, 1838; Lotka, 1925).

Экологические модели описывают перенос стабильных биогенных элементов (или энергии) в популяциях, пищевых цепях и экосистемах.

Экологические модели основаны на нелинейных дифференциальных уравнениях, описывающих физиологические и экологические процессы в биоте и её взаимодействия с неживой окружающей средой (Свирижев, Логофет, 1978; Алексеев, Крышев, Сазыкина, 1992; Handbook, 1991, 2011; Ризниченко, 2011; Ecological, 2014, 2016; Мамихин, Щеглов, 2020).

Многие современные экологические модели разрабатываются и используются для оценок изменений в экосистемах, связанных с воздействием факторов антропогенного стресса. Например, экологические модели используются для анализа рисков, связанных с вредным воздействием на экосистемы различных токсикантов, поступающих от промышленности или сельского хозяйства (Bartell et al., 1992; Handbook, 2011; Ecological, 2014). Это направление близко по существу к задачам радиозологии.

Возможность применения экологической методологии для описания радиозологических процессов

Достаточно очевидно, что разделение моделей на радиозологические и экологические является искусственным, перенос как стабильных, так и радиоактивных элементов в окружающей среде и экосистемах может быть описан на унифицированной методологической основе (Сазыкина, 1981а,б; Крышев, Сазыкина, 1986; 1990а; Sazykina, 2000; Bréchignac et al., 2012).

Использование унифицированной экологической методологии для описания радиозологических процессов приобрело особую актуальность в настоящее время в связи с международными усилиями по установлению стандартов радиационной защиты для природной биоты (ICRP, 2008а, 2014; Крышев, Сазыкина, 2018).

Экологическая методология моделирования радиозологических процессов имеет преимущества по сравнению с «камерными» моделями, позволяя описывать радионуклиды как разновидность токсикантов; при этом возможен учёт синергизма и взаимодействий с другими токсикантами, физическо-химическими факторами окружающей среды, биологическими процессами. С практической точки зрения, экологические методы моделирования в радиозологии характеризуются следующими особенностями: во-первых, возможно описывать самые разнообразные неравновесные динамические режимы переноса радиоактивности экосистемах с широким использованием известных значений биологических параметров для верификации модели; во-вторых, возможно одновременное моделирование переноса в экосистеме целого набора разных

радионуклидов; в-третьих, открывается возможность моделирования радиационных эффектов в природных популяциях и экосистемах, как это делается в экологической токсикологии.

4.2. Элементы математической экологии

Использование экологических моделей в радиоэкологии требует хотя бы элементарных знаний по методам математической экологии, которыми, к сожалению, не располагают большинство радиоэкологов. В данном разделе кратко изложены основные понятия и простые модели математической экологии, которые могут быть полезны при изучении миграции радионуклидов в экосистемах. Более подробно методы математической экологии изложены в (Алексеев, Крышев, Сазыкина, 1992; DeAngelis, 1992; Ризниченко, 2011).

Основой для построения экологических моделей служат уравнения роста популяций организмов.

Уравнение Мальтуса

Одной из первых моделей явилась известная модель Мальтуса (Malthus, 1798), предполагающая неограниченный экспоненциальный рост численности N популяции (например, народонаселения) при избытке пищи и отсутствии ограничивающих факторов

$$\frac{dN}{dt} = a \cdot N; N(t) = N_0 e^{a \cdot t}, \quad (4.1)$$

где N_0 – начальная численность популяции в момент $t = 0$; $N(t)$ – численность по истечении промежутка времени t ; a – удельная скорость размножения, свойственная данному виду организмов.

Уравнение Ферхюльста логистического роста популяции

Уравнение (4.1) отражает максимально возможную продуктивность биологического вида в условиях, когда ограниченность среды обитания ещё не препятствует росту. В реальных условиях ни одна популяция не может полностью использовать свой биологический потенциал и её численность всегда ограничивается внешней средой – недостатком места, ресурсов, энергии, накоплением отходов. В результате вместо экспоненциального роста числа особей наблюдается динамика численности, описываемая сигмоидной (логистической) кривой с выходом численности популяции на некоторую максимальную численность,

соответствующую ёмкости локальной среды обитания. Характерный пример логистической кривой роста популяции показан на рис. 4.1.

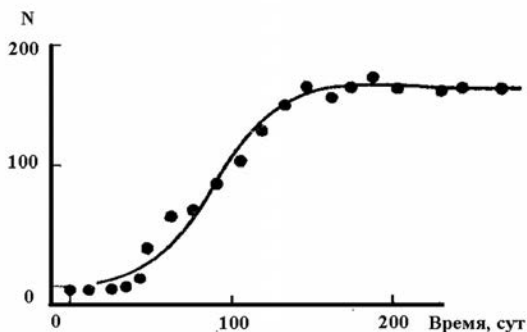


Рис. 4.1. Логистическая кривая роста популяции. Число взрослых особей зернового точильщика *Rhizopertha dominica* на рационе 10 грамм зёрен в неделю (из Дажо, 1975).

Математическое уравнение логистической кривой роста популяции было предложено бельгийским математиком Пьером Ферхюльстом в 1838 году (Verhulst, 1838). При выводе уравнения роста Ферхюльст следовал следующим логическим предположениям. В уравнении (4.1) Мальтуса, параметр a есть разница между рождаемостью b (birth) и смертностью d (death): $a = b - d$. Популяция начинает расти, если $b > d$. Предположим, что вследствие ограниченности локальных ресурсов, величина K есть максимально возможная численность популяции. При росте популяции из-за возрастающей нехватки ресурсов скорость дальнейшего прироста численности будет пропорциональна количеству не использованного ресурса или, соответственно, разности между максимальной и наличной численностью популяции, т.е. пропорционально $(K - N)$:

$$\frac{dN}{dt} = (b - d) \cdot N \cdot (K - N). \quad (4.2)$$

Аналитическое решение уравнения Ферхюльста (4.2) даёт логистическую кривую

$$N(t) = \frac{K \cdot N}{(N_0 + (K - N)\exp[-(b - d) \cdot K \cdot t])}. \quad (4.3)$$

Формула (4.3) даёт логистическую кривую роста популяции, такую же, как экспериментальные кривые, показанные на рис. 4.1, и хорошо соответствует данным наблюдений.

Принцип «узкого места», или принцип минимума Ю. Либиха

В современных моделях ограничения на рост популяции обычно связывают с лимитированием и насыщением организмов по питанию. Широкое распространение при моделировании получил выдвинутый Ю. Либихом в 1840 году принцип минимума (принцип узкого места), согласно которому рост биомассы организмов определяется лимитирующим элементом питания, содержание которого в среде минимально по сравнению с удельными потребностями организма в других элементах (Liebig, 1847; Либих, 1936). Либихом было экспериментально показано (в опытах по удобрению растений элементами питания), что всегда существует «узкое место» в цепи физиологических потребностей организма, которое и определяет результирующую скорость роста, т.е. скорость роста популяции описывается функцией только одного лимитирующего компонента питания. Использование принципа Либиха позволяет учитывать лишь лимитирующий рост популяции элемент питания и опускать несущественные подробности, что значительно упрощает задачи моделирования сложных экологических систем.

Запасы лимитирующих химических элементов в экосистеме

В данной книге будут рассматриваться два типа моделей – экосистемы с замкнутым круговоротом лимитирующего биогенного элемента, а также экосистемы с постоянной скоростью протока лимитирующего элемента – проточные системы.

Модели экосистем с замкнутым круговоротом элементов были предложены профессором В.В. Алексеевым (Москва, МГУ им. М. В. Ломоносова) и развиты в дальнейшем им и его учениками; подробное изложение теории и приложений экологических моделей замкнутых экосистем дано в монографии (Алексеев, Крышев, Сазыкина, 1992). Ниже представлены первичные понятия этих экологических моделей, на базе которых в следующих разделах будут построены радиоэкологические модели.

В экосистеме с замкнутым круговоротом лимитирующего элемента его суммарное количество (RES) в системе остаётся постоянным и состоит из элемента в составе биомассы популяции живых организмов (R_0M) и свободного количества (S) элемента в окружающей среде:

$$R_0 \cdot M + S = RES = const. \quad (4.4)$$

Система с замкнутым круговоротом вещества отражает фундаментальное свойство экосистем («квантов биосферы») осуществлять циркуляцию биогенных веществ на локальном и глобальном уровнях.



Вячеслав Викторович Алексеев (справа) с учениками: Т.Г. Сазыкиной, И.И. Крышевым на семинаре «Экологические аспекты исследований водоёмов-охладителей АЭС», Москва, ИЭМЭЖ АН СССР (март 1980 г.)

В проточной системе на основании закона сохранения вещества в равновесии суммарное количество химического элемента (свободного и связанного в организмах) должно быть равно его количеству в поступающем на вход системы потоке биогенного элемента. Таким образом, проточная система имеет те же равновесные режимы существования, что и замкнутая система; различия между ними могут проявляться только в неравновесных режимах.

С математической точки зрения моделирование замкнутых систем проще, чем проточных, поэтому в дальнейшем изложении моделирование экологических систем будет проводиться на примерах замкнутых по лимитирующему элементу экосистем.

Экологическая модель «популяция в лимитирующей среде»

Простейшая замкнутая экосистема состоит из одной популяции и окружающей среды. Популяция описывается общей биомассой M . Общее количество лимитирующего ресурса ограничено величиной

RES. Динамика биомассы популяции зависит от двух процессов: скорости потерь биомассы за счёт смертности и метаболизма и скорости биосинтеза биомассы. Скорость потерь пропорциональна величине уже имеющейся биомассы ($-\varepsilon M$). Скорость синтеза биомассы согласно принципу Либиха пропорциональна имеющемуся в окружающей среде количеству свободного лимитирующего ресурса S . Таким образом, уравнения экологической модели «популяция в лимитирующей среде» имеют вид

$$\frac{dM}{dt} = -\varepsilon \cdot M + \beta \cdot M \cdot S; R_0 \cdot M + S = RES = const, \quad (4.5)$$

где M – общая живая биомасса популяции, кг; ε – удельная скорость снижения биомассы без питания, сут⁻¹; R_0 – количество лимитирующего элемента, необходимое для биосинтеза единицы биомассы; β – удельная максимальная скорость биосинтеза массы популяции (включая репродукцию), сут⁻¹; S – доступное организмам количество ресурса в окружающей среде; RES – общее количество лимитирующего элемента в системе.

Нетрудно показать, что решение системы (4.5) даёт логистическую кривую роста, такую же, как уравнение Ферхюльста (см. (4.3)), однако, равновесная биомасса популяции определяется не эмпирическим параметром K , а имеющимся запасом ресурса RES , который может быть измерен.

В более общем случае, когда количество свободного ресурса S становится достаточно большим и сопоставимым с уровнями насыщения организмов, вместо прямой пропорциональности S в формулах (4.5) используется выражение с насыщением

$$S \rightarrow \frac{S}{(K_{нас} + S)},$$

где $K_{нас}$ – константа насыщения по ресурсу S .

Эффект аутостабилизации и принцип конкурентного исключения Гаузе

В состоянии равновесия (стационарное состояние модели) величина популяции $M_{стац}$ и количество свободного элемента в среде $S_{стац}$ определяются формулами

$$S_{стац} = \varepsilon / \beta; M_{стац} = (RES - \varepsilon / \beta) / R_0. \quad (4.6)$$

Как видно из формул (4.6), остаточная концентрация ресурса в окружающей среде не зависит от размера общего ресурса в системе и полностью определяется параметрами самих организмов – соотношением «смертность/биосинтез», т.е. организмы переводят в биомассу всё, что могут. Установление постоянного остаточного уровня лимитирующего элемента в среде является отражением экспериментально наблюдаемого эффекта аутостабилизации фактора, контролирующего рост популяции.

При наличии в экосистеме нескольких видов организмов с различными значениями соотношения «смертность/биосинтез» популяция каждого вида будет выедать лимитирующий ресурс до уровня ε_i / β_i ; в результате в равновесии сможет существовать только один вид, у которого величина «смертность/биосинтез» окажется минимальной по сравнению с другими видами в данном местообитании.

Доминирование одного вида при конкуренции популяций за один лимитирующий ресурс питания при постоянстве прочих факторов среды является проявлением принципа конкурентного исключения Гаузе (Gause, 1934; Гаузе, 1935, 1999) и имеет многочисленные экспериментальные подтверждения (Печуркин, 1978; Одум, 1986; Алексеев, Крышев, Сазыкина, 1992). Следует отметить, что биологические параметры «смертность» и «биосинтез» зависят от температуры и освещённости (см. раздел 4.4), и при разных условиях физических факторов среды конкурентное преимущество могут получить разные виды организмов.

В ходе эволюции различные виды организмов приспособились не конкурировать постоянно за один ресурс, а иметь преимущества хотя бы в отдельные сезоны года, этим объясняются сезонные изменения в сообществах растений и потребляющих их животных. Другими методами обойти принцип конкурентного исключения Гаузе являются либо специализация на определённых химических формах ресурса, либо перевод ресурса в форму, не доступную для других видов, либо сосуществование в колебательном режиме.

Система «хищник-жертва» как элемент трофической цепи

Важнейшим взаимодействием между организмами в экосистеме являются пищевые отношения «хищник-жертва», когда одна популяция служит пищей другой. Цепочки взаимодействий типа «хищник-жертва» формируют трофические цепи. Первые модели этих систем были построены В. Вольтерра и А. Лотка в конце 1920-х годов. Основные

закономерности поведения простейшей трофической цепи «хищник-жертва-лимитирующий субстрат» можно продемонстрировать на примере замкнутой экосистемы. Элементарный акт хищничества описывается аналогично взаимодействию организма с лимитирующим субстратом.

Уравнения взаимодействий между популяцией хищника M_x и жертвы $M_{ж}$ в модели «хищник-жертва» имеют вид

$$\begin{aligned} \frac{dM_{ж}}{dt} &= M_{ж}(-\varepsilon_{ж} + \beta \cdot S - \gamma \cdot M_x); \\ \frac{dM_x}{dt} &= M_x(-\varepsilon_x + \gamma_x \cdot M_{ж}); \\ M_{ж} + M_x + S &= RES, \end{aligned} \quad (4.7)$$

где $M_{ж}$, M_x – биомассы жертвы и хищника; $\varepsilon_{ж}$, ε_x – удельные скорости снижения биомассы жертвы и хищника без питания, сут⁻¹; β – удельная максимальная скорость биосинтеза массы популяции жертвы, сут⁻¹; γ , γ_x – удельные скорости потребления и усвоения жертвы хищником, сут⁻¹; S – доступное организмам жертвы количество лимитирующего ресурса в окружающей среде; RES – общее количество лимитирующего элемента в системе, кг.

Система (4.7) имеет несколько состояний равновесия, последовательно усложняющихся при росте запаса лимитирующего ресурса RES (см. рис. 4.2).

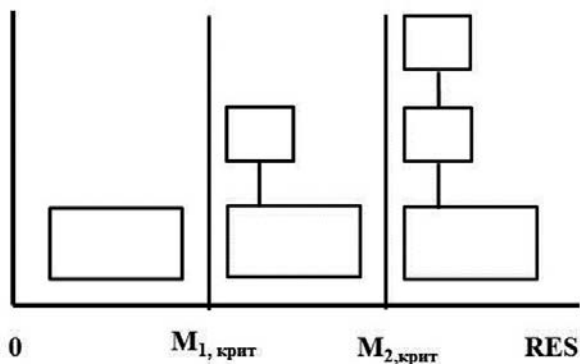


Рис. 4.2. Трофические структуры, существующие в системе «хищник-жертва-лимитирующий субстрат» при увеличении запаса лимитирующего ресурса в системе (Сазыкина, 1981в; Алексеев, Крышев, Сазыкина, 1992)

Состояние с вымиранием как хищника, так и жертвы

Если ресурса в системе слишком мало, то вымирает жертва, а за ней и хищник.

Это состояние реализуется при $RES < RES_{1,крит} = \varepsilon_{ж} / \beta_{ж}$.

Состояние: жертва без хищника

Это состояние реализуется, когда ресурса в системе достаточно для существования жертвы, но биомассы самой жертвы недостаточно, чтобы прокормить хищника. Это состояние реализуется при величине $RES_{1,крит} < RES < RES_{2,крит} = RES_{1,крит} + \varepsilon_x / \gamma_y$.

Равновесное сосуществование хищника и жертвы

При достаточной величине запаса лимитирующего ресурса в системе ($RES > RES_{2,крит}$), прирост биомассы жертвы становится достаточным, чтобы прокормить хищника. Стационарные биомассы жертвы и хищника в этом состоянии определяются из уравнения (4.7) формулами

$$M_{ж}^{стац} = \frac{\varepsilon_x}{\gamma_x}; \quad M_{ж}^{стац} = \frac{(RES - M_{2,крит})}{1 + \frac{\gamma}{\beta}};$$

$$S_{стац} = RES - M_{ж}^{стац} - M_x^{стац}; \quad (4.8)$$

$$RES_{1,крит} = \frac{\varepsilon_{ж}}{\beta}; \quad RES_{2,крит} = RES_{1,крит} + \frac{\varepsilon_x}{\gamma_x}.$$

Интересно отметить, что и в системе «хищник – жертва» наблюдается аутостабилизация лимитирующего ресурса для хищника – остаточная биомасса жертвы становится постоянной, зависящей от хищника, а ресурс RES через жертву «перекачивается» в хищника.

В целом рис. 4.2 показывает, как развивается пищевая цепочка в экологической системе при обогащении окружающей среды лимитирующим ресурсом RES .

Трофическая структура экосистем

Все экологические сообщества построены по одному и тому же принципу, т.е. состоят из ряда параллельных пищевых (трофических) цепей. Трофическая структура экосистем, по-видимому, сформировалась

на ранней стадии эволюционного развития, о чём свидетельствуют палеонтологические данные (Дарвин, 1939; Одум, 1986; Гиляров, 1990, 2016).

В основании каждой пищевой цепи находится популяция автотрофных организмов-продуцентов, осуществляющих фиксацию световой энергии, использование простых неорганических веществ и построение на этой основе сложных органических соединений, составляющих биомассу популяции (Рамад, 1981; Одум, 1986). Все остальные участники трофической цепи являются гетеротрофами и могут существовать только за счёт потребления других организмов. Первичные гетеротрофы, потребляющие растительные организмы, называются потребителями (консументами) 1-го порядка. Виды, для которых первичные гетеротрофы являются жертвами, – это потребители (консументы) 2-го порядка и т.д. В экосистеме автотрофные организмы-продуценты образуют первый трофический уровень, первичные консументы – второй, хищные консументы – более высокие трофические уровни. Представляет интерес вопрос о том, какова максимально возможная длина пищевой цепи. Согласно второму закону термодинамики, в любой реальной энергетической системе передача энергии всегда меньше 100 %. Отсюда следует, что пищевая цепь должна характеризоваться уменьшением свободной энергии на каждом вышестоящем уровне. Метаболизм любого сообщества непременно обусловлен этой физической необходимостью. В пищевых цепях экосистем на каждый последующий трофический уровень поступает только около 10 – 20 % потока энергии на предшествующем уровне (правило 10 %) (Рамад, 1981; Одум, 1986). Таким образом до третичных консументов-потребителей доходит количество энергии, равное примерно 0,0001 потока, поглощённого продуцентами. Сравнительно низкая эффективность передачи энергии в длинной цепи, её меньшая устойчивость, связанная с возрастающим запаздыванием отклика численности организмов верхних уровней на изменения биомассы нижних уровней, способствуют закреплению в экосистеме многочисленных параллельных, достаточно коротких (включающих три-четыре уровня) пищевых цепочек, связанных общей конкуренцией за первичные источники энергии – солнечный свет и элементарные компоненты питания.

Кроме пищевых цепочек, участники которых являются биофагами, т.е. поедают живую добычу, круговорот веществ в экосистеме

дополняется сапрофагами, питающимися разрушенными мёртвыми организмами, метаболитами и различными отходами других видов. Сапрофаги не входят в явном виде в рассматриваемые модели экосистем, поскольку предполагается, что распад мёртвых организмов до исходных минеральных компонент происходит быстро и без запаздывания, что позволяет значительно упростить математический аппарат.

Модели с ограниченным запасом лимитирующего ресурса позволяют проследить развитие разнообразных пищевых цепочек и увеличение числа видов в системе при увеличении запаса лимитирующего ресурса. Подробно результаты математического исследования сложных систем с большим числом видов описаны в книге (Алексеев, Крышев, Сазыкина, 1992). Пример развития пищевых структур показан на рис. 4.3, где представлена модель с шестью видами, потенциально присутствующими в системе: виды M_1 – растения, потребляющие абиотический ресурс S ; виды M_2 – потребители 1-го порядка (растительноядные животные); виды M_3 – потребители 2-го порядка (плотоядные животные). Каждый вид организмов специализирован на одном виде питания. M_x – запас лимитирующего ресурса (RES), S – остаточное количество ресурса в окружающей среде. Рис. 4.3 построен по результатам математического исследования модели и показывает варианты устойчивых сообществ, которые могут существовать при разных величинах запаса лимитирующего элемента. Величины $M_{1,крит}$ – $M_{5,крит}$ на рис.4.3 представляют критические значения ресурса, при которых происходит смена видового состава экосистемы. Последовательности различных структур организации видов в экосистеме в зависимости от запаса лимитирующего ресурса RES называются сукцессионными рядами. Важно подчеркнуть наличие явления структурирования состояний системы, когда каждая структура устойчива в ограниченном интервале ресурса RES, и при увеличении или уменьшении ресурса может самопроизвольно преобразоваться в другую структуру с иным числом видов.

Интересно отметить также, что наличие потребителей растительных видов (потребители-консументы 1-го порядка – растительноядные животные и потребители-консументы 2-го порядка – плотоядные животные) оказывается полезным для самих растений, ослабляя конкурентное вытеснение слабых растений сильными и увеличивая видовое разнообразие.

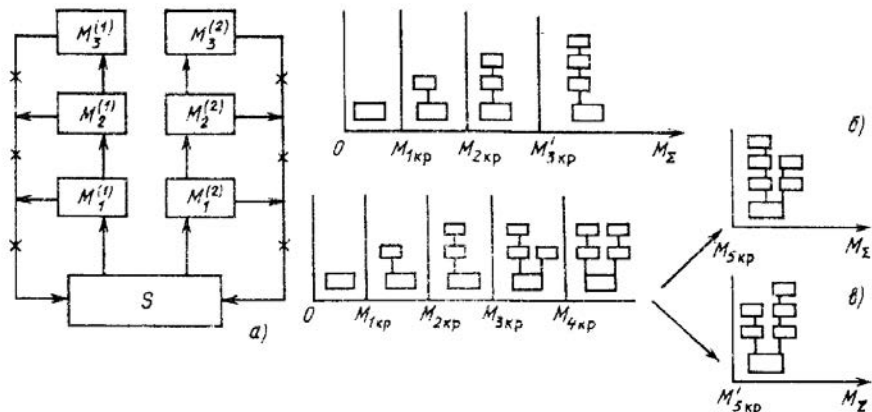


Рис. 4.3. Возможные варианты развития устойчивых состояний экосистемы с лимитирующим ресурсом (Сазыкина, 1981в; Алексеев, Крышев, Сазыкина, 1992). Варианты а) – в) отражают возможные пути развития системы от минимального до максимального разнообразия в зависимости от характеристик видов, составляющих экосистему.

4.3. Универсальные аллометрические законы подобия для организмов разных размеров

Жизнь в биосфере Земли представляет необозримое число форм организмов, массы которых имеют различия до 21 порядка величин от мельчайших микробов (10^{-13} грамм) до крупнейших животных и растений (до 10^8 грамм). Несмотря на колоссальное разнообразие размеров, большинство фундаментальных биологических процессов демонстрирует простую зависимость от размера организма, независимо от его вида или принадлежности к тому или иному классу или таксономической группе видов.

Масса организма является важнейшим фактором, определяющим его биологические характеристики. Аллометрический закон подобия имеет форму простой степенной зависимости какого-либо биологического параметра Y от массы тела $M_{орг}$ (Численко, 1981; Peters, 1986; Schmidt-Nielsen, 1984; Гиляров, 1990, 2016; West, Brown, 2005):

$$Y = Y_0 \cdot M_{орг}^b, \tag{4.9}$$

где Y – биологическая характеристика организмов данной массы $M_{орг}$; Y_0 – постоянная константа нормализации, b – показатель степени.

Универсальным свойством формулы (4.9) является то, что показатель степени b является простым кратным величины, равной $1/4$. Например, продолжительность жизни определяется формулой (4.9) с показателем $b = 1/4$; для скорости роста $b = -1/4$; для скорости биений сердца $b = -1/4$.

Наиболее известным из аллометрических законов является универсальная зависимость скорости основного метаболизма от массы тела, которая определяется из формулы (4.9) с показателем $b = 3/4$, обнаруженная Клебером (Kleiber, 1932, 1975). Эта зависимость оказалась действующей для огромного разнообразия организмов, включая животных, растения, микробы и даже для отдельных клеток тканей и митохондрий в клетках (Schmidt-Nielsen, 1984; Peters, 1986; Гиляров, 1990, 2016; West, Brown, 2005).

Биологические инварианты

Важнейшим следствием аллометрических законов подобия является существование инвариантов. Например, у млекопитающих продолжительность жизни увеличивается с массой тела как $M^{1/4}$, а скорость биений сердца, снижается с массой пропорционально $M^{1/4}$. В результате число биений сердца за жизнь млекопитающего является приблизительно постоянным (инвариант) – около $1,5 \cdot 10^9$ независимо от массы тела (Charnov, 1993).

Другой важнейший инвариант относится к экологии. Известно, что плотность популяции организмов зависит от массы тела особей пропорционально $M^{-3/4}$, а энергетические траты растут пропорционально $M^{3/4}$. В результате использование энергии популяцией в расчёте на единицу площади является инвариантом независимо от вида организмов, составляющих популяцию (растения или животные) (Charnov, 1993; West, Brown, 2005).

Использование аллометрических законов подобия оказывает неоценимую помощь в задачах экстраполяции результатов, полученных в экспериментах на лабораторных организмах на другие виды организмов; например экстраполяции зависимостей доза-эффект от мелких животных на человека и крупных животных. Также аллометрические формулы полезны для оценок значений параметров экологических и радиоэкологических процессов при отсутствии данных прямых измерений, например скоростей роста, смертности, величины рациона, равновесной плотности популяции и т.д.

4.4. Моделирование сезонной динамики популяций в экосистемах

В предыдущих разделах были рассмотрены элементарные модели экологических систем с постоянными коэффициентами биосинтеза, смертности и затрат на поддержание жизнедеятельности.

В реальной природе экологические параметры популяций сильно зависят не только от ресурсов питания и территории, но и от таких важнейших физических факторов, как температура среды обитания и освещённость.

Влияние температуры на экологические параметры

Воздействие температуры окружающей среды на обменные процессы организмов является важнейшим фактором, изменяющим значения параметров популяций в экологических моделях. Особенно температурный фактор важен для организмов, принимающих температуру окружающей среды, т.е. для растений и пойкилотермных животных (холонокровные животные, насекомые, микроорганизмы).

При повышении температуры происходят противоположно направленные процессы: с одной стороны интенсифицируются химические реакции биосинтеза, с другой – ускоряются химические реакции распада и тепловой денатурации ферментов. Поскольку организм является химической системой, зависимость химической кинетики процессов описывается уравнением Аррениуса

$$V_{\text{реак}} = V_{\text{реак}}^0 \cdot \exp\left(-\frac{E}{R \cdot T}\right),$$

где $V_{\text{реак}}$ – скорость реакции при температуре T (абсолютная температура); E – энергия активации; R – газовая постоянная, V^0 – эмпирическая константа.

От абсолютных температур можно перейти к температурам в градусах Цельсия:

$$\exp\left(-\frac{E}{R \cdot T}\right) = \exp\left(-\frac{E}{R \cdot (273 + t^0)}\right) \cong \theta \cdot \exp(\alpha \cdot t^0); \quad (4.10)$$

$$\theta = \exp\left(-\frac{E}{R \cdot 273}\right); \quad \alpha = \frac{E}{(273^2 \cdot R)}.$$

С учётом зависимости от температуры окружающей среды, экологические параметры ε и β в уравнениях роста популяции (см. уравнения 4.5) приобретают вид

$$\varepsilon = \varepsilon_0 + \varepsilon_p \cdot \exp(\alpha_p \cdot t^0); \beta = \beta_c \cdot \exp(\alpha_c \cdot t^0). \quad (4.11)$$

Из формулы (4.11) видно, что каждый вид организмов может существовать только в определённом интервале температур – диапазоне термотолерантности. Для организмов, принимающих температуру окружающей среды (растения и пойкилотермные животные), удельная скорость роста популяции, рассчитанная по уравнению (4.5) с учётом (4.11), имеет вид одновершинной (колоколообразной) асимметричной кривой, начало и конец которой определяются нижней и верхней критическими температурами. Как правило, верхние температуры оказываются более критическими, чем нижние. Конкретизацию значения показателя экспоненты синтеза α_c можно выполнить, используя экспериментальные данные. Известно, что в интервале температур 10–20 °C скорости роста пойкилотермных животных и растений возрастают в среднем в два раза на 10 °C повышения температуры (Ивлева, 1981), что даёт оценку $\alpha_c = 0,069$. По другим оценкам (Eppley, 1972; Сазыкина, 1986; Крышев, Сазыкина, 1986), $\alpha_c = 0,063 - 0,065$. Таким образом, показатель экспоненты синтеза является универсальным (α_c в среднем равно 0,065 град⁻¹), что отражает единый характер отклика белковых структур на повышение температуры. Численные эксперименты с формулами (4.5), (4.10) показывают, что и показатель экспоненты потерь α_p может меняться в очень узком диапазоне – $\alpha_p = 0,18 \div 0,25$, в среднем – $\alpha_p = 0,2$ град⁻¹.

Примеры колоколообразных кривых зависимостей удельной скорости роста различных видов водорослей показаны на рис. 4.4. На этом рисунке показаны экспериментальные данные и теоретические кривые роста, аппроксимирующие данные формулой $\mu = -\varepsilon_0 + \varepsilon_p \cdot \exp(0,2t^0) + \beta_c \cdot \exp(0,065t^0)$ для водорослей, характеризующихся разными диапазонами термотолерантности. Как видно из рис. 4.4, теоретические кривые роста с унифицированными показателями экспонент хорошо описывают колоколообразные зависимости скорости роста водорослей от температуры окружающей среды. Использование унифицированных показателей экспонент в температурных зависимостях значительно упрощает задачу моделирования и верификации имитационных экологических моделей, описывающих сезонную динамику природных экосистем.

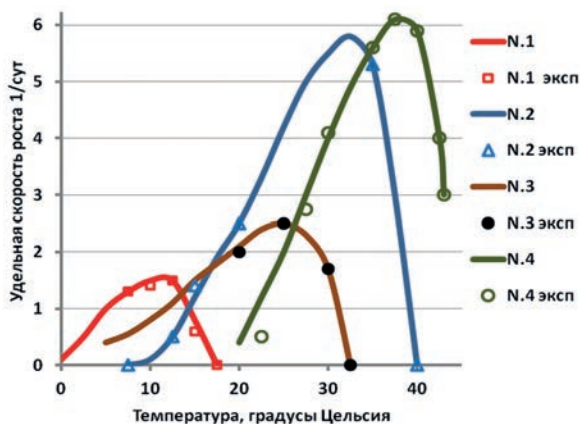


Рис. 4.4. Зависимости скоростей роста водорослей от температуры водной среды (Сазыкина, 1986). N.1 – *Detonula confervacea*; N.2 – *Dunaliella tertiolecta*; N.3 – *Ditylum brightwellii*; N.4 – *Chlorella sp.*

Зависимость экологических параметров от освещённости

При моделировании экологических систем зависимость параметра биосинтеза β от освещённости обычно учитывается для фотосинтезирующих растений. Используются различные эмпирические формулы зависимости скорости фотосинтеза от интенсивности света с учётом или без учёта ингибирования чрезмерно высокими интенсивностями светового потока. Распространённой является формула

$$\beta = a\beta_{\text{макс}} \cdot I \cdot \exp(1 - a \cdot I),$$

где I – интенсивность светового потока; $\beta_{\text{макс}}$ – максимальная скорость фотосинтеза при оптимальном освещении; a – эмпирический параметр.

При отсутствии светового ингибирования зависимость скорости фотосинтеза можно считать пропорциональной произведению средней освещённости за день E на продолжительность светового дня τ_E , т.е. $\beta = A \cdot E \cdot \tau_E$. При отсутствии метеорологических данных можно использовать теоретические значения E , соответствующие географическому расположению экосистемы.

Сезонная динамика фито- и зоопланктона в водоёмоохладителе АЭС

В реальных экосистемах освещённость, температура и концентрация лимитирующего элемента питания являются основными

движущими факторами, определяющими сезонное развитие биологического сообщества. В качестве примера рассмотрим сезонную динамику развития фито- и зоопланктона в подогретых водах водоёма-охладителя Ленинградской АЭС (Копорская губа Финского залива). Пример описывает сезонную динамику абиотических и биотических компонент экосистемы планктона Копорской губы Финского залива по данным измерений 1981 года, когда проводился систематический экологический мониторинг.

Сообщество фитопланктона (микроводорослей) и зоопланктона (взвешенных в воде мелких ракообразных, например дафний) – это первичная кормовая база для всех остальных обитателей водоёма, а также является основным фактором биологического переноса радионуклидов. На рис. 4.5 показаны основные ведущие силы, определяющие развитие экосистемы – температура воды, освещённость, концентрация в воде лимитирующего элемента – фосфора. Как видно, освещённость имеет сезонный ход, соответствующий условиям Ленинградской области. Температура воды также имеет годовой ход, но её значения выше естественной нормы за счёт сбросов тёплых вод АЭС. Концентрации фосфатов в воде имеют провал в летние месяцы вследствие выедания микроводорослями фитопланктона.

Водоросли фитопланктона разделяются на две группы – холодноводные виды, преимущественно диатомовые водоросли, свойственные естественному состоянию Копорской губы, а также тепловодный комплекс, состоящий преимущественно из сине-зелёных и зелёных водорослей, который получил преимущество при искусственном подогреве вод в водоёме-охладителе. Как видно из рис. 4.5, холодноводные водоросли планктона развиваются весной (апрель – май), условиями развития является повышение освещённости и достаточно высокие концентрации лимитирующего элемента фосфора. Температурный оптимум этой группы составляет 6 – 15 °С, что соответствует природным климатическим условиям водоёма.

Начиная с июня, доминантной группой становится тепловодный комплекс сине-зелёных и зелёных микроводорослей, который продолжает интенсивно развиваться практически до ноября. Тепловодная группа имеет повышенный температурный оптимум до 25 – 28 °С, и кроме того хорошо приспособлена к водам, обогащённым органикой от предшествующего холодноводного комплекса и сообщества зоопланктона.

Мелкие рачки зоопланктона преимущественно питаются водорослями холодноводного комплекса, соответственно их пик развития

(июнь – июль) следует за пиком развития холодноводного фитопланктона; далее зоопланктон служит кормом для мальков рыб и интенсивно выедается в июле – августе.

При наступлении холодного времени года рост планктона ограничивается освещённостью, хотя сине-зелёные водоросли при значительном подогреве воды могут вегетировать почти круглогодично, что значительно ухудшает качество воды, поскольку многие виды сине-зелёных водорослей являются токсичными для других организмов.

Динамика планктона была успешно описана с помощью экологической модели и верифицирована по данным наблюдений. Подробное описание модели приведено в (Крышев и др., 1986; Крышев, Сазыкина, Михайлов, 1986).

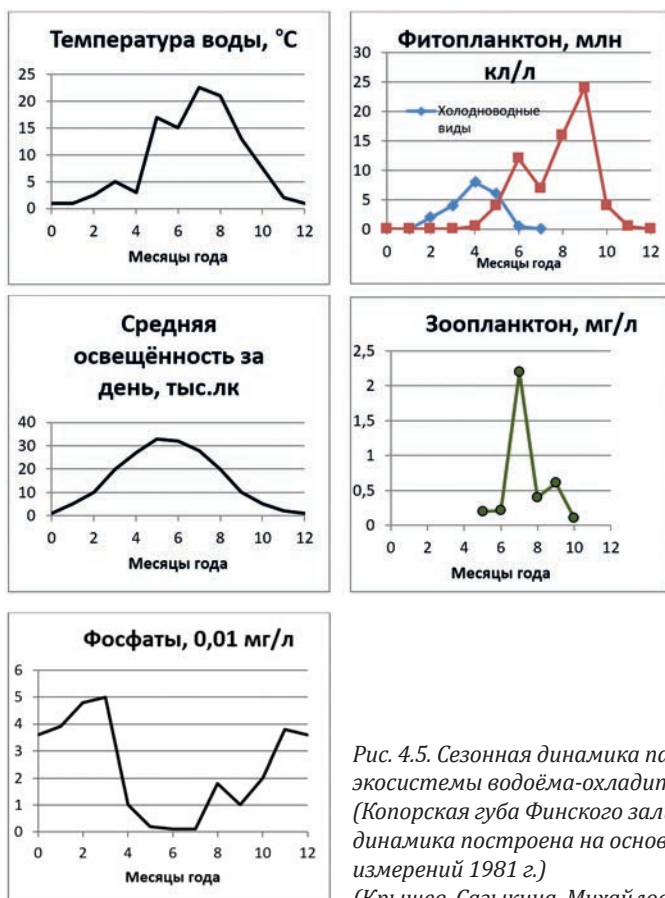


Рис. 4.5. Сезонная динамика параметров экосистемы водоёма-охладителя АЭС (Копорская губа Финского залива, динамика построена на основе данных измерений 1981 г.) (Крышев, Сазыкина, Михайлов, 1986)

Глава 5. Математическое моделирование миграции радионуклидов в экологических системах

Рассмотренные в главе 4 модели экосистем позволяют математически описывать миграцию в популяциях и экосистемах как лимитирующих, так и нелимитирующих химических элементов, а также их радиоактивных двойников – трассеров. Данный раздел представляет обновлённое изложение техники интегрирования экологических и радиоэкологических моделей, впервые предложенных в работах (Сазыкина 1981а,б; Крышев Сазыкина, 1984а,б; Крышев, Сазыкина, 1986; Sazykina, 1994; Sazykina, Kryshev, 1996; Sazykina, 2000).

В методологии адаптации экологических моделей для описания миграции радиоактивных изотопов используются два основных положения, экспериментальные обоснования которых приведены в главах 2 – 4:

- организмы не различают элементы по признаку радиоактивности; радиоактивный элемент и его стабильный аналог в окружающей среде образуют общий «фонд» потребления;
- элементарный состав биомассы каждого вида организмов является в среднем фиксированным и специфичным для этого вида. На биосинтез единицы новой биомассы популяция потребляет из окружающей среды строго определённые количества необходимых биогенных элементов.

Таким образом, задача моделирования миграции радионуклида сводится к задаче экологического моделирования миграции химического элемента питания и его радиоактивного двойника, образующих общий фонд элемента в экосистеме.

5.1. Техника моделирования миграции радиоактивного трассера на примере системы «популяция в лимитирующей среде»

Рассмотрим технику моделирования миграции радиоактивного трассера на примере простой системы, состоящей из популяции одного вида водных растений (водорослей) в замкнутом водоёме (пруде).

Для простоты рассмотрим наиболее обычную ситуацию, когда пара «радионуклид – стабильный аналог» не лимитирует рост самой популяции. Пусть элемент S (например фосфор) является лимитирующим,

а пара с радиоактивным изотопом представляет элемент Q (например цинк и ^{65}Zn). Рост популяции определяется элементом S , а из общего фонда элемента Q популяция потребляет столько, сколько нужно при имеющейся скорости роста биомассы. Предположим, что данный вид имеет химический состав с количеством элемента Q на единицу биомассы, равным $Q_{\text{био}}$.

Обозначим концентрации элемента Q в водной среде: стабильный элемент $Q_{\text{стаб}}(t)$, радионуклид – $X(t)$. Радионуклид поступает в систему однократно в момент $t = 0$, его начальная концентрация в воде $X(0) = X_0$. Общий фонд «стабильный элемент + радиоактивный изотоп» составляет $Q_{\text{стаб}}(t) + X(t)$. На единицу синтеза биомассы общее потребление элемента Q составляет $Q_{\text{био}}$, при этом пропорциональная доля потребления радиоактивного изотопа составляет $Q_{\text{био}} X(t) / (Q_{\text{стаб}}(t) + X(t))$.

Общее содержание радионуклида в биомассе популяции обозначим $Y(t)$, а удельное содержание на единицу биомассы – $y(t)$. Поскольку экосистема была чистой до внесения радионуклида, то вначале радиоактивность в биомассе отсутствовала: $Y(0) = 0$ и $y(0) = 0$.

В результате экологическая модель «популяция в лимитирующей среде», описанная в разделе уравнениями (4.5), оказывается дополненной уравнениями для динамики концентрации радионуклида в воде $X(t)$ и в популяции $Y(t)$. Каждое уравнение для радиоактивного трассера представляет баланс между потреблением радионуклида из воды с переходом в биомассу, а также обратным выносом радионуклида из биомассы в окружающую среду за счёт смертности и метаболизма; вынос из биомассы пропорционален уже накопленной в биомассе удельной радиоактивности $y(t)$. В итоге имеем систему уравнений:

$$\begin{aligned} \frac{dM}{dt} &= -\varepsilon \cdot M + \beta \cdot M \cdot S; \\ R_0 M + S &= RES = const; \\ \frac{dX}{dt} &= -\lambda \cdot X + \varepsilon \cdot M \cdot y - \beta \cdot M \cdot S \cdot \frac{Q_{\text{био}} \cdot X}{(Q_{\text{стаб}} + X)}; \\ \frac{dY}{dt} &= -\lambda \cdot Y - \varepsilon \cdot M \cdot y + \beta \cdot M \cdot S \cdot \frac{Q_{\text{био}} \cdot X}{(Q_{\text{стаб}} + X)}. \end{aligned} \tag{5.1}$$

Поскольку удобнее рассматривать удельную концентрацию $y(t)$ радионуклида на единицу биомассы, перейдём от общего содержания

радионуклида к содержанию на единицу биомассы, для этого используем соотношение $Y(t) = M(t) \cdot y(t)$. По правилу дифференцирования произведения двух переменных:

$$\frac{dY}{dt} = \left(\frac{dM}{dt}\right) \cdot y + \left(\frac{dy}{dt}\right) \cdot M.$$

Получим для удельной активности в биомассе уравнение

$$\frac{dy}{dt} = -\lambda \cdot y - \beta \cdot S \cdot y + \beta \cdot S \cdot \frac{Q_{\text{био}} \cdot X}{(Q_{\text{стаб}} + X)}. \quad (5.2)$$

В формуле (5.2) первый член справа характеризует радиоактивный распад, второй – снижение удельной активности (разбавление) за счёт прироста новой биомассы, третий – характеризует усвоение радионуклида из окружающей среды (в данном случае – из воды).

Поскольку в подавляющем большинстве случаев концентрация радиоактивного трассера X значительно меньше по массе, чем концентрация стабильного аналога $Q_{\text{стаб}}$, выражение $Q_{\text{стаб}} + X$ можно заменить на $Q_{\text{стаб}}$.

Накопление радионуклида в равновесной популяции

Рассмотрим простой случай, когда популяция в лимитирующей среде находится в равновесном состоянии и биомасса популяции не меняется со временем. Выражения для стационарной биомассы и величины остаточного содержания лимитирующего ресурса в окружающей среде задаются аналитическими формулами (см. главу 4). Радиоактивным распадом пренебрегаем.

Подставив выражения для стационаров в уравнения (5.1) – (5.2), получим для динамики радиоактивности в биомассе и воде выражения

$$\frac{dy}{dt} = -\varepsilon \cdot y + \varepsilon \cdot X \cdot \frac{Q_{\text{био}}}{Q_{\text{стаб}}}; \quad (5.3)$$

$$X(t) = X_0 - M_{\text{стац}} \cdot y(t).$$

Интегрируя систему (5.3) с начальным условием $X(0) = X_0$, получим аналитические выражения динамики распределения радионуклида между популяцией и окружающей средой

$$y(t) = \frac{X_0 \cdot K_{\text{нак}}}{(1 + M_{\text{стац}} \cdot K_{\text{нак}})} [1 - \exp(-p \cdot t)]; \quad (5.4)$$

$$p = \varepsilon(1 + M_{\text{стац}} \cdot K_{\text{нак}}); K_{\text{нак}} = \frac{Q_{\text{био}}}{Q_{\text{стаб}}}.$$

Таким образом, элементарный процесс накопления радионуклида в стационарной популяции описывается простой зависимостью с затухающей экспонентой. При достижении равновесия коэффициент накопления радионуклида в биомассе относительно водной среды равен коэффициенту накопления стабильного аналога. Вся динамика накопления радионуклида может быть предсказана для данной популяции без проведения радиоэкологического эксперимента.

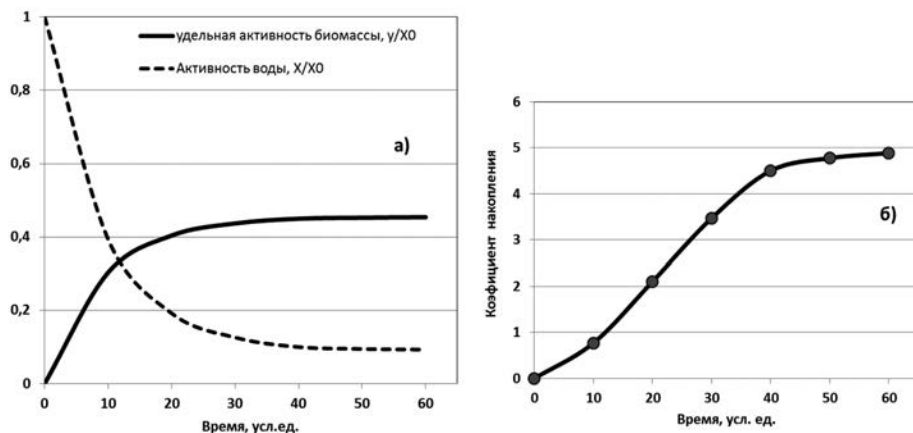


Рис. 5.1. Динамика миграции радионуклида в системе «популяция в лимитирующей среде», расчёт по уравнениям (5.4): а) Удельные активности биомассы и воды относительно первоначальной активности воды; б) динамика коэффициента накопления радиоактивности в биомассе. Значения коэффициентов: $\epsilon = 0,01$; $\beta = 0,005$; $M_{\text{стац}} = 2$; $S_{\text{стац}} = 2$; $K_{\text{нак}} = 5$; $X_0 = 10^{-4}$ (Крышев, Сазыкина, 1986).

Выведение радионуклида из биомассы популяции

Динамика выведения радионуклида из загрязнённой популяции при её помещении в ограниченный объём чистой среды с разбавлением $K_{\text{разбав}}$ описывается теми же уравнениями (5.3), но с другими начальными условиями: $y(0) = y_{\text{нач}}$; $X(0) = X_{\text{нач}} / K_{\text{разбав}}$. В качестве значений $y_{\text{нач}}$, $X_{\text{нач}}$ можно взять установившиеся равновесные значения распределения радионуклида между биомассой и окружающей средой, например равновесные значения на рис. 5.1.

Процесс очищения стационарной популяции от радиотрассера описывается формулами, где очищение биомассы от радионуклида описывается затухающей экспонентой

$$y(t) = \frac{y_{\text{нач}}}{(1 + M_{\text{стац}} \cdot K_{\text{нак}})} [M_{\text{стац}} \cdot K_{\text{нак}} + \exp(-p \cdot t)]; \quad (5.5)$$

$$X(t) = \frac{X_{\text{нач}}}{K_{\text{разбав}}} - M_{\text{стац}}(y_{\text{нач}} - y(t)).$$

Процесс очищения популяции от радионуклида при помещении в чистую среду обитания происходит со скоростью обновления биомассы, т.е. пропорционально $\exp(-\varepsilon \cdot t)$, что медленнее, чем процесс накопления.

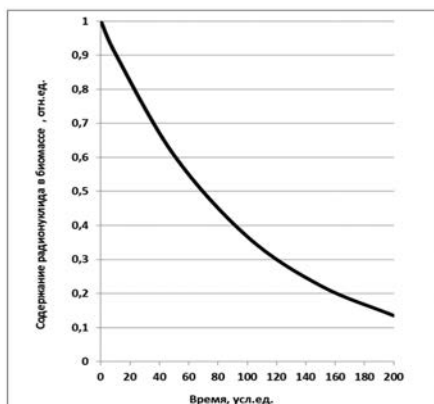


Рис. 5.2. Динамика очищения биомассы популяции от накопленного радионуклида при помещении в чистую среду (10-кратное снижение радионуклида в окружающей среде (Крышев, Сазыкина, 1986)

Накопление радионуклида в популяции с учётом процессов сорбции на поверхности организмов

В предыдущих параграфах раздела предполагалось, что накопление радионуклида в биомассе популяции происходит только активным путём включения радиоактивного трассера в состав биологических тканей. Однако на практике некоторые радионуклиды, образующие взвеси, в значительной мере сорбируются на поверхностях организмов и лишь частично усваиваются организмами.

На примере простейшей равновесной системы «популяция в лимитирующей среде» рассмотрим технику моделирования совместных процессов биоассимиляции и сорбции радионуклида популяцией.

Механизмы процессов сорбции и биоассимиляции будем считать независимыми друг от друга, поэтому уравнение для концентрации

радионуклида $y(t)$ во внутренних тканях организмов популяции остаётся прежним и описывается (5.3).

Скорость сорбирования радионуклида на единичной площади поверхности организмов популяции можно записать изотермой адсорбции Ленгмюра (Носов и др., 2010); поток десорбции пропорционален уже накопленному на единичной поверхности количеству радионуклида $Z_{сорб}(t)$:

$$g_{сорб} = \frac{q^{макс} \cdot X(t)}{(K_{нас} + X(t))}; g_{десрб} = q_{десрб} \cdot Z_{сорб}(t), \quad (5.6)$$

где $g_{сорб}$ – удельная скорость адсорбции; $K_{нас}$ – константа полунасыщения адсорбции; $q^{макс}$ – максимальная скорость адсорбции данного химического элемента; $q_{десрб}$ – удельная скорость десорбции элемента.

Уравнения для активностей $X(t)$ в воде и сорбированной на единицу площади организмов $Z_{сорб}(t)$ описываются уравнениями (без учёта радиоактивного распада и насыщения по сорбции):

$$\frac{dX}{dt} = \varepsilon \cdot M_{стац} \left(y - \frac{Q_{био} \cdot X}{Q_{стаб}} \right) + (-g_{сорб} + g_{десрб}) S(M_{стац}); \quad (5.7)$$

$$\frac{dZ_{сорб}}{dt} = \frac{q^{макс} \cdot X(t)}{(K_{нас})} - q_{десрб} \cdot Z_{сорб},$$

где $S(M_{стац})$ – суммарная площадь поверхности организмов популяции.

Следует учитывать, что процессы сорбции происходят значительно быстрее, чем процессы биоассимиляции. Можно показать, что процесс накопления при учёте адсорбции включает в себя две экспоненциальные зависимости – быструю (адсорбция) и медленную (биоассимиляция), что подтверждается данными экспериментов.

Сравнение результатов модели с экспериментальными данными

Количественное сравнение теоретической модели с известными экспериментальными данными, как правило, оказывается весьма затруднительным из-за отсутствия многих параметров, необходимых для идентификации модели. Из многих экспериментов по динамике накопления радионуклидов популяцией были выбраны данные по накоплению радиоактивных изотопов элементов группы железа (Fe, Mn, Co, Ni) популяцией одноклеточной морской водоросли *Platymonas viridis* (Громов, Стародубцев, 1974). В этих экспериментах имелись данные по

содержанию стабильных элементов группы железа как в водной среде, так и в биомассе водорослей, радионуклиды вносили в культуральную среду в той же химической форме (хлористые соли), как и стабильные элементы. Водоросли *Platymonas viridis* выращивали в колбах в течение 80 часов на искусственной минеральной среде Гольдберга (в модификации Кабановой). Радионуклиды вносили в виде хлористых солей. Химический состав водорослей по группе железа был известен (см. табл. 5.1). Систематических наблюдений за динамикой роста культуры водорослей не проводилось, измерены были начальная $M(0)$ (22 мг/л) и конечная $M(t)$ (34 мг/л) биомасса популяции клеток.

Таблица 5.1

Микроэлементный состав компонент системы «популяция в лимитирующей среде» в экспериментах с водорослью *Platymonas viridis* (Крышев, Сазыкина, 1984б; 1986)

Компоненты системы	Fe (FeCl_3)	Mn (MnCl_2)	Co (CoCl_2)	Ni (NiCl_2)
Содержание в прописи среды Гольдберга, мг/л ($Q_{i,\text{стаб}}$)	0,056	0,055	0,059	-
Внесено радионуклидов, мкг/л ($X_i(0)$)	2 – 4	0,02	0,5 – 1,0	0,2
Состав биомассы, мг % на сух. массу ($Q_{i,\text{био}}$)	116 ± 14	45 ± 4	н.д.	$0,31 \pm 0,03$

Поскольку конкретный лимитирующий фактор не был известен, для описания роста популяции было использовано уравнение Ферхюльста (см. раздел 4.2 главы 4).

Скорость потребления из питательной среды металлов предполагалась пропорциональной скорости роста биомассы dM/dt и удельному содержанию металлов в химическом составе водорослей данного вида. Зная прирост биомассы, можно определить динамику изменения общего фонда или «пула» каждого элемента группы железа в водной среде

$$X_i(t) + Q_{i,\text{стаб}}(t) = X_i(0) + Q_{i,\text{стаб}}(0) - Q_{i,\text{био}}[M(t) - M(0)], \quad (5.8)$$

где $X_i(t)$, $Q_{i,\text{стаб}}(t)$ – концентрации i -го радионуклида и его стабильного аналога в водной среде в момент времени t .

Поскольку потребление стабильного элемента и его радиоактивного «двойника» происходит пропорционально его относительной доле

в фонде элемента в среде, то соотношение $X_i(t)/Q_{i,стаб}(t) = X_i(0)/Q_{i,стаб}(0)$. С учётом этого соотношения получим для динамики изъятия из среды радионуклидов растущей биомассой водорослей выражение

$$\left(\frac{X_i(0) - X_i(t)}{X_i(0)}\right) = \frac{Q_{i,био}[M(t) - M(0)]}{X_i(0) + Q_{i,стаб}(0)}. \quad (5.9)$$

Одна из экспериментальных кривых (для ^{60}Co) была использована для реконструкции параметров уравнения Ферхюльста, значения которых были определены как $a = 0,005$ [(мг/л)час] $^{-1}$; $K = 34$ мг/л. Расчётные кривые поглощения радионуклидов железа, марганца, никеля были определены по формуле (5.9). Содержание кобальта в химическом составе водоросли не было известно, это значение было рассчитано по кривой поглощения радионуклида и оказалось равным 28,3 мг % на сухую массу.

Динамика потребления радионуклидов растущей популяцией водорослей показана на рис. 5.3. Расчётные значения хорошо совпадают с экспериментальными данными, пропорции в потреблении радионуклидов в точности соответствуют теоретическим предсказаниям модели, что свидетельствует о её хорошей прогностической способности.

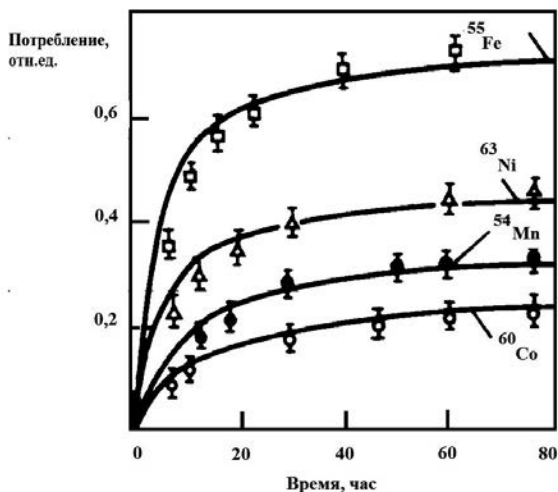


Рис. 5.3. Динамика поглощения радионуклидов группы железа растущей популяцией водорослей *Platomonas viridis*. Сплошные линии – кривые накопления, полученные по модели (Крышев, Сазыкина, 1984б, 1986); для сравнения представлены данные измерений из (Громов, Стародубцев, 1974)

5.2. Моделирование миграции радионуклида по пищевой цепи «хищник-жертва»

Для многих радиоэкологических задач представляет интерес перенос радионуклидов в пищевых цепях, например от мелких организмов планктона к рыбам, от растений к травоядным животным и т.д. Рассмотрим технику радиоэкологического моделирования на примере миграции радионуклида в элементарной системе «хищник-жертва». Экологическая модель такой системы была построена в разделе 4.2 главы 4.

Предположим, что в систему «хищник-жертва», находящуюся в ограниченной среде с лимитированием по элементу S попадает радионуклид – двойник другого элемента Q (нелимитирующего) с начальной концентрацией $X(0) = X_0$. Рост популяции жертвы определяется абиотическим элементом S . Из общего фонда нелимитирующего элемента в окружающей среде потребление элемента Q на единицу синтеза биомассы жертвы составляет $Q_{ж}$, при этом пропорциональная доля потребления радиоактивного изотопа составляет $Q_{ж} X(t) / Q_{стаб}$.

Жертва с биомассой $M_{ж}(t)$ является лимитирующим ресурсом для хищника, рост биомассы хищника $M_{х}(t)$ определяется количеством жертвы. Радионуклид переходит в биомассу хищника только из биомассы жертвы. Предположим, что хищник имеет химический состав с количеством элемента Q на единицу биомассы, равным Q_x . Радионуклид переходит из биомассы жертвы в биомассу хищника в пропорции $Q_{хуж}(t) / Q_{ж}$, где $u_{ж}(t)$ – уже накопленная активность радионуклида в биомассе жертвы. Разница между количеством потребленного и усвоенного хищником радионуклида выносится в окружающую среду.

Следуя технике, описанной в разделе 5.1, для удельных активностей радионуклида в жертве $y_{ж}(t)$ и хищнике $y_{х}(t)$ получим систему уравнений

$$\begin{aligned} \frac{dy_{ж}}{dt} &= -\lambda \cdot y_{ж} - \beta \cdot S \cdot y_{ж} + \beta \cdot S \cdot X \cdot \frac{Q_{ж}}{Q_{стаб}}; \\ \frac{dy_{х}}{dt} &= -\lambda \cdot y_{х} - \gamma_y \cdot M_{ж} \cdot y_{х} + \gamma_y \cdot M_{ж} \cdot y_{ж} \cdot \frac{Q_x}{Q_{ж}}; \\ \frac{dX}{dt} &= -\lambda \cdot X + \varepsilon_{ж} \cdot M_{ж} \cdot y_{ж} + \varepsilon_x \cdot M_x \cdot y_x - \beta \cdot M_{ж} \cdot S \cdot X \cdot \frac{Q_{ж}}{Q_{стаб}} + \\ &+ \left(\gamma - \gamma_y \cdot \frac{Q_x}{Q_{ж}} \right) \cdot M_{ж} \cdot M_x \cdot y_{ж}. \end{aligned} \quad (5.10)$$

В системе (5.10) в уравнении для $X(t)$, как правило, доминирующим членом является изъятие радионуклида из окружающей среды популяцией жертвы (например растениями), обратным возвратом радионуклида в окружающую среду с отмершей или неусвоенной биомассой на начальном этапе накопления обычно пренебрегают.

Расчёт решений системы (5.10) для случая равновесной системы «хищник-жертва», выполненный в (Крышев, Сазыкина, 1986), показал, что накопление радионуклида как в популяции жертвы, так и хищника описывается суммой двух экспонент. Показатели экспонент – либо отрицательные действительные числа, либо комплексные числа с отрицательной действительной частью (в этом случае накопление происходит в режиме затухающих колебаний).

Характерным для миграции радионуклида в системе «хищник-жертва» является более быстрое загрязнение жертвы и более медленное (с запаздыванием) накопление радионуклида хищником. При этом при окончательном установлении равновесия загрязнение хищника может быть и большим, чем у жертвы. Эти эффекты подтверждаются экспериментальными данными, которые будут рассмотрены в следующих разделах.

Простой неколебательный режим накопления радионуклида в системе «хищник-жертва» характерен для систем большого размера, для которых возврат радионуклида в среду с отходами биомассы не имеет значения. Колебательный режим перераспределения радионуклида в системе может возникнуть в малой замкнутой системе (например озеро) за счёт повторного вовлечения в круговорот загрязнённых отходов биомассы организмов.

Примеры кривых накопления радионуклида в замкнутой экосистеме «хищник-жертва» показаны на рис. 5.4.

Возможности переноса отдельных радионуклидов по пищевым цепям

Возможность переноса радионуклидов по пищевым цепям к человеку является важным фактором как при рассмотрении качества сельскохозяйственной продукции, производимой на загрязнённых территориях, так и пищевых продуктов из естественных экосистем (например рыбы).

На основе обобщения имеющейся экспериментальной информации, а также исходя из химических свойств радионуклидов, можно

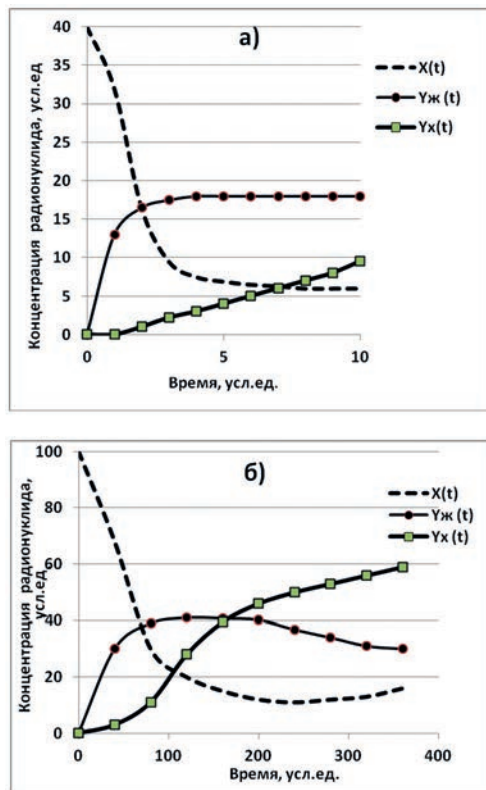


Рис. 5.4. Динамика накопления радионуклида в замкнутой стационарной экосистеме «хищник-жертва», расчёт по уравнениям (5.10): а) аperiodический режим накопления радионуклида с выходом на равновесие; б) режим затухающих колебаний. $X(t)$ – концентрация радионуклида в окружающей среде, например в водной среде; $y_{ж}(t)$, $y_{х}(t)$ – удельные концентрации (активности) радионуклида в биомассе жертвы и хищника соответственно. Значения параметров модели взяты из (Крышев, Сазыкина, 1986).

сделать следующие оценки потенциала переноса радиоактивности по пищевым цепям:

- Радионуклиды- аналоги основных биогенных элементов, накапливающиеся в мягких тканях организмов, как правило, хорошо передаются по пищевым цепям (^{14}C , ^{137}Cs , ^{40}K , ^{32}P , ^{60}Co). Коэффициенты накопления этих элементов соответствуют уровням перехода стабильных аналогов из пищи в соответствии с химическим составом организмов более высоких пищевых уровней; например различия в химическом

составе водных организмов разных трофических (пищевых) уровней (показаны в табл. 3.2).

- Радионуклиды, переходящие в организмах в нерастворимую форму (например ^{90}Sr , ^{45}Ca , накапливающиеся в скелете или раковине), слабо передаются по пищевым цепям. В большинстве случаев коэффициенты накопления этих радионуклидов снижаются при переходе от нижних пищевых уровней (растения, моллюски, ракообразные) к организмам-потребителям более высоких уровней (например млекопитающим).

- Радионуклиды, которые оседают в нерастворимом виде на поверхностях растений путём пассивной адсорбции (^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{144}Ce , ^{106}Ru), как правило, слабо передаются по пищевым цепям с понижающимися коэффициентами накопления. Этот эффект связан с плохой усваиваемостью нерастворимых соединений из пищи, а также с отсутствием активной биоаккумуляции элементов, не нужных для организмов.

5.3. Динамическая радиоэкологическая модель «ECOMOD»

Для расчётов динамики радиоактивного загрязнения биологических компонентов реальных водных экосистем была разработана модульная компьютерная система «ECOMOD» (Сазыкина, 1981а,б; Крышев, Сазыкина, 1984, 1986; Sazykina, 2000). Структура модели показана на схеме 5.5. Модель состоит из нескольких расчётных блоков-модулей:

- Источник радиоактивного загрязнения водной экосистемы.
- Блок расчёта динамики распределения радионуклидов в абиотических компонентах экосистемы; для водной системы – это блок распределения радионуклидов между водной массой, взвесью и донными отложениями.

- Блок «Водная экосистема», представляющий модель динамики биомасс основных групп видов в экосистеме.

- Блок «Миграция радионуклидов в биологических объектах экосистемы», в котором производится расчёт динамики содержания радионуклидов в рассматриваемых организмах в экосистеме.

- Блок «Оценки доз облучения организмов в экосистеме», в котором производится расчёт мощностей доз и накопленных доз внутреннего и внешнего облучения водных организмов в загрязнённой экосистеме.

- Блок «Оценки радиационных эффектов в экосистеме» производит сопоставление дозовых нагрузок со шкалой «доза-эффект» для разных типов организмов.

Большим достоинством модели является возможность одновременного расчёта загрязнения экосистемы несколькими радионуклидами, что характерно как для радиационных аварий, так и для нормальной работы предприятий ядерной отрасли. Модель может производить расчёт одновременно для всей экосистемы либо для одного или нескольких типов водных организмов в зависимости от поставленной задачи. Результаты расчетов в каждом из последовательных модулей комплекса «ECOMOD» являются входными данными для следующих модулей.

Модули модели «ECOMOD» являются достаточно гибкими и допускают модификации.

Например, расчет динамики распределения радионуклидов в системе «вода-взвесь-донные отложения» может быть выполнен по любой стандартной модели, соответствующей специфике водной системы (река, озеро и т.д.), например, с использованием гидрологических моделей (Носов и др., 2010)..

Расчёт динамики биомасс видов в экосистеме может производиться на основе подробной модели сезонной динамики экосистемы (Крышев, Сазыкина, 1986, 1990; Алексеев, Крышев, Сазыкина, 1992). Если же в этом нет необходимости, модуль «экосистема» может быть редуцирован для расчёта динамики биомасс конкретных видов организмов, например мирных или хищных рыб.

В модели используются биологические параметры роста и метаболизма биоты, доступные из биологической литературы, поэтому прогноз миграции радионуклидов может быть выполнен заранее, до проведения измерений радиоактивности в биообъектах.

В главе 6 описаны примеры применения модификаций модели «ECOMOD» к реальным радиоэкологическим ситуациям, связанным с аварийным и долгосрочным радиоактивным загрязнением водных экосистем различными радионуклидами.



Рис. 5.5. Блок-схема динамической радиоэкологической модели «ECOMOD» для водной экосистемы.

Глава 6. Применение методов моделирования для реконструкции и прогноза реальных радиоэкологических ситуаций

В данной главе представлены результаты практического применения методологии динамического моделирования миграции радионуклидов для реконструкции и прогноза радиоактивного загрязнения биоты реальных водных экосистем. Особое внимание уделено динамике радиоактивного загрязнения организмов после крупных радиационных аварий. Рассмотрены результаты моделирования раннего периода после Чернобыльской аварии 1986 г. и аварии на АЭС Фукусима 2011 г. Выполнены реконструкции и даны прогнозы радиоэкологической обстановки при долгосрочном загрязнении водоёмов. Рассмотрен биологический перенос радионуклидов оседлой и мигрирующей рыбой в большой реке (на примере р. Енисей).

6.1. Моделирование аварийного радиоактивного загрязнения экосистемы водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС (1986 г.)

В результате радиационной аварии 26 апреля 1986 года водоём-охладитель Чернобыльской АЭС стал одним из наиболее загрязнённых водоёмов в мире. Данный водоём может рассматриваться как подходящий объект для изучения динамических процессов миграции радионуклида и накопления в закрытых водных системах (Крышев, Сазыкина, 1990а,б; Радиоэкологические, 1991; Крышев и др., 1996; Kryshev et al., 1992, 1996, 1999).

Чернобыльская АЭС расположена на берегу реки Припять, впадающей в Киевское водохранилище Днепра. Водоём-охладитель Чернобыльской АЭС (рис. 6.1) был создан путём отторжения части поймы реки с помощью ограждающей дамбы. Площадь водоёма составляла 21,7 км², объём – 150·10⁶ м³, средняя глубина – 6,6 м, наибольшая глубина – около 20 м. Вода из водоёма-охладителя поступала в реку Припять вследствие фильтрации через земляную дамбу с расходом 1,2·10⁸ м³/год. Эти потери компенсировались за счёт поступления речной воды из Припяти.

Видовой состав рыб водоёма-охладителя был представлен такими рыбами, как плотва, густера, синец, лещ, судак, окунь, жерех, карп, линь,

толстолобик, чехонь. При этом тёплые воды ЧАЭС до аварии использовались для промышленного рыбозаводства толстолобика (Kryshev et al., 1993; Рябов, 2004).

До аварии в водоёме-охладителе ЧАЭС обнаруживались следовые концентрации искусственных радионуклидов в воде, донных отложениях и гидробионтах (Радиоэкологические, 1991). По данным ИЯИ АН Украины, запасы радионуклидов в водоёме-охладителе до аварии составляли: ^{137}Cs – 2,1 Ку ($7,8 \cdot 10^{10}$ Бк), ^{134}Cs – 0,6 Ку ($2,2 \cdot 10^{10}$ Бк), ^{60}Co – 1,9 Ку ($7,0 \cdot 10^{10}$ Бк), ^{54}Mn – 1,1 Ку ($4,1 \cdot 10^{10}$ Бк), ^{90}Sr – 0,04 Ку ($1,5 \cdot 10^9$ Бк).



Рис. 6.1. Водоём-охладитель Чернобыльской АЭС

Радионуклиды, участвовавшие в загрязнении водоёма, можно разделить на три группы: короткоживущие, с периодами полураспада в несколько суток и меньше (^{132}I , ^{133}I , ^{135}I , ^{132}Te , ^{239}Np , ^{99}Mo), радионуклиды с периодами полураспада от недели до двух месяцев (^{131}I , ^{140}Ba , ^{136}Cs , ^{141}Ce , ^{103}Ru , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{89}Sr) и долгоживущие радионуклиды с периодами полураспада около года и выше (^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{144}Ce).

В ранний период аварии на Чернобыльской АЭС информация относительно загрязнения биоты в водоёме-охладителе была недостаточна и недоступна. Первые расчёты радиоактивного загрязнения Чернобыльского пруда-охладителя были сделаны в мае – августе 1986 года с использованием динамической модели «ECOMOD».

В качестве входной информации были использованы оценки выпадений радионуклидов в водоём-охладитель и доступные биологические данные по экосистеме водоёма. Распределение радионуклидов в абиотических компонентах водоёма было вычислено, используя модель «вода-донные отложения». Динамика радиоактивного загрязнения водной биоты была вычислена для многих радионуклидов, для некоторых из них, наряду с биоассимиляцией, были также учтены адсорбционные процессы.

Следующая система дифференциальных уравнений использовалась, чтобы описать динамику активности i -го радионуклида (Бк/кг сырого веса) в биомассе компонентов экосистемы (Крышев, Сазыкина, 1990а, б):

Растительность

$$\frac{dy_k^{(i)}}{dt} = \beta_k(T^0, LC(t)) \cdot S(t) \cdot [-y_k^{(i)} + CF^{(i,stab)} \cdot X^{(i)}(t)] - \lambda^{(i)} y_k^{(i)}; \quad (6.1)$$

Водная фауна (зоопланктон и рыба)

$$\frac{dy_j^{(i)}}{dt} = -y_j^{(i)} \cdot (\lambda^{(i)} + \varepsilon_j^{(i)} + \frac{1}{M_j} \frac{dM_j}{dt}) + \frac{Q_j^{(i,stab)}}{Q_{food}^{(i,stab)}} \cdot \sum \gamma_m \cdot FOOD_m \cdot y_m^{(i)}; \quad (6.2)$$

Адсорбция на поверхности организмов

$$\frac{dy_{sorp}^{(i)}}{dt} = (q_{sorp}^{(i)} \cdot \frac{X^{(i)}}{Q_{stab}^{(i)}} - q_{des}^{(i)} \cdot y_{sorp}^{(i)}), \quad (6.3)$$

где индексы $k = 1, 2$ относятся к фитопланктону и макроводорослям, соответственно; индексы $j = 1, 2, 3$ применены к зоопланктону, нехищной рыбе и хищной рыбе; $y_k^{(i)}, y_j^{(i)}$ – удельные активности i -го радионуклида в биомассе компонентов экосистемы; M_j – биомасса j -го компонента экосистемы; $\beta_k(T^0, LC(t))$ – коэффициент производства биомассы фотосинтезом как функция температуры воды T^0 и освещения $LC(t)$ в зависимости от широты места и сезона года; $S(t)$ – концентрация лимитирующего питательного вещества в водной среде; $CF^{(i,stab)}$ – коэффициент накопления стабильного элемента аналога i -го радионуклида растительностью; $X^{(i)}(t)$ – активность i -го радионуклида в водной среде; величины $X^{(i)}(t)$ были вычислены в гидрологическом блоке модели; $\lambda^{(i)}$ – постоянная радиоактивного распада; $\varepsilon_j^{(i)}$ – коэффициент метаболических потерь i -го элемента; $Q_j^{(i,stab)}, Q_{j,food}^{(i,stab)}$ – концентрации стабильного элемента-аналога в биомассе водного организма и в его диете;

$FOOD_m \cdot y_m^{(i)}$ – поступление i -го радионуклида в организм из пищи; $y_{sorp}^{(i)}$ – активность, адсорбированная на поверхности организма (Бк/см²); $q_{sorp}^{(i)}, q_{des}^{(i)}$ – параметры сорбции и десорбции i -го радионуклида и его стабильного «двойника»; $Q_{stab}^{(i)}$ – концентрация стабильного аналога i -го радионуклида в водной среде.

Величины температуры воды, условий освещения и концентрации лимитирующего развитие растительности элемента питания в водной среде были заданы в программе в качестве входных данных.

Вычисления по модели «ECOMOD» продемонстрировали сложный динамический характер накопления радионуклидов и их перераспределения в водной биоте чернобыльского водоёма-охладителя в первые месяцы после аварии. Мелкие организмы фитопланктона накопили радионуклиды относительно быстро. Из-за короткого времени жизни микроводорослей активность фитопланктона следовала в целом за активностью воды.

Активности радионуклидов в рыбе продемонстрировали намного более сложные динамические особенности – равновесия радионуклидов между организмами и водой не достигалось; вместо этого происходило биоаккумулятивное радионуклидов в тканях рыбы, несмотря на уменьшение радионуклидов в воде. Очевидно, обычно используемая методология равновесных факторов аккумуляции радионуклидов не работала в ситуациях аварийного загрязнения водного объекта.

Рис. 6.2 показывает сложную динамику накопления радионуклидов в рыбе чернобыльского водоёма-охладителя в первые месяцы после радиационной аварии 1986 года.

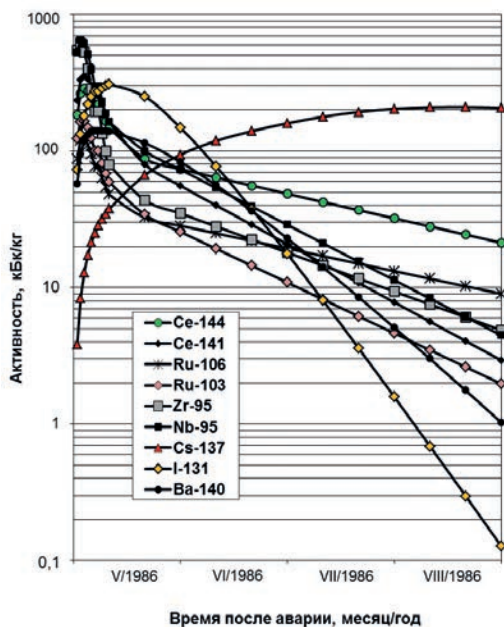


Рис. 6.2. Динамика накопления радионуклидов в рыбе чернобыльского водоёма-охладителя, ранний период после аварии на Чернобыльской АС; модель ECOMOD

Табл. 6.1 представляет сравнение расчётов с измеренными усреднёнными концентрациями некоторых радионуклидов, взятых из публикации (Радиоэкологические, 1991; Kryshev et al., 1992). Как видно из табл. 6.1, модельные предсказания ECOMOD оказались в хорошем согласии с измерениями даже для чрезвычайно неравновесной радиологической ситуации, которая наблюдалась в чернобыльском водоёме-охладителе в ранний период после тяжёлой радиационной аварии.

Таблица 6.1.

Модельные расчёты и измеренные концентрации радионуклидов в компонентах чернобыльского водоёма-охладителя, ранний период после радиационной аварии (май – август 1986 г.), кБк/кг сырого веса

Компонент	^{131}I	^{137}Cs	^{90}Sr	^{144}Ce
30 мая 1986				
Вода: измерения	$1,7 \pm 1,4$	$0,4 \pm 0,2$	$0,04 \pm 0,026$	$0,2 \pm 0,13$
расчёт по модели	3,0	0,2	0,018	0,12
Рыба: измерения	30 ± 20	50 ± 30	$0,3 \pm 0,2$	90 ± 50
расчёт по модели	50	85	0,2	115
Водоросли: измерения	300 ± 200	150 ± 80	16 ± 10	800 ± 500
расчёт по модели	400	120	9	850
15 июня 1986				
Рыба: измерения	10 ± 6	80 ± 50	$0,5 \pm 0,3$	110 ± 50
расчёт по модели	26	115	0,3	140
Водоросли: измерения	100 ± 60	140 ± 60	15 ± 7	400 ± 200
расчёт по модели	150	100	9	500
18 июля 1986				
Водоросли: измерения	-	110 ± 60	15 ± 8	150 ± 70
расчёт по модели	9	80	9	100
7 августа 1986				
Водоросли: измерения	-	100 ± 60	12 ± 6	110 ± 70
расчёт по модели	-	50	8	50
Рыба: измерения	-	110 ± 60	$0,9 \pm 0,4$	-
расчёт по модели	-	160	0,6	-

6.2. Моделирование размерного эффекта в накоплении радионуклидов в популяциях рыб

В ходе радиоэкологических исследований загрязнения рыб водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС радионуклидом ^{137}Cs была обнаружена зависимость удельной активности этого радионуклида в рыбе от её размера (веса, возраста). В первый год после аварийного загрязнения (1986 – 1987 гг.) обнаруживался в основном отрицательный размерный эффект – молодь рыб была загрязнена ^{137}Cs сильнее. В течение 2-го года после аварии (1987 – 1988 гг.) наблюдалось промежуточное явление – распределение удельной активности ^{137}Cs в рыбе по возрастам (размерам, массе) имело максимум. Начиная с 1988 года имел место положительный размерный эффект – чем крупнее рыба, тем выше был уровень её загрязнения ^{137}Cs по сравнению с рыбами того же вида, живущими в том же водоёме. Значимость размерного эффекта снижалась с течением времени, имея более выраженный характер для хищных видов, по сравнению с мирными.

Для моделирования размерного эффекта каждая популяция рыб была разбита на дискретные возрастные классы таким образом, что соседние возрастные классы различались на один год. Каждый возрастной класс характеризуется своим значением скорости метаболизма, количеством съеденной пищи и относительным приростом, причём все эти значения предполагаются одинаковыми внутри каждого возрастного класса. Для хищных рыб необходимо учитывать также смену типа питания, как правило, на второй год жизни (Kryshev A., Ryabov, 2000).

Будем считать, что ^{137}Cs накапливается в основном в мышцах рыбы, служащих депонирующим органом для данного радионуклида. Предполагаем также, что ^{137}Cs поступает в организм рыб преимущественно с загрязнённой пищей.

Запишем уравнение динамики ^{137}Cs в рыбе для усреднённого организма, представляющего n -й возрастной класс:

$$\frac{dy_n}{dt} = -(\lambda_p + \varepsilon_A \cdot \frac{W_n}{M_n} + \frac{1}{M_n} \frac{dM_n}{dt}) \cdot y_n + (\frac{1}{M_n} \frac{dM_n}{dt} + \varepsilon_A \cdot \frac{W_n}{M_n}) \sum_j \frac{Q_1^A}{Q_0^A} \cdot p_j X_j(t), \quad (6.4)$$

где y_n – удельная активность радионуклида в рыбе n -го возрастного класса, индекс j относится к типу пищи, потребляемой рыбой.

Значение скорости метаболических потерь индивидуальной рыбы пропорционально степенной функции её веса (Винберг, 1956, Ивлев, 1962):

$$W = 0,1152 \cdot \alpha_1 M^{\alpha_2} \cdot B(TEMP), \quad (6.5)$$

где W выражено в г/сут, M – в граммах; α_1 и α_2 – эмпирические коэффициенты, известные для каждого вида рыб; $B(TEMP)$ – температурная поправка:

$$B(TEMP) = \beta_0 \cdot \exp(\beta \cdot TEMP), \quad (6.6)$$

где $\beta = 0,093$, β_0 – нормировочный коэффициент, определяемый таким образом, чтобы $B(TEMP) = 1$ при 20°C , $TEMP$ – температура в $^\circ\text{C}$.

Численные значения параметров в степенной зависимости α_1 и α_2 были определены для пресноводных и морских рыб в (Винберг, 1956). Для рыб водоёмов средних широт эти коэффициенты были получены экспериментально в работах Г.Л. Мельничука (Мельничук, 1975, 1978). Динамика увеличения массы рыб водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС определялась на основе данных наблюдений (Казаков, 1995).

Чтобы рассчитать динамику ^{137}Cs в рыбе каждого возрастного класса, необходимо знать:

- относительное изменение биомассы рыбы $dMn/Mndt$;
- среднюю скорость метаболизма рыбы W/M ;
- удельную активность компонент пищи рыбы X_j .

Зависимость (6.5) позволяет вычислить величину затрат на основной (пассивный) обмен. Чтобы учесть энергетические траты на движение, при отсутствии дополнительной информации, в работах (Винберг, 1956; Ивлев, 1962; Методическое, 1974) рекомендовано умножать величину W на 2. Относительное увеличение массы и скорость метаболических потерь отличаются для разных возрастных классов, поэтому и динамика накопления и выведения ^{137}Cs у рыб разных возрастов будет различной.

В данной модели предполагалось, что скорость биологического выведения радионуклидов из организма рыбы пропорциональна скорости её метаболизма. Значение параметра, связывающего скорость выведения ^{137}Cs из организма пресноводных рыб со скоростью общего метаболизма (модельный параметр ϵ_A), определено на основе анализа экспериментов по измерению зависимости интенсивности выведения ^{137}Cs от массы рыб и температуры окружающей среды. Был проведён анализ данных разных авторов, экспериментально исследовавших выведение ^{137}Cs из организма рыб и одновременно измерявших изменения веса рыб в условиях опыта и температуру

воды. Сначала вычислялось среднее значение величины метаболических затрат W (г/сут) по формуле (6.5). Затем рассчитывался безразмерный коэффициент пропорциональности $\epsilon_A = \epsilon/(W/M)$, где $\epsilon = \ln 2/T_{1/2\text{биол}}$ – скорость биологического выведения радионуклида, наблюдавшаяся в эксперименте, сут⁻¹; $T_{1/2\text{биол}}$ – период биологического полувыведения ¹³⁷Cs из организма рыб в эксперименте, сут; M – средняя масса рыбы за время опыта, г. Результаты проведённого анализа представлены в табл. 6.2. Как видно из табл. 6.2, практически все значения коэффициента ϵ_A для ¹³⁷Cs попадают в достаточно узкий диапазон значений $0,3 \pm 0,1$. Отметим, что параметр ϵ_A определяет скорость самоочищения депонирующих тканей рыбы и может сильно различаться для разных радионуклидов.

Для хищных рыб от возраста (размера, массы), как правило, зависит качественный состав и, следовательно, загрязнённость пищи $X_j(t)$. Например, судак в первый год жизни питается в основном как рыба-планктофаг и только со второго года переходит на хищный тип питания. Это обстоятельство учтено при проведении модельных расчётов.

Для тестирования модели были выбраны два вида рыб из водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС – карп (*Cyprinus carpio*) и судак (*Stizostedion lucioperca*). Рацион карпа в данном водоёме состоит преимущественно из личинок хирономид, олигохет, планктонных ракообразных, моллюсков и детрита (Казаков, 1995); таким образом его можно отнести к экологической группе «рыба-бентофаг». Судак является типичной хищной рыбой (начиная со второго года жизни). Численные значения эмпирических параметров в формуле (6.5): для карпа – $\alpha_1 = 0,467$, $\alpha_2 = 0,8$, для судака – $\alpha_1 = 0,446$, $\alpha_2 = 0,83$. Начальные значения массы рыб были заданы равными 5 г. При расчётах использовались вычисленные удельные активности радионуклидов в пищевых объектах рыб. Предполагалось, что основную пищу судака, начиная со 2-го года жизни, составляют представители экологической группы «рыба-планктофаг». Модельные вычисления проводились для периода времени 4 года после аварийного загрязнения водоёма-охладителя – с 1986 по 1990 год. Расчёты выполнены для рыб 11 поколений, начиная с рыб 1978 года рождения до рыб 1988 года рождения.

Динамика удельной активности ¹³⁷Cs в мышцах карпов разных возрастов приведена на рис. 6.3; каждая кривая соответствует динамике ¹³⁷Cs в мышцах карпа указанного года рождения (Kryshchov, 2000).

Таблица 6.2

Соотношение между экспериментально наблюдавшейся скоростью биологического выведения ^{137}Cs и скоростью метаболизма у рыб.

Данные наблюдений					Расчёт	
Источник	Вид рыбы	M , г	$TEMP$, °C	$\epsilon_{\text{биол}}$, сут $^{-1}$	(W/M) , сут $^{-1}$	ϵ_A
Kevern, 1966	Карп	250	20	0,0045	0,0178	0,253
		250	12,5	0,0020	0,0089	0,225
Ulrikson et.al., 1970	<i>Lepomis macrochirus</i>	90	20	0,0047	0,0191	0,246
Kolehmainen, 1972	<i>Lepomis macrochirus</i>	100	15,5	0,0038	0,0123	0,308
		80	15,6	0,0037	0,0130	0,282
		80	14,5	0,0032	0,0117	0,270
Forseth et al., 1991	Арктический голец	250	12,5	0,0045	0,0178	0,253
Ugedal et al., 1992	Форель	23	15,5	0,0067	0,0177	0,378
		416	4,4	0,0018	0,00315	0,390
Nasvit et al., 1996	Карп	200	11	0,0026	0,0081	0,321
		350	11	0,0021	0,0072	0,292
		450	11	0,0019	0,0069	0,275
		550	11	0,0018	0,0066	0,281
		1 000	11	0,0025	0,0058	0,430
	Карась	40	22,5	0,0082	0,0339	0,241
		70	22,5	0,0073	0,0318	0,229
		100	22,5	0,0069	0,0306	0,227

Карпы младших возрастных групп накапливают ^{137}Cs более интенсивно и достигают максимального уровня загрязнения раньше, чем старшие рыбы. Это связано с тем, что в начальный период аварийного загрязнения накопление радионуклида рыбой опережает его выведение, а накопление рыбой младших возрастов идёт более интенсивно из-за более высоких значений удельного прироста и скорости метаболизма.

В результате карпы разных возрастов достигают максимумов последовательно, причём для карпа самого большого размера временная задержка наступления максимума самая большая. На рис. 6.3 видно, что не только положение максимума загрязнения ^{137}Cs карпа зависит от времени, но и его величина, которая была наибольшей для рыб, родившихся в год аварии.

Процессы накопления и выведения являются конкурирующими и постепенно, по мере снижения активности радионуклида в воде и, следовательно, в пище рыбы, доминирующим становится процесс выведения ^{137}Cs из организма рыбы. Выведение из организма рыб младших возрастов происходит быстрее и постепенно происходит пересечение кривых динамики ^{137}Cs в карпах разных возрастов. После этого более интенсивное выведение ^{137}Cs карпами младших возрастных групп приводит к тому, что уже рыбы меньшего размера оказываются менее загрязнёнными, чем более крупные рыбы. Отметим, что временная задержка в накоплении ^{137}Cs карпом большого возраста (рис. 6.3) связана именно с размерным эффектом, а не с эффектом трофических уровней и обусловлена медленным обменом и малым относительным приростом у крупной старой рыбы.

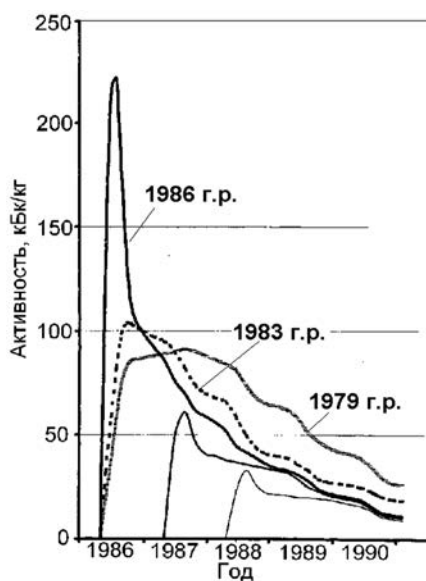


Рис. 6.3. Динамика удельной активности ^{137}Cs в мышцах карпов разных поколений из водоёма-охладителя ЧАЭС, 1986 – 1990 гг. (Kryshnev A., Ryabov, 2000)

Таким образом, в течение первых нескольких месяцев после аварии имеет место отрицательный размерный эффект, обусловленный превашированием процесса накопления над выведением радионуклида. Начиная со второго года после аварийного загрязнения, из-за снижения

содержания радионуклида в воде доминирует процесс выведения и наблюдается положительный размерный эффект.

Дополнительный вклад в положительный размерный эффект вносит появление новых генераций рыб, родившихся год и более спустя после аварии, когда уровни загрязнения воды существенно снизились. Несмотря на это, к 5-му году после аварии размерный эффект в накоплении ^{137}Cs нехищной рыбой становится слабо выраженным, что наблюдалось для большинства водоёмов на территории чернобыльского радиационного следа.

В некоторых водоёмах в 1990-е годы снова наблюдался отрицательный размерный эффект в накоплении ^{137}Cs такой нехищной рыбой, как плотва и густера (Haddingh et. al., 1996). Это явление может служить индикатором вторичного загрязнения водоёма ^{137}Cs , например, интенсивного весеннего смыва или какого-либо дополнительного сброса.

Результаты расчётов динамики удельной активности ^{137}Cs в мышцах хищных рыб (судак) разных возрастных групп приведены на рис. 6.4. При том, что в целом смена знака размерного эффекта происходит для судака так же, как и для карпа, динамика ^{137}Cs в хищной рыбе имеет ряд особенностей.

Максимум загрязнения ^{137}Cs хищной рыбы достигается с временной задержкой, связанной с эффектом трофических уровней. Как уже обсуждалось, судак 1-го года жизни не питается как истинно хищная рыба. Поэтому задержка, связанная с миграцией радионуклида по пищевой цепочке, для судака 1986 года рождения меньше, чем для судачков предыдущих поколений, которые уже успели перейти на хищный тип питания. Таким образом, в первый месяц после аварии отрицательный размерный эффект будет очень заметным (рис. 6.4). Однако постепенно пища взрослых особей судака (рыба-планктофаг) становится значительно более грязной, чем пища молоди первого года жизни, так как ещё одно проявление эффекта трофических уровней заключается в концентрировании ^{137}Cs с повышением трофического положения гидробионта. Это обстоятельство приводит к тому, что величина максимума загрязнения ^{137}Cs судака из водоёма-охладителя ЧАЭС будет наибольшей не у рыбы 1986 года рождения, как это имело место у карпа, а у рыбы 1985 года рождения.

Итак, начиная с момента, когда удельная активность ^{137}Cs в мышцах судака 1985 года рождения стала превышать удельную активность ^{137}Cs в мышцах судака 1986 года рождения, знак размерного эффекта

перестал быть одинаковым. Распределение ^{137}Cs в рыбе по возрастам теперь имеет максимум, который с течением времени смещается в сторону старших возрастов до тех пор, пока размерный эффект не станет полностью положительным. На рис. 6.5 показана последовательность смены знака размерного эффекта для судака. Нелинейное распределение ^{137}Cs в мышцах судака по возрастам имело место приблизительно с 250-го по 900-й день после аварийных выпадений.

Нелинейное распределение по возрастам ^{137}Cs в рыбе описано в литературе для многих рыб из водоёмов, загрязнённых радионуклидом (Evans, 1988; Rowan, Rasmussen, 1994, 1995; Nakanson, 1991, 1999; Казаков, 1995), причём на основании этого явления некоторыми авторами делался ошибочный вывод об отсутствии связи между накоплением ^{137}Cs рыбой и её размером (возрастом).

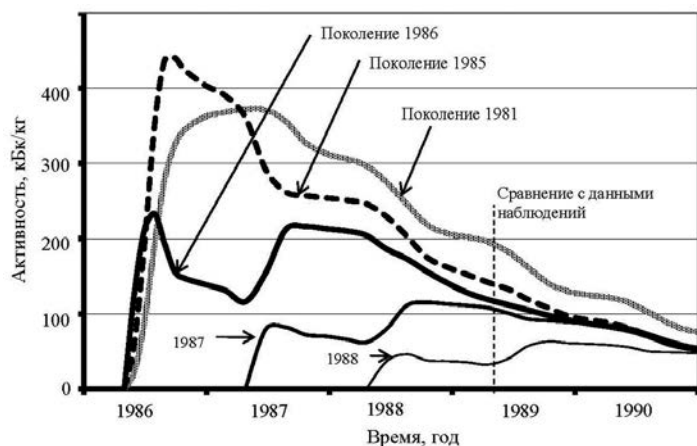


Рис. 6.4. Динамика удельной активности ^{137}Cs в мышцах судаков разных поколений из водоёма-охладителя ЧАЭС, 1986 – 1990 гг. (Kryshchuk A., Ryabov, 2000). Сравнение с данными наблюдений – на рис. 6.7.

Таким образом, размерный эффект является динамическим явлением. Обратим внимание на наличие вторичных максимумов в загрязнении ^{137}Cs судаков 1986-го, 1987-го и 1988-го годов рождения на второй год жизни. Они связаны с переходом этих рыб на хищный тип питания. Судак, родившийся спустя год и более после аварийных выпадений, загрязнён значительно меньше, чем рыбы предыдущих поколений, поскольку их пищей в первый год жизни служат организмы планктона

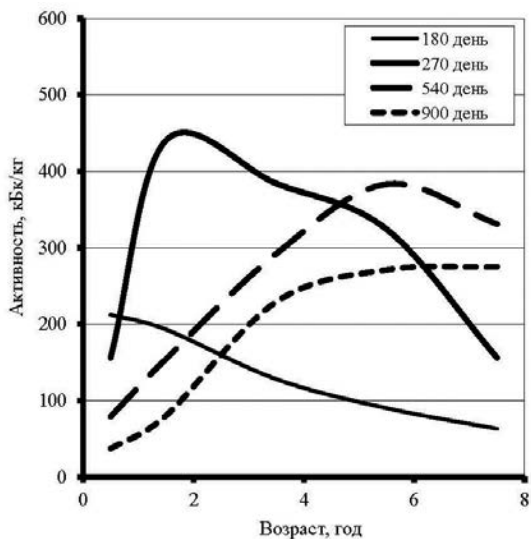


Рис. 6.5. Распределение удельной активности ^{137}Cs в судаках в зависимости от возраста через разное время после аварии – смена знака размерного эффекта (Kryshev A., Ryabov, 2000)

и мелкий зообентос, динамика загрязнения которых в основном следует за динамикой загрязнения воды. Таким образом, в течение 3-го – 4-го годов после аварии имеет место очень сильный положительный размерный эффект. В дальнейшем размерный эффект постепенно ослабляется, хотя для хищных рыб он достоверно регистрировался и позднее в водоёмах, загрязнённых черновобильскими выпадениями в 1986 году (Haddinger et al., 1996a,b).

Результаты модельной реконструкции сравнивались с имеющимися наблюдениями распределения удельных активностей ^{137}Cs в мышцах карпа (рис. 6.6) и судака (рис. 6.7) по данным И.Н. Рябова (Kryshev A., Ryabov, 2000). Сопоставление показывает, что модель позволяет правильно описывать размерный эффект не только качественно, но и количественно. Следует отметить, что при проведении вычислений по радиоэкологической модели мы не использовали экспериментальные данные о загрязнении рыб, так что проверка модели происходила на данных, не использовавшихся при определении её параметров.

Помимо моделирования возрастного распределения ^{137}Cs в рыбе водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС была выполнена модельная

оценка усреднённой по всем возрастам удельной активности этого радионуклида в популяции хищного и мирного вида рыб. Результаты расчётов по радиоэкологической модели были сопоставлены с данными наблюдений. Для сравнения были использованы тестовые данные о радиоактивном загрязнении толстолобика (фитофаг) и судака (хищник) из водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС, представленные в сценарии СР в рамках международной программы BIOMOV5 (BIOMOV5 II, 1996).

В отдалённый период после Чернобыльской аварии, по данным мониторинга 1997 – 2013 гг., средние удельные активности ^{137}Cs в рыбе из Чернобыльского водоёма-охладителя составляли: окунь – 9 300; карп – 1 900; судак – 8 600 Бк/кг (Гудков и др., 2008, 2014; Зарубин и др., 2014). Начиная с 2012 – 2014 гг. водоём-охладитель стал подвергаться постепенному осушению с уменьшением объёма воды; осушенную территорию засаживали наземными растениями (МАГАТЭ, 2021).



А.И. Крышев представляет результаты динамического моделирования размерного эффекта в накоплении ^{137}Cs популяциями рыб.

Таким образом, радиоэкологическая модель позволяет полностью воспроизвести динамику радиоактивного загрязнения гидробионтов. Модель позволяет правильно рассчитать максимум загрязнения рыб, а также описать эффект трофических уровней. Важной особенностью данной модели является возможность использования как радиоэкологических, так и биологических параметров.

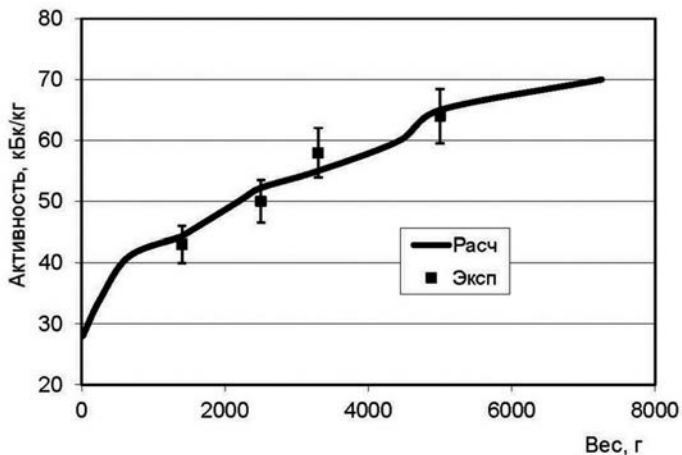


Рис. 6.6. Удельная активность ^{137}Cs в мышцах карпа из водоёма-охладителя ЧАЭС в зависимости от массы рыбы, июнь 1988 г. Сплошная линия – расчёт по модели, квадраты с неопределённостями – данные измерений.

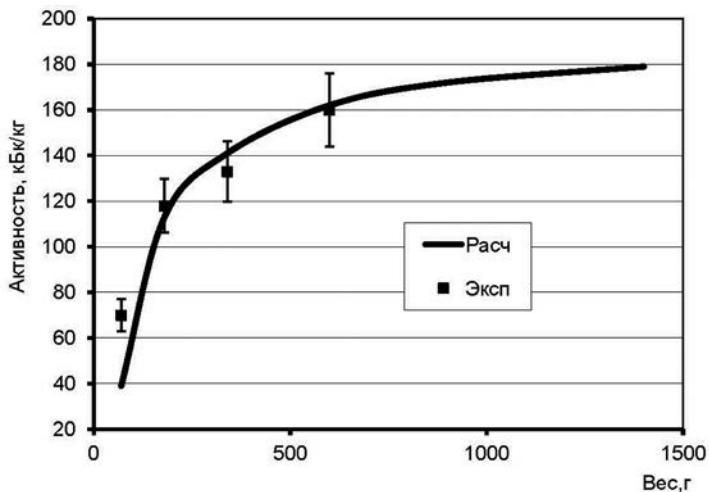


Рис. 6.7. Удельная активность ^{137}Cs в мышцах судака из водоёма-охладителя ЧАЭС в зависимости от массы рыбы, июнь 1989 г. Сплошная линия – расчёт по модели, квадраты с неопределённостями – данные измерений.

6.3. Оценка динамики накопления ^{137}Cs в гидробионтах озера Кожановское (Брянская область)

Объектом для применения модели являлось озеро Кожановское, расположенное в Новозыбковском районе Брянской области (рис. 6.8).



Рис. 6.8. Озеро Кожановское (Брянская область)

Загрязнение озера и его водосбора произошло в 1986 году вследствие осаждения радиоактивных аэрозолей, выброшенных в атмосферу в результате Чернобыльской аварии. Озеро Кожановское расположено на территории «цезиевого пятна» с плотностью загрязнения ^{137}Cs до $1,5 \cdot 10^6$ Бк·м⁻². В озере Кожановское были обнаружены повышенные уровни ^{137}Cs в воде (9 – 15 Бк/л в 1992 – 1993 гг.), сравнимые с уровнями загрязнения озёр в 10-км зоне Чернобыльской АЭС (Коноплев и др., 1998; Вакуловский и др., 2009; Радиоэкологические последствия, 2002).

Это связано со спецификой донных отложений озера Кожановское, фиксирующая способность которых по отношению к ^{137}Cs невысока (Коноплев и др., 1998). Характерной особенностью озера Кожановское является также низкое содержание ионов калия в воде ($[\text{K}^+] = 1,4$ мг/л), что является причиной повышенного накопления ^{137}Cs водными организмами озера Кожановское.

Озеро Кожановское является мелководным пресным водоёмом площадью около 6 км², средней глубиной 1,5 м. Берега озера – топкие, заросшие околководной растительностью. Дно озера покрыто толстым слоем иловых отложений.

Ихтиофауна озера Кожановское представлена 10 видами рыб. Серебряный карась (*Carassius auratus gibelio*) является доминирующим видом среди нехищных видов рыб. Спектр питания серебряного карася в озере Кожановское приведён в табл. 6.3. Щука (*Esox lucius*) доминирует среди хищных видов. В уловах совместная доля карася и щуки составляет около 80 %. К субдоминантным видам относятся плотва и окунь. Остальные виды (золотой карась, лещ, ёрш, вьюн, густера, уклейка) встречаются в озере в небольших количествах. Рыб, специализирующихся на зоопланктоне, в озере нет, зоопланктоном преимущественно питаются мальки и личинки всех видов рыб. Плотность биомассы рыб в озере Кожановское оценивается в 2 – 3 г/м². Схема перехода ¹³⁷Cs в ихтиофауну озера представлена на рис. 6.9.

При радиоэкологическом обследовании водоёмов Брянской области в 1990 – 1993 гг. были выявлены высокие уровни содержания ¹³⁷Cs в рыбах из озера Кожановское (Fleisman et al., 1994; Ryabov et al., 1996; Рябов, 1998). Максимальные значения в 1992 году составляли 21 кБк/кг в серебряном карасе и 66 кБк/кг – в щуке весом 5 кг, что превышало уровни загрязнения рыб водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС в этот же период времени.

Определение численных значений параметров модели

Для проведения валидации модели с целью её последующего использования для реконструкции и прогноза динамики бионакопления ¹³⁷Cs в озере Кожановское, была разработана следующая процедура:

- определение численных значений скоростей увеличения массы рыб (dM/dt) в озере Кожановское на основе данных наблюдений;
- определение численных значений параметров метаболизма (W) и биологического выведения радионуклида из организма рыб (ϵ_A) на основе анализа литературных данных;
- проведение расчётов для тех генераций карасей и щук из озера Кожановское, для которых имеется наиболее детальная информация о загрязнении рыб и сопоставление результатов модельных вычислений с данными наблюдений.

В результате анализа наблюдаемой динамики увеличения массы рыб обнаружено, что динамику роста серебряного карася и щуки в озере Кожановское можно описать с помощью логистического уравнения:

$$M = \frac{M_{\max}}{1 + a \cdot \exp(-b \cdot \tau)}, \quad (6.7)$$

где M – вес рыбы, г; τ – возраст рыбы, год; M_{\max} , a , b – постоянные параметры. Численные значения параметров были определены для серебряного карася и щуки с использованием метода наименьших квадратов таким образом, чтобы получить соответствие между расчётной и наблюдаемой динамикой роста рыб. Полученные значения параметров логистической модели роста для серебряного карася из озера Кожановское равны: $M_{\max} = 2\,500$ г, $a = 57,3011$, $b = 0,4217$ год⁻¹; для щуки – $M_{\max} = 4\,500$ г, $a = 96,7954$, $b = 0,7621$ год⁻¹.



Рис. 6.9. Схема переноса ¹³⁷Cs в ихтиофауну озера Кожановское

Средняя интенсивность метаболизма рыб была оценена с использованием методики Г.Г. Винберга, по которой значение скорости метаболических потерь рыб пропорционально степенной функции их веса, см. (6.5). Численные значения параметров были взяты равными для карася $\alpha_1 = 0,336$, $\alpha_2 = 0,8$, для щуки – $\alpha_1 = 0,297$, $\alpha_2 = 0,81$; $V(TEMP)$ – температурная поправка. Значение параметра, связывающего интенсивность метаболизма рыбы и скорость выведения радионуклида $\epsilon_A = 0,3 \pm 0,1$. С учётом относительно быстрого наступления радиоэкологического равновесия, удельная активность ¹³⁷Cs в организмах бентоса, зоопланктоне, водных растениях оценивалась с использованием постоянных коэффициентов накопления радионуклидов относительно воды. Для

озера Кожановское средний коэффициент накопления ^{137}Cs в водных растениях – 800 ± 250 ; в зоопланктоне – 960 ± 300 ; в донных организмах – 1400 ± 600 . При расчётах учитывались сезонные изменения рациона рыб (табл. 6.3). Месячный ход температуры воды в озере Кожановское показан в табл. 6.4.

Таблица 6.3

**Спектр питания серебряного карася в озере Кожановское
в различные сезоны года**

Кормовой объект	Весна (апрель – май)	Лето (июнь – август)	Осень (сентябрь – ноябрь)
Зоопланктон	30 %	3 %	25 %
Водные растения	40 %	90 %	65 %
Зообентос	30 %	7 %	10 %

Таблица 6.4

**Температура воды в озере Кожановское
(усреднённые многолетние данные)**

Месяц	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
TEMP, °C	4	4	4	7	10	15	19	18	12	7	5	4

Для модельных расчётов была выбрана генерация серебряного карася из озера Кожановское 1990 года рождения, поскольку именно для этой генерации имелось наибольшее количество данных измерений удельной активности ^{137}Cs в рыбе, что позволило оценить адекватность модельных вычислений. По этой же причине для оценки динамики ^{137}Cs в хищной рыбе была выбрана генерация щук 1989 года рождения. Расчёты проведены путём численного решения системы уравнений (6.4)–(6.5) для периода времени с 1990 по 1999 год. В качестве входных данных использовались результаты измерений удельной активности ^{137}Cs в воде, выполненных в НПО «Тайфун» (Радиоэкологические последствия, 2002). Для проверки адекватности модели расчётные значения сравнивались с данными измерений удельной активности ^{137}Cs в рыбе озера Кожановское, полученными в рамках многолетних работ по мониторингу водоемов Брянской области Комплексной радиоэкологической экспедицией РАН (Радиоэкологические последствия, 2002; Крышев А., Рябов, 2005).

Результаты модельных расчётов динамики удельной активности ^{137}Cs в серебряных карасях генерации 1990 года из озера Кожановское

показаны на рис. 6.10 вместе с данными наблюдений (Крышев А., Рябов, 2005). Удельная активность в карасях этой генерации в 1990 – 1999 гг. находилась в пределах 5 – 20 кБк/кг. Динамика активности ^{137}Cs в рыбе обусловлена сезонными изменениями рациона, а также динамикой удельной активности радионуклида в воде. Из сравнения расчётной кривой и данных наблюдений можно сделать вывод, что разработанная радиоэкологическая модель позволяет адекватно оценить уровни и динамику загрязнения ^{137}Cs нехищной рыбы. Как видно на рис. 6.10, наблюдаемая сезонная динамика радионуклида в рыбе имеет несколько большую амплитуду, чем расчётная, хотя большая часть расчётных значений соответствует диапазону наблюдаемых значений.

Результаты модельных расчётов динамики ^{137}Cs в щуках генерации 1989 года из озера Кожановское показаны на рис. 6.11 вместе с данными наблюдений. Удельная активность ^{137}Cs в щуках генерации 1989 года в период с 1990 по 1999 год находилась в пределах 20 – 40 кБк/кг. Как показали модельные оценки и данные наблюдений, активность ^{137}Cs в хищной рыбе через 7 – 10 лет после аварийного загрязнения превышала активность этого нуклида в нехищной рыбе в 2 – 2.5 раза, что имело место и в других водоёмах Европы, подвергшихся действию чернобыльских выпадений (Крупные, 2001; Nakanson et al., 1989; Grimas et al., 1996; Saxen, Sundell, 2006). Модельные оценки накопления радионуклида в хищной рыбе в основном находятся в соответствии с имеющимися данными наблюдений. Таким образом, разработанная радиоэкологическая модель позволяет адекватно рассчитать динамику удельной активности ^{137}Cs как в нехищной, так и в хищной рыбе озера Кожановское на достаточно длительном интервале времени (10 лет). Основные параметры, необходимые для проведения расчётов по модели – динамика удельной активности радионуклида в воде, характеристики роста, метаболизма и питания рыб в исследуемом водоёме.

В озере Кожановское содержание ^{137}Cs в рыбе медленно снижалось в течение многих лет после Чернобыльской аварии. По данным разового обследования 2009 года измеренное содержание радионуклида в плотве составляло 1 900 Бк/кг на сырую массу (максимально – 3 980 Бк/кг), в леще – 1 480 Бк/кг (максимально – 3 350 Бк/кг) (Полякова, Пельгунова, 2014). По данным обследования в 2015 году удельная активность ^{137}Cs в мышцах щуки в озере Кожановское составила 1 620 Бк/кг сырой массы (Полякова, Пельгунова, 2016).

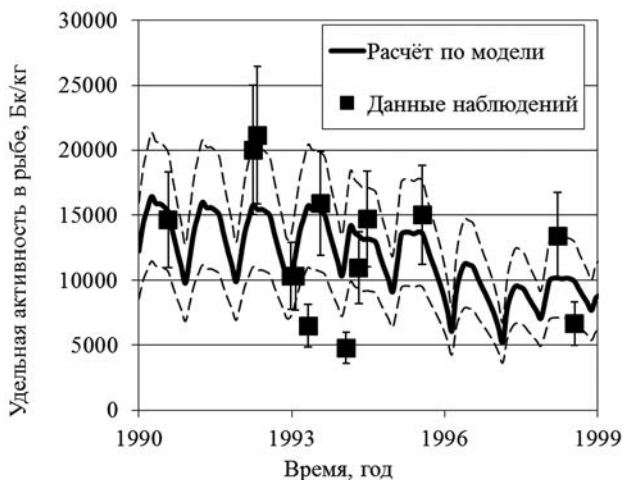


Рис. 6.10. Динамика удельной активности ^{137}Cs в плотве из озера Кожановское, 1990 – 1999 гг. Сплошная линия – расчёт по модели, пунктирные линии – верхняя и нижняя границы модельной оценки, квадраты – данные наблюдений.

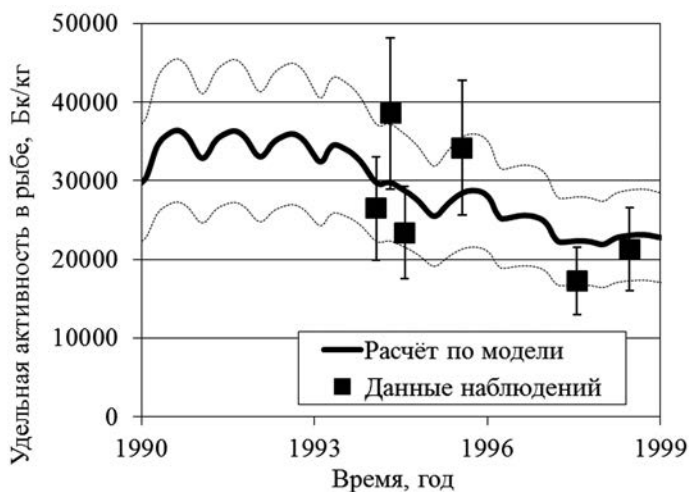


Рис. 6.11. Динамика удельной активности ^{137}Cs в щуках из озера Кожановское, 1990 – 1999 гг.

6.4. Моделирование биоаккумуляции ^{90}Sr гидробионтами и применение модели для оценки динамики радионуклида в озере Урускуль, ВУРС

^{90}Sr является одним из наиболее важных антропогенных радионуклидов, присутствующих в водной среде. Это обусловлено его большим периодом полураспада, аккумуляцией в рыбе, особенно пресноводной. Поскольку ^{90}Sr является остеотропным элементом, для него характерен медленный обмен в тканях рыб; период полувыведения ^{90}Sr из организма рыб составляет около 500 сут (Гуськова и др., 1973; Куликова и др., 1978; Kryshev, 2003).

Важной особенностью ^{90}Sr является выраженная зависимость его накопления в водных организмах от концентрации в воде кальция, который является биологическим макроэлементом-аналогом стронция и одним из основных биогенных элементов. К настоящему времени известны несколько эмпирических зависимостей между равновесным коэффициентом накопления ^{90}Sr в костях рыб и концентрацией кальция в воде (Templeton, Brown, 1963; Брагин, 1973; Бакунов, Макеев, 2004), известна также аналогичная зависимость для мышц рыб (Radionuclide, 1983). С практической точки зрения представляет интерес получение подобной зависимости для равновесного коэффициента накопления во всём организме рыб. В частности, такая зависимость может быть использована при подготовке справочной литературы по коэффициентам накопления радионуклидов в биоте. Отметим, что одним из существенных недостатков существующих справочников является как раз отсутствие привязки коэффициентов накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в биоте к концентрации стабильных макроэлементов-аналогов (кальция и калия) в окружающей среде.

Зависимость равновесного коэффициента накопления ^{90}Sr в рыбе от концентрации кальция в воде определена путём статистической обработки большого количества литературных данных (115 точек). В основном в подборку вошли данные, полученные для разных водоёмов, опубликованные в русскоязычной литературе.

Равновесное распределение между концентрациями ^{90}Sr в воде и рыбе после разового загрязнения, например в случае аварийных выпадений, устанавливается очень медленно. Время достижения равновесия после разового поступления радионуклида в водоём может достигать 8 – 12 лет (Kryshev A., 2003). Для оценки накопления ^{90}Sr в

рыбе при неравновесных условиях предложен динамический подход, в основу которого положена радиоэкологическая модель (Sazykina, 2000; Kryshev A., Ryabov, 2000; Kryshev A., 2003). Был разработан полуэмпирический вариант модели, использующий в качестве одного из модельных параметров эмпирическую зависимость равновесного коэффициента накопления ^{90}Sr в рыбе от концентрации кальция в воде. При этом динамические уравнения позволили рассчитать время, необходимое для достижения равновесия в распределении радионуклида между водой и рыбой, а также максимальные значения концентраций ^{90}Sr в рыбе после разового загрязнения водоёма и время получищения рыбы от данного радионуклида.

6.4.1. Зависимость равновесного коэффициента накопления ^{90}Sr в рыбе от концентрации кальция в воде

Под равновесным коэффициентом накопления CF будем понимать отношение удельной активности радионуклида в рыбе к удельной активности радионуклида в воде, при условии, что с течением времени в данном водоёме это отношение является приближённо постоянной величиной.

Для получения достоверной статистической зависимости равновесного коэффициента накопления ^{90}Sr в рыбе от концентрации кальция в воде была сформирована независимая подборка данных, в основном базирующаяся на русскоязычных публикациях (Kryshev, 2006). В подборку включались только данные о коэффициентах накопления во всём организме рыбы. В некоторых работах (Radionuclide, 1983; Левина и др., 2009) были приведены данные измерений концентрации ^{90}Sr отдельно в мягких тканях и костных тканях рыб. В таких случаях средняя концентрация ^{90}Sr в рыбе пересчитывалась с учётом весовой доли мягких и костных тканей в организме рыб. Предполагалось, что мягкие ткани составляют по весу 77 %, костные – 23 % (Шеханова, 1983), что позволило оценить средневзвешенный коэффициент накопления радионуклида.

Данные можно подразделить на четыре группы. Первая группа данных включает в себя результаты исследований накопления ^{90}Sr в рыбе в арктических пресноводных водоёмах (всего 13 значений). Исследования были выполнены Буяновым (1976), Буяновым и др. (1979) на трёх водоёмах Кольского полуострова (Ловозеро, Верхнетуломское

и Серебрянское водохранилища) с крайне низкими концентрациями кальция в воде (2,4 – 4,4 мг/л). Коэффициенты накопления ^{90}Sr в рыбе (сиг, щука, окунь, налим, ряпушка) в основном находились в диапазоне 1 710 – 4 030.

Вторая группа данных включает в себя результаты исследований накопления ^{90}Sr в рыбе в озёрах Южного Урала, загрязнённых в результате Кыштымской аварии 1957 года. В результате этой крупной радиационной аварии сформировался Восточно-Уральский радиационный след (ВУРС), на котором долгосрочная радиоэкологическая обстановка определяется долгоживущим радионуклидом ^{90}Sr (Крупные, 2001; Никипелов и др., 1989). На территории ВУРС расположено значительное количество озёр, сильно различающихся по своему гидрохимическому составу. В течение более 40 лет на озёрах территории ВУРСа проводились радиоэкологические исследования, в том числе по изучению особенностей накопления ^{90}Sr в рыбе. В подборку включены данные, представленные в работах (Крышев и др., 2001) – 12 значений, (Куликов, Чеботина, 1988) – 6 значений, (Левина и др., 2009) – 1 значение. Также во вторую группу данных включены результаты радиоэкологических исследований на р. Теча (Трапезников et. al, 1993; Трапезников и др., 2000; Kryshev A., 2006), а также данные, полученные в результате экспедиционных исследований рек Исеть, Тобол и Иртыш, относящихся к крупной гидрологической системе Теча–Обь – 7 значений (Никитин и др., 2005). Всего в Южно-Уральской группе данных 29 значений, концентрации кальция в разных водоёмах изменялись от 11 до 51 мг/л, коэффициенты накопления в рыбе (преимущественно плотва, карась, окунь, щука) в зависимости от этого находились в пределах от 42 до 380 л/кг.

Третья группа включает данные, полученные при детальных исследованиях миграции ^{90}Sr в водоёмах Латвии (озёра Рушону, Илзас-Геранимовас, Пителю, Алаукстс, Черностес, Энгурес, водохранилища на реке Даугава), выполнявшихся в конце 1960-х – начале 1970-х годов. Исследовались водоёмы, значительно различавшиеся по своей минерализации. Результаты исследований были представлены в работах (Слока, 1972; Вадзис и др., 1979). При том, что концентрация кальция в воде варьировала от 5 до 42 мг/л, коэффициенты накопления в рыбе (плотва, густера, лещ, язь, уклея, краснопёрка, окунь, налим, щука) изменялись в пределах от 28 до 767 л/кг. Всего в третьей группе данных 41 значение.

В четвёртую группу включены данные исследований разных авторов, которые не могут быть сгруппированы по какому-либо признаку.

Значительное ограничение при формировании подборки данных накладывало обязательное условие равновесности коэффициента накопления. Поскольку время полувыведения радионуклида из организма рыб велико, равновесное значение коэффициента накопления достигается не ранее чем через 8–10 лет после аварийного загрязнения водоёмов (по некоторым данным – не ранее чем через 12 лет). Поэтому с осторожностью следует использовать оценки коэффициента накопления ^{90}Sr в рыбе, полученные при исследовании водоёмов, загрязнённых в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Например, данные по коэффициентам накопления чернобыльского ^{90}Sr рыбой Днепровско-Бугского лимана (Кленус и др., 1998) свидетельствуют, что для некоторых видов рыб (плотва, лещ, окунь) рост значений коэффициентов накопления имел место и в 1993 году, т.е. равновесие между активностями в гидробионте и воде к этому времени не было достигнуто. В подборку данных по коэффициентам накопления включены только три значения из водных объектов, подвергшихся чернобыльскому загрязнению, все они были получены в конце 1990-х годов. Коэффициент накопления ^{90}Sr в карасе из озера Кожановское (Брянская область) составил 173 при $[\text{Ca}^{2+}]_{\text{water}} = 33$ мг/л (Рябов и др., 2001). Средние коэффициенты накопления ^{90}Sr в рыбе (лещ, окунь, щука) озёр Далёкое и Глубокое, расположенных на Красненской пойме реки Припять в ближней зоне отчуждения Чернобыльской АЭС, составили 64 – 65 л/кг при $[\text{Ca}^{2+}]_{\text{water}} = (32 - 34)$ мг/л (Гудков и др., 2005).

Также в четвёртую группу вошли данные из обзора (Бакунов, Макеев, 2004) – 9 значений, относящихся к самым разнообразным водоёмам бывшего СССР (река Волга и её дельта, Урал, Ока, Дон, Северная Двина, Куршский залив Балтийского моря и др.); 4 значения взяты из работы (Тимощук, Соколова, 1970), где были представлены результаты исследований накопления ^{90}Sr в рыбе из дельты Дуная. Кроме этого, в подборку включены 16 значений из справочника (Radionuclide, 1983), пересчитанные, как было упомянуто выше, с учётом весовой доли мягких и костных тканей в организме рыб.

Зависимость коэффициента накопления ^{90}Sr в рыбе CF от концентрации кальция в воде $[\text{Ca}^{2+}]$, мг/л искали путём аппроксимации данных наблюдений, представленных в логарифмическом виде, методом линейной регрессии:

$$\log CF = A + B \cdot \log[\text{Ca}^{2+}]. \quad (6.8)$$

Расчёты были выполнены с использованием статистического пакета системы Mathcad 2001. Коэффициент корреляции между $\log(CF)$ и $\log(Ca^{2+})$ равен $-0,908$. Полученное значение $B = -1,13$ не отличается существенно от единицы. Поэтому аппроксимация была также выполнена для значения $B = -1$, что позволило получить искомую зависимость в виде обратного отношения $CF(Ca)$:

$$CF(\text{л} / \text{кг}) = \frac{G}{[Ca^{2+}, \text{мг} / \text{л}]}, \quad (6.9)$$

где среднее значение $G = 3\,940$; вариация значений (1 770 – 6 110).

Данные наблюдений и результаты аппроксимации по формуле (6.9) представлены на рис. 6.12 в логарифмическом виде.

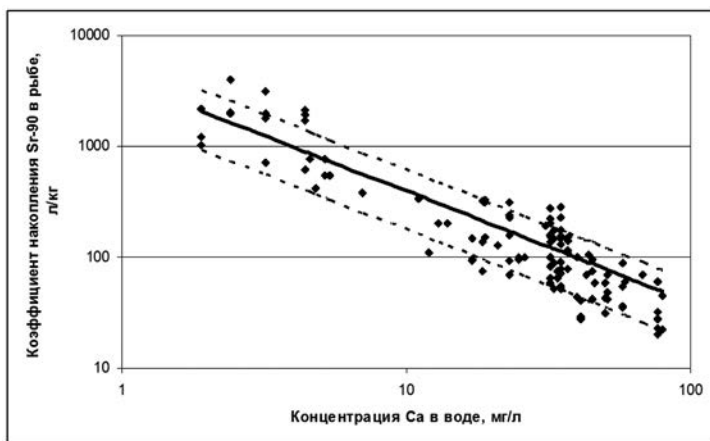


Рис. 6.12. Зависимость коэффициента накопления ^{90}Sr в рыбе от концентрации Ca в воде, расчёт и данные наблюдений (логарифмический масштаб)

Подборка данных включает в себя 55 значений коэффициентов накопления в мирных видах рыб и 32 значения для хищных видов, 28 значений относятся к работам, где вид или тип питания рыб не был указан. Статистический анализ дал возможность получить зависимость коэффициента накопления ^{90}Sr в рыбе определённого типа питания от концентрации кальция в воде $[Ca^{2+}]$ (Крышев А., 2008б; Kryshev A., 2006): для мирных видов:

$$CF(\text{л} / \text{кг}) = \frac{4770(3020 - 7520)}{[Ca^{2+}, \text{мг} / \text{л}]}, \quad (6.10)$$

для хищных видов:

$$CF(\text{л/кг}) = \frac{3420(1180 - 5660)}{[Ca^{2+}, \text{мг/л}]} \quad (6.11)$$

Более высокие коэффициенты накопления ^{90}Sr в мирных видах рыб, особенно бентофагах, по сравнению с хищными видами, отмечались в работах многих авторов (Буянов, 1976; Куликов, Чеботина, 1988; Kryshch et al., 2003). Причиной, скорее всего, является меньшее усвоение радионуклида хищными рыбами из костных и покровных тканей рыб-жертв, по сравнению с усвоением мирными рыбами из планктонных, бентосных организмов и водных растений. На рис. 6.13 представлены в логарифмическом виде данные наблюдений коэффициентов накопления ^{90}Sr в мирных и хищных видах рыб и результаты расчётов по формулам (6.10 и 6.11). Как можно видеть на рис. 6.12 и 6.13, теоретически ожидаемые обратные зависимости коэффициентов накопления ^{90}Sr в рыбе от концентрации кальция в воде хорошо описывают наблюдаемые значения во всём диапазоне значений концентраций – от маломинерализованных олиготрофных водоёмов Арктики до эвтрофных водоёмов южных широт.

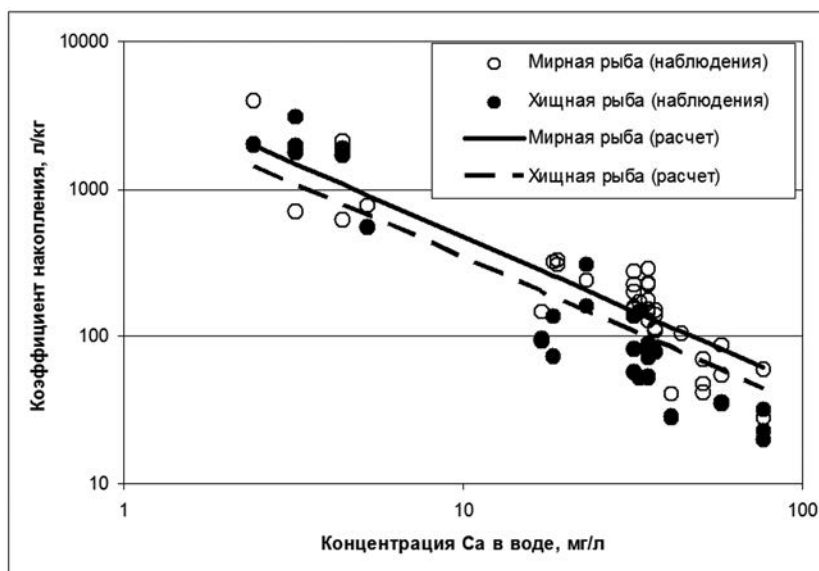


Рис. 6.13. Зависимость коэффициента накопления ^{90}Sr в рыбе разных трофических уровней от концентрации Ca в воде, расчёт и данные наблюдений

Несмотря на то, что в подборку были включены данные только для пресноводных водоёмов, модель позволяет правильно рассчитать коэффициенты накопления ^{90}Sr и для морских рыб. Сравнение рассчитанных по формуле (6.9) значений коэффициентов накопления с данными наблюдений было проведено для рыб Чёрного, Каспийского и Арктических морей. По данным наблюдений, коэффициент накопления ^{90}Sr в рыбах Чёрного моря находится в пределах 5 – 18 л/кг при концентрации кальция в воде 280 мг/л (Кулебакина, Бачурин, 1970), соответствующее расчётное значение равно 14 (3 – 22) л/кг. Коэффициент накопления ^{90}Sr в рыбах Каспийского моря находится в диапазоне 4 – 53 л/кг при концентрации кальция в воде 259 мг/л (Бакунов и др., 2004). Рассчитанное по формуле (6.9) значение для Каспийского моря составляет 15 (3 – 24) л/кг. Средний коэффициент накопления ^{90}Sr в рыбах Арктических морей (Баренцево, Карское, Норвежское море) равен 10 (3 – 15) л/кг (Kryshchuk et al., 2002). Используя значение концентрации кальция в воде для океанической воды (35 ‰) 408 мг/л (Алекин, 1970), по формуле (6.9) получим расчётное значение коэффициента накопления ^{90}Sr в рыбах Арктических морей 10 (2 – 15) л/кг. Таким образом, полученная зависимость правильно описывает накопление радионуклида как пресноводной, так и морской рыбой.

Представляет интерес оценить коэффициенты дискриминации в аккумуляции ^{90}Sr по сравнению с кальцием. Концентрация кальция в рыбе жёстко регулируется системой гомеостаза организма и находится в очень узком диапазоне значений. В соответствии с данными работ (Вадзис и др., 1979; Куликов, Чеботина, 1988), концентрация кальция в организме рыб составляет 6–10 г/кг сырого веса, межвидовые различия незначительны. Для оценки коэффициента дискриминации используем следующее соотношение:

$$D\left(\frac{^{90}\text{Sr}}{\text{Ca}}\right) = \frac{CF(^{90}\text{Sr})}{CF(\text{Ca})} = \frac{3940}{8000} \cdot \frac{[\text{Ca}^{2+}, \text{мг/л}]}{[\text{Ca}^{2+}, \text{мг/л}]}, \quad (6.12)$$

что даёт среднее значение коэффициента дискриминации 0,49. Этот результат хорошо согласуется с оценками (Бакунова, Макеева, 2004) для коэффициентов дискриминации в паре ^{90}Sr – Ca в костях рыб, составившими 0,6 для водоёмов с уровнем кальция в воде менее 5 мг/л и 0,4 с более высокими уровнями минерализации.

Таким образом, предложенная полуэмпирическая модель даёт возможность оценивать уровни загрязнения ^{90}Sr рыбы по данным о

концентрации данного радионуклида и Са в воде. Как показал анализ данных, разброс значений равновесного коэффициента накопления ^{90}Sr в рыбе составляет от 20 до 4000 л/кг, т.е. 200 раз. Полученная статистическая зависимость позволяет сократить эту неопределённость более чем в 50 раз.

6.4.2. Применение модели для оценки динамики радионуклида в озере Урускуль на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа

В отличие от рек, которые являются открытыми системами и транзитной средой для радионуклидов, озёра представляют собой замкнутые или полузамкнутые экосистемы замедленного водообмена. Они способны аккумулировать радионуклиды и могут рассматриваться в качестве маркеров радиоэкологического состояния загрязнённой территории. Различные аспекты радиоэкологии озёр на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа, образовавшегося в результате Кыштымской аварии 1957 года, рассмотрены в публикациях (Крышев и др., 2001; Левина, Аклеев, 2009; Радиоэкологическая, 2021; Смагин, 2007, 2013; Kryshev et al., 1997, 1998a; Kryshev A., 2003).

Примером использования динамической модели при загрязнении ^{90}Sr является расчёт загрязнения ^{90}Sr рыбы озера Урускуль, расположенного в зоне наблюдений ПО «Маяк» (рис. 6.16).

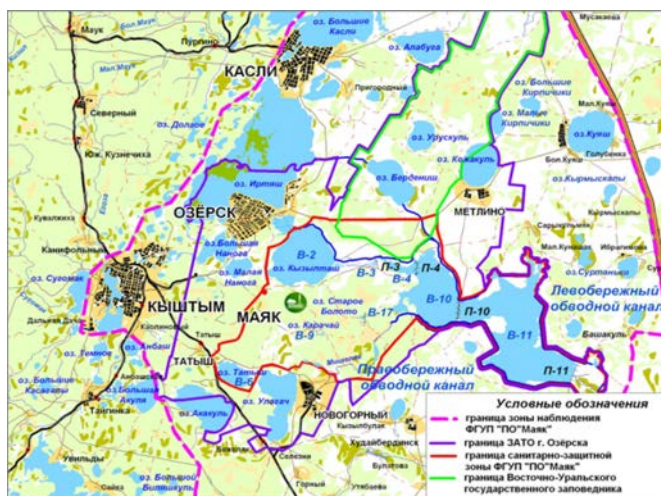


Рис. 6.14. Схема района расположения ПО «Маяк» (Радиоэкологическая, 2021)

Данное озеро является одним из наиболее загрязнённых озёр ВУР-Са и до сих пор полностью выведено из хозяйственного использования. Суммарное содержание ^{90}Sr в озере Урускуль (сентябрь 1957) было равно $6,7 \cdot 10^{13}$ Бк (Крышев и др., 2001). Поскольку имеется достаточно подробная информация о многолетней динамике ^{90}Sr в воде, гидробиологических и гидрохимических характеристиках водоёма, озеро Урускуль является ценным объектом для применения предложенной радиоэкологической модели.

За основу построения динамической модели в данном случае будем использовать полуэмпирический вариант радиоэкологической модели. Накопление и выведение радионуклида рыбами по-прежнему описывается в непосредственной зависимости от их физиологических характеристик (масса, интенсивность роста и метаболизма), а также факторов окружающей среды и положения вида в трофической структуре экосистемы. В упрощённом виде уравнение радиоэкологической модели расчёта динамики удельной активности радионуклида в нехищной рыбе можно записать в виде:

$$\frac{dy}{dt} = -(\lambda_r + \mu + \varepsilon) \cdot y + (\mu + \varepsilon) \cdot CF \cdot C_{\text{water}}(t), \quad (6.13)$$

где y – удельная активность радионуклида в рыбе, Бк·кг⁻¹; $C_{\text{water}}(t)$ – удельная активность радионуклида в воде, Бк·л⁻¹; λ_r – постоянная радиоактивного распада, год⁻¹; μ – среднегодовая скорость увеличения массы рыбы, год⁻¹; $\varepsilon = \varepsilon_A \cdot W/M$, где M – среднегодовая масса рыбы, кг; W – скорость общего метаболизма рыбы, кг/год; $\varepsilon_A = 0,04 \pm 0,02$ – безразмерный коэффициент пропорциональности между скоростью биологического выведения ^{90}Sr и скоростью общего метаболизма рыбы (Kryshev A., 2003); CF – равновесный коэффициент накопления ^{90}Sr в рыбе, л/кг.

Для системы «нехищная рыба – хищная рыба» накопление радионуклида было рассчитано с помощью системы уравнений:

$$\frac{dy_{\text{prey}}}{dt} = -(\lambda_r + \mu_{\text{prey}} + \varepsilon_{\text{prey}}) \cdot y_{\text{prey}} + (\mu_{\text{prey}} + \varepsilon_{\text{prey}}) \cdot CF_{\text{prey}} \cdot C_{\text{water}}(t); \quad (6.14)$$

$$\frac{dy_{\text{pred}}}{dt} = -(\lambda_r + \mu_{\text{pred}} + \varepsilon_{\text{pred}}) \cdot y_{\text{pred}} + (\mu_{\text{pred}} + \varepsilon_{\text{pred}}) \cdot \frac{CF_{\text{pred}}}{CF_{\text{prey}}} \cdot y_{\text{prey}}(t), \quad (6.15)$$

где индекс *prey* относится к нехищной рыбе, индекс *pred* относится к хищной рыбе.

Для долгоживущих радионуклидов при больших значениях времени t , $y(t)$ стремится к своему равновесному значению $CF \cdot C_{water}(t)$. Коэффициенты накопления CF , C_{Fprey} , C_{Fpred} определяются в зависимости от концентрации стабильного аналога в воде или по литературным данным. Для ^{90}Sr они рассчитывались по формулам (6.10 и 6.11) соответственно. Уравнения (6.14 и 6.15) позволяют рассчитать время, необходимое для достижения равновесия, максимальные значения накопления радионуклида в рыбе при аварийном загрязнении, а также время достижения максимальных значений, переход радионуклида между трофическими уровнями и т.д. Модель применима для всех радионуклидов, для которых основным путём накопления в рыбе является биоассимиляция.

Численные значения параметров модели, использовавшиеся при расчётах загрязнения ^{90}Sr рыбы озера Урусуль, приведены в табл. 6.5. Расчёт проводился для доминирующего вида мирных рыб в озёрах – карп (*Cyprinus carpio*), в рационе которого преобладает бентос и водная растительность. Многолетняя динамика удельной активности радионуклида в воде озера Урусуль аппроксимирована с помощью трёхэкспоненциальной зависимости (Kryshch A., 2003):

$$C_{water}(t) = A_1 \exp(-N_1 \cdot t) + A_2 \exp(-N_2 \cdot t) + A_3 \exp(-N_3 \cdot t), \quad (6.16)$$

где $C_{water}(t)$ – удельная активность радионуклида в воде, Бк/л; t – время, год; A_i , N_i ($i = 1 \div 3$) – постоянные параметры, численные значения которых подобраны с помощью метода наименьших квадратов: $A_1 = 7840$ Бк/л, $A_2 = 32$ Бк/л, $A_3 = 262$ Бк/л, $N_1 = 0,3849$ год $^{-1}$, $N_2 = 0,0718$ год $^{-1}$, $N_3 = 0,027$ год $^{-1}$.

Сравнение расчётных и наблюдавшихся значений удельной активности ^{90}Sr в воде, показанное на рис. 6.15, подтверждает, что простая трёхэкспоненциальная зависимость хорошо описывает динамику радионуклида в воде данных озёр для всего 40-летнего периода времени после аварийных выпадений.

Результаты расчётов динамики загрязнения ^{90}Sr рыбы озера Урусуль показаны на рис. 6.16. К сожалению, измерения концентраций ^{90}Sr во всём организме не проводились, поэтому вместе с расчётными данными для всего организма на рис. 6.16 показаны данные измерений концентрации радионуклида в костях рыб (Крышев А. и др., 2001). В соответствии с модельными оценками максимальная концентрация ^{90}Sr в рыбе озера Урусуль достигалась на 2 – 3-й год после аварийного загрязнения водоёма и составляла около 1300 кБк/кг сырого веса.

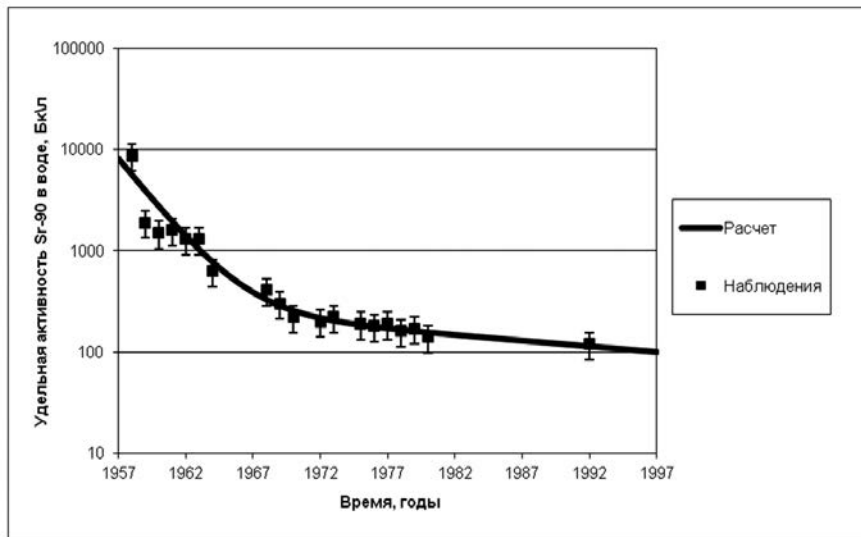


Рис. 6.15. Динамика удельной активности ^{90}Sr в озере Урускуль, 1957–1997 гг., расчётная кривая и данные наблюдений (Kryshev A., 2003)

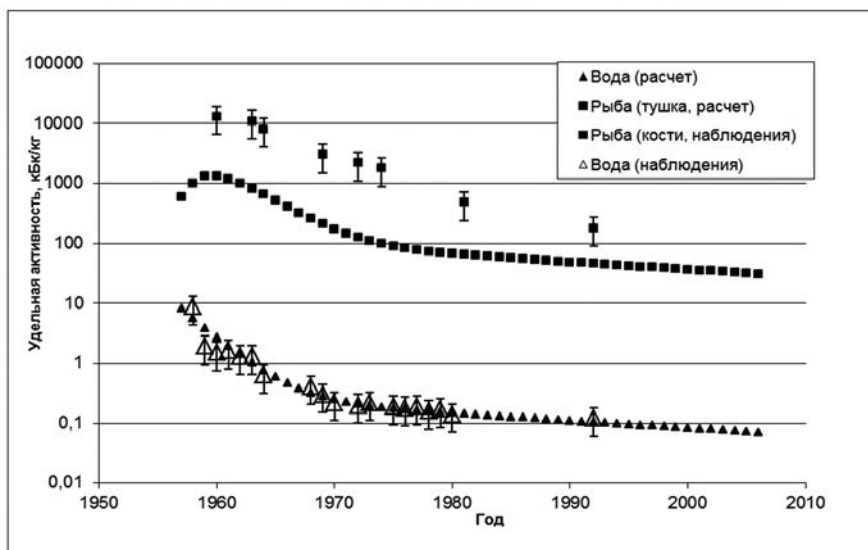


Рис. 6.16. Удельная активность ^{90}Sr в воде и рыбе озера Урускуль, расчётные кривые и данные наблюдений (Kryshev A., 2003)

Через 7 лет концентрация радионуклида в рыбе снизилась в два раза от максимальной, через 15 лет – в 10 раз, современные уровни ^{90}Sr в рыбе озера Урускуль оценены равными 30 кБк/кг. Расчётные значения концентрации ^{90}Sr в рыбе примерно в 8 – 10 раз ниже измеренных концентраций радионуклида в костной ткани рыб. Параметры временной зависимости снижения концентрации ^{90}Sr в рыбе (расчёт) и костях рыб (наблюдения) в целом находятся в соответствии, что позволяет сделать вывод об адекватности определения с помощью предложенной модели динамических характеристик поведения ^{90}Sr в рыбе.

Таблица 6.5

Численные значения параметров динамической модели накопления ^{90}Sr в рыбе озера Урускуль

Символ	Параметр	Значение	Размерность
CF	Равновесный коэффициент накопления в нехищной рыбе	434	л/кг
$[\text{Ca}^{2+}]$	Концентрация кальция в воде	11	мг/л
M	Средняя масса рыбы	0,3	кг
μ	Средняя скорость роста рыбы	0,3	1/год
ε_A	Коэффициент пропорциональности между скоростью метаболизма и биологического выведения ^{90}Sr	$0,04 \pm 0,02$	Безразмерный
λ_r	Постоянная радиоактивного распада ^{90}Sr	0,024	1/год
$TEMP$	Среднегодовая температура воды	8,3	°C

На рис. 6.17 представлены результаты расчётов динамического и равновесного коэффициентов накопления ^{90}Sr в рыбе озера Урускуль. Динамический коэффициент накопления рассчитывался формально для каждого года путём деления $y(t)$ на $C_{water}(t)$. Расчёты показали, что значение динамического коэффициента накопления, не отличающееся более чем на 50 % от равновесного, в озере Урускуль достигалось только на 12-й год после аварийного загрязнения.

Таким образом, в первый период после аварии загрязнение рыбы может быть правильно описано только с использованием динамической модели. Начиная приблизительно с 15-го года после аварии,

концентрация ^{90}Sr в рыбе может быть достаточно хорошо оценена с использованием стационарного коэффициента накопления, рассчитанного с учётом концентрации стабильного элемента-аналога в воде озера.

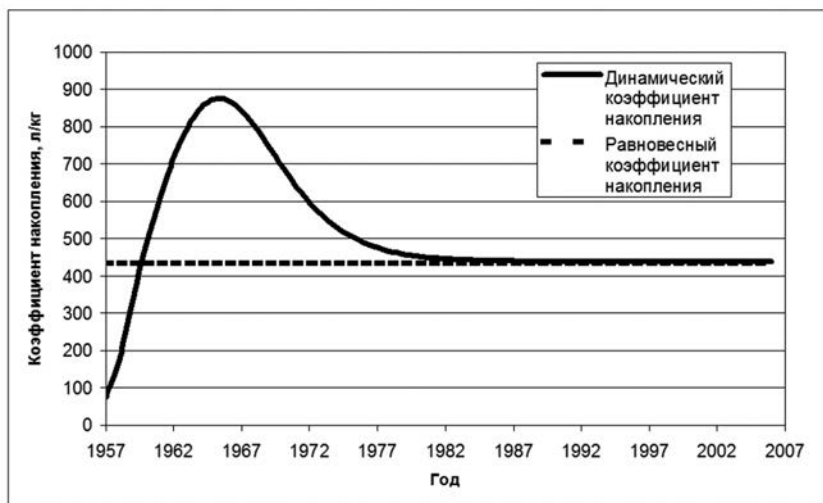


Рис. 6.17. Равновесный коэффициент накопления ^{90}Sr в рыбе озера Урусукуль и динамика отношения удельных активностей радионуклида в рыбе и воде, 1957–1997 гг. (Kryshev A., 2003)

6.5. Моделирование накопления и биологического переноса ^{32}P , ^{137}Cs и ^{65}Zn в оседлых и мигрирующих видах рыб реки Енисей

Важным объектом для применения радиоэкологической модели стала река Енисей. Предложенная модель была использована для реконструкции биологического переноса трёх радионуклидов (^{32}P , ^{137}Cs , ^{65}Zn) енисейской рыбой. Модель была применена для объяснения особенностей накопления этих радионуклидов в различных экологических группах, включая нехищные и хищные виды. Разработана методология расчёта биологического переноса радионуклидов мигрирующими видами рыб, которые проводят большую часть жизни в дельте, губе и Енисейском заливе и поднимаются в реку только на нерест.

Енисей – крупная река, расположенная в Центральной Сибири России. Она течёт на север, впадая в Енисейский залив Карского моря (рис. 6.18). Длина Енисея от истока – 3 840 км, среднегодовой сток –

591 км³. С 1958 года Енисей загрязнялся жидкими радиоактивными сбросами Красноярского горно-химического комбината (ГХК), расположенного на расстоянии около 2 200 км от дельты реки. Комбинат включал в себя два проточных реактора и один реактор с замкнутым контуром. В 1992 году проточные реакторы были выведены из эксплуатации, третий реактор был остановлен в 2010 году, что привело к значительному снижению загрязнения реки Енисей (Vakulovsky et. al, 1995; Вакуловский и др., 2004; Крышев, Рязанцев, 2010; Радиоэкологическая, 2021).



Рис. 6.18. Схема бассейна реки Енисей

Среди радионуклидов, присутствующих в сбросах ГХК, важное радиоэкологическое значение имеют ³²P, ¹³⁷Cs, ⁶⁵Zn, поскольку они легко усваиваются речной биотой. С радиоэкологической точки зрения важной особенностью Енисея являются низкие концентрации стабильных биогенных элементов в воде, в частности фосфора. Это может быть причиной повышенных уровней биоассимиляции радиоактивных аналогов организмами, живущими в Енисее (Kryshhev A., 2004; Вакуловский и др., 2004; Крышев А., 2007).

Таким образом, загрязнённый участок реки представляет собой уникальный объект для изучения миграции радионуклидов в речной экосистеме, для верификации и применения моделей биологического переноса радионуклидов в речных пищевых цепочках, оценки доз на водные организмы.

Накопление радионуклидов оседлой рыбой

Важной особенностью ихтиофауны Енисея является наличие двух экологических групп: оседлые и мигрирующие виды. Оседлые рыбы, как правило, перемещаются только в ограниченных пределах (10 – 100 км), тогда как мигрирующие проводят большую часть жизни в дельте, губе и Енисейском заливе и поднимаются в реку только на нерест. Нерестовые участки большинства мигрирующих видов находятся в среднем течении на расстояниях 400 – 1 600 км от дельты, т.е. 600 – 1800 км от источника сбросов (КрГХК).

Оседлая рыба не совершает протяжённых миграций от места своего рождения. Эта группа в Енисее включает 16 видов из 7 семейств. Наиболее распространёнными видами в Енисее являются плотва (*Rutilus rutilus*), елец (*Leuciscus leuciscus*), окунь (*Perca fluviatilis*), щука (*Esox lucius*), налим (*Lota lota*), хариус (*Thymallus arcticus*), тугун (*Coregonus tugin*), наиболее ценными – стерлядь (*Acipenser ruthenus*), пелядь (*Coregonus peled*) и чир (*Coregonus nasus*), два последних вида встречаются только в нижнем течении Енисея.

Оседлая рыба включает как мирные (плотва, елец, стерлядь), так и хищные (щука, налим) виды. Пищей мирных рыб Енисея являются преимущественно зоопланктон и бентосные беспозвоночные (Грёзе, 1957), их радиоактивное загрязнение может быть оценено с использованием постоянных факторов накопления CF_{food} . Это упрощение оправдано, так как равновесное распределение радионуклида в системе «вода – организм» устанавливается быстро для организмов малого размера (Kryshev, Sazykina, 1994). Для оценки загрязнения оседлой рыбы (мирных и хищных видов) основное уравнение модели может быть переписано в следующем виде:

$$\frac{dy_{prey}}{dt} = -(\lambda_r + (\varepsilon_A \frac{W}{M})_{prey} + (\frac{dM}{Mdt})_{prey})y_{prey} + ((\varepsilon_A \frac{W}{M})_{prey} + (\frac{dM}{Mdt})_{prey}) \cdot \sum_j \left\{ \left(\frac{Q_1^A}{Q_{0j}^A} \right)_{prey} \cdot CF_{food,j} \right\} \cdot C_w(z,t); \quad (6.17)$$

$$\frac{dy_{pred}}{dt} = -(\lambda_r + (\varepsilon_A \frac{W}{M})_{pred} + (\frac{dM}{Mdt})_{pred})y_{pred} + (\frac{Q_1^A}{Q_0^A})_{pred} \cdot ((\varepsilon_A \frac{W}{M})_{pred} + (\frac{dM}{Mdt})_{pred})y_{prey}(t), \quad (6.18)$$

где $C_w(z, t)$ – объёмная активность радионуклида в воде на расстоянии z от источника загрязнения, Бк/л.

В уравнениях (6.17) – (6.18), индекс *prey* относится к мирным видам, индекс *pred* – к хищным, индекс *j* учитывает тип пищи, потребляемой мирной рыбой; $CF_{food, j}$ – средний фактор накопления для *j*-го типа пищи, потребляемой мирной рыбой, л/кг. Если накопление идёт непосредственно из воды, то $CF_{food} = 1$.

Накопление радионуклидов мигрирующей рыбой в р. Енисей

Мигрирующая рыба проводит большую часть жизни в дельте, губе и Енисейском заливе. Эта группа в Енисее включает 7 видов из трёх семейств. Енисейский залив является нагульно-вырастной территорией для ряпушки (*Coregonus sardinella*), омуля (*Coregonus autumnalis*) и корюшки (*Osmerus mordax*). Горло и губа Енисея являются нагульно-вырастной территорией муксуна (*Coregonus muksun*). Енисейская дельта является основной нагульно-вырастной территорией сибирского осетра (*Acipenser baerii*), нельмы (*Stenodus leucichthys*) и сига (*Coregonus lavaretus*) (Тюльпанов, 1971; Пирожников, 1981). Все мигрирующие виды поднимаются вверх по Енисею для нереста, после которого возвращаются обратно на нагульные территории.

Накопление радионуклидов мигрирующей рыбой в период нахождения в дельте и заливе рассчитывалось с помощью системы уравнений (6.17) – (6.18), где $C_w(z, t)$ замещалось на концентрацию нуклида в воде дельты $C_w^{delta}(t)$, губы $C_w^{inlet}(t)$ или залива $C_w^{bay}(t)$. В период нерестовой миграции и нереста большинство мигрирующей рыбы (кроме сибирского осетра) питаются крайне незначительно (Подлесный, 1958). Таким образом, большая часть радионуклидов поступает в их организм только путём прямого поступления из воды. Предполагалось, что рыба поднимается на нерест с постоянной скоростью, которая является видовой характеристикой. Чтобы оценить перенос радионуклида мигрирующей рыбой в нерестовый период, уравнение (6.18) было модифицировано следующим образом:

$$\frac{dy}{dt} = -(\lambda_p + \varepsilon_A \cdot \frac{W}{M}) \cdot y + \varepsilon_A \cdot \frac{W}{M} \cdot \frac{Q_1^A}{Q_n} \cdot C_w(L, t). \quad (6.19)$$

Это уравнение учитывает, что рыба не питается и не растёт в период нереста, потребляя нужные элементы прямо из воды для покрытия метаболических трат. Для периода нерестовой миграции $L = L_{max} - V_{up} \cdot t$, где L_{max} – расстояние от источника радиоактивных сбросов до нагульных территорий (дельта, губа или залив Енисея), V_{up} – скорость нерестовой миграции. Для периода миграции с нерестовой территории обратно в залив $L = L_{min} + V_{down} \cdot t$, где L_{min} – расстояние от источника сбросов до нерестовой территории, V_{down} – скорость обратной миграции. Уравнения (6.17) – (6.19) решались численно, с заданием начальных условий для начала нерестовой миграции, нереста как такового и возврата на нагульные территории соответственно. Мигрирующая рыба Енисея идёт на нерест несколько раз в жизни, но не ежегодно. Интервал между двумя последовательными нерестами варьирует от двух лет (сиг) до пяти (сибирский осётр) лет.

Определение параметров модели

Снижение активности радионуклидов в воде Енисея в зависимости от расстояния от Красноярского ГХК было оценено на основе эмпирической аппроксимации имеющихся данных наблюдений (Носов и др., 1993; Vakulovsky et. al, 1995). Численный анализ данных наблюдений проводился с использованием метода наименьших квадратов. Снижение активности в воде для всех нуклидов описано следующей двухэкспоненциальной зависимостью (Крышев А., 2007):

$$C_w(z) = C_0 + C_1 \cdot \exp(-N_1 \cdot z) + C_2 \cdot \exp(-N_2 \cdot z), \quad (6.20)$$

где $C_w(x)$ – удельная активность в воде Енисея, Бк/л; C_0 – фоновое значение удельной активности радионуклида Енисея, Бк/л; z – расстояние от источника сбросов, км; C_1, C_2, N_1, N_2 – эмпирические параметры, определённые для каждого нуклида с помощью данных наблюдений. Первая экспонента в формуле (6.20) отражает быстрое снижение удельной активности нуклидов вблизи источника сбросов, вторая – медленное снижение удельной активности на расстояниях более 100 км от источника. Численные значения параметров уравнения (6.20) для ^{32}P , ^{137}Cs , ^{65}Zn приведены в табл. 6.6. На рис. 6.19 показаны результаты расчётов по формуле (6.20) для распределения трёх радионуклидов по Енисею в

1991 году, а также имеющиеся экспериментальные данные (Носов и др., 1993). Как видно на рис. 6.19, простая двухэкспоненциальная модель адекватно описывает снижение удельной активности радионуклидов в воде на протяжении всего течения реки Енисей.

Таблица 6.6

Параметры в двухэкспоненциальной зависимости (уравнение 6.20)

Радионуклид	C_0 , Бк/л	C_1 , Бк/л	C_2 , Бк/л	N_1 , км ⁻¹	N_2 , км ⁻¹
³² P	0	25,0	2,5	0,075	0,0025
¹³⁷ Cs	0,002	0,02	0,003	0,2	0,003
⁶⁵ Zn	0	0,18	0,023	0,038	0,001

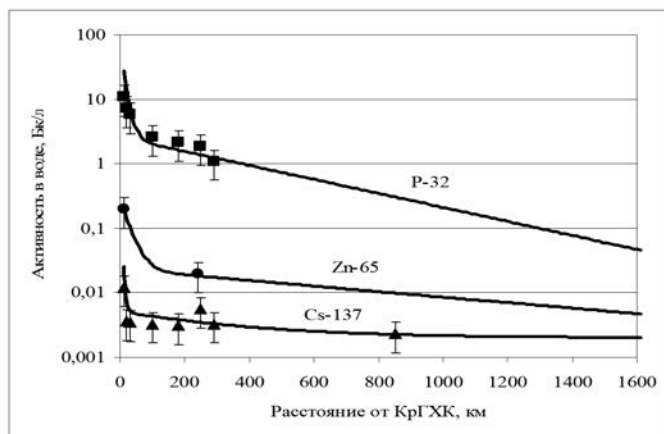


Рис. 6.19. Удельная активность ³²P, ¹³⁷Cs и ⁶⁵Zn в воде р. Енисей, 1991 год. Сплошные линии – расчёт; маркеры – данные измерений (Kryshev A., 2004).

Предполагая двухэкспоненциальную функцию снижения удельной активности радионуклидов в воде с расстоянием от КрГХК, уравнение (6.19) для переноса радионуклидов мигрирующей рыбой в период нерестовой миграции вверх по течению было представлено в следующем виде (Kryshev A., 2004; Крышев А., 2007):

$$\frac{dy}{dt} = -(\lambda_p + \varepsilon_A \cdot \frac{W}{M}) \cdot y + \varepsilon_A \cdot \frac{W}{M} \cdot \frac{Q_1^A}{Q_{01}^A} \cdot (C_0 + C_1 \cdot (\exp(-N_1 \cdot (L_{\max} - Vt))) + \exp(-N_2 \cdot (L_{\max} - Vt))) \quad (6.21)$$

Уравнение аккумуляции радионуклида в период обратной нерестовой миграции записывается сходным образом.

Одним из параметров модели является динамика роста рыб. Для рыб Енисея имеются детальные данные многолетних наблюдений относительно увеличения веса рыб как функции их возраста (Подлесный, 1958; Тюльпанов, 1971). Рост рыб был аппроксимирован с помощью логистической модели роста. Наилучшие значения параметров логистической модели роста для разных видов оседлых и мигрирующих рыб Енисея приведены в табл. 6.7.

Параметры, характеризующие нерестовые миграции рыб Енисея, оценены по данным биологических наблюдений (Подлесный, 1958). Результаты анализа данных обобщены для наиболее важных мигрирующих видов в табл. 6.8.

Коэффициент накопления стабильного фосфора в рыбе был оценён с использованием информации о концентрации элемента в воде Енисея (Жадин, Герд, 1961; Holmes et. al, 2001) и в рыбе (Таблицы, 1961), это значение лежит в пределах 10^4 – 10^5 и имеет сезонные вариации. Факторы накопления ^{137}Cs , ^{65}Zn в пище мирной рыбы (бентосные беспозвоночные и моллюски) были предметом валидации модели, так как они экспериментально не определялись для реки Енисей. В расчётах использовался следующий диапазон: $CF_{food} (^{65}\text{Zn}) = (3 - 6) \cdot 10^3$; $CF_{food} (^{137}\text{Cs}) = (0,5 - 2) \cdot 10^3$, что согласуется с данными для других водоёмов (Kryshev A., Ryabov, 2000).

Таблица 6.7

Параметры логистической модели роста для разных видов рыб р. Енисей

Рыба	M_{max} , грамм	α	β , год ⁻¹
Плотва	500	26,8	0,406
Елец	150	28,6	0,610
Окунь	1 000	84,0	0,547
Щука	9 000	19,5	0,571
Налим	7 500	83,1	0,421
Стерлядь	4 000	34,3	0,274
Осетр	18 000	20,5	0,114
Сиг	1 200	18,4	0,422
Муксун	3 500	48,5	0,294
Омуль	1 800	25,8	0,322

Таблица 6.8

Нерестовые характеристики мигрирующих рыб Енисея

Рыба	Расстояние от дельты до нерестилищ, км	Начало миграции	Время нереста
Осётр	1 400–1 600	Июнь	Июнь – Июль
Сиг	400–800	Август – Сентябрь	Октябрь – Ноябрь
Муксун	800–1 400	Июль – Август	Октябрь
Омуль	1 200–1 600	Июль – Август	Октябрь
Ряпушка	800–1 300	Июль	Октябрь – Ноябрь
Корюшка	500–900	Февраль – Апрель	Июнь

Радиоэкологический смысл параметра ϵ_A – определение скорости самоочищения тканей рыб от накопленной радиоактивности. Как уже упоминалось ранее, наиболее детальные литературные данные по биологическому выведению радионуклидов из рыбы известны для ^{137}Cs . Анализ показал, что значение безразмерного коэффициента пропорциональности между скоростью биологического выведения ^{137}Cs и скоростью метаболизма рыб находится в диапазоне $\epsilon_A = 0,3 \pm 0,1$. Для ^{90}Sr , аккумулирующегося преимущественно в костной ткани, значение параметра ϵ_A лежит в пределах $0,04 \pm 0,02$. Для ^{32}P , ^{65}Zn эксперименты по взаимной зависимости эффективного времени полувыведения и метаболизма рыб не проводились. В (Сауров и др., 1973) было экспериментально показано, что 70 % фосфора аккумулируется в костях, 30 % – в мышцах и внутренних органах. В экспериментальной работе (Берман, Илзине, 1968) показано, что концентрация стабильного цинка в мышцах и внутренних органах пресноводных рыб (лещ и плотва) варьирует в пределах 25 – 47 мг/кг, а в костях и покровных тканях – 131 – 448 мг/кг. Для модели было принято, что коэффициент ϵ_A для радиоизотопов фосфора и цинка находится в пределах $0,1 \pm 0,05$. В случае хронического загрязнения, неопределённости в определении ϵ_A для ^{32}P , ^{65}Zn менее важны, чем для ^{137}Cs , так как они имеют более высокие скорости радиоактивного распада (для ^{32}P $\lambda_r = 17,7 \text{ год}^{-1}$, для ^{65}Zn $\lambda_r = 1,0369 \text{ год}^{-1}$, для ^{137}Cs $\lambda_r = 0,0231 \text{ год}^{-1}$).

Используя уравнения (6.17) – (6.20), активности ^{32}P , ^{137}Cs , ^{65}Zn в оседлой рыбе Енисея были рассчитаны как функция расстояния от КрГХК. Расчёты выполнены для плотвы (наиболее типичная мирная рыба в Енисее) и щуки (хищная рыба). Оба вида населяют Енисей на протяжении всей его длины. Плотва питается личинками околородных

насекомых, моллюсками и водными растениями, щука – только рыбой (Подлесный, 1958).

Предполагалось, что основная часть ^{32}P потребляется рыбой Енисея непосредственно из воды, поскольку данные как наблюдений (Носов и др., 1993; Крышев, Рязанцев, 2010), так и экспериментов (Сауров и др., 1973), показывают отсутствие какой-либо связи между трофическим (пищевым) статусом рыбы Енисея и удельной активностью ^{32}P в ней. Также и концентрации стабильного фосфора не различаются значительно для рыб разных трофических уровней. Например, концентрация стабильного фосфора в осетре оценена равной 1 180 мг/кг, плотве – 980 мг/кг, щуке – 1 010 мг/кг (Таблицы, 1961). В то же время накопление ^{32}P рыбой зависит от её возраста (размера, веса). Молодь рыб, имеющая более высокую скорость метаболизма, аккумулирует ^{32}P значительно интенсивнее, чем старые рыбы. Учитывая высокую скорость радиоактивного распада ^{32}P , можно предположить, что равновесное значение концентрации нуклида в молоди будет выше, чем в рыбе старших возрастных классов. Было обнаружено в экспериментальной работе (Сауров и др., 1973), что равновесный коэффициент накопления ^{32}P карпом веса 200 – 500 г равен 1 930 – в мышцах, 13 820 – в костях, а для карпа весом 2 000 – 3 000 г факторы накопления были: 270 – в мышцах и 1 490 – в костях. Такая же тенденция наблюдалась и для язя: коэффициент накопления ^{32}P в рыбе весом менее 200 г был 1270 (мышцы) и 7810 (кости), а в рыбе весом 510 – 1 000 г 470 – в мышцах и 2 340 – в костях.

На рис. 6.20 приведены результаты расчётов удельной активности ^{32}P в оседлой рыбе Енисея на разных расстояниях от КрГХК в августе 1991 года, а также данные наблюдений, опубликованные в (Носов и др., 1993). Результаты расчётов показали, что среднегодовая удельная активность радионуклида в рыбе в августе 1991 года снижалась с 10 000 Бк/кг на расстоянии 80 км от КрГХК до 120 Бк/кг на расстоянии 1 500 км, что согласуется с экспериментально определёнными уровнями загрязнения ^{32}P оседлой рыбы. Модельные расчёты показывают наличие зависимости между весом рыбы и аккумуляцией радионуклида: рыба меньшего веса накапливает больше ^{32}P .

В отличие от ^{32}P , накопление ^{137}Cs рыбой сильно зависит от типа питания рыбы. Расчёты удельной активности ^{137}Cs в плотве и щуке Енисея на разных расстояниях от КрГХК в августе 1991 года представлены на рис. 6.21. Удельная активность радионуклида в щуке Енисея примерно в два раза выше, чем в плотве, что соответствует данным измерений.

Измеренные значения фактора накопления ^{137}Cs енисейской плотвы составляли $1\,000 \pm 500$, щукой – $3\,500 \pm 1\,000$ (Крышев, Рязанцев, 2010). Удельная активность ^{137}Cs в оседлой рыбе не снижается на расстояниях 100 – 1 500 км от места сбросов, оставаясь в пределах 4 – 13 Бк/кг, что как минимум на два порядка ниже, чем активность ^{32}P в рыбе. Усреднённые данные измерений ^{137}Cs в оседлой рыбе для августа 1991 года (Носов и др., 1993) подтверждают адекватность модельной реконструкции; вычисленные и измеренные уровни ^{137}Cs в оседлой рыбе Енисея находятся в согласии в пределах неопределённости самих данных измерений (рис. 6.21). Удельная активность ^{137}Cs в рыбе также зависит от возраста, размера, веса рыб, но знак зависимости обратный по сравнению с фосфором: старшая рыба содержит больше ^{137}Cs , чем молодь.

Это явление известно в радиоэкологии как «размерный эффект». Механизмы возникновения этого эффекта подробно обсуждались в разделе 6.2.

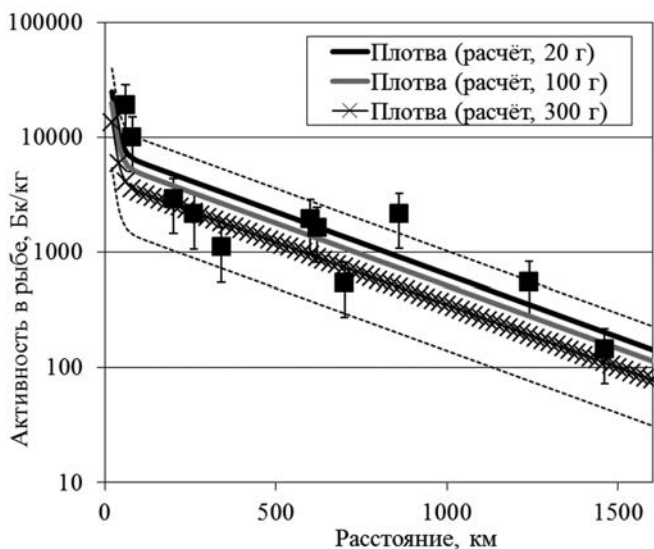


Рис. 6.20. Рассчитанные удельные активности ^{32}P в плотве Енисея (вес рыбы 20, 100 и 300 г) на разных расстояниях от КрГХК (август, 1991 г.).

Для сравнения (квадраты) показаны данные измерений ^{32}P в оседлой рыбе (Носов и др., 1993). Пунктирные линии – неопределённости модельных оценок.

Накопление ^{65}Zn рыбой пресноводных экосистем также зависит от типа питания. В отличие от ^{137}Cs , удельная активность ^{65}Zn в плотве

выше, чем в щуке, поскольку пища плотвы (пресноводные моллюски и бентосные беспозвоночные) сильно аккумулирует цинк (Берман, Илзиль, 1968). Измеренные факторы накопления ^{65}Zn в плотве составляют $2\,300 \pm 1\,600$, а в щуке – 700 ± 400 (Крышев, Рязанцев, 2010). На рис. 6.23 показаны результаты моделирования удельной активности ^{65}Zn в плотве и щуке Енисея на разных расстояниях от КрГХК в августе 1991 года, а также усреднённые данные измерений для оседлой рыбы (Носов и др., 1993). В 1991 году удельная активность ^{65}Zn в рыбе Енисея была 200 – 300 Бк/кг на расстоянии 50 – 100 км и снижалась до 10 – 20 Бк/кг на расстояниях, превышающих 1 000 км. Результаты расчётной реконструкции для ^{65}Zn находятся в хорошем соответствии с данными наблюдений. Неопределённость модельных оценок обусловлена неопределённостями определения параметров биовыведения радионуклида и факторов накопления радионуклида в пище мирных видов рыб.

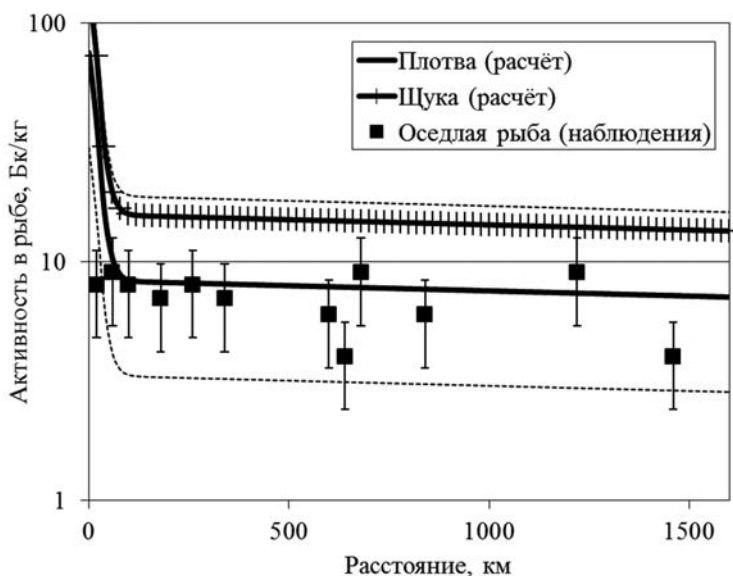


Рис. 6.21. Рассчитанные активности ^{137}Cs в плотве и щуке Енисея на разных расстояниях от КрГХК (август, 1991 г.). Для сравнения показаны данные измерений (Носов и др., 1993). Пунктирные линии – неопределённости модельных оценок.

Загрязнение мигрирующих видов в Енисее рассчитано на основе уравнений (6.19), (6.21). Активности радионуклидов оценены как функция времени с момента первой нерестовой миграции. Расчёты

выполнены для сига, живущего большую часть времени в дельте Енисея и мигрирующего на нерест раз в два года на расстояние 400 – 800 км вверх по течению Енисея. Расчёты по модели показали, что мигрирующая рыба накапливает дополнительное количество радионуклидов в нерестовый период, поскольку удельная активность радионуклидов в воде Енисея (реки) превышает их концентрацию в воде Енисейской дельты, губы и залива. В соответствии с расчётами равновесие между удельной активностью ^{32}P в рыбе и воде устанавливается в пределах нескольких дней. Поэтому удельная активность ^{32}P в мигрирующих особях в период нерестовой миграции не отличается от оседлых видов. В период нахождения в Енисейской дельте, губе или заливе она может быть оценена как пренебрежимо малая величина.

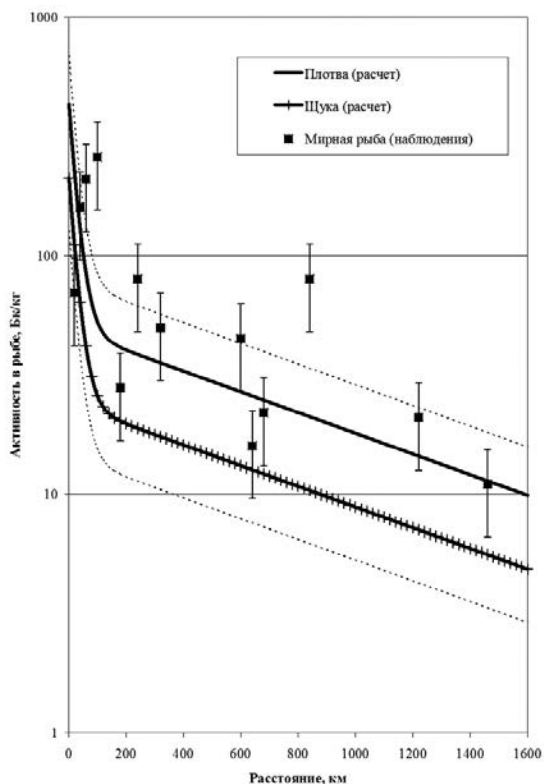


Рис. 6.22. Рассчитанные активности ^{65}Zn в плотве и щуке Енисея на разных расстояниях от КрГХК (август, 1991 г.). Для сравнения показаны данные измерений (Носов и др., 1993). Пунктирные линии – неопределённости модельных оценок.

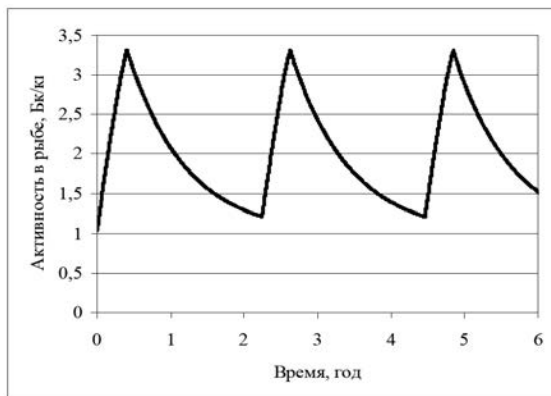


Рис. 6.23. Динамика удельной активности ^{137}Cs в мигрирующей рыбе р. Енисей (сиг), начиная с момента первого нереста (1994 – 2000 гг.)

На рис. 6.23 представлена расчётная динамика удельной активности ^{137}Cs в сиге. В соответствии с модельными предсказаниями удельная активность ^{137}Cs в сиге увеличивается в 3 раза за те 3 – 4 месяца, которые рыба проводит в Енисее (реке). За период нахождения в дельте удельная активность ^{137}Cs в сиге постепенно снижается до регионального фонового уровня. В соответствии с модельными расчётами накопление ^{137}Cs мигрирующей рыбой Енисея ниже, чем оседлой, так как мигрирующие особи не питаются в период нерестовой миграции.

Наиболее чувствительные части модели верифицировались и тестировались отдельно, чтобы избежать компенсаторных ошибок. Сравнение результатов расчётов и имеющихся данных измерений подтвердило корректность модельных оценок и способность модели реконструировать перенос ^{32}P , ^{137}Cs , ^{65}Zn разными экологическими группами рыб Енисея. Снижение удельной активности ^{32}P , ^{137}Cs , ^{65}Zn в оседлой рыбе Енисея связано в основном со снижением удельной активности этих нуклидов в воде.

Наиболее высокие удельные активности в оседлой рыбе Енисея оценены для ^{32}P . Накопление ^{32}P рыбой зависит от размера (возраста, веса) рыбы и не зависит от её трофического статуса. Удельные активности ^{137}Cs , ^{65}Zn в оседлой рыбе Енисея значительно ниже, но они снижаются медленнее с расстоянием от КрГХК. В соответствии с модельными расчётами удельная активность ^{137}Cs в мигрирующей рыбе ниже, чем в оседлых видах.

6.6. Оценка динамики загрязнения морской биоты в районе расположения аварийной АЭС «Фукусима» (Япония) в послеварийный период 2011 года

В результате катастрофических землетрясения и цунами 11 марта 2011 года на атомной электростанции «Фукусима», расположенной на восточном побережье острова Хонсю (Япония), возникла аварийная ситуация, сопровождавшаяся поступлением радионуклидов в атмосферу и морскую среду. По данным мониторинга (МЕХТ, 2011; ТЕРСО, 2011; IAEA, 2011; WHO, 2011), в морской воде были обнаружены ^{58}Co , ^{95}Zr , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{132}I , ^{132}Te , ^{134}Cs , ^{136}Cs , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{140}La и др. Наибольшее значение в рассматриваемый период имели из короткоживущих радионуклидов ^{131}I (с периодом полураспада 8 сут), из долгоживущих – ^{137}Cs (период полураспада 30 лет) и ^{134}Cs (период полураспада 2 года). Распределение удельной активности радионуклидов в морской воде было неоднородным в пространстве и неравновесным во времени. Вблизи сбросных каналов в прибрежной части моря диапазон изменения среднесуточной удельной активности ^{131}I составлял 1 – 50 кБк/л, $^{137,134}\text{Cs}$ – 0,1 – 20 кБк/л. В открытой части моря радиоактивность проб воды была значительно ниже по сравнению с прибрежной частью (в среднем в 300–400 раз), т.е. происходило значительное разбавление уже на относительно небольшом расстоянии – в 30 км от АЭС.

Исходные данные для расчёта загрязнения морских организмов радионуклидами представлены в табл. 6.9. В качестве репрезентативных организмов были выбраны рыба, моллюски и водоросли. Удельные активности радионуклидов в биоте и донных отложениях определяли умножением измеренных удельных активностей радионуклидов в морской воде (ТЕРСО, 2011; МЕХТ, 2011) на соответствующие коэффициенты накопления. Коэффициенты накопления изотопов цезия в рыбе и донных отложениях были рассчитаны на основе данных по Дальневосточному региону (Сивинцев и др., 2005); накопление йода-131 в водорослях – по чернобыльским данным, остальные коэффициенты накопления были взяты из публикации МАГАТЭ (IAEA, 2004). Реконструкция загрязнения пелагических рыб йодом-131 и цезием-137 в морской среде вблизи аварийной АЭС «Фукусима» представлена на рис. 6.24; расчёты выполнены по модели «ЕСОМОД», а также по модели с равновесными коэффициентами накопления.

Таблица 6.9

Параметры для оценки радиоактивного загрязнения морской биоты в районе АЭС «Фукусима» с использованием равновесных коэффициентов накопления

Параметр	^{131}I	^{137}Cs	^{134}Cs
Удельная активность радионуклида в морской воде, Бк/л: прибрежная зона	$(6,8 \pm 3,4) \cdot 10^3$	$(2,9 \pm 1,4) \cdot 10^3$	$(2,6 \pm 1,2) \cdot 10^3$
открытое море	17 ± 10	10 ± 6	9 ± 5
Коэффициенты накопления, л/кг:			
рыба	9	40	40
моллюски	10	60	60
водоросли	$1 \cdot 10^3$	50	50
донные отложения	50	700	700

Как следует из сравнения расчётов по двум моделям, традиционная модель с коэффициентами накопления даёт динамику загрязнения рыб, строго следующую за уровнями радиоактивности в морской воде. Динамическая радиоэкологическая модель «ECOMOD» показывает реальную картину постепенного накопления радионуклидов в теле рыб. В результате, традиционный подход даёт завышенные прогнозы загрязнения рыб в начальный период после аварии и заниженные оценки – в более поздний период.

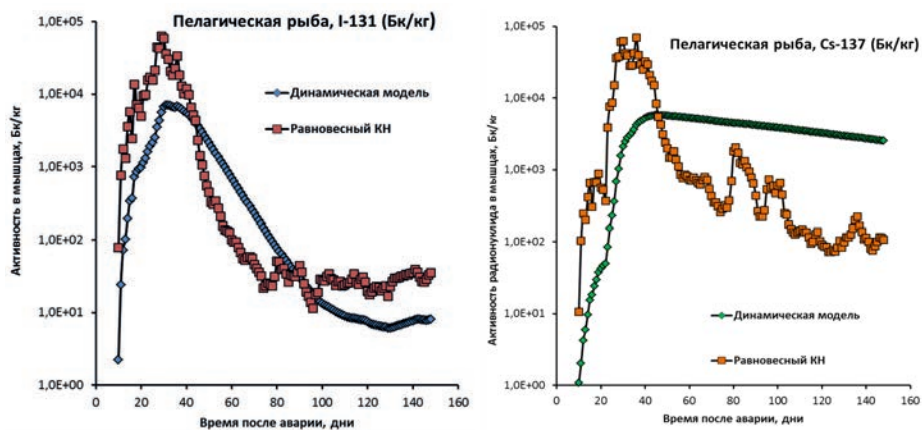


Рис. 6.24. Реконструкция динамики радиоактивного загрязнения пелагических рыб йодом-131 и Cs-137 в морской экосистеме после аварии на АЭС «Фукусима» в 2011 году (Kryshnev et. al., 2012).

ЧАСТЬ II. РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ – ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ НОРМИРОВАНИЕ

Глава 7. Расчётные методы оценки доз облучения биоты

7.1. Свойства ионизирующих излучений

Общим свойством ионизирующих излучений является их способность приводить к возникновению ионизированных атомов или молекул в биологической и небиологической материи. В биологических объектах повреждённые ионизирующим излучением биомолекулы и образовавшиеся ионы вступают в сложные реакции с органическими тканями, что приводит к появлению специфических радиационных эффектов, которые могут прямо или косвенно проявляться на разных уровнях биологической организации от субклеточных структур до популяций и экосистем. Подробно радиационные эффекты у организмов, отличных от человека, будут рассмотрены в следующих разделах; в данном разделе описаны методы расчёта доз на различных представителях живой природы.

В дозиметрии биологических организмов обычно рассматривают три основных типа ионизирующих излучений: α -, β - и γ -излучения.

α-излучение представляет собой ионизирующее излучение, состоящее из альфа-частиц (ядер гелия, содержащих два нейтрона и два протона), испускаемых при ядерных превращениях. Этот вид излучателей характеризуется большой ионизирующей и малой проникающей способностью. Тяжёлые заряженные частицы образуют в биологических тканях короткие треки с высокой плотностью ионов. Длина пробега α -частицы в тканях составляет порядка десятков микрометров в зависимости от начальной энергии. В среднем на 1 мкм пробега образуется порядка 6,2 тыс. пар ионов, т.е. α -частицы относятся к плотноионизирующим частицам. Примерами биологически важных α -излучателей являются ^{239}Pu , ^{241}Am .

β-излучение представляет собой излучение электронов или позитронов, испускаемое при распаде ядер. Особенностью β -излучения является непрерывный характер его спектра, излучённые частицы имеют различные начальные энергии. β -частицы не имеют строго определённого пробега, но могут быть охарактеризованы максимальным пробегом, соответствующим максимальной энергии β -спектра. Важной характеристикой является также средняя энергия β -частиц на один распад. Длина пробега β -частиц в тканях зависит от начальной энергии и может составлять до 1 – 2 см. Электроны с энергией в несколько сотен кэВ производят всего несколько ионизаций на 1 мкм пути в тканях. Биологически важными β -излучателями являются ^3H , ^{14}C , ^{40}K , ^{90}Y и другие радионуклиды.

γ-излучение представляет собой коротковолновое электромагнитное излучение с дискретным спектром энергий. Фотоны γ -излучения в биологических тканях высвобождают высокоэнергетические электроны, способные вызывать ионизацию атомов и молекул тканей. γ -излучение обладает высокой проникающей способностью и относительно малым числом ионизаций на единицу длины пробега в тканях. γ -излучение относится к редкоионизирующим излучениям. Биологически важными γ -излучателями являются $^{134,137}\text{Cs}$, ^{60}Co , ^{131}I , ^{65}Zn , ^{54}Mn и ряд других радионуклидов.

Многие радионуклиды обладают смешанным излучением, включающим несколько типов, например β и γ , каждая фракция смешанного излучения учитывается отдельно и результаты облучения суммируются.

Основной величиной, принятой в дозиметрии для оценки действия ионизирующего излучения, является поглощённая доза, которая

определяется как поглощённая энергия ионизирующего излучения на единицу массы облучённого вещества ($G = \text{Дж/кг}$). В дозиметрии биоты наиболее часто используется понятие мощности дозы, т.е. дозы, получаемой в единицу времени (час или сутки). Сама по себе величина поглощённой энергии при облучении оказывается незначительной, например смертельная для млекопитающих доза в 10 Гр формально соответствует повышению температуры тела всего на 0,002 °С (энергетический парадокс ионизирующих излучений). Таким образом, высокая биологическая эффективность ионизирующих излучений связана не с энергией, а с количеством и пространственным распределением ионов, образующихся в облучаемом организме. Более релевантной качественной характеристикой излучения является количество ионов, образующихся на 1 мкм пути излучения в тканях.

Критерием ионизирующего действия излучения служит величина потери энергии на единицу пути в веществе единичной плотности – линейная передача энергии (ЛПЭ), определяемая соотношением

$$\text{ЛПЭ} = \frac{\text{энергия, переданная частицей веществу, кэВ}}{\text{расстояние, пройденное частицей, мкм}}$$

Зная ЛПЭ, можно оценить приблизительно число ионов, образованных на единицу пути ионизирующей частицы, или линейную плотность ионизации, учитывая, что для образования одной пары ионов нужна энергия около 34 эВ (Кудряшов, Беренфельд, 1982). Чем выше ЛПЭ, тем больше энергии оставляет частица на единицу пути и тем плотнее расположены ионы вдоль траектории частицы.

Линейная плотность ионизации, связанная с ЛПЭ, является важнейшей радиобиологической характеристикой ионизирующего излучения и определяет радиобиологическую эффективность (или так называемое *качество* излучения); при равной ЛПЭ и равной дозе облучения радиобиологические эффекты одинаковы; однако при равной дозе, но разных ЛПЭ – эффекты различаются (Кудряшов, Беренфельд, 1982; Ярмоненко, 1984; Кудряшов, 2004).

К редкоионизирующим излучениям принято относить все виды излучений (независимо от их физической природы), имеющие ЛПЭ не более 10 кэВ/мкм, а к плотноионизирующим – излучения с ЛПЭ выше 10 кэВ/мкм. К редкоионизирующим относят все виды электромагнитных излучений и пучки электронов (γ - и β -излучения), к плотноионизирующим – α -частицы, протоны и более тяжёлые заряженные частицы.

Для целей радиационной защиты человека введены взвешивающие коэффициенты излучений (коэффициенты качества) Q , равные: 1 – для γ -излучения и β -излучения, 20 – для α - частиц. Эквивалентная доза по биологической эффективности (в Зв) рассчитывается как произведение поглощённой дозы (в Гр) на взвешивающий коэффициент излучения Q . Следует отметить, что для человека биологическую эффективность устанавливали по стохастическим канцерогенным эффектам, по детерминированным эффектам взвешивающие коэффициенты могут быть другими.

Для биоты целесообразно тоже установить взвешивающие коэффициенты излучений, однако величины этих коэффициентов пока не определены и могут быть отличными от значений, установленных для человека, по причине большого разнообразия размеров и биологии организмов биосферы. Для целей радиационной безопасности природной биоты основное внимание уделяется детерминированным, а не стохастическим эффектам облучения.

Ионизирующие излучатели могут находиться как внутри организмов биоты, так и во внешней среде, в связи с этим рассматриваются поглощённые дозы от инкорпорированных в теле радионуклидов (дозы внутреннего облучения), а также дозы внешнего облучения от радионуклидов во внешней среде (внешнее облучение).

Характерным для дозиметрии биоты является важная роль соотношений между линейными размерами организмов и длинами пробега ионизирующих частиц в биологических тканях. При расчёте внутренних доз на биоту важнейшим понятием является фракция поглощённой дозы в организме, определяемая как

$$\varphi(E) = \frac{\text{энергия излучения, поглощённая объектом биоты}}{\text{энергия, излучённая в объекте}}. \quad (7.1)$$

Дочерние продукты некоторых радионуклидов также являются радиоактивными и дают вклад в дозу облучения. Вследствие этого дозовые коэффициенты для отдельных радионуклидов учитывают вклад наиболее важных дочерних радионуклидов. Согласно Публикации 108 МКРЗ (ICRP, 2008a) к облучению от основного радионуклида приписываются дочерние с периодом полураспада, не превышающим 10 суток. Если дочерний радионуклид имеет период полураспада более длительный, чем родительский радионуклид, то такой радионуклид рассматривается отдельно, так как между ними не устанавливается

равновесие. В некоторых случаях требуется более полный учёт цепочек радиоактивного распада на определённый период времени, поскольку поведение отдельных членов в цепочке различается из-за разных химических свойств. При этом компоненты радиоактивной цепочки могут рассматриваться как отдельные нуклиды на заданных периодах времени. Список радионуклидов, наиболее часто встречающихся в дозиметрии биоты, и характеристики их излучения приведены в табл. 7.1.

Таблица 7.1

Характеристики радионуклидов для дозиметрии облучения биоты (электронное приложение к Публикации ICRP N.107; Машкович, Кудрявцева, 1995). При наличии дочерних радионуклидов, их излучение добавляется к исходному радионуклиду. Для гамма-излучения приведены основные энергии, более детальные спектры излучения даны в справочной литературе

Радионуклид	Период полураспада	Альфа-излучение, МэВ на распад	Электроны, средняя энергия, МэВ на распад	Фотоны, МэВ на распад основные энергии. В скобках – квантовый выход γ на распад	Дочерние радионуклиды, которые нужно учитывать в дозе
H-3	12,32 лет	0	0,0057	$1,0 \cdot 10^{-5}$	
C-14	$5,72 \cdot 10^3$ лет	0	0,0494	$1,0 \cdot 10^{-5}$	
Na-24	14,959 час	0	0,553	2,062 ($\gamma=2$)	
P-32	14,263 сут	0	0,6948	0	
K-40	$1,25 \cdot 10^9$ лет	0	0,5218	1,46 ($\gamma=0,106$); $0,51$ ($\gamma=10^{-3}$)	
Ar-41	109,61 мин	0	0,4637	1,2836	
Cr-51	27,7025 сут	0	0,0038	0,32 ($\gamma=0,1$); $1,6 \cdot 10^{-4}$ ($\gamma=7,07$)	
Mn-54	312,12 сут	0	0,004	0,836	
Co-60	5,2713 лет	0	0,0969	1,25 ($\gamma=2$)	
Zn-65	244,06 сут	0	0,0069	1,116($\gamma=0,5$); $0,5$ ($\gamma=0,02$)	
Kr-85	10,756 лет	0	0,2507	0,514 ($\gamma=0,004$)	
Kr-85m	4,48 ч	0	0,2549	0,175 ($\gamma=0,89$); $9,2 \cdot 10^{-4}$ ($\gamma=0,875$)	
Kr-87	76,3 мин	0	1,327	0,96 ($\gamma=0,825$); $8,2 \cdot 10^{-4}$ ($\gamma=2,1$)	

Продолжение таблицы 7.1

Радио- нуклид	Период по- лураспада	Альфа- излуче- ние, МэВ на распад	Элек- троны, средняя энергия, МэВ на распад	Фотоны, МэВ на распад основные энергии. В скоб- ках – квантовый выход γ на распад	Дочерние радионукли- ды, которые нужно учитывать в дозе
Kr-88	2,84 час	0	0,363	1,42 ($\gamma=1,37$)	⁸⁸ Rb
Rb-88	17,8 мин	0	2,07	1,57 ($\gamma=0,4$)	
Sr-90	28,79 лет	0	0,1957	0	⁹⁰ Y
Y-90	64,1 ч	0	0,9331	$1,2 \cdot 10^{-6}$	
Zr-95	64,032 сут	0	0,1185	0,7321	^{95m} Nb
Nb-95m	3,61 сут	0	0,18	0,2347 ($\gamma=0,26$); $8,0 \cdot 10^{-4}$ ($\gamma=7,98$)	
Nb-95	34,991 сут	0	0,0435	0,7656	
Tc-99	$2,11 \cdot 10^5$ лет	0	0,1013	$7,0 \cdot 10^{-7}$	
Ru-103	39,26 сут	0	0,066	0,5($\gamma=0,99$); $6 \cdot 10^{-3}$ ($\gamma=0,136$)	^{103m} Rh
Rh-103m	56,114 мин	0	0,0377	0,04 ($\gamma=6,8 \cdot 10^{-4}$); $1,69 \cdot 10^{-3}$ (малые энергии. $\gamma=1$)	
Ru-106	373,59 сут	0	0,01	0	¹⁰⁶ Rh
Rh-106	29,8 с	0	1,4111	0,6 ($\gamma=0,34$); $1,8 \cdot 10^{-3}$ ($\gamma=0,014$)	
Ag-110m	249,76 сут	0	0,0758	0,859($\gamma=3,21$); $1,36 \cdot 10^{-3}$ ($\gamma=0,21$)	¹¹⁰ Ag
Ag-110	24,6 с	0	1,1812	0,66 ($\gamma=0,045$)	
I-131	8,0207 сут	0	0,1918	0,38	
Xe-131m	11,84 сут	0	0,147	0,164 ($\gamma=0,02$); $1,42 \cdot 10^{-3}$ ($\gamma=12,25$)	
Xe-133	5,243 сут	0	0,1379	0,081($\gamma=0,38$); $1,98 \cdot 10^{-3}$ ($\gamma=8,23$)	
Xe-135	9,14 час	0	0,3208	0,26($\gamma=0,94$); $1,9 \cdot 10^{-3}$ ($\gamma=0,867$)	
Xe-138	14,08 мин	0	0,6596	0,91 ($\gamma=1,22$)	
Cs-134	2,0648 лет	0	0,1639	0,7 ($\gamma=2,23$)	
Cs-137	30,1671 лет	0	0,1884	$1,6 \cdot 10^{-6}$	^{137m} Ba
Ba-137m	2,552 мин	0	0,065	0,66($\gamma=0,90$); $1,75 \cdot 10^{-3}$ ($\gamma=1,45$)	

Окончание таблицы 7.1

Радионуклид	Период полураспада	Альфа-излучение, МэВ на распад	Электроны, средняя энергия, МэВ на распад	Фотоны, МэВ на распад основные энергии. В скобках – квантовый выход γ на распад	Дочерние радионуклиды, которые нужно учитывать в дозе
Ba-140	12,752 сут	0	0,32	0,325($\gamma=0,556$); $1,8 \cdot 10^{-3}$ (малые энергии)	^{140}La
La-140	1,6781 сут	0	0,5346	1,07($\gamma=2,14$)	
Ce-144	284,91 сут	0	0,0916	0,12 ($\gamma=0,13$); $2,1 \cdot 10^{-3}$ ($\gamma=1,49$)	Без дочерних
Ce-144 (С дочерн.)	284,91 сут	0	1,3	0,13($\gamma=0,108$); 0,03($\gamma=0,08$); 0,08($\gamma=0,0164$)	Учтены ^{144}Pr , ^{144m}Pr
Pb-210	22,2 лет	$7,0 \cdot 10^{-8}$	0,0404	0,0053	^{210}Bi
Bi-210	5,013 сут	$6,2 \cdot 10^{-7}$	0,3889	$3,0 \cdot 10^{-7}$	
Po-210	138,376 сут	5,4075	$1,0 \cdot 10^{-7}$	$1,0 \cdot 10^{-5}$	
Rn-222	3,8235 сут	5,5899	$1,0 \cdot 10^{-5}$	0,0004	
Ra-226	1600 лет	4,856	0,0039	0,0074	Без учёта дочерних
Ra-226 (С дочерними)	1600 лет	23,95	0,956	1,765($\gamma=0,159$); 1,1($\gamma=0,15$); 0,6($\gamma=0,461$); 0,35($\gamma=0,371$); 0,29($\gamma=0,192$) и др.	Учтены: ^{222}Rn , ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{218}At , ^{214}Bi , ^{214}Po
Th-228	1,913 лет	32,09	0,891	1,569	Учтены дочерние
Th-232	$1,41 \cdot 10^{10}$ лет	4,0688	0,0126	0,0015	
U-235	$7,04 \cdot 10^8$ лет	4,4693	0,053	0,179 ($\gamma=0,836$); $1,16 \cdot 10^{-3}$ ($\gamma=1,48$)	^{231}Th
U-238	$4,47 \cdot 10^9$ лет	4,2584	0,0092	0,0014	
Pu-239	$2,41 \cdot 10^4$ лет	5,2357	0,0075	0,0011 (малые энергии)	
Pu-240	$6,54 \cdot 10^3$ лет	5,243	0,011	$1,9 \cdot 10^{-3}$ (малые энергии)	
Am-241	432,2 лет	5,5712	0,0373	0,057 ($\gamma=0,38$); $7,2 \cdot 10^{-4}$ (малые энергии)	

7.2. Стандартные методы расчёта внутреннего облучения организмов биоты от инкорпорированных радионуклидов

Оценки дозы внутреннего облучения необходимы в радиационной терапии, диагностике с применением радиоизотопов, в задачах радиационной защиты человека и биоты от повреждающего действия ионизирующих излучателей. Дозиметрия внутреннего облучения природной биоты, накапливающей радионуклиды из загрязнённой окружающей среды, является достаточно сложной задачей, учитывая многообразие размеров и форм организмов.

Следуя стандартной методологии, разработанной Комиссией по медицинскому внутреннему облучению (MIRD) (Руководство, 1973; Loevinger, Berman, 1976) и принятой к использованию МКРЗ в Публикациях N.108 и N.136 (ICRP, 2008a, 2017), самопоглощение энергии в гомогенном теле от внутренней однородно распределённой активности радионуклидов может быть выражено в терминах поглощённой фракции φ от общей радиационной энергии, выделенной в теле.

Мощность дозы внутреннего облучения (мкГр/ч на Бк/кг) от излучения радионуклида, равномерно распределённого внутри тела с характерным размером R , и имеющего альфа-, бета- и гамма- компоненты излучения, может быть рассчитана с помощью формулы (7.2)

$$D = C_{per} \left[\sum E_{i\alpha} \cdot Y_{i\alpha} \cdot \varphi_{\alpha}(E_{i,\alpha}, R) + \sum E_{i\gamma} \cdot Y_{i\gamma} \cdot \varphi_{\gamma}(E_i, R) + \int E_{\beta} \cdot Y(E_{\beta}) \cdot \varphi_{\beta}(E, R) dE \right], \quad (7.2)$$

где E_i – энергия на распад, МэВ; $Y_i(E_i)$ – выход данной энергии, Бк⁻¹·с⁻¹; $\varphi(E, R)$ – поглощённая фракция излучения конкретного типа в объёме с характерным размером R ; $C_{per} = 5,76 \cdot 10^{-4}$ коэффициент пересчёта МэВ с⁻¹ в мГр·ч⁻¹. Первая сумма относится к альфа-излучению, вторая сумма – к гамма-излучению, интеграл – к бета-излучению, бета-спектр может быть заменён средней энергией спектра.

Хотя уравнение (7.2) выглядит простым, расчёт поглощённых фракций является сложной задачей. Поглощённые фракции $\varphi(E_i, R_i)$ зависят как от размера тела, так и от типа и энергии излучения. Таким образом, оценка величины поглощённой фракции $\varphi(R, E)$ является ключевой задачей для внутренней дозиметрии различных биообъектов. Поглощение ионизирующей энергии от излучателей, расположенных внутри организма, в значительной мере зависит от размера тела.

Ранние расчёты поглощённых фракций радиации были выполнены для простых случаев с использованием аналитических методов (Хайн, Браунелл, 1958; Руководство, 1973; Loevinger and Berman 1976). В данной книге расчёты доз, выполненные до 2008 года, проводились с использованием расчётных методов, изложенных в (Крышев, Сазыкина, 1986, 1990). В последующие годы расчёты доз проводились с использованием международного компьютерного комплекса ERICA Tool.

В настоящее время сложные компьютерные программы Монте-Карло, такие как MCNP, GEANT4 и др. (Briesmeister, 1993, 2000; Agostinelli et al., 2003; Amako et al., 2006), являются основными средствами для расчёта поглощённых фракций радиации в биологических объектах. Имеются многочисленные публикации, содержащие значения поглощённых фракций в биообъектах, рассчитанные компьютерными программами Монте-Карло (Stabin, Konijnenberg, 2000; Taranenko et al., 2004; Ulanovsky, Pröhl, 2006, 2008; Ulanovsky et al., 2008; Vives i Batlle et al., 2004, 2007, 2011; Amato et al., 2009 a,b; 2011). При сравнении разных программ Монте-Карло выяснилось, что результаты расчёта поглощённых фракций, полученные по разным программам, не идентичны для одних и тех же входных данных, различия в отдельных случаях могут быть более 10 % (Stabin, Konijnenberg, 2000; Yoriyaz et al., 2009). Становится очевидно, что компьютерные программы Монте-Карло дают некоторые аппроксимации поглощённых фракций, а не точные их значения. Причиной расхождений в программах являются многочисленные сеточные аппроксимации, ограничения на контроль движения модельных частиц, разные библиотеки ядерных данных, интерполяции между значениями параметров и др.

В радиационной дозиметрии природной биоты были опубликованы значения поглощённых фракций внутреннего облучения для ограниченного набора биологических сфер с массами от 10^{-6} до 10^3 кг (всего 10 размеров с 10-кратным интервалом) и 18 значений энергий электронов (Ulanovsky, Pröhl, 2008), расчёты были выполнены с использованием компьютерной системы MCNP4. Разнообразие форм и размеров организмов в природе очень велико, использование при расчёте дозовых нагрузок для каждого типа организмов компьютерных программ Монте-Карло является чрезмерно затратным. В связи с этим для других размеров биообъектов была предложена схема интерполяции между имеющимися данными расчётной сетки с использованием формул, включающих многочисленные подгоночные параметры. На основе

результатов перечисленных публикаций была создана европейская компьютерная система ERICA Tool, ставшая одним из основных инструментов расчёта доз на биоту в европейских странах и в РФ (Brown et al., 2008, 2016).

Та же методология и интерполяционные методы заложены и в современном электронном дополнении к Публикации 136 МКРЗ (ICRP, 2017), в котором рассчитываются значения дозовых коэффициентов по заданным размерам организма и заданному радионуклиду (доступ на интернет-сайте <http://biotaDC.icrp.org>).

Разнообразные методы интерполяции, применяемые в радиационной дозиметрии биообъектов, содержат большое число подгоночных параметров (от семи и более параметров), которые подгоняются таким образом, чтобы соответствовать в точках расчётной сетки дискретным значениям, полученным из программ Монте-Карло.

Европейская компьютерная программа ERICA Tool для оценок радиационной безопасности природной биоты

Компьютерная программа ERICA Tool (далее – ERICA) – это автоматизированная программная система, структура которой основана на комплексном подходе к оценке радиологического риска для биоты (Brown et al., 2008, 2016).

Интегрированный подход ERICA сочетает в себе элементы экологического менеджмента, характеристики рисков и оценки воздействия, основанные на принципах, разработанных в ходе европейских проектов FASSET (FASSET, 2003) и EPIC (EPIC, 2003). Центральное место в интегрированном подходе ERICA занимает количественная оценка экологического риска, посредством которого данные о переносе в окружающей среде и дозиметрия объединяются для получения меры воздействия, которая затем сравнивается с уровнями воздействия, при которых могут наблюдаться вредные последствия для биоты (Beresford et al., 2007; Larsson, 2008).

Интегрированный комплекс ERICA организован в виде трёх уровней с повышающейся сложностью рассмотрения радиоэкологической ситуации. Уровень I предназначен для упрощённой скрининговой оценки безопасности радиоэкологической ситуации путём сравнения существующих концентраций радионуклидов в окружающей среде с контрольными концентрациями. Уровень II предусматривает расчёт доз на отдельные референтные организмы из водных и наземных экосистем, используя значения параметров по умолчанию, либо значения,

задаваемые пользователем. Уровень III обеспечивает возможность более детального рассмотрения проблемных ситуаций, позволяет выполнить оценки неопределённости расчётов доз.

Подробное руководство по применению программы ERICA предоставляется в рамках программного обеспечения (на английском языке), которое вместе с описанием интегрированного подхода ERICA помогает пользователю сделать соответствующий выбор как в подготовке входных, так и в интерпретации выходных данных.

В настоящее время продолжается работа по совершенствованию программы ERICA, включая работы по осуществлению согласованности с разработками от МАГАТЭ и МКРЗ. В октябре 2021 года выпущена новая версия ERICA Tool 2.0. Программа ERICA находится в свободном доступе на веб-сайте: <https://erica-tool.com> с регулярными обновлениями. Новая версия программного комплекса ERICA Tool интегрирована с электронным калькулятором дозовых коэффициентов, входящем в дополнение к публикации ICRP 136 (доступно на сайте <https://biotaDC.icrp.org>); в программу включены дополнительные радионуклиды, обновлены данные по коэффициентам накопления радионуклидов в организмах.

Американский компьютерный комплекс «RESRAD-BIOTA» для оценок радиационной безопасности природной биоты

В США существует стандартная компьютерная система «RESRAD-BIOTA» для расчёта доз на биоту и оценок радиологического риска для окружающей среды (US DOE, 2004); программа доступна на сайте <http://resrad.evs.anl.gov/codes/resrad-biota>.

Система «RESRAD-BIOTA» используется в стандартной американской методологии проверки радиационной безопасности природной среды. Подробно эта методология изложена в обновлённой версии документа (US DOE, 2019).

7.3. Дозы от инкорпорированных α -излучателей

Поскольку длины пробега α -частиц в тканях очень малы и составляют не более десятков микрометров, то для организма макроскопических размеров вся энергия излучения поглощается внутри тела, т.е. поглощённая фракция φ равна 1. Расчёт мощности поглощённой дозы для макроорганизма соответствует случаю удельной мощности поглощённой дозы, создаваемой в бесконечном объёме биологической ткани, в

котором равномерно распределён радионуклид с удельной активностью C_α (Бк/кг). Величина мощности дозы α -излучения в бесконечной геометрии рассчитывается по формуле

$$P_\alpha^\infty = 5.76 \cdot 10^{-4} \cdot E_\alpha \cdot Y_\alpha \cdot C_\alpha, \quad (7.3)$$

где P_α – мощность поглощённой дозы, $\mu\text{Гр/час}$; E_α – энергия α -частицы (МэВ); Y_α – доля распадов радионуклида, сопровождающихся испусканием α -частицы с энергией E_α ; C_α – удельная активность радионуклида в организме, Бк/кг сырой массы. Если радионуклид испускает α -частицы с разными энергиями, то суммарная мощность дозы равна сумме от частиц всех энергий, характерных для данного радионуклида. Для упрощения расчёта вместо произведения $E_\alpha \cdot Y_\alpha$ можно использовать среднюю энергию на распад из дозиметрических таблиц справочников по радиационной защите, например (Машкович, Кудрявцева, 1995).

Пример. Рассчитать мощность дозы от ^{239}Pu на малька рыбы, если средняя энергия α -частиц равна 5,23 МэВ, а удельная активность радионуклида в теле равна 100 Бк/кг.

Ответ: $P_\alpha = (5,76 \cdot 10^{-4}) \cdot (5,23) \cdot (100) = 0,301 \mu\text{Гр/час}$.

Если организм имеет очень малый размер (например микроводоросль) порядка десятков микрометров, его можно аппроксимировать малой сферой радиуса r . Средняя мощность дозы внутри малой сферы вычисляется по формуле (Хайн, Браунелл, 1958):

$$P_\alpha^r = 0,75 \cdot \left(r / \bar{r}_\alpha \right) \cdot P_\alpha^\infty, \quad (7.4)$$

где $0,75r$ – средняя длина пробега α -частиц, испущенных внутри сферы радиуса r в пределах этой сферы; \bar{r}_α – средний пробег α -частицы данной энергии E_α в биологической ткани.

7.4. Дозы от инкорпорированных β -излучателей

Учитывая, что пробеги β -частиц в биологических тканях не превышают длин порядка 1–2 см, для организмов с размерами более нескольких десятков сантиметров (например лось, крупная рыба) мощность поглощённой дозы может быть рассчитана в бесконечной геометрии аналогично формуле мощности дозы от α -частиц:

$$P_\beta^\infty = 5.76 \cdot 10^{-4} \cdot \bar{E}_\beta \cdot C_r, \quad (7.5)$$

где P_β – мощность поглощённой дозы, $\mu\text{Гр}/\text{час}$; E_β – средняя энергия β -частиц (МэВ); C_r – удельная активность радионуклида в организме, Бк/кг сырой массы.

Для организмов размерами менее десятков сантиметров не вся энергия β -частиц, испущенных внутри тела, поглощается в его пределах, в этом случае используется формула с поглощённой фракцией $\varphi(E)$:

$$P_\beta^{int} = \varphi_\beta(E) \cdot P_\beta^\infty. \quad (7.6)$$

7.5. Дозы от инкорпорированных γ -излучателей

Оценка дозы внутреннего облучения биологического объекта при его равномерном загрязнении гамма-излучающим радионуклидом является сложной для аналитического расчёта методами прямого интегрирования точечных источников (Хайн, Браунелл, 1958; Руководство, 1973; Машкович, Кудрявцева, 1995). На практике расчёты дозовых коэффициентов внутреннего облучения проводятся с помощью компьютерных программ Монте-Карло. Для пользователей расчёт мощности дозы проводится с помощью простого умножения удельной активности радионуклида в теле C_r (Бк/кг) на дозовый коэффициент внутреннего облучения $DC_{орг,i}$ данного организма от i -го радионуклида (мкГр/ч на Бк/кг)

$$P_{орг,i}^{int} = DC_{орг,i} \cdot C_r. \quad (7.7)$$

Электронный калькулятор дозовых коэффициентов внутреннего облучения от равномерно инкорпорированного в теле радионуклида (альфа-, бета-, гамма-излучение) доступен онлайн на сайте <http://biotaDC.icrp.org>. Расчёт проводится по заданному радионуклиду для заданной массы и эллипсоидальной формы мягкотканного тела. Сайт является приложением к Публикации N.136 МКРЗ (ICRP, 2017). Кроме того, опубликованы таблицы значений дозовых коэффициентов внутреннего и внешнего облучения для референтных типов организмов (Ulanovsky, Pröhl, 2008).

Недостатками современных оценок доз на биологические объекты является их непрозрачность, большое число подгоночных параметров, многочисленные интерполяции, несоблюдение в ряде случаев размерностей физических величин, а также полная зависимость пользователей от компьютерных программ Монте-Карло без возможности их аналитической проверки.

7.6. Авторский метод экспресс-расчёта поглощённых фракций энергии инкорпорированных бета-излучателей в мягких биологических объектах

Понимание несовершенства существующих стандартных методов расчёта доз на биологические объекты побудило авторов (Т.Г. Сазыкина и А.И. Крышев) к разработке собственных аналитических методов расчёта внутреннего облучения биологических тел (Sazykina, Kryshev, 2021; Сазыкина, Крышев, 2021).

Основная цель авторов состояла в создании метода прямого аналитического расчёта поглощённых фракций без применения компьютерного моделирования Монте-Карло, а также без введения многочисленных подгоночных параметров.

Новый метод изложен применительно к биообъектам из мягкой биологической ткани на примере излучателей моноэнергетических электронов. Излучатель моноэнергетических электронов предполагается равномерно распределённым в биообъекте. Метод первоначально изложен для сферических биообъектов и далее расширен на несферические выпуклые тела – эллипсоиды и цилиндры.

Анализ литературы и обширных зарубежных баз данных значений поглощённых фракций электронного излучения в сферических биообъектах показал, что значения поглощённых фракций $\varphi_{\beta}(R, E)$, представленные для различных размеров объектов и энергий электронов, демонстрируют нелинейные зависимости как от радиуса R , так и от энергии E в виде однотипных гладких кривых, смещённых относительно друг друга для разных R и E и изменяющихся в диапазоне значений $[0, 1]$, как показано на рис. 7.1. При рассмотрении серий однотипных графиков $\varphi_{\beta}(R, E)$ возникает очевидный вопрос – возможно ли с помощью масштабирования добиться объединения смещённых однотипных кривых в единую универсальную кривую? Ответ – да, это возможно при специальном масштабировании.

Ещё в 1960-х годах Д.П. Осанов и Г.Б. Радзиевский (Osanov et al., 1969; Осанов, 1990) предположили возможность существования универсальной кривой для изучаемых ими дозовых распределений от широких пучков моноэнергетических электронов при использовании масштабирования расстояний на длины пробега электронов. Применяя гипотезу об универсальной кривой к задаче расчёта поглощённых фракций электронного излучения, был сделан вывод о целесообразности

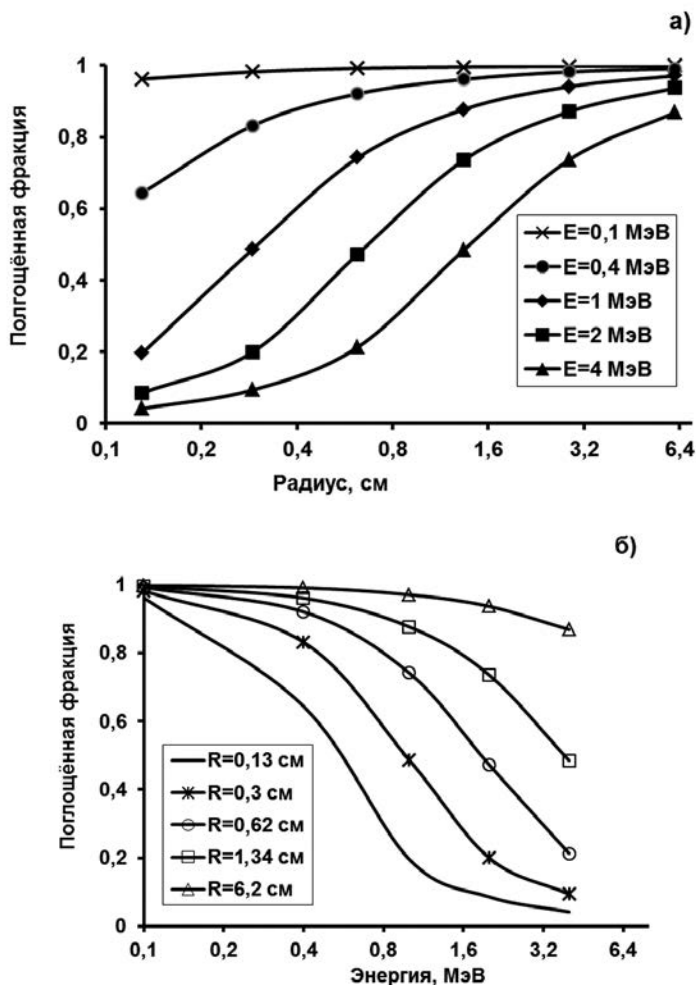


Рис. 7.1. Типичные графики поглощённых фракций электронов в биологических сферах как функции радиуса (а) и энергии (б). Эмиттер моноэнергетических электронов предполагается равномерно распределённым внутри сферы. Построено по данным из (Stabin, Konijnenberg 2000).

масштабирования размера биообъекта на $\varphi_{\beta}(R, E)$ среднюю длину пробега ионизирующих частиц (моноэнергетических электронов) в биологической ткани с преобразованием радиуса сферы R в безразмерный эффективный радиус R_{eff} .

Для моноэнергетических электронов $R_{\beta, eff} = R/\Lambda(E_{\beta})$, где $\Lambda(E_{\beta})$, см – длина пробега электрона с начальной энергией E_{β} в мягкой биологической ткани. Значения $\Lambda(E_{\beta})$ являются стандартными табличными величинами, они рассчитаны для разных материалов, включая мягкие биологические ткани. Справочные таблицы длин пробегов электронов разных энергий в мягкой биологической ткани приведены в табл. 7.2, также они доступны на сайте <http://physics.nist.gov>, близкие данные для воды имеются в справочниках по радиационной дозиметрии (Машкович, Кудрявцева, 1995; Berger, 1999).

После масштабирования функция $\varphi_{\beta}(E, R)$, зависящая от двух аргументов (энергия и радиус), превращается в функцию одного аргумента $\varphi_{\beta}(R_{eff})$, которая описывает одну «универсальную кривую» значений поглощённых фракций электронного излучения.

Построение реальной универсальной кривой было выполнено с использованием имеющихся в литературе больших массивов значений поглощённых фракций, рассчитанных с помощью современных компьютерных программ Монте-Карло.

В литературе имеются многочисленные публикации, содержащие обширные массивы значений поглощённых фракций моноэнергетических электронов для больших диапазонов энергий и размеров сферических биообъектов, рассчитанные современными программами Монте-Карло (Stabin, Konijnenberg, 2000; Ulanovsky and Pröhl, 2006, 2008; Ulanovsky et al., 2008; Amato et al., 2009; 2011). Для этих массивов, принятых за референтные данные, было выполнено вышеуказанное масштабирование и построен единый график $\varphi_{\beta}(E, R)$ (см. рис. 7.2). Как и ожидалось, сотни индивидуальных значений $\varphi_{\beta}(E, R)$ из баз данных после масштабирования слились в единую гладкую «универсальную кривую» поглощённых фракций. Таким образом подтвердилось утверждение, что функция φ_{β} после масштабирования стала зависеть не от двух, а от одного аргумента $R_{\beta, eff}$ объединяющего в себе информацию как о размере объекта, так и об энергии излучения.

Следующей задачей был выбор формулы, адекватно описывающей «универсальную кривую». Очевидно, что в соответствии со специфической формой универсальной кривой новая расчётная формула для $\varphi_{\beta}(R_{\beta, eff})$, должна иметь следующие свойства:

- функция одного аргумента $R_{\beta, eff}$;
- гладкая кривая, изменяющаяся в пределах [0, 1];
- функция с насыщением по величине $R_{\beta, eff}$.

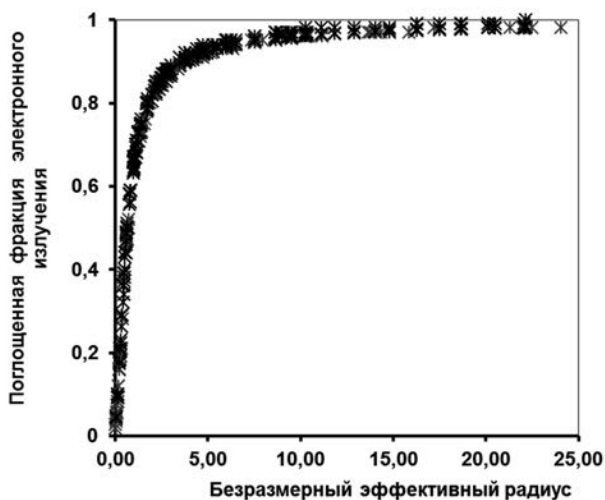


Рис. 7.2. Фрагмент универсальной кривой поглощённых долей электронного излучения в мягкотканых сферах (Сазыкина, Крышев, 2021)

Простейшей математической формулой кривой с насыщением, удовлетворяющей перечисленным выше свойствам, является зависимость типа формулы Моно (см. главу 4).

В наших работах (Sazykina, Kryshev, 2021; Сазыкина, Крышев, 2021) было показано, что уравнения для расчёта поглощённой доли для моноэнергетических электронов и сферических биообъектов имеют вид

$$\varphi_{\beta}(R_{\beta,eff}) = \frac{1}{1 + \frac{0,5 \cdot \theta_{\beta}(R_{\beta,eff})}{R_{\beta,eff}}}; \quad (7.8)$$

$$R_{\beta,eff} = \frac{R}{\Lambda(E_{\beta})};$$

$$\theta_{\beta}(R_{\beta,eff}) = \exp(1 - R_{\beta,eff}), \text{ если } R_{\beta,eff} < 1;$$

$$\theta_{\beta}(R_{\beta,eff}) = 1, \text{ если } R_{\beta,eff} \geq 1,$$

где $\varphi_{\beta}(R_{\beta,eff})$ – поглощённая доля электронного излучения в сфере радиуса R (см); $R_{\beta,eff} = R/\Lambda(E_{\beta})$ – масштабированный эффективный радиус сферы (безразмерный); $\Lambda(E_{\beta})$ – пробег электрона в мягкой

биологической ткани, см; $\theta_{\beta}(R_{\beta, eff})$ – корректирующая аналитическая функция, отличная от 1 при $R_{\beta, eff} < 1$.

С помощью (7.8), поглощённые фракции φ_{β} могут быть рассчитаны непосредственно без подгоночных параметров и без применения методов Монте-Карло.

Для малых биообъектов формулу (7.8) можно ещё больше упростить. Для малых радиусов ($R_{\beta, eff} < 1$) разложение в ряд Тейлора экспоненциального члена в корректирующей функции $\theta_{\beta}(R_{\beta, eff})$ даёт следующую аппроксимацию:

$$\varphi_{\beta}(R_{\beta, eff}) \cong 0,74R_{\beta, eff} + 0,19(R_{\beta, eff})^2. \quad (7.9)$$

Компьютерная линейная аппроксимация референтных данных для малых сфер даёт выражение $\varphi = 0,74R_{\beta, eff}$; ($R^2 = 0,9992$).

Аналитические значения поглощённых фракций были рассчитаны для сферических тел, содержащих инкорпорированные равномерно распределённые излучатели моноэнергетических электронов, соответствующих референтным массивам поглощённых фракций. Аналитические значения сравнивали с рекомендованными значениями Монте-Карло из медицинской дозиметрии, опубликованными в (Stabin, Konijnenberg, 2000), и с данными по дозиметрии биоты (Ulanovsky, Pröhl, 2006). На рис. 7.3 представлены корреляции (Сазыкина, Крышев, 2021) между аналитическими значениями $\varphi_{\beta}(R_{\beta, eff})$ для сферических биообъектов и референтными значениями из публикаций разных авторов: рис. 7.3а показывает корреляцию с данными (Stabin, Konijnenberg, 2000) (расчёты Монте-Карло по программе MCNP); рис. 7.3б – корреляцию между аналитическими значениями и данными (Ulanovsky, Pröhl, 2006). Сравнивались значения поглощённых фракций для одинаковых значений энергии электронов и одинаковых размеров сфер.

Корреляционный анализ подтверждает хорошее согласие аналитического расчёта с независимыми международными данными, соотношение аналитических данных с расчётными описывается линейной зависимостью $Y = kX$, где величина k составляет значения 0,99 – 1, коэффициенты корреляции – выше 99 %. Относительные отклонения между значениями в большинстве случаев малы (меньше 5 %), за исключением малых сфер (с массой менее 0,01 г) при энергиях электронов 1 – 4 МэВ, где аналитический метод даёт значения на 12 – 15 % выше, чем значения Монте-Карло; однако в абсолютном выражении эти различия очень малы (около 0,005 – 0,03).

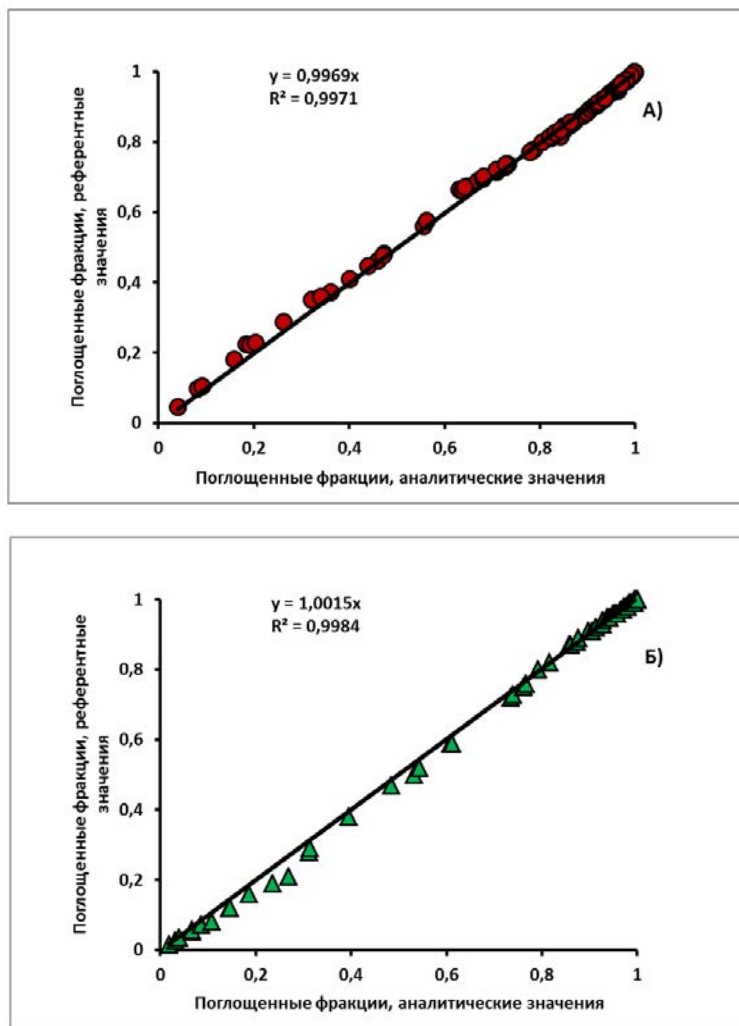


Рис.7.3. Сопоставление аналитических и референтных значений поглощённых фракций электронов (Сазыкина, Крышев, 2021): А) Сравнение с данными (Stabin, Konijnenberg, 2000); Б) сравнение с данными (Ulanovsky, Pröhl 2006).

В радиационной дозиметрии для случаев непрерывного энергетического спектра бета-излучения радионуклида обычно производится аппроксимация спектра дискретным значением, равным средней энергии бета-излучения. При необходимости более точного расчёта может

170

быть произведена более детальная аппроксимация непрерывного бета-спектра.

Расширение метода для экспресс-расчёта поглощённых фракций электронного излучения в эллипсоидах

В радиационной дозиметрии биоты большинство расчётов необходимо производить для тел несферической формы, преимущественно для эллипсоидов и цилиндров, аппроксимирующих животные организмы. Для распространения новой методологии на эллипсоидные тела был адаптирован аппроксимационный метод, разработанный в работах Э. Амато с соавторами (Amato et al., 2009, 2011). Сущность метода Амато следующая: поглощённая фракция электронов в эллипсоидном биообъёме равна поглощённой фракции в суррогатной сфере, имеющей то же отношение «объём/площадь поверхности», что и исходный эллипсоид. В этом случае радиус суррогатной сферы предлагается рассчитывать через отношение объём/площадь по формуле (7.10) (см публикацию (Amato et al., 2009, 2011)):

$$\rho = 3 \frac{V}{S}, \quad (7.10)$$

где ρ – радиус суррогатной сферы; V – объём; S – площадь поверхности исходного эллипсоида. В предельном случае, когда эллипсоид превращается в сферу, $\rho = R$.

Для эллипсоида с полуосями a , b , c объём V_{el} и площадь поверхности S_{el} рассчитываются по формулам

$$V_{el} = \frac{4}{3} \pi \cdot a \cdot b \cdot c;$$

$$S_{el} \cong 4\pi \left[\frac{(a \cdot b)^p + (a \cdot c)^p + (b \cdot c)^p}{3} \right]^{\frac{1}{p}}; p = \ln 3 / \ln 2 \cong 8/5.$$

Эффективность подхода «эквивалентных поглощённых фракций» была проверена его авторами компьютерными расчётами с помощью программ Монте-Карло (Amato et al., 2009, 2011). Следует отметить, что из математического анализа распределения длин хорд в выпуклых телах следует, что средняя длина хорд является линейной функцией от отношения «объём/поверхность» (Kellerer, 1984, 1985). Таким образом, радиус суррогатной сферы, описанный уравнением (7.10), коррелирует со средней длиной хорды в эллипсоидах и других выпуклых телах.

Таблица 7.2

Значения средних длин пробега электронов в мягкой биологической ткани (см) в зависимости от энергии излучения (с сайта <http://physics.nist.gov>)

Начальная кинетическая энергия электронов, МэВ	Средняя длина пробега электрона в мягкой биологической ткани, $\Lambda(E_\beta)$, см	Начальная кинетическая энергия электронов, МэВ	Средняя длина пробега электрона в мягкой биологической ткани, $\Lambda(E_\beta)$, см
1,00E-02	2,54E-04	2,50E+00	1,26E+00
1,25E-02	3,76E-04	3,00E+00	1,53E+00
1,50E-02	5,20E-04	3,50E+00	1,80E+00
1,75E-02	6,83E-04	4,00E+00	2,06E+00
2,00E-02	8,65E-04	4,50E+00	2,32E+00
2,50E-02	1,28E-03	5,00E+00	2,58E+00
3,00E-02	1,77E-03	5,50E+00	2,83E+00
3,50E-02	2,33E-03	6,00E+00	3,08E+00
4,00E-02	2,95E-03	7,00E+00	3,58E+00
4,50E-02	3,63E-03	8,00E+00	4,07E+00
5,00E-02	4,36E-03	9,00E+00	4,55E+00
5,50E-02	5,15E-03	1,00E+01	5,03E+00
6,00E-02	6,00E-03	1,25E+01	6,18E+00
7,00E-02	7,84E-03	1,50E+01	7,29E+00
8,00E-02	9,87E-03	1,75E+01	8,37E+00
9,00E-02	1,21E-02	2,00E+01	9,42E+00
1,00E-01	1,44E-02	2,50E+01	1,14E+01
1,25E-01	2,10E-02	3,00E+01	1,33E+01
1,50E-01	2,84E-02	3,50E+01	1,51E+01
1,75E-01	3,66E-02	4,00E+01	1,68E+01
2,00E-01	4,53E-02	4,50E+01	1,85E+01
2,50E-01	6,43E-02	5,00E+01	2,01E+01
3,00E-01	8,50E-02	5,50E+01	2,16E+01
3,50E-01	1,07E-01	6,00E+01	2,30E+01
4,00E-01	1,30E-01	7,00E+01	2,58E+01
4,50E-01	1,54E-01	8,00E+01	2,83E+01
5,00E-01	1,78E-01	9,00E+01	3,07E+01
5,50E-01	2,03E-01	1,00E+02	3,30E+01

Окончание таблицы 7.2

Начальная кинетическая энергия электронов, МэВ	Средняя длина пробега электрона в мягкой биологической ткани, $\Lambda(E_\beta)$, см	Начальная кинетическая энергия электронов, МэВ	Средняя длина пробега электрона в мягкой биологической ткани, $\Lambda(E_\beta)$, см
6,00E-01	2,29E-01	1,25E+02	3,81E+01
7,00E-01	2,81E-01	1,50E+02	4,26E+01
8,00E-01	3,33E-01	1,75E+02	4,66E+01
9,00E-01	3,87E-01	2,00E+02	5,03E+01
1,00E+00	4,41E-01	2,50E+02	5,66E+01
1,25E+00	5,77E-01	3,00E+02	6,21E+01
1,50E+00	7,15E-01	3,50E+02	6,68E+01
1,75E+00	8,52E-01	4,00E+02	7,11E+01
2,00E+00	9,88E-01	4,50E+02	7,48E+01
2,50E+00	1,26E+00	5,00E+02	7,83E+01
3,00E+00	1,53E+00	5,50E+02	8,14E+01
3,50E+00	1,80E+00	6,00E+02	8,43E+01
4,00E+00	2,06E+00	7,00E+02	8,95E+01
4,50E+00	2,32E+00	8,00E+02	9,41E+01
5,00E+00	2,58E+00	9,00E+02	9,82E+01
5,50E+00	2,83E+00	1,00E+03	1,02E+02
В таблице $E^n = 10^n$			

Поскольку уравнение (7.8) расчёта поглощённых фракций электронов применимо для сферических тел, оно равным образом применимо и для суррогатных сфер, имеющих те же «эквивалентные поглощённые фракции», как у эллипсоидов. Поэтому нами предложено более общее определение для безразмерного эффективного радиуса $R_{\beta,eff}$ в форме (7.11):

$$R_{\beta,eff} = \frac{(3 \frac{V}{S})}{\Lambda(E_\beta)}, \quad (7.11)$$

где V и S – объём и площадь поверхности рассматриваемого биообъёма.

При использовании уравнения (7.8) с эффективным радиусом (7.11) расчёт поглощённых фракций электронов можно проводить аналитически как для сферических, так и эллипсоидных биологических

тел. Обобщённая формулировка эффективного радиуса (7.11) отражает важность баланса между поглощением радиации внутри тела (что пропорционально объёму) и её выходом за пределы тела, (что пропорционально площади поверхности).

Расширение метода для экспресс-расчёта поглощённых фракций электронного излучения в телах цилиндрической формы

Методика Э. Амато была разработана для аппроксимации поглощённых фракций электронного излучения в сферах и эллипсоидах. Представляет интерес дальнейшее расширение применимости нашего нового экспресс-метода для расчёта поглощённых фракций электронного излучения в телах цилиндрической формы. Так же, как сфера и эллипсоид, цилиндр является выпуклым телом и для него величина средней хорды пропорциональна отношению «объём тела/площадь», т.е. V/S . Аналогично формуле (7.11) для эллипсоидов, радиус суррогатной сферы для цилиндра радиусом r и высотой h рассчитывается по формулам

$$R_{\text{супп}}^{(u)} = 3 \frac{V_{\text{ц}}}{S_{\text{ц}}}; V_{\text{ц}} = \pi \cdot r^2 \cdot h; \quad (7.12)$$

$$S_{\text{ц}} = 2\pi \cdot r \cdot (r + h),$$

где $V_{\text{ц}}$ и $S_{\text{ц}}$ – объём и площадь поверхности рассматриваемого цилиндра.

На рис. 7.4 представлены корреляции между аналитическими значениями поглощённых фракций электронов, рассчитанными по формулам (7.8) и (7.12) для мягкотканых цилиндров и независимыми референтными значениями, полученными с помощью современной компьютерной программы Монте-Карло GEANT4 в публикации (Rahman et al., 2013). Сравнение показывает хорошую применимость аналитического метода для объектов цилиндрической формы.

На рис. 7.5 представлено более детальное сопоставление величин поглощённых фракций электронов для разных объёмов цилиндров (от 1 до 10^5 см^3 , $h = 1,5 r$) для нескольких значений энергий электронов – 0,1; 1 и 4 МэВ; тестовые данные взяты из (Rahman et al., 2013), аналитические значения рассчитаны с помощью формул (7.8), (7.12). Как видно из представленных данных, новый метод имеет приемлемую работоспособность для выпуклых биологических тел, включая сферы, эллипсоиды и цилиндры, что позволяет рассчитывать поглощённые фракции электронов для большинства объектов животного мира.

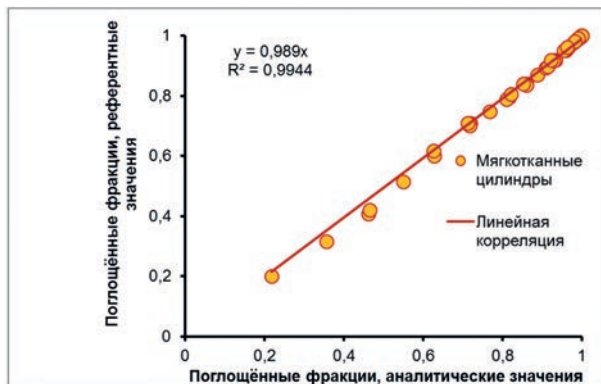


Рис. 7.4. Корреляции между аналитическими значениями поглощённых фракций электронного излучения (мягкотканые цилиндры) и референтными данными из (Rahman et al., 2013)

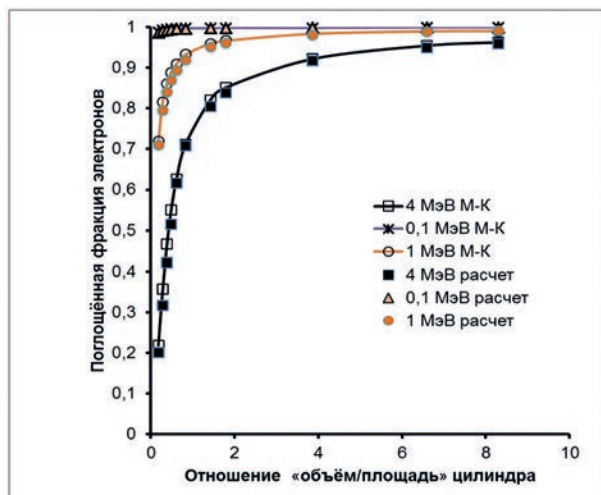


Рис. 7.5. Аналитические значения поглощённых фракций электронов в телах цилиндрической формы в зависимости от соотношения объёма и площади; сравнение с референтными данными из (Rahman et al., 2013), полученными по программе Монте-Карло (М-К)

Пример расчёта дозового коэффициента внутреннего облучения для организма эллипсоидной формы

Водный организм (рыба) имеет форму эллипсоида с осями 30:6:6 см; масса тела равна 565 грамм. Рыба предполагается

загрязнённой излучателем электронов ^{32}P , равномерно распределённым внутри тела рыбы. Радионуклид ^{32}P излучает электроны с энергией 0,6948 МэВ; средний пробег электронов в биоткани составляет 0,28 см (см. табл. 7.2). Требуется рассчитать дозовый коэффициент внутреннего облучения DC_{int} (^{32}P) от радионуклида для рыбы данного размера. Объём (V) и площадь поверхности (S) рыбы равны $V = 565 \text{ см}^3$ и $S = 449 \text{ см}^2$. Из уравнения (7.10) радиус суррогатной сферы равен $\rho = 3(V/S) = 3,78 \text{ см}$, масса суррогатной сферы – 225,4 грамм. Поглощённая фракция электронов, рассчитанная по (7.8) и (7.10), равна $\phi_\beta = 0,965$. Дозовый коэффициент внутреннего облучения рассчитывается по формуле (7.2). Аналитически рассчитанное значение равно $DC_{int} (^{32}\text{P}) = 3,86 \cdot 10^{-4} \text{ мкГр час}^{-1}$ на Бк кг^{-1} . Это хорошо соответствует референтному значению $3,88 \cdot 10^{-4} \text{ мкГр час}^{-1}$ на Бк кг^{-1} , полученному из электронного калькулятора на сайте (<http://biotaDC.icrp.org>).

Примеры применения нового метода для расчёта дозовых коэффициентов внутреннего облучения (DC_{int}) водных организмов эллипсоидальной формы

Техника расчёта дозовых коэффициентов внутреннего облучения DC_{int} (мкГр час^{-1} на Бк кг^{-1}) может быть продемонстрирована на примере трёх техногенных бета-излучающих радионуклидов, поступающих в окружающую среду со сбросами предприятий ядерной индустрии: ^{32}P , ^{90}Y , ^{99}Tc . Характеристики радиоактивного распада радионуклидов были взяты из Публикации N.107 МКРЗ (ICRP, 2008). Расчёты были выполнены для референтных морских организмов, их репрезентативные размеры и массы представлены в табл. 7.3. Удельные активности радионуклидов в организмах предполагались равными 1 Бк/кг с равномерным распределением внутри тела. Эллипсоидальные формы организмов аппроксимировались эквивалентными суррогатными сферами согласно уравнению (7.10). Поглощённые фракции излучения рассчитывались по уравнениям (7.8) и (7.10); дозовые коэффициенты рассчитывались по уравнению (7.2).

В табл. 7.4 представлены рассчитанные аналитически значения DC_{int} в сопоставлении с референтными значениями, полученными с помощью электронного калькулятора – приложения к публикации 136 МКРЗ (ICRP, 2017). Очевидно, что аналитические значения дозовых коэффициентов хорошо соответствуют референтным значениям.

Таблица 7.3

Морфометрические характеристики репрезентативных водных (морских) организмов. Форма и массы организмов взяты из (Ulanovsky, Pröhl, 2008; ICRP, 2003)

Организм	Полные оси эллипсоида, см			Масса, г	Радиус суррогатной сферы по (7.10), см
	a	b	c		
Зоопланктон	0,62	0,61	0,31	$6,14 \cdot 10^{-2}$	0,22
Моллюск	5	2,5	2,5	16,4	1,46
Пелагическая рыба	30	6	6	565	3,78
Краб	20	10	10	1050	5,86
Донная рыба	40	25	2,5	1310	2,43
Морская черепаха	85	39	80	$1,39 \cdot 10^5$	28,84
Морское млекопитающее	180	44	44	$1,82 \cdot 10^5$	27,45

Таблица 7.4

Дозовые коэффициенты внутреннего облучения (DC) репрезентативной морской биоты, мкГр час⁻¹ на Бк кг⁻¹, рассчитанные новым аналитическим методом в сравнении с референтными значениями из электронного дополнения к Публикации 136 МКРЗ (<http://biotaDC.icrp.org>)

Организм	⁹⁰ У (E=0,9331 МэВ)		³² P (E=0,6948 МэВ)		⁹⁹ Tc (E=0,1013 МэВ)	
	Аналит. значение	Референт. значение	Аналит. значение	Референт. значение	Аналит. значение	Референт. значение
Зоопланктон	$2,15 \cdot 10^{-4}$	$1,93 \cdot 10^{-4}$	$2,3 \cdot 10^{-4}$	$1,95 \cdot 10^{-4}$	$5,65 \cdot 10^{-5}$	$5,57 \cdot 10^{-5}$
Моллюск	$4,75 \cdot 10^{-4}$	$4,64 \cdot 10^{-4}$	$3,65 \cdot 10^{-4}$	$3,63 \cdot 10^{-4}$	$5,81 \cdot 10^{-5}$	$5,79 \cdot 10^{-5}$
Пелагическая рыба	$5,12 \cdot 10^{-4}$	$5,12 \cdot 10^{-4}$	$3,86 \cdot 10^{-4}$	$3,88 \cdot 10^{-4}$	$5,82 \cdot 10^{-5}$	$5,82 \cdot 10^{-5}$
Краб	$5,2 \cdot 10^{-4}$	$5,18 \cdot 10^{-4}$	$3,91 \cdot 10^{-4}$	$3,91 \cdot 10^{-4}$	$5,83 \cdot 10^{-5}$	$5,83 \cdot 10^{-5}$
Донная рыба	$4,98 \cdot 10^{-4}$	$4,89 \cdot 10^{-4}$	$3,79 \cdot 10^{-4}$	$3,79 \cdot 10^{-4}$	$5,82 \cdot 10^{-5}$	$5,81 \cdot 10^{-5}$
Морская черепаха	$5,34 \cdot 10^{-4}$	$5,34 \cdot 10^{-4}$	$3,99 \cdot 10^{-4}$	$3,99 \cdot 10^{-4}$	$5,84 \cdot 10^{-5}$	$5,84 \cdot 10^{-5}$
Морское млекопитающее	$5,34 \cdot 10^{-4}$	$5,34 \cdot 10^{-4}$	$3,99 \cdot 10^{-4}$	$3,99 \cdot 10^{-4}$	$5,84 \cdot 10^{-5}$	$5,84 \cdot 10^{-5}$

7.7. Авторский метод экспресс-расчёта поглощённых фракций энергии инкорпорированных гамма-излучателей в мягких биологических объектах

В дозиметрии гамма-излучения, рассеяние и поглощение энергии фотонов зависит от нескольких процессов (Хайн, Браунелл, 1958; Машкович, Кудрявцева, 1995; Shultis, Faw, 1996; Stabin, 2007). При низких значениях энергии фотонов (менее 0,1 МэВ) доминирует поглощение энергии за счёт фотоэффекта; энергия фотона поглощается орбитальным электроном, который выбрасывается из атома. При энергиях фотонов выше 0,1 МэВ важное значение приобретает комптоновское рассеяние – фотон рассеивается на орбитальных электронах, постепенно теряя энергию при нескольких актах рассеяния. При энергиях фотонов выше 2 МэВ фотоны могут производить электронно-позитронные пары, которые сами производят новые фотоны.

Полный линейный коэффициент ослабления $\mu(E)$ объединяет вклады механизмов фотоэффекта, комптоновского рассеяния и образования пар. Этот коэффициент характеризует диссипацию энергии в поглощающей среде в расчёте на единицу расстояния. Величина коэффициента ослабления имеет размерность (см^{-1}) . Средняя длина пробега фотонов в поглощающей среде определяется как $\lambda = 1/\mu$. В дальнейших расчётах $\mu(E)$ определяется из табл. 7.5, 7.6 для так называемых массовых коэффициентов ослабления $\mu(E)/\rho$ путём их умножения на плотность ρ соответствующей биологической ткани.

Поглощение энергии в поглощающей среде на единицу расстояния определяется линейным коэффициентом поглощения энергии $\mu_{en}(E)$, см^{-1} . Коэффициент μ_{en} включает поглощение энергии фотоэлектронов, комптоновских электронов и электрон-позитронных пар. Средняя длина поглощения энергии фотона в материале определяется как $\lambda_{en} = 1/\mu_{en}$. В дальнейших расчётах $\mu_{en}(E)$ определяется из таблиц 7.5, 7.6 для так называемых массовых коэффициентов поглощения $\mu_{en}(E)/\rho$ путём их умножения на плотность ρ соответствующей биологической ткани. Плотности тканей и их состав даются согласно (ICRU, 1993).

Табличные значения массовых коэффициентов $\mu(E)/\rho$ и $\mu_{en}(E)/\rho$ для разных материалов доступны на сайте <http://physics.nist.gov>, значения для воды, мягкой животной биологической ткани, ткани лёгких и костей приведены в табл. 7.5 – 7.6.

Дальнейшее изложение метода приведено для случая мягкой биологической ткани с плотностью $\rho = 1 \text{ г см}^{-3}$.

Для расширения нашей новой методологии на дозиметрию гамма-излучения необходимо определить параметры масштабирования расстояний, характерные для поглощения фотонов в тканях.

Естественные параметры для масштабирования расстояний в дозиметрии фотонного излучения – средняя длина пробега фотона $\lambda = 1/\mu$ и средняя длина поглощения энергии $\lambda_{en} = 1/\mu_{en}$ в биологической ткани. Учитывая, что относительный вклад различных процессов зависит от начальной энергии фотона E , целесообразно использовать оба масштабирующих параметра при конструировании новой формулы расчёта поглощённых фракций в биообъектах, заполненных излучателем моноэнергетических фотонов.

Для расчёта поглощённых фракций энергии фотонов в сферических объектах, разработано уравнение, в целом напоминающее формулу (7.8) для поглощённых фракций электронов, но в отличие от неё в уравнении для гамма-излучателя используются комбинация двойного масштабирования и двух безразмерных параметров: «радиус масштабированный на длину пробега λ », т.е. μR ; и «радиус масштабированный на длину поглощения энергии λ_{en} », т.е. $\mu_{en} R$. В результате двойного масштабирования, уравнение (7.13) для поглощённых фракций фотонов оказывается немного более сложным, чем уравнение (7.8) для поглощённых фракций электронов (Сазыкина, Крышев, 2022):

$$\varphi_{\gamma}(\mu_{en}, \mu, R) = \frac{1}{1 + \frac{0,5 \cdot \theta_{\gamma}(\mu R)}{\mu R} + \frac{0,5 \cdot \theta_{\gamma}(\mu_{en} R)}{\mu_{en} R}}; \quad (7.13)$$

$$\theta_{\gamma}(Z) = \exp(1 - Z), \text{ если } Z < 1;$$

$$\theta_{\gamma}(Z) = 1, \text{ если } Z \geq 1,$$

где $\varphi_{\gamma}(\mu_{en}, \mu, R)$ – поглощённая фракция энергии фотонов в мягкотканной сфере радиуса R при равномерном распределении излучателя моноэнергетических фотонов в сфере; $\theta_{\gamma}(\mu R)$ и $\theta_{\gamma}(\mu_{en} R)$ – корректирующие аналитические функции, применяемые в случаях, когда реальный радиус R короче, чем длина пробега фотона $1/\mu$ или длина поглощения энергии $1/\mu_{en}$.

В формуле (7.13) слагаемое, зависящее от $\mu_{en} R$, отвечает за поглощение энергии, а слагаемое, зависящее от μR , отвечает за комптоновское рассеяние.

Расчёт поглощённых фракций в сферах при более высоких энергиях фотонов (0,1 – 5 МэВ)

При начальных энергиях фотонов выше 0,1 МэВ комптоновское рассеяние становится важным процессом, поэтому уравнение (7.13) является базовой формулой для расчёта поглощённых фракций. Если радиус сферы R достаточно велик ($R > 1/\mu_{en}$), экспоненциальные члены в формуле равны единице и уравнение трансформируется в простую форму с единственным параметром – эффективным радиусом $R_{\gamma,eff}$, как показано в формуле (7.14):

$$\varphi_{\gamma}(R_{\gamma,eff}) = \frac{1}{1 + \frac{0,5}{R_{\gamma,eff}}}; \quad (7.14)$$

$$R_{\gamma,eff} = \frac{R}{\frac{1}{\mu_{en}} + \frac{1}{\mu}};$$

$$R \geq \frac{1}{\mu_{en}}; R \geq \frac{1}{\mu}; R_{\gamma,eff} \geq 0,5,$$

где $R_{\gamma,eff}$ – масштабированный «эффективный радиус» для расчёта поглощения энергии фотонов в биологической сфере.

Эффективный радиус $R_{\gamma,eff}$ объединяет в себе информацию как об энергии фотонов, процессах поглощения и рассеяния энергии, так и о размере сферы. В результате, первоначальное уравнение (7.13) трансформируется в функцию одного безразмерного аргумента $R_{\gamma,eff}$ (см. (7.14)).

Можно показать, что для меньших сфер ($R_{\gamma,eff} < 0,5$) базовое уравнение (7.13) достаточно точно аппроксимируется более простым уравнением (7.15), тоже с одним аргументом $R_{\gamma,eff}$:

$$\varphi_{\gamma}(R_{\gamma,eff}) = \frac{1}{1 + \frac{0,5 \exp(1 - 2R_{\gamma,eff})}{R_{\gamma,eff}}}; \quad (7.15)$$

$$R_{\gamma,eff} = \frac{R}{\frac{1}{\mu_{en}} + \frac{1}{\mu}};$$

$$\exp(1 - 2R_{\gamma,eff}) = 1, \text{ если } R_{\gamma,eff} \geq 0,5.$$

При $R_{\gamma, eff} \geq 0,5$ уравнение (7.15) переходит в уравнение (7.14).

Выражения (7.14) – (7.15) предсказывают, что должна существовать универсальная кривая значений поглощённых фракций фотонов с начальными энергиями выше $E > 0,1$ МэВ, имеющая форму гладкой кривой одного аргумента с насыщением, полунасыщение ожидается при значении $R_{\gamma, eff} = 0,5$.

Расчёт поглощённых фракций в сферах при более низких энергиях фотонов (0,01 – 0,1 МэВ)

Для более низких энергий фотонов, а также для малых сфер ($R < 1/\mu$) комптоновское рассеяние не играет большой роли, поэтому можно использовать упрощение формулы (7.13) без учёта комптоновского рассеяния (см. формулу (7.16))

$$\varphi_{\gamma, low}(\mu_{en} \cdot R) \cong \frac{1}{1 + \frac{0,5 \cdot \theta_{\gamma}(\mu_{en} R)}{\mu_{en} R}}; \quad (7.16)$$

$$\theta_{\gamma}(\mu_{en} R) = \exp(1 - \mu_{en} R), \text{ если } \mu_{en} R < 1;$$

$$\theta_{\gamma}(\mu_{en} R) = 1, \text{ если } \mu_{en} R \geq 1.$$

Таблица 7.5

Значения массовых коэффициентов ослабления $\mu(E)/\rho$ и поглощения энергии $\mu_{en}(E)/\rho$ для мягкой биологической ткани и воды в зависимости от энергии фотонного излучения (с сайта <http://physics.nist.gov>)

Начальная энергия фотонов	Мягкая биологическая ткань (ICRU 4-компонентная). Плотность $\rho = 1 \text{ г см}^{-3}$		Вода жидкая. Плотность $\rho = 1 \text{ г см}^{-3}$	
	$\mu/\rho, \text{ см}^2/\text{г}$	$\mu_{en}/\rho, \text{ см}^2/\text{г}$	$\mu/\rho, \text{ см}^2/\text{г}$	$\mu_{en}/\rho, \text{ см}^2/\text{г}$
1,00E-03	3,83E+03	3,82E+03	4,08E+03	4,07E+03
1,50E-03	1,29E+03	1,28E+03	1,38E+03	1,37E+03
2,00E-03	5,76E+02	5,74E+02	6,17E+02	6,15E+02
3,00E-03	1,79E+02	1,78E+02	1,93E+02	1,92E+02
4,00E-03	7,68E+01	7,60E+01	8,28E+01	8,19E+01
5,00E-03	3,95E+01	3,88E+01	4,26E+01	4,19E+01

Окончание таблицы 7.5

Начальная энергия фотонов	Мягкая биологическая ткань (ICRU 4-компонентная). Плотность $\rho = 1 \text{ г см}^{-3}$		Вода жидкая. Плотность $\rho = 1 \text{ г см}^{-3}$	
	$\mu/\rho, \text{ см}^2/\text{г}$	$\mu_{\text{en}}/\rho, \text{ см}^2/\text{г}$	$\mu/\rho, \text{ см}^2/\text{г}$	$\mu_{\text{en}}/\rho, \text{ см}^2/\text{г}$
6,00E-03	2,28E+01	2,23E+01	2,46E+01	2,41E+01
8,00E-03	9,60E+00	9,16E+00	1,04E+01	9,92E+00
1,00E-02	4,94E+00	4,56E+00	5,33E+00	4,94E+00
1,50E-02	1,56E+00	1,27E+00	1,67E+00	1,37E+00
2,00E-02	7,62E-01	5,07E-01	8,10E-01	5,50E-01
3,00E-02	3,60E-01	1,44E-01	3,76E-01	1,56E-01
4,00E-02	2,61E-01	6,47E-02	2,68E-01	6,95E-02
5,00E-02	2,22E-01	3,99E-02	2,27E-01	4,22E-02
6,00E-02	2,03E-01	3,05E-02	2,06E-01	3,19E-02
8,00E-02	1,81E-01	2,53E-02	1,84E-01	2,60E-02
1,00E-01	1,69E-01	2,50E-02	1,71E-01	2,55E-02
1,50E-01	1,49E-01	2,73E-02	1,51E-01	2,76E-02
2,00E-01	1,36E-01	2,94E-02	1,37E-01	2,97E-02
3,00E-01	1,18E-01	3,16E-02	1,19E-01	3,19E-02
4,00E-01	1,05E-01	3,25E-02	1,06E-01	3,28E-02
5,00E-01	9,59E-02	3,27E-02	9,69E-02	3,30E-02
6,00E-01	8,87E-02	3,25E-02	8,96E-02	3,28E-02
8,00E-01	7,79E-02	3,18E-02	7,87E-02	3,21E-02
1,00E+00	7,00E-02	3,07E-02	7,07E-02	3,10E-02
1,25E+00	6,26E-02	2,94E-02	6,32E-02	2,97E-02
1,50E+00	5,70E-02	2,81E-02	5,75E-02	2,83E-02
2,00E+00	4,89E-02	2,58E-02	4,94E-02	2,61E-02
3,00E+00	3,93E-02	2,26E-02	3,97E-02	2,28E-02
4,00E+00	3,37E-02	2,04E-02	3,40E-02	2,07E-02
5,00E+00	3,00E-02	1,89E-02	3,03E-02	1,92E-02
6,00E+00	2,74E-02	1,79E-02	2,77E-02	1,81E-02
8,00E+00	2,40E-02	1,64E-02	2,43E-02	1,66E-02
1,00E+01	2,19E-02	1,55E-02	2,22E-02	1,57E-02
1,50E+01	1,91E-02	1,42E-02	1,94E-02	1,44E-02
2,00E+01	1,79E-02	1,36E-02	1,81E-02	1,38E-02

Таблица 7.6

Значения массовых коэффициентов ослабления $\mu(E)/\rho$ и поглощения энергии $\mu_{en}(E)/\rho$ для ткани лёгких и костной ткани в зависимости от энергии E фотонного излучения (с сайта <http://physics.nist.gov>)

Начальная энергия фотонов E , МэВ	Ткань лёгких. Плотность ткани с воздухом $\rho = 0,26 \text{ г см}^{-3}$		Костная ткань. $\rho = 1,92 \text{ г см}^{-3}$	
	μ/ρ , см ² /г	μ_{en}/ρ , см ² /г	μ/ρ , см ² /г	μ_{en}/ρ , см ² /г
1,00E-03	3,80E+03	3,79E+03	3,78E+03	3,77E+03
1,04E-03	3,47E+03	3,46E+03	3,45E+03	3,44E+03
1,07E-03	3,16E+03	3,16E+03	3,15E+03	3,14E+03
1,07E-03	3,18E+03	3,17E+03	3,16E+03	3,15E+03
1,50E-03	1,28E+03	1,28E+03	2,43E+03	2,43E+03
2,00E-03	5,75E+02	5,73E+02	1,87E+03	1,87E+03
2,15E-03	4,71E+02	4,69E+02	1,88E+03	1,88E+03
2,15E-03	4,75E+02	4,73E+02	1,30E+03	1,29E+03
2,30E-03	3,88E+02	3,87E+02	5,87E+02	5,85E+02
2,47E-03	3,17E+02	3,15E+02	4,82E+02	4,80E+02
2,47E-03	3,23E+02	3,21E+02	7,11E+02	6,96E+02
2,64E-03	2,67E+02	2,65E+02	5,92E+02	5,79E+02
2,82E-03	2,20E+02	2,19E+02	4,91E+02	4,81E+02
2,82E-03	2,25E+02	2,23E+02	4,96E+02	4,86E+02
3,00E-03	1,89E+02	1,87E+02	2,96E+02	2,90E+02
3,61E-03	1,10E+02	1,09E+02	1,33E+02	1,30E+02
3,61E-03	1,13E+02	1,11E+02	1,30E+02	1,27E+02
4,00E-03	8,31E+01	8,18E+01	3,33E+02	3,01E+02
5,00E-03	4,30E+01	4,21E+01	1,92E+02	1,76E+02
6,00E-03	2,50E+01	2,43E+01	1,17E+02	1,09E+02
8,00E-03	1,06E+01	1,01E+01	5,32E+01	4,99E+01
1,00E-02	5,46E+00	5,07E+00	2,85E+01	2,68E+01
1,50E-02	1,72E+00	1,42E+00	9,03E+00	8,39E+00
2,00E-02	8,32E-01	5,74E-01	4,00E+00	3,60E+00

Окончание таблицы 7.6

3,00E-02	3,82E-01	1,64E-01	1,33E+00	1,07E+00
4,00E-02	2,70E-01	7,29E-02	6,66E-01	4,51E-01
5,00E-02	2,27E-01	4,39E-02	4,24E-01	2,34E-01
6,00E-02	2,05E-01	3,28E-02	3,15E-01	1,40E-01
8,00E-02	1,83E-01	2,63E-02	2,23E-01	6,90E-02
1,00E-01	1,70E-01	2,55E-02	1,86E-01	4,59E-02
1,50E-01	1,49E-01	2,75E-02	1,48E-01	3,18E-02
2,00E-01	1,36E-01	2,95E-02	1,31E-01	3,00E-02
3,00E-01	1,18E-01	3,17E-02	1,11E-01	3,03E-02
4,00E-01	1,05E-01	3,25E-02	9,91E-02	3,07E-02
5,00E-01	9,61E-02	3,27E-02	9,02E-02	3,07E-02
6,00E-01	8,88E-02	3,26E-02	8,33E-02	3,05E-02
8,00E-01	7,80E-02	3,18E-02	7,31E-02	2,97E-02
1,00E+00	7,01E-02	3,08E-02	6,57E-02	2,88E-02
1,25E+00	6,27E-02	2,94E-02	5,87E-02	2,75E-02
1,50E+00	5,71E-02	2,81E-02	5,35E-02	2,62E-02
2,00E+00	4,90E-02	2,59E-02	4,61E-02	2,42E-02
3,00E+00	3,94E-02	2,26E-02	3,75E-02	2,15E-02
4,00E+00	3,37E-02	2,05E-02	3,26E-02	1,98E-02
5,00E+00	3,01E-02	1,90E-02	2,95E-02	1,86E-02
6,00E+00	2,75E-02	1,79E-02	2,73E-02	1,79E-02
8,00E+00	2,41E-02	1,64E-02	2,47E-02	1,70E-02
1,00E+01	2,20E-02	1,55E-02	2,31E-02	1,64E-02
1,50E+01	1,92E-02	1,43E-02	2,13E-02	1,59E-02
2,00E+01	1,79E-02	1,37E-02	2,07E-02	1,57E-02
E ⁿ = 10 ⁿ				

Формула (7.16) напоминает формулу (7.8) для поглощённых фракций электронов за исключением использования другого масштабирующего параметра. Такое сходство не является удивительным, поскольку фотоны представляют косвенно ионизирующее излучение, и выбитые ими из атомов электроны фактически обуславливают поглощение ионизирующей энергии.

Поглощённые фракции фотонов для относительно малых мягкотканых сфер

В биологических сферах с радиусами, значительно меньше, чем $1/\mu_{en}$, комптоновское рассеяние практически отсутствует даже при достаточно больших энергиях ($0,1 < E < 2$ МэВ). Поэтому формула (7.16) пригодна для расчёта поглощённых фракций фотонов для сфер с радиусами $\mu_{en} R \ll 1$ (приблизительно $\mu_{en} R < 0,3$). Для очень малых сфер разложение формулы (7.16) в ряд Тейлора даёт простую линейную аппроксимацию

$$\varphi_{\gamma}(\mu_{en}, R) \cong 0,74\mu_{en} R. \quad (7.17)$$

Выражение (7.17) практически совпадает с теоретической формулой, полученной Хаббардом (Hubbard, 1974) для поглощённых фракций в малых сферах в предположении отсутствия рассеяния.

Учитывая, что величина μ_{en} приблизительно равна 0,03 при энергиях фотонов выше 0,1 МэВ, получается, что простая формула (7.17) может использоваться для биообъектов с массой до 1 – 1,5 кг.

Тестирование аналитической методологии расчёта поглощённых фракций для энергий фотонов выше 0,1 МэВ

Расчёты по новой методологии были сопоставлены с референтными массивами значений поглощённых фракций фотонов $\varphi_{\gamma}(E, R)$, рассчитанными по программам Монте-Карло. Референтные данные были разделены на две группы по уровням энергии фотонов: а) энергии, превышающие 0,1 МэВ; б) фотоны с более низкими энергиями от 0,01 до 0,1 МэВ.

В соответствии с новой методологией референтные наборы данных поглощённых фракций фотонов из публикаций (Stabin, Konijnenberg, 2000; Amato et al., 2009; 2011; Ulanovsky, Pröhl, 2006) были подвергнуты процедуре масштабирования размеров. В качестве масштабированного радиуса сферического тела было использовано выражение $R_{\gamma,eff} = R/(1/\mu + 1/\mu_{en})$, т.е. реальный радиус R заменялся на безразмерный эффективный радиус $R_{\gamma,eff}$, рассчитанный для дискретного значения энергии фотонов, соответствующего референтному значению поглощённой фракции. После масштабирования референтные данные были размещены на графике, значения $R_{\gamma,eff}$ откладывали на горизонтальной оси X, поглощённые фракции энергии фотонов – на оси Y, как показано

на рис. 7.6. Как предсказала новая методология, многочисленные значения поглощённых фракций объединились в единую «универсальную кривую» $\varphi_{\gamma}(R_{\gamma, eff})$.

Существование «универсальной кривой» для поглощённых фракций фотонов демонстрирует универсальный характер поглощения энергии фотонов в тканях. Обнаруженное явление является весьма важным для гамма-дозиметрии. Следует, однако, отметить, что референтные поглощённые фракции, рассчитанные с помощью разных программ Монте-Карло, не абсолютно идентичны и имеют свои погрешности, как видно из рис. 7.6.

Теоретическая универсальная кривая поглощённых фракций для энергий фотонов выше 0,1 МэВ была рассчитана с помощью уравнений (7.13) – (7.15) для таких же размеров сфер и энергий фотонов, как и референтные данные, аналитические значения представлены на рис. 7.7а в сравнении с масштабированными референтными данными. Корреляции между референтными и аналитическими значениями для энергий фотонов 0,1 – 5 МэВ показаны на рис. 7.8а, соотношение между значениями аппроксимируется прямой линией $y(x) = 1,006x$, коэффициент корреляции – выше 99 %.

Тестирование аналитической методологии расчёта поглощённых фракций для низких значений энергий фотонов (0,01 – 0,1 МэВ)

В диапазоне энергий фотонов 0,01 – 0,1 МэВ значения μ и μ_{en} сильно зависят от энергии E : при увеличении E значения обоих параметров быстро снижаются, при этом значения μ_{en} уменьшаются более значительно; отношение параметров μ_{en}/μ снижается от единицы при $E=0,01$ МэВ до $\mu_{en}/\mu = 0,148$ при $E = 0,1$ МэВ. В результате масштабирующий параметр $(1/\mu_{en} + 1/\mu)$ практически определяется только $1/\mu_{en}$.

В референтных базах данных радиусы сфер были отмасштабированы, получены значения эффективных радиусов $R_{\gamma, eff} = R/(1/\mu + 1/\mu_{en})$. Масштабированные данные для диапазона энергий 0,01 – 0,1 МэВ были размещены на графике (рис. 7.7б): значения аргумента $R_{\gamma, eff}$ – на оси X , а значения поглощённых фракций φ_{γ} – на оси Y . В графическом представлении для более низких энергий фотонов референтные данные образуют серию близкорасположенных кривых, смещённых вдоль оси X , которые при увеличении энергии фотонов сливаются в одну «универсальную кривую» при приближении к $E = 0,1$ МэВ.

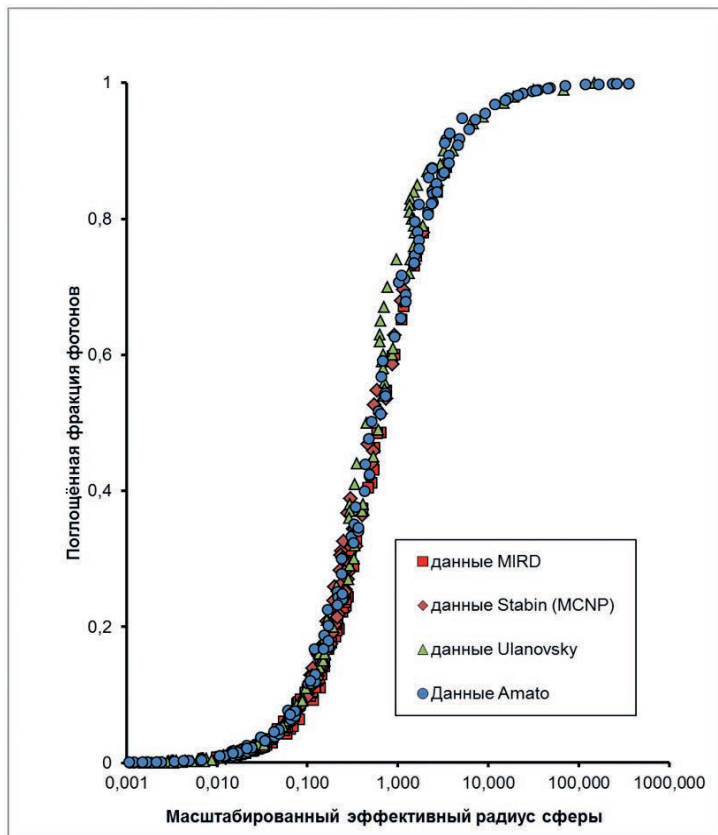


Рис. 7.6. Универсальная кривая поглощённых долей фотонного излучения, построенная из масштабированных референтных данных. На оси абсцисс расположены значения эффективных безразмерных радиусов: $R_{\text{eff}} = R / (1/\mu + 1/\mu_{\text{en}})$.

Эмиттер моноэнергетических фотонов равномерно распределён в объёме биологической сферы. Значения поглощённых долей фотонов взяты из публикаций: «данные MIRD» – из памфлетов MIRD N.3,8 (Brownell et al., 1968; Ellett, Humes, 1972); «данные Stabin (MCNP)» – из публикации (Stabin, Konijnenberg, 2000); значения «данные Ulanovsky» – из (Ulanovsky, Pröhl, 2006); значения «данные Amato» – из (Amato et al., 2009).

В целом объединённая кривая φ_γ для низких энергий фотонов выглядит как «универсальная кривая» с некоторым утолщением в верхней части. Аналитические расчёты по уравнению (7.13) показаны на рис. 7.7б в сопоставлении с тестовыми значениями; расчёт даёт такое же специфическое утолщение в верхней части кривой, как и тестовые

данные. Более простое уравнение (7.16), в котором рассеяние не учитывается, даёт хорошую аппроксимацию нижней части кривой поглощённых фракций, однако более сглажено описывает верхнюю часть кривой, соответствующую более крупным сферам, для которых рассеяние не является пренебрежимо малым даже при малых значениях энергий фотонов (см. рис. 7.7б).

Корреляции между референтными данными для мягкотканых сфер (данные из памфлетов MIRD (Stabin, Konijnenberg, 2000) и рассчитанными аналитически поглощёнными фракциями представлены на рис. 7.8б, эти корреляции показывают однозначное соответствие между референтными и аналитически рассчитанными значениями, которое аппроксимируется прямой линией $Y(X) = 1,006 \cdot X$; коэффициент корреляции превышает 99 %.

Более детально анализ точности расчёта в сравнении с референтными данными для различных энергий и разных размеров биологических сфер показан в табл. 7.7.

Поскольку значения поглощённых фракций, полученные с помощью разных программ Монте-Карло, несколько различаются, референтные данные представлены в таблице в виде диапазона значений, отклонения аналитических данных рассчитывали относительно значений, приведённых в публикациях MIRD в виде отношений $\varphi_{y, \text{analyt}} / \varphi_{y, \text{ref}}$. Как видно из табл. 7.7, различия между аналитическими и референтными данными, как правило, находятся в пределах неопределённости самих референтных данных, за исключением малых сфер, где аналитические значения заметно выше (в отдельных случаях – на порядок), чем расчёт по Монте-Карло, по-видимому, из-за трудностей компьютерного расчёта малых объектов методом Монте-Карло; хотя в абсолютном выражении различия малы, составляя около 0,005 – 0,03. Следует отметить, что наши аналитические значения для относительно малых сфер ($R \ll 1/\mu$) соответствуют формуле Хаббарда (Hubbard, 1974) для малых сфер, а данные Монте-Карло оказываются значительно ниже.

Соответствие между аналитическими и референтными данными показано более детально на рис. 7.9, где представлены примеры графиков зависимости поглощённых фракций от энергии фотонов для малой сферы с радиусом 0,62 см (а), и более крупной сферы с радиусом 10 см (б). Как видно из рис. 7.9, аналитические и референтные кривые хорошо совпадают при всех энергиях фотонов, включая характерный клювообразный участок при малых энергиях.

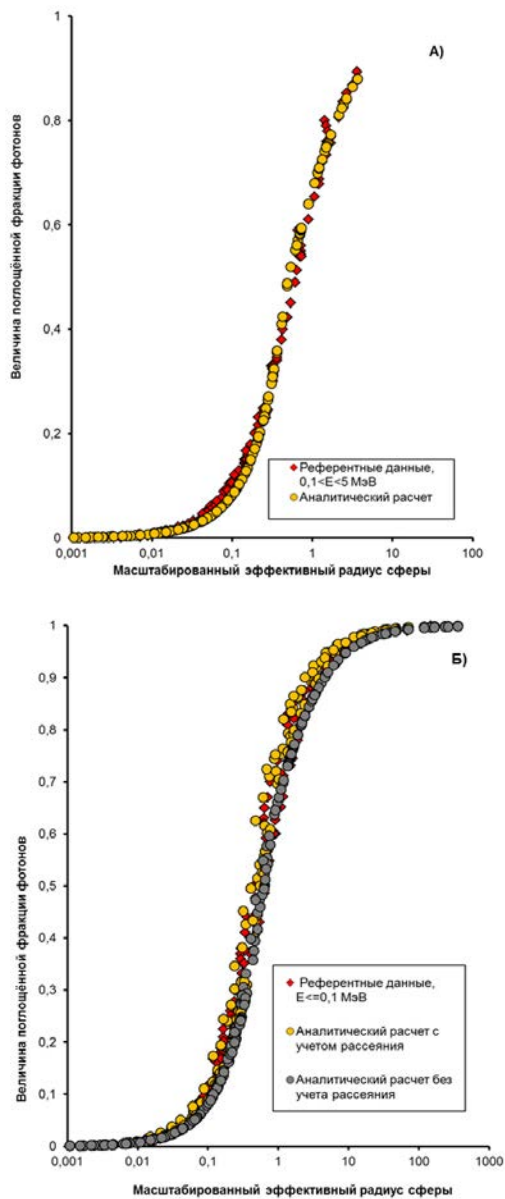


Рис. 7.7. Универсальные кривые поглощённых фракций фотонов для отдельных диапазонов энергий: А) энергии $0,1-5$ МэВ; Б) более низкие энергии $0,01 < E < 0,1$ МэВ. Представлены аналитически рассчитанные значения поглощённых фракций фотонов в сравнении с референтными данными.

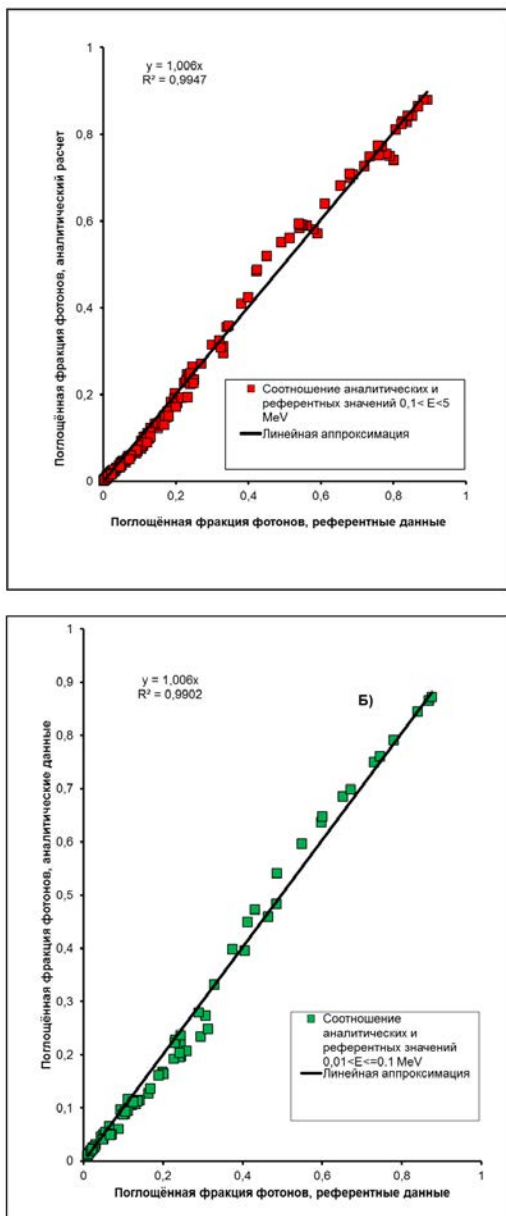


Рис. 7.8. Корреляции между масштабированными референтными данными и аналитическими значениями поглощённых фракций энергии фотонов: А) энергии фотонов (0,1 – 5 МэВ); Б) низкие энергии (0,01 – 0,1 МэВ).

Таблица 7.7

Сравнение аналитических и средних референтных значений поглощённых фракций моноэнергетических фотонов в мягких биологических сферах. Аналитические значения рассчитаны по формулам (7.13) – (7.17); разброс и средние референтные значения получены из референтных баз данных.

Масса сферы, грамм	Радиус сферы, см	Аналитическое значение поглощённой фракции, $\varphi_{\gamma,analyt}$	Среднее референтное значение, $\varphi_{average}$	Разброс значений по программе и Монте-Карло	Отношение $\varphi_{\gamma,analyt} / \varphi_{average}$
Энергия фотонов 0,02 МэВ					
10	1,337	0,398	0,372	0,364 – 0,383	1,07
100	2,879	0,636	0,598	0,586 – 0,61	1,06
500	4,924	0,75	0,738	0,731 – 0,75	1,01
1 000	6,203	0,791	0,78	0,78 – 0,797	1,01
5 000	10,608	0,866	0,87	0,868 – 0,88	0,995
100 000	28,794	0,95	0,95	0,95	1
Энергия фотонов 0,06 МэВ					
10	1,337	0,0306	0,0327	0,027 – 0,036	0,936
100	2,879	0,066	0,079	0,069 – 0,087	0,836
500	4,924	0,114	0,152	0,131 – 0,167	0,75
1 000	6,203	0,144	0,20	0,167 – 0,219	0,72
5 000	10,608	0,248	0,345	0,294 – 0,375	0,72
100 000	28,794	0,609	0,7	0,7	0,87
1 000 000	62,035	0,79	0,85	0,85	0,93
Энергия фотонов 0,1 МэВ					
10	1,337	0,026	0,025	0,021 – 0,028	1,04
100	2,879	0,054	0,064	0,06 – 0,067	0,84
500	4,924	0,093	0,114	0,099 – 0,122	0,82
1 000	6,203	0,118	0,15	0,125 – 0,16	0,786
5 000	10,608	0,212	0,259	0,227 – 0,289	0,82
100 000	28,794	0,556	0,594	0,568 – 0,62	0,94
1 000 000	62,035	0,756	0,81	0,81	0,93
Энергия фотонов 0,662 МэВ					
10	1,337	0,032	0,0283	0,024 – 0,031	1,13
100	2,879	0,069	0,067	0,066 – 0,07	1,03
500	4,924	0,118	0,116	0,115 – 0,117	1,01

Окончание таблицы 7.7

Масса сферы, грамм	Радиус сферы, см	Аналитическое значение поглощённой фракции, $\varphi_{\gamma,analyt}$	Среднее референтное значение, $\varphi_{average}$	Разброс значений по программе и Монте-Карло	Отношение $\varphi_{\gamma,analyt} / \varphi_{average}$
1 000	6,203	0,148	0,143	0,143 – 0,144	1,03
3 000	8,947	0,190	0,195	0,195 – 0,206	0,97
5 000	10,608	0,23	0,23	0,228 – 0,24	1,0
Энергия фотонов 1 МэВ					
10	1,337	0,031	0,028	0,028	1,1
100	2,879	0,066	0,062	0,062	1,06
500	4,924	0,116	0,12	0,12	0,97
1 000	6,203	0,14	0,13	0,13	1,07
5 000	10,608	0,193	0,23	0,23	0,84
100 000	28,794	0,53	0,49	0,49	1,08
1 000 000	62,035	0,726	0,72	0,72	1
Энергия фотонов 1,46 – 1,5 МэВ					
10	1,337	0,028	0,0227	0,021 – 0,024	1,2
100	2,879	0,062	0,056	0,054 – 0,061	1,1
500	4,924	0,106	0,1	0,095 – 0,104	1,06
1 000	6,203	0,13	0,121	0,12 – 0,125	1,07
5 000	10,608	0,183	0,202	0,201 – 0,204	0,91
100 000	28,794	0,48	0,45	0,45	1,06
1 000 000	62,035	0,7	0,68	0,68	1,03
Энергия фотонов 2,75 МэВ					
10	1,337	0,026	0,016	0,015 – 0,017	1,6
100	2,879	0,057	0,044	0,041 – 0,05	1,29
1 000	6,203	0,122	0,1	0,095 – 0,106	1,2
5 000	10,608	0,15	0,165	0,163 – 0,167	0,9
Энергия фотонов 3 МэВ					
100 000	28,794	0,395	0,38	0,38	1,04
1 000 000	62,035	0,64	0,61	0,61	1,05
Энергия фотонов 5 МэВ					
100 000	28,794	0,32	0,32	0,32	1,0
1 000 000	62,035	0,59	0,55	0,55	1,07

Таким образом, новая методология показала свою эффективность в теоретическом прогнозировании и практическом построении

универсальной кривой для поглощённых фракций фотонов в биологических сферических телах, а также было получено математическое описание кривой с помощью простых аналитических решений. Теоретические значения поглощённых фракций, полученные с помощью уравнений (7.13) – (7.17) хорошо совпадают с референтными данными. Важно отметить, что хорошая точность результатов достигается простыми математическими средствами без применения компьютерных программ Монте-Карло и без применения техники интерполяции с подгоночными параметрами.

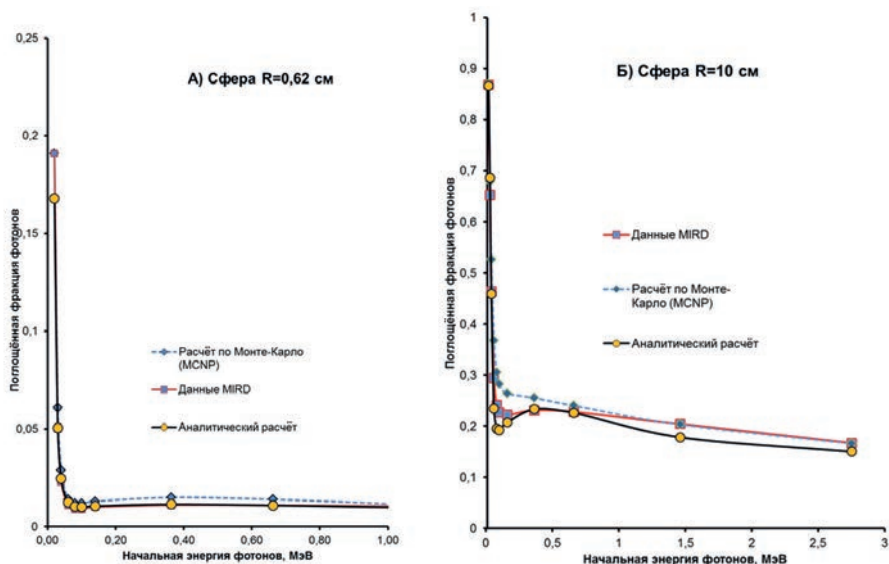


Рис. 7.9. Поглощённые фракции как функции энергий фотонов: сравнение аналитических и референтных значений из (Stabin, Konijnenberg, 2000): а) мягкотканная сфера с радиусом $R=0,62$ см; б) сфера с радиусом $R=10$ см. Эмиттер моноэнергетических фотонов распределён равномерно внутри сферы.

Расширение новой методологии расчёта поглощения энергии фотонов на несферические выпуклые биообъекты (эллипсоиды)

Э. Амато с соавторами (Amato et al., 2009, 2011) был разработан оригинальный метод преобразования данных по поглощённым фракциям электронного и фотонного излучения, полученным для сфер, на эллипсоиды. Мы приняли к использованию метод Амато для расширения применимости новой методологии для эллипсоидных тел. Согласно

Амато (Amato et al., 2009), поглощённая фракция фотонов в эллипсоиде эквивалентна поглощённой фракции в сфере, имеющей такое же отношение «объём/площадь поверхности», как у исходного эллипсоида (см. формулу (7.10)).

Описанный выше метод расчёта поглощённых фракций энергии фотонов в сферах может быть равным образом использован и для суррогатных сфер, имитирующих эллипсоиды.

Расчёт дозовых коэффициентов внутреннего облучения для репрезентативных типов животных от бета- и гамма-излучающих радионуклидов равномерно распределённых в мягких тканях

Практические оценки доз облучения для биоты, населяющей радиоактивно загрязнённые территории, могут быть выполнены при наличии информации о дозовых коэффициентах внутреннего облучения (мкГр час⁻¹ на Бк кг⁻¹) для представительных типов биоты от биологически важных радионуклидов. Для демонстрации применимости нового подхода к расчёту доз на биоту были рассчитаны дозовые коэффициенты для трёх наземных животных (крыса, олень, утка) при их внутреннем загрязнении гамма-излучающими радионуклидами, которые могут присутствовать в выбросах и сбросах предприятий ядерной индустрии – ⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ¹³⁴Cs.

Характеристики радиоактивного распада радионуклидов были взяты из Публикации N.107 МКРЗ (ICRP, 2008б), размеры и массы животных приведены в табл. 7.8. Каждый радионуклид предполагался равномерно распределённым в организме с активностью 1 Бк кг⁻¹. Эллипсоидные тела были аппроксимированы суррогатными сферами по формуле (7.10), их радиусы даны в таблице 7.8. Поглощённые фракции фотонов были рассчитаны по формулам (7.16) для более мелких животных (крыса и утка) и по формуле (7.13) – для крупного животного (олень). Значения дозовых коэффициентов внутреннего облучения (DC_{int}) для животных с характерным размером R рассчитывали по стандартной формуле (7.2).

В табл. 7.9 представлены значения DC_{int} для выбранных организмов и радионуклидов, рассчитанные с помощью новой методологии в сравнении с референтными данными из электронного калькулятора – дополнения к Публикации N.136 МКРЗ (ICRP 2017). Как видно из табл. 7.9, аналитические значения дозовых коэффициентов хорошо соответствуют референтным значениям.

Таблица 7.8

Морфометрические характеристики репрезентативных наземных организмов. Размеры и массы тел взяты из (Ulanovsky and Pröhl, 2008; ICRP, 2003)

Организм	Эллипсоид, полные оси, см			Масса организма, кг	Радиус суррогатной сферы, см
	a	b	c		
Крыса	20	6	5	0,314	3,375
Олень	130	60	60	245	35,5
Утка	30	10	8	1,26	5,47

Таблица 7.9

Дозовые коэффициенты внутреннего облучения (DC_{int}), мкГр час⁻¹ на Бк·кг⁻¹, для репрезентативных наземных организмов, рассчитанные аналитически по новой методологии в сравнении с референтными данными из электронного дополнения к публикации 136 МКРЗ (<http://biotaDC.icrp.org>)

Организм	⁵⁴ Mn		⁶⁰ Co		¹³⁴ Cs	
	(DC_{int}) аналит.	Референтное значение	(DC_{int}) аналит.	Референтное значение	(DC_{int}) аналит.	Референтное значение
Крыса	4,18·10 ⁻⁵	4,47·10 ⁻⁵	1,62·10 ⁻⁴	1,68·10 ⁻⁴	1,68·10 ⁻⁴	1,73·10 ⁻⁴
Олень	2,98·10 ⁻⁴	2,87·10 ⁻⁴	8,9·10 ⁻⁴	8,52·10 ⁻⁴	6,5·10 ⁻⁴	6,33·10 ⁻⁴
Утка	6,65·10 ⁻⁵	6,93·10 ⁻⁵	2,28·10 ⁻⁴	2,36·10 ⁻⁴	2,14·10 ⁻⁴	2,2·10 ⁻⁴

7.8. Методы расчёта внешнего облучения биоты в окружающей среде

Внешнее облучение биоты при радиоактивном загрязнении окружающей среды может осуществляться по следующим путям облучения: для водных организмов – внешнее облучение от водной массы, от донных отложений, от зарослей водной растительности; для наземных животных – внешнее облучение от облака, от выпадений радионуклидов на почву, от радиоактивных выпадений на растительность либо кожные покровы животных.

Общая формула для мощности дозы P_{kr} внешнего облучения k -го референтного организма, обитающего на территории с хроническим загрязнением компонент окружающей среды радионуклидом r имеет вид:

$$P_{k,r}^{ext} = \sum \omega_{k,s} DCC_{k,s,r} A_{s,r}, \quad (7.18)$$

где $\omega_{k,s}$ – доля времени, проводимой организмом в среде s ; $A_{s,r}$ – активность радионуклида r в среде s ; $DCC_{k,s,r}$ – дозовый коэффициент внешнего облучения организма при единичном значении активности загрязнителя в местообитании s .

При расчётах внешнего облучения по умолчанию могут быть приняты следующие геометрические модели организмов:

- трава моделируется слоем 10 см с плотностью биомассы 13,7 кг/м³;
- деревья моделируются в виде слоя в 9 м толщины, нижний край – на высоте 1 м, плотность биомассы – 2,3 – 2,9 кг/м³;
- животные организмы моделируются эллипсоидами, плотность животных тканей предполагается равной плотности воды 1 000 кг/м³;
- при расчётах облучения от почвы она представляется бесконечным плоским источником с поверхностным распределением радионуклида – для наземных организмов; для роющих организмов расчёты проводятся в предположении равномерного распределения радионуклида по верхнему 10-см слою почвы.

Внешнее облучение биоты при погружении в радиоактивную среду

При расчётах внешнего облучения организмов биоты при погружении в среду, (воздух, вода или почва) распределение радионуклидов в среде предполагается однородным. Протяжённость среды предполагается либо бесконечной, либо полубесконечной в зависимости от расположения организма относительно излучающей среды.

В общем случае мощность дозы внешнего облучения организма, погружённого в радиоактивную среду (например в водную среду), содержащую радионуклид с концентрацией $A_{ср,к,r}$, определяется формулой (Гусев, Беляев, 1991):

$$P_{орг,r}^{погр} = P_{ср,к,r}^{\infty} (1 - \varphi) \frac{\mu_{en}^{орг,r} / \rho_{орг}}{\mu_{en}^{ср,к,r} / \rho_{ср,к}} = A_{ср,к,r} \cdot DCC_{орг,r}^{погр}; \quad (7.19)$$

$$P_{ср,к,r}^{\infty} = \frac{5,76 * 10^{-4} A_{ср,к,r}}{\rho_{ср,к}} \sum n_{k,r} E_{k,r},$$

где $P_{орг,r}^{погр}$ – мощность дозы внешнего облучения организма, микроГр/ч; $P_{среда,r}^{\infty}$ – мощность дозы в бесконечной среде, заполненной радионуклидом; φ – поглощённая фракция в теле организма; $n_{k,r}$, $E_{k,r}$ – доли и энергии выхода ионизирующих частиц (МэВ) при распаде радионуклида r ; $\mu_{en}^{орг,r} / \rho_{орг,r}$, $\mu_{en}^{среда,r} / \rho_{среда,r}$ – массовые коэффициенты поглощения энергии в биоте и среде, заполненной радионуклидом r , см²/г; $\rho_{орг}$, $\rho_{среда}$ – плотности тканей организма и среды соответственно, г/см³; $A_{среда,r}$ – активность радионуклида и плотность среды определяются в одних единицах объёма так, чтобы отношение $A_{среда,r} / \rho$ имело размерность Бк/кг. При пересчёте учитывается, что 1 МэВ = 1,602·10⁻¹³ Дж, а 1 Гр = Дж/кг. Плотность воздуха составляет 1,293 кг/м³; плотность воды и биологических тканей животных составляет 1 000 кг/м³, плотность почвы принимается равной 1 600 кг/м³. При расчётах доз от погружения в воздушное облако целесообразно использовать из справочников табличные значения «воздушная керма» для соответствующих радионуклидов.

В публикации N.136 МКРЗ (ICRP, 2017) приведены расчётные значения коэффициентов дозового преобразования при облучении от облака для отдельных радионуклидов и каждого референтного организма. Для ситуаций, когда характерный размер организма меньше, чем $1/\mu_{en,орг,r}$ для средней энергии излучения, величина φ мала и ей можно пренебречь при расчёте внешнего облучения.

Величина отношения $R_{отн}$, определяемая (7.20), равна 1 при погружении организма в водную среду и равна 1,09 ± 0,2 при погружении организма в воздушную среду.

$$R_{отн} = \frac{\mu_{en}^{орг,r} / \rho_{орг}}{\mu_{en}^{среда,r} / \rho_{среда}}. \quad (7.20)$$

Расчёт мощности дозы внешнего облучения организмов от почвы при поверхностном загрязнении

Для расчёта дозового коэффициента внешнего облучения наземного организма от поверхности почвы, загрязнённой гамма-излучателем, применяется следующая формула

$$DCC_{орг,r}^{почва} = 4\pi R_{отн} \cdot \Gamma_{\delta,r} \cdot E_2(\mu h), \quad (7.21)$$

где E_2 – функция Кинга; μ – линейный коэффициент ослабления фотонного излучения в воздухе; h – характерная высота организма; $R_{отн} = 1,09$; $\Gamma_{\delta,r}$ – керма-постоянная, Гр/с на 1 Бк/м² (табулированная величина для каждого радионуклида).

$E_2(x)$ – табулированная интегральная экспоненциальная функция Кинга:

$$E_2(x) = x \int_x^\infty \frac{\exp(-y)}{y^2} dy = \int_0^1 \exp(-x/u) du \quad -$$

для животных небольших размеров $E_2=1$.

Расчёт мощности дозы внешнего облучения при равномерном загрязнении слоя почвы

Для случая равномерного распределения радионуклидов в слое почвы, расчёт дозового коэффициента внешнего облучения организмов, находящихся на почве, производится по формуле (учитывается самопоглощение почвой):

$$DCC_{k,r}^{\text{слой}} = 2\pi R_{отн} \Gamma_{\delta,r} \frac{(1 - E_2(\mu_{\text{почва}} \cdot d))}{(\mu_{\text{почва}} \cdot d)}, \quad (7.22)$$

где E_2 – функция Кинга; $\mu_{\text{почва}}$ – линейный коэффициент ослабления фотонного излучения в почве; d – толщина загрязнённого слоя почвы.

Расчёт внешнего облучения водных организмов от радионуклидов в донных отложениях

При расчёте облучения организмов, находящихся в непосредственной близости от донных отложений, источник может быть представлен в виде бесконечно толстой пластины с равномерно распределённой радиоактивностью. Мощность дозы бета- и гамма-облучения равна в этом случае половине дозы от бесконечно протяжённого источника, т.е. $0,5P_\beta^\infty$; $0,5P_\gamma^\infty$. Более сложные случаи при ограниченной толщине источника рассмотрены в (Крышев, Сазыкина, 1990).

Глава 8. Оценки дозовых нагрузок на биоту в реальных радиоэкологических ситуациях

8.1. Выбор репрезентативных видов биоты для оценок доз облучения

На практике выполнение радиоэкологических оценок для каждого вида из множества видов, населяющих природные экосистемы, крайне затруднительно. Эта проблема может быть решена путём рассмотрения ограниченного набора типичных организмов для заданной географической зоны, которые могут использоваться как представительные (референтные) организмы в радиоэкологических исследованиях. В данном разделе представлены критерии для выбора референтных организмов на примере водной экосистемы.

Для выбора представительных организмов в данной географической области для целей радиоэкологического анализа предлагается использовать следующие основные критерии (Reference, 2001; Sazykina et al., 2002):

- экологические (положение в экосистеме);
- доступность для мониторинга;
- дозиметрические (критические пути облучения);
- радиочувствительность;
- способность вида к самовосстановлению.

Экологические критерии

Согласно экологическим критериям, референтные организмы следует выбирать среди доминирующих представителей основных трофических уровней рассматриваемой экосистемы (например водной). Доминирующие виды осуществляют главные потоки энергии/биомассы в экосистеме, нормальное состояние доминирующих популяций жизненно важно для функционирования всей экосистемы. Как правило, один или сравнительно небольшое число основных видов организмов могут быть репрезентативными для одного трофического уровня экосистемы.

Доступность для радиоэкологического мониторинга

Согласно этому критерию, принимая во внимание необходимость регулярных измерений радионуклидов в организмах, целесообразно

выбирать референтные (представительные) виды организмов среди видов, обладающих следующими свойствами:

- типичные виды с широким географическим ареалом распространения;
- виды, не представляющие трудностей для мониторинга и отбора проб;
- легко идентифицируемые виды;
- виды, имеющие промысловое, коммерческое или иное важное значение для человека.

Во многих случаях доминирующие представители основных пищевых цепей в экосистемах, отобранные из экологических критериев, удовлетворяют большинству условий пригодности для радиоэкологического мониторинга. Наряду с этим организмы, которые являются естественными концентраторами радионуклидов, являются подходящими для радиоэкологического анализа и мониторинга, поскольку они демонстрируют самые высокие уровни биоаккумуляции радионуклидов.

Исключениями являются микроорганизмы (например планктон и бактерии), которые, несмотря на их экологическую важность в трофической системе, являются мало пригодными для радионуклидного анализа по причине малых размеров и трудностей отбора проб для радионуклидного анализа. Редкие виды организмов также не пригодны для радиоэкологического мониторинга, так как их изъятие для измерений может привести к неоправданному экологическому ущербу.

Дозиметрические критерии

Согласно дозиметрическим критериям, рекомендуется производить выбор референтных организмов на основе анализа критических путей радиационного воздействия.

Облучение организмов, обитающих в загрязнённой радионуклидами среде, может происходить по следующим путям:

- внутреннее облучение от радионуклидов, инкорпорированных в организмах;
- внешнее облучение от загрязнённых компонент природной среды;
- внешнее облучение от радионуклидов, адсорбированных на поверхности организма.

По дозиметрическим критериям целесообразно определять референтные организмы среди представителей «критических групп», наиболее облучаемых по конкретным путям облучения. Например в

водной экосистеме можно выделить следующие критические группы организмов:

- донные организмы (критическая группа по внешнему облучению от донных отложений);
- организмы-биоаккумуляторы, накапливающие определённые радионуклиды (критическая группа по внутреннему облучению).

Критерий биологической радиочувствительности

Согласно критерию радиочувствительности, рекомендуется производить выбор референтных организмов среди радиочувствительных видов в экосистеме и исключать из рассмотрения большинство радиостойчивых видов.

Биологические виды, формирующие экосистему, демонстрируют значительные различия относительно чувствительности к ионизирующей радиации. Известно, что многие низшие организмы являются довольно стойкими к радиации: например, в водных экосистемах бактерии, планктонные водоросли, беспозвоночные на несколько порядков менее чувствительны к облучению по сравнению с рыбами или млекопитающими.

Для анализа радиоэкологических последствий радиационного воздействия референтные (репрезентативные) организмы следует отбирать из числа радиочувствительных видов, присутствующих в данном типе экосистемы. Нецелесообразно выбирать референтные организмы среди радиостойчивых видов, поскольку они не будут повреждаться при дозовых нагрузках, которые наиболее вероятны в экосистеме.

Критерий потенциала самовосстановления при повреждении популяции

Биологические виды значительно отличаются по способности восстанавливать численность популяции в случае гибели или повреждения индивидуальных особей. В общем случае восстановительный потенциал популяции зависит от числа потомства, произведённого в единицу времени, а также от длительности периода развития организмов (время достижения репродуктивной зрелости).

Не представляет практического интереса выполнение детального радиологического анализа для биологических видов, имеющих очень высокий потенциал самовосстановления. Действительно, если популяции таких организмов (например микроорганизмы) повреждаются

радиацией, потери быстро восстанавливаются воспроизводством остающихся организмов. В противоположность этому виды с относительно низким потенциалом восстановления (например крупные животные) являются потенциальными кандидатами в референтные организмы для радиоэкологического анализа. Таким образом, низкий потенциал восстановления может использоваться как критерий для выбора наиболее уязвимых видов организмов.

Если биологический вид удовлетворяет всем или большей части перечисленных критериев, то он может рассматриваться в качестве кандидата в список референтных организмов для целей радиоэкологического анализа в данной географической области и заданном типе экосистем (наземной, водной и т.д.).

Референтные организмы для водных экосистем

Для водной экосистемы потенциальные кандидаты на референтные организмы для целей радиоэкологического анализа могут быть отобраны из следующих типов водной биоты:

- рыба;
- моллюски;
- крупные ракообразные;
- мягкий бентос;
- водоплавающие птицы;
- водные млекопитающие;
- водные растения.

Для водной экосистемы некоторые группы организмов нецелесообразно включать в список референтных видов для задач радиоэкологического анализа, в том числе бактерии, фитопланктон, мелкий зоопланктон. Эти группы организмов представляются нерепрезентативными для целей радиоэкологического анализа по следующим причинам: а) трудности отбора проб для радионуклидного анализа из-за малых размеров организмов; б) высокая устойчивость к радиации по сравнению с другими видами организмов; в) малые размеры и короткие индивидуальные сроки жизни препятствуют получению организмами высоких доз облучения; г) высокая биологическая скорость размножения способствует быстрому восстановлению популяций даже при гибели значительного числа особей. Таким образом, по критериям радиочувствительности, пригодности для мониторинга, критическим группам облучения и восстановительному потенциалу эти группы организмов

не являются репрезентативными и уязвимыми; популяции этих видов вряд ли будут повреждены при существующих или аварийных уровнях радиоактивного загрязнения водных экосистем. Эти выводы специфичны при выборе референтных организмов для радиоэкологического анализа. Следует отметить, однако, что вышеупомянутые группы организмов играют большую роль в функционировании морской экосистемы и могут быть весьма чувствительными к различным химическим токсикантам; их повреждение любым ядом может иметь серьёзные последствия для всей экосистемы.

Референтные организмы для наземных экосистем

Для наземных экосистем, согласно публикациям МКРЗ, в качестве референтных организмов рекомендуются следующие представители флоры и фауны (ICRP, 2003, 2008a):

- дождевой червь;
- лягушка;
- крыса;
- утка;
- олень;
- дерево (сосна);
- трава;
- пчела.

Предлагаемые референтные наборы представителей флоры и фауны для проведения оценок доз и радиационного риска не являются строго обязательными и могут быть заменены на другие местные виды организмов, выбранные согласно вышеописанным критериям.

8.2. Реконструкция доз облучения гидробионтов водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС

Проведённые оценки динамики дозовых нагрузок были выполнены на основе реконструкции распределения техногенных радионуклидов в компонентах экосистемы водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС в первые месяцы после аварии 1986 года, выполненной в главе 6, раздел 6.1. Расчёты доз проводились с использованием международных методик, описанных в главе 7. В качестве референтных видов для водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС были рассмотрены следующие виды биоты: три вида рыб, существенно различающихся по своей

экологии (белый толстолобик *Hypophthalmichthys molitrix*, судак *Perca fluviatilis*, лещ *Abramis brama*), брюхоногий моллюск *Viviparus contectus*, водное растение рдест пронзённолистный *Potamogeton perfoliatus*. Белый толстолобик является фитофагом, большую часть времени проводит в толще воды. Судак – типичная хищная рыба. Лещ – рыба, питающаяся в основном бентосными донными организмами, проводит не менее 40 % времени вблизи дна.

Общий характер динамики мощности дозы облучения гидробионтов водоёма-охладителя ЧАЭС в первые два месяца после аварии показан на рис. 8.1 (Радиоэкологические, 1991; Экологические, 2008; Kryshev et al., 1992). Максимальные мощности дозы у водных организмов (за исключением рыб) приходились на первые две недели после аварии, когда вклад короткоживущих изотопов составлял 60–80 % от всей дозы. Максимальные мощности дозы у рыбы были зарегистрированы несколько позже (рис. 8.1); это было обусловлено временной задержкой в загрязнении их пищевой цепи.

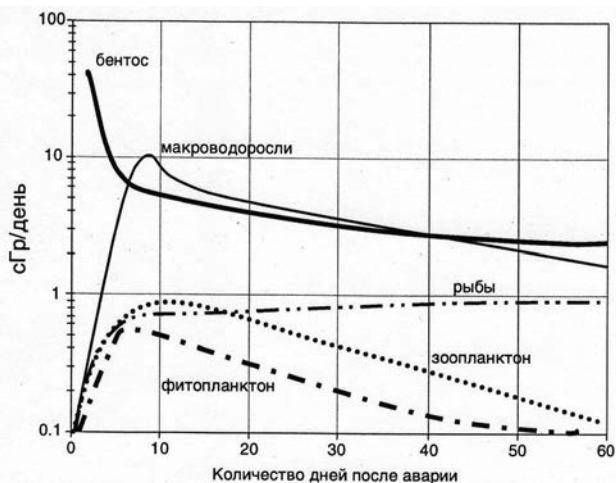


Рис. 8.1. Динамика мощности дозы гидробионтов водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС в течение первых двух месяцев после аварии (Радиоэкологические, 1991; Сазыкина, Крышев, 1992; Экологические, 2007; Kryshev et al., 1992)

Долгосрочные оценки доз на биоту водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС

Для оценки дозы на толстолобика, судака и леща за период с 1986 по 1996 год была проведена реконструкция содержания радионуклидов

в компонентах водной экосистемы на основе радиоэкологической модели (глава 6, раздел 6.1) и данных наблюдений. Результаты расчётов дозовых нагрузок на толстолобика, судака и леща приведены в табл. 8.1. Расчёт показывает существенное различие в динамике мощности внутренней дозы для толстолобика и судака. Для толстолобика максимум мощности дозы внутреннего облучения приходился на первые три месяца после аварии, в 1988 году годовая мощность внутренней дозы уменьшилась почти в 10 раз по сравнению с 1986 годом.

Для судака внутренняя доза в 1987 году уменьшилась не столь значительно, что связано с эффектом трофических уровней в накоплении ^{137}Cs хищными видами рыб. Максимум мощности внешней дозы приходился на первый месяц после аварии. В 1990 году величина мощности внешней дозы снизилась по сравнению с 1986 годом в 20 раз и определялась главным образом ^{137}Cs . Мощности доз внешнего облучения для обоих видов были меньше, чем доз внутреннего облучения. Это связано с тем, что и толстолобик и судак проводят вблизи дна не более 10 % времени, а доза от водных растений снижалась после аварии из-за десорбции радионуклидов с их поверхности и снижения уровней загрязнения воды.

Таблица 8.1

**Динамика мощности дозы облучения рыб водоёма-охладителя
ЧАЭС, 1986 – 1996 (Крышев, 2008а)**

Год	Внутренняя доза, Гр/год	Внешняя доза, Гр/год	Полная доза, Гр/год
Толстолобик			
1986	2,0	1,3	3,3
1987	0,5	0,1	0,6
1988	0,2	0,05	0,25
1989	0,13	0,04	0,17
1990	0,07	0,03	0,1
1996	0,006	0,009	0,015
Судак			
1986	1,6	1,5	3,1
1987	1,2	0,3	1,5
1988	0,8	0,1	0,9
1989	0,25	0,09	0,34
1990	0,15	0,08	0,23
1996	0,0013	0,02	0,033

Окончание таблицы 8.1

Год	Внутренняя доза, Гр/год	Внешняя доза, Гр/год	Полная доза, Гр/год
Лещ			
1986	1,1	4,2	5,3
1987	0,4	1,0	1,4
1988	0,17	0,6	0,77
1989	0,1	0,3	0,4
1990	0,04	0,21	0,25
1996	0,004	0,08	0,084

Согласно расчётным оценкам, суммарная накопленная доза за 1986–1990 гг. для толстолобика составила 5,1 Гр, из которых 3,3 Гр приходится на 1986 год. Полная доза, полученная судаком за 1986–1990 гг., равна 6,7 Гр, из них 3,1 Гр приходится на 1986 год, 2,4 Гр – на 1987–1988 гг.

Для леща полная доза облучения за 1986–1990 гг. составила 8,1 Гр, из них 6,3 Гр – доза внешнего облучения от седиментов. В течение всего периода – с 1986 по 1990 год мощность внешней дозы была больше мощности дозы от инкорпорированных радионуклидов. В связи с распадом короткоживущих нуклидов преобладающую роль в облучении леща стали играть ^{137}Cs и ^{90}Sr , и мощность полной дозы облучения снизилась в 21 раз к 1990 году по сравнению с 1986.

Оценки дозы внешнего облучения сравнивались с данными прямой радиометрии, выполненной в 1989 году В.Н. Лысцовым с сотрудниками (Лысцов и др., 1990) и выявившей мощности дозы γ -излучения 0,1–2 мГр/сут. Рассчитанное значение 1,1 мГр/сут попадает в этот интервал.

В 1990–1996 гг. для всех видов рыб основной вклад в годовую мощность дозы стали давать ^{137}Cs и ^{90}Sr . Мощность дозы внутреннего облучения толстолобика составила в 1996 году 0,006 Гр/год, внешнего облучения – 0,009 Гр/год. Мощность полной дозы на судака в 1996 году составила 0,033 Гр/год, на леща – 0,084 Гр/год, основной вклад дала внешняя доза. Мощность доз облучения референтного вида моллюсков на август 1986 года составила 0,05 Гр/год, из них вклад внешней дозы был более 80 %.

Полная доза на рыбу поколения 1986 года за 10 лет составила: для толстолобика – 5,1 Гр, для судака – 6,7 Гр, для леща – 9,2 Гр.

В ранний период после радиационной аварии следует отметить важность вклада в дозовые нагрузки на водные организмы короткоживущих нуклидов с периодом полураспада до двух месяцев. Неучёт короткоживущих нуклидов приводит к занижению дозы на рыбу на 20 – 30 %, для придонных рыб – до 50 %, для моллюсков – почти в два раза.

Под эгидой МАГАТЭ и Евросоюза в рамках международного проекта BIOMOV5 был разработан сценарий СР (Cooling pond – пруд-охладитель ЧАЭС) для тестирования радиоэкологических моделей по чернобыльским данным (BIOMOV5 II, 1996; Kryshev A. et al., 1996). В тестировании радиоэкологических моделей приняли участие специалисты России, Нидерландов, Румынии и США. Сценарий СР также использовался для тренинга студентов кафедры экологии Обнинского института атомной энергетики (Крышев А. и др., 1996; BIOMOV5 II, 1996; Kryshev et al., 1999). Наряду с тестированием моделей по данным наблюдений о содержании радионуклидов в компонентах водной экосистемы впервые в практике МАГАТЭ в качестве критерия использовались оценки дозы облучения биоты.



С.И. Ауэрбах (Stanley I. Auerbach) и Т.Г. Сазыкина, рабочее совещание по программам МАГАТЭ VAMP и BIOMOV5, Вена, июль 1993 г.

8.3. Реконструкция доз облучения гидробионтов озёр на территории ВУРС после Кыштымской радиационной аварии 1957 года

Группа озёр, расположенных на Южном Урале, была загрязнена в результате Кыштымской радиационной аварии в 1957 году.

(Экологические, 1993; Крышев и др., 1997; Крупные, 2001; Левина, Аклеев, 2009; Смагин, 2007, 2013). Наиболее высокие уровни загрязнения озёр на территории ВУРС были обнаружены в озёрах Урускуль и Бердениш (Kryshchov et al., 1997; Крышев и др., 2001). Модельные оценки и данные наблюдений были использованы для реконструкции динамики облучения биоты в озёрах Урускуль и Бердениш.

Динамика внутреннего облучения гидробионтов была рассчитана на основе модельной и наблюдаемой динамики активности ^{90}Sr в организмах, рассмотренной в главе 6, раздел 6.4. Внутренние и внешние мощности дозы от техногенных радионуклидов в ранний период после аварии (1957 – 1958 гг.) были вычислены, используя международные методики, описанные в главе 7. В качестве референтных видов рыб были выбраны доминирующие виды рыб: карп (*Cyprinus carpio*), обитающий в озере Урускуль и серебряный карась (*Carassius carassius*), обитающий в озере Бердениш. Согласно модельным расчётам (Kryshchov A., 2002), самые высокие мощности внутренней дозы облучения карпа имели место в 1958 – 1962 гг. и были равны 30 – 40 мГр/сут; до 1969 года внутреннее облучение карпа в озере Урускуль превышало уровень 10 мГр/сут. В 1997 году, спустя 40 лет после аварийного загрязнения, внутреннее облучение карпа было равным около 0,3 мГр/сут. Неопределённости в реконструкции дозы связаны с неопределённостями в определении активности ^{90}Sr в рыбе.

Согласно модельной реконструкции, самые высокие мощности дозы внутреннего облучения серебряного карася имели место в 1957 – 1960 гг. и составляли 20 – 50 мГр/сут; в период до 1964 года внутреннее облучение серебряного карася в озере Бердениш превышало уровень 10 мГр/сут. В 1997 году внутреннее облучение серебряного карася в озере Бердениш оценивалось в 0,17 мГр/сут.

Внешнее облучение водных организмов было реконструировано, используя данные измерений активностей радионуклидов в воде и донных отложениях озёр Урускуль и Бердениш (Крышев и др., 2001). Облучение от загрязнённых донных отложений значительно превышало облучение от воды.

Самые высокие мощности дозы внешнего облучения гидробионтов в озёрах Урускуль и Бердениш были в первый год после радиационной аварии (1957 – 1958 гг.) и достигали 30 мГр/сут; основной вклад в мощность дозы внешнего облучения давали ^{95}Zr , ^{106}Ru и ^{137}Cs . В 1992 году внешнее облучение на рыбу оценивалось в $(2 - 6) \cdot 10^{-6}$ Гр/сут

и формировалось главным образом за счёт ^{137}Cs . Результаты оценки дозовых нагрузок для рыб, моллюсков и водных растений в озёрах Урускуль и Бердениш в ранний поставарийный и современный периоды представлены в табл. 8.2.

Таблица 8.2

Мощности дозы облучения водных организмов в озёрах Урускуль и Бердениш на Южном Урале, обусловленные радиоактивным загрязнением озёр вследствие Кыштымской радиационной аварии (Крышев и др., 2001; Радиоэкологическая, 2021), мГр/сут

Организм	1957 – 1958 гг.	2011 – 2019 гг.	Региональный фон
Рыба бентофаг	30 – 80	0,21 – 0,36	0,0014
Моллюски	36 – 130	0,42 – 0,70	0,0013
Водные растения	6 – 10	0,044 – 0,074	0,0015

Может быть сделан вывод, что в течение первых лет после Кыштымской аварии мощность дозы облучения гидробионтов в наиболее загрязнённых водоёмах превышала уровень 10 мГр/сут. В настоящее время мощность дозы облучения рыб в озёрах Урускуль и Бердениш всё ещё превышает фоновый уровень в 30 – 500 раз. Основной вклад в дозу вносит внутреннее облучение от инкорпорированного ^{90}Sr .

8.4. Облучение биоты в районе хранилища РАО (водоём Карачай, ПО «Маяк»)

Водоём Карачай расположен на территории промплощадки ПО «Маяк», в естественном состоянии представлял собой мелководный заболоченный водоём средней глубиной 0,8 – 0,9 м и площадью 0,26 – 0,28 км². Карачай используется в качестве накопителя жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» с 1951 года. Суммарная активность радионуклидов, накопленных в водоёме, составляет $4,5 \cdot 10^{18}$ Бк (Крышев, Рязанцев, 2010). В результате инфильтрации радионуклидов из донных отложений под озером сформировалась линза загрязнённых подземных вод.

Весной 1967 года произошло радиоактивное загрязнение территории, примыкающей к площадке ПО «Маяк» вследствие ветрового переноса загрязнённых донных отложений с оголившихся берегов водоёма

Карачай. С целью предотвращения ветрового выноса радионуклидов с поверхности водоёма были выполнены масштабные работы по засыпке водоёма В-9. В конце ноября 2015 года была завершена ликвидация акватории водоёма Карачай путём засыпки скальным грунтом (Отчёт, 2019).

Высокие уровни загрязнения водоёма привели к значительным дозам облучения водных организмов. Например, для рыб согласно расчётным оценкам мощности дозы превышали 20 Гр/сут и, вероятно, привели к их гибели уже на раннем этапе сброса радиоактивных отходов в водоём (Kryshch, 1996). В 2010 году расчётная мощность дозы для фитопланктона оценивалась в 130 Гр/сут, зоопланктона – 4 Гр/сут (Пряхин и др., 2012).

В качестве исходных данных для оценки мощности дозы облучения организмов биоты в районе расположения водоёма Карачай использовались данные радиационного мониторинга за содержанием радионуклидов в почве прибрежной территории (Линге и др., 2014). Радиоактивное загрязнение почвы вблизи водоёма характеризуется значительной неоднородностью. Диапазоны изменений содержания радионуклидов в почве составляют (в Бк/г воздушно-сухой массы): ^{90}Sr – 2–3 000; ^{137}Cs – 1–10 000; Pu – 0,1–8. С учётом пространственной неоднородности загрязнения почвы, оценки удельной активности радионуклидов в организмах биоты рассчитывались для различных участков загрязнённой территории, по которым имелись данные о содержании техногенных радионуклидов в почве.

Основной вклад в эти мощности дозы вносят ^{137}Cs и ^{90}Sr . Вклад изотопов плутония менее значителен даже с учётом более высокого значения взвешивающего коэффициента для альфа-излучателей, выбранного равным 10 (Крышев и др., 2021). Для большинства референтных организмов преобладающим является внутреннее облучение, которое составляет: для мыши – 80–94 %, для утки – 56–86 %, для лягушки – 46–88 %, для змеи и ужа – 91–99 %, для травы – 49–73 %, для дерева/сосны – 44–86 %. Преобладание вклада внешнего облучения от почвы характерно для дождевого червя (85–92 %) и летающих насекомых (70–94 %).

Частота превышения экологически безопасного уровня облучения референтных организмов на рассмотренных площадках, определяемая как отношение числа площадок с превышением БУОБ к общему числу обследованных площадок, изменяется в пределах 0,09 (дождевой червь и летающие насекомые) – 0,88 (змеи и ужи). Более высокие значения этой величины характерны для позвоночных животных.

Таблица 8.3

Обобщённые оценки мощности дозы облучения референтных организмов в районе расположения водоёма Карачай (Крышев и др., 2021)

Референтные организмы	Мощность дозы, мГр/сут	Экологически безопасный уровень облучения (БУОБ), мГр/сут	Частота превышения БУОБ
Дождевой червь	0,002 – 24	10	9 %
Мышь	0,03 – 114	1	80 %
Утка	0,01 – 48	1	59 %
Лягушка	0,02 – 45	1	62 %
Насекомое летающее	0,002 – 24	10	9 %
Змея/уж	0,2 – 415	1	88 %
Трава	0,005 – 34	10	15 %
Дерево/сосна	0,01 – 26	1	59 %

8.5. Оценка дозы и радиационного риска для щуки (*Esox lucius*) в речной системе Теча – Исеть – Тобол – Иртыш

На протяжении более полувека ПО «Маяк», выполняя важную оборонную функцию, сбрасывал в реку Теча загрязнённые радионуклидами сточные воды. За период с 1949 года в Течу поступило более 76 млн м³ загрязнённых радиоактивными веществами вод суммарной активностью 100 ПБк (по β -излучателям), основные сбросы радионуклидов пришлось на период 1949 – 1956 гг. (Крышев, Рязанцев, 2010). Это повлекло за собой долговременное радиоактивное загрязнение воды, донных отложений и водной биоты, включая ихтиофауну реки. Длина р. Теча составляет 243 км, глубина изменяется от 0,5 до 2 м, ширина составляет 15 – 30 м. Наиболее загрязнённая верхняя часть реки сильно заросла водными растениями. По современным оценкам, около 75 % поступившей в Течу активности депонировано донным грунтом и болотистой поймой в верховьях реки. Выход (выщелачивание) ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ²³⁹Pu из загрязнённых грунтов поймы и донных отложений р. Теча является основным источником поступления долгоживущих радионуклидов в реку. Исследование радиоэкологического состояния р. Исеть показало, что Исеть не является значительным барьером на пути переноса радионуклидов из Течи в Тобол и Иртыш, таким образом,

долгоживущие радионуклиды, в первую очередь ^{90}Sr , могут мигрировать через всю крупную гидрологическую систему Теча – Исеть – Тобол – Иртыш – Обь, принадлежащую бассейну Карского моря (Трапезников и др., 2000, 2006; Никитин и др., 2005; Крышев А., Носов, 2005).

Выполнена оценка современных значений доз облучения рыб, обитающих в речной системе Теча – Исеть – Тобол – Иртыш. В качестве референтного (представительного) вида рыб из исследуемой речной системы была выбрана щука *Esox lucius*. Щука широко распространена во всех частях Обь-Иртышской речной системы, являясь одним из доминирующих хищных видов. Оценки доз облучения выполнены для разных стадий онтогенеза щуки – икра, личинки, мальки и взрослая рыба, что позволило рассмотреть особенности формирования дозовых нагрузок на рыбу на разных участках крупной речной системы.

Оценки доз для щуки на разных стадиях её онтогенеза были выполнены по международным методикам, описанным в главе 7. Икринка щуки представлялась в форме сферы радиусом 0,4 мм; личинка – в форме эллипсоида длиной 0,5 см; малёк – эллипсоидом длиной 5 см, взрослые рыбы при весе 1 500 г – эллипсоидом длиной 50 см. Факторы конверсии для оценки дозы внутреннего облучения щуки ^{90}Sr и ^{137}Cs на различных стадиях её онтогенеза представлены в табл. 8.4, для внешнего облучения ^{137}Cs от воды и донных отложений – в табл. 8.5. При расчётах доз внешнего облучения учитывалось, что икринка щуки находится 100 % времени на поверхности водных растений, в то же время предполагалось, что взрослые особи проводят не более 40 % времени в непосредственной близости от донных отложений.

В табл. 8.6 обобщены данные наблюдений о содержании радионуклидов в воде, донных отложениях и щуке рек Теча (верховье и устье), Исеть, Тобол и Иртыш в период 1992 – 2005 гг., при этом использованы опубликованные литературные данные (Трапезников et al., 1993; Мартюшов и др., 1997; Паньков и др., 1998; Kryshev et al., 1998a,b; Трапезников и др., 2000; Крупные, 2001; Крышев, Рязанцев, 2010) и результаты исследований, выполненных в 2004 – 2005 гг. в рамках проекта МНТЦ № 2558 «Радиоэкологический мониторинг рек Тобол и Иртыш. Изучение биогенного переноса радионуклидов и оценка радиационного риска для населения и окружающей среды». В ходе проекта был изучен Тобол-Иртышский участок речной системы. При оценках дозы предполагалось, что содержание в икре ^{90}Sr составляет 30 %, а ^{137}Cs – 20 % от его активности во взрослой рыбе.

Таблица 8.4

Дозовые коэффициенты внутреннего облучения щуки на разных стадиях развития, (Гр/сут)/(Бк/кг)

Стадия онтогенеза	^{90}Sr	^{137}Cs
Икра	$5,2 \cdot 10^{-9}$	$2,2 \cdot 10^{-9}$
Личинки	$1,4 \cdot 10^{-8}$	$2,5 \cdot 10^{-9}$
Мальки	$1,6 \cdot 10^{-8}$	$2,6 \cdot 10^{-9}$
Взрослые рыбы	$1,6 \cdot 10^{-8}$	$3,5 \cdot 10^{-9}$

Таблица 8.5

Дозовые коэффициенты внешнего облучения ^{137}Cs щуки от воды и донных отложений, (Гр/сут)/(Бк/кг)

Стадия онтогенеза	От воды	От донных отложений
Икра	$7,9 \cdot 10^{-9}$	$1,8 \cdot 10^{-9}$ (*)
Личинки	$7,8 \cdot 10^{-9}$	$1,6 \cdot 10^{-9}$
Мальки	$7,7 \cdot 10^{-9}$	$1,5 \cdot 10^{-9}$
Взрослые рыбы	$6,8 \cdot 10^{-9}$	$1,3 \cdot 10^{-9}$

(*) облучение от поверхности водных растений

Таблица 8.6

Обобщённые данные о содержании радионуклидов в компонентах речной системы Теча – Исеть – Тобол – Иртыш, Бк/кг

Река	Вода		Донные отложения	Рыба	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
Теча (верховье)	12 (5–20)	0,8 (0,1–2)	$2 \cdot 10^4$ ($10^3 - 2 \cdot 10^5$)	510 (100–3 000)	300 (50–1 000)
Теча (устье)	7 (3–10)	0,1 (0,02–0,2)	200 (50–400)	340 (80–900)	70 (10–200)
Исеть	0,5 (0,06–1)	0,01 (0,005–0,02)	120 (30–200)	20 (2–50)	1,2 (0,1–2,5)
Тобол	0,2 (0,04–0,7)	$5 \cdot 10^{-4}$ ($2-15$) $\cdot 10^{-4}$	20 (5–50)	6 (3–20)	0,5 (0,1–0,8)
Иртыш	0,03 (0,007–0,1)	$4 \cdot 10^{-4}$ ($1-8$) $\cdot 10^{-4}$	20 (3–40)	2 (0,1–6)	0,5 (0,1–2,7)

Оценки суммарной мощности внутреннего и внешнего облучения щуки от ^{90}Sr и ^{137}Cs в различных частях речной системы представлены в табл. 8.7. В большинстве случаев вклад ^{90}Sr в дозу внутреннего облучения щуки является более значимым по сравнению с ^{137}Cs . Для внешнего облучения основной вклад в дозу облучения даёт ^{137}Cs . Наиболее высокие уровни мощности дозы для щуки имеют место в верховьях Течи (0,02 мГр/сут), в устье Течи они снижаются в 5 раз, в Исети – в 60 раз, Тоболе – в 200 раз и Иртыше – более чем в 400 раз по сравнению с дозами в верховьях Течи. По расчётным оценкам при современных уровнях загрязнения полная доза на щуку, обитающую в исследуемой речной системе, за 10 лет жизни составляет в верховьях Течи 80 мГр, низовьях Течи – 20 мГр, Исети – 1 мГр, Тоболе – 0,3 мГр, Иртыше – 0,2 мГр.

Таблица 8.7

Оценки мощности дозы облучения щуки на разных стадиях онтогенеза в речной системе Теча – Исеть – Тобол – Иртыш, мкГр/сут

Река	Икра	Личинки	Мальки	Взрослые рыбы
Теча (верховье)	1,1 (0,4 – 7)	22 (7 – 80)	23 (7 – 80)	21 (7 – 80)
Теча (устье)	0,6 (0,1 – 3)	4,8 (0,8 – 15)	5,8 (0,9 – 20)	5,7 (0,9 – 20)
Исеть	0,03 (0,005 – 0,08)	0,35 (0,06 – 0,8)	0,41 (0,07 – 0,8)	0,4 (0,07 – 0,8)
Тобол	0,01 (0,002 – 0,02)	0,09 (0,01 – 0,2)	0,11 (0,01 – 0,2)	0,11 (0,01 – 0,2)
Иртыш	0,004 (0,001 – 0,01)	0,04 (0,01 – 0,1)	0,05 (0,01 – 0,1)	0,05 (0,01 – 0,1)

В верховьях Течи ^{137}Cs и ^{90}Sr вносят сопоставимый вклад в облучение щуки на всех стадиях её онтогенеза. Во всех остальных участках речной системы для щуки преобладающим является внутреннее облучение от ^{90}Sr . Доза на икру щуки на всех участках речной системы ниже, чем на взрослые стадии за счёт более низкого внутреннего облучения икры от ^{90}Sr и меньшего внешнего облучения икры от поверхности водных растений, в которых удельная активность ^{137}Cs в настоящее время ниже, чем в донных отложениях.

Во всех участках речной системы мощность дозы облучения щуки сначала увеличивается с переходом на более позднюю стадию онтогенеза, т.е. в ряду икра – личинки – мальки. Уровни облучения взрослых рыб незначительно ниже, чем личинок и мальков, по причине несколько

более низкого значения дозовой коэффициента для внешнего облучения от ^{137}Cs , содержащихся в донных отложениях. При этом дозы внутреннего облучения от ^{90}Sr для мальков и взрослых рыб находятся на одном уровне. Можно сделать вывод, что зависимость мощности дозы облучения рыб от стадии онтогенеза определяется радионуклидным составом загрязнения и экологическими особенностями рыб.

Выполнены оценки радиационного риска для щуки, обитающей в речной системе Теча – Исеть – Тобол – Иртыш. В работе (Смагин, 1996) показано, что при дозе облучения щуки 2–3 Гр/год в промышленном водоёме ПО «Маяк» доля аномальных личинок щуки составляет 0,13, что значимо выше по сравнению с контролем (0,011). При этом популяция щуки, обитающей в загрязнённом водоёме, сохраняет свою жизнеспособность. Используя величину дозы 2,5 Гр/год, в качестве значения, при котором значимо проявляются аномалии развития в потомстве щуки, и данные табл. 8.7, можно приближённо оценить уровни дополнительного радиационного риска для популяции щуки в речной системе Теча – Исеть – Тобол – Иртыш (Крышев, 2008а; Kryshev A. et al., 2005). Для щуки, обитающей в верховьях Течи, уровень риска по критерию аномалий развития в её потомстве (количеству аномальных личинок) оценён равным $3 \cdot 10^{-3}$, в низовьях Течи – $8 \cdot 10^{-4}$, Исети – $5 \cdot 10^{-5}$, Тоболе – $1,5 \cdot 10^{-5}$, Иртыше – $7 \cdot 10^{-6}$. Сравнивая полученные оценки дополнительного радиационного риска с величиной аномальных личинок щуки в контрольном водоёме $1,1 \cdot 10^{-2}$ (Смагин, 1996), можно сделать вывод о небольшой величине радиационного риска при современных уровнях облучения даже для верховьев Течи.

8.6. Реконструкция динамики доз облучения гидробионтов реки Енисей

Реконструкция накопления искусственных радионуклидов (^{32}P , ^{137}Cs , ^{65}Zn , ^{51}Cr , ^{54}Mn) биотой реки Енисей в течение 25-летнего периода времени (1975 – 2000 гг.) была выполнена в главе 6 (раздел 6.5) с использованием комплексной радиоэкологической модели. Результаты расчётов загрязнения экосистемы были использованы для оценки мощности внутреннего облучения речных организмов. Река Енисей расположена в Центральной Сибири, с 1958 года искусственные радионуклиды поступали в Енисей со стационарными сбросами Красноярского горно-химического комбината (КрГХК) (Крышев, Рязанцев, 2010). Среди радионуклидов, присутствующих в сбросах, особое значение имеет ^{32}P .

В качестве референтных видов экосистемы Енисея были выбраны два вида оседлых рыб (нехищный вид – плотва, хищный вид – щука), один типичный мигрирующий вид – сиг, двустворчатый моллюск и типичный вид водных растений *Elodea canadensis*. Среднегодовые уровни содержания радионуклидов в хищной и нехищной рыбе р. Енисей, представлены в табл. 8.8 и 8.9. Оценена долгосрочная динамика внутреннего облучения речных организмов, обитающих на расстояниях 16 – 80 км ниже по течению от КрГХК (Крышев, 2008а; Kryshev A., 2004). Средние мощности доз от инкорпорированных гамма-излучателей были рассчитаны с учётом весовых и морфометрических характеристик организмов (Подлесный, 1958); предполагалось, что бета-частицы полностью поглощаются внутри организмов. Средняя длина плотвы в реке Енисей равна 0,2 м, вес – 0,17 кг; средняя длина щуки в реке Енисей равна 0,52 м, вес – 1,2 кг. Значения дозовых коэффициентов внутреннего облучения для ^{32}P , ^{137}Cs , ^{65}Zn , ^{51}Cr и ^{54}Mn показаны в табл. 8.10.

В табл. 8.11 представлены среднегодовые мощности доз облучения референтных видов биоты Енисея. Максимальные мощности дозы имели место в 1975–1980 гг. и варьировали от 11 (хищная рыба) до 63 мГр/год (моллюски). Эти уровни были в несколько раз выше природного фона, который для организмов Енисея оценён в 0,7 – 4 мГр/год (Крышев, Рязанцев, 2010). Главный вклад во внутреннее облучение биоты Енисея даёт ^{32}P (до 95 %). Мощность дозы на водное растение *Elodea canadensis* была оценена в работе (Болсуновский и др., 2007), максимальное значение равно 0,05 – 0,06 мГр/сут, основной вклад даёт ^{32}P .

Таблица 8.8

Среднегодовые удельные активности радионуклидов в нехищной рыбе (плотва) из р. Енисей на расстояниях 16 – 80 км ниже по течению от Горно-химического комбината, модельная реконструкция Крышева А.И. (Крышев, 2008а; Kryshev A., 2004)

Годы	Удельная активность в мышцах рыб, Бк/кг				
	^{32}P	^{137}Cs	^{65}Zn	^{51}Cr	^{54}Mn
1975 – 1980	5 080 ± 2 430	52 ± 46	76 ± 30	360 ± 150	24 ± 10
1981 – 1986	4 240 ± 1 850	26 ± 9	180 ± 60	320 ± 140	41 ± 16
1987 – 1992	3 040 ± 1 410	18 ± 7	81 ± 33	350 ± 150	33 ± 13
1993 – 2000	90 ± 40	6 ± 2	1,1 ± 0,5	3,5 ± 1,7	0,21 ± 0,17

Таблица 8.9

Среднегодовые удельные активности радионуклидов в хищной рыбе (щука) из р. Енисей на расстояниях 16 – 80 км ниже по течению от Горно-химического комбината, модельная реконструкция

Годы	Удельная активность в мышцах рыб, Бк/кг				
	³² P	¹³⁷ Cs	⁶⁵ Zn	⁵¹ Cr	⁵⁴ Mn
1975 – 1980	3050 ± 1460	68 ± 50	27 ± 11	230 ± 90	21 ± 9
1981 – 1986	2540 ± 1110	40 ± 13	76 ± 30	200 ± 80	36 ± 15
1987 – 1992	1830 ± 850	30 ± 10	39 ± 16	220 ± 90	30 ± 12
1993 – 2000	70 ± 30	10 ± 3	0,6 ± 0,4	2,2 ± 0,9	0,18 ± 0,15

Таблица 8.10

Дозовые коэффициенты для внутреннего облучения биоты р. Енисей

Водные организмы	Дозовый коэффициент внутреннего облучения, (Гр/сут)/(Бк·кг)				
	³² P	¹³⁷ Cs	⁶⁵ Zn	⁵¹ Cr	⁵⁴ Mn
Плотва	$9,6 \cdot 10^{-9}$	$3,9 \cdot 10^{-9}$	$5,8 \cdot 10^{-10}$	$5,0 \cdot 10^{-11}$	$8,8 \cdot 10^{-10}$
Щука	$9,6 \cdot 10^{-9}$	$4,3 \cdot 10^{-9}$	$8,8 \cdot 10^{-10}$	$7,5 \cdot 10^{-11}$	$1,3 \cdot 10^{-9}$
Сиг	$9,6 \cdot 10^{-9}$	$4,0 \cdot 10^{-9}$	$6,4 \cdot 10^{-10}$	$5,8 \cdot 10^{-11}$	$1,0 \cdot 10^{-10}$
Моллюски	$9,6 \cdot 10^{-9}$	$3,5 \cdot 10^{-9}$	$1,7 \cdot 10^{-10}$	$1,5 \cdot 10^{-11}$	$2,6 \cdot 10^{-10}$

Таблица 8.11

Оценки среднегодовых доз внутреннего облучения биоты р. Енисей, на расстояниях 16 – 80 км ниже по течению от Красноярского ГХК (Крышев, 2008a; Kryshev A., 2004)

Период времени, гг.	Внутренняя доза, Гр/год			
	Плотва	Щука	Сиг	Моллюски
1975 – 1980	$(1,8 \pm 0,9) \cdot 10^{-2}$	$(1,1 \pm 0,5) \cdot 10^{-2}$	$(5,3 \pm 0,6) \cdot 10^{-4}$	$(6,3 \pm 3,2) \cdot 10^{-2}$
1981 – 1986	$(1,5 \pm 0,7) \cdot 10^{-2}$	$(0,9 \pm 0,4) \cdot 10^{-2}$	$(4,0 \pm 0,5) \cdot 10^{-4}$	$(5,1 \pm 2,7) \cdot 10^{-2}$
1987 – 1992	$(1,1 \pm 0,5) \cdot 10^{-2}$	$(0,6 \pm 0,3) \cdot 10^{-2}$	$(3,3 \pm 0,4) \cdot 10^{-4}$	$(3,7 \pm 1,9) \cdot 10^{-2}$
1993 – 2000	$(3,2 \pm 1,4) \cdot 10^{-4}$	$(2,6 \pm 1,1) \cdot 10^{-4}$	$(1,7 \pm 0,9) \cdot 10^{-5}$	$(1,1 \pm 0,5) \cdot 10^{-3}$

8.7. Оценки доз облучения биоты в районе расположения Приаргунского производственного горно-химического объединения

ОАО «Приаргунское производственное горно-химическое объединение» (далее – ППГХО) является основным уранодобывающим предприятием нашей страны и одним из крупнейших в мире поставщиком природного урана (Лаверов, 2001; Крышев, Рязанцев, 2010). Предприятие расположено в юго-восточной части Забайкальского края, в 18–20 км восточнее г. Краснокаменска (Крышев, Рязанцев, 2010). Оно добывает и перерабатывает урановую руду и производит концентрат природного урана. После 1997 года руда добывается подземным способом. До этого времени часть руды добывалась открытым способом. Основными источниками радиоактивного загрязнения окружающей среды являются урановые рудники, карьеры, хвостохранилища, гидрометаллургический завод, а также выбросы Краснокаменской ТЭЦ, которая использует бурые угли Уртуйского месторождения, содержащие радионуклиды естественного происхождения.

Наземная биота

Консервативно оценка дозовых нагрузок на наземную биоту выполнялась для территории вблизи уранового рудника, где наблюдаются наиболее высокие уровни загрязнения естественными радионуклидами. При выборе референтных организмов учитывалась специфика радиационного воздействия на организмы, в том числе повышенное содержание радона в подземных убежищах животных. В качестве референтных для оценки мощности дозы были выбраны следующие организмы (Крышев и др., 2012):

- мелкие норные грызуны-полёвки;
- монгольский сурик тарбаган (*Marmota sibirica*) как норное животное, проводящее зимнее время в норе в спячке;
- почвенные черви, мягкие личинки жуков, обитающие в почве;
- травянистая степная растительность.

Дозы облучения объектов наземной биоты оценивались по международным методикам, изложенным в главе 7, в предположении постоянного нахождения организмов в непосредственной близости от рудника; дозы от радона рассчитывали на основе работ (MacDonald, Laverock, 1998; Dosimetric, 2008). Оценивали следующие компоненты

дозы: внутреннее облучение от инкорпорированных радионуклидов, внешнее облучение от почвы, ингаляция радона (для млекопитающих).

Данные наблюдений о содержании естественных радионуклидов в почве и растительности вблизи уранового рудника, использованные при оценках доз, приведены в табл. 8.12. Содержание ^{222}Rn в приземном воздухе вблизи уранового рудника оценивали расчётным путём и принимали равным 550 Бк/м^3 (в 10 м от источника выбросов), в подземных породах – 10 кБк/м^3 .

Таблица 8.12

Средние уровни содержания естественных радионуклидов вблизи уранового рудника ППГХО, Бк/кг сухой массы

Радионуклид	Почва, Бк кг ⁻¹	Растительность, Бк кг ⁻¹
^{238}U	125 ± 40	19 ± 6
^{226}Ra	72 ± 25	н/д
^{232}Th	48 ± 4	н/д
^{40}K	672 ± 30	148 ± 51

Согласно расчётным оценкам, мощности дозы облучения референтных организмов наземной биоты вблизи уранового рудника ниже экологически безопасных уровней облучения (БУОБ) (табл. 8.13).

Таблица 8.13

Мощности дозы облучения референтных организмов биоты вблизи уранового рудника ППГХО, мГр/сут (Крышев и др., 2012)

Референтные организмы	Внешнее облучение	Внутреннее облучение (без радона)	Внутреннее облучение (от радона)	Суммарная мощность дозы (округлённо)	БУОБ
Мышь-полёвка	0,001	0,01	0,0072	0,018	1
Сурок тарбаган	0,0014	0,01	0,11	0,12	1
Почвенный червь	0,0016	0,0052	-	0,007	1
Трава	0,0006	0,0221	-	0,023	10

Примечание. При оценке дозы внутреннего облучения биоты от α -излучателей принят взвешивающий коэффициент 10.

Максимальная мощность дозы облучения характерна для монгольского сурка тарбагана – 0,12 мГр/сут, или 45 мГр/год. Основной вклад в эту дозу вносит ингаляция радона. Мощность дозы внешнего облучения референтных организмов наземной биоты значительно ниже по сравнению с внутренним облучением. Для почвенных беспозвоночных (дождевой червь) основной вклад во внутреннее облучение вносят ^{226}Ra и ^{232}Th , а для травянистой растительности – ^{226}Ra и ^{238}U .

Поскольку территория в непосредственной близости от рудников является малой частью естественного ареала обитания локальных популяций организмов, можно сделать вывод, что на популяционном уровне влияние радиационного фактора на биоту при добыче урана незначительно.

Водная биота

Мощности дозы облучения водной биоты рассчитывали для нескольких водных объектов в районе расположения ППГХО: карьера ПГС-2, резервного водохранилища системы Умыкейских озёр и озера Ланцово, наиболее загрязнённых радионуклидами. Удельные активности естественных радионуклидов в воде этих водных объектов представлены в табл. 8.14. (Радиационная, 2011).

Таблица 8.14

Среднегодовые объёмные активности радионуклидов в воде открытых водоёмов в районе ППГХО

Радионуклид	Среднее значение*, Бк/л	Доверительный интервал, Бк/л	УВ по НРБ-99/2009, Бк/л
^{210}Pb	0,26	0,19 – 0,32	0,5
^{210}Po	0,16	0,13 – 0,19	0,66
^{226}Ra	0,13	0,05 – 0,19	0,12
^{230}Th	0,33	0,20 – 0,45	0,20
U-ест.	3,10	0,87 – 5,32	3,1

Примечание – * усреднено для следующих открытых водоёмов: система Умыкейских озёр, резервное водохранилище, карьер ПГС-2, озеро Ланцово.

В качестве референтных были выбраны организмы с разными типами обитания и накопления радионуклидов: двустворчатый моллюск, водные личинки насекомых, рыба, зоопланктон. Расчётные мощности дозы для водной биоты, обитающей в радиационно загрязнённых водоёмах в районе расположения ППГХО, представлены в табл. 8.15.

Таблица 8.15

Мощности дозы хронического облучения референтных организмов водной биоты в загрязнённых водных объектах в районе расположения ППГХО, мГр/сут (Крышев и др., 2012)

Референтные организмы	Мощность дозы	БУОБ
Моллюск двустворчатый	5,3	10
Рыба	0,16	1
Водные личинки насекомых	2,9	10
Зоопланктон	4,2	10

Наибольшие уровни хронического облучения характерны для водных беспозвоночных. Основной вклад в дозу у этих референтных организмов вносят ^{210}Po и ^{226}Ra . Мощности дозы облучения рыбы значительно ниже облучения моллюсков и других водных беспозвоночных. Для рыб наибольший вклад в мощность дозы дают ^{238}U и ^{230}Th .

Согласно представленным оценкам уровни облучения референтных организмов водной биоты в наиболее радиационно загрязнённых водных объектах в пределах СЗЗ ППГХО остаются ниже пороговых уровней появления детерминированных эффектов ионизирующей радиации. За пределами СЗЗ ППГХО мощности дозы облучения организмов биоты не отличаются от фоновых уровней.

Для более точных оценок дозы облучения биоты и выявления возможных радиационных эффектов целесообразно проводить систематический радиоэкологический мониторинг, включая исследования возможного влияния на биоту, обусловленного химической токсичностью урана и других элементов.

8.8. Оценка радиационного воздействия на морскую биоту Северной Атлантики

Международная комиссия OSPAR по защите и сохранению Северной Атлантики и её ресурсов разработала и осуществляет стратегический план действий для защиты морской среды Северо-Атлантического региона от вредных воздействий техногенной активности с целью защиты здоровья людей и сохранения морских экосистем, а также по мере возможности восстановления нарушенных морских территорий. В отношении радиоактивных загрязнителей стратегический план действий предусматривает анализ ситуаций радиоактивного загрязнения

морской среды, включая идентификацию источников, путей воздействия, радиационное воздействие на людей и морские экосистемы. В качестве своего вклада в выполнение стратегического плана Еврокомиссия организовала проект MARINA II (1999 – 2002 гг.), в котором наряду с оценками доз облучения людей от загрязнения морской среды были выполнены оценки дозовых нагрузок и возможных радиационных эффектов на представителей морской биоты, обитающей в Северной Атлантике в пределах зоны OSPAR (MARINA II, 2003).

Оценки доз на морскую биоту OSPAR региона (Sazykina, Kryshev, 2002a,б) были выполнены для прибрежных морских экосистем в районах расположения крупных европейских предприятий, осуществляющих сбросы радиоактивности в морскую среду, в том числе

- прибрежные воды вблизи радиохимических заводов в Селлафильде (Sellafield, Великобритания) и Ла Аге (La Hague, Франция);
- прибрежные морские воды вблизи АЭС (АЭС Рингхалс, Швеция);
- морской участок вблизи крупного завода по производству фосфатных удобрений в Уайтхевене (Whitehaven, Великобритания), где имеется сброс повышенных количеств естественных радионуклидов;
- Баренцево море (открытое море), которое рассматривалось как относительно чистая зона с глобальными уровнями техногенной радиоактивности в морской среде.

Оценки доз на референтные виды морских организмов были выполнены на основе многолетних мониторинговых данных о содержании техногенных радионуклидов в организмах, а также в среде их обитания (вода и донные отложения). В анализе рассматривался единый набор референтных видов морской биоты для OSPAR региона – моллюск (мидия), краб, треска, камбала, что дало возможность корректного сопоставления уровней облучения организмов в разных морских участках (Sazykina, Kryshev, 2002a,б). На рис. 8.2 показаны мощности дозы облучения морских моллюсков (мидии) в зонах воздействия радиоактивных сбросов перечисленных выше крупных европейских предприятий, расположенных на побережье Северной Атлантики.

В течение исследованного периода (начало 1980-х – конец 1990-х гг.) рассчитанные мощности дозы на референтные организмы не превышали порога в 1 мГр/сут, варьируя для разных участков от 10^{-9} до 10^{-4} Гр/сут. При этом в зонах крупных предприятий со значительными сбросами радионуклидов в морскую среду дозы техногенного облучения морской биоты были на 1 – 2 порядка выше природного фона.

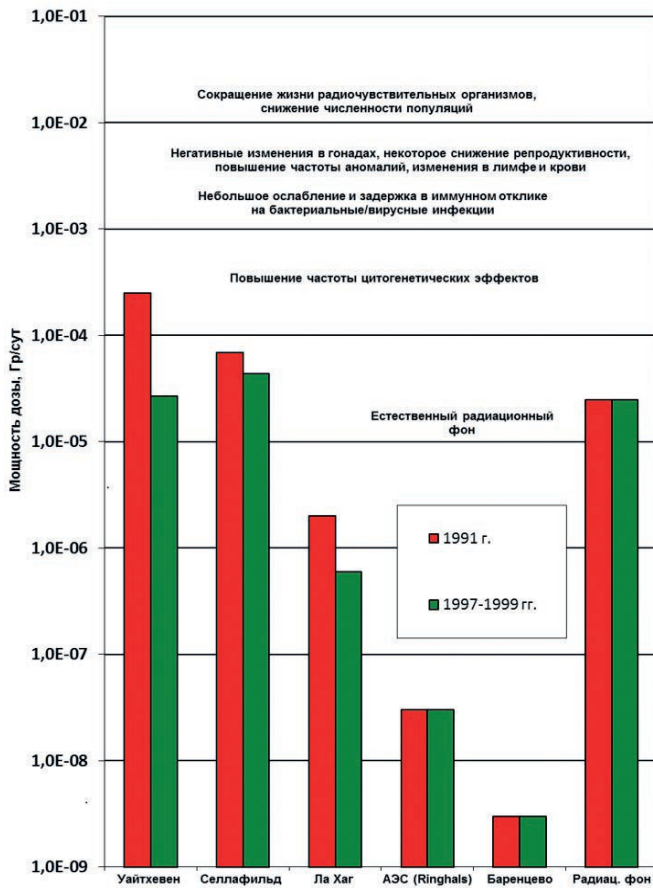


Рис. 8.2. Техногенные мощности дозы облучения морских моллюсков в прибрежных районах расположения крупных европейских предприятий, осуществляющих сбросы радиоактивности в морскую среду, в сопоставлении со шкалой радиационных эффектов у водных организмов (Sazykina, Kryshev, 2002a,b)

8.9. Дозы облучения морской биоты в районе расположения аварийной АЭС «Фукусима» (Япония) в ранний период после аварии (март – май 2011 г.)

В результате катастрофических землетрясения и цунами 11 марта 2011 года, на атомной электростанции «Фукусима», расположенной на восточном побережье острова Хонсю (Япония), возникла аварийная

ситуация, сопровождавшаяся поступлением радионуклидов в атмосферу и морскую среду.

Для оценки мощностей доз облучения объектов морской биоты использовали удельные активности радионуклидов в морской воде в период с 21 марта по 8 мая 2011 года в двух зонах: в прибрежной части моря вблизи АЭС; в открытом море на удалении около 30 км от АЭС. Наибольшее значение в рассматриваемый период имели из короткоживущих радионуклидов – ^{131}I (с периодом полураспада 8 сут), из долгоживущих – ^{137}Cs (период полураспада 30 лет) и ^{134}Cs (период полураспада два года). Распределение удельной активности радионуклидов в морской воде было неоднородным в пространстве и неравновесным во времени. Вблизи сбросных каналов в прибрежной части моря, диапазон изменения среднесуточной удельной активности ^{131}I составлял 1–50 кБк/л, $^{137,134}\text{Cs}$ – 0,1 – 20 кБк/л. В открытой части моря радиоактивность проб воды была значительно ниже по сравнению с прибрежной частью (в среднем в 300 – 400 раз), т.е. происходило значительное разбавление уже на относительно небольшом расстоянии в 30 км от АЭС.

Динамика радиоактивного загрязнения морской биоты в ранний период аварии рассмотрена в главе 6, раздел 6.6.

Мощности дозы облучения морской биоты оценивали методами, изложенными в главе 7, значения дозовых коэффициентов для референтной морской биоты даны в табл. 8.16. В качестве репрезентативных организмов были выбраны рыба, моллюски и водоросли.

Таблица 8.16

Активности радионуклидов в морской воде и дозовые коэффициенты для оценки мощности доз облучения морской биоты в районе аварийной АЭС «Фукусима» (март – май 2011 г.)

Параметр	^{131}I	^{137}Cs	^{134}Cs
Удельная активность радионуклида в морской воде, Бк/л: прибрежная зона, открытое море.	$(6,8 \pm 3,4) \cdot 10^3$ 17 ± 10	$(2,9 \pm 1,4) \cdot 10^3$ 10 ± 6	$(2,6 \pm 1,2) \cdot 10^3$ 9 ± 5
Дозовые коэффициенты внутреннего облучения (мкГр/ч)/(Бк/кг):			
рыба,	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4}$
моллюски,	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$1,5 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-4}$
водоросли	10^{-4}	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$9,5 \cdot 10^{-5}$

Окончание таблицы 8.16

Параметр	¹³¹ I	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs
Дозовые коэффициенты внешнего облучения (мкГр/ч)/(Бк/кг):			
рыба,	2·10 ⁻⁴	2,9·10 ⁻⁴	8,1·10 ⁻⁴
моллюски,	2,1·10 ⁻⁴	3,2·10 ⁻⁴	8,7·10 ⁻⁴
водоросли	2,3·10 ⁻⁴	3,4·10 ⁻⁴	9·10 ⁻⁴

Усреднённые оценки показывают, что в прибрежной морской зоне вблизи аварийной АЭС мощности доз внутреннего облучения рыб и моллюсков в основном были обусловлены изотопами цезия (табл. 8.17). Более высокие уровни внутреннего облучения водорослей по сравнению с рыбой и моллюсками были обусловлены аккумуляцией ими радиоактивного йода. Поскольку период полураспада ¹³¹I составляет 8 суток, при условии прекращения поступления в морскую среду значительных количеств этого изотопа, мощности дозы облучения водорослей будут снижаться со временем. Мощности дозы внешнего облучения от морской воды примерно сопоставимы между собой для репрезентативных объектов биоты и значительно ниже уровней внутреннего облучения.

Таблица 8.17

Оценки дозы облучения морской биоты в районе аварийной АЭС «Фукусима» в марте – мае 2011 года, 10⁻⁶ Гр/ч, с использованием равновесных коэффициентов накопления (Крышев, Сазыкина, 2011)

Компонент облучения	Рыба	Моллюски	Водоросли
Прибрежная зона вблизи АЭС			
Внутреннее облучение, в том числе:			
¹³¹ I	48	53	710
¹³⁴ Cs	8	8	680
¹³⁷ Cs	19	19	12
	21	26	18
Внешнее облучение от воды, в том числе:			
¹³¹ I	4,3	4,6	4,9
¹³⁴ Cs	1,4	1,4	1,6
¹³⁷ Cs	2,1	2,3	2,3
	0,8	0,9	1,0

Окончание таблицы 8.17

Компонент облучения	Рыба	Моллюски	Водоросли
Открытое море, 30 км от АЭС			
Внутреннее облучение, в том числе:	0,16	0,18	1,8
¹³¹ I	0,02	0,02	1,7
¹³⁴ Cs	0,07	0,07	0,04
¹³⁷ Cs	0,07	0,09	0,06
Внешнее облучение от воды, в том числе:	0,014	0,015	0,015
¹³¹ I	0,004	0,004	0,004
¹³⁴ Cs	0,007	0,008	0,008
¹³⁷ Cs	0,003	0,003	0,003
Внешнее облучение от дон- ных отложений, в том числе:	11	12	12,4
¹³¹ I	0,2	0,3	0,3
¹³⁴ Cs	7,7	8,3	8,5
¹³⁷ Cs	3,1	3,4	3,6

Динамика мощности дозы облучения пелагической рыбы для прибрежного участка вблизи АЭС «Фукусима» и открытого моря, рассчитанные по равновесной и динамической моделям, представлены на рис. 8.3. Радиоэкологическое равновесие в распределении долгоживущих радионуклидов (¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs) в системе «вода – рыба» отсутствовало спустя два месяца после радиационной аварии на АЭС «Фукусима» как для прибрежного участка вблизи АЭС, так и для открытого моря, поскольку скорость очищения воды существенно превышала скорость самоочищения рыбы от этих радионуклидов (Kryshch et al., 2012). Максимальные мощности дозы облучения рыбы прибрежного участка по равновесной модели оценены для периода 30 марта – 2 апреля 2011 года 4 – 8 мГр/сут, по динамической модели для этого же периода такие оценки ниже и составляют 0,9 – 1,2 мГр/сут. Мощности дозы облучения рыбы прибрежного участка в период 1 – 6 мая 2011 года, оценённые по равновесной модели, составляли 0,02 – 0,03 мГр/сут, тогда как расчёт по динамической модели показывает на порядок более высокие уровни облучения рыб 0,4 – 0,5 мГр/сут.

Таким образом, если в течение первых 20 дней после аварии равновесная модель даёт более консервативную оценку мощностей доз

облучения рыб, то в последующий период использование равновесных коэффициентов накопления будет приводить к занижению оценок уровней загрязнения рыб ^{137}Cs и ^{134}Cs , и, соответственно, уровней внутреннего облучения рыб от этих радионуклидов. В целом за рассмотренный период 21 марта – 8 мая 2011 года оценка средней за 49 дней мощности дозы облучения рыб прибрежного участка по равновесной модели 1,2 мГр/сут оказалась более консервативной, чем оценка по динамической модели 0,6 мГр/сут. Средняя мощность доз облучения рыб открытого моря на расстоянии 30 км от АЭС «Фукусима» за исследуемый период оценена по равновесной модели $4,3 \cdot 10^{-3}$ мГр/сут, по динамической модели – $1,7 \cdot 10^{-3}$ мГр/сут.

Из анализа результатов расчётов уровней облучения биоты, представленных на рис. 8.3, можно сделать вывод об отсутствии радиоэкологического равновесия спустя более месяц после начала радиационно опасной ситуации на АЭС «Фукусима» как в прибрежной зоне вблизи

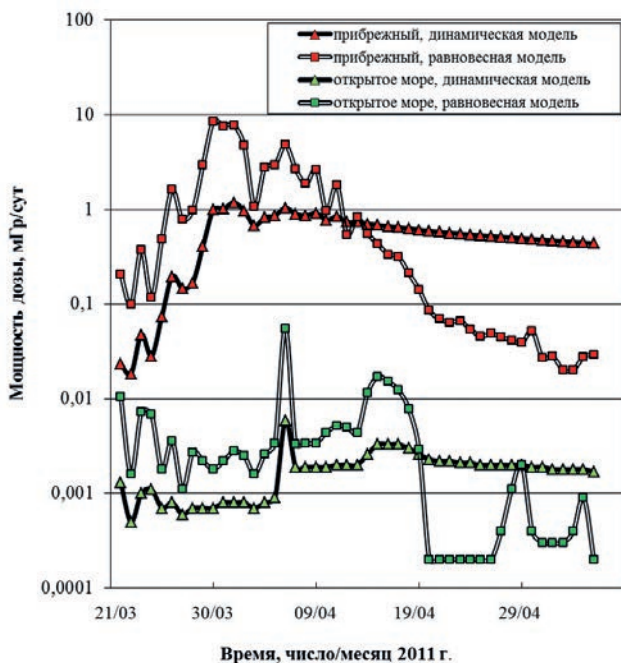


Рис. 8.3. Динамика изменений мощности дозы внутреннего облучения рыбы в прибрежной части моря вблизи аварийной АЭС «Фукусима» и в открытом море в 30 км от АЭС в ранний период после аварии 2011 года (Крышев, Крышев А., 2011).

АЭС, так и в открытом море. Отмечается чередование повышений и понижений уровней облучения рыбы в диапазоне $(1 - 10) \cdot 10^{-5}$ Гр/ч и более в прибрежной зоне и $(1 - 10) \cdot 10^{-7}$ Гр/ч – в открытом море. В обеих зонах наблюдалось некоторое увеличение мощности дозы облучения рыбы и другой биоты после 4 апреля 2011 года, когда был дополнительный сброс радиоактивных вод. В последующем отчётливо проявилась тенденция снижения мощности дозы.

8.10. Сравнительные оценки уровней облучения водных организмов при нормальной работе предприятий ядерной индустрии и в результате крупных радиационных аварий

В характере и особенностях радиоактивного загрязнения окружающей среды вследствие аварий на АЭС «Фукусима» и Чернобыльской АЭС имеют место существенные различия. На АЭС «Фукусима» аварийная ситуация возникла на остановленных ядерных реакторах вследствие отказа системы охлаждения и сопровождалась сбросами радиоактивности в морскую среду, а также локальными выбросами в атмосферу.

На Чернобыльской АЭС аварийный выброс в конце апреля 1986 года произошёл при работающем ядерном реакторе и вызвал загрязнение окружающей среды на больших территориях.

Кыштымская радиационная авария произошла в результате аварийного выброса радионуклидов из хранилища жидких радиоактивных отходов ПО «Маяк» 29 сентября 1957 года; в результате аварии образовался Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС).

Несмотря на существенные различия в причинах и характере радиоактивного загрязнения радиационных аварий, представляет интерес сравнительная оценка их радиоэкологических последствий для биоты.

Из трёх рассмотренных радиационных аварий наименьшие мощности дозы облучения морской биоты имели место в прибрежной зоне, вблизи АЭС «Фукусима». Мощности дозы внутреннего облучения рыбы и моллюсков в этой зоне в марте-апреле 2011 года в этой зоне в среднем составляли 0,08 и 0,09 мГр/ч соответственно. Основной вклад в облучение вносили ^{137}Cs и ^{134}Cs (более 80 %), а также ^{131}I .

Наиболее высокие мощности дозы облучения водной биоты характерны для водоёмов в зоне отчуждения на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа после Кыштымской аварии. Мощности дозы внутреннего облучения рыб и моллюсков в озере Урусукуль

достигали в 1957 году 0,3 и 1,2 мГр/ч соответственно. Основной вклад в облучение биоты в первый период после аварии в сентябре-октябре 1957 года вносили ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{106}Ru , ^{144}Ce , в долгосрочном аспекте – ^{90}Sr .

Несколько меньшие уровни облучения биоты имели место в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС. Для рыб и моллюсков водоёма-охладителя АЭС мощность дозы внутреннего облучения достигала в апреле-мае 1986 года – 0,12 и 0,2 мГр/ч соответственно. Основной вклад в облучение водной биоты вносили ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{140}Ba , ^{140}La , ^{141}Ce , ^{144}Ce . В последующем по мере распада короткоживущих радионуклидов основной вклад в формирование мощностей дозы облучения биоты зоны отчуждения стали вносить ^{137}Cs , ^{134}Cs и ^{90}Sr . При этом мощность дозы облучения к 1987 году заметно снизилась.

Следует отметить, что по данным радиоэкологических исследований не наблюдалось катастрофического радиационного воздействия на водные экосистемы в зонах отчуждения Чернобыльской АЭС и Восточно-Уральского радиоактивного следа на биоценологическом и популяционном уровнях, т.е. эти экосистемы сохранили свою жизнеспособность (Kryshch et al., 2005; Крупные, 2001; Радиэкологические, 1991).

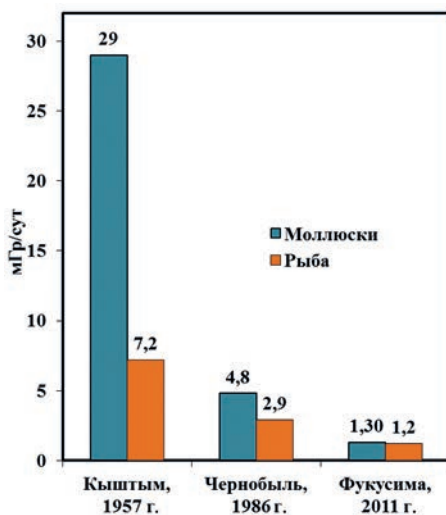


Рис. 8.4. Сравнение уровней внутреннего облучения представителей водной биоты в ранние периоды после крупных радиационных аварий (Kryshch, Sazykina, 2012): озеро Урускуль в центральной части Кыштымского радиоактивного следа (сентябрь-октябрь 1957 г.); водоём-охладитель Чернобыльской АЭС (апрель-май 1986 г.); прибрежная морская зона вблизи аварийной АЭС «Фукусима» (март – май 2011 г.)

Глава 9. Формирование методологии радиационной безопасности окружающей среды

До начала 1990-х гг. общепринятой являлась антропоцентрическая концепция, повсеместно принималось, что если люди адекватно защищены, то и другие живые существа, очевидно, достаточно защищены, хотя не обязательно на уровне индивидуальных особей. Вплоть до рекомендаций МКРЗ 1990 года эта международная парадигма оставалась в силе. Справедливость этой концепции подвергалась критическому анализу в трудах Р.М. Алексахина, Г.Г. Поликарпова и др. (Алексахин, 1982; Polikarpov, 1998; Поликарпов, 2000; Алексахин, Фесенко, 2004). В последние десятилетия произошла смена парадигмы в отношении радиационной безопасности окружающей среды. После принятия Декларации устойчивого развития 1992 года в Рио-де-Жанейро (Декларация, 1992) была начата деятельность МКРЗ, МАГАТЭ и Евросоюза по разработке методологии оценок радиологического воздействия на природную биоту. С этой целью в МКРЗ была создана рабочая группа, а позже и специальный комитет по этой тематике. В начале XXI века ряд научно-методологических проектов был финансируван Еврокомиссией (EPIC, ERICA, FASSET, PROTECT и др.). Результаты выполненных исследований легли в основу новых рекомендаций МКРЗ (ICRP 2003, 2007). Антропоцентрическая парадигма была заменена на более общую, требующую доказательств радиационной безопасности окружающей среды независимо от присутствия или отсутствия человека. После разработки общей методологии потребовалась большая работа по преобразованию научно-методических исследований в регулирующие документы.

С учётом результатов выполненных исследований в международных нормах безопасности МОНБ-2014 (IAEA, 2014) было сформулировано требование о необходимости подтверждения (а не гипотетического предположения) защиты природной среды при использовании атомной энергии.

Не следует противопоставлять друг другу концепции антропоцентризма и экоцентризма. Более корректно говорить об эколого-антропоцентрическом дуализме, в соответствии с которым при использовании ядерных технологий должно быть обеспечено существование благоприятной для человека среды обитания с устойчивым функционированием экосистем. Потребность человека в окружающей среде хорошего качества является такой же существенной потребностью, как и потребность в пище и энергии.

Включившись в международную активность по устойчивому развитию человечества, МКРЗ сделал вывод о глобальном значении защиты окружающей среды и организовал рабочую группу по разработке методологии радиационной защиты биоты (ICRP 2003, 2008a). Ключевой рекомендацией рабочей группы было предложение о разработке подхода радиологической защиты биоты в методическом формате, сходном с радиологической защитой человека, так чтобы оценки безопасности биоты не приводили к неоправданному усложнению анализа безопасности. В частности, по аналогии с референтным человеком было предложено ввести ограниченный набор гипотетических «референтных животных и растений» с установленными размерными, метаболическими и дозиметрическими характеристиками (ICRP, 2003, 2008a). Набор референтных организмов был выбран таким образом, чтобы отразить все возможные пути облучения и разные уровни радиочувствительности организмов, обитающих в радиоактивно загрязнённой экосистеме. Подробные характеристики гипотетических референтных животных и растений были представлены в последующих публикациях МКРЗ, дозовые коэффициенты внутреннего и внешнего облучения были опубликованы для 75 радионуклидов и всех референтных типов организмов (ICRP, 2008, 2017). Тем не менее методология не исключает использование местных типов организмов при необходимости.

В дальнейшем на базе рабочей группы был образован Комитет 5 МКРЗ, продолживший работу по формированию методологии радиационной защиты биоты. В целом было принято, что радиационная защита окружающей среды должна обеспечивать поддержание видового разнообразия, защиту отдельных видов, поддержание естественных местообитаний, популяций и экосистем (ICRP, 2007). В плане практического применения был сформулирован следующий важный принцип методологии: поскольку эффекты радиации на популяционном уровне зависят от проявления их на уровне индивидуальных организмов, методология ограничений облучения фокусируется на уровнях воздействия, относящихся к индивидуальным организмам. Тем не менее вопрос о связи индивидуальных и популяционных эффектов находится в стадии разработки, и меры по защите индивидуальных организмов могут оказаться недостаточными для защиты популяции (ICRP, 2008a).

Следующей задачей методологии была разработка дозовых ограничений, аналогичных дозовым уровням, вводимым для человека. В отчёте НКДАР 1996 года была собрана информация о потенциальных и

реальных уровнях облучения организмов биоты и об эффектах острого и хронического облучения на растения и животных (UNSCEAR, 1996). В отчёте НКДАР 2011 года (UNSCEAR, 2011) данные по облучению и эффектам на биоту были дополнены исследованиями в Чернобыле; было рекомендовано использовать достоверные данные в оценках потенциальных эффектов радиационного воздействия.

В связи с тем, что референтные организмы имеют разные уровни радиочувствительности, на основе имеющихся радиобиологических данных МКРЗ были рекомендованы диапазоны референтных уровней дозовых нагрузок (DCRL – derived consideration reference levels), при которых могут ожидать радиационные эффекты разной степени тяжести. Численные значения DCRL приняты различными для разных референтных организмов, нижние границы появления эффектов находятся на уровнях от 4 до 400 мкГр/ч; предполагается, что диапазоны референтных дозовых нагрузок будут в дальнейшем уточняться по мере накопления новых знаний. Для оценок безопасности биоты рекомендовано использовать нижние границы референтных дозовых диапазонов, соответствующих уровням отсутствия радиационных эффектов. При хроническом радиационном воздействии мощность дозы 10 мкГр/ч была рекомендована для идентификации ситуаций, которые не требуют регулирования (скрининговое значение). В Публикации 91 МКРЗ «Рамочная программа разработки системы оценки радиационных эффектов у представителей флоры и фауны, за исключением человека» предложена концепция обеспечения безопасности биоты, отличной от человека (ICRP, 2003). Дальнейшее развитие методология получила в Публикации 108 МКРЗ «Защита окружающей среды: концепция и использование референтных животных и растений» (ICRP, 2008a). В Публикации 108 МКРЗ предложена концепция использования для оценок радиологической обстановки ограниченного набора референтных типов животных и растений с заданными эколого-дозиметрическими характеристиками, аналогично применению стандартной модели «референтного человека» в радиационной дозиметрии человека. Предложенный набор референтной биоты не является окончательным и может быть дополнен другими видами. В Публикации МКРЗ 114 приведены сводки коэффициентов накопления радионуклидов для референтных типов биоты, которые предназначены для определения уровней облучения биоты, обитающей в радиоактивно загрязнённой окружающей среде (ICRP, 2009). Описание методов проведения оценок воздействия

радиации на окружающую среду в разных условиях облучения приведено в Публикации 124 МКРЗ «Защита окружающей среды в различных ситуациях облучения» (ICRP, 2014).

Таким образом, усилиями мирового научно-технического сообщества сформированы основы новой методологии радиационной защиты биоты, включающей следующие компоненты:

- основная концепция, общие положения, объекты защиты;
- типы радиационных эффектов, базы данных по радиационным эффектам у представителей биоты, шкала «дозы – эффекты»;
- расчёт доз на организмы, отличные от человека;
- количественные характеристики опасных и безопасных дозовых нагрузок на отдельные группы видов биоты;
- производные характеристики окружающей среды, такие как контрольные концентрации радионуклидов в окружающей среде, превышение которых обеспечивает радиационную защиту биоты.

Базовая методология и практические рекомендации по обеспечению радиационной безопасности природной биоты разрабатываются в последние десятилетия объединёнными международными усилиями в рамках программ МАГАТЭ, Евросоюза и национальных программ отдельных стран и обобщаются МКРЗ. Основной практической задачей этой работы является формирование нормативных документов и экологических критериев радиационной безопасности биоты для использования регулирующими и контролирующими организациями, ответственными за радиационную безопасность окружающей среды.

Главы 10–13 посвящены научному обоснованию методологии радиационной безопасности окружающей среды.

Перед тем как перейти к научно-практическим аспектам радиационной защиты природной биоты, сформулируем основные положения методологии.

9.1. Общая концепция

Парадигма радиационной безопасности биоты

Концепция радиационной защиты биоты, принятая МКРЗ (ICRP, 2009), предполагает, что для защиты биоты не требуется защищать каждый индивидуальный организм, как это требует парадигма радиационной защиты людей. Предполагается, что для биоты достаточно

защиты на уровне популяций (локальных самоподдерживающихся групп организмов одного вида) и локальных экосистем, при этом повреждение небольшого количества особей, не приводящее к статистически значимому сокращению численности популяции, предполагается допустимым. Необходимым условием является также обеспечение естественного функционирования локальных и глобальных экосистем с поддержанием биоразнообразия видов и выполнения ими экологических функций по трансформации энергии и циркуляции химических элементов (Крышев, 1993; Крышев и др., 2010).

Референтные типы детерминированных радиационных эффектов для природной биоты

Имея в виду принятую парадигму защиты биоты, для целей нормирования воздействия радиации на природную биоту были отобраны референтные типы детерминированных эффектов, которые непосредственно определяют выживание, воспроизводство и конкурентные возможности популяций организмов в условиях дикой природы:

- увеличение заболеваемости (morbidity);
- ухудшение репродуктивной способности (reproduction);
- снижение продолжительности жизни организмов в популяции (life shortening);
- не прямые (экологические) эффекты радиации, связанные с изменениями экологических взаимодействий между видами биоты.

Дозовые нагрузки как основной критерий воздействия ионизирующей радиации на биоту

При рассмотрении опасности для живых организмов при воздействии ионизирующей радиации в качестве основных характеристик воздействия, согласно (МКРЗ ICRP, 2009), приняты величины поглощённой дозы и мощности дозы.

Определение опасности ионизирующего излучения для природных организмов определяется на основе соотношений «доза – эффект», при этом в методологии особое внимание уделяется ситуациям хронического пожизненного облучения.

Оценки мощности дозы, как правило, проводятся в предположении равномерного распределения радионуклидов по всему организму (для инкорпорированных излучателей). При оценках внешнего облучения организмов распределение радионуклидов в каждом компоненте

окружающей среды также предполагается равномерным. Несмотря на то, что организмы биоты имеют самую разнообразную форму, при расчётах дозовых нагрузок используются упрощённые дозиметрические модели, аппроксимирующие организм сферой или эллипсоидом. С учётом того, что природные организмы имеют жизненные циклы различной продолжительности, дозовые нагрузки рассчитываются в единицах мощности дозы в мГр/сут либо мкГр/ч. В целом дозиметрия биоты является более сложной, чем дозиметрия человека, в связи с огромным разнообразием форм живой природы. Методы расчёта доз на биоту изложены в главе 7 настоящей книги.

Референтные типы биоты как объекты радиационной защиты

В связи с большим количеством видов организмов, обитающих в биосфере, оценки дозовых нагрузок производятся для небольшого типового набора референтных видов или объектов биоты (ICRP, 2009). Для выбора референтных видов используются следующие критерии: экологическая значимость, доступность для радиоэкологического мониторинга, величина дозы облучения, радиочувствительность, способность к самовосстановлению (подробнее см. раздел 8.1, глава 8). Наборы референтных видов подобраны для наземных и водных экосистем. Конкретные виды референтных типов биоты, их характеристики и принципы отбора описаны в публикациях МКРЗ (ICRP, 2003, 2008). Использование референтных организмов с фиксированными размерами и характером контактов с загрязнённой окружающей средой аналогично использованию понятия «референтный человек» в радиологической защите.

Парадигма порогового действия радиации в радиационной защите биоты

Поскольку МКРЗ для оценки действия радиации на природную биоту рассматривает детерминированные, а не стохастические эффекты, естественной является парадигма порогового действия радиации на биоту (ICRP, 2008a). Важнейшей задачей в разработке методологии является научный выбор допустимых уровней хронического пожизненного облучения организмов, при которых не будут наблюдаться статистически значимые проявления эффектов на заболеваемость, репродукцию и продолжительность жизни организмов. С учётом различной радиочувствительности отдельных групп организмов очевидно, что допустимые безопасные уровни «нет эффекта» имеют различные значения для разных

групп видов (например позвоночных и беспозвоночных животных, растений и т.д.). С целью определения контрольных безопасных уровней облучения биоты была выполнена большая работа по формированию баз данных о радиационных эффектах у наземных и водных животных и растений, был проведён статистический анализ данных. Были установлены научно рекомендованные значения допустимого хронического радиационного воздействия и пороговые уровни облучения, вызывающие радиационные эффекты различной степени тяжести. Подробная информация о базах данных, их статистическом анализе и выбранных допустимых дозовых нагрузках дана в последующих главах – 10 и 11.

Парадигма поэтапного подхода к анализу радиоэкологической ситуации

В основных международных требованиях радиационной безопасности ОНБ (IAEA, 2014) был установлен принцип поэтапного подхода к оценкам радиационной безопасности, при котором детальность анализа должна соответствовать ожидаемым уровням радиационных рисков, связанных с конкретным радиационным объектом. Сходный принцип поэтапного подхода был реализован и в новой методологии анализа радиационной безопасности природной биоты. Первой ступенью оценки безопасности является скриннинговый анализ. Для целей скриннингового анализа дозовые нагрузки на референтные виды биоты сравниваются с установленными пороговыми значениями, которые соответствуют наивысшим уровням, при которых эффекты ещё не наблюдаются, т.е. уровням «нет эффекта», аналогично анализу, проводимому в химической токсикологии. В случае, если ожидаемые уровни облучения ниже пороговых скриннинговых значений, радиационная безопасность биоты считается доказанной – и дальнейший анализ не производится. В случае превышения скриннингового порога для каких-либо референтных групп организмов, анализ переходит на вторую ступень сложности, в которой производится более расширенный анализ радиологической ситуации с привлечением местных данных. В случае, если местные дозовые нагрузки превышают нижние пороги установленных референтных уровней (DCRL) появления статистически значимых радиационных эффектов у индивидуальных организмов, рассмотрение переходит на третий уровень сложности с оценкой реальных радиационных рисков.

Согласованность методического подхода к радиационной безопасности биоты с оценками риска для нерадиоактивных вредных веществ

Многоуровневый (от простого к более сложному) подход к проведению оценок воздействия стрессоров на окружающую среду был инициирован и разработан первоначально для оценок воздействия вредных химических веществ на биоту (Suter, 1990; EC, 1993, 2003; Suter et al., 2000; ССМЕ, 2002; EC & HC, 2003; Ecological, 2006) и впоследствии принят в методологии оценок радиационной безопасности природной биоты. Как правило, независимо от стрессора, оценки воздействия могут включать до трёх уровней сложности. На каждом вышестоящем уровне увеличиваются требования к количеству и качеству входной информации для проведения анализа. На первом скрининговом уровне используется только самая общая информация о рассматриваемой радиологической ситуации без привлечения дополнительных исследований, задаются консервативные предположения о поступлении радиоактивности и её распределении в окружающей среде. Полученные оценки воздействия сравниваются с референтными скрининговыми уровнями, которые консервативно заведомо обеспечивают безопасность биоты. Целью проведения скринингового анализа является выявление тривиальных, заведомо безопасных радиологических ситуаций, которые бессмысленно рассматривать более подробно. Если радиационное воздействие оказывается выше скринингового порога, производится анализ на более высоком втором уровне с привлечением уточнённых данных о характеристиках распространения радионуклидов в окружающей среде и накопления биотой. Если и с уточнёнными данными скрининговый уровень превышает, анализ переходит на третий уровень сложности, требующий, как правило, сбор и анализ локальных данных об активностях радионуклидов в компонентах абиотической среды и биоты и расчёт дозовых нагрузок по реальным данным. Далее дозовые нагрузки на установленные референтные организмы сравниваются уже не с единым скрининговым уровнем, а с контрольными уровнями для каждого референтного организма. При выполнении дозовых ограничений для всех стандартных референтных организмов биота считается защищённой от радиационного воздействия, при превышении доз принимается решение о необходимости проведения мероприятий по защите биоты путём изменения технологий и ограничения радиоактивных выбросов и сбросов. Применение многоуровневого подхода является

оптимальным в плане экономного расходования затрат на проведение оценок воздействия на окружающую среду (ОВОС) и оптимального баланса между уровнями ожидаемого риска и сложностью применяемой процедуры ОВОС.

Концепция экологического риска

Следует отметить отличие концепции радиационного риска для человеческой популяции и риска для биоты (ICRP, 2009; Крышев, Рязанцев, 2010). Концепция риска для человека основана на предположении о стохастическом беспороговом действии ионизирующей радиации. Под радиационным риском в медицинской трактовке понимается вероятность возникновения у человека или его потомства какого-либо вредного эффекта в результате облучения. В отличие от радиационного риска для человека, экологический риск для биоты рассматривается по отношению к детерминированным радиационным эффектам и представляет собой не стохастическую величину, а безразмерный коэффициент опасности, определяемый в соответствии с рекомендациями МКРЗ как отношение мощности дозы облучения организмов к экологически безопасному уровню облучения (БУОБ).

Особенностью методологии анализа экологического риска является переход от множества параметров радиационной обстановки к единому интегральному показателю качества окружающей среды – уровню экологического риска. Это позволяет сравнивать на единой методической основе различные объекты использования атомной энергии, ранжировать загрязнённые территории, оптимизировать мониторинг радиационной обстановки (см. главу 15).

9.2. Разработка методологии радиационной защиты окружающей среды, включая биоту

Развитие методологии в рамках международных проектов

Начиная с конца 1990-х гг., Европейская комиссия финансировала ряд международных научно-исследовательских проектов по радиационной защите биоты, в том числе: EPIC (Защита окружающей среды от ионизирующих загрязнителей в Арктике); FASSET (Система для оценки экологического воздействия); ERICA (Риск для окружающей среды от ионизирующей радиации: оценки и менеджмент); PROTECT (Защита окружающей среды от ионизирующей радиации в регулирующем

контексте), с целью развить научную методологию защиты природной биоты от ионизирующих загрязнителей (материалы проектов размещены на Интернет-сайтах). Проект EPIC был выполнен совместно с российскими специалистами (EPIC, 2003; Sazykina, Kryshev, 2003, 2006); в проектах FASSET и ERICA российские специалисты также принимали участие при обсуждении методологии и создании баз данных. Радиационная защита окружающей среды рассматривается на протяжении ряда лет в программах Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) – программы EMRAS, EMRAS II, MODARIA, MODARIA II, в которых авторы принимали непосредственное участие.

Работы проводились по следующим направлениям: создание баз данных по радиационным эффектам на флору и фауну; определение типов радиационных эффектов, обнаруживающихся в природной биоте; определение референтных (представительных) видов биоты для проведения радиоэкологических оценок; усовершенствование методик расчёта доз на биоту; определение безопасных и опасных уровней облучения биоты для использования в качестве контрольных величин в регулирующих документах; создание стандартных процедур оценок экологического риска.

Разработка научно-методических подходов в области радиационной безопасности видов, отличных от человека, является весьма сложной задачей, поскольку природные флора и фауна состоят из множества видов с параметрами радиочувствительности и биологическими характеристиками, различающимися в пределах нескольких порядков величин.

В последние годы в Европе получили развитие проекты по созданию структурного объединения, координирующего исследования в области радиоэкологии и радиационной безопасности окружающей среды (Крышев, Сазыкина, 2013; Санжарова, 2014; Thorne, 2018). Девять ведущих научных центров Европы сформировали Европейский радиоэкологический альянс ALLIANCE (European Radioecology Alliance, www.er-ALLIANCE.eu), который в дальнейшем расширился до 27 организаций из 14 стран (Thorne, 2018). Одним из первых проектов в рамках ALLIANCE стал проект EC STAR «Strategic Network for Integrating Radioecology» (Стратегическая сеть интегрирования радиоэкологии, www.radioecology-exchange.org), целью которого являлось создание сети обмена информацией по радиоэкологии, распространение знаний, обучение и ряд научных задач. В рамках ALLIANCE была разработана

Стратегия исследований в области радиоэкологических исследований и радиационной безопасности окружающей среды на период до 2020 года. Проект ЕС COMET «Coordination and Implementation of a pan-European instrument for radioecology» (Координация и внедрение пан-Европейской методологии в радиоэкологии, 2013–2017 гг.), наряду с научными задачами в рамках Стратегии радиоэкологических исследований, продолжил активность по обмену знаниями, тренингам и координации исследований. В последние годы осуществлялся европейский проект EJP-CONCERT (2015–2020) «European Joint Programme for the Integration of Radiation Protection Research» (Европейская объединённая программа по интегрированию исследований радиационной безопасности), направленный на развитие устойчивой структуры администрирования, планирования и определения приоритетных направлений исследований в области радиационной безопасности окружающей среды (Muikku et al., 2017).

Развитие методологии радиационной защиты биоты в России

Неоценимый вклад в создание отечественной радиоэкологии внесли В.И. Вернадский, Р.М. Алексахин, Д.И. Гусев, А.И. Ильенко, А.Е. Катков, Д.А. Криволицкий, Н.В. Куликов, В.И. Маслов, И.Н. Рябов, А.И. Таскаев, Н.В. Тимофеев-Ресовский, Ф.А. Тихомиров, В.А. Шевченко, И.А. Шеханова и другие исследователи. Труды этих замечательных учёных во многом стали фундаментальной основой теории и практики радиационной защиты окружающей среды.

Требования к обеспечению радиационной защиты окружающей среды содержатся в Федеральном законе № 7-ФЗ «Об охране окружающей среды». В соответствии с этим законом (статья 1, 23) при соблюдении нормативов допустимых выбросов и сбросов радиоактивных веществ в окружающую среду должны обеспечиваться условия, достаточные для устойчивого функционирования естественных экологических систем, природных и природно-антропогенных объектов, а также сохранения биологического разнообразия. Требование сохранения благоприятной окружающей среды содержится в методиках Ростехнадзора (Методика, 2012; Методика, 2016) и Росэннергоатома (Методика МТ, 2016).

Проблемы радиационной безопасности окружающей среды неоднократно обсуждались на заседаниях РНКРЗ. Рекомендовано ускорить разработку критериев и методических рекомендаций в области радиационной безопасности окружающей среды с учётом требований

федерального законодательства, новых международных норм безопасности и современного международного опыта в этой сфере.

На основе анализа отечественного и зарубежного опыта радиоэкологических исследований и рекомендаций МКРЗ в рамках ЦНТП Росгидромета специалистами НПО «Тайфун» разработаны методические рекомендации по оценке радиационной безопасности окружающей среды, включающие оценку радиоэкологического воздействия на объекты природной среды, порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в морских водах, пресной воде и почве, определение радиационного фона по данным мониторинга радиационной обстановки (Рекомендации, 2014, 2015, 2016а, 2016б, 2017, 2019, 2020, 2021а, 2021б). Более подробно методики Росгидромета рассмотрены в главе 12.

К настоящему времени достигнут существенный прогресс в создании научных основ радиационной безопасности окружающей среды, результаты изложены в главах 10–15. Разработаны международные базы данных по радиационным эффектам на биоту, включающие, наряду с зарубежными, уникальные результаты исследований отечественных специалистов. Выполнено научное обоснование концепции порогового действия ионизирующей радиации на биоту. На основе анализа экспериментальных данных предложены критерии радиационной безопасности биоты. Разработаны типовые модели оценки мощности дозы для референтных организмов. Проводятся работы по моделированию радиоэкологических последствий облучения биоты, в рамках которых продемонстрирована возможность построения количественной шкалы появления популяционных эффектов радиационного облучения для разных видов животных. Показана существенно более высокая радиотоксичность альфа-излучателей по сравнению с редкоионизирующим гамма-облучением, выявлена неоднородность альфа-излучателей по радиотоксичности. Разработана методология оценки экологического риска, апробированная в широком диапазоне ситуаций для территории ВУРС, Чернобыльского аварийного следа, а также в районах расположения российских АЭС, радиохимических комбинатов и уранового производства. Разработаны нормативно-методические документы, включающие оценку радиоэкологического воздействия, расчёт контрольных концентраций радиоактивных веществ по экологическим критериям, определение радиационного фона.

Вместе с тем многие научные и методические вопросы требуют дальнейших исследований. В числе актуальных задач следует назвать следующие: введение коэффициентов качества для альфа-излучателей

при расчётах доз на биоту; разработка методов расчёта доз на покровные ткани организмов биоты; разработка более детальной шкалы «дозы-эффекты» для организмов разных групп с учётом особенностей метаболизма; оценки ущерба биоте; анализ экологических процессов, усиливающих или ослабляющих радиационное повреждение в природных условиях (миграция, хищничество, паразитизм, конкуренция за ресурсы); исследование воздействия на биоту электрохимических факторов, сопутствующих радиации (продукты радиоллиза воды и воздуха, возможные изменения электрических характеристик атмосферы, химическая токсичность урана и других долгоживущих нуклидов и др.).

Глава 10. Международные базы данных по радиационным эффектам на биоту

10.1. Международные базы данных по радиационным эффектам в природной биоте

В рамках международных проектов в начале 2000-х гг. были созданы базы данных по соотношениям «доза – радиационный эффект» для организмов, отличных от человека (FASSET, 2003; EPIC, 2003; Sazykina, Kryshev, 2003, 2006). На основе баз данных, собранных в рамках проектов EPIC, FASSET, ERICA (Copplestone et al., 2008), была сформирована объединённая электронная база данных FREDERICA по радиационным эффектам в биоте (более 30000 записей на английском языке); доступна на английском языке на интернет-сайте www.frederica-online.org (FREDERICA, 2006).

Современные международные базы данных по радиационным эффектам, наблюдавшимся в дикой природе, были сформированы на основе концепции референтных типов детерминированных радиационных эффектов, рассмотренных в главе 9 (раздел 9.1). В связи с этим в базы включено лишь незначительное число данных по стохастическим генетическим нарушениям в биоте.

Эффекты хронического пожизненного облучения организмов изучены значительно меньше, чем опасности острого облучения. В мировой литературе преобладают данные по эффектам острого радиационного воздействия, преимущественно в высоких дозах, соответствующих

воздействию ядерного оружия. В международной базе данных по радиационным эффектам FREDERICA около 2/3 записей относится к острому облучению и только 1/3 – к хроническому (Copplesstone et al., 2008). Кроме того, подавляющая часть данных по радиационным эффектам получена в условиях лабораторного эксперимента, которые значительно отличаются от условий дикой природы.

В рамках проекта EPIC была собрана уникальная коллекция данных из русскоязычных публикаций, содержащая данные долгосрочных наблюдений за радиационными эффектами в природных популяциях животных и растений на загрязнённых территориях (в районах Кыштымской и Чернобыльской аварий, районах, загрязнённых естественными радионуклидами). Большая коллекция этих данных была собрана в рамках международного проекта EPIC и внесена в объединённую электронную базу FREDERICA (в переводе на английский язык). Материалы коллекции данных EPIC по радиационным эффектам в популяциях наземных и водных животных рассмотрены подробно в этой главе (раздел 10.3).

Международные радиобиологические архивы данных по радиационным эффектам у лабораторных животных (долгосрочные эксперименты)

Важным источником данных по радиационным эффектам хронического облучения на животных явились сводные Международные радиобиологические архивы долгосрочных экспериментов на лабораторных животных – International Radiobiological Archives of Long-term Animal Studies (IRA), доступ к архивам возможен с интернет-сайта <https://era.bfs.de>. Международные радиобиологические архивы включают в себя Европейские радиобиологические архивы (European Radiobiology Archives), Национальные архивы США (US National Radiobiology Archives) и Японские радиобиологические архивы (Japanese Radiobiology Archives). Общее описание данных в архивах с аннотациями результатов экспериментов и библиографией размещено в свободном доступе в Интернете, а также приведено в публикациях (International, 1996; Gerber et al., 1999; Birschwilks et al., 2011). Международные архивы содержат описания радиобиологических исследований, выполненных в период с 1960-х по 1990-е годы. Материалы Международных радиобиологических архивов были использованы нами для статистической оценки сравнительной вредности различных типов излучения и описаны в отдельной главе – Главе 11.

Рассматривая экспериментальную информацию по радиобиологии теплокровных животных (радиочувствительная группа животных), нужно признать, что только несколько лабораторных видов были систематически изучены, такие как мышь, крыса, кролик, собака, морская свинка и обезьяна. Для большинства других видов животных радиобиологическая информация или полностью отсутствует, или недостаточна. В то же время очень немногие из крупномасштабных радиационных экспериментов на животных, вероятно, будут выполнены в будущем из-за финансовых и этических проблем, связанных с радиационным облучением позвоночных животных. В этой связи трудно ожидать в дальнейшем существенного увеличения информативности существующих баз данных по радиационным эффектам облучения биоты.

10.2. Общая характеристика разнообразия радиационных эффектов на различных уровнях организации живых организмов

К настоящему времени накоплен более чем вековой опыт изучения радиационных эффектов в различных биологических объектах. Обширная информация относительно радиационных эффектов в клетках, органах и тканях организмов была получена в экспериментах с лабораторными млекопитающими (мыши, крысы, собаки, свиньи, обезьяны), сельскохозяйственными растениями, насекомыми и другими организмами (Pizzarello, Witcofski, 1975; Pizzarello, 1982; Ярмоненко, 1984; Rose, 1992; UNSCEAR, 1996). Имеются многочисленные данные о радиационных эффектах на здоровье людей, включая профессионалов, работающих с радиацией, пациентов, подвергавшихся облучению в медицинских целях, жертв ядерных испытаний и ядерных взрывов (Pizzarello, 1982; Coggle, 1983; Ярмоненко, 1984; Москалев, 1991; Mettler, Upton, 1995; Nias, 1998; Hall, 2000; Medical, 2008; IARC, 2001, 2012).

В то же время в радиобиологической литературе значительно меньше представлены данные, относящиеся к наблюдениям радиационных эффектов в дикой природе (Turner, 1975; IAEA, 1976, 1992; Blaylock, Trabalka, 1978; Алексахин, 1982, 1993; NCRP, 1991; UNSCEAR, 1996).

Ниже приводится краткий обзор различных радиационных эффектов, которые наблюдались в лабораторных экспериментах. Эта информация обеспечивает необходимую основу для понимания и правильной интерпретации радиационных эффектов, наблюдаемых в натуральных

условиях. В обзоре главное внимание уделяется эффектам, которые имеют важное значение для биоты, а именно радиационному воздействию на конкурентоспособность, воспроизводство и продолжительность жизни.

Эффекты радиации на клеточном уровне

Радиобиологические эффекты радиации в клетках и биологических тканях формируются не только непосредственно в момент поглощения энергии. Живые организмы развили в процессе эволюции целый ряд механизмов восстановления повреждений, вызванных различными вредными агентами, включая радиацию (Кузин, 1986; Nias, 1998). На клеточном уровне эти механизмы включают системы контроля клеточного цикла, системы восстановления повреждений ДНК и некоторые другие. Все восстановительные системы находятся во взаимодействии друг с другом.

Специальные ферментные комплексы могут восстановить некоторые виды разрывов и восстановить целостность ДНК. Ограниченное повреждение биомембран также может быть восстановлено. Несколько естественных антиокислительных систем, ферментативных и неферментативных (как тиолы, витамины и т.д.), могут инактивировать, по крайней мере, частично, свободные радикалы и радиотоксины (Nias, 1998; Кузин, 1986; Кудряшов, 2004).

Даже при низких дозах радиации повреждение некоторых клеток является необратимым. Такие клетки погибают и удаляются из тканей. Некоторые повреждённые клетки с не восстановленными или неправильно восстановленными участками ДНК или других структур погибают на более поздних стадиях клеточного цикла, иногда дефект проявляется даже после нескольких делений клетки, удалённых по времени от момента облучения.

Некоторые тонкие повреждения ДНК не опознаются системами репарации, они проходят через «механизмы контроля» в форме мутаций, которые могут быть выражены в будущих поколениях клеток или организмов. Эти эффекты геномной неустойчивости, вызванной радиацией, интенсивно исследуются в настоящее время.

В биологических клетках системы восстановления более эффективны при низких и умеренных уровнях повреждений. Кроме того, повреждения от гамма-лучей и бета-частиц более легко поддаются восстановлению, чем повреждения, вызванные альфа-частицами.

В целом развитие радиационных эффектов в живом организме является сложным процессом, в котором участвуют противоположные процессы разрушения и компенсации. Реализация радиобиологического эффекта распределена во времени, нередко имеет несколько стадий, где преобладают различные особенности эффекта. Эффект репараций повреждений объясняет известное явление, когда одинаковая доза производит большее повреждение в случае острого облучения и значительно меньшее действие в случае пролонгированного или фракционного облучения (Бак, Александер, 1966).

В природных условиях отрицательные цитогенетические изменения, вызванные радиацией, контролируются процессом естественного отбора. Организмы со сниженной жизнеспособностью, не способные эффективно бороться за выживание, удаляются из популяций естественным отбором.

Эффекты ионизирующей радиации на уровне организмов

Если доза острого лучевого облучения не слишком высока, компенсация радиационных повреждений начинается немедленно после облучения (Кузин, 1986; Mettler, Upton, 1995; Nias, 1998).

Восстановление вовлекает следующие процессы:

- нейтрализацию ионов и радикалов естественными антиоксидантами;
- внутриклеточное восстановление путём синтеза новых биомолекул взамен разрушенных или инактивированных;
- удаление погибших клеток, разрушенных биомолекул и радиотоксинов от организма;
- восстановление органов или тканей за счёт быстрого роста клеток, замещающих повреждённые ткани.

Некоторые повреждения, вызванные ионизирующим облучением, являются обратимыми, другие вызывают необратимое повреждение. При облучении низкими дозами редкоионизирующей радиации большинство повреждений имеет обратимый характер и практически не приводит к изменениям в здоровье организма. В случае массивного повреждения, являющегося результатом высоких доз радиации, доля необратимых повреждений может быть очень высокой, результатом может быть гибель организма или лучевая болезнь с длительным процессом восстановления.

Защитные механизмы в организмах имеют сложный характер. В широком смысле они включают барьерные свойства тканей, защитные

клеточные реакции, естественные бактерицидные свойства крови, лимфы и тканей, врождённый и приобретённый иммунитет.

Иммунная система животных является специализированной системой защиты организма от чужеродного биоматериала как внутреннего, так и внешнего происхождения. Иммунная система обеспечивает защиту от бактериальных/вирусных/паразитных инфекций; эта система ответственна за устранение мёртвых, модифицированных или чужеродных клеток, удаление чужеродных биомолекул из организма.

В позвоночных организмах компоненты иммунной системы – лимфатические и миелоидные ткани, лимфа и её клеточные компоненты – лимфоциты различных типов. Среди позвоночных животных млекопитающие имеют самую сложную и чувствительную иммунную систему. У беспозвоночных животных иммунная система более проста; главный механизм иммунного отклика – фагоцитоз.

Лимфатические и миелоидные ткани млекопитающих имеют высокую радиочувствительность. Например, острая доза 1,2–1,8 Гр достаточна, чтобы дезактивировать приблизительно 70 % человеческих В-лимфоцитов (Жербин, Чухловин, 1989). В результате облучения организма лимфоциты оказываются задействованными в процессах удаления радиотоксинов, повреждённых биомолекул и мёртвых клеток, при этом снижается их эффективность по защите от различных инфекций, которые постоянно атакуют организм (Эйдус, 1977; Шубик, 1977; Кузин, 1986). Ситуация усугубляется прямым радиационным повреждением лимфатических тканей и самих лимфоцитов; также деятельность лимфоцитов угнетают радиотоксины, распространяющиеся в крови и лимфе. Кроме того, повышение проницаемости мембран клетки в облучённых тканях способствует доступу микробных/вирусных/паразитарных инфекций в организм.

На уровне целого организма радиационные эффекты на иммунный статус могут быть сформулированы следующим образом (Антитела, 1972; Шубик, 1977; Pizzarello, 1982; Ярмоненко, 1984; Кузин, 1986; Mettler, Upton, 1995):

- общее увеличение восприимчивости облучённых организмов к различным инфекциям;
- развитие эндогенных инфекций, вызванных естественной кишечной микробной флорой, к которой в норме животные являются обычно устойчивыми;
- ослабление и задержка формирования антител к инфекционным агентам;

- увеличенная вероятность развития аллергических реакций у облучённых животных из-за чрезмерной активизации иммунных реакций избытком повреждённых биомолекул.

В результате недостаточности защитной функции иммунной системы облучённые организмы могут гибнуть не от радиации непосредственно, а от различных инфекций; таким образом радиационные эффекты могут маскироваться под естественную смертность. Неоднородное распределение определённых радионуклидов в тканях и органах приводит к неоднородному распределению дозовых нагрузок в организме. Повышенное облучение отдельных органов приводит к дисфункциям этих органов, которые проявляются в форме специфических болезней (Москалев, 1989, 1991).

Размножение – жизненно важная функция организмов. Репродуктивные органы, как известно, являются чувствительными к лучевому воздействию. Облучение половых органов может вызвать полное бесплодие в дозах, которые производят только незначительные изменения в гематологических показателях или в пищеварительной системе. Хотя повреждение гонад не имеет большого значения для выживания взрослого организма, временная или полная потеря репродуктивной способности многими организмами в популяции приводит к постепенному уменьшению численности популяции и наконец к её полному исчезновению.

Эмбрионы животных, как известно, являются очень чувствительными к радиации. У позвоночных организмов радиационные эффекты на эмбрионы проявляются в следующих формах (Влияние, 1964; Ярмоненко, 1984; Mettler, Upton, 1995; Hall, 2000; Кудряшов, 2004):

- преимплантационная и имплантационная гибель эмбрионов;
- сокращение размера выводка;
- деформации скелета;
- неразвитие/уродство органов и тканей;
- уменьшенный вес новорождённых организмов;
- уменьшенный потенциал выживания.

Облучение родительских особей (как самцов, так и самок) является существенным фактором, вызывающим повреждения в эмбрионах и новорождённых организмах. Некоторые эмбриональные потери вызваны летальными мутациями в генетическом материале родительских особей; лучевая болезнь самок вызывает интоксикацию в эмбрионах; уменьшение в иммунном статусе родителей приводит к увеличенной восприимчивости к различным инфекциям эмбрионов и молодых

организмов. Радиационные эффекты наблюдались даже в случаях, когда родительские организмы были облучены за некоторое время до спаривания, и сами эмбрионы не получали никакого прямого ионизирующего облучения (Влияние, 1963).

Явление преждевременного старения облучённых организмов известно с 1939 года, когда было отмечено, что облучённые крысы «выглядели старыми и немощными», они старели быстрее, чем в контроле, и показатель смертности у хронически облучённых крыс превышал показатель смертности необлучённых животных (Russ, Scott, 1939; Radiation, 1966). Наблюдения раннего старения и сокращения жизни облучённых организмов обсуждались в многочисленных публикациях (Бак, Александер, 1966; Walburg, 1975; Casarett, 1981; Pizzarello, 1982; UNSCEAR, 1982; Coggle, 1983; Кузин, 1986; Москалев, 1991). Сокращение продолжительности жизни может произойти при хронической лучевой болезни, а также в результате острой лучевой болезни. Облучение в более высоких дозах, приближающихся к летальным, приводит к значительному снижению продолжительности жизни.

Канцерогенные эффекты ионизирующей радиации у людей и лабораторных животных изучаются уже на протяжении многих лет, всесторонний обзор этих эффектов приведён в публикации (UNSCEAR, 2000). В дикой природе, однако, вызванную радиацией онкологию у животных трудно обнаружить из-за быстрого удаления ослабленных животных процессом естественного отбора. Процессы сокращения жизни и более раннего старения в природных популяциях могут быть выявлены при сравнении выживаемости возрастных групп облучённых животных с необлучёнными контрольными группами.

Радиационные эффекты в популяциях и экосистемах

Экосистема – это самоподдерживающееся биологическое сообщество, где каждый вид выполняет определённые функции в поддержании существования системы. Члены экосистемы зависят друг от друга, и обычно не могут выживать вне экосистемы (Одум, 1983; Алексеев и др., 1992; Рамад, 1994).

Различные виды организмов демонстрируют огромные различия в радиочувствительности; смертельные дозы (LD для взрослых) острого облучения находятся в пределах от нескольких Гр (млекопитающие) до тысяч Гр (насекомые, микроорганизмы) (Одум, 1983; UNSCEAR, 1996). Различия в радиочувствительности приводят к более высокой

уязвимости отдельных групп организмов к лучевому воздействию; например в системах «хозяин – паразит», где более радиочувствительным является хозяин, происходит увеличение паразитарной нагрузки на его популяцию (Пельгунов, 2005).

Следует учитывать также, что радиочувствительность многих беспозвоночных организмов значительно изменяется на различных стадиях жизненного цикла, например, если для ранних возрастных стадий насекомых могут быть летальными несколько Гр облучения, то взрослые насекомые тех же самых видов весьма радиоустойчивы (Криволюцкий, 1983; Бузинова и др., 1985).

Кроме различий в радиочувствительности, есть много других факторов, которые прямо или косвенно изменяют радиационные эффекты на индивидуальную популяцию и экосистему в целом. Среди этих факторов можно отметить следующие: экологические различия в путях облучения и получаемых дозах, способность популяции к самовосстановлению, тип воспроизводства, чувствительность в критические периоды онтогенеза, продолжительность жизни, экологические отношения с другими видами, сезон облучения и некоторые другие.

В облучённой экосистеме поглощённые дозы на различные виды организмов могут значительно варьировать в результате различий в объектах питания, средах обитания, продолжительности жизни и других факторов. Виды, которые защищены от внешнего облучения, или виды, питающиеся незагрязнённой пищей, получают более низкие дозы, чем другие члены биологического сообщества. Имея минимальный контакт с ионизирующей радиацией, эти виды пользуются преимуществом в экологической конкуренции по сравнению с более облучёнными видами.

В условиях хронического облучения организмов полные дозы, накопленные за жизнь, могут значительно различаться для разных видов. Виды с относительно короткой продолжительностью жизни накапливают более низкие пожизненные дозы по сравнению с долгоживущими видами. Поэтому виды с коротким жизненным циклом имеют лучшие возможности выжить в условиях радиоактивного загрязнения экосистемы.

Кроме пожизненных доз, радиационные эффекты определяются также дозами, накопленными в течение самых чувствительных периодов онтогенеза. В условиях ионизирующего облучения предпочтение в выживании имеют виды с коротким периодом развития эмбрионов.

При остром облучении естественной экосистемы полный лучевой эффект зависит от доли особей в популяциях разных видов, которые находились на радиологически чувствительных стадиях онтогенеза на момент облучения (Тихомиров, 1972; Криволицкий, 1983). Экосистема может пережить массивную дозу ионизирующего облучения в зимний период, и пострадать чрезвычайно, если та же доза получена весной или в начале лета.

Выживание биологических видов, повреждённых радиацией, в значительной мере зависит от их способности быстро восстановить численность организмов в популяции.

При ионизирующем облучении популяции одноклеточных микроорганизмов могут перенести гибель значительной части индивидуальных клеток. Однако немногие оставшиеся живыми клетки за счёт быстрого размножения быстро восстанавливают популяцию микроорганизмов. Например, если 99 % клеток в бактериальной колонии разрушены облучением, бактериальная популяция может выжить и быстро восстановиться из оставшегося резерва 1 % клеток. Напротив, если 99 % клеток в многоклеточном организме убиты облучением, весь организм погибнет (Buchsbaum, 1958; Криволицкий, 1983).

В случае острого облучения с большой дозой организмы с бесполовым размножением, будучи независимыми генетически, с большей вероятностью восстановят свои популяции, чем виды с половой репродукцией. В популяциях с половым размножением снижение общего числа организмов делает ниже также вероятность их спаривания, что в свою очередь приводит к дальнейшему уменьшению популяции. С другой стороны, при условиях хронического облучения с низкими или умеренными дозовыми нагрузками, виды с половым размножением производят потомков с большим разнообразием признаков, соответственно популяции имеют лучшие возможности для адаптации к радиации.

Высокопроизводительные и быстро растущие виды (насекомые, рыбы, мыши) имеют хорошие шансы восстановить повреждённые популяции. Напротив, долговечные виды с низким потенциалом воспроизводства очень уязвимы к потерям в популяции. Восстановление этих видов в облучённых экосистемах может произойти путём миграции здоровых организмов из соседних необлучённых территорий.

Вследствие экологических взаимодействий между популяциями, включающих конкуренцию, хищничество и мутуализм, радиационные эффекты в индивидуальных популяциях вызывают косвенные

изменения в экологическом балансе между видами в экосистеме (Whicker, Schultz, 1982; IAEA, 1992).

Экологические эффекты радиации могут проявиться в следующих формах (IAEA, 1992; Sazykina, 1996; 2005; UNSCEAR 1996):

- снижение численности радиочувствительных видов сопровождается увеличением популяций сходных, но менее повреждённых видов;
- увеличение количества ослабленной радиацией добычи стимулирует увеличение популяций хищников/паразитов;
- радиационное повреждение хищников приводит к значительному увеличению популяций жертв;
- уменьшение численности локальной популяции приводит к усилению миграции из соседних необлучённых территорий;
- радиационное воздействие может привести к уменьшению биологического разнообразия и т.д.

Особыми типами радиационных эффектов в организмах являются стимуляция и адаптация. Стимулирующее действие радиации в низких дозах на выживание и здоровье организмов (радиационный гормезис) обсуждается уже много лет (Кузин, 1986, 1991; Luckey, 1991). Эффект стимуляции – результат активации защитных механизмов в организмах, но без их истощения. В зависимости от радиочувствительности диапазоны доз, обеспечивающих эффекты стимуляции, значительно варьируют у разных типов организмов. Например, дозы, летальные для чувствительных организмов, могут быть стимулирующими для радиостойчивых видов.

Для популяций, обитающих в течение многих поколений в условиях хронического облучения, отмечается некоторое снижение радиочувствительности, т.е. определённая адаптация природных организмов к облучению.

10.3. База данных EPIC по радиационным эффектам у наземных и водных животных

Общая характеристика базы данных EPIC

База данных по радиационным эффектам в природной биоте была подготовлена в 2000–2003 гг. в рамках международного проекта EPIC «Защита окружающей среды от ионизирующей радиации в Арктике» (Environmental Protection from Ionizing Contaminants in the Arctic, 2000–2003) (Sazykina, 2002, 2005; EPIC, 2003; Sazykina, Kryshev, 2003, 2006).

В соответствии с международными требованиями оригинальная база данных EPIC была выполнена на английском языке и впоследствии вошла в состав объединённой электронной базы FREDERICA.

Уникальной особенностью радиобиологических данных, полученных в СССР, и позднее в России и республиках бывшего СССР, является наличие долгосрочных наблюдений радиационных эффектов в диких популяциях организмов, обитающих в условиях хронического радиоактивного загрязнения окружающей среды. Из большого числа негативных радиационных эффектов для выживания популяций в дикой природе наиболее важными являются следующие группы: эффекты на состояние здоровья, эффекты на систему размножения и сокращение продолжительности жизни. Коллекция EPIC радиационных эффектов у наземных животных даёт возможность продемонстрировать на примерах особенности проявления радиационных эффектов у разных групп организмов (мыши, лягушки, птицы, крупные животные), а также показать специфику воздействия отдельных радионуклидов (например ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{226}Ra).

База данных EPIC представляет большую коллекцию описаний радиационных эффектов у представителей дикой природы северной и умеренной климатических зон; база данных включает около 1 500 записей о радиационных эффектах у представителей различных видов флоры и фауны, уровни радиационных нагрузок на организмы представлены в широком диапазоне от 10^{-5} Гр/сут до более чем 1 Гр/сут. База данных в целом сфокусирована на эффектах хронического радиационного облучения диких организмов при относительно низких дозовых нагрузках, не приводящих к быстрой гибели. За немногими исключениями, радиационные эффекты у домашних животных не включали в базу данных EPIC.

База радиационных эффектов «EPIC database» сфокусирована на русскоязычных публикациях, содержащих данные по экспериментальным и полевым исследованиям радиационных эффектов у видов, отличных от человека

База данных EPIC состоит из нескольких специализированных разделов:

- Радиационные эффекты у наземных животных (позвоночных и беспозвоночных).
- Радиационные эффекты у водных животных.
- Радиационные эффекты у наземных растений (деревья и травянистая растительность).
- Радиационное воздействие на почвенную фауну.

База данных EPIC содержит данные о радиационных эффектах в природной биоте из более чем 300 публикаций, опубликованных до 2002 года.

В данной главе представлены выборки данных о радиационных эффектах у наиболее радиочувствительных представителей биоты – наземных и водных животных.

Структура записей в базе данных EPIC

База данных EPIC построена в форме электронных таблиц Microsoft Excel. Специальный формат базы данных обеспечивает возможность проанализировать соотношения доза – эффект для различных типов биоты и сценариев воздействия. Унифицированный формат записей включает следующую информацию: название организма, общие условия исследования, концентрации радионуклида в компонентах водной среды и организме; мощность дозы и поглощённая доза, полученная организмом; описание эффекта; источник информации. Информация в базе данных размещена таким способом, что один вид эффекта соответствует одному случаю облучения.

Несмотря на большое число публикаций, не каждый результат был включён в базу данных EPIC. Два основных критерия использовались в отборе информации. Прежде всего источник информации (публикация) должен включать сведения относительно дозовых нагрузок на организмы, или, по крайней мере, информацию о концентрациях радионуклидов в окружающей среде и тканях организма, которая является необходимой для оценки дозы. Вторым критерий – наличие статистической информации, является ли эффект значимым по сравнению с контролем. Статистически недостоверные эффекты не были включены в базу данных; в то же время статистически достоверная информация об отсутствии эффекта была включена в базу.

Оценки мощностей дозы и поглощённых доз, представленные в базе данных, следуют в целом за оригинальными публикациями, где данные относительно облучения организмов были получены путём прямых измерений или вычислений дозы. Если информация относительно доз облучения организмов отсутствовала в оригинальной публикации, нами была выполнена реконструкция доз из данных по концентрациям радионуклида в организме и окружающей среде с использованием дозиметрических моделей.

База данных EPIC концентрируется на тех радиобиологических эффектах, которые имеют отношение к здоровью, воспроизводству и выживанию организмов в естественных популяциях. Следующие референтные типы эффектов были отобраны для включения в базу данных в соответствии с международными рекомендациями проекта FASSET (FASSET, 2003):

- заболеваемость и ухудшение здоровья (morbidity);
- воспроизводство (reproduction);
- смертность или сокращение жизни (mortality, life shortening).

В целях анализа данных наблюдаемые эффекты в базе данных были приписаны к одному из референтных типов эффектов и отмечены соответствующим кодом (маркером) эффекта.

10.3.1. Радиационные эффекты у наземных животных – коллекция базы данных EPIC (русскоязычные данные)

Коллекция данных, относящихся к радиационным эффектам у наземных позвоночных животных, является достаточно обширной, что отражает высокую чувствительность позвоночных организмов к ионизирующей радиации. В целом раздел базы данных EPIC «Радиационные эффекты у наземных животных» включает 429 записей из 114 русскоязычных публикаций (EPIC, 2003; Sazykina, Kryshev, 2006). Среди наземных животных наибольшее количество записей относится к млекопитающим – 84 %; записи об эффектах у птиц составляют 5 %, амфибии и рептилии – 4 %, насекомые – 7 %.

Поскольку база данных EPIC «Радиационные эффекты у наземных животных» (EPIC, 2003) слишком велика для публикации в книге и доступна в Интернете (на английском языке), в данном разделе представлена выборка наиболее характерных записей, описывающих радиационные эффекты на территориях России/СССР, характеризующихся повышенными уровнями техногенных или естественных радионуклидов в окружающей среде (ВУРС – Восточно-Уральский радиоактивный след после Кыштымской радиационной аварии; локальные участки с высокими уровнями природной радиоактивности в Коми регионе, территории, загрязнённые в результате Чернобыльской аварии).

Для каждой записи радиационных эффектов в базе данных EPIC представлены данные о месте обитания организмов, вид биоты; указаны уровни содержания радионуклидов в окружающей среде,

активностях радионуклидов в самих организмах, мощности доз облучения и дозы, полученные за время наблюдения. Величины мощностей доз и поглощённых доз, указанных в базе данных, в целом следуют оригинальным публикациям, однако во многих публикациях приводятся только уровни содержания радионуклидов в биоте и окружающей среде, а расчёты доз отсутствуют. В связи с этим в ряде случаев нами была выполнена реконструкция дозовых нагрузок, в базе данных отмечены звёздочкой (*). Детальное описание локальных территорий в России (ранее – в СССР) с повышенными уровнями радиоактивности в окружающей среде представлено в многочисленных публикациях, например (Маслов, 1972а; Никипелов и др., 1989; Крышев и др., 1992; Экологические, 1993; Kryshev et al., 1997; Крупные, 2001; Кичигин, Таскаев, 2004).

Ниже даны краткие описания радиоактивного загрязнения локальных территорий и таблицы с информацией о радиационных эффектах у наземных животных. Поскольку позвоночные животные являются наиболее радиочувствительными, они в наибольшей степени представлены в разделе базы данных ЕРІС «Радиационные эффекты у наземных животных». Нумерация (ID) записей-рекордов, упоминаемых в данном разделе, соответствует нумерации в оригинальной англоязычной версии базы данных ЕРІС, первая буква в идентификационном номере для данных по наземным животным – «Т» (от слова *terrestrial* – наземный).

Радиационные эффекты у наземных животных Восточно-Уральского радиоактивного следа (территория на Южном Урале, загрязнённая в результате Кыштымской радиационной аварии в 1957 году)

В сентябре 1957 года на территории ПО «Маяк» на Южном Урале произошла крупная авария. В результате саморазогрева и теплового взрыва бетонной ёмкости с жидкими радиоактивными отходами около $7,4 \cdot 10^{17}$ Бк радиоактивных продуктов ядерного деления было выброшено в окружающую среду, из них около $7,4 \cdot 10^{16}$ Бк было рассеяно с воздушным выбросом за пределами промплощадки предприятия (Крупные, 2001). Радиационная авария привела к долгосрочному загрязнению территории выпадениями радионуклидов и формированию Кыштымского (или Восточно-Уральского – ВУРС) радиоактивного следа общей площадью 23 000 км² с плотностью загрязнения ⁹⁰Sr выше 3,7 кБк/м². Первоначальный радионуклидный состав выброса включал ряд относительно короткоживущих радионуклидов, таких как ¹⁴⁴Ce,

^{144}Pr , ^{95}Zr , ^{95}Nb ; однако в долгосрочном загрязнении основная радиационная опасность была связана с биологически активным и относительно долгоживущим радионуклидом ^{90}Sr , составлявшим около 2,7 % общей активности выброса. Пространственное распределение радиоактивного загрязнения на местности имеет вид вытянутого следа с монотонным снижением активности вдоль центральной оси при удалении от источника и гауссовым снижением уровней выпадений в направлении, перпендикулярном оси следа. Максимальные уровни загрязнения почвы вблизи места взрыва составляли по ^{90}Sr до $1,5 \cdot 10^8$ Бк/м². Территория площадью 1 000 км² (около 105 км длиной и 8–9 км шириной) с уровнями загрязнения по ^{90}Sr , превышающими 74 кБк/м², была признана опасной для проживания, и население было эвакуировано. В наиболее загрязнённой зоне радиоактивного следа был организован радиэкологический заповедник, где были организованы многочисленные радиэкологические и радиобиологические исследования (Ильенко, 1967, 1971, 1974; Ильенко, Крапивко, 1989; Антропова и др., 1990; Лебедева и др., 1996; Пястолова и др., 1996; Environmental Risk, 1997; Kryshev и др., 1998b; Крупные, 2001).

Записи базы данных, описывающие радиационные эффекты у животных Кыштымского радиационного заповедника, представлены в табл. 10.1–10.3, список использованных источников дан в табл. 10.8.

Острый радиационный синдром у животных в ранний период после Кыштымской аварии

В ранний период после Кыштымской аварии (осень 1957 года) первоначальные выпадения в ближней к источнику части следа были очень значительными (до 150 МБк/м² по ^{90}Sr ; до 5 600 МБк/м² суммарной β -активности), выпадения были представлены несколькими радионуклидами (Антропова и др., 1990; Крупные, 2001). В долгосрочном загрязнении доминирующим явился ^{90}Sr , в значительно меньшей степени – ^{137}Cs . Радиационные эффекты у животных, наблюдавшиеся в условиях острого радиационного воздействия в ранний период после Кыштымской аварии, представлены в табл. 10.1.

В наиболее загрязнённой части радиоактивного следа в ранний период после Кыштымской аварии, коровы на пастбище получили дозы 1,4–3 Гр от внешнего облучения в течение 12 дней, последующих после радиационного взрыва. Расчётные дозы на кишечник коров составили от 4 до 23 Гр (Антропова и др., 1990). В результате высоких уровней

облучения коровы погибали на 9-й – 12-й дни после аварии от острой лучевой болезни (табл. 10.1, рекорды Т106-1, Т106-2). Овцы в тот же период получили около 1,4–3 Гр внешнего облучения, и от 8–15 до 30–54 Гр – на кишечник. Облучённые овцы погибли на 9-й–12-й дни после аварии от острого лучевого синдрома (табл. 10.1, рекорды Т107-1, Т107-2).

В менее загрязнённой части радиоактивного следа с уровнями выпадений смеси радионуклидов около 170 МБк/м² коровы и овцы получили дозы около 0,13 Гр внешнего облучения и 1–4 Гр на кишечник в течение первых 12 дней после аварии. У этих животных не было острой летальности, однако у них наблюдались негативные изменения в крови. После эвакуации из загрязнённой зоны эти коровы и овцы постепенно восстановили нормальную активность (табл. 10.1, рекорды Т106-3, Т107-3).

Осенью 1957 года, а также в 1958 году наблюдалось снижение численности лосей и оленей на территории Кыштымского радиоактивного следа с уровнями радиации 3,7–37 МБк/м² (⁹⁰Sr). Уровни облучения этих диких животных осенью 1957 года составляли 0,1–1 Гр/сут (а также 10–30 Гр – на кишечник) (см. рекорд Т105-1 в табл. 10.1).

Весной 1958 года наблюдалось десятикратное снижение численности зимующих птиц в наиболее загрязнённой зоне Кыштымского радиационного следа (рекорд Т104-1 в табл. 10.1). В последующие годы популяции диких животных постепенно восстановились благодаря исчезновению антропогенной активности на загрязнённой территории и снижению дозовых нагрузок вследствие распада короткоживущих радионуклидов в выпадениях. Часть здоровых животных, по-видимому, мигрировала в радиозоологический заповедник из соседних незагрязнённых территорий (табл. 10.1, рекорды Т104-2, Т105-2).

Многолетние радиобиологические исследования мелких мышевидных грызунов на территории Кыштымского радиоактивного следа

Среди наземных позвоночных наиболее обширные радиобиологические исследования были проведены на представителях мелких мышевидных грызунов, таких как мыши и полёвки. Мышевидные грызуны имеют многочисленные популяции, их достаточно легко отловить в природных условиях. Нормальная продолжительность жизни мышей составляет около 1–1,5 года, поэтому наблюдения можно было проводить на многих поколениях организмов. Мышевидные грызуны

являются территориальными животными, они не совершают дальних миграций из загрязнённой территории. Мышевидные грызуны стали предпочтительными объектами для радиобиологических исследований на радиоактивно загрязнённых территориях. Систематические наблюдения за популяциями мышевидных грызунов в зоне Кыштымского радиоактивного следа начались спустя несколько лет после радиационной аварии.

Систематические радиобиологические исследования мышинных популяций на территории Кыштымского радиоактивного следа проводились на протяжении более 50 лет. Результаты исследований процессов миграции радионуклидов и выявленных радиобиологических эффектов представлены в многочисленных публикациях (Ильенко, 1967, 1971, 1974; Ильенко и др., 1974, 1980; Крапивко, 1986; Ильенко, Крапивко, 1986, 1988a, 1988b, 1989; Спиринов и др., 1996). Табл. 10.2 представляет выборку записей из базы ЕРИС, описывающих радиационные эффекты в природных популяциях мышей, обитающих на протяжении многих поколений в радиоактивно загрязнённой среде Кыштымского радиоактивного следа.

Радиобиологические эффекты у мышевидных грызунов изучали на участках с высокими уровнями радиоактивного загрязнения. Объектами исследований были природные популяции европейских лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*), короткохвостых полёвок (*Microtus agrestis*), рыжих полёвок (*Clethrionomys rutilus*) и некоторых других. Мышей отлавливали из природных популяций в весенний, летний и осенний периоды каждого года. У отловленных мышей определяли следующие характеристики: содержание ^{90}Sr в организме, морфометрические и физиологические характеристики, показатели крови, состояние репродуктивной системы, степень заражённости паразитами; продолжительность жизни и продолжительность репродуктивного периода; радиоустойчивость при остром провокационном облучении. Изучали также ряд экологических параметров, таких как изменение размера индивидуальных пищевых участков и др.

В начале 1960-х гг. мощности дозы на мышей составляли около 60 мГр/сут; содержание ^{90}Sr в костях достигало $5 \cdot 10^7$ Бк/кг. При этих уровнях облучения наблюдалось сокращение продолжительности жизни мышей (табл. 10.2, рекорды T23, T24, T25); происходило сокращение размеров пищевых участков (рекорд T8); наблюдался ненормальный рост верхних зубов у 16 % взрослых полёвок, что не позволяло

им нормально питаться (рекорд Т6). Однако опухоли-остеосаркомы не были обнаружены в диких популяциях мышей, возможно вследствие короткого времени жизни этих животных (табл. 10.2, рекорд Т7). Негативное воздействие радиации на размножение у мышевидных грызунов частично маскировалось компенсаторным повышением плодовитости, этот эффект известен как природная реакция мышей на сокращение плотности популяции (табл. 10.2, рекорды Т3, Т26, Т27, Т28).

В конце 1960-х и в 1970-х гг. дозовые нагрузки на мышей составляли около 10–30 мГр/сут. При этих, а также при более высоких уровнях хронического облучения, в крови мышей наблюдались негативные изменения (хроническая лучевая болезнь), животные имели высокую заражённость паразитами, отмечались негативные эффекты в репродуктивной системе и сокращение продолжительности жизни (табл. 10.2, рекорды Т5, Т4, Т2). В более поздние годы мощности дозы порядка 10–30 мГр/сут поддерживались только в локальном участке с наиболее высокими уровнями радиоактивного загрязнения. На соседних менее загрязнённых частях радиоактивного следа мощности дозы постепенно упали до уровней в несколько мГр/сут. Работы, выполненные в 1980-х гг., показали укорочение времени жизни у мышей, пойманных из облучённых популяций и содержащихся в лабораторных условиях всю жизнь до наступления естественной смерти (табл. 10.2, рекорд Т1).

В 1970-х и 1980-х гг. были выполнены специальные эксперименты для проверки радиоадаптации мышей из облучённых популяций Кыштымского радиоактивного следа к условиям их проживания в условиях хронического облучения (Ильенко и др., 1974; Ильенко, Крапивко, 1986, 1989; Крапивко, 1986; Крапивко, Ильенко, 1988, 1990). Проверочное острое облучение в суперлетальных дозах (8–11 Гр) выявило повышенную радиостойчивость диких мышей из Кыштымского радиоактивного следа: мыши из хронически облучённых популяций погибали в более поздние сроки по сравнению с контрольными животными; некоторые из диких мышей выживали дольше, чем стандартный 30-дневный период наблюдения после острого облучения. Эксперименты с потомством, полученным от кыштымских мышей, также продемонстрировали повышенную устойчивость к радиации (табл. 10.2, рекорды Т9, Т10, Т11).

Интересным физиологическим изменением в популяциях хронически облучаемых мышей явилась гипоксигения, которая может быть интерпретирована как адаптация к ионизирующей радиации

(Крапивко, Ильенко, 1988, 1990; Ильенко, Крапивко, 1989). Суть явления состояла в том, что хронически облучаемые мыши из Кыштымского радиационного следа стали потреблять меньше кислорода из воздуха с дыханием, причём уровни потребления кислорода воздуха находились в обратной зависимости от содержания радионуклида в организме мыши (табл. 10.2, рекорд T12). Снижение содержания кислорода в тканях в целом снижает повреждающее воздействие радиации и способствует восстановительным процессам у хронически облучаемых организмов (Ильенко, Крапивко, 1989). Кроме того, по-видимому, продукты радиолитического распада воды (пероксиды) использовались как дополнительные источники кислорода у облучённых мышей, поэтому потребность в поступлении кислорода из воздуха с дыханием оказалась пониженной по сравнению с контрольными необлучёнными животными. Частота дыхания облучённых мышей была выше нормальной (табл. 10.2, рекорд T14). Также выше нормы была температура тела у облучённых мышей (36,8 °C) по сравнению с контрольными мышами (36,1 °C) (см. рекорд T13 в табл. 10.2).

Несмотря на некоторые признаки радиоадаптации, состояние здоровья у мышей с высокими уровнями радионуклидов в организме было хуже, чем у менее загрязнённых мышей; в результате, сильно загрязнённые мыши чаще становились жертвами хищников (рекорд T63 в табл. 10.2).

В 1990-х гг. было проведено полевое обследование состояния здоровья диких популяций мышей, обитающих на наиболее загрязнённом головном участке Кыштымского радиоактивного следа (Спирин и др., 1996). Мощности дозы облучения мышей на этом локальном участке составляли в 1990-х гг. около 10 мГр/сут. Обследование показало наличие негативных изменений в крови у 50–60 % обследованных мышей, характерных для хронической лучевой болезни. Обнаружено также снижение продолжительности жизни и репродуктивного периода мышей (см. рекорды T29, T30, T32 в табл. 10.2). Тем не менее количество потомства на одну самку не отличалось от нормы, а преимплантационная смертность эмбрионов была даже ниже контрольной (табл. 10.2, рекорд T31).

Радиационные эффекты у птиц Кыштымского радиоактивного следа

Исследования радиационных эффектов у птиц Кыштымского радиоактивного следа проводились в меньшем объёме и не так

систематично, как исследования мышевидных грызунов. Коллекция базы данных содержит небольшое число рекордов, описывающих размножение птиц на радиоактивно загрязнённой территории (см. рекорды Т43, Т45 в табл. 10.3) (Лебедева, 1994; Рябцев, Лебедева, 1999). Размножение птиц на загрязнённом участке изучали в 1990-х гг. с использованием искусственных гнёзд, размещённых по территории с высокими уровнями радиоактивности (Лебедева, 1994). Репродукция птиц-мухоловок в искусственных гнездовьях оказалась полностью безуспешной (рекорд Т45) – из 30 гнёзд только 6 были заняты, из отложенных яиц вылупился только один птенец, и даже этот единственный птенец умер в возрасте 11–12 дней. В необлучённых популяциях мухоловок в норме успех репродукции составляет 92 %.

Радиационные эффекты у лягушек и ящериц Кыштымского радиоактивного следа

Коллекция базы данных ЕРИС содержит несколько записей по радиационным эффектам у болотной остромордой лягушки (*Rana arvalis*), и живородящей ящерицы (*Lacerta vivipara*) (Ivanova, Semenov, 1993; Пястолова и др., 1996; Семёнов и др., 1999) (см. рекорды Т62, Т47 в табл. 10.3).

В популяции остромордой лягушки, обитающей вблизи загрязнённого озера Бердениш (уровни содержания ^{90}Sr в почве 56 МБк/м²) были зафиксированы следующие радиационные эффекты: размеры икринок были меньше нормальных; головастики вылупились только из 10 % икринок, что свидетельствовало о низкой эффективности репродукции; среди молодых лягушек около 17 % особей имели морфологические аномалии (рекорд Т62 в табл. 10.3). Молодые лягушки, обитающие на загрязнённой территории, развивались несколько быстрее по сравнению с контролем, однако взрослые лягушки были по размеру меньше нормы.

В период 1992–1995 гг. 43 живородящих ящерицы были отловлены на сильно загрязнённых участках Кыштымского радиационного следа (Ivanova, Semenov, 1993; Семёнов и др., 1999). Из отловленных ящериц стерильные особи не были выявлены, одна ящерица оказалась гермафродитом; из 42 анализированных эмбрионов 26,6 % имели различные морфологические аномалии (в норме процент уродств не превышает 2,1 %) (см. рекорд Т47 в табл. 10.3).

Радиационные эффекты у наземных животных, обитающих на участках с высокими уровнями естественной радиоактивности (регион Республики Коми, РФ)

Эффекты воздействия повышенных уровней естественной радиоактивности на организмы изучаются на протяжении многих лет на нескольких локальных участках бывшего «радиевого» промысла на территории Коми, а также нескольких ториевых и урановых участках; эти территории характеризуются повышенными концентрациями в окружающей среде радиоизотопов ^{226}Ra , ^{238}U , ^{232}Th , ^{210}Po и других (Кичигин, Таскаев, 2004). Участки расположены в зоне северной тайги и тундры в европейской части РФ (60–66° с.ш., 48–60° в.д.).

Исследования радиационных эффектов в дикой природе на указанных участках начались ещё в 1950-х гг. и продолжаются до настоящего времени. В коллекции ЕРИС представлены уникальные результаты многолетних сложных и трудоёмких исследований в природных популяциях диких животных, населяющих районы с высоким содержанием природных радионуклидов. Сводка рекордов по участкам в Коми представлена в таблице 10.4, список ссылок на публикации дан в табл. 10.8. Результаты исследований представлены в многочисленных публикациях (Верховская и др., 1965; Маслов и др., 1967; 1980; Тестов, Таскаев, 1971; Маслов, 1972а, 1972б; Маслов, Маслова, 1972а, 1972б; Маслова, Верховская, 1976; Материй, Маслова, 1977; Материй, 1979, 1980, 1988; Маслова, 1980; Маслова, Маслов, 1990; Маслова и др., 1994 и многие другие).

Радиационные эффекты у мышевидных грызунов на участках высокой естественной радиоактивности

В качестве полигонов для проведения радиоэкологических и радиобиологических исследований были выбраны локальные участки заброшенных старых заводов, где в прошлом добывали радий из обогащённых радием подземных вод (Кичигин, 2001; Маслов, 1972а). Уровень радиационного фона достигал 2 мГр/сут на наиболее загрязнённых участках; концентрации ^{226}Ra в почве достигали 70 кБк/кг.

Большинство исследований с мышевидными грызунами выполнялось на диких популяциях северных полёвок-экономок (*Microtus oeconomus*). Облучение мышей в норах от радона оценивалось в 2–7 мГр/сут (Тестов and Таскаев, 1971). Химическая токсичность тяжёлых природных радионуклидов урана и тория также могла вносить вклад в негативные эффекты на здоровье мышевидных грызунов.

В результате полевых исследований были обнаружены следующие типы радиационных эффектов на здоровье мышей-полёвок:

- характерные изменения в крови, указывающие на хроническую лучевую болезнь (табл. 10.4, рекорды T19, T55, T56, T57, T58);
- очень высокие уровни (до 100 % животных) заражения паразитами (табл. 10.4, рекорд T21);
- в популяции много животных с недостаточной упитанностью тела (худых) (табл. 10.4, рекорд T22);
- у молодых полёвок вес печени был пониженным, у взрослых полёвок отмечались аномалии в печени (табл. 10.4, запись T18).

Серьёзные проблемы в репродукции мышей-полёвок были выявлены на участках с высокими уровнями природных радионуклидов:

- половая зрелость молодых самцов полёвок значительно задерживалась и наступала только к 9 месяцу жизни, в то время как в контроле самцы становились половозрелыми в возрасте 1–3 месяца при нормальной продолжительности жизни 1–1,5 года (см. рекорд 20 в табл. 10.4);
- в популяции полёвок число самок, участвующих в размножении, и количество эмбрионов на одну самку было примерно в два раза ниже нормы (табл. 10.4, рекорды T17, T20).

Численность популяций мышей-полёвок на загрязнённых участках поддерживалась за счёт миграции здоровых животных с близлежащих незагрязнённых участков. Проверка показала, что количество мышей – недавних мигрантов – на загрязнённом участке достигало 30 % от общей численности популяции полёвок, однако уже через месяц мигранты становились такими же загрязнёнными, как животные-резиденты (табл. 10.4, рекорд T17).

Радиационные эффекты в популяциях выдр на ториевых участках

Полевые исследования состояния здоровья в природных популяциях выдр (*Lutra lutra*), обитающих вдоль реки на ториевом участке в северной тайге региона Коми, проводились в течение ряда лет (Маслов, Маслова, 1972а). Ториевый участок характеризуется природным повышенным содержанием тория и других природных радионуклидов в почве по берегу реки (до 1 мг Th на грамм золы почвы), внешний γ -фон составляет до 0,2–0,25 мГр/сут. В начале исследований были идентифицированы участки постоянного обитания выдр, определены их тропы передвижения, особенности жизни, уровни радиации на участках постоянного

обитания и др. Наблюдения за выдрами в диких популяциях были очень сложными и трудоёмкими, поскольку выдры не образуют плотных скоплений; животные очень осторожны и живут в труднодоступных для человека местах. Радиобиологические исследования выдр очень ценны, поскольку выдры являются теплокровными позвоночными организмами значительно более долгоживущими по сравнению с мышами, их радиочувствительность ближе к человеческой, чем у короткоживущих мышей.

Средний вес выдр на ториевом участке оказался ниже, чем у выдр на незагрязнённом участке реки в контрольном районе (см. рекорд T59 в табл. 10.4). Специальный круглосуточный мониторинг поведения выдр выявил, что выдры с ториевого участка проводили меньше времени в воде реки по сравнению с контролем. Возможное объяснение этого эффекта состоит в нарушении терморегуляции облучённых выдр. Как следствие меньшего времени, проводимого в реке, количество пойманной добычи у облучённых выдр было меньше, чем у здоровых необлучённых животных, обитающих в сходных экологических условиях на соседнем участке с нормальными радиационными условиями.

Численность выдр на ториевом участке реки была на 33 % ниже, чем на контрольном незагрязнённом участке реки (табл. 10.4, рекорд T59): на ториевом участке 27 выдр постоянно проживали на протяжении 127 км участка вдоль реки, а на незагрязнённом участке реки длиной 67 км со сходными экологическими условиями постоянно проживала 21 выдра.

Радиационные эффекты в популяциях диких птиц на ториевых участках северной тайги

Радиобиологические исследования состояния здоровья в диких популяциях тетеревиных птиц проводились в таёжном районе с повышенным содержанием тория в почвах (регион Коми). Наблюдения проводились в течение ряда лет (Маслов, 19726) за природными популяциями глухарей (*Tetrao urogallis*), тетеревов (*Lyrurus tetrrix*), рябчиков (*Tetrastes bonasia*), куропаток (*Lagopus lagopus*). Плотность популяций отдельных видов птиц определяли путём прямого подсчёта в течение нескольких лет как на ториевой территории, так и на контрольной территории со сходными условиями тайги. Проводились систематические измерения содержания радионуклидов в отловленных птицах. Высокие концентрации природных радионуклидов были обнаружены в организмах глухарей; у более мелких тетеревиных птиц внутреннее радиоактивное загрязнение было ниже, чем у глухарей, возможно из-за различий

в питании и больших размеров территорий местообитания. Численность популяций крупных тетеревиных птиц (глухаря и тетерева) на ториевой территории была ниже, чем в контроле: численность глухарей в расчёте на 1 км² была ниже контрольной на 13–25 %, а численность тетеревов – на 14–35 % ниже контроля (табл. 10.4, рекорд Т60). Средний вес глухарей на ториевой площади был меньше контрольных значений, для облучённых птиц было характерно также значительное заражение перьевыми паразитами и эндопаразитами. В популяциях более мелких тетеревиных, таких как рябчики и куропатки, обитающих на ториевой территории, состояние здоровья птиц было лучше, чем у глухарей и тетеревов (табл. 10.4, рекорд Т61): вес мелких тетеревиных птиц не отличался от контроля, повышенная заражённость паразитами была выявлена у рябчиков, но не у куропаток. Плотность куропаток на ториевой территории не отличалась от контрольной, однако плотность популяции рябчиков была ниже контрольной на 12–14 %.

Радиационные эффекты у наземных животных после Чернобыльской радиационной аварии

Радиационная авария на Чернобыльской АЭС (26 апреля 1986 года) привела к крупномасштабному радиоактивному загрязнению территорий Украины, Белоруссии, России и других стран. С первых месяцев после аварии радиобиологические исследования стали проводиться в 30-км зоне вокруг Чернобыльской АЭС с наиболее высокими уровнями радиоактивного загрязнения, а также в других районах, пострадавших от чернобыльских выпадений (Таскаев и др., 1988а,б; Зайнуллин и др., 1988, 1994; Козубов, Таскаев, 1990; Шевченко и др., 1991; Крышев и др. 1992; Sokolov et al., 1994; Маслова и др., 1994; Елисеева и др., 1994; Kryshev and Sazykina, 1995; Кудяшева и др., 1997; Рябцев, Лебедева, 1999; Крупные, 2001; Войтович, 2001; Voitovich, Afonin, 2002; Kryshev et al., 2005 и многие другие). Подборка рекордов из базы данных ЕРИС с описаниями радиационных эффектов у животных на территориях, пострадавших от Чернобыльской аварии, представлена в табл. 10.5, 10.6, 10.7, списки ссылок на использованные публикации даны в табл. 10.8.

Особенности радиационных эффектов у животных в ранний период после Чернобыльской аварии

В ранний период после Чернобыльской аварии наблюдавшиеся радиационные эффекты у наземных животных имели некоторые

особенности, связанные со свойствами выброшенных из реактора радионуклидов. Например, тяжёлые повреждения печени у многих животных были характерны для поражения радионуклидом ^{144}Ce , поражения щитовидной железы были обусловлены ^{131}I и т.д.

В 1986 году проводились анализы патологических изменений органов животных, умерших или отловленных в ближней зоне Чернобыльской АЭС. В организмах мышей, собак, свиней, коров были обнаружены патологические изменения в печени, почках, лёгких, селезёнке (табл. 10.5, рекорды Т16-1, Т94, Т95-1); эти виды животных имели тесный контакт с загрязнённой почвой и подбирали корм с земли. Такие виды птиц, как гуси, утки, голуби и вороны, также имели патологические изменения в печени (табл. 10.5, рекорд Т96-3). Специфическое радиационное повреждение печени характерно для радионуклида ^{144}Ce (Москалев, 1989). Анализ таких видов, как белки, бобры, лесные птицы, не выявили патологии органов, по-видимому, в связи с тем, что эти виды имели меньший контакт с загрязнённой почвой и питались менее загрязнённой пищей (табл. 10.5, рекорды Т92-1, Т93, Т96-1).

К осени 1986 года коровы, которые оставались на наиболее загрязнённых территориях в течение 2–4 месяцев (расчётные дозы на щитовидную железу до 800 Гр), проявляли признаки депрессии, были обнаружены ненормальные реакции, сосудистые нарушения, и часть животных погибла. Другие группы животных, получивших меньшие дозы (30–280 Гр на щитовидную железу), имели ослабление функции щитовидной железы и низкие уровни тиреоидных гормонов в крови (табл. 10.5, рекорды Т97-1, Т97-2, Т97-3). Сходное снижение уровней тиреоидных гормонов наблюдалось у овец и лошадей в ближней Чернобыльской зоне, а также на загрязнённых выпадениями территориях Гомельской и Брянской областей (Радиоэкологические, 1992; Крупные, 2001). Подобные эффекты были характерны для действия радиоактивных изотопов йода, накапливающихся в щитовидной железе.

Воздействие радиации на мышевидных грызунов в Чернобыльской зоне

На территориях, пострадавших от Чернобыльской радиационной аварии, облучение мышевидных грызунов включало следующие составляющие: внешнее облучение от радионуклидов, осевших на почву и растительность, облучение от радионуклидов, попавших на шерсть и кожу животных, внутреннее облучение от радионуклидов, попавших

внутри организма. На участках наблюдения средние дозы на популяцию оценивали преимущественно исходя из уровней внешнего облучения от почвы.

В Чернобыльской зоне было исследовано несколько видов мышей, различающихся по местам обитания и предпочтительным пищевым объектам: домашняя мышь (*Mus musculus*), полевая мышь (*Apodemus agraris*), обычная полёвка (*Microtus arvalis*), полёвка-экономка (*Microtus oeconomus*), рыжая полёвка (*Clethrionomus glareolus*) и некоторые другие.

В 30-км зоне Чернобыльской АЭС в поставарийные месяцы 1986 года наблюдалось значительное снижение численности мышевидных грызунов. В ранний период после аварии, поглощённые дозы за месяц достигли 22 Гр γ -облучения и 860 Гр β -облучения на участках в нескольких км к западу от АЭС (Таскаев и др., 1988; Тестов, Таскаев, 1990). Высокие дозы облучения привели к гибели мышей к осени 1986 года (табл. 10.6, рекорды Т76-1, Т71-3, Т76-4). Наблюдалась также стерильность самцов мышей (табл. 10.6, рекорд Т115). В последующем, количество мышей возросло за счёт миграции с соседних, менее загрязнённых территорий.

К осени 1986 года, несмотря на высокие уровни облучения, при наличии большого количества неубранной сельхозпродукции на полях, наблюдалось размножение мышей практически повсеместно; размножение закончилось к середине октября. При размножении мышей наблюдалась значительная эмбриональная смертность (табл. 10.6, рекорды Т90-8, Т88-8, Т89-8). Весной 1987 года преимплантационные потери эмбрионов не отличались значимо от контроля (табл. 10.6, рекорд 88-9), резорбция эмбрионов после имплантации была выше нормы (табл. 10.6, рекорды Т89-3, Т89-9), процент живых эмбрионов варьировал в пределах 75–81 % на загрязнённых участках и составлял 86–90 % в контроле (табл. 10.6, рекорд Т90-9). Сравнительный анализ выявил экологические различия в степени радиационного воздействия между разными видами мышевидных грызунов в Чернобыльской зоне (табл. 10.6, рекорд Т74-5). Лучшая выживаемость была отмечена у тех видов мышей, которые либо питались менее загрязнённой пищей (полёвка-экономка), либо обитали в менее загрязнённых защищённых укрытиях (как домовая мышь). Именно эти виды значительно размножились в связи с эвакуацией населения и наличием брошенного урожая сельскохозяйственных культур на полях.

Мышевидные грызуны с экспериментальных площадок вблизи аварийной Чернобыльской АЭС имели повреждения в печени в 1986–1987 гг. (см. табл. 10.5, рекорд T16-1; табл. 10.6, рекорд T16-3); у многих мышей были негативные изменения красной и белой крови, соответствующие лучевой болезни (табл. 10.6, рекорды T39-3, T39-4). В экспериментах с лабораторными мышами, которых содержали в клетках на участках с высоким радиоактивным загрязнением, наблюдались негативные изменения в репродуктивной системе самцов мышей (табл. 10.6, рекорды T120-3, T120-4). На клеточном уровне у облучённых мышей были обнаружены повышенные уровни хромосомных и хроматидных aberrаций в течение 1986–1987 гг. и позже (табл. 10.6, рекорды T122-2, T123-1, T123-2). На территориях с радиоактивным загрязнением наблюдалась высокая заражённость мышей паразитами (табл. 10.6, рекорд T49), за исключением участков с экстремально высокими уровнями радиации, которые были повреждающими для самих паразитов (табл. 10.6, рекорд T54). Обнаруженные прямые (лучевая болезнь, нарушение репродукции) и косвенные (заражённость паразитами) радиационные эффекты указывали на повреждающее влияние радиации на животных, обитающих в зоне Чернобыльской аварии.

В Чернобыльской зоне численность популяций мышевидных грызунов в целом восстановилась в течение 2–3 лет после радиационной аварии. Однако радиационные эффекты у животных, обитающих на радиоактивно загрязнённых территориях, регистрировались и в последующие годы: негативные изменения в крови, высокая заражённость паразитами, отражающая пониженный иммунитет, цитогенетические нарушения, гипоксигения и др. (табл. 10.6, рекорды T39-1, T39-4, T49, T15).

Эффекты радиоактивного загрязнения у других животных Чернобыльской зоны

Радиоактивное загрязнение территорий после Чернобыльской аварии, кроме радиационных эффектов на флору и фауну, привело и к опосредованным экологическим эффектам. Эвакуация населения из 30-км зоны вокруг Чернобыльской АЭС сняла фактор сильного антропогенного стресса и оказалась в целом благоприятна для дикой природы. Несмотря на повышенные уровни радиации, в покинутой людьми 30-км Чернобыльской зоне было зафиксировано увеличение численности кабанов, лисиц, волков, бобров уже к 1988 году за счёт миграции с других

территорий (см. табл. 10.7, рекорд Т103-1). Реальные уровни облучения крупных животных и птиц, мигрировавших в неравномерно загрязнённую Чернобыльскую зону, возможно, не были очень высокими, поскольку для крупных животных характерны большие ареалы обитания и значительные территориальные перемещения. Однако в организмах происходило накопление радионуклидов, патологические изменения в печени, например были обнаружены в различных видах птиц ближней зоны Чернобыльской АЭС (табл. 10.5, рекорд Т96-3).

Радиационные эффекты отчётливо проявились у животных, непосредственно соприкасающихся с загрязнённой почвой. Так, радиационные эффекты были обнаружены у лягушек из ближней Чернобыльской зоны. Повреждающее действие радиации на размножение лягушек (*Rana arvalis*) было зафиксировано в 1987–1989 гг. в местечке Изумрудное в 3 км от Чернобыльской АЭС в условиях сильного радиоактивного загрязнения местности (Черданцев и др., 1993). В первый год после радиационной аварии более 33 % отложенных лягушачьих икринок на этом участке оказались нежизнеспособными; в 1988 году нежизнеспособных икринок стало меньше – 17 %, в 1989 году – 3 %, однако даже в 1989 году процент нежизнеспособных икринок на несколько порядков превышал нормальный уровень, составляющий 0,01 % неразвившихся икринок от общего числа отложенной икры (табл. 10.7, рекорд Т40).

Многолетние исследования радиационных эффектов у лягушек проводились на загрязнённой территории в Могилёвском районе в Белоруссии (Елисеева и др., 1994, Войтович, 2001). В клетках костного мозга лягушек, обитающих на радиоактивно загрязнённой территории, повышенные уровни хромосомных aberrаций обнаруживали в течение ряда лет (табл. 10.7, рекорд Т131-1). У травяных лягушек (*Rana temporaria*) были обнаружены опухоли костей в период 1988–1991 гг. (таблица 10.7, рекорд Т70-1).

Подводя итоги краткого обзора проявления радиационных эффектов в природных популяциях, можно сделать общий вывод, что в дикой природе радиационные эффекты проявляются в совокупности с другими факторами окружающей среды, а также в совокупности с внутрипопуляционными и межвидовыми взаимодействиями. Радиационные эффекты в диких популяциях не соответствуют уровням радиочувствительности лабораторных организмов, полученных при экспериментах с острым радиационным воздействием.

Таблица 10.1

Радиационные эффекты у наземных животных в острый период после Кыштымской радиационной аварии 1957 года

ID в базе данных ЕРЭС	Организм	Место и время исследования	Радионуклид	Активность в почве, МБк м ⁻²	Активность в организме, кБк /кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T106-1	Коровы	ВУРС, Октябрь, 1957	⁹⁰ Sr, ⁹⁵ Zr, ⁹⁵ Nb, ¹⁰⁶ Ru, ¹³⁷ Cs, ¹⁴⁴ Ce	1100 (смесь радионуклидов)	370 (кости); 200 (кишечник); смесь радионуклидов	0,35 (внешнее γ-облучение на 9–12-й дни после аварии)	3 (внешнее); 14–23 (толстый кишечник)	На 9–12 дни после аварии животные стали умирать. Гибель животных сопровождалась симптомами острого лучевого поражения, кровотечениями, лейкопенией и т.д.
T106-2	Коровы	ВУРС, Октябрь, 1957	Смесь радионуклидов	930 (смесь радионуклидов)		0,15 (внешнее γ-облучение на 9–12-й дни после аварии)	1,4 (внешнее); 4–6 (толстый кишечник); 12 дней после аварии	Произошла гибель коров в течение 9–12 дней после аварии. Смертность сопровождалась симптомами острого лучевого поражения.
T106-3	Коровы	ВУРС, Октябрь, 1957 г.	Смесь радионуклидов	170 (смесь радионуклидов)	12 (кости), смесь радионуклидов	0,02 (внешнее γ-облучение на 9–12-й дни после аварии)	0,13 (внешнее); 1–2 (толстый кишечник); 12 дней после аварии	Падеж коров от радиации не наблюдалось, состояние коров контролировали в течение 6 месяцев после аварии. Зафиксированы временные изменения системы кроветворения, которые после вывода животных в чистую зону постепенно исчезли.
T107-1	Овцы	ВУРС, Октябрь, 1957 г.	Смесь радионуклидов	1100 (смесь радионуклидов)	190 (кости); 180 (кишечник); 46 000 (шерсть)	0,35 (внешнее γ-облучение на 9–12-й дни после аварии)	3 (внешнее); 30–54 (толстый кишечник); 12 дней после аварии	Произошла гибель овец на 9–12 дни после аварии с симптомами острого лучевого поражения.

Окончание таблицы 10.1

ID в базе данных ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклид	Активность в почве, МБк м ⁻²	Активность в организме, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T107-2	Овцы	ВУРС. Октябрь, 1957 г.	Смесь радионуклидов	930 (смесь радионуклидов)		0,15 (внешнее γ-облучение на 9-12 дни после аварии)	1,4 (внешнее); 8-15 (толстый кишечник); 12 дней после аварии	Через 9-12 дней после аварии начался падеж овец с симптомами острого лучевого поражения.
T107-3	Овцы	ВУРС. Октябрь 1957 г.	Смесь радионуклидов	170 (смесь радионуклидов)	74 (кости); 19 (кишечник); 2 100 (шерсть)	0,02 (внешнее γ-облучение на 9-12 дни после аварии)	0,13 (внешнее); 2-4 (толстый кишечник); 12 дней после аварии	Падежа овец от радиации не происходило. За животными наблюдали в течение 6 месяцев после аварии. Зафиксированы временные изменения в кровяной системе. После вывода в чистую зону состояние здоровья овец постепенно восстанавливалось.
T105-1	Европейская лось и олень	ВУРС. Полевые исследования, 1957-1958	Смесь радионуклидов	3,7-37 (⁹⁰ Sr)		0,1-1; (осень 1957 г.)	10-30 (кишечник)	В послеаварийный период 1957-1958 гг. численность лосей и оленей сократилась по сравнению с доаварийным периодом.
T104-1	Сороки. Вороны	ВУРС. Полевые исследования, 1957-1958	Смесь радионуклидов	3,7-37 (⁹⁰ Sr)		0,03-1 (осень 1957 г.)	3-100	Весной 1958 г. было зарегистрировано 10-кратное снижение численности зимующих птиц по сравнению с доаварийным периодом.
T104-2	Сороки. Вороны	ВУРС. 1959-1960	⁹⁰ Sr	3,7-37 (⁹⁰ Sr)			1-10 за год, на кости	В 1959-1960 гг. численность зимующих птиц не отличалась от доаварийных значений.
T105-2	Европейский лось	ВУРС. 1970-1977	⁹⁰ Sr	3,7-37 (⁹⁰ Sr)			0,1-1,1 за год, на кости	В 1977 г. зарегистрировано увеличение численности лосей в 3 раза по сравнению с 1970 г. Плотность популяции лосей в 1977 г. была 0,4 (0,2-0,57) животных на 1 км ² .

Таблица 10.2

Радиационные эффекты на мышевидных грызунов на территории Кыштымского радиационного следа (ВУРС) (долгосрочные исследования; * – реконструированные значения дозы облучения)

ID в базе ЕРПС	Организм	Место и время исследования	Радионуклид	Активность в почве, МБк/м ²	Активность в теле, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T23	<i>Microtus agrestis</i> . Тёмная (пашенная) полёвка	ВУРС. Исследования на огороженной площадке. Начало 1960-х гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязнение); 50–100 в начале 1960-х гг.	4 000	0,06	12–20 годовая	Сокращение продолжительности жизни было обнаружено в облучённой популяции полёвок. В апреле возрастная структура перезимовавших полёвок была следующей: 98 % животных составляли молодые полёвки, рождённые в конце лета предыдущего года; только 2 % перезимовавших полёвок были немного старше (рождённые в начале или середине лета). В контроле среди перезимовавших полёвок 50 % молодых животных и 50 % полёвок более старших возрастов.
T24	<i>Microtus agrestis</i> . Тёмная (пашенная) полёвка	ВУРС. Исследования на площадке. Начало 1960-х гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязнение); 50–100 в начале 1960-х гг.	4 000 (кости)	0,06	12–20	Сокращение жизни животных зарегистрировано в популяции полёвок на загрязнённом участке. В течение зимы погибло 60,9 % животных от численности популяции до начала зимовки (позднее лето предыдущего года). В контроле смертность в течение зимовки составляла 17,6 % от численности популяции.
T25	<i>Clethrionomys rutilus</i> . Северная рыжая полёвка	ВУРС. Исследования на площадке. Начало 1960-х гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязнение); 50–100 в начале 1960-х гг.	1 800 (кости)	0,028	10	Небольшое увеличение смертности во время зимовки было выявлено в популяции облучаемых мышей. В холодный период года погибло 72,9 % животных от популяции на конец лета предыдущего года, в контроле – 70,2 %.

Продолжение таблицы 10.2

ID в базе ЕРЭС	Организм	Место и время исследования	Радионуклид	Активность в почве, МБк/м ²	Активность в теле, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T8	<i>Microtus agrestis</i> . Тёмная (пашенная) полёвка	ВУРС. Полевые исследования, 1964–1965 гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязнение); 50–100 в 1965 г.	4 000 (кости)	0,06	12	Зарегистрировано снижение размеров индивидуальных пищевых участков в популяции облучённых полёвок: на 36,2 % у самок и на 3,8 % у самцов. У взрослых облучённых самок размер пищевого участка составлял 473 ± 15 м ² (N = 134), контроль 696 ± 43 м ² (N = 41). Взрослые облучённые самцы имели размер пищевого участка 828 ± 52 м ² (N = 93), контроль 860 ± 81 м ² (N = 50).
T6	<i>Microtus agrestis</i> . Тёмная (пашенная) полёвка	ВУРС. Начало 1960-х гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязнение)	До 50 000, обычно 4 000 (кости, с.м.)	0,06, максимум 0,7	12–20, максимум 150	Ненормальный рост верхних зубов был зарегистрирован у 16 % взрослых полёвок с территории, загрязнённой ⁹⁰ Sr; что препятствовало их нормальному питанию. В контроле такого явления не наблюдалось.
T7	Мелкие мышевидные грызуны	ВУРС. Полевые исследования, 1960–е гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязнение)	До 50 000, обычно 4 000 (кости)	0,06, максимум 0,7	12–20, максимум до 150	Остеосаркомы не были обнаружены у мелких мышевидных грызунов на ВУРСе, несмотря на высокие концентрации ⁹⁰ Sr в костях.
T3	<i>Ardemus sylvaticus</i> . Лесная мышь	ВУРС. Полевые исследования, 1962 г.	⁹⁰ Sr	44 (начальное загрязнение); 38 в 1962 г.	0,011 (кости)	0,011 в 1962 г. (*)	4 за жизнь, 1962 г. (*)	Укорочение репродукционного периода в облучённой популяции лесных мышей. В августе в контрольной популяции насчитывалось 10,4 % беременных самок, в облучённой популяции их было только 0,8 %. Летний период репродукции в облучённой популяции был короче нормы из-за более ранней смертности взрослых мышей.

Продолжение таблицы 10.2

ID в базе ЕРЭС	Организм	Место и время исследования	Радионуклид	Активность в почве, МБк/м ²	Активность в теле, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T26	<i>Clethrionomys rutilus</i> . Северная ры- жая полёвка	ВУРС. Полевые исследова- ния. Начало 1960-х гг.	⁹⁰ Sr	44–130 (на- чальное за- грязнение); 36–100 в начале 1960-х гг.	3700–33000 (кости)	0,06–0,5	12–100	Среднее число эмбрионов у облучён- ных мышей было ниже контрольного: 5,63 ± 0,5 (N = 16); в контроле 7,85 ± 0,3 (N = 14).
T27	<i>Clethrionomys rutilus</i> . Северная ры- жая полёвка	ВУРС. Полевые исследова- ния. Начало 1960-х гг.	⁹⁰ Sr	44–130 (на- чальное за- грязнение); 36–100 в начале 1960-х гг.	370–3300 (кости)	0,006–0,05	1,2–10	Среднее число эмбрионов у облучённых самок мышей было несколько меньше, чем в контроле: 7,04 ± 0,3 (N = 24), при контрольных значениях 7,85 ± 0,3 (N = 14).
T28	<i>Clethrionomys rutilus</i> . Северная ры- жая полёвка	ВУРС. Полевые исследова- ния. Начало 1960-х гг.	⁹⁰ Sr	37–126 (на- чальное за- грязнение); 30–100 в начале 1960-х гг.	37–330 (кости)	0,0006– 0,005	0,1–1	Среднее число эмбрионов у самок мы- шей на загрязнённом участке 7,24 ± 0,4 (N = 11) статистически не отличалось от контроля (7,85 ± 0,3, N = 14).
T5	<i>Microtus agrestis</i> . Тёмная (пашенная) полёвка	ВУРС. Полевые исследова- ния. Конец 1960-х гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязне- ние); 50–90 в конце 1960-х гг.	1000 (*), кости	0,015 (*)	5 за жизнь (*)	Повышенные концентрации лейкоцитов в крови были обнаружены у полёвок на загрязнённой территории: 5200 ± 150 лейкоцитов в 1 мм ³ (N = 268); 6600 ± 270 у полёвок с паразитами (N = 142). Конт- роль: 4200 ± 130 лейкоцитов в 1 мм ³ крови (N = 227).

Продолжение таблицы 10.2

ID в базе ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклид	Активность в почве, МБк/м ²	Активность в теле, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T4	<i>Microtus agrestis</i> . Тёмная (пашенная) полёвка	ВУРС. Полевые исследования, лето. Конец 1960-х гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязнение); 50–90 в конце 1960-х гг.	1 000 (*), кости	0,015 (*)	5 за жизнь (*)	Ослабление сопротивляемости к паразитам крови (<i>Leisocyrugetanae tiegotti</i>) обнаружено в популяции облучённых полёвок. На загрязнённом участке процент заражённых полёвок был в 6 раз выше (52,4 %, N = 204), чем в контроле (8,1 %, N = 111). Концентрации паразитов в крови заражённых полёвок были на порядок выше (40–60 паразитов на 100 лейкоцитов), чем в контроле (1–8 паразитов на 100 лейкоцитов).
T2	<i>Arodemus sylvaticus</i> . Европейская лесная мышь	ВУРС. Полевые исследования в 1970–1976 гг.	⁹⁰ Sr	44 (начальное загрязнение); 30–28 в 1970–1976 гг.		0,001–0,002	0,5–0,8	Среднее число живых эмбрионов в расчёте на одну самку было немного выше в облучённой популяции мышей (6,1 ± 0,1; N = 114), чем в контроле (5,8 ± 0,2). Общие эмбриональные потери у облучённых самок были 0,3 в расчёте на одну облучённую самку и 0,6 – в контроле.
T1	<i>Arodemus sylvaticus</i> . Европейская лесная мышь	ВУРС. Полевые исследования и вивариум, 1981 г.	⁹⁰ Sr	44 (начальное загрязнение); 25 в 1981 г.	Около 37 (*), кости (в начале содержания в вивариуме)	5,7Е–04 (кости)	0,2	У кыштымских мышей зарегистрировано сокращение продолжительности жизни. Молодые самцы из дикой популяции в ВУРСе были помещены в виварий, где их содержали всю жизнь. В контроле средняя продолжительность жизни составляла 433 ± 134 дней. У кыштымских мышей продолжительность жизни составляла 344 ± 53 дней, т.е. была короче на 20,6 %. Здоровье кыштымских мышей было хуже, чем в контроле: заражённость паразитами, потеря шерсти, снижение иммунного статуса. Облучённые животные были 20-м поколением мышей, живших в ВУРСе.

Продолжение таблицы 10.2

ID в базе ЕРС	Организм	Место и время исследования	Радионуклид	Активность в почве, МБк/м ²	Активность в теле, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T9	<i>Clethrionomys rutilus</i> . Северная ры- жая полевка	ВУРС. Исследования 1970–1972 гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязне- ние); 50–90 в 1970 г.		0,015–0,02 (хрониче- ское облу- чение)	11 провока- ционное острое γ-облуче- ние	Провокационное суперлетальное γ-облучение было применено к мышам из Кыштымской зоны для проверки адаптации к радиации. Кыштымские мыши оказались более устойчивыми к радиации: среднее время выживания составило 12,6 ± 0,6 дней (N = 16); в кон- троле – 5,1 ± 0,8 дней (N = 15). Все кон- трольные животные погибли в течение 12 дней, а кыштымские мыши погибли в течение 26 дней.
T10	<i>Arodemus sylvaticus</i> . Европейская лесная мышь	ВУРС. Исследования 1978 г.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязне- ние); 40–80 в 1978 г.		0,014– 0,026 (хрониче- ское)	8 тестовое острое γ-облуче- ние	Провокационное суперлетальное острое γ-облучение было применено к мышам из Кыштымской зоны (8 Гр). Это были мыши из 40-го послесварийного поколе- ния мышей. Кыштымские мыши показа- ли большую устойчивость к радиации, чем обычные мыши. В контроле все животные погибли в течение 14 дней, из кыштымских мышей большая часть погибла за 16 дней, а 3,4 % животных выжили более 30 дней
T11	<i>Arodemus sylvaticus</i> . Европейская лесная мышь	ВУРС. Исследования 1983–1984 гг.	⁹⁰ Sr	30–60		0,01–0,023 (*)	8 острое γ-облуче- ние	Провокационное суперлетальное острое γ-облучение было применено к потом- кам мышей из Кыштымской зоны для проверки адаптации к радиации (8 Гр). Повышенная устойчивость к радиации обнаружена в потомках 1-го, 2-го и 3-го поколений от облучённых родителей (50-е поколение мышей после аварии). В контроле летальность была 100 %, для потомков кыштымских мышей выжи- вание более 30 дней было типичным. Среднее время выживания в контроле 9,5 ± 0,34 дней; потомки 2-го поколения выжили на 1,6 % больше (10,6 ± 0,22).

Продолжение таблицы 10.2

ID в базе ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклид	Активность в почве, МБк/м ²	Активность в теле, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T12	<i>Arodemus sylvaticus</i> . Европейская лесная мышь	ВУРС. Исследования 1981 г.	⁹⁰ Sr	44 (начальное загрязнение), 25 в 1981 г.	192 ± 15 (кости)	0,003 (*)	1 (*)	Гипоокисления была найдена типичной для лесных мышей из загрязнённых территорий ВУРСа. Мыши из зоны ВУРСа потребляли меньше кислорода из воздуха (5,8 ± 0,08 мл(О ₂)/(грамм тела), N = 20), чем в контроле (6,3 ± 0,06) мл(О ₂)/грамм.
T13	<i>Arodemus sylvaticus</i> . Лесная мышь	ВУРС. Исследования 1981 г.	⁹⁰ Sr	44 (начальное загрязнение), 25 в 1981 г.	192 ± 15 (кости)	0,003 (*)	1 (*)	Средняя ректальная температура у мышей Кыштымской зоне была значительно выше (36,8 ± 0,1 °С), чем в контроле (36,1 ± 0,14 °С; N = 20).
T14	<i>Arodemus sylvaticus</i> . Европейская лесная мышь	ВУРС. Исследования 1981 г.	⁹⁰ Sr	44 (начальное загрязнение), 25 в 1981 г.	192 ± 15 (кости)	0,003 (*)	1 (*)	Средняя частота дыхания у кыштымских мышей была значимо выше (182,6 ± 1,3 в минуту), чем в контроле (158 ± 1,5 в минуту, N = 20); эксперимент проводился в лаборатории при температуре воздуха 18–20 °С.
T63	<i>Arodemus sylvaticus</i> . Европейская лесная мышь	ВУРС. Исследования 1990-х гг.	⁹⁰ Sr		3,7–370 (кости)			В Кыштымской зоне мыши с высоким содержанием ⁹⁰ Sr в теле чаще становились жертвами хищных птиц. Около 80 % мышей, съеденных канюком <i>Buteo buteo</i> , имели в костях около 35 кБк/кг ⁹⁰ Sr. При отлове мышей ловушками только 20 % мышей имело высокое содержание ⁹⁰ Sr в костях, большинство мышей (60 %) были загрязнены меньше (около 3,7 кБк/кг ⁹⁰ Sr в костях).

Окончание таблицы 10.2

ID в базе ЕРС	Организм	Место и время исследования	Радио-нуклид	Активность в почве, МБк/м ²	Активность в теле, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T29	<i>Arodemus sylvaticus</i> . Европейская лесная мышь	ВУРС. Полевые исследования, 1990-е гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязнение); 30 в конце 1990-х гг.		0,011	4,3	В наиболее загрязнённой головной части ВУРС, 50–60 % мышей имели нарушения в составе крови с признаками лейкопении, анемии, ненормального соотношения лимфоцитов/нейтрофилов. Состав крови (в % от контроля) был следующим: эритроциты 60 ± 5; гемоглобин 96 ± 8; тромбоциты 127 ± 20; лейкоциты 46 ± 7; нейтрофилы 295 ± 60; лимфоциты 37 ± 4.
T30	<i>Arodemus sylvaticus</i> . Европейская лесная мышь	ВУРС. Полевые исследования, 1990-е гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязнение); 30 в конце 1990-х гг.		0,011	4,3	Укорочение репродукционного периода наблюдалось в облучённой популяции лесных мышей. В июле-августе в контрольной группе было 5–10 % беременных самок, а в загрязнённой зоне – только 0,8–1 %. Укорочение репродукционного срока происходило за счёт более ранней смертности взрослых мышей.
T32	<i>Arodemus sylvaticus</i> . Лесная мышь	ВУРС. Полевые исследования, 1990-е гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязнение); 30 в конце 1990-х гг.		0,011	4,3	Укорочение жизни мышей наблюдалось в загрязнённой зоне. В августе, пропорция мышей старших возрастов в популяции была ниже контрольной на 5–10 %.
T31	<i>Arodemus sylvaticus</i> . Лесная мышь	ВУРС. Полевые исследования, 1990-е гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязнение); 30 в конце 1990-х гг.		0,011	4,3	Размер выводка в расчёте на одну самку лесной мыши не отличался от контроля. Процент преимплантационной гибели эмбрионов 3,1 % у облучённых самок (контроль 7,8 %).

Таблица 10.3

Радиационные эффекты у других наземных позвоночных на территории Кыштымского радиоактивного следа (ВУРС)

ID в базе ЕРЭС	Организм	Место и время исследования	Радио-нуклиды	Активность в почве, МБк/м ²	Активность в организме, кБк/кг	Эффекты на биоту
T43	<i>Styrtus vulgaris</i> . Обыкновенный скворец	ВУРС. Полевые исследования размножения птиц. Начало 1960-х гг.	⁹⁰ Sr	70–130 (начальное загрязнение); 50–100 в начале 1960-х гг.	740–1850 (кости)	Вес птенцов скворцов в возрасте 5–15 дней в загрязнённой зоне был на 16–17 % ниже контрольных значений. Количество пищи в желудке было ниже нормы на 10 %.
T45	<i>Muscicapa hirsuta</i> . Мухоловка-пеструшка	ВУРС. Местность вблизи оз. Бердениш. Исследования 1992 г.	⁹⁰ Sr	55	1 000 (⁹⁰ Sr в яйцах); 84 (⁹⁰ Sr в теле); 1,7 (¹³⁷ Cs в теле); 0,1 мГр/сут (внешнее β-облучение в гнёздах)	Попытки размножения птиц-мухоловок в загрязнённой зоне оказались полностью безуспешными. Из 30 искусственных гнёзд, размещённых в зоне, только 6 было занято птицами, остальные покинуты либо на стадии создания гнезда, либо на стадии откладки яиц. Из яиц в занятых гнёздах 2 эмбриона погибли внутри яиц, вылупился только 1 птенец, который прожил 11–12 дней и умер, потеряв большую часть перьев. В контроле репродукция была полностью успешной (91,7 % птенцов).
T62	<i>Rana arvalis</i> . Остромордая лягушка	ВУРС. Местность вблизи оз. Бердениш. Исследования 1993 г.	⁹⁰ Sr	55	Около 150 (⁹⁰ Sr во взрослых лягушках, с.м.)	В Кыштымской зоне размеры икринок лягушек были статистически мельче, чем в контроле. Общий объём отложенной икры в расчёте на одну самку был 89,5 ± 6,7 мл (N = 19) в загрязнённой зоне и 187 ± 15 мл в контроле. Общее число отложенных икринок на одну самку (896 ± 42,7) не отличалось от контроля (916,7 ± 70,4). Смертность эмбрионов отложенных лягушек была высокой: около 90 % эмбрионов погибло в икринках, количество головастиков составило только 10 %. В норме из икры одной самки получается 400–800 головастиков (успех репродукции 45–90 %). Молодые лягушки на ВУРС развивались быстрее, чем в контроле. Взрослые лягушки были мельче нормы.

Окончание таблицы 10.3

ID в базе ЕРiС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, МБк/м ²	Активность в организме, кБк/кг	Эффекты на биоту
T47	<i>Lacerta vivipara</i> . Живородящая ящерица	ВУРС. Исследования 1992–1995 гг. (N=130, исследования репродукции – N = 43.	⁹⁰ Sr	От 37 до 185	Около 35 (кости)	Из 43 взрослых ящериц, отобранных на радиоактивной территории, одна особь была гермафродитом, остальные не имели аномалий гонад, стерильных особей не было. ожирения гонад не обнаружено. Из 42 эмбрионов ящериц, исследованных на стадии непосредственно перед рождением, 12 эмбрионов имели значительные морфологические уродства (26,6 %): удвоение головы, хвоста, ног, лишние пальцы, искривление шеи. У необлучённых ящериц максимальный уровень дупликаций у эмбрионов 2,1 %.

Таблица 10.4

Радиационные эффекты у наземных животных, обитающих на участках с высокими уровнями естественных радионуклидов (Республика Коми, РФ)

ID в базе данных ЕРiС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, Бк/кг	Радионуклиды в организме, грамм/грамм тела	Мощность дозы, мГр/сут	Радиационные эффекты на биоту
T19	<i>Microtus oeconomus</i> . Северная полёвка-экономка	Коми, ураново-радиевый участок, 12 га	²²⁶ Ra, ²¹⁰ Po, ²³⁸ U, ²³² Th, ²²² Rn- ²²⁰ Rn	До 7Е + 04 (²²⁶ Ra); 25 700 (²¹⁰ Po); 140 (²³⁸ U); 40 (²³² Th)	1.5Е-12 (радий); 2.3Е-08 (Уран), сыр. вес	1	В полёвках с ураново-радиевого участка обнаружены патологические изменения в крови. По сравнению с нормой, лейкоциты были ниже на 48–52 %; эритроциты – ниже на 20–22 %; гемоглобин – ниже на 15–17 % (N > 1 000, результаты статистически достоверны). Около 3–5 % полёвок имели значительные изменения в крови, которые можно считать признаками лучевой болезни.

Продолжение таблицы 10.4

ID в базе данных ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, Бк/кг	Радионуклиды в организме, грамм/грамм тела	Мощность дозы, мГр/сут	Радиационные эффекты на биоту
T55	<i>Microtus oesotomus</i> . Северная полевка-экономка	Ухта; радиевые участки, 1 и 12 га; ураново-радиевый участок, 3 га.	²²⁶ Ra, ²¹⁰ Po, ²³⁸ U, ²³² Th, ²²² Rn- ²²⁰ Rn			0,008–0,08 радиационный фон; 0,033–0,1 (внутр.)	У молодых полёвок возраста 1 мес. на радиевых и ураново-радиевом участках обнаружены патологические изменения в крови: гемоглобин (грамм %) $13,6 \pm 0,6$; эритроциты (на 1 мм^3) $(7,3 \pm 0,3)E + 06$; лейкоциты (на 1 мм^3) $(4 \pm 0,5)E + 03$. Контроль: гемоглобин $16,3 \pm 0,2$; эритроциты $(9,2 \pm 0,3)E + 06$; лейкоциты $(7,6 \pm 0,2)E + 03$. Различия в составе крови статистически достоверны ($N = 5000$, $P < 0,001$).
T56	<i>Microtus oesotomus</i> . Северная полевка-экономка	Коми, район Ухта; ураново-радиевый участок, 3 га.	²²⁶ Ra, ²¹⁰ Po, ²³⁸ U, ²³² Th, ²²² Rn- ²²⁰ Rn			0,008–0,08 (внешнее); 0,033–0,1 (внутр.); 0,036 (от радона)	В крови взрослых полёвок (возраст 3 мес.) с ураново-радиевого участка обнаружены патологические изменения, указывающие на хроническую лучевую болезнь. Основные параметры красной крови были близкими к норме, однако состав белой крови был полностью ненормальным: молодые лейкоциты составляли 150–190 % от нормы, крупные формы лимфоцитов составляли 200 % от нормального уровня, количества нейтрофилов превышали число лимфоцитов, в контроле соотношение обратное, отмечен ретикулоцитоз (до 85–95 %). Различия статистически достоверны.

Продолжение таблицы 10.4

ID в базе данных ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, Бк/кг	Радионуклиды в организме, грамм/грамм тела	Мощность дозы, мГр/сут	Радиационные эффекты на биоту
T57	<i>Microtus oeconomus</i> . Северная полевка-экономка	Коми, район Ухта, радиевые участки, 1 и 12 га	²²⁶ Ra, ²¹⁰ Po, ²³⁸ U, ²³² Th, ²²² Rn- ²²⁰ Rn	7E+04 (²²⁶ Ra); 2.6E+04 (²¹⁰ Po); 50 (²³⁸ U). Зола почвы	2.5E-12 (радий, в тканях)	0,008-0,08 (внешнее); 0,033-0,1 (внутр.); 0,036 (от радиона)	В крови полёвок с радиевых участков обнаружены аномалии в эритроцитах. Микроядра в эритроцитах обнаружены у 2-9 % животных; Доля аномальных эритроцитов в крови этих животных составляла 0,2-0,4 % (результаты статистически достоверны). За несколько лет проанализирована кровь около 5 000 полёвок. В контроле микроядра в эритроцитах отсутствовали.
T58	<i>Microtus oeconomus</i> . Северная полевка-экономка	Коми, район Ухта, ураново-радиевый участок, 3 га	²²⁶ Ra, ²¹⁰ Po, ²³⁸ U, ²³² Th, ²²² Rn- ²²⁰ Rn			0,008-0,08 (внешнее); 0,033-0,1 (внутр.); 0,036 (от радиона)	В крови мышей-полёвок с ураново-радиевого участка обнаружены аномалии в лимфоцитах. Микроядра в лимфоцитах найдены в крови у 22-82,6 % животных, проверенных в разные годы; процент ненормальных лимфоцитов в белой крови у этих животных составлял 21-40 % (результаты статистически достоверны). Всего было проанализировано около 5 000 животных. В контроле микроядра в лимфоцитах не встречаются.
T21	<i>Microtus oeconomus</i> . Северная полевка-экономка	Коми, радиевый участок, 3 га	²²⁶ Ra, ²¹⁰ Po, ²³⁸ U, ²³² Th, ²²² Rn- ²²⁰ Rn			2	У полёвок с радиевого участка заражённость эктопаразитами была очень высокой; заражёнными оказались все из 3 590 проверенных полёвок, 100 %. В контроле на не-загрязнённом участке заражёнными паразитами были 42 % животных (N = 2135).

Продолжение таблицы 10.4

ID в базе данных ЕРЭС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, Бк/кг	Радионуклиды в организме, грамм/грамм тела	Мощность дозы, мГр/сут	Радиационные эффекты на биоту
T22	<i>Microtus oeconomus</i> . Северная полевка-экономка	Коми, радиевый участок, 3 га	²²⁶ Ra, ²¹⁰ Po, ²³⁸ U, ²³² Th, ²²² Rn- ²²⁰ Rn	7E+04 (²²⁶ Ra); 2.6E+04 (²¹⁰ Po); 50 (²³⁸ U).	2.5E-12 (радий, в тканях)	2	В популяции полевков с радиевого участка было много худых животных – 61 % из 3 590 проанализированных животных. На контрольном участке полевков с пониженной упитанностью было 21 % (N = 2135).
T18	<i>Microtus oeconomus</i> . Северная полевка-экономка	Коми, ураново-радиевый участок, 12 га	²²⁶ Ra, ²¹⁰ Po, ²³⁸ U, ²³² Th, ²²² Rn- ²²⁰ Rn	up to 7E+04 (²²⁶ Ra); 25 700 (²¹⁰ Po); 140 (²³⁸ U); 40 (²³² Th)	1.5E-12 (Ra); 2.3E-08 (U); в тканях, с.м.	1	У молодых полевков с ураново-радиевого участка вес печени был малым по отношению к массе тела (N > 1 000). Для мышей возраста 1 месяц отношение веса печени к весу тела было ниже нормы в 2 раза. Для взрослых мышей старше 1 года различия статистически незначимы. Гистологический анализ выявил повреждения печени взрослых полевков – участки некроза, геморрагии, лейкоэмические инфилтрации.
T20	<i>Microtus oeconomus</i> . Северная полевка-экономка	Коми, радиевый участок, 3 га	²²⁶ Ra, ²¹⁰ Po, ²³⁸ U, ²³² Th, ²²² Rn- ²²⁰ Rn	7E+04 (²²⁶ Ra); 2.6E+04 (²¹⁰ Po); 50 (²³⁸ U). Почва, зола	2.5E-12 (радий, в тканях, с.м.)	2	На радиевом участке половое созревание у многих молодых самцов мышей задерживалось вплоть до возраста 9 месяцев: 50 % самцов достигали половой зрелости нормально в возрасте 1 месяц, но 100 % самцов достигали зрелости в возрасте более 9 месяцев (N = 540). В контроле: 100 % самцов достигают зрелости к возрасту 3 месяца. В гонадах многочисленных дегенеративные нарушения и пониженный вес по сравнению с контролем.

Продолжение таблицы 10.4

ID в базе данных ЕРЭС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, Бк/кг	Радионуклиды в организме, грамм/грамм тела	Мощность дозы, мГр/сут	Радиационные эффекты на биоту
T17	<i>Microtus oesotomus</i> . Северная полевка-экономка	Коми, Russia, радиевый участок, 3 га.	^{226}Ra , ^{210}Po , ^{238}U , ^{232}Th , ^{222}Rn , ^{220}Rn	7E+04 (^{226}Ra); 2.6E+04 (^{210}Po); 50 (^{238}U). Почва, зола	2.5E-12 (радиевый, живой вес)	2 радиационный фон; до 2–7 на лёгкие от радона;	На радиевом участке период репродукции мышей составлял только 4 месяца вместо 6 месяцев в контроле. Число репродуктивных самок было снижено в 2–5 раз по сравнению с контролем. Среднее число эмбрионов на 1 самку (3.8) было в 2 раза ниже контрольной (6.3), N = 2 900. Численность популяции поддерживалась миграцией мышей с соседних незагрязнённых участков. Средняя доля недавних мигрантов на участке около 30 %. Через 1 месяц мыши-мигранты становились такими же загрязнёнными, как и резиденты.
T59	<i>Lutra lutra</i> . Выдра	Коми. Реки в пределах ториевой зоны, северная тайга. Исследования 1950-х гг.	^{232}Th , ^{226}Ra , ^{238}U , ^{222}Rn , ^{220}Rn	Почва у реки: торий (1E-03 гр Th на гр сух.почв.); радий (4E-12 грRa/гр); уран (3E-06 грU/гр).	9E-13 (Ra, кости, с.м.; (2-3)E-13 (Ra, печень, почки). 2E-07 грU/гр (U, почки); 2E-08 (U, кости). 2E-06 грTh/гр (Th, кости); 1E-06 (Th, печень).	До 0,24 внешний радиационный фон	Средний вес выдр, постоянно обитающих на радиевом участке реки (7,4 ± 0,6 кг, N = 4), был ниже, чем в контрольной группе на незагрязнённом участке (8,3 ± 0,8 кг, N = 3) в летний период. На основе круглогодичного мониторинга выявлено, что облучённые выдры реже и меньше охотятся в воде (4,9 ± 0,3 часов в сут, N = 4) по сравнению с контрольными выдрами (5,5 ± 0,17 часов в сут, N = 3); соответственно питание облучённых выдр было ниже контроля. Плотность облучённой популяции выдр была на 33 % ниже, чем в контроле: на радиевом участке реки длиной 127 км обитало 27 выдр, на незагрязнённом участке реки длиной 67 км обитало 21 выдра.

Продолжение таблицы 10.4

ID в базе данных ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, Бк/кг	Радионуклиды в организме, грамм/грамм тела	Мощность дозы, мГр/сут	Радиационные эффекты на биоту
Т60	Крупные тетеревиные птицы: <i>Tetrao urogallis</i> (глухарь); <i>Lagopus tetrix</i> (чёрный тетерев)	Коми, ториевая зона, северная тайга. 1950–1963 гг.	^{232}Tl , ^{226}Ra , ^{238}U , ^{222}Rn , ^{220}Rn		8E-08 (U, кости ww); 1.2E-07 (U, внутр. органы); (1.2–1.5)E-09 (U, мышцы). (5.2–5.9)E-12 (Ra, кости); 3E-12 (Ra, внутр. органы); 35–40)E-14 (Ra, мышцы). (80–120)E-08 (Th, кости); (120–150)E-08 (Th, внутр. органы); (2–2.5)E-06 (Th, мышцы).	До 0,24 радиационный фон	В пределах ториевой зоны средние массы глухарей и тетеревов были ниже, чем в контроле. Средний вес глухарей из облучённой популяции (N = 21): самцы – 3,5 кг; самки – 1,7 кг (контроль – 4,3 и 2 кг соответственно, N = 186). Средний вес тетеревов из облучённой популяции (N = 11): самцы – 1,1 кг; самки – 0,9 кг (контроль – 1,4 и 1,05 кг соответственно, N = 45). В ториевой зоне заражённость крупных тетеревиных птиц различными паразитами была выше, чем в контроле: сильно заражёнными перьевыми паразитами были 35–50 % птиц (контроль – 8–9 %); сильно заражёнными энтопаразитами <i>Nematoda</i> были 25–30 % птиц (контроль – 2–7 %). Не заражёнными перьевыми паразитами было 10–15 % птиц (контроль – 30–50 %); не заражёнными паразитами <i>Nematoda</i> было 30 % птиц (контроль – 60–70 %). Численность глухарей на 1 км ² была меньше на 13–25 %, численность тетерева – меньше на 14–35 % по сравнению с контролем. N = 840 (контроль), N = 340 (ториевая зона).

Окончание таблицы 10.4

ID в базе данных ЕРiС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, Бк/кг	Радионуклиды в организме, грамм/грамм тела	Мощность дозы, мГр/сут	Радиационные эффекты на биоту
T61	Мелкие тетеревиные: <i>Tetrastes bonasia</i> (рябчик), <i>Lagopus lagopus</i> (белая куропатка)	Коми, ториевая зона, северная тайга). Исследования 1950–1963 гг.	²³² Th, ²²⁶ Ra, ²³⁸ U, ²²² Rn- ²²⁰ Rn		(10–40)E-09 (U, кости, w,w); (40–95)E-09 (U, внутрен. органы); 10E-09 (U, мышцы). (100–300)E-14 (Ra, кости); (90–200)E-14 (Ra, внутрен. органы); (10–20)E-14 (Ra, мышцы), (25–50)E-08 (Th, кости).	До 0,24 радиационный фон	В ториевой зоне средний вес рябчиков и куропаток не отличался статистически от контроля. Заражённость паразитами мелких тетеревиных была немного выше контрольной: не заражёнными перьевыми паразитами было 40 % птиц (контроль – 50 %); не заражёнными паразитами <i>Nematoda</i> было 40–60 % птиц (контроль – 80–84 %). Сильно заражённых перьевыми паразитами было 20 % облучённых птиц (контроль – 8–11 %). Сильно заражёнными паразитами <i>Nematoda</i> были 10–20 % облучённых птиц (контроль – 4–8 %). В ториевой зоне плотность популяции белых куропаток (на 1 км ²) не отличалась от контроля; плотность популяции рябчиков была ниже контроля на 12–14 %. Проанализировано экземпляров мелких тетеревиных птиц: N = 840 (контроль), N = 340 в ториевой зоне.

Таблица 10.5

Радиационные эффекты у наземных животных в ранний период после Чернобыльской радиационной аварии

ID в базе ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T16-1	<i>Microtus oeconomus</i> . Полёвка-экономка	Чернобыльская близкая зона: 4–5 км к югу от АЭС. Полевые исследования, Осень 1986 г.	^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr	0,01–0,012 (в 1986 г.)	1–1,5 (от внешнего гамма-облучения к осени 1986 г.)	В 1986 г. после радиационной аварии очень немногие животные в Чернобыльской близкой зоне имели нормальное состояние печени: у более чем 80 % животных печень имела ненормальную окраску и полужидкую консистенцию, что являлось признаками нарушений в гемодинамике; у 10 % животных печень имела глинистый вид (признак жировой дегенерации); у 7 % мышей печень была дряблой и увеличенной (нарушения в паренхиме). Гистологический анализ образцов печени выявил отёк, воспаление, некроз, геморагию; дистрофические изменения в гепатоцитах, что являлось симптомами остро лучевого поражения. Авторы связывают наблюдавшиеся эффекты с ^{144}Ce .
T94	Кабаны, свиньи	Чернобыльская 5-км зона. Полевые исследования, 1986 г.	^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs ; ^{90}Sr , ^{89}Sr , ^{95}Zr , ^{144}Ce и др.	0,006–0,008 (внешнее γ-облучение на 10 мая 1986 г.)	3,5 (3,0–4,0)	У кабанов и свиней из Чернобыльской близкой зоны обнаружены патологические нарушения в печени, почках, лёгких (N = 5).
T95-1	Собаки	Чернобыльская 5-км зона. 1986 г.	^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs ; ^{90}Sr , ^{89}Sr , ^{95}Zr , ^{144}Ce и др.	0,01 (0,006– 0,15) (внешнее на 10 мая 1986 г.)	13 (1,5–25)	У собак из Чернобыльской близкой зоны обнаружены патологические изменения в печени, почках, лёгких (N = 11).
T96-3	Гуси, утки, цапли, голуби, вороны.	Чернобыльская 5-км зона. Полевые исследования, 1987 г.	^{137}Cs , ^{134}Cs ; ^{90}Sr , ^{89}Sr , ^{95}Zr , ^{144}Ce и др.	0,01 (0,006– 0,015) (внешнее на 10 мая 1986 г.)	4 (2–6)	У птиц из Чернобыльской близкой зоны обнаружены патологические изменения в печени, однако патологий в почках, лёгких и селезёнке не обнаружено (N = 27).

Окончание таблицы 10.5

ID в базе ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T93, T92-1	Бобры, рыжые белки	Чернобыльская 30-км зона. Правые исследования, 1986 г.	^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs ; ^{90}Sr ; ^{89}Sr ; ^{95}Zr ; ^{144}Ce , ^{106}Ru и др.	0,007 (0,003–0,012) (внешнее на 10 мая 1986 г.)	4 (1,5–6,0)	Не обнаружено радиационных повреждений во внутренних органах рыжих белок и бобров в Чернобыльской ближней зоне.
T96-1	Птицы (14 видов)	Чернобыльская 30-км зона, 1986 и 1987 гг.	^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs ; ^{90}Sr ; ^{89}Sr ; ^{95}Zr ; ^{144}Ce , ^{106}Ru и др.	0,007 (0,003–0,012) (внешнее на 10 мая 1986 г.)	4 (1,5–6,0)	Не обнаружено радиационных повреждений во внутренних органах диких птиц в Чернобыльской ближней зоне (проверено 50 птиц из 14 видов).
T97-1	Коровы	Чернобыльская 30-км зона, 1986 г.	^{131}I и др. р/н		270–280 на щитовидную железу	У облучённых коров концентрация тироксина (Т4) снизилась до 20 (12–25) нмоль/л, что было на 70 % ниже нормы. Удой молока снизились до 1,5 л/сут.
T97-2	Коровы	30-км зона ЧАЭС, 1986 г.	^{131}I и др. р/н		180–200 на щитовидную железу	У облучённых коров концентрация тироксина (Т4) снизилась до 35 (21–48) нмоль/л, что составляло 54 % от нормы. Удой молока снизились до 3,3 л/сут.
T97-3	Коровы	Чернобыльская 30-км зона, 1986 г.	^{131}I и др. р/н		20–30 на щитовидную железу	У облучённых коров уровень тироксина был близким к норме. Удой молока составляли 8 л/сут.

Таблица 10.6.

Радиационные эффекты у мышевидных грызунов после Чернобыльской радиационной аварии (с осени 1986 г. и позже)

ID в базе ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, кБк/кг	Активность в организме, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T76-1	Мышевидные грызуны	Чернобыльская зона, 7 км к северо-западу от АЭС, октябрь 1986 г.	^{137}Cs , ^{134}Cs ; ^{90}Sr ; ^{95}Zr ; ^{144}Ce , ^{106}Ru .	300 (^{137}Cs)	40 (^{137}Cs)	9,0Е-03 (внешнее γ-облучение); 0,5 (внешнее β-облучение). Август 1986 г.	11 (внешнее) 0,15 (внутр).	Численность мышевидных грызунов уменьшилась в 6 раз по сравнению с контролем.

Продолжение таблицы 10.6

ID в базе ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, кБк/кг	Активность в организме, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T71-3	<i>Arodemus agraris Pallas.</i> Полевая мышь	Чернобыльская зона, 2 км к западу от АЭС, октябрь 1986 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr, ⁹⁵ Zr, ¹⁴⁴ Ce, ¹⁰⁶ Ru	1.0E+04 (¹³⁷ Cs)	1.4E+03 (¹³⁷ Cs)	0,09 (внешнее γ-облучение); 4,3 (внешнее β-облучение). Август 1986 г.	110 (внешнее) 10 (внутр.) Апрель – октябрь 1986 г.	К октябрю 1986 г. численность полевых мышей сократилась в 25 раз по сравнению с контрольным незагрязнённым участком.
T76-4	<i>Clethrionomys glareolus.</i> Рыжая полевка	Чернобыльская зона, 7 км к северо-западу от АЭС, октябрь 1986 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr, ¹⁴⁴ Ce, ¹⁰⁶ Ru	300 (¹³⁷ Cs)	40 (¹³⁷ Cs)	0,009 (внешнее γ-облучение); 0,5 (внешнее β-облучение). Август 1986 г.	11 (внешнее) 0,15 (внутр.)	К октябрю 1986 г. численность рыжих полевков сократилась в 17 раз по сравнению с контрольным незагрязнённым участком.
T115	<i>Mus musculus.</i> Домовая мышь	Чернобыльская зона, 30-км зона, весна 1987 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr и др.			0,034 (0,03–0,04) (внешнее γ-облучение). Весна 1987 г.	20 (внешнее) к весне 1987 г.	В Чернобыльской ближней зоне из 30 обследованных саплов домовой мыши 2 самца были полностью стерильны, остальные временно стерильны (весна 1987 г.).
T90-8	Мышевидные грызуны	Чернобыльская зона, 2–7 км к западу и югу от АЭС, Осень 1986 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr, ¹⁴⁴ Ce и др.	90–1.0E+04 (¹³⁷ Cs)	12–1.4E+03 (¹³⁷ Cs)	0,001–0,08 (внешнее γ-облучение). Сентябрь 1986 г.	До 110 (внешнее) Апрель – октябрь 1986 г.	Осенью 1986 г. доля живых эмбрионов (в % от их общего числа) составляла в обследованных самок мышей в среднем 67 % (64–70 %, N = 21), а в контроле – 94 % (90–98 %, N = 11).
T88-8	Мелкие мышевидные грызуны	Чернобыльская зона, 2–7 км к западу и югу от АЭС, осень 1986 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr, ¹⁴⁴ Ce и др.	90–1.0E+04 (¹³⁷ Cs)	12–1.4E+03 (¹³⁷ Cs)	0,001–0,08 (внешнее γ-облучение). Сентябрь 1986 г.	До 110 (внешнее) Апрель – октябрь 1986 г.	Осенью 1986 г. у обследованных самок мышей эмбриональные потери до имплантации были высокими: 13 % (8–18 %, N = 21); в контроле – 2,9 % (0,4–5,4 %, N = 10).

Продолжение таблицы 10.6

ID в базе ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, кБк/кг	Активность в организме, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T89-8	Мелкие мышевидные грызуны	Чернобыльская зона, 2–7 км к западу и югу. Осень 1986 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr и др.	90–1.0E+04 (¹³⁷ Cs)	12–1.4E+03 (¹³⁷ Cs)	0,001–0,08 (внешнее У-облучение). Сентябрь 1986 г.	До 110 (внешнее). Апрель–октябрь 1986 г.	У облучённых самок мышей резорбция эмбрионов после имплантации была 18 % (15–21 %, N = 21) что в 6 раз выше нормальной 3 % (1,6–4,4 %, N = 10).
T88-9	Мелкие мышевидные грызуны	Чернобыльская зона, 2–7 км к западу и югу от АЭС. Весна 1987 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr, ¹⁰⁶ Ru и др.	90–1.0E+04 (¹³⁷ Cs)	12–1.4E+03 (¹³⁷ Cs)	0,0005–0,038 (внешнее У-облучение). Май 1987 г.	0,3–20 (внешнее) 0,03–4 (внутр.)	Весной 1987 г. у облучённых мышей преимплантационные потери эмбрионов были 8,5 % (6,7–10,3 %, N = 35) и не отличались достоверно от контроля 6,9 % (4,3–9,5 %, N = 24).
T89-3	<i>Microtus arvalis Pallas.</i> Обычная полевка	Чернобыльская зона, 2–7 км к западу и югу от АЭС. Весна 1987 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr, ¹⁰⁶ Ru и др.	90–1.0E+04 (¹³⁷ Cs)	12–1.4E+03 (¹³⁷ Cs)	0,0005–0,034 (внешнее У-облучение). Май 1987 г.	0,3–20 (внешнее) 0,03–4 (внутр.)	Весной 1987 г. у облучённых самок полевок резорбция эмбрионов после имплантации была 18,3 % (13,1–23,5 %, N = 15), что значительно выше, чем в контроле 7,2 % (1,7–12,7 %, N = 8).
T89-9	Мелкие мышевидные грызуны	Чернобыльская зона, 2–7 км к западу и югу от АЭС. Весна 1987 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr, ¹⁰⁶ Ru и др.	90–1.0E+04 (¹³⁷ Cs)	12–1.4E+03 (¹³⁷ Cs)	0,0005–0,034 (внешнее У-облучение). Май 1987 г.	0,3–20 (внешнее) 0,03–4 (внутр.)	Весной 1987 г. у мышевидных грызунов Чернобыльской зоны средние потери эмбрионов после имплантации составляли 12 % (9–15 %, N = 34), что в 2 раза выше нормы 6 % (2,6–9,4 %, N = 23).
T90-9	Мелкие мышевидные грызуны	Чернобыльская зона, 2–7 км к западу и югу. Весна 1987 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr и др.	90–1.0E+04 (¹³⁷ Cs)	12–1.4E+03 (¹³⁷ Cs)	0,0005 – 0,034 (внешнее У-облучение). Май 1987 г.	0,3–20 (внешнее) 0,03–4 (внутр.)	Весной 1987 г. у чернобыльских мышей средний процент живых эмбрионов составлял 78 % (75–81 %, N = 35), в контроле % живых эмбрионов был выше – 88 % (86–90 %, N = 24).

Продолжение таблицы 10.6

ID в базе ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, кБк/кг	Активность в организме, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T74-5	Мелкие мышевидные грызуны	Чернобыльская зона, 4–5 км к западу от АЭС. Май 1987 г.	^{137}Cs , ^{134}Cs ; ^{90}Sr , ^{106}Ru и др.	300 (^{137}Cs)	40 (^{137}Cs)	0,0034 (внешнее γ -облучение). Май 1987 г.	1,8 (внешнее γ -облучение); 0,1 (внутр). Август 1986 г. – май 1987 г.	В популяциях мышей изменилось число видов и сменились доминирующие виды. Весной 1987 г. популяция полевых мышей уменьшилась в 8 раз, а популяция домовых мышей, напротив, выросла в 4 раза по сравнению с доаварийным периодом. Рыжие полёвки полностью исчезли к маю 1987 г.
T16-3	<i>Microtus oesolotus</i> . Полёвка-экономка	Чернобыльская зона, 4–5 км к югу от АЭС. 1987 г.	^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{134}Cs ; ^{90}Sr			0,001 (в 1987 г.) *		В 1987 г. доля полёвок с изменениями в печени снизилась по сравнению с 1986 г., хотя патология печени осталась типичными в облучённой популяции. Начиная с 1988 г., немногие животные имели поражения печени.
T39-3	<i>Microtus oesolotus</i> . Полёвка-экономка	Чернобыльская зона, 4–5 км к югу от АЭС. 1987 г.	^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{134}Cs ; ^{90}Sr					У полёвок Чернобыльской зоны обнаружены нарушения в белой крови: количество лейкоцитов крови было выше нормы ($9,8-9,9$)Е+03 на мм ³ крови, в контроле (5,8–6,6)Е+03 лейкоцитов.
T39-4	<i>Microtus oesolotus</i> . Полёвка-экономка	Чернобыльская зона, 4–5 км к югу от АЭС. 1988–1989 гг.	^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{134}Cs ; ^{90}Sr					Нарушения в белой крови зарегистрированы у чернобыльских полёвок. В 1988–1989 гг. концентрации лейкоцитов ниже нормы – (3,8–4,6)Е+03 лейкоцитов на 1 мм ³ , а в контроле – (5,8–6,6)Е+03 лейкоцитов.

Продолжение таблицы 10.6

ID в базе ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, кБк/кг	Активность в организме, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T120-3	<i>Mus musculus</i> . Домовая мышь	Чернобыльская 10-км зона. 1987 г. Экспозиция лабораторных мышей на загрязнённом участке.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr, ⁸⁹ Sr, ⁹⁵ Zr, ¹⁴⁴ Ce, ¹⁰⁶ Ru и др.			0,067 (внешнее γ-облучение)	25 (гонады)	Взрослых половозрелых самцов лабораторных мышей экспонировали на площадке в Чернобыльской зоне в течение 25 дней. Анализ мышей был проведён через 120 суток после окончания облучения. У облучённых самцов вес тестикулов сократился до 38,2 мг (N = 2); в контроле вес половых органов составлял 205 мг (N = 8).
T120-4	<i>Mus musculus</i> . Домовая мышь	Чернобыльская 10-км зона. 1987 г. Экспозиция лабораторных мышей на загрязнённом участке.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr, ⁸⁹ Sr, ⁹⁵ Zr, ¹⁴⁴ Ce, ¹⁰⁶ Ru и др.			0,023 (внешнее γ-облучение)	3 (гонады)	Взрослых половозрелых самцов лабораторных мышей экспонировали на площадке в Чернобыльской зоне в течение 25 дней. Анализ мышей был проведён через 7 суток после окончания облучения. У облучённых самцов вес тестикулов сократился до 62 мг (N = 6); в контроле вес половых органов составлял 197 мг (N = 8).
T122-2	<i>Microtus oesotomus Pallas</i> . Полёвка-экономка	Чернобыльская ближняя зона, 4–5 км к югу от АЭС. Весна 1987 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr, ¹⁴⁴ Ce, ¹⁰⁶ Ru и др.	88 (¹³⁷ Cs)	12 (¹³⁷ Cs)	0,0005 (внешнее γ-облучение); 0,005 (внешнее β-облучение). Май 1987 г.	0,3 (внешнее) 0,3 (кости). Август 1986 г. – май 1987 г.*	У полёвок Чернобыльской зоны обнаружены повышенные уровни хромосомных aberrаций в клетках костного мозга 2,1 % (1,8–2,4 %, N = 19), нормальный уровень – 0,5 % (0,4–0,6 %, N = 10). Рассмотрено не менее 100 метафаз в клетках каждого животного.

Продолжение таблицы 10.6

ID в базе ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, кБк/кг	Активность в организме, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T123-1	<i>Microtus oesotomus Pallas.</i> Полевка-экономка	Чернобыльская ближняя зона, 4–5 км к югу от АЭС. Осень 1986 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr, ¹⁴⁴ Ce, ¹⁰⁶ Ru и др.	88 (¹³⁷ Cs)	12 (¹³⁷ Cs)	0,001 (внешнее У-облучение). Сентябрь 1986 г.	1,1 (внешнее). Апрель – сентябрь 1986 г.	У полевков Чернобыльской зоны обнаружены повышенные уровни хроматидных aberrаций в клетках костного мозга 1,2 % (0,85–1,55 %, N = 11), контрольный уровень – 0,1 % (0,05–0,15 %, N = 10). Рассмотрено не менее 100 метафаз в клетках каждого животного.
T123-2	<i>Microtus oesotomus Pallas.</i> Полевка-экономка	Чернобыльская ближняя зона, 4–5 км к югу от АЭС. Весна 1987 г.	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr, ¹⁰⁶ Ru	88 (¹³⁷ Cs)	12 (¹³⁷ Cs)	0,0005 (внешнее У-облучение); 0,005 (внешнее β-облучение). Май 1987 г.	0,3 (внешнее) 0,3 (кости). Август 1986 г. – май 1987 г.*	Весной 1987 г. у полевков Чернобыльской зоны, как и в 1986 г., обнаружены повышенные уровни хроматидных aberrаций в клетках костного мозга 1,1 % (0,85–1,35 %, N = 19), при контрольном значении 0,1 % (0,05–0,15 %).
T49	<i>Clethrionomys glareolus.</i> Рыжая полевка	Брянская область, Злынковский р-н (загрязнение от ЧАЭС. 1992 г.	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr		3,5–4,2 (¹³⁷ Cs, с.м.); 0,4–0,7 (⁹⁰ Sr)	(0,05–0,08)Е-03 (внешнее У-облучение); β-облучение на почве до 60 частиц/ (мин см ²)		В загрязнённом районе зарегистрировано значительное заражение полевков гельминтами. Индексы интенсивности заражения – 93–94 %, N = 187 (контроль – 60–77 %). Среди гельминтов доминировала <i>Nematoda</i> . В теле одной из полевков обнаружили до 1002 особей <i>Nematoda</i> .

Окончание таблицы 10.6

ID в базе ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радионуклиды	Активность в почве, кБк/кг	Активность в организме, кБк/кг	Мощность дозы, Гр /сут	Доза, Гр	Эффекты на биоту
T54	Мелкие мышевидные грызуны	Чернобыльская зона, Янов (Рыжий лес). Исследования в и др. конце 1980-х гг.	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr, ²³⁹ Pu и др. р/н					В зоне экстремальной радиоактивности заражённость мышей гельминтами была низкой; число видов гельминтов мало – 1 вид <i>Nematoda</i> вместо обычных 10–12 видов; <i>Cestodes</i> полностью исчезли.
T39-1	<i>Microtus oesotomus</i> . Полёвка-экономка	Чернобыльская близкая зона, 4–5 км к югу от АЭС. 1986–1989 гг.	¹⁴⁴ Ce, ¹⁰⁶ Ru, ¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs; ⁹⁰ Sr			0,01–0,02 (в 1986 г.)	1 (внешнее γ-облучение к осени 1986 г.)	У полёвок близкой зоны ЧАЭС обнаружены аномалии крови, характерные для лучевой болезни (аномалии в эритроцитах, снижение гемоглобина, ретикулоцитоз. Очень немногие животные имели нормальное состояние крови.
T15	<i>Clethrionomys glareolus</i> . Рыжая полёвка	Чернобыльская зона. Полевые и экспер. исследования. Май 1987 г.	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr		263,8±19,3 (¹³⁷ Cs, мыш- цы)			Гипоокисления была обнаружена в чернобыльской популяции рыжих полёвок. В респираторной камере мыши потребляли меньше кислорода (O ₂) в час: (6,04±0,05) мл/(грамм тела), в контроле – (6,36±0,04) мл/гр. В барокамере облучённые животные выжили при более низком атмосферном давлении.

Таблица 10.7

Радиационные эффекты у различных наземных позвоночных животных на территориях, загрязнённых в результате Чернобыльской аварии

ID в базе ЕРИС	Организм	Место и время исследования	Радио-нуклиды	Активность в почве, кБк/кг	Активность в организме, кБк/кг	Мощность дозы, Гр/сут	Эффекты на биоту
T103-1	Дикий кабан. Лисица. Волк. Бобёр	Чернобыльская 30-км зона. 1986–1988 гг.	^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{106}Ru и др.				В Чернобыльской зоне, покинутой населением, к 1988 г. наблюдалось увеличение популяций диких животных. Численность кабанов увеличилась в 8 раз, возросли популяции волков, лисец.
T40	<i>Rana arvalis</i> . Остромордая лягушка	Чернобыльская зона, 3 км к югу (Копачи, Изумрудное). 1987–1989 гг.	^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{90}Sr , ^{89}Sr , ^{95}Zr , ^{144}Ce и др.	110 (суммарная β) 88 (^{137}Cs); 26 (^{134}Cs); 210 (^{144}Ce)			В 1987 г. свыше 33 % из отложенных икринок были нежизнеспособны. В 1988 г. Доля нежизнеспособных икринок снизилась до 17 %, в 1989 г. – до 3 %. Контроль: 0,01 % нежизнеспособных икринок в кладках лягушек.
T131-1	<i>Rana arvalis</i> . Остромордая лягушка	Территория в Белоруссии (район Хойники, дер. Бабчын). 1986–1989 гг.	^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{106}Ru	1110 (кБк/м ² , ^{137}Cs); 77,7 (кБк/м ² , ^{90}Sr)	7,3 (^{137}Cs); 1,9 (^{134}Cs); 1 (^{90}Sr); 0,5 (^{106}Ru). Данные 1988 г.	0,08E-03 (^{90}Sr , кости); 0,00023 (внутр.); 0,00025 (внешнее)	У лягушек на загрязнённой территории зарегистрированы повышенные уровни хромосомных aberrаций в клетках костного мозга (1,75±0,19 %). В контроле – 0,6±0,17 %. Проанализировано 82 экземпляра лягушек, число просмотренных клеток N = 4917.
T70-1	<i>Rana temporaria</i> . Травяная лягушка	Территория в Белоруссии Могилёвская обл., Чериков. 1986–1998 гг.	^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu		1,5 (^{137}Cs в 1989 г.); 1 (^{137}Cs в 1996 г.); 0,13 (^{90}Sr в 1989 г.)		В 1988–1991 гг. у 5 лягушек обнаружены опухоли костей. До 1988 г. и после 1991 г. лягушки с опухолями не встречались. В 1986 г. частоты хромосомных aberrаций в костном мозге лягушек были более высокими в Белоруссии.

Таблица 10.8

**Ссылки на использованную литературу в рекодах базы данных EPIC
«Радиационные эффекты у наземных животных»**

ID в базе данных EPIC	Ссылки на публикации	ID в базе данных EPIC	Ссылки на публикации
T1	Крапивко, 1986; Ильенко и Крапивко, 1989	T45	Лебедева, 1994; обзор в Рябцев и Лебедева, 1999
T2; T3	Ильенко и др., 1980; Ильенко и Крапивко, 1989	T47	Семёнов и др., 1999; Ипаова и Семёнов, 1993; Мартышов и др., 1999 (данные о загрязнении)
T4; T5	Ильенко, 1974; Ильенко и Крапивко, 1989, с. 113	T49	Пельгунов, Ларченко, 1999
T6	Ильенко, 1967	T54	Сонин и др., 1990
T7	Ильенко и Крапивко, 1989, с. 114	T55	Материй и Маслова, 1977; Материй, 1979; Маслова и Маслов, 1990; Кичигин, 2001 (описание участка)
T8	Ильенко, 1974; обзор в Ильенко и Крапивко, 1989	T56	Маслова и Материй, 1974; Материй, 1979; Материй и Маслова, 1983; Маслова и Маслов, 1990; Кичигин, 2001 (описание участка)
T9	Ильенко и др., 1974; обзор в Ильенко и Крапивко, 1989	T57; T58	Материй и Маслова, 1978; Кичигин, 2001 (описание участка)
T10	Ильенко и Крапивко, 1986; Крапивко, 1986; Крапивко и Ильенко, 1988; обзор в Ильенко и Крапивко, 1989, с. 154–155	T59	Маслов и Маслова, 19726
T11	Ильенко и Крапивко, 1986; Крапивко и Ильенко, 1988; обзор в Ильенко и Крапивко, 1989, с. 156–158	T60; T61	Маслов, 19726
T12	Крапивко, 1986; Ильенко и Крапивко, 1988; обзор в Ильенко и Крапивко, 1989, с. 166	T62	Пястолова и др., 1996
T13; T14	Крапивко, 1986; обзор в Ильенко и Крапивко, 1989, с. 166	T63	Данные И. Рябцева и Т. Волковой, описание дано в Лебедева и др., 1996
T15	Ильенко и Крапивко, 1988; обзор в Ильенко и Крапивко, 1989, с. 166	T70-1	Войтович, 2001, Voitovich, Afonin, 2002

Окончание таблицы 10.8

ID в базе данных ЕРИС	Ссылки на публикации	ID в базе данных ЕРИС	Ссылки на публикации
T16-1; T16-3; T39-1; T39-3; T39-4	Маслова и др., 1994	T71-3; T74-5; T76-1; T76-4; T88-8; T88-9; T89-3; T89-8; T89-9; T90-8; T90-9	Таскаев и др., 1988; Тестов и Таскаев, 1990; Радиационное, 1990; Кудяшева и др., 1997; Sokolov et al., 1994
T17	Maslov et al., 1967; Маслова и Верховская, 1976; Тестов и Таскаев, 1971	T92-1; T93; T94; T95-1; T96-1; T96-3	Суворова и др., 1993; Крупные, 2001
T18	Maslov et al., 1967; Маслова и Верховская, 1976; Маслова, 1980	T97-1; T97-2; T97-3	Ильязов и др., 1993; Крупные, 2001
T19	Материй и Маслова, 1977	T103-1	Sokolov и др., 1994; Крышев и др., 1991
T20	Maslov et al., 1967; Верховская и др., 1965	T104-1; T104-2; T105-1	Крышев и др., 1997; Крупные, 2001
T21; T22	Maslov et al., 1967	T105-2	Sokolov и др., 1994; Environmental Risk, 1997; Крупные, 2001
T23; T24; T25; T26; T27; T28	Ильенко, 1971	T106-1; T106-2; T106-3; T107-1; T107-2; T107-3	Антропова и др., 1990; Environmental Risk, 1997
T29; T30; T31; T32	Спирин и др., 1996	T115; T120-3; T120-4; T122-2	Шевченко и др., 1991
T40	Черданцев и др., 1993	T123-1; T123-2	Зайнуллин и др., 1988, 1994; Таскаев и др., 1988; Кудяшева и др., 1997
T43	Ильенко, 1971; обзор в Ильенко и Рябцев, 1980; Рябцев и Лебедева, 1999	T131-1	Елисева и др., 1994

10.3.2. Радиационные эффекты у рыб – коллекция базы данных EPIC

Водная часть базы данных EPIC содержит данные публикаций, начинающихся с начала 1950-х гг. В базе EPIC (EPIC, 2003; Sazykina, Kryshev, 2003) рассматриваются результаты долгосрочных исследований, которые могут быть полезным дополнением к обзорам по радиационным эффектам в водной биоте (Blaylock, Trabalka, 1978; NCRP, 1991; IAEA, 1992; UNSCEAR, 1996).

Информация, представленная в базе данных EPIC по радиационным эффектам у водных организмов, может быть разделена на две категории: 1) результаты лабораторных экспериментов в контролируемых условиях; 2) наблюдения эффектов в организмах, населяющих естественные водоёмы, загрязнённые радионуклидами. В данном разделе представлена выборка из базы EPIC, представляющая наиболее характерные радиационные эффекты хронического облучения рыб (Sazykina, Kryshev, 2003). Следующие виды радиационных эффектов влияют на жизнеспособность популяций рыб: ослабление иммунной защиты и ухудшение здоровья, снижение функции воспроизводства с увеличением числа аномалий в потомстве; сокращение продолжительности жизни.

Обширные лабораторные исследования эффектов хронического лучевого облучения рыб проводились профессором И.А. Шехановой и её коллегами во ВНИИРО (Шеханова, 1983). В этих экспериментах рыбы выращивались в аквариумах, содержащих растворённый радионуклид (^{90}Sr). Эффекты хронической радиации были изучены на различных параметрах метаболизма, функциях системы защиты, развития и воспроизводства. В некоторых экспериментах радиобиологические эффекты исследовали в течение всей жизни рыб (более двух лет). Мощности дозы облучения рыб измеряли специальными термолюминесцентными дозиметрами, также были выполнены расчёты поглощённых доз в организме, учитывая облучение органов от соседних тканей. База данных EPIC содержит описания наиболее характерных эффектов; детальное описание экспериментов и результатов даётся в книге Шехановой (1983).

Многолетние исследования радиозологии и радиобиологии рыб, обитающих в водоёмах, загрязнённых радионуклидами, были выполнены на Южном Урале (Мунтян, 1977а, 1977б; Воронина и др., 1977; Пешков и др., 1978; Фетисов, 1995; Смагин, 1996). Некоторые водные объекты в этом районе были загрязнены радиоактивными сбросами от

радиохимических заводов комплекса «Маяк» в ранний период его эксплуатации (с 1949 по конец 1950-х годов); в том числе река Теча, озеро Метлино, озеро Карачай, водоём N.10 и некоторые другие (Environmental Risk, 1997; Крышев, Рязанцев, 2010). В результате Кыштымской аварии на комплексе «Маяк» в 1957 году приблизительно 30 озёр Южного Урала были загрязнены радионуклидами (Environmental Risk, 1997; Антропова и др., 1989). Наиболее загрязнённые озёра, такие как Бердениш, Урускуль и некоторые другие, были выведены из экономического использования. База данных EPIC включает данные по радиобиологическим эффектам в биоте этих озёр, которые были выполнены в различные периоды после начального воздействия.

Многочисленные исследования радиобиологических эффектов у рыб были выполнены на водоёмах, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 году. Водоём-охладитель Чернобыльской АЭС, расположенный в непосредственной близости от разрушенного реактора, был сильно загрязнён в результате аварии. Долгосрочные исследования проводили с рыбой, выжившей в водоёме-охладителе после аварии; также исследовалось потомство рыб, рождённых в последующие годы (Белова и др., 1993; Макеева и др., 1994; Веригин и др., 1996; BIOMOV5 II, 1996). Результаты этих исследований представлены в базе данных EPIC.

Воздействие радиации на заболеваемость рыб

Эффекты воздействия хронического облучения на заболеваемость и ухудшение здоровья гидробионтов включают изменения различных физиологических и метаболических параметров, характеризующих ранние признаки снижения жизнеспособности организмов. Подборка данных по радиационным эффектам на состояние здоровья рыб представлена в табл. 10.9; маркер типа эффектов – МВ («morbidity» – заболеваемость).

Воздействие радиации на заболеваемость рыб проявляется в виде следующих изменений:

- отрицательные изменения в составе крови;
- ослабление и задержка защитного иммунного отклика на бактериальную/вирусную инфекцию;
- ослабление сопротивления к инвазии паразитов;
- отрицательные изменения в функционировании органов и тканей и т.д.

Лимфатические ткани и компоненты белой крови (лимфа), как известно, являются чувствительными к ионизирующему воздействию, эффекты облучения могут быть обнаружены по изменениям в числе лимфоцитов в крови/лимфе животных (Pizzarello, Witcofski, 1975). Главная функция лейкоцитов – очистка организма от разрушенных/чужеродных биомолекул, бактерий, вирусов и т.д. В радиобиологических экспериментах были выполнены исследования изменений в различных параметрах, характеризующих сопротивляемость рыбы к инфекции: состав крови, динамика фагоцитарной активности лейкоцитов, иммунный отклик на экспериментальное инфицирование рыбы бактериями, характерные примеры эффектов представлены в табл. 10.9. Эксперименты были выполнены с карпами *Cyprinus carpio* в аквариумах, содержащих ^{90}Sr с активностями $5 \cdot 10^{-8}$ Ки л $^{-1}$ ($1,85 \cdot 10^3$ Бк л $^{-1}$) и 10^{-6} Ки л $^{-1}$ ($3,7 \cdot 10^4$ Бк л $^{-1}$). Дозы на почки карпа в экспериментах были в пределах диапазона от $2 \cdot 10^{-4}$ Гр до 2,8 Гр. Результаты экспериментов с увеличением радиационного воздействия продемонстрировали постепенное ослабление системы защиты, связанной с лимфой: концентрации лейкоцитов и их фагоцитарная деятельность уменьшались с дозой; иммунный отклик задерживался и ослаблялся (см. рекорды МВ-1–МВ-3 в табл. 10.9). (Шеханова и др., 1973; Шлейфер, Шеханова, 1980; Шеханова, 1983). Ранние признаки таких изменений были обнаружены при хроническом облучении с мощностью дозы приблизительно 1 мГр сут $^{-1}$ и накопленных дозах выше 0,05–0,2 Гр. Интересно, что при более низких уровнях облучения эффекты в лимфе имели фазовый характер; например, в экспериментах с карпом фагоцитарная активность лейкоцитов в крови рыбы восстанавливалась до нормальной через 180 дней облучения в аквариуме с активностью ^{90}Sr $5 \cdot 10^{-8}$ Ки л $^{-1}$ (накопленная доза в почке – 0,2 Гр). При мощности дозы 7–12 мГр сут $^{-1}$ и накопленных дозах 2,5–3 Гр эффекты на заболеваемость рыб были ясно выражены (Шеханова, 1983).

В естественных условиях воздействие хронического облучения на заболеваемость рыб проявляется повышением доли рыб в популяции, заражённых паразитами и различными инфекциями; обычно эти эффекты не распознаются как связанные с радиационным воздействием. Увеличение заболеваемости может привести к более серьёзным экологическим последствиям, таким как потеря конкурентоспособности, ранней смертности и т.д.

База данных ЕРИС содержит результаты биохимических изменений в гонадах, печени и мышцах рыб при низких дозах облучения. В эксперименте с карпом в экземплярах, которых содержали один год в аквариуме с активностью ^{90}Sr $(1-2) \cdot 10^3$ Бк л⁻¹ (дозы на печень и мышцы около 1 и 0,5 Гр соответственно), были обнаружены повышенные концентрации перекисных соединений липидов в печени и мышцах (Сторожук, Шеханова, 1977; Шеханова, 1983) (см. рекорд МВ-4 в табл. 10.9).

Перекисные соединения липидов являются радиотоксинами, возникающими под действием ионизирующей радиации в биологических тканях. Повышенные концентрации перекисных соединений липидов приводят к нарушению мембран клеток и ингибируют некоторые метаболические процессы в печени и мышцах. Появление радиотоксинов в биологических тканях в результате ионизирующего облучения – известное явление в радиобиологии, наблюдаемые эффекты в рыбе принципиально не отличаются от аналогичных эффектов в других животных (Бак, Александер, 1966; Кузин, 1986).

Ранние признаки ослабления функции гонад в самцах гольца были выявлены у рыб, содержащихся в аквариумах с добавлением ^{90}Sr (см. рекорд МВ-5 в табл. 10.9) (Шеханова и др., 1969; Шеханова, 1983). При дозах 0,5 Гр на гонады, полученных за 90 дней, концентрации гликогена в гонадах стали близки к нулю, нормальные ткани гонад стали замещаться жировой тканью. Сходное ожирение гонад в результате низкой функциональной деятельности наблюдалось также в радиобиологических экспериментах с наземными животными (Turner, 1975; Москалев, 1991).

У мелких рыб, хронически облучаемых ^{90}Sr , была обнаружена дисфункция глаз. Патологическое ухудшение зрения наблюдалось при дозах на глаза выше 1,5–2 Гр от ^{90}Sr , аккумулярованного в костях головы (см. рекорд МВ-6, табл. 10.9) (Нилов и др., 1976; Шеханова, 1983).

Воздействие радиации на воспроизводство рыб

Эффекты воздействия радиации на воспроизводство отражают повреждение важнейшей жизненной системы организмов; воздействие облучения на репродукцию проявляются при несколько более высоких уровнях лучевого облучения, чем ранние изменения в заболеваемости и иммунитете. Подборка данных по эффектам хронического радиационного облучения на воспроизводство рыб представлена в табл. 10.10; код эффекта – R («reproduction» – репродукция).

К эффектам ионизирующего облучения на репродукцию рыб можно отнести следующие явления:

- увеличенное число уродств и смертности в развивающихся эмбрионах рыбы;
- морфологические и функциональные отклонения в гонадах;
- бесплодие;
- тератогенные эффекты;
- уменьшение производства здорового потомства облучёнными организмами.

Аквариумные рыбки тилапии (*Tilapia mossambica*) содержались на протяжении всей жизни в аквариумах с добавлением ^{90}Sr , его активности в разных аквариумах были заданы от 3,7 до $3,7 \cdot 10^4$ Бк л⁻¹ (Шеханова, 1983). Эксперименты с тилапией продемонстрировали нарушения в воспроизводстве рыб с увеличением хронического лучевого воздействия. При мощностях дозы ниже $(4-5) \cdot 10^{-6}$ Гр сут⁻¹ воспроизводство было нормальным; при облучении $(4-5) \cdot 10^{-4}$ Гр сут⁻¹ производство нормальных личинок составляло 80 % контроля, несмотря на некоторое увеличение числа икринок; при дозовой нагрузке $3 \cdot 10^{-2}$ Гр сут⁻¹ воспроизводство рыб было полностью подавлено – все самцы были стерильными, среди самок 80 % имели аномалии яичников; при экспериментальном оплодотворении с нормальными самцами произведённые личинки погибли в течение 5 месяцев (см. рекорд R-1 в табл. 10.10) (Воронина и др., 1974; Шеханова, 1983).

В базу данных ЕРИС включены результаты исследований естественных популяций рыб (серебряный карась, плотва) в сильно загрязнённых водоёмах Южного Урала. Исследования проводили в 1970-х гг., через 15–20 лет после Кыштымской аварии (Ермохин, Мунтян, 1977; Воронина и др., 1977; Мунтян, 1977а, 1977б; Пешков и др., 1978) (рекорды R-2–R-4 в табл. 10.10). В экспериментальных уловах процентное содержание взрослых рыб с морфологическими отклонениями было выше, чем в контроле; отклонения в гонадах (включая непарные гонады и бесплодие) были более значительными. В водоёме с самым высоким облучением рыб оценённая плодовитость плотвы была приблизительно в 2 раза ниже нормы, отмечены задержки нереста приблизительно в две недели. На период исследований дозовые нагрузки на рыб в загрязнённых водоёмах были 2–8 мГр сут⁻¹. Несмотря на увеличенное число отклонений в гонадах, рост и упитанность рыбы были в пределах нормы в каждом из загрязнённых озёр.

Вызванное радиацией повреждение гонад было изучено у толстолобиков *Hypophthalmichthys molitrix*, выживших в водоёме-охладителе Чернобыльской АЭС после радиационной аварии 1986 года, и в последующих поколениях толстолобиков (Белова и др., 1993; Макеева и др., 1994; Веригин и др., 1996) (рекорды R-5, R-6, табл. 10.10). До аварии толстолобики выращивались в садках в тёплых водах водоёма-охладителя в коммерческих целях. Во время аварии возраст рыб составлял 1–2 года. Оценённые накопленные дозы, полученные толстолобиками, составляли к 1989 году приблизительно 4,5 Гр; мощности дозовой нагрузки снизились с 8–9 мГр сут⁻¹ (1986 г.) до 0,4 мГр сут⁻¹ в 1989–1992 гг. (Белова и др., 1993; Kryshev, Sazykina., 1995; Kryshev, 1998; Kryshev et al., 1999).

За период 1989–1992 гг. из общего числа обследованных толстолобиков 7,1 % особей были бесплодны, 35 % самок и 48 % самцов имели аномалии гонад (Белова и др., 1993; Макеева и др., 1994). В естественных условиях стерильность у толстолобика встречается очень редко (менее 0,25 %).

В 1989–1990 гг. несколько лучших экземпляров толстолобика из водоёма-охладителя ЧАЭС было использовано для получения потомства; полученная рыбная молодь была выращена в водоёме-охладителе (Макеева и др., 1994) (рекорд R-6 в табл. 10.10). Отклонения у рыб, рождённых от облучённых родителей, были исследованы в 1992 году. Из потомства, рождённого в 1989 году (возраст 3 года в 1992 году), приблизительно 14 % особей имели существенными деформации гонад, включая 2,8 % стерильных экземпляров; кроме того, 15 % особей имели другие морфологические отклонения (неправильная форма тела и др.). В целом потомство от облучённой родительской рыбы имело значительное число аномалий в репродуктивной системе.

Суммируя экспериментальную информацию, можно сделать заключение, что очевидные морфологические и функциональные нарушения в репродуктивной системе рыб наблюдаются при хроническом облучении выше 2–5 мГр сут⁻¹; незначительные биохимические изменения могут быть зафиксированы уже при мощностях дозы приблизительно 0,5 мГр сут⁻¹. Однако даже в сильно загрязнённых водоёмах облучённые рыбы в состоянии произвести достаточно потомства, чтобы поддержать естественные популяции.

Воздействие радиации на продолжительность жизни рыб

При умеренных мощностях дозы увеличение смертности не наблюдается в явном виде, но проявляется в форме сокращения

продолжительности жизни. Подборка характерных данных из базы ЕРІС по эффектам хронического облучения на продолжительность жизни рыб представлена в табл. 10.11; код эффектов – МТ «mortality» – смертность. Сокращение продолжительности жизни может быть совокупным результатом увеличения заболеваемости, отклонений в репродуктивной системе и цитогенетических повреждений. Таким образом, небольшое сокращение жизни может произойти при относительно низких мощностях дозы хронического облучения. В лабораторных экспериментах сокращение жизни облучённых рыб может быть выявлено в сравнении с контрольной группой. В базу данных ЕРІС включены результаты пожизненных радиобиологических экспериментов с аквариумными рыбками тилapiaми *Tilapia mossambica* (Шеханова, 1983). Экземпляры тилapiaи содержались в аквариумах с изотопом ^{90}Sr в течение всего цикла жизни от рождения до естественной смерти (см. рекорд МТ-1, табл. 10.11). Наблюдения проводили в течение 800 дней. Выжили до конца эксперимента: в контроле 71 % рыб; 54 % рыб из аквариумов с активностью ^{90}Sr $3,7 \cdot 10^2$ Бк л $^{-1}$ (мощность дозы 0,4 МГр сут $^{-1}$); 33 % рыб из аквариумов с активностью ^{90}Sr $3,7 \cdot 10^4$ Бк л $^{-1}$ (мощность дозы – 30 МГр сут $^{-1}$). Таким образом, средняя продолжительность жизни облучённых рыб была заметно короче по сравнению с контрольной группой (Орлов, 1974; Шеханова, 1983).

В работе (Орлов, 1974) исследовалась смертность облучённых рыб после экспериментального инфицирования паразитами (облучение перед инфицированием в течение 180 дней) (рекорд МТ-2, табл. 10.11). При мощностях дозы приблизительно 0,4 МГр сут $^{-1}$ наблюдалось лишь небольшое увеличение смертности от инфекции; при мощности дозы 30 МГр сут $^{-1}$ смертность облучённых рыб от инфекции была в 2–4 раза выше, чем в контроле. Этот эксперимент дополняет результаты исследований снижения иммунного отклика облучённых рыб и наглядно показывает последствия ослабления иммунной системы, проявляющиеся в увеличенной смертности от инфекций.

В естественных условиях укорочение жизни особей приводит к изменению возрастной структуры в облучаемых популяциях, которое проявляется в виде уменьшения доли особей старших возрастных групп. Экспериментальные уловы (1973–1975 гг.) серебряного карася *Carassius auratus gibelio* из двух загрязнённых озёр Южного Урала (рекорд МТ-3, табл. 10.11) показали, что в облучённых популяциях отсутствовали особи старше 8 лет, в нересте доминировали преимущественно особи

возрастных групп 4–6 лет. В норме отсутствие старших возрастных групп не типично для серебряного карася, особенно принимая во внимание, что рыболовства в этих озёрах не было с 1957 года (Воронина и др., 1977). Наиболее высокие мощности дозы на популяции серебряного карася в ранний период после Кыштымской аварии (1957 г.) оцениваются приблизительно в 30–40 мГр сут⁻¹. В 1972–1975 гг. мощности дозы на серебряного карася в озере Урускуль были 3–5 мГр сут⁻¹ и 0,5 мГр сут⁻¹ – в озере Бердениш (Kryshev, 2002).

Радиационное облучение родительской рыбы приводит к увеличенной смертности потомства. Было исследовано потомство популяции щуки в водоёме, подвергающемся в течение многих лет сбросам радиохимического завода ПО «Маяк» (Смагин, 1996) (рекорд МТ-4, табл. 10.11). Мальки щуки были получены с помощью искусственной инкубации икры, проанализировано 1 000 личинок. Мощности дозы на гонады родительской щуки составляли около 7 мГр сут⁻¹ (Смагин, 1996). Доля обычных аномалий развития личинок, таких как искривление позвоночника, составляла приблизительно 20 % как в контроле, так и у экспериментальных личинок; однако для контроля большинство этих отклонений было вызвано транспортировкой икры от отдалённого озера до рыбозаводного завода. Личинок рыб с необычными аномалиями в контроле было 1,1 % (отсутствие желточного мешочка) и 8,3 % – в группе потомков облучённых щук (отсутствие глаз, отсутствие желточного мешочка, депигментация тела, комбинации различных уродств). Личинки с отклонениями развития погибли в течение первого месяца после жизни, т.е. были отбракованы естественным отбором.

Ранняя гибель слабых личинок уменьшает конкуренцию среди оставшихся особей, что в свою очередь благоприятно для их роста и выживания (компенсационный эффект на популяционном уровне); в результате популяция щуки в сильно загрязнённом водоёме продолжает существовать в течение многих лет, и упитанность щуки в этом водоёме нормальная (Смагин, 1996).

Рыбы, как известно, являются наиболее радиочувствительными среди холоднокровных водных животных. Радиационные эффекты у рыб, представленные в базе данных ЕРІС, аналогичны в целом эффектам, наблюдавшимся у теплокровных позвоночных животных.

Таблица 10.9

**Эффекты хронического облучения
на состояние здоровья и заболеваемость рыб
(референтный тип радиационного эффекта – МВ)**

Номер рекорда	Характеристика исследований	Режим облучения	Описание радиационных эффектов
МВ-1	Карп <i>Cyprinus carpio</i> (возраст 1 год). Рыбы содержались в аквариумах (40 л) с добавлением $^{90}\text{SrCl}_2$. Продолжительность опытов до 270 дней. Смена воды в аквариуме ~2 раза в неделю. Изучали изменения в крови рыб (Шлейфер, Шеханова, 1977, 1980; Шеханова, 1983).	Контроль – нет облучения.	Контрольный состав крови: эритроциты $(1,4 \pm 0,9) \cdot 10^6$ в мм^3 ; гемоглобин $(65 \pm 2) \cdot 10^{-3}$ г мм^3 ; лейкоциты $(38-42) \cdot 10^3$ в мм^3 .
		а) $1,85 \cdot 10^3$ Бк л^{-1} ^{90}Sr . Облучение: 15, 30, 90, 180, 270 дней. Дозы на почки рыб: $2 \cdot 10^{-4}$, $1,2 \cdot 10^{-3}$, $4,2 \cdot 10^{-2}$, 0,2 и 0,34 Гр соответственно.	а) Лейкоциты были ниже контроля при продолжительности облучения более 90 дней (дозы > 0,04 Гр). Обнаружены фазовые изменения в концентрации лейкоцитов с течением времени. Красная кровь рыб близка к норме.
		б) $3,7 \cdot 10^4$ Бк л^{-1} ^{90}Sr в воде. Продолжительность облучения 15, 30, 90, 180, 270 дней. Дозы на почки: $1,9 \cdot 10^{-2}$, $8,5 \cdot 10^{-2}$, 0,7, 2,75, 5,3 Гр соответственно.	б) Концентрации лейкоцитов снизились до 40–50 % от контроля при облучении более 90 дней (дозы > 0,7 Гр). Нарушились пропорции разных форм лейкоцитов: снизилась доля лимфоцитов, возросли доли гранулоцитов и моноцитов. Красная кровь рыб близка к норме.
МВ-2	Карп <i>Cyprinus carpio</i> (возраст 1 год). Рыбы содержались в аквариумах (40 л) с добавлением $^{90}\text{SrCl}_2$. Продолжительность опытов до 180 дней. Изучали фагоцитарную активность лейкоцитов облучённых рыб при инфицировании бактериями <i>Aeromonas punctata</i> (Шлейфер, Шеханова, 1977, 1980; Шеханова, 1983; Шеханова, Орлов, Шлейфер, 1978).	Контроль – нет облучения.	Контроль: фракция фагоцитарных лейкоцитов достигла максимума в 28 % через 1,5 часа после инфицирования.
		а) $1,85 \cdot 10^3$ Бк л^{-1} ^{90}Sr облучение 15 дней; доза на почки $2 \cdot 10^{-4}$ Гр.	а) Отклик на инфицирование не отличался статистически от контроля.
		б) $1,85 \cdot 10^3$ Бк л^{-1} ^{90}Sr в воде, облучение 30 и 90 дней; дозы на почки $1,2 \cdot 10^{-3}$ и $4,2 \cdot 10^{-2}$ Гр соответственно.	б, в) Отклики на заражение были слабее, чем в контроле: максимальные значения фракции фагоцитарных лейкоцитов составляли 15–20 % (обычно 17–18 %) и достигались через 1–2 часа после инфицирования.
		в) $3,7 \cdot 10^4$ Бк л^{-1} ^{90}Sr ; 15, 30, 90 и 180 дней; дозы на почки $1,9 \cdot 10^{-2}$; $8,5 \cdot 10^{-2}$; 0,7; 2,75 Гр соответственно.	
		г) $1,85 \cdot 10^3$ Бк л^{-1} ^{90}Sr в воде, облучение 180 дней; доза на почки 0,2 Гр.	г) Общий отклик на заражение был несколько активнее, чем в контроле: максимальные значения фракции фагоцитарных лейкоцитов составляли 32 % и достигались через 1,5 часа после инфицирования.

Продолжение таблицы 10.9

Номер рекорда	Характеристика исследований	Режим облучения	Описание радиационных эффектов
МВ-3	Карп <i>Cyprinus carpio</i> (возраст 1 год). Рыбы содержались в аквариумах с добавлением $^{90}\text{SrCl}_2$. Продолжительность опытов до 180 дней. Изучали образование антител после повторной иммунизации бактериальным антигеном (по реакции агглютинации) (Шлейфер, Шеханова, 1980; Шеханова, Орлов, Шлейфер, 1978; Шеханова, 1983).	Контроль – нет облучения.	Контроль: антитела появились на 7-й день после последней иммунизации, максимальный титр агглютининов (1:2560) определён на 36-й день.
		а) $1,85 \cdot 10^3$ Бк л ⁻¹ ^{90}Sr в воде; облучение 75–90 дней; доза на почки 0,04 Гр.	А) Ослабление иммунной активности: задержка и снижение продукции антител после иммунизации бактериальным антигеном. Агглютинины появились на 21-й день (на 2 недели позже, чем в контроле). Максимальные титры агглютининов (1:640 – 1:1260) зарегистрированы на 52–60 сутки, т.е. пик отклика был в 2 раза ниже и позже, чем в контроле.
		б) $3,7 \cdot 10^4$ Бк л ⁻¹ ^{90}Sr облучение 90 дней; доза на почки 0,7 Гр.	б) Ослабление иммунной активности. Агглютинины появились на 21-й день (на 2 недели позже, чем в контроле). Максимальные титры (1:173 – 1:1280) зарегистрированы на 66–80 сутки, т.е. пик отклика был ниже и позже контроля на 1–1,5 месяца.
МВ-4	Карп <i>Cyprinus carpio</i> (возраст 1 год). Рыбы содержались в аквариумах с добавлением $^{90}\text{SrCl}_2$ до 360 дней (N = 60). Изучали липидопероксиды в печени и мышцах рыб (Сторожук, Шеханова, 1977); обзор в (Шеханова, 1983).	Контроль – нет облучения.	Контрольные концентрации липидопероксидов в рыбе (нмоль/мг липидов): печень $5,9 \pm 0,8$; мышцы $3,48 \pm 0,85$.
		(1–2) $\cdot 10^3$ Бк л ⁻¹ ^{90}Sr ; облучение 360 дней; дозы (Гр): 1 (печень), 0,5 (мышцы).	Обнаружено увеличение концентраций липидопероксидов в облучённой рыбе (нмоль/мг липидов): печень $18,98 \pm 0,81$; мышцы $15,94 \pm 1,43$. Повышенная пероксидация липидов приводит к нарушению клеточных мембран, в печени – к ингибированию детоксикации клеточных ядов.
МВ-5	Вьюн <i>Misgurnus fossilis</i> (взрослые особи). Рыба содержалась в аквариумах с добавлением ^{90}Sr . Облучение 90 сут. Изучали содержание гликогена и жира в гонадах (Шеханова, Бельмаков, Лапин, 1969); обзор в (Шеханова, 1983).	Контроль – нет облучения.	Контрольные концентрации на грамм массы гонад: гликоген 5–7 мг, жир 17–26 мг.
		а) $1,85 \cdot 10^3$ Бк л ⁻¹ ^{90}Sr в воде; облучение 90 дней; доза на гонады 0,04 Гр.	А) Негативные биохимические изменения в гонадах облучённых самцов: снижение гликогена до нуля, ожирение гонад – до 95 мг жира на грамм массы гонад. У самок сходных эффектов не обнаружено.
		б) $3,7 \cdot 10^4$ Бк л ⁻¹ ^{90}Sr облучение 90 дней; доза на гонады 0,7 Гр.	Б) Негативные биохимические изменения в гонадах облучённых самцов: снижение гликогена до нуля, ожирение гонад до 127 мг жира на грамм массы гонад. У самок сходных эффектов не обнаружено.

Окончание таблицы 10.9

Номер рекорда	Характеристика исследований	Режим облучения	Описание радиационных эффектов
МВ-6	Травяной карп <i>Ctenopharyngodon idella</i> , мальки. Тиляпия (<i>Tilapia mossambica</i>). Рыба содержалась с добавлением ^{90}Sr . Облучение 90 дней. Изучали зрение рыб (Ниллов и др., 1976; Шеханова, 1983).	а) Эксперимент с карпом: $4,1 \cdot 10^4$ Бк л $^{-1}$ ^{90}Sr в воде; эффект на зрение выявлен через 50 дней облучения (доза на глаза > 1,5 Гр. б) Эксперимент с тиляпией: $1,5 \cdot 10^5$ Бк л $^{-1}$ ^{90}Sr ; эффект выявлен при дозе на глаза > 2 Гр.	Патологическое ухудшение зрения облучённых рыб: отёк хрусталика и сетчатки глаз, дистрофическая дегенерация вещества хрусталика, нарушения в структуре фоторецепторов.

Таблица 10.10

Эффекты хронического облучения на размножение рыб (референтный тип эффекта – R (reproduction))

Номер рекорда	Характеристика исследований	Режим облучения	Описание радиационных эффектов
R-1	<i>Tilapia mossambica</i> (аквариумная рыбка). Рыба содержалась в аквариумах с добавлением ^{90}Sr на протяжении всей жизни – 550–800 дней. Изучали развитие гонад, продукцию икры облучённых рыб в течение жизненного цикла (Воронина, 1974; Шеханова, 1983).	А) $3,7$ Бк л $^{-1}$ ^{90}Sr в воде; мощность дозы $(4-5) \cdot 10^{-6}$ Гр сут $^{-1}$.	а) Контрольные и облучённые рыбы были готовы к размножению к 213-му дню эксперимента. Облучённые рыбы имели нормальные гонады. Наблюдения в течение всего репродуктивного периода выявили слабое стимулирующее воздействие на фертильность.
		Б) $3,7 \cdot 10^2$ Бк л $^{-1}$ ^{90}Sr в воде; мощность дозы $(4-5) \cdot 10^{-4}$ Гр сут $^{-1}$.	б) Контрольные и облучённые рыбы были готовы к размножению к 213-му дню. У облучённых рыб: гонады самцов меньше по массе, сперматогенез несколько снижен. Облучённые самки имели нормальные гонады, нерест начался на несколько дней раньше, чем в контроле. Продукция икры за жизненный цикл составила 120 %, нормальных личинок на самку было 80 % от контроля.
		в) $3,7 \cdot 10^4$ Бк л $^{-1}$ ^{90}Sr в воде; мощность дозы $(3-4) \cdot 10^{-2}$ Гр сут $^{-1}$.	в) По состоянию на 213-й день: в контроле рыба была готова к размножению. Облучённая рыба: 100 % самцов оказались стерильными (N = 120). Гонады самцов – полупрозрачные или волокнистые прозрачные тонкие полоски. 30 % самок имели недоразвитые гонады, до 80 % самок имели аномалии яичников. При оплодотворении самок контрольными самцами молодь погибла в течение 160 дней.

Продолжение таблицы 10.10

Номер рекорда	Характеристика исследований	Режим облучения	Описание радиационных эффектов
R-2	Сибирская плотва <i>Rutilus rutilus lacustris</i> из природного водоёма, загрязнённого радионуклидами от ПО «Маяк», Южный Урал, 1971–1975 гг. (Ермохин, Мунтян, 1977; Пешков и др., 1978; Фетисов и др., 1992; Фетисов, 1995).	$(5,9-7,4) \cdot 10^3$ Бк л ⁻¹ ⁹⁰ Sr и $(144-925)$ Бк л ⁻¹ ¹³⁷ Cs в воде; $(1,5-1,7) \cdot 10^6$ Бк кг ⁻¹ ⁹⁰ Sr в костях (d.w.); $7,8 \cdot 10^4$ Бк кг ⁻¹ ¹³⁷ Cs в мышцах (w.w.); облучение гонад и костей $\sim 7 \cdot 10^{-3}$ и $1,5 \cdot 10^{-2}$ Гр сут ⁻¹ соответственно; внешнее облучение $4,8 \cdot 10^{-3}$ Гр сут ⁻¹ .	Плодовитость облучённой плотвы была почти в 2 раза ниже контрольной из чистого водоёма. Качество икры было нормальным. Нерест происходил на 10–20 дней позже, чем в контроле. У 6–9 % взрослых рыб обнаружены аномалии, включая 0,5–2,0 % рыб с недоразвитыми гонадами или признаками гермафродизма. (N ~ 1500). В контрольном водоёме выявлено 0,5–1 % рыб с морфологическими аномалиями.
R-3	Серебряный карась <i>Carassius auratus gibelio</i> . Триплоидная популяция, состоящая из самок. Озеро (Бердениш), Южный Урал. Озеро загрязнено в 1957 г. при Кыштымской аварии. Уловы 1972–1975 гг. (Воронина, Пешков, Шеханова, 1977; Мунтян, 1977а).	$1,2 \cdot 10^3$ Бк л ⁻¹ ⁹⁰ Sr в воде; $(5,6-11) \cdot 10^4$ Бк кг ⁻¹ (кости). Расчётная мощность дозы в 1957 г. после аварии была 30–40 мГр/сут. В 1972–1975 гг. дозовые нагрузки были $0,5$ мГр сут ⁻¹ (Kryshev, 2002).	Морфологические аномалии у 24 % обследованных рыб, в основном это были аномалии гонад. 17 % рыб старше 3 лет и до 25 % возраста старше 4 лет были стерильными. В уловах (N = 358 взрослых рыб за 3 года) обнаружены уродства рыб: 13,4 % особей имели по одному яичнику, 18,2 % рыб не имели гонад, 18 % рыб имели искривления плавников или хвоста, неправильную структуру чешуи. При искусственной инкубации было получено 40 % нормальных мальков, это значение не является низким для данного вида.
R-4	Серебряный карась <i>Carassius auratus gibelio</i> . Триплоидная популяция, состоящая из самок. Озеро (Урускуль), Южный Урал. Озеро загрязнено при Кыштымской аварии.	$1,5 \cdot 10^3$ Бк л ⁻¹ ⁹⁰ Sr в воде; $(3,7-5,5) \cdot 10^5$ Бк кг ⁻¹ (кости). Расчётная мощность дозы в 1957 г. после аварии была 30–40 мГр/сут. В 1972–1975 гг. мощность дозы 3–5 мГр сут ⁻¹ .	В уловах 1972–1975 гг., морфологические аномалии обнаружены у 15 % рыб, преимущественно непарные гонады и стерильность (Воронина, Пешков, Шеханова, 1977). Дозы (Kryshev, 2002).

Окончание таблицы 10.10

Номер рекорда	Характеристика исследований	Режим облучения	Описание радиационных эффектов
R-5	Толстолобик <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> . Пруд-охладитель ЧАЭС. Наблюдения 1989–1992 гг. Изучали рыбу из садков, выжившую после аварии, также свободно живущих рыб из пруда-охладителя (Белова и др., 1993). Реконструкция доз (Kryshev et al., 1996; Kryshev, 1998; Sazykina, Kryshev, 2003).	В 1986 г.: 8–9 мГр сут ⁻¹ ; в 1989–1992 гг.: 0,4 мГр сут ⁻¹ . Накопленные дозы: 4 Гр (к 1989 г.); ~4,5 Гр (к 1992 г.). В 1989–1992 гг. основное облучение от ¹³⁷ Cs. Дозы, указанные в статье (Белова и др., 1993): 7–8 Гр к 1989 г.; 10–11 Гр к 1992 г.	Результаты обследования в 1989 г.: 5,7 % стерильных рыб и 8,6 % рыб с асимметрией гонад. Цитологический анализ: 25 % самцов с аномалиями половых клеток. Контроль – менее 0,25 % стерильных рыб.
R-6	Толстолобик <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> . Пруд-охладитель ЧАЭС, наблюдения 1989–1992 гг. Изучали потомство выживших толстолобиков. Потомство выращивали в садках в пруде-охладителе (Макеева и др., 1994).	Накопленные дозы на взрослых рыб: 4 Гр (к 1989 г.); ~4,5 Гр (к 1992 г.).	Потомство, рождённое в 1989 г., при обследовании в 1992 г.: 28,7 % молодых рыб имели аномалии, включая 2,8 % стерильных особей, 11,1 % нарушение формы гонад, 8,3 % неправильная форма тела, 3,7 % с аномалиями плавательного пузыря и 2,8 % других нарушений. Потомство рыб, рождённое в 1990 г., при обследовании в 1992 г.: всего 12,1 % рыб имели уродства, включая 3,2 % с аномалиями формы гонад и 8,9 % с неправильной формой тела, стерильных не обнаружено.

**Эффекты хронического облучения на смертность рыб
(референтный тип радиационного эффекта – МТ (mortality))**

Номер рекорда	Характеристика исследований	Режим облучения	Описание радиационных эффектов
МТ-1	Тилapia <i>Tilapia mossambica</i> (аквариумная рыбка). Рыба содержалась в аквариумах с добавлением ^{90}Sr на протяжении всей жизни до 800 дней. ($N_{\text{total}} = 2800$). (Орлов, 1974); обзор в (Шеханова, 1983).	Контроль – нет облучения.	В контроле 71 % рыб дожило до конца эксперимента.
		а) $(3,7-7,4) \cdot 10^2 \text{ Бк л}^{-1} \text{ } ^{90}\text{Sr}$ в воде; мощность дозы $\sim (4-5) \cdot 10^{-4} \text{ Гр сут}^{-1}$. Накопленная доза за 800 дней около 0,3–0,4 Гр.	а) Продолжительность жизни облучённых рыб ниже контрольной, до конца эксперимента дожило 54 % рыб. Часть самок умерли раньше из-за интенсивного размножения.
МТ-2	Тилapia <i>Tilapia mossambica</i> . Рыба содержалась в аквариумах с добавлением ^{90}Sr . Облучение до 180 дней. Изучали смертность при инфицировании паразитами (Орлов, 1974); обзор в (Шеханова, 1983). Сходные результаты получены с молодыми карпами (Шеханова, 1983).	б) $(3,7-7,4) \cdot 10^4 \text{ Бк л}^{-1} \text{ } ^{90}\text{Sr}$ в воде; мощность дозы $\sim 3 \cdot 10^{-2} \text{ Гр сут}^{-1}$. Накопленная доза за 800 дней около 24 Гр.	б) Сокращение жизни облучённых рыб, до конца эксперимента выжило 33 % рыб.
		Контроль без облучения.	В контроле 13–28 % рыб умерли при экспериментальном инфицировании паразитами.
МТ-3	Серебряный карась <i>Carassius auratus gibelio</i> . Триплоидная популяция, состоящая из самок. Озёра Бердениш и Урускуль, загрязнены при Кыштымской аварии. Исследования 1970-х гг. (Воронина, Пешков, Шеханова, 1977).	а) $3,7 \cdot 10^2 \text{ Бк л}^{-1} \text{ } ^{90}\text{Sr}$ в воде; мощность дозы $(4-5) \cdot 10^{-4} \text{ Гр сут}^{-1}$.	а) смертность облучённых рыб при инфицировании была несколько выше контрольной, различия статистически незначимы.
		б) $5,55 \cdot 10^4 \text{ } ^{90}\text{Sr}$; мощность дозы $3 \cdot 10^{-2} \text{ Гр сут}^{-1}$.	б) Повышенная смертность облучённых рыб: умерло 56–60 % рыб.
МТ-3		После аварии в 1957 г. 30–40 мГр сут ⁻¹ . В 1972–1975 гг., мощность дозы 3–5 мГр сут ⁻¹ в оз. Урускуль и 0,5 мГр сут ⁻¹ в оз. Бердениш. (Kryshev, 2002).	В уловах отсутствовали рыбы старше 8 лет, что нехарактерно для данного вида. В размножении доминировали особи возрастов 4–6 лет. Рыболовство в озёрах отсутствовало, население было эвакуировано после аварии.

Окончание таблицы 10.11

Номер рекорда	Характеристика исследований	Режим облучения	Описание радиационных эффектов
MT-4	Щука <i>Esox lucius</i> . Водный резервуар (N.10), загрязнённый в результате деятельности ПО «Маяк». В воде присутствовали ^{90}Sr , ^{137}Cs , химические загрязнители, например серная кислота (рН = 4,5–5). Данные 1983–1986 гг. Искусственная инкубация икры щуки. Икру взяли от 100 щук, выращивали на рыбозаводном заводе; проанализирована выборка из 1000 личинок. Контроль: оз. Алабуга. (Смагин, 1996).	$14,8 \cdot 10^3$ Бк л ⁻¹ ^{90}Sr и 300 Бк л ⁻¹ ^{137}Cs в воде; $7,8 \cdot 10^4$ Бк кг ⁻¹ ^{90}Sr и $1,3 \cdot 10^5$ Бк кг ⁻¹ ^{137}Cs в родительской щуке; мощность дозы на гонады щук $(6,5 \pm 2) \cdot 10^{-3}$ Гр сут ⁻¹ от β -излучения и $(1 \pm 0,3) \cdot 10^{-3}$ Гр сут ⁻¹ от γ -радиации.	Процент нормальных личинок не отличался от контроля (71–72 %). Однако потомки облучённых щук имели серьёзные и разнообразные аномалии: тяжёлых уродств – 8,3 % (нет глаз, отсутствие желточного мешка) по сравнению с 1,1 % в контроле; 19–27 % личинок имели искривление спинальной хорды. У личинок от облучённых щук обнаружено 9 типов уродств, в контроле – два. Аномальные личинки прожили меньше месяца.

Суммируя результаты хронических экспериментов и наблюдений, собранных в базе данных EPIC, можно сформулировать количественную шкалу соотношений «мощность дозы – эффекты» для рыб северных и умеренных климатических зон. В качестве пороговых значений были определены уровни хронического облучения, при превышении обнаружены определённые типы эффектов:

- мощность дозы 1 мГр сут⁻¹ является пороговым уровнем для появления первых отрицательных изменений в иммунной системе рыбы; при более низких мощностях дозы (меньше чем 1 мГр сут⁻¹) организмы, по-видимому, в состоянии приспособиться временно к радиационному воздействию с постепенным восстановлением параметров здоровья;
- мощности дозы 5–10 мГр сут⁻¹ – это пороговые уровни для появления отрицательных эффектов в системе воспроизводства;
- мощности дозы более 10–20 мГр сут⁻¹ хронического пожизненного облучения приводят к сокращению продолжительности жизни взрослой рыбы.

10.3.3. Радиационные эффекты у водных беспозвоночных – коллекция базы данных ERIC

Моллюски

Достаточно детальные исследования радиационных эффектов у моллюсков проводились в России с большим прудовиком *Limnea stagnalis*. Этот моллюск широко распространён в пресноводных экосистемах северной и умеренной климатических зон. Исследования эффектов хронического облучения моллюсков были выполнены в Уральском регионе в водоёмах, загрязнённых ^{90}Sr , ^{137}Cs и другими радионуклидами (Тимофеева и др., 1971; Фамелис, 1973; Марей, 1976; Фетисов и др., 1993). В лабораторных условиях исследовали эффекты острого облучения моллюсков и яиц моллюска (Куликов, Фамелис, 1970).

Обобщённая сводка данных «дозы – радиационные эффекты» для моллюска *Limnea stagnalis* приведена в табл. 10.12.

Таблица 10.12

Радиационные эффекты у моллюска *Limnea stagnalis* при разных уровнях радиационного воздействия

Облучение	Эффекты
Хроническое облучение нескольких поколений моллюсков; мощность дозы $1,7 \cdot 10^{-2}$ Гр сут ⁻¹ .	Уменьшение размеров моллюсков; увеличение радиорезистентности при провокационном остром облучении.
Облучение яиц моллюска $2,1$ Гр сут ⁻¹ .	Уменьшение выживания яиц моллюска, увеличение отклонений развития.
Острое облучение 3 Гр.	Некоторое уменьшение в выживании, большая зависимость тяжести эффектов от состояния развития эмбриона на момент облучения.
Острое облучение 6 Гр.	Приблизительно 50% эмбрионов погибли.
Острое облучение $12-15$ Гр.	Полная гибель яиц моллюска.

Зоопланктон

Зоопланктон, как известно, является довольно чувствительным к химическим ядам, и биологические тесты с зоопланктоном часто используются в водной токсикологии. В радиобиологии, однако, было показано, что зоопланктон является значительно более радиорезистентным, чем рыба (Строганов, Телитченко, 1959; Телитченко, 1958; Онанко, 1973).

Эффекты радиационного воздействия на зоопланктон изучали либо в условиях острого внешнего облучения, либо в условиях содержания зоопланктона в растворах радионуклидов (^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{238}U , ^{232}Th , и других).

В радиобиологических экспериментах с зоопланктоном оценивались следующие характеристики: смертность, фертильность, время достижения репродуктивного возраста, время между линьками. Большая часть экспериментов проводилась с дафниями. Следует отметить, однако, что разные виды зоопланктона имеют значительные различия в радиочувствительности.

Пороговые концентрации отдельных радионуклидов в водной среде, при которых начинают проявляться негативные эффекты на зоопланктон, являются следующими:

$$^{90}\text{Sr} - 3 \cdot 10^4 \text{ Бк л}^{-1};$$

$$^{106}\text{Ru} - 1,9 \cdot 10^8 \text{ Бк л}^{-1};$$

$$^{238}\text{U} 0,05 \text{ мг л}^{-1} \text{ или } 0,6 \text{ Бк л}^{-1};$$

$$^{232}\text{Th} 0,005 \text{ мг л}^{-1} \text{ или } 0,02 \text{ Бк л}^{-1}.$$

Соотношения между дозами и наблюдаемыми эффектами для зоопланктона приведены в табл. 10.13.

Таблица 10.13

Обобщённая шкала «дозы облучения – радиационные эффекты» для зоопланктона

Облучение	Эффекты
<i>Хроническое облучение в растворах радионуклидов</i>	
$5,5 \cdot 10^{-6} \text{ Гр сут}^{-1}$ (^{232}Th ; $0,005 \text{ мг л}^{-1}$)	Небольшое снижение величины выводка на одну самку дафнии.
$3,7 \cdot 10^{-5} \text{ Гр сут}^{-1}$ (^{238}U ; $0,6 \text{ мг л}^{-1}$)	Некоторое снижение размера выводка на одну самку дафнии.
$5,5 \cdot 10^{-4} \text{ Гр сут}^{-1}$ (^{232}Th ; $0,5 \text{ мг л}^{-1}$)	Снижение скорости размножения и размера выводка в расчёте на самку дафнии, более длительные периоды между линьками, увеличение возраста начала размножения.
$2 \cdot 10^{-3} \text{ Гр сут}^{-1}$ (раствор ^{90}Sr)	Слабая компенсаторная стимуляция размножения.
$2 \cdot 10^{-2} \text{ Гр сут}^{-1}$ (раствор ^{90}Sr)	Некоторое снижение плодовитости, увеличение возраста начала размножения.
$3,3 \text{ Гр сут}^{-1}$ (раствор ^{106}Ru)	Снижение выживаемости дафнии.

Окончание таблицы 10.13

Облучение	Эффекты
<i>Острое внешнее облучение</i>	
Острое облучение 2 Гр	Некоторое уменьшение в выживании дафнии.
Острое облучение 20 Гр	В сообществе из 6 видов <i>Cladocera</i> наблюдалось компенсационное увеличение плодовитости.
Острое облучение 200 Гр	В сообществе зоопланктона число видов уменьшилось с 9 до 3.

Фито- и бактериопланктон

В целом одноклеточные микроорганизмы являются достаточно радиоустойчивыми, однако индивидуальные виды сильно варьируют по устойчивости к ионизирующему облучению. Эксперименты с внешним облучением сообщества фитопланктона с дозами в диапазоне 100–40 000 Гр показали, что некоторые виды могут угнетаться дозами приблизительно 100–400 Гр, тогда как другие виды выживают даже при очень высоких дозах. Облучение бактериопланктона в дозах 400–40 000 Гр оказывало на него стимулирующее воздействие (ЕРИС, 2003).

Можно сделать вывод, что в водных экосистемах одноклеточные микроорганизмы менее уязвимы по сравнению с филогенетически более сложными организмами. Даже в случае 90 % смертности остающиеся 10 % клеток микроорганизмов могут восстановить популяцию в течение нескольких часов или дней. Микроорганизмы чувствительны главным образом к продуктам радиолитиза воды и радиотоксинам в водной среде. В водных экосистемах концентрации радиотоксинов, как правило, невысоки из-за разбавления и реакций с растворённой органикой.

10.3.4. Другие данные по радиационным эффектам в природных экосистемах

Приведённые выборки данных из базы данных ЕРИС дают примеры наиболее характерных радиационных эффектов, в основном у радиочувствительных позвоночных животных. Дополнительные подборки данных по эффектам хронического низко- и плотноионизирующего облучения у позвоночных животных приведены также в главе 11 (разделы 11.3 и 11.4). Более полные сведения о радиационных эффектах в

природной биоте, включая разные виды животных и растений, приведены в отчёте EPIC (EPIC, 2003), международных базах FREDERICA и международных радиобиологических архивах (International Radiobiology Archives, 1996). В районах радиационных аварий и хронического радиоактивного загрязнения исследования радиационных эффектов в природных экосистемах проводятся систематически, новые данные можно найти в современных публикациях.

10.4. Предварительная общая шкала соотношений «мощности дозы – эффекты»

Ключевой вопрос в методологии радиационной защиты природной биоты – научное обоснование зависимостей «дозы – эффекты» для различных групп природной биоты. Риски для природных популяций организмов при радиоактивном загрязнении среды обитания могут быть оценены из сравнения предполагаемых доз на биоту с шкалой «дозы – эффекты».

Главная задача в радиационной защите биоты – создание требований безопасности при нормальной работе ядерной промышленности, сопровождающейся хроническим облучением флоры и фауны низкими мощностями дозы (значительно ниже летальных уровней). Однако в мировой литературе данных по эффектам хронического облучения немного – преобладают данные по острым эффектам от высоких уровней облучения. Создание современных баз данных по радиационным эффектам в природной биоте, рассмотренных в предыдущих параграфах, позволило проанализировать большие массивы данных по разным видам природной биоты. На основе анализа базы данных EPIC нами была сформирована достаточно подробная шкала развития радиационных эффектов у животных и растений в зависимости от мощности дозы хронического облучения (Sazykina, 2005), эта шкала представлена в таблице 10.14. Шкала разработана для биоты умеренного и северного климата России. Шкала радиационных эффектов охватывает широкий диапазон уровней облучения – от 10^{-6} до 1 Гр сут^{-1} – и широкий диапазон радиационных эффектов – от стимуляции до острого лучевого поражения.

Шкала «дозы – эффекты» относится к ситуациям низкоионизирующего облучения (преимущественно гамма-облучения); при внутреннем облучении от плотноионизирующих альфа-излучателей повреждения

при одинаковых мощностях дозы могут быть значительно более тяжёлыми (см. главу 11, раздел 11.4).

Развитие эффектов с увеличением мощностей дозы находится в общем согласии с выводами МАГАТЭ (IAEA) и МКРЗ (UNSCEAR). Следует отметить, что рекомендации международных организаций носят характер эмпирических обобщений. В главе 11 продемонстрированы результаты количественного определения безопасных уровней хронического облучения, полученных нами с помощью методов статистического анализа данных.

Таблица 10.14

Шкала радиационных эффектов у представителей флоры и фауны в зависимости от мощности дозы хронического облучения (северный и умеренный климат России, низкоионизирующее облучение) (Sazykina, 2005)

Мощность дозы хронического облучения, Гр/сут	Радиационные эффекты у представителей различных видов биоты
10^{-6} – 10^{-5}	Естественный радиационный фон.
10^{-5} – 10^{-4}	Отсутствуют данные о радиационных эффектах, превышающих естественный радиационный фон.
10^{-4} – $5 \cdot 10^{-4}$	Небольшое увеличение цитогенетических эффектов. Стимуляция чувствительных позвоночных животных.
$5 \cdot 10^{-4}$ –0,002	Порог появления слабых эффектов на заболеваемость у чувствительных позвоночных видов.
0,002–0,005	Порог появления эффектов на репродуктивные органы позвоночных организмов, порог снижения выживаемости эмбрионов.
0,005–0,01	Появление эффектов сокращения жизни позвоночных животных. Порог появления радиационных эффектов у беспозвоночных животных. Порог возникновения эффектов на рост хвойных деревьев.
0,01–0,1	Сокращение жизни у позвоночных животных, симптомы хронической лучевой болезни. Повреждение хвойных деревьев.
0,1–1	Острая лучевая болезнь у позвоночных организмов. Гибель хвойных деревьев. Значительное повреждение яиц и личинок беспозвоночных животных.
> 1	Острая лучевая болезнь у позвоночных организмов, летальная доза достигается в течение нескольких дней. Повышенная смертность яиц и личинок беспозвоночных животных. Гибель хвойных деревьев, повреждение лиственных деревьев.

10.5. Вторичные эффекты радиоактивного загрязнения окружающей среды, обусловленные токсичными продуктами радиолиты и ионизацией

В целом обнаруженные в дикой природе на загрязнённых территориях явления воздействия радиации на заболеваемость, репродукцию и укорочение жизни у различных видов организмов соответствуют диапазонам дозовых нагрузок, разработанных МКРЗ в методологии радиационной защиты природных биологических систем (ICRP, 2014; Крышев, Сазыкина, 2018).

Однако наблюдения выявили также, что некоторые негативные эффекты на биоту не согласуются по тяжести с уровнями полученных доз.

Неожиданными явились факты достаточно заметных эффектов у групп организмов, которые традиционно считались малочувствительными к ионизирующей радиации и для которых величины летальных доз при остром облучении составляют от десятков до сотен Грей. Кроме того, некоторые негативные радиационные эффекты, важные для жизни организмов, оказались не объяснимыми с дозиметрической точки зрения, либо эти эффекты у природной биоты вообще не учитывались при оценках безопасности биоты.

Так, например, радиоэкологические исследования почвенной мезофауны, проведённые в центральной части радиоактивного Кыштымского следа с высокими уровнями загрязнения стронцием-90, продемонстрировали значительные нарушения в популяциях почвенных беспозвоночных, которые не полностью восстановились даже спустя 30 лет после радиационной аварии, при этом дозовые нагрузки были значительно ниже летальных (Криволицкий и др., 1988; Экологические, 1993; Крупные, 2001). Нарушения в почвенной мезофауне также были обнаружены в Чернобыльской 30-км зоне (Криволицкий и др., 1990).

Микробиологические исследования загрязнённых почв в Чернобыльской зоне выявили изменения в структуре микробных сообществ почв. Доминирующими стали виды, устойчивые к присутствию перекиси водорода (продукт радиолиты воды) в среде обитания, что было подтверждено также лабораторными экспериментами (Романовская и др., 1998, 2001). При этом дозы на почвенные микроорганизмы были значительно ниже летальных или повреждающих уровней, поскольку бактерии являются радиостойкими организмами.

Повышенное количество случаев катаракты у диких животных и птиц было обнаружено в Чернобыльской зоне; при этом дозы на всё тело были невысокими (Mousseau, Moller, 2013). Стандартная методология МКРЗ (ICRP, 2014,2017) не предусматривает расчёт дозы на глаза объектов биоты, дозы рассчитываются только на всё тело. Не ясно, как может быть объяснён эффект возникновения катаракты при малых дозах – несовершенством дозиметрической методологии или какими-то другими факторами, которые не учитываются при оценке здоровья природных организмов.

В 1960-х гг. российскими исследователями были проведены эксперименты, показывающие способность животных чувствовать присутствие радиоактивных источников и избегать зоны с высокой радиацией. Эта способность была показана не только для наземных животных, но также и для рыб (Даренская, Правдина, 1968). Механизмом ощущения радиации животными могут быть запахи продуктов радиолиза и высокая ионизация воздуха. Из этих экспериментов следует, что на загрязнённых территориях общая численность биоты может быть нормальной, за исключением отдельных локальных участков с особо высокими уровнями радиации, которые животные просто избегают.

Приведённые примеры дают представление о наблюдаемых в биоте эффектах, связанных с ионизирующей радиацией, которые не могут быть объяснены в рамках существующей методологии радиационной защиты биоты.

Задачей данного раздела является демонстрация возможностей проявления непрямых химических и физических эффектов радиации на загрязнённых территориях. Несмотря на то, что явления радиолиза воды и воздуха хорошо известны в радиационной химии, этим явлениям не уделялось практически никакого внимания при исследовании вредных эффектов на здоровье людей и природной биоты в зонах радиационных аварий и при долгосрочном загрязнении территорий радионуклидами. Имеются буквально единичные работы, где проводились измерения ионизации воздуха в радиоактивных зонах или определялась чувствительность организмов к продуктам радиолиза.

Рассмотрим теоретические оценки генерации продуктов радиолиза и аэроионов в зонах радиационных аварий и определим спектр их специфических вредных эффектов на здоровье живых организмов, включая человека. Эти побочные воздействия могут рассматриваться как непрямые (вторичные) эффекты ионизирующей радиации. Концентрации химических продуктов радиолиза при радиоактивном загрязнении окружающей

среды не связаны непосредственно с дозами на конкретные организмы. Шкала чувствительности различных типов организмов к химическим продуктам радиолита (перекиси и кислоты) сильно отличается от традиционной шкалы устойчивости биологических видов к острому облучению.

Расчёт генерации аэроионов на территориях, загрязнённых радионуклидами

В приземном атмосферном воздухе естественная продукция аэроионов составляет 10–12 пар ионов в см³ за секунду. Из которых 1–2 пары образуются за счёт космических лучей, 5 пар – за счёт естественных радионуклидов в воздухе и 4 пары – за счёт естественных радионуклидов в почве. Нормальными естественными концентрациями являются 500–1 000 аэроионов в 1 см³ приземного воздуха на открытой местности (Смирнов, 1992).

Мощные антропогенные источники радиации могут генерировать значительные концентрации аэроионов в воздухе, приводящие к повышению электрической проводимости воздуха, изменению состава аэрозоль, появлению токсических продуктов радиолита.

При загрязнении воздуха радиоактивным аэрозолем с удельной активностью A_r (Бк/см³) скорость генерации заряженных ионов в воздухе описывается формулой (Israël, 1970):

$$q = \frac{K_r \cdot A_r}{\epsilon_r}, \quad (10.1)$$

где q (число пар ионов на см³ в сек) – скорость генерации аэроионов; A_r (Бк см⁻³) – активность радионуклида в воздухе; K_r (эВ/распад) – средняя энергия радиоактивного распада; $\epsilon_r \cong 35$ эВ – средняя энергия, необходимая для образования пары ионов в воздухе.

Образовавшиеся лёгкие ионы вступают в процессы взаимодействия (рекомбинации), а также могут прилипать к более крупным аэрозольным частицам.

Результирующая динамика концентрации n лёгких ионов в чистом неподвижном воздухе при наличии постоянного источника ионизации q может быть описана уравнением (Israel, 1970):

$$\frac{dn}{dt} = q - \alpha \cdot n^2 - \beta \cdot z \cdot n, \quad (10.2)$$

где n – концентрация лёгких ионов в воздухе (пар ионов в см³); q – источник радиации (пар ионов на см³ в сек); β – эффективный фактор слипания лёгких ионов с аэрозольными частицами ($\cong 2 \cdot 10^{-6}$ см³ сек⁻¹);

α – коэффициент рекомбинации аэроионов ($\cong 1,6 \cdot 10^{-6} \text{ см}^3 \text{ сек}^{-1}$); z – концентрация аэрозольных частиц в воздухе (частиц на см^3).

При низкой концентрации аэрозолей в воздухе и малом или умеренном источнике ионизации ($q < 10^4$ ионов на см^3 в сек) равновесная концентрация лёгких ионов может быть оценена из уравнения (10.2) как

$$n = \sqrt{\frac{q}{\alpha}}. \quad (10.3)$$

При загрязнении поверхности земли альфа- или бета-излучателями с активностью σ ($\text{Бк}/\text{м}^2$) генерация лёгких аэроионов в приземном воздухе над загрязнённой поверхностью может быть оценена с помощью следующей формулы, предложенной В.В. Смирновым (Смирнов, 1992):

$$q \approx \frac{K_r \cdot \sigma}{h \cdot \varepsilon_r} \cdot 10^{-4}, \quad (10.4)$$

где h (см) – характерный средний пробег ионизирующей частицы в воздухе (для гамма-излучателей $h_\gamma \cong 150$ см; для бета-излучателей $h_\beta \cong 100$ см; для альфа-излучателей $h_\alpha \cong 5$ см); σ ($\text{Бк}/\text{м}^2$) – поверхностная активность радионуклида; K_r и ε_r описаны в формуле (10.1).

При загрязнении поверхности почвы гамма-излучателями генерация лёгких ионов в приземном воздухе может быть оценена по измененной мощности дозы R ($\text{мР}/\text{час}$) $q \approx 6 \cdot 10^2 \cdot R$ (Смирнов, 1992).

Расчётные величины генерации аэроионов в приземном воздухе для единичного уровня загрязнения почвы в $1 \text{ кБк}/\text{м}^2$ разными радионуклидами (альфа-, бета- и гамма-излучатели) представлены в табл. 10.15. Расчёты показывают весьма высокую генерацию аэроионов, создаваемую альфа-излучателями в тонком (5 см) приземном слое воздуха непосредственно над поверхностью загрязнённой почвы.

Таблица 10.15

Расчётные значения ионизации приповерхностного воздуха над плоской поверхностью почвы, загрязнённой радионуклидом с активностью $\sigma = 1 \text{ кБк}/\text{м}^2$ (по Сазыкина, Крышев, 2020)

Радионуклиды	Средняя энергия распада K_r , эВ/распад	Скорость генерации аэроионов q (пар ионов в см^3 воздуха в сек)	Равновесная концентрация ионов в воздухе n (пар ионов на см^3)
$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	$1,12 \cdot 10^6$ (β -изл.)	32	$4,5 \cdot 10^3$
^{239}Pu	$5,23 \cdot 10^6$ (α -изл.)	$3 \cdot 10^3$	$4,3 \cdot 10^4$
^{137}Cs	$6,61 \cdot 10^5$ (γ -изл.)	18,8	$3,4 \cdot 10^3$

Расчёт образования продуктов радиолитиза при загрязнении окружающей среды радиоактивными веществами

В абиотических компонентах окружающей среды при загрязнении радионуклидами происходят следующие химические процессы, являющиеся результатом ионизации: а) радиолитиз газов, входящих в состав воздуха, преимущественно азота и кислорода, и б) радиолитиз воды в составе почв, воздуха, природных вод (Пикаев, 1986).

Во влажном природном воздухе среди многочисленных продуктов радиолитиза особое значение имеет образование вредных окислов азота (NO_x), а также субмикроскопических капелек азотной кислоты (HNO_3) в приземном воздухе над радиоактивно загрязнёнными почвами; интенсивная генерация озона наблюдается только на локальных участках высокой радиоактивности.

Максимальная продукция азотной кислоты HNO_3 в неподвижном воздухе над радиоактивно загрязнённой почвой может быть теоретически оценена с помощью следующей формулы:

$$M_{\text{HNO}_3} = \frac{\sigma \cdot K_{en} \cdot G_{\text{HNO}_3} \cdot \text{mol}_{\text{HNO}_3}}{N_{\text{Avog}}} \cdot T, \quad (10.5)$$

где M_{HNO_3} ($\text{г сут}^{-1} \text{м}^{-2}$) – суточная генерация чистой азотной кислоты над поверхностью земли, загрязнённой с плотностью σ , Бк м^{-2} ; K_{en} (эВ) – ионизирующая энергия на один распад; $G_{\text{HNO}_3} = 0,024$ молекул/эВ – выход молекул HNO_3 в расчёте на 1 эВ ионизирующей энергии; $\text{mol}_{\text{HNO}_3} = 63$ грамм-эквивалент чистой HNO_3 ; $N_{\text{Avog}} = 6,022 \cdot 10^{23}$ – число Авогадро (число молекул в 1 грамм-эквиваленте HNO_3); $T = 86\,400$ – число секунд в одних сутках.

Радиолитиз природной воды, содержащей растворённый кислород, приводит к образованию активных ионов водорода и кислорода, перекиси водорода.

Для влажных почв, загрязнённых радионуклидами, наиболее стабильным продуктом радиолитиза воды является перекись водорода (H_2O_2), известная как сильный биоцид и обесцвечивающий окислитель.

Максимальная суточная генерация перекиси водорода в сырой почве, загрязнённой радионуклидом, может быть оценена с помощью следующей формулы:

$$M_{\text{H}_2\text{O}_2} = \frac{A \cdot M_{\text{soil}} \cdot K_{en} \cdot G_{\text{H}_2\text{O}_2} \cdot \text{mol}_{\text{H}_2\text{O}_2}}{M_{\text{wat}} \cdot N_{\text{Avog}}} \cdot T, \quad (10.6)$$

где $M_{H_2O_2}$ (г/сут на 1 кг почвы) – суточная продукция перекиси водорода в почве, загрязнённой с концентрацией радионуклида $A, B \text{ кг}^{-1} \text{ с.м.}$; $M_{soil} = 1,1$ – волюметрическая удельная масса почвы, кг/л; K_{en} – выход ионизирующей энергии, эВ на распад; $G_{H_2O_2} = 0,04$ молекул/эВ – выход H_2O_2 при радиолизе воды; $mol_{H_2O_2} = 34$ – грамм-молекулярный вес перекиси водорода; M_{wat} – объёмное содержание влаги во влажной почве (по умолчанию – 30 %).

Учитывая скорость утилизации перекиси водорода в почве, составляющую на бедных почвах около $0,04 \text{ час}^{-1}$ (Petigara et al., 2002), равновесная концентрация перекиси водорода в среднем будет приблизительно равна уровню суточной генерации. Локальные концентрации перекиси на тонких плёнках воды, окружающих частицы почвы и служащих местообитанием почвенных бактерий, могут быть значительно выше, чем при усреднении по всей почве.

Оценки образования продуктов радиолиза и аэроионов в зонах крупных радиационных аварий

Из-за отсутствия понимания роли вторичного загрязнения окружающей среды при радиационных авариях, химическому и электрическому загрязнению в этих зонах, как правило, не уделялось внимания; из экспериментальных данных доступны только отдельные измерения. Поэтому были выполнены расчётные оценки потенциально возможных уровней генерации продуктов радиолиза и электрических аномалий в зонах Кыштымской и Чернобыльской аварий и рассмотрение их возможной связи с негативными эффектами, зарегистрированными у чувствительных групп организмов наземной биоты.

Расчёт генерации продуктов радиолиза в центральной части Кыштымского радиационного следа

Расчёт проводился для центральной части Кыштымского радиационного следа; начальная плотность загрязнения почвы по ^{90}Sr составляла $67\text{--}120 \text{ МБк/м}^2$; предполагалось, что поставарийные, более короткоживущие радионуклиды, распались (Крупные, 2001). Расчётные значения суточной генерации продуктов радиолиза в этой зоне представлены в табл. 10.16. Суточная генерация аэрозоля азотной кислоты HNO_3 (в равновесии с двуокисью азота NO_2) составляла до $300 \text{ мкг/(м}^3\text{сут)}$ в 10-см приповерхностном слое воздуха, что значительно выше санитарных норм для населения (40 мкг/м^3 при хроническом воздействии) и,

по-видимому, превышает порог появления негативных эффектов у чувствительных животных организмов. За счёт накопления в неподвижном воздухе, равновесные концентрации радиолитических токсикантов могут быть значительно выше их суточной продукции, однако наиболее точную оценку могут дать непосредственные измерения в полевых или лабораторных условиях. Также следует отметить, что в ранний пост-аварийный период (1957–1958 гг.), наряду со ^{90}Sr , значительный вклад в образование продуктов радиолитического распада могли дать такие бета-излучающие радионуклиды, как ^{106}Ru и ^{144}Ce .

Таблица 10.16

Расчётные значения суточной генерации продуктов радиолитического распада на участке радиационного следа Кыштымской аварии в поздний период после аварии (Сазыкина, Крышев, 2020)

Загрязнённый участок	Уровень радиоактивного загрязнения почв	Расчётная суточная генерация HNO_3 в приземном воздухе	Суточная генерация H_2O_2 в почвенной влаге
Центральная часть Кыштымского следа, 30 лет после аварии	^{90}Sr – 67–120 МБк/м ²	До 30, или 300 мкг/(м ³ сут) в 10-см слое воздуха	До 1 мкг/(л сут)

Данные измерений ионизации воздуха в ранний период после аварии на Чернобыльской АЭС

Чернобыльская радиационная авария произошла почти через три десятилетия после Кыштымской аварии. К этому времени отдельными специалистами по атмосферному электричеству было достигнуто понимание роли атмосферной ионизации в районе радиационной аварии как самостоятельного негативного фактора, влияющего на здоровье.

Измерения генерации аэроионов на загрязнённой территории ЧАЭС проводились НПО «Тайфун» (Обнинск) под руководством проф. В.В. Смирнова в 1986–1990 гг. (Радиоэкологические, 1991; Смирнов, 1992). Исследования показали, что Чернобыльская зона стала значительным постоянным источником атмосферных ионов с мощностью генерации, на 3–5 порядков превышающей естественную ионизацию воздуха. Санитарные нормы предельно допустимого содержания аэроионов в приземном воздухе 50 000 ионов/см³ (СанПиН 2.2.4.1294–03, 2003), установленные для промышленных и офисных помещений, превышались в Чернобыльской зоне при уровнях загрязнения почв β -излучателями выше 1,5 Ки/км² (55,5 кБк/м²), для α -излучателей превышение этих

нормативов достигалось при ещё более низких уровнях загрязнения почвы (Смирнов, 1992). В последующие годы интенсивность ионообразования снижалась, но продолжала оставаться на порядок выше фоновой. В воздушных потоках из зоны могут содержаться повышенные концентрации ряда продуктов радиолиза.

Расчёт генерации продуктов радиолиза в Чернобыльской зоне отчуждения (современное состояние)

По данным В.В. Смирнова (Радиозоологические, 1991; Смирнов, 1992), в первые послеаварийные годы концентрации радиолитических аэрозолей в приземном воздухе ближней Чернобыльской зоны достигали высоких значений, сравнимых с аэрозольным смогом.

Представляют интерес уровни современной генерации аэроионов на загрязнённых территориях Чернобыльской зоны отчуждения. Наши расчётные оценки суточной продукции продуктов радиолиза для референтного участка с высоким загрязнением суммированы в табл. 10.17. В сравнении с Кыштымским стронциевым радиоактивным следом (табл. 10.16), уровни современной продукции продуктов радиолиза в Чернобыльской зоне (на территориях с преобладанием γ -излучателей) значительно ниже. Однако следует отметить, что в ранний поставарийный период (апрель-май 1986 г.) вклад β -излучателей в радиоактивное загрязнение был значительно выше, соответственно более интенсивной была и генерация продуктов радиолиза воздуха.

Таблица 10.17

Расчётные значения суточной продукции аэрозоля азотной кислоты в воздухе и перекиси водорода в почве на участке с высоким загрязнением в Чернобыльской зоне отчуждения в поздний период после радиационной аварии (2007–2008 гг.) (Сазыкина, Крышев, 2020)

Загрязнённый участок	Радиоактивное загрязнение почвы (кБк /кг с.м.)	Суточная генерация HNO_3 в приземном воздухе, мкг/(м^2 сут)	Суточная генерация H_2O_2 в почве
Референтный участок «высокое загрязнение» в Чернобыльской зоне отчуждения (Beresford et al., 2008a).	$^{239,240}\text{Pu}$ – 1,5; ^{241}Am – 3,2; ^{90}Sr – 56,5; ^{137}Cs – 100.	3 мкг/(м^2 сут) или 30 мкг/(м^3 сут) в 10-см слое воздуха.	0,1 мкг/л в сут.

Чувствительность живых организмов к химическим продуктам радиолитического воздуха и воды

Продукт радиолитического воздуха диоксид азота NO_2 – это токсичный рыже-бурый газ с резким запахом. В России санитарными нормами установлен уровень 40 мкг/м^3 максимально допустимой концентрации диоксида азота в воздухе городских и сельских населённых пунктов (ГН 2.1.6.3492-17). При концентрациях окислов азота в воздухе выше 2 мг/м^3 наблюдалось значительное повреждение хвои сосны с характерной красновато-бурой окраской повреждённой хвои. Необычный красновато-бурый цвет хвои быстро погибших сосен в «рыжем лесу» Чернобыля мог быть, кроме радиации, обусловлен сверхвысокими концентрациями окислов азота в радиоактивном облаке, прошедшем через этот лес (Влияние, 1996).

Азотная кислота является продуктом радиолитического влажного воздуха. Азотная кислота HNO_3 относится к числу сильных кислот, является мощным окислителем, способна вызывать химические ожоги кожи, глаз, лёгких у людей и других живых организмов. Допустимые концентрации содержания азотной кислоты в воздухе при хронической ингаляции составляют $40\text{--}150 \text{ мкг/м}^3$ в разных странах.

Смесь окислов азота и аэрозолей азотной кислоты в сочетании с повышенной ионизацией воздуха создаёт «радиолитический смог» в приземном воздухе в районах радиационных аварий и участков высокого радиоактивного загрязнения. Толщина слоя воздуха, содержащего «смог», зависит от типа радионуклида: альфа- и бета-излучатели генерируют более сильный смог, но в тонком приземном слое воздуха (порядка $5\text{--}10 \text{ см}$), гамма-излучатели – более слабый смог в слое воздуха до $1\text{--}1,5 \text{ м}$ от поверхности земли.

В почвах загрязнённых территорий наиболее устойчивым продуктом радиолитической воды, генерируемым ионизирующей радиацией в почвенной влаге, является перекись водорода (H_2O_2), обладающая сильным бактерицидным и обесцвечивающим действием.

Возможная роль продуктов радиолитического в появлении радиобиологических эффектов

Рассмотрим более подробно уже упоминавшиеся случаи несоответствия доз и эффектов в биологических сообществах.

Изучение влияния Кыштымской аварии на почвенную фауну было начато в 1969 году. Исследования проводились на участке берёзового

леса в центральной части Кыштымского радиационного следа; начальная плотность загрязнения почвы по ^{90}Sr составляла 67–120 МБк/м² (Экологические, 1993; Радиационные, 2001). Полевые наблюдения, проведённые через 11 лет после Кыштымской аварии (мощность дозы 5–30 мГр/сут), выявили значительное снижение популяций почвенных беспозвоночных (Экологические, 1993). Уровни облучения на исследованном участке не считались летальными. Такие тяжёлые популяционные эффекты противоречили традиционным представлениям о радиационных эффектах у почвенной мезофауны. Повторное обследование почвенной мезофауны было проведено на том же участке через 30 лет после Кыштымской аварии в 1987–1989 гг. (Экологические, 1993). Обследование выявило неполное восстановление почвенной мезофауны даже за 30-летний период, несмотря на то, что представители мезофауны в норме имеют высокий потенциал размножения.

Прямых измерений уровней содержания продуктов радиолитического распада на наиболее загрязнённых участках Кыштымского радиационного следа не проводилось. Однако наши расчёты показывают достаточно значительную генерацию окислов азота в приземном слое воздуха в центральной зоне Кыштымского радиоактивного следа (до 300 мкг $\text{HNO}_3/\text{м}^3$ в сутки), что обуславливает возможность их химического токсического действия на живые организмы вблизи поверхности почвы, наряду с прямым облучением. Это сочетание радиационного и химического воздействия может объяснить наблюдавшееся несоответствие доз и эффектов у сравнительно радиорезистентных представителей биоты – почвенных беспозвоночных.

Радиолитические микроаэрозоли азотной кислоты оседают из воздуха на влажные поверхности, в том числе на поверхность почвы, влажные покровы мягких почвенных беспозвоночных, попадают в дыхательные пути и глаза мелких позвоночных животных, обитающих на поверхности земли (лягушки, мыши, мелкие птицы). У дождевых червей и других беспозвоночных с незащищёнными внешними покровами радиолитический смог может вызвать повреждения поверхностных покровов, нарушение микрофлоры пищеварительной системы, травмы тканей и другие эффекты. У мелких позвоночных с наземным питанием радиолитический смог может привести к постепенному развитию химических катаракт, появлению обесцвеченных пятен на коже, химическому повреждению слизистой рта, что и сообщалось в работах (Mousseau, Møller, 2013).

Для почвенных бактерий присутствие азотной кислоты и перекиси водорода в плёнках почвенной влаги оказывает биоцидное действие.

Значимые эффекты были обнаружены в популяциях микроорганизмов почв в 10-км Чернобыльской зоне. В 1993–1994 гг. в загрязнённых почвах численности специализированных бактерий были на 1–2 порядка ниже, чем в контроле. Негативные эффекты были обнаружены у микроорганизмов при невысоких для бактерий дозах облучения. Лабораторные эксперименты показали, что новые виды-доминанты в почве *Methylobacterium* и *Bacillus* устойчивы к высоким концентрациям продуктов радиолитического распада (перекиси водорода) в водном растворе (Романовская и др., 1998). По результатам последующих обследований в 1995–1996 гг., общие концентрации специализированных почвенных бактерий продолжали оставаться ниже контроля на 1–3 порядка величин (Романовская и др., 1998, 2001).

Таким образом, фактор прямого облучения, по-видимому, не может быть ответственным за наблюдаемые эффекты, в то же время фактор радиолитического загрязнения может объяснить депрессию бактерий, чувствительных к продуктам радиолитического распада, в частности к азотной кислоте и перекиси водорода.

Учёт вторичных эффектов необходим для более полного понимания разнообразия воздействия ионизирующей радиации на здоровье живых организмов в природных условиях, однако эта проблема до сих пор остаётся практически не исследованной. Необходимо экспериментальное изучение непрямых эффектов радиации в лабораторных и природных условиях на загрязнённых территориях, что позволит выявить значение прямых и непрямых эффектов радиации для различных групп организмов.

Глава 11. Определение безопасных уровней облучения для обоснования радиационной защиты природной биоты

11.1. Ранние международные заключения о безопасных дозовых нагрузках на популяции наземной и водной биоты

Первые международные обзоры радиационных эффектов на флору и фауну были выполнены в публикациях (Blaylock, Trabalka, 1978; IAEA, 1976, 1992; UNSCEAR, 1996). На основе обобщения доступной радиобиологической литературы в документах МАГАТЭ и НКДАР ООН были сформулированы следующие предварительные заключения о порогах

дозовых нагрузок, при которых не ожидаются вредные радиационные эффекты для наземной и водной биоты:

«Хронические мощности дозы в 1 мГр сут⁻¹ для большинства даже радиочувствительных видов в наземных экосистемах вряд ли вызовут измеряемые повреждающие эффекты в популяциях, и до этого уровня обеспечивается адекватная защита» (IAEA, 1992).

«В водной окружающей среде предполагается, что ограничение мощности дозы хронического облучения не более 10 мГр сут⁻¹ для наиболее облучаемых особей обеспечит адекватную защиту популяций» (IAEA, 1992).

Рекомендации НКДАР (UNSCEAR, 1996, параграф 264):

«Для самых чувствительных видов животных, млекопитающих мало что указывает на то, что мощности дозы до 10 мГр сут⁻¹ на наиболее облучаемых особей серьёзно затронули бы смертность в популяции. Для мощностей доз на порядок ниже (1–2,4 мГр сут⁻¹), то же самое утверждение может быть сделано относительно репродуктивных эффектов».

«Для водных организмов общим заключением является то, что максимальные мощности дозы в 10 мГр сут⁻¹ на небольшую часть особей в водных популяциях и, соответственно, более низкие средние мощности дозы на популяции в целом, не должны приводить к каким-либо вредным эффектам на популяционном уровне».

«Считается, что хронические мощности дозы меньше чем 10 мГр сут⁻¹ могут привести к эффектам, хотя бы небольшим, на чувствительные растения, но вряд ли окажут существенные вредные эффекты на более широкое разнообразие растений, присутствующих в естественных растительных сообществах».

Заключения МАГАТЭ и НКДАР определяли диапазоны хронических мощностей дозы, которые представляют интерес в защите флоры и фауны. Ни один из этих уровней мощности дозы не предназначался в качестве нормативов для радиационной защиты биоты, хотя они определённо могли быть полезными для развития таких критериев.

Следует отметить, что приведённые предварительные уровни дозовых нагрузок, безопасных для популяций биоты, были даны как экспертные оценки составителей документов МАГАТЭ и НКДАР; баз данных по радиационным эффектам в природной биоте в то время не существовало, статистического анализа данных не проводилось.

Для практического применения методологии радиационной защиты биоты необходимо определить реальные статистически

подтверждённые значения максимальных уровней пожизненных дозовых нагрузок для различных типов флоры и фауны, не приводящих к негативным радиационным эффектам. Также важное значение имеет установление шкалы усиления радиационных эффектов, проявляющихся в различных видах биоты при увеличении уровней облучения. При этом потенциальный риск воздействия на биоту должен оцениваться явным способом, используя предпочтительно методы экологической оценки риска, сходные, например, с методами, принятыми в экотоксикологии химических веществ (ЕС, 1993, 2003). Поскольку основными ситуациями облучения в ядерной промышленности и на загрязнённых территориях является ситуация хронического низкоуровневого облучения биоты, наибольшее внимание должно уделяться установлению контрольных безопасных уровней для хронического пожизненного облучения при обитании организмов в загрязнённой среде.

В данной главе рассмотрены методы и результаты статистической оценки нижних пороговых значений хронических дозовых нагрузок, при которых начинают проявляться детерминированные эффекты на заболеваемость, репродукцию и продолжительность жизни у наиболее радиочувствительных организмов – позвоночных животных.

11.2. Статистические оценки безопасных уровней радиационного воздействия на основе методов экотоксикологии

Определение безопасных уровней хронического низкоуровневого облучения биоты, обитающей в загрязнённой окружающей среде, является сложной задачей, поскольку радиационные эффекты в биоте при хроническом облучении накапливаются и проявляются не сразу, а спустя некоторое время.

Первоначальной идеей определения нижних порогов радиационных доз, не приводящих к вредным эффектам у биоты, была идея применения методов, принятых в экотоксикологии химических веществ.

Метод NOEC – определение наивысшего уровня токсиканта, не приводящего к негативным эффектам

В экотоксикологии для оценки воздействия на окружающую среду нерадиоактивными загрязнителями рекомендуется и широко используется понятие уровень «нет эффекта» (NOEC – no effect concentration) (ЕС,

1993, 2003). NOEC токсичного вещества определён как самая высокая концентрация этого вещества, при которой не наблюдается статистически значимых эффектов на тестируемый параметр в условиях краткосрочных лабораторных экспериментов. Опубликовано несколько работ, критикующих подход NOEC (Hoekstra, van Ewijk, 1993; Chapman et al., 1996; Van der Hoeven, 2001; 2004). Были отмечены следующие недостатки методов NOEC: статистическая незначимость эффекта не доказывает отсутствие эффекта, но может быть результатом недостаточной повторяемости опыта, слишком короткого срока эксперимента, слишком малого набора уровней концентраций, использовавшихся в опытах. Можно сделать вывод, что самый низкий уровень воздействия, на котором могут быть обнаружены эффекты, более важен, чем непосредственно NOEC.

Метод SSD – статистическое распределение видовой чувствительности к воздействию

Популярный в экотоксикологии метод статистической экстраполяции чувствительности разных видов биоты к токсикантам (EC, 2003) был применён в работах (Garnier-Laplace et al., 2004, 2006) для определения пороговых безопасных для всей биоты уровней хронического низкоионизирующего облучения. Это метод распределения радиочувствительности видов, так называемый SSD-метод (SSD-species sensitivity distribution). Техника метода основана на построении кривой «распределение видовой чувствительности».

Процедура SSD-метода состоит из двух этапов. На первом этапе производится построение по реальным данным кривых «доза – эффект» для отдельных видов биоты по каким-либо видам радиационных эффектов; на каждой кривой выбирается мощность дозы, соответствующая величине эффекта в размере 5 % от максимальной. На втором этапе из набора 5 % мощностей дозы для разных видов производится построение новой совокупной кривой распределения радиочувствительности видов. На этой кривой выделяется точка с мощностью дозы, соответствующей проявлению эффектов не более чем у 5 % видов биоты. Эта мощность дозы признаётся границей, не превышение которой обеспечивает безопасность 95 % видов биоты, а в наиболее чувствительных видах – незначительную величину радиационного эффекта (не более 5 % от максимального).

SSD-метод нуждается в большом количестве систематических данных, необходимых для построения кривых эффекта дозы для

испытуемого параметра для набора биологических видов. Из отдельных кривых «доза – эффект» для разных видов организмов строится общее распределение SSD. Мощность дозы, ниже которой только маленький процентиль видов (обычно 5 %) из распределения может пострадать от радиации, используется как критерий приемлемого повреждения биоты. Главные допущения статистических методов экстраполяции (Posthuma et al., 2002): распределение чувствительности видов описывается теоретической функцией распределения (логнормальное, логистическое, или триангулярное); имеющиеся данные о токсичности представляют собой случайную выборку из распределения.

Подход статистической экстраполяции в экотоксикологии довольно затруднителен в использовании; также приемлемость его основных понятий нуждается в дальнейшей проверке (Forbes, Forbes, 1993; Forbes et al., 2001; Posthuma et al., 2002). Например, предположения о нормальных или логнормальных распределениях в статистической интерпретации данных по чувствительности организмов далеко не всегда верны, так как данные по различным биологическим видам могут формировать мультимодальное непрерывное распределение чувствительности видов к стрессорам. В большинстве токсикологических экспериментов тестовым параметром для построения распределения SSD является только острая смертность, однако эта характеристика является слишком грубой и не отвечает требованиям регулирования радиационного воздействия на биоту. Различные виды биоты предполагаются в равной степени важными для экосистемы, и поэтому повреждение более чувствительных 5 % видов рассматривают как приемлемое. Экологи не могут согласиться с таким предложением, поскольку эти чувствительные виды обычно включают в себя виды высокоорганизованные, с медленной репродукцией и низкой скоростью восстановления, которые, как правило, ещё и могут быть редкими или наиболее ценными для человека. Уверения в том, что экосистема не может быть повреждена, если 50 видов из тысячи пострадают от токсических веществ, не имеет научного основания, поэтому не может быть рассмотрена как критерий для защиты окружающей среды.

В рамках европейских научно-исследовательских проектов по разработке методологии радиационной защиты биоты была выполнена большая работа по статистическому анализу базы данных FREDERICA с использованием SSD-метода. Основной целью анализа были оценки безопасных для биоты уровней ионизирующего излучения (Andersson et al.,

2008, 2009). Попытки построения кривых SSD для оценки нижних границ появления радиационных эффектов в биоте показали, что большинство данных в базе FREDERICA не пригодны для этой цели, поскольку количество данных является недостаточным для построения полных кривых «доза–эффект» для отдельного вида (во многих радиобиологических исследованиях были проверены только один или два режима облучения). Поэтому много качественных данных не удалось использовать в этом анализе (Garnier-Laplace et al., 2004, 2006).

11.3. Определение нижних порогов появления радиационных эффектов у позвоночных животных (хроническое низкоионизирующее облучение) методами непараметрической статистики

Использование методов непараметрической статистики и метода «бутстрап» представляет современный тренд в анализе экотоксикологических и медицинских данных (Forbes et al., 2001; Van der Hoeven, 2001, 2004). Оказалось возможным применить эти методы и к анализу данных из радиобиологических архивов.

В отличие от SSD-метода, в непараметрическом анализе данных могут использоваться практически все данные долгосрочных экспериментов из архивов. Непараметрические методы позволяют также более детально определить пороговые значения радиочувствительности видов с разбивкой по отдельным радионуклидам, различным группам радиационных эффектов и т.д.

Преимуществом непараметрических методов является то, что они не накладывают требований на специфический вид распределения данных. Здесь нет экстраполяции от острого облучения к хроническому, нет необходимости строить кривые «доза – эффект» для отдельных видов организмов, также не используются произвольные оценочные факторы (как 5 % процентиль числа видов) и другие процедуры, увеличивающие неопределённость статистических оценок.

Авторами была выполнена работа по применению методов непараметрической статистики для оценки пороговых уровней хронического радиационного облучения, выше которых проявляются референтные типы радиационных эффектов у позвоночных животных (Sazykina et al., 2009). Для статистического анализа были использованы подборки данных по радиационным эффектам у позвоночных животных из баз

данных EPIC и FREDERICA также были использованы опубликованные данные, не вошедшие в международные базы данных (Москалев, Стрельцова, 1965; Turner, 1975; IAEA, 1976, 1979, 1992; Blaylock, Trabalka, 1978; BEIR III, 1980; UNSCEAR, 1982; NCRP, 1991; Sazykina, Kryshev, 2003, 2006 и др.). Статистический анализ был выполнен для позвоночных животных, которые представляют наиболее радиочувствительную группу биологических видов.

Подготовка рядов данных по радиационным эффектам для анализа с помощью непараметрической статистики

Для статистического анализа были подобраны наборы данных по радиационным эффектам при хроническом облучении позвоночных животных. Наборы данных включают результаты долгосрочных (пожизненных) экспериментальных исследований и долгосрочных наблюдений в естественных условиях на загрязнённых территориях. Главные усилия состояли в том, чтобы собрать почти все доступные данные, включая наземных и водных позвоночных животных с коротким и длинным жизненными циклами, и т.д. Наборы данных включают данные по мышам, крысам, морским свинкам, собакам, кроликам, свиньям, козам, коровам, пони, обезьянам, птицам, рыбам, ящерицам.

Нужно отметить, что международные базы данных включают данные, относящиеся к позвоночным видам животных с продолжительностью жизни менее 20 лет; данные для животных с большой продолжительностью жизни практически отсутствуют. Чтобы дополнить недостающие данные по долгоживущим организмам, использовались данные по детерминированным эффектам у человека (заболеваемость и воспроизводство), которые позволили моделировать радиационные эффекты для животных с большой продолжительностью жизни. Статистические оценки были выполнены для двух случаев: а) для позвоночных видов животных, и б) для расширенных данных, включая позвоночных животных и человека.

Мощности дозы, рассматриваемые при подборе данных, выбирались ниже уровней, приводящих к острому повреждению животных. Исследованные наборы данных по хроническому облучению включают уровни облучения ниже 0,12 Гр/сут. Облучения выше этого значения относятся к острым радиационным повреждениям.

Избегалась экстраполяция данных с острого облучения на хроническое. Анализ проводился как для всей совокупности отображенных

данных по эффектам, так и для отдельных выборок по референтным типам эффектов (заболеваемость, воспроизводство и продолжительность жизни) (Sazykina, Kryshev, 2003, 2006; Copplestone et al., 2008). Эти группы радиационных эффектов являются детерминированными, поэтому они имеют пороговые уровни, ниже которых эффекты данного типа не наблюдаются или статистически недостоверны. Генетические эффекты и эффекты на эмбрионы не рассматривались. Эффекты на стимуляцию и адаптацию к радиации также не рассматривались.

Референтный тип эффектов «заболеваемость» включает в себя группу эффектов, связанных с различными физиологическими и метаболическими отклонениями от нормы, которые приводят к ухудшению здоровья и сопротивляемости организмов. В эту группу были включены следующие эффекты: отрицательные изменения в составе крови; ослабление и задержка иммунного ответа на бактериальную/вирусную инфекцию; ослабление в результате заражения паразитами; отрицательные изменения в функционировании органов и тканей и т.д.

Референтный тип эффектов «воспроизводство» включает группу эффектов, связанных с негативным воздействием радиации непосредственно на репродуктивные органы, на плодовитость и воспроизводство взрослых организмов. Эффекты на воспроизводство были сгруппированы следующим образом:

- морфологические и функциональные отклонения в гонадах;
- бесплодие;
- уменьшение в производстве здорового потомства у облучённых организмов.

Референтный тип эффектов «сокращение жизни» включает данные о сокращении жизни у облучённых животных. При низких уровнях хронического облучения увеличение смертности проявляется в форме сокращения времени жизни. В лабораторных исследованиях это может быть показано в сравнении со временем жизни у контрольных животных, в естественных популяциях сокращение жизни можно обнаружить как снижение численности старших возрастных групп. Эффект сокращения жизни может быть суммарным результатом эффектов на заболеваемость, воспроизводство, снижении сопротивляемости и конкурентоспособности организмов, а также генетических дефектов. Эффекты сокращения жизни имеют большее значение для организмов с длительным периодом жизни и медленным воспроизводством.

Процедура оценок нижних порогов появления радиационных эффектов с помощью непараметрической статистики

Первым шагом статистической обработки было подготовка рядов данных. Каждая запись в ряде включает величину мощности дозы и соответствующее этому облучению подтверждение или отрицание эффекта заданного типа (тип эффекта может быть «заболеваемость», «воспроизводство», «смертность»). Наборы данных были сформированы на простом основании: «да» – есть эффект данного типа или «нет» – нет эффекта. Каждый набор данных включал в себя мощность дозы и соответствующий ей индекс эффекта. В табл. 11.1 представлен упорядоченный набор данных по эффектам на заболеваемость, в табл. 11.2 – по эффектам на воспроизводство, в табл. 11.3 – по эффектам сокращения продолжительности жизни. Если данные были представлены в форме интервала, эти интервалы были разделены на три значения (самый низкий, самый высокий и средний). В целом ряды данных включают 84 значения для эффектов «заболеваемость», 77 значений для эффектов «репродукция» и 41 значение для эффектов «сокращение жизни».

Таблица 11.1

Ранжированный набор данных по эффектам хронического радиоактивного облучения на заболеваемость позвоночных организмов. Представлены данные с мощностью дозы ниже 120 мГр/сут

Ранг	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник данных; эффект
1	$2,0 \cdot 10^{-4}$	Кролик	(Москалев, Стрельцова, 1964). Уменьшение фагоцитарной активности.
2, 3, 4	$2,0 \cdot 10^{-4} - 5,0 \cdot 10^{-4}$	Человек	(Москалев, Стрельцова, 1964). Негативные изменения в крови.
5	$5,0 \cdot 10^{-4}$	Собака	(Москалев, Стрельцова, 1964). Ослабление условных рефлексов.
6	$6,0 \cdot 10^{-4}$	Собака	(Григорьев и др., 1986). Увеличение процента опухолей.
7, 16, 21	$7,0 \cdot 10^{-4} - 1,5 \cdot 10^{-3}$	Человек	(Москалев, Стрельцова 1964). Негативные изменения в крови.
8	$9,0 \cdot 10^{-4}$	Рыба (каrp)	(Шлейфер, Шеханова, 1977, 1980; Шеханова и др., 1978), обзор (Шеханова, 1983). Уменьшение сопротивляемости к инфекциям.

Продолжение таблицы 11.1

Ранг	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник данных; эффект
9	$1,0 \cdot 10^{-3}$	Человек	(Москалев, Стрельцова, 1964). Негативные изменения в крови, анемия.
10	$1,0 \cdot 10^{-3}$	Рыба (каarp)	(Шлейфер, Шеханова, 1977, 1980; Шеханова и др., 1978), обзор (Шеханова 1983). Ослабление иммунной активности.
11	$1,0 \cdot 10^{-3}$	Мышь	(Lorenz et al., 1954). Дерматиты, увеличение процента опухолей.
12	$1,0 \cdot 10^{-3}$	Гвинейская свинья	(Lorenz et al., 1954). Снижение веса, небольшое снижение числа лейкоцитов.
13	$1,0 \cdot 10^{-3}$	Крыса	(Москалев, Стрельцова, 1964). Уменьшение двигательной активности, утомляемость.
14, 36, 38	$1,0 \cdot 10^{-3} - 1,0 \cdot 10^{-2}$	Крыса	(Москалев, Стрельцова, 1964). Лейкопения .
15, 17, 18	$1,0 \cdot 10^{-3} - 1,1 \cdot 10^{-3}$	Кролик, мышь, гвинейская свинья	(Москалев, Стрельцова, 1964). Изменения в крови.
19	$1,1 \cdot 10^{-3}$	Мышь	(Lorenz et al., 1954). Воспаление кожи, увеличение процента опухолей.
20	$1,1 \cdot 10^{-3}$	Гвинейская свинья	(Lorenz et al., 1954). Уменьшение количества лейкоцитов.
22, 24, 31	$1,5 \cdot 10^{-3} - 3,0 \cdot 10^{-3}$	Рыба (каarp)	(Сторожук, Шеханова, 1977); обзор (Шеханова, 1983). Негативные биохимические изменения в печени и мышцах .
23	$1,7 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Григорьев et al., 1986). Истощение в тестах на физические нагрузки.
25	$2,0 \cdot 10^{-3}$	Рыба (голец)	(Шеханова и др., 1969); обзор (Шеханова, 1983). Негативные биохимические изменения в органах.
26, 27, 32	$2,0 \cdot 10^{-3} - 3,0 \cdot 10^{-3}$	Человек	(Москалев, Стрельцова, 1964). Лейкопения и другие негативные изменения в крови.
28	$2,7 \cdot 10^{-3}$	Рыба (каarp)	(Шлейфер, Шеханова, 1977, 1980; Шеханова и др., 1978); обзор (Шеханова, 1983). Уменьшение фагоцитарной активности крови.

Продолжение таблицы 11.1

Ранг	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник данных; эффект
29	$2,7 \cdot 10^{-3}$	Рыба (каrp)	(Шлейфер, Шеханова, 1977, 1980; Шеханова и др., 1978); обзор (Шеханова, 1983). Негативные изменения в крови.
30	$2,9 \cdot 10^{-3}$	Европейская лесная мышь	(Ильенко, Крапивко, 1989). Увеличение температуры тела, гипоксигения.
33	$3,4 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Григорьев и др., 1972). Патоморфологические изменения в щитовидной железе, печени и почках.
34	$3,5 \cdot 10^{-3}$	Рыба (<i>Gambusia affinis</i>)	(Trabalka, Allen, 1977). Значительные изменения морфофизиологических характеристик, пониженное сопротивление к колебаниям температуры.
35	$5,0 \cdot 10^{-3}$	Рыба (лосось)	(Donaldson, Bonham, 1964; Bonham, Donaldson, 1972). Некоторые аномалии жабр.
37	$6,6 \cdot 10^{-3}$	Рыба (каrp)	(Шлейфер, Шеханова, 1977, 1980; Шеханова и др., 1978); обзор (Шеханова, 1983). Уменьшение сопротивляемости к инфекциям.
39	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Кролик, мышь, гвинейская свинья	(Москалев, Стрельцова, 1964). Негативные изменения в крови.
40	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Крыса	(Корытный и др., 1996). Остеосаркомы.
41	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Мышь	(Lorenz et al., 1954). Увеличение в весе, изменения в крови.
42	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Гвинейская свинья	(Lorenz et al., 1954). Негативные изменения в крови, анемия.
43	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Кролик	(Lorenz et al., 1954). Негативные изменения в крови.
44	$1,1 \cdot 10^{-2}$	Европейская лесная мышь	(Спирин и др., 1996). Негативные изменения в крови.
45	$1,1 \cdot 10^{-2}$	Северная полёвка	(Maslova et al., 1994). Дегенеративные изменения в печени.
46, 51, 64	$1,1 \cdot 10^{-2} - 2,9 \cdot 10^{-2}$	Скворец (<i>Sturnus vulgaris</i>)	(Рябцев, Лебедева, 1999). Уменьшение веса тела у птиц, пониженное питание.

Продолжение таблицы 11.1

Ранг	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник данных; эффект
47, 61, 71	$1,2 \cdot 10^{-2} - 4,3 \cdot 10^{-2}$	Мышь	(Москалев, Стрельцова, 1964). Уменьшение бактерицидной активности крови.
48	$1,5 \cdot 10^{-2}$	Рыба (каarp)	(Шлейфер, Шеханова, 1977, 1980; Шеханова et al., 1978); обзор (Шеханова 1983). Уменьшение фагоцитарного отклика на инфекции.
49	$1,5 \cdot 10^{-2}$	Короткохвостая полёвка	(Ильенко, 1974). Ослабление сопротивляемости к паразитам.
50	$1,9 \cdot 10^{-2}$	Собака	(Nothdurft et al., 1995). Негативные изменения в крови, повреждение костного мозга.
52	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Корова	(Антропова и др., 1990). Негативные изменения в крови.
53	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Мышь	(Lorenz et al., 1954). Изменения в крови, увеличение процента опухолей.
54	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Гвинейская свинья	(Lorenz et al., 1954). Изменения в кроветворной системе животных, анемия.
55	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Кролик	(Lorenz et al., 1954). Изменения в весе кроликов, увеличение процента опухолей.
56	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Рыба (каarp)	(Шлейфер, Шеханова 1977, 1980; Шеханова и др., 1978); обзор (Шеханова, 1983). Негативные изменения в крови.
57	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Крыса альбинос	(Brown, 1964). Уменьшение выносливости животных.
58, 79, 84	$2,0 \cdot 10^{-2} - 1,1 \cdot 10^{-1}$	Собака	(Москалев, Стрельцова, 1964). Понижение пищеварения.
59	$2,3 \cdot 10^{-2}$	Рыба (плотва)	(Пешков и др., 1978). Морфологические аномалии у рыб.
60	$2,3 \cdot 10^{-2}$	Испанский козёл	(Hurr, 1976). Негативные изменения в крови.
62	$2,9 \cdot 10^{-2}$	Рыба (каarp)	(Шлейфер, Шеханова, 1977, 1980; Шеханова и др., 1978); обзор (Шеханова, 1983). Уменьшение фагоцитарной активности крови.
63, 72, 76	$2,9 \cdot 10^{-2} - 5,7 \cdot 10^{-2}$	Обезьяна	(Москалев, Стрельцова, 1964). Лейкопения, анемия.

Окончание таблицы 11.1

Ранг	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник данных; эффект
65	$3,0 \cdot 10^{-2}$	Рыба (травяной карп)	(Нилов и др., 1976); обзор (Шеханова, 1983). Патологическое повреждение зрения.
66	$3,5 \cdot 10^{-2}$	Собака	(Fritz et al., 1978). Опухоли, негативные изменения в крови.
67	$3,5 \cdot 10^{-2}$	Собака	(Norris et al., 1976). Дегенеративные и неопластические болезни.
68	$4,0 \cdot 10^{-2}$	Мышь	(Lorenz et al., 1954). Опухоли, негативные изменения в крови.
69	$4,0 \cdot 10^{-2}$	Гвинейская свинья	(Lorenz et al., 1954). Панцитопения, изменения в костном мозге, анемия.
70	$4,0 \cdot 10^{-2}$	Кролик	(Lorenz et al., 1954). Негативные изменения в крови, опухоли.
73	$4,9 \cdot 10^{-2}$	Собака	(Norris et al., 1976). Дегенеративные болезни и злокачественные образования в тканях.
74	$5,0 \cdot 10^{-2}$	Крыса альбинос	(Brown, 1964). Уменьшение веса у потомков облучённых животных.
75	$5,0 \cdot 10^{-2}$	Рыба (<i>Tilapia mossambica</i>)	(Шеханова, 1983). Патологическое повреждение зрения.
77	$6,0 \cdot 10^{-2}$	Короткохвостая полёвка	(Ильенко, 1967). Уменьшение размеров пищевых участков.
78	$6,5 \cdot 10^{-2}$	Испанский козёл	(Hupp, 1976). Негативные изменения в крови.
80	$7,0 \cdot 10^{-2}$	Крыса	(Bazin et al., 1986). Негативные изменения в лимфатической системе.
81	$7,0 \cdot 10^{-2}$	Собака	(Fritz et al., 1978). Увеличение числа болезней, опухоли, изменения в крови.
82	$7,1 \cdot 10^{-2}$	Шетландский пони	(Brown, 1978). Негативные эффекты на сердце, изменения в дыхании и терморегуляции.
83	$8,0 \cdot 10^{-2}$	Мышь	(Lorenz et al., 1954). Увеличение процента опухолей.

В каждом наборе данных значения мощности дозы были выстроены в порядке возрастания, и этим упорядоченным значениям присваивался ранг, например. X1, X2, ..., XN. Для сглаживания значения мощности дозы были преобразованы в десятичный логарифм.

Полагая, что число биологических видов является очень большим, разумно предположить, что фактическое распределение радиационной чувствительности в биоте непрерывно. Поэтому распределение рангов радиочувствительностей предполагается непрерывным и однородным с бета-распределением позиции случайно выбранного значения данных (Дейвид 1979; David, 1981; Рунион, 1982; Холлендер, Вулф, 1983; Van der Hoeven, 2001). Распределение k -го ранга в наборе из N ранжированных значений следует бета-распределению с параметрами $(k, N+1-k)$. Совокупная плотность вероятности для бета-распределения (α, k, N) может быть вычислена для различных значений параметров, используя подходящие пакеты программ (например Mathcad, Matlab, Statistica и др.). Детальное описание метода в приложении к экотоксикологии представлено в работе (Van der Hoeven, 2001).

Величина нижнего порога для каждой группы радиационных эффектов была оценена как мощность дозы хронического облучения, ниже которой только в 5 % публикаций сообщалось о статистически значимых радиационных эффектах (например заболеваемость), а в 95 % публикаций эффекты наблюдались при мощностях дозы выше пороговой величины. Эту величину мы назвали TDR5 (5 % пороговая мощность дозы – 5 % threshold dose rate). Пороговые значения были оценены для эффектов на «заболеваемость – morbidity» ($TDR5_{\text{morb}}$), «воспроизводство – reproduction» ($TDR5_{\text{repr}}$), «сокращение жизни – mortality» ($TDR5_{\text{mort}}$). Кроме того был оценён общий порог $TDR5_{\text{gener}}$, основанный на объединённых данных.

Следующий шаг статистической обработки заключался в оценке значения TDR5 для каждого набора данных, используя методы непараметрической статистики. Чтобы получить непараметрический TDR5 для упорядоченного набора данных длиной N , вычисляется величина $u = 0,05(N + 1)$. Консервативная оценка TDR5 соответствует величине X_k с рангом k , где k является наибольшим целым числом ниже u . Если значение u не является целым, может быть выполнена интерполяция для получения более точного значения TDR5.

Третий шаг анализа заключался в определении 95 % доверительного интервала для TDR5. Двухсторонний 95 % доверительный интервал для TDR5 был вычислен как $\alpha = 0,025$ и $\alpha = 0,975$. Общая бета-вероятность $(\alpha, k1, N)$ была вычислена для различных целых значений $k1$, выбран был самый высокий $k1$, где коэффициент бета был ниже TDR5. Мощность дозы в наборе данных, имевшая ранг $k1$, являлась нижней

границей для 95 % доверительного интервала. Соответственно, самое низкое значение k_2 , в котором бета (0,975, k_2 , N) была выше TDR5, определило верхнюю границу 95 % доверительного интервала. Так, 95 % доверительный интервал для TDR5 имеет вид (k_1 , k_2). Таблица с рассчитанными рангами k для различного размера наборов данных (N до 200) и различные α представлена в (Van der Hoeven, 2001).

Таблица 11.2

Ранжированный набор данных по эффектам хронического радиоактивного облучения на репродукцию у позвоночных организмов. Представлены данные с мощностью дозы ниже 120 мГр/сут

Ранги	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник; эффект
1	$4,0 \cdot 10^{-4}$	Рыба (<i>Tilapia mossambica</i>)	(Шеханова, 1983). Уменьшение размера гонад у самцов. Некоторое снижение сперматогенеза.
2	$5,0 \cdot 10^{-4}$	Мышь	(Москалев, Стрельцова, 1964). Дегенеративные изменения в яичниках самок.
3	$5,5 \cdot 10^{-4}$	Человек	(BEIR III, 1980). Негативные изменения в яичниках.
4	$6,0 \cdot 10^{-4}$	Собака	(Плахута-Плахутина, 1978). Негативные изменения в яичках.
5	$6,0 \cdot 10^{-4}$	Собака	(Федорова, Маркелов, 1978). Уменьшение функциональной активности яичек.
6	$1,0 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Москалев, Стрельцова, 1964). Небольшое уменьшение количества спермы.
7, 9, 13	$1,0 \cdot 10^{-3} - 2,0 \cdot 10^{-3}$	Мышь	(Москалев, Стрельцова, 1964). Уменьшение числа эстрального цикла.
8	$1,1 \cdot 10^{-3}$	Человек	(BEIR III, 1980; Гуськова, Байсоголов, 1971). Снижение репродуктивного потенциала.
10	$1,5 \cdot 10^{-3}$	Европейская лесная мышь	(Ильенко и др., 1980). Компенсаторное снижение эмбриональных потерь.
11	$1,6 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Федорова, Маркелов, 1978). Негативные изменения в яичках.

Продолжение таблицы 11.2

Ранги	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник; эффект
12	$1,7 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Плахута-Плахутина, 1978). Радиоактивное повреждение яичек.
14	$2,4 \cdot 10^{-3}$	Мышь	(Leonard et al., 1985). Уменьшение рождаемости.
15	$2,5 \cdot 10^{-3}$	Свинья	(Erickson, Martin, 1984). Уменьшение числа эмбрионов.
16	$3,2 \cdot 10^{-3}$	Мышь (самец)	(Москалев, Стрельцова, 1964). Стерильность некоторых самцов.
17	$3,3 \cdot 10^{-3}$	Рыба (щука)	(Питкянен, 1971; Питкянен, Шведов, 1971). Увеличение доли аномальных личинок.
18	$3,3 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Григорьев и др., 1986). Олигоспермия.
19	$3,4 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Плахута-Плахутина, 1978). Гипоспермия.
20	$3,4 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Григорьев и др., 1986). Олигоспермия.
21	$3,4 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Федорова, Маркелов, 1978). Повреждение яичек, гипоспермия.
22	$3,4 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Григорьев и др., 1986). Патоморфологические изменения в яичках.
23	$3,5 \cdot 10^{-3}$	Рыба (<i>Gambusia affinus</i>)	(Trabalka, Allen, 1977). Увеличение числа аномальных эмбрионов.
24	$4,0 \cdot 10^{-3}$	Мышь	(Москалев, Стрельцова, 1964). Дегенеративные изменения в яичниках, повреждение эстрального цикла.
25	$4,0 \cdot 10^{-3}$	Рыба (серебряный карась)	(Воронина и др., 1977). Аномалии в гонадах (стерильность, непарные гонады).
26	$4,0 \cdot 10^{-3}$	Птицы	(Vuech, 1976). Уменьшение потомства.
27	$4,3 \cdot 10^{-3}$	Мышь	(Moskalev et al., 1964; Muramatsu et al., 1964). Стерильность в более позднем поколении.
28	$4,3 \cdot 10^{-3}$	Собака	(BEIR III, 1980). Временная стерильность самцов.
29	$5,0 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Москалев, Стрельцова, 1964). Атрофия гонад у самцов, гипоспермия.

Продолжение таблицы 11.2

Ранги	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник; эффект
30	$5,2 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Григорьев и др., 1986). Уменьшение сперматогенеза.
31	$5,8 \cdot 10^{-3}$	Рыба (камбала)	(Brown, Templeton, 1964). Уменьшение веса гонад самцов.
32	$5,8 \cdot 10^{-3}$	Рыба (камбала)	(Knowles, 1999). Уменьшение сперматогенеза.
33	$6,0 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Москалев, Стрельцова, 1964). Уменьшение в количестве и качестве сперматозоидов.
34	$6,0 \cdot 10^{-3}$	Собака	(Casarett, 1970). Временная стерильность самцов.
35, 57, 66	$6,0 \cdot 10^{-3} - 5,0 \cdot 10^{-2}$	Северная мышь	(Ильенко, 1967). Уменьшение среднего числа живых эмбрионов на самку.
36	$7,5 \cdot 10^{-3}$	Рыба (щука)	(Смагин, 1996). Увеличение числа аномальных личинок.
37	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Крыса	(Erickson, 1978). Снижение основных и дифференцированных сперматогоний.
38	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Мышь	(Lorenz et al., 1954). Повреждение яичников.
39	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Гвинейская свинья	(Lorenz et al., 1954). Повреждение яичников.
40	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Свинья	(Erickson, Martin, 1984). Снижение репродуктивной способности.
41	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Леопардовая ящерица	(Turner, 1975). Стерильность, остановка репродукции.
42	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Рыба (серебряный карп)	(Белова и др., 1993). Негативные изменения в гонадах.
43	$1,1 \cdot 10^{-2}$	Европейская лесная мышь	(Ильенко и др., 1980). Уменьшение репродуктивного периода.
44	$1,1 \cdot 10^{-2}$	Европейская лесная мышь	(Спирин и др., 1996). Уменьшение репродуктивной активности.
45, 47, 48	$1,1 \cdot 10^{-2} - 1,6 \cdot 10^{-2}$	Собака, мышь	(Москалев, Стрельцова, 1964). Негативные изменения в репродуктивных органах.
46	$1,2 \cdot 10^{-2}$	Рыба (камбала)	(Brown, Templeton, 1964). Негативные изменения в яичках.

Продолжение таблицы 11.2

Ранги	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник; эффект
49	$1,6 \cdot 10^{-2}$	Птица (пестрая мухоловка)	(Лебедева, 1994); обзор (Рябцев, Лебедева, 1999). Нарушение размножения.
50	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Крыса альбинос	(Brown, 1964). Уменьшение размера помёта в более поздних поколениях.
51	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Мышь	(Lorenz et al., 1954). Опухоли яичников и молочных желёз.
52	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Гвинейская свинья	(Lorenz et al., 1954). Опухоли молочных желёз.
53, 60, 67	$2,0 \cdot 10^{-2} - 5,0 \cdot 10^{-2}$	Ящерица	(Turner, 1975). Недоразвитие гонад, сокращение репродукции.
55	$2,3 \cdot 10^{-2}$	Испанский козёл	(Austin, Hupp 1969; Hupp 1976). Уменьшение качества и количества сперматозоидов.
54	$2,2 \cdot 10^{-2}$	Рыба (плотва)	(Пешков и др., 1978). Уменьшение плодовитости.
56	$2,5 \cdot 10^{-2}$	Крыса	(Москалев, Стрельцова, 1964). Уменьшение сперматогенеза.
58	$3,0 \cdot 10^{-2}$	Крыса	(Erickson, 1978). Снижение количества дифференцируемых сперматогоний.
59	$3,4 \cdot 10^{-2}$	Мышь (дикие популяции)	(Радиационное, 1990). Изменения в репродуктивной активности, замещение доминантными видами мышей.
61	$4,0 \cdot 10^{-2}$	Рыба (<i>Tilapia mossambica</i>)	(Шеханова, 1983). Стерильность самцов, полное подавление репродукции.
62	$4,0 \cdot 10^{-2}$	Мышь	(Lorenz et al., 1954). Повреждения яичников, опухоли.
63	$4,0 \cdot 10^{-2}$	Гвинейская свинья	(Lorenz et al., 1954). Повреждение яичников, анемия.
64	$4,4 \cdot 10^{-2}$	Мышь	(Москалев, Стрельцова, 1964). Заметные негативные изменения в репродуктивных органах.
65	$4,8 \cdot 10^{-2}$	Рыба (бельдюга)	(Greenwood, Knowles, 1995). Снижение гонадосоматического индекса.
68	$5,0 \cdot 10^{-2}$	Крыса альбинос	(Brown, 1964). Стерильность самцов.

Окончание таблицы 11.2

Ранги	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник; эффект
69	$5,0 \cdot 10^{-2}$	Крыса	(Pinon-Lataillade, Maas, 1985). Уменьшение сперматогенеза.
70	$6,0 \cdot 10^{-2}$	Крыса	(Erickson, 1978). Снижение количества основных и дифференцированных сперматогоний.
71	$6,0 \cdot 10^{-2}$	Короткохвостая полёвка (дикая популяция)	(Ильенко, 1967). Уменьшение в количестве живых эмбрионов на одну самку.
72	$6,5 \cdot 10^{-2}$	Испанские козы	(Austin, Hupp, 1969; Hupp, 1976). Уменьшение количества сперматозоидов и качества спермы.
73	$7,0 \cdot 10^{-2}$	Крыса	(Pinon-Lataillade, Maas, 1985). Уменьшение сперматогенеза.
74	$1,0 \cdot 10^{-1}$	Крыса альбинос	(Brown, 1964). Стерильность самцов.
75	$1,0 \cdot 10^{-1}$	Рыба (лосось)	(Donaldson, Bonham, 1964). Задержка развития гонад.
76	$1,1 \cdot 10^{-1}$	Рыба (<i>Gambusia affinis</i>)	(Blaylock, 1969). Компенсаторное увеличение размера выводка, увеличение доли умерших и аномальных эмбрионов.
77	$1,2 \cdot 10^{-1}$	Рыба (плотва)	(Ермохин, Мунтян, 1977). Повреждение гонад.

Таблица 11.3

Ранжированный набор данных по эффектам «сокращение жизни» при хроническом облучении позвоночных организмов.

Представлены данные с мощностью дозы ниже 120 мГр/сут

Ранги	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник
1	$1,0 \cdot 10^{-3}$	Мыши	(Москалев, Стрельцова, 1964).
2	$3,0 \cdot 10^{-3}$	Мыши	(Sacher et al., 1970), отмечен в (UNSCEAR, 1982).
3	$3,4 \cdot 10^{-3}$	Собаки	(Григорьев и др., 1986).
4, 7, 8	$5,6 \cdot 10^{-3} - 7,0 \cdot 10^{-3}$	Мыши	(Москалев, Стрельцова, 1964)
5	$6,0 \cdot 10^{-3}$	Собаки	(Casarett, 1970), отмечен в (UNSCEAR, 1982).

Продолжение таблицы 11.2

Ранги	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник
6	$6,0 \cdot 10^{-3}$	Европейские лесные мыши (дикая популяция)	(Ильенко, Крапивко, 1989).
9	$8,6 \cdot 10^{-3}$	Рыба (серебряный карась, природная популяция)	(Воронина и др., 1974).
10	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Мыши	(Thomson et al., 1981), см. также (UNSCEAR, 1982).
11	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Мыши	(Lorenz et al., 1954).
12	$1,0 \cdot 10^{-2}$	Гвинеийские свиньи	(Lorenz 1950,1954).
13	$1,1 \cdot 10^{-2}$	Гвинеийские свиньи	(Москалев, Стрельцова, 1964).
14	$1,1 \cdot 10^{-2}$	Европейские лесные мыши	(Спирин и др., 1996).
15	$1,3 \cdot 10^{-2}$	Мыши	(Sacher et al., 1970), см. также (UNSCEAR, 1982).
16	$1,4 \cdot 10^{-2}$	Мыши	(Mole, 1957), см. также (UNSCEAR, 1982).
17	$1,5 \cdot 10^{-2}$	Лаб.крысы Вистар	(Корытный и др., 1996).
18	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Мыши	(Lorenz et al., 1954).
19	$2,0 \cdot 10^{-2}$	Гвинеийские свиньи	(Lorenz et al., 1954).
20	$2,2 \cdot 10^{-2}$	Лаб. крысы Вистар	(Корытный и др., 1996).
21	$2,6 \cdot 10^{-2}$	Мыши	(Sacher et al., 1970), см. также (UNSCEAR, 1982).
22	$2,8 \cdot 10^{-2}$	Короткохвостые мыши-полёвки	(Ильенко, 1967).
23	$3,0 \cdot 10^{-2}$	Лаб. крысы Вистар	(Корытный и др., 1996).
24	$3,0 \cdot 10^{-2}$	Рыба (тиляпия)	(Орлов, 1974), см. также (Шеханова, 1983).
25	$3,5 \cdot 10^{-2}$	Свиньи, собаки, козлы	(UNSCEAR, 1982).
26	$3,5 \cdot 10^{-2}$	Собаки	(Fritz et al., 1978).
27	$4,0 \cdot 10^{-2}$	Рыба (тиляпия)	(Орлов, 1973, 1974), см. также (Шеханова, 1983).
28	$4,0 \cdot 10^{-2}$	Мыши	(Lorenz et al., 1954).
29	$4,0 \cdot 10^{-2}$	Гвинеийские свиньи	(Lorenz et al., 1954).
30	$4,0 \cdot 10^{-2}$	Кролики	(Lorenz et al., 1954).

Окончание таблицы 11.3

Ранги	Мощность дозы (Гр/сут)	Организм	Источник
31	$6,0 \cdot 10^{-2}$	Мыши	(Sacher et al., 1970); обзор (UNSCEAR, 1982).
32	$6,0 \cdot 10^{-2}$	Короткохвостые мыши-полёвки	(Ильенко, 1967).
33	$6,0 \cdot 10^{-2}$	Мышевидные грызуны (дикие популяции)	(Радиационное, 1990; Sokolov et al., 1994).
34	$6,5 \cdot 10^{-2}$	Испанские козлы	(Hupp, 1976).
35	$7,0 \cdot 10^{-2}$	Собаки	(Fritz et al., 1978).
36	$8,0 \cdot 10^{-2}$	Мыши	(Lorenz et al., 1954).
37	$8,0 \cdot 10^{-2}$	Гвинейские свиньи	(Lorenz et al., 1954).
38	$8,0 \cdot 10^{-2}$	Кролик	(Lorenz et al. 1954).
39	$1,0 \cdot 10^{-1}$	Лабораторные крысы Вистар	(Корытный и др., 1996).
40	$1,2 \cdot 10^{-1}$	Мыши	(Sacher et al., 1970), см. также (UNSCEAR, 1982).
41	$1,2 \cdot 10^{-1}$	Собаки	(Fritz et al., 1978).

Результаты оценок TDR5 и доверительных интервалов для животных разных видов, вычисленных с помощью методов непараметрической статистики, представлены в табл. 11.4. Радиационные пороговые величины были вычислены для каждого из референтных типов эффектов: «заболеваемости», «воспроизводства» и «сокращения жизни». Кроме того был вычислен общий порог для появления радиационных эффектов у позвоночных животных, используя объединённые данные по всем эффектам.

Уточнение расчёта пороговой величины радиационных эффектов методом «бутстрап» (bootstrap)

Так как собранные наборы данных мощности дозы, соответствующие радиационным эффектам, являются случайными выборками от непрерывного распределения, метод «бутстрап» (bootstrap) позволяет построить много других статистических наборов данных с теми же самыми параметрами. Этот метод включает компьютерное повторное случайное перераспределение выборки множества данных с заменой; каждому из частных значений присваивают ту же самую вероятность того, чтобы быть повторно выбранным. Метод «бутстрап» описан

во многих специальных монографиях и статьях (Mooney, Duval, 1993; Davidson, Hinkey, 1997; Lunneborg, 2000; Шитиков, Розенберг, 2014). Применение метода «бутстрап» к экотоксикологическим данным с текстом компьютерной программы описано в (Jagoe, Newman, 1997); также компьютерный код `bootstra.exe` доступен на интернет-сайте <http://www.vims.edu>.

Для каждого набора повторно выбранных значений из исходных рядов были вычислены процентиля. Размер перераспределения выборки был взят равный $5N$, где N – число данных в выборке. Повторность процедуры составляла 1 000 перераспределений выборки, оценки по «бутстрапу» были определены как средние значения оценок процентилей. Среднее и стандартное отклонение было вычислено для 5-й процентиля. Результаты оценок TDR5 и доверительных интервалов, вычисленных методом «бутстрап», представлены в табл. 11.4.

Величины нижних порогов появления различных типов детерминированных радиационных эффектов у позвоночных животных

На рис. 11.1 представлены диаграммы кумулятивного распределения вероятностей обнаружения референтных типов радиационных эффектов у позвоночных организмов в зависимости от мощности дозы хронического облучения; графики построены на основе наборов данных из табл. 11.1–11.3. Частоты появления эффектов разных типов («заболеваемость», «воспроизводство», «сокращение жизни») обозначены различными символами. Референтные эффекты «заболеваемость» имеют самое низкое пороговое значение, они обнаруживались при мощностях дозы, начиная с $2,0 \cdot 10^{-4}$ Гр/сут. Эффекты на «воспроизводство» начинают проявляться от уровня $4 \cdot 10^{-4}$ Гр/сут; при этом частоты проявления этих эффектов фактически одинаковы – выше $4 \cdot 10^{-3}$ Гр/сут. Нижний порог появления эффекта «сокращение жизни» расположен на уровне мощности дозы $1,0 \cdot 10^{-3}$ Гр/сут, т.е. выше порогов эффектов на заболеваемость и репродукцию.

Ниже уровня $1,0 \cdot 10^{-4}$ Гр/сут не наблюдалось никаких статистически значимых эффектов. Фактически ниже этой величины расположена зона мощностей доз, где эффекты не были обнаружены или они были слишком малы и статистически незначимы. Нужно отметить, что в анализе использовались данные по взрослым организмам; эффекты на эмбрионы и молодь не рассматривались, поскольку этот предмет нуждается в специальном анализе.

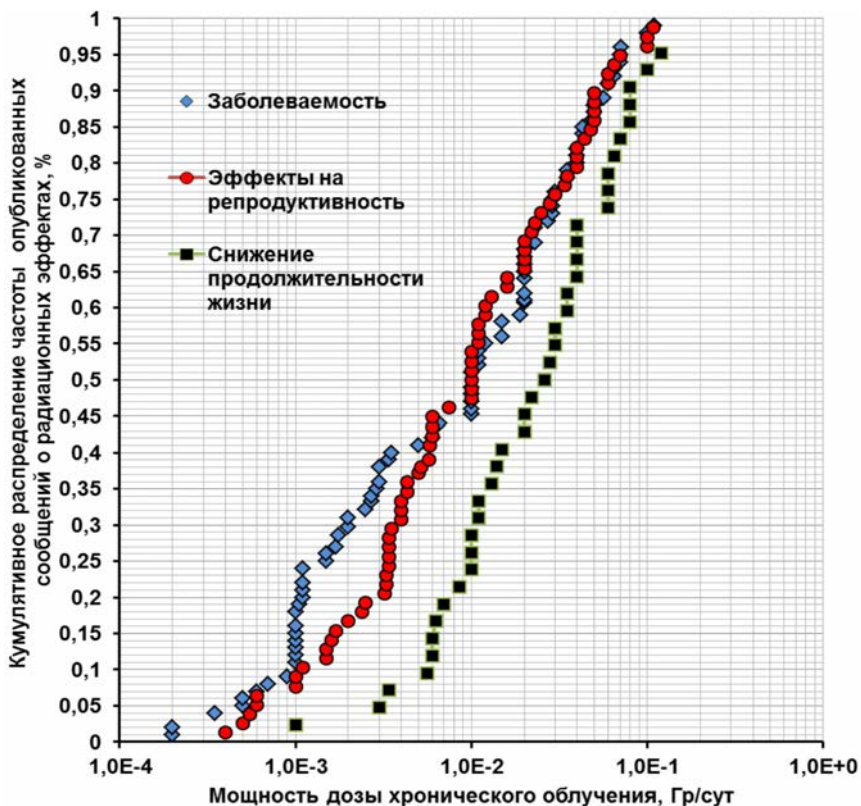


Рис. 11.1. Кумулятивное распределение частот публикаций о радиационных эффектах у позвоночных животных в зависимости от мощности дозы хронического облучения (Sazykina et al., 2009)

В табл. 11.4 представлены расчётные значения нижних порогов референтных типов радиационных эффектов у позвоночных животных, полученные непараметрическими методами, описанными выше. Непараметрический метод дал следующие результаты (с доверительными интервалами): нижний порог для эффектов на заболеваемость был оценён на уровне мощностей доз $8,1 \cdot 10^{-4}$ ($2,0 \cdot 10^{-4} - 1,0 \cdot 10^{-3}$) Гр/сут, в то время как порог для воспроизводства был $6,0 \cdot 10^{-4}$ ($4,0 \cdot 10^{-4} - 1,5 \cdot 10^{-3}$) Гр/сут, который немного ниже, чем порог для заболеваемости. С учётом доверительных интервалов, имеет место пересечение нижних порогов для эффектов на «заболеваемость» и «воспроизводство».

Таблица 11.4

**Результаты статистических оценок порогов (TDR5)
появления детерминированных радиационных эффектов
у позвоночных животных в условиях хронического облучения**

Тип радиационных эффектов	TDR5 и 95 % доверительный интервал (Гр/сут) – оценки непараметрическими методами статистики	TDR5 и 95 % доверительный интервал (Гр/сут) – оценки методом «бутстрап»
Заболееваемость	$8,1 \cdot 10^{-4}$ ($2,0 \cdot 10^{-4} - 1,0 \cdot 10^{-3}$)	$2,1 \cdot 10^{-4}$ ($1,4 \cdot 10^{-4} - 3,2 \cdot 10^{-4}$)
Репродукция	$6,0 \cdot 10^{-4}$ ($4,0 \cdot 10^{-4} - 1,5 \cdot 10^{-3}$)	$4,1 \cdot 10^{-4}$ ($3 \cdot 10^{-4} - 5,7 \cdot 10^{-4}$)
Сокращение жизни	$3,0 \cdot 10^{-3}$ ($1,0 \cdot 10^{-3} - 6,0 \cdot 10^{-3}$) (75 % доверительный интервал)	$1,1 \cdot 10^{-3}$ ($7,9 \cdot 10^{-4} - 1,3 \cdot 10^{-3}$)

Оценки нижних порогов для расширенных наборов данных, включая человека как вид с большой продолжительностью жизни, дали следующие результаты: 5 % порог для заболеваемости был оценён на уровне $5,0 \cdot 10^{-4}$ ($2,0 \cdot 10^{-4} - 1,0 \cdot 10^{-3}$) Гр/сут, который немного ниже по сравнению с выборкой, включающей только животных, но различие не является статистически достоверным. Порог для эффектов на воспроизводство, основанных на расширенном наборе данных, фактически совпадает с соответствующим порогом для позвоночных животных. Близкое статистическое соответствие результатов для животных и рядов включающих животных и человека показывает, что детерминированные эффекты в человеке появляются при облучениях, близких к тем, которые производят подобные эффекты в других чувствительных позвоночных животных.

Порог для сокращения жизни был оценён только для позвоночных животных на уровне $3,0 \cdot 10^{-3}$ ($1,0 \cdot 10^{-3} - 6,0 \cdot 10^{-3}$) Гр/сут, который статистически выше, чем пороги, полученные для других эффектов. Нужно отметить, что эта оценка была сделана, основываясь на эффектах у животных с продолжительностью жизни ниже 15–20 лет. Любое гипотетическое включение видов с более длинной продолжительностью жизни могло бы уменьшить этот порог.

Нижний порог появления каких-либо детерминированных радиационных эффектов при хроническом облучении позвоночных организмов, определённый на основе объединённых данных, был оценён на уровне $1,0 \cdot 10^{-3}$ ($5,0 \cdot 10^{-4} - 1,1 \cdot 10^{-3}$) Гр/сут.

Рис. 11.2 показывает зависимость частоты появления эффекта у позвоночных организмов от мощности дозы, основываясь на объединённых данных.

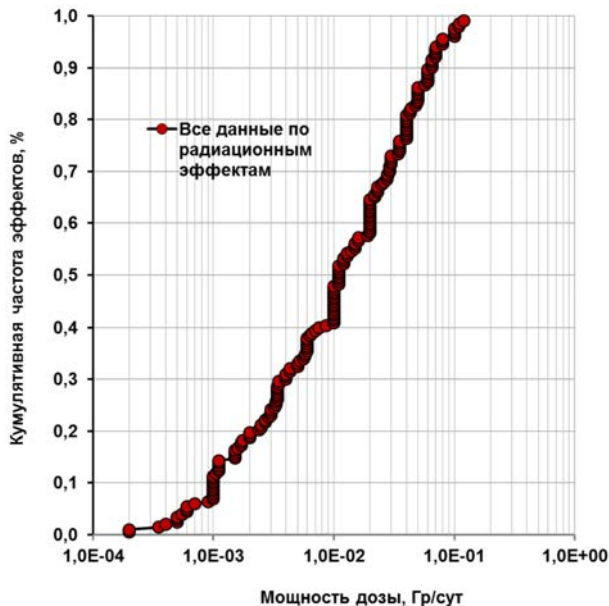


Рис. 11.2. Кумулятивное распределение частот публикаций о радиационных эффектах у позвоночных животных – все типы детерминированных эффектов (Sazykina et al., 2009)

При оценках с применением метода «бутстрап» были получены более низкие пороговые значения для радиационных эффектов на заболеваемость, смертность и сокращение жизни, что связано с более узкими доверительными интервалами (табл. 11.4). Интересно, что доверительные интервалы для эффектов на заболеваемость и репродукцию, полученные методом «бутстрапа», не перекрываются; таким образом, эффекты на заболеваемость оказались наиболее радиочувствительными с нижним порогом на уровне $2,1 \cdot 10^{-4}$ ($1,4 \cdot 10^{-4} - 3,2 \cdot 10^{-4}$) Гр/сут; следующими по радиочувствительности оказались эффекты на репродукцию с порогом $4,1 \cdot 10^{-4}$ ($3 \cdot 10^{-4} - 5,7 \cdot 10^{-4}$) Гр/сут. Пороговая величина для эффектов сокращения жизни, рассчитанная по методу «бутстрап», равна $1,1 \cdot 10^{-3}$ ($7,9 \cdot 10^{-4} - 1,3 \cdot 10^{-3}$) Гр/сут.

Оба статистических метода дали нижние пороги появления детерминированных радиационных эффектов, близкие по значению. Учитывая, что метод порядковых статистик чувствителен к рангам данных вблизи 5 % уровня, где данные скудны, мы предлагаем принять пороговые значения, полученные с помощью метода «бутстрап» как более точные оценки.

Результаты статистического анализа дают более совершенную оценку радиационных порогов для позвоночных животных по сравнению с предварительной шкалой радиационных эффектов у различных групп биоты (Sazykina, 2005), описанной в главе 10 и построенной на эмпирическом анализе базы данных EPIC.

В рамках международного проекта PROTECT, методом SSD была рассчитана общая скрининговая величина облучения биоты (животные, растения, беспозвоночные), не приводящая к детерминированным эффектам на уровне 10 мкГр/ч ($2,4 \cdot 10^{-4}$ Гр/сут) (Andersson и др., 2008). При оценках радиологических ситуаций в случаях, когда мощность дозы облучения биоты ниже скринингового уровня, радиационная безопасность биоты считается подтверждённой (Andersson и др., 2008). Из наших непараметрических оценок следует, что общая скрининговая величина, предложенная в проекте PROTECT, соответствует самому нижнему пороговому уровню для эффектов заболеваемости у млекопитающих.

Система порогов для радиационных эффектов, полученная статистическими методами с доверительными интервалами, предоставляет простую и подробную информацию для лиц, принимающих решения, и общественности об ожидаемых радиационных повреждениях у чувствительной группы позвоночных животных.

Описанные процедуры непараметрической обработки данных демонстрируют практический метод, дающий статистическую информацию относительно соотношений «облучение – эффект» в специфической таксономической группе биоты. Наборы данных, используемые в статистическом анализе, могут обновляться новыми данными. Описанная процедура для пороговой оценки может быть применена также для других таксономических групп биоты, например растений, беспозвоночных и т.д.

11.4. Непараметрические оценки нижних порогов появления радиационных эффектов у млекопитающих при воздействии депонированных альфа-излучателей

Среди не решённых вопросов в методологии оценок дозовых нагрузок на природную биоту остаётся проблема оценки сравнительной вредности плотноионизирующих излучений по сравнению с низкоионизирующими. До сих пор для биоты официально не установлены взвешивающие коэффициенты w_α (коэффициенты относительной биологической эффективности) для альфа-излучателей, что не позволяет

адекватно оценивать эффективные суммарные мощности дозы облучения при наличии в окружающей среде одновременно низко- и высокоионизирующих нуклидов. Для людей величина ОБЭ установлена равной 1 для гамма-излучателей и большинства бета-излучателей, и равной 20 – для альфа-излучателей. Величина ОБЭ при облучении людей была установлена на основе данных о стохастических радиационных эффектах (канцерогенных и генетических).

В отличие от принципов радиационной безопасности человека, для биоты определяющее значение имеют радиационные эффекты, влияющие на конкурентноспособность популяций в окружающей среде без деления на стохастические и детерминированные эффекты. В различных радиобиологических публикациях по определению сравнительной радиотоксичности альфа-излучателей относительно гамма-облучения приводятся величины w_α в диапазоне от 5 до нескольких сотен в зависимости от вида эффекта, радионуклида и способа депонирования радионуклида животным, (см. обзоры (NCRP, 1979,1990; IAEA, 1992; UNSCEAR, 1996; ICRP, 2021)).

В используемых в мировой практике методических документах по радиационной защите биоты для оценок доз от альфа-излучателей приняты произвольно различные величины взвешивающего коэффициента w_α : в США – $w_\alpha = 20$ (US DOE, 2002, 2019); в странах Евросоюза – $w_\alpha = 10$ (Copplesstone, 2001; Brown et al., 2008; ICRP, 2021).

В целях объективной оценки пороговых безопасных уровней воздействия депонированных альфа-излучателей и определения их относительной биологической токсичности для наиболее радиочувствительных млекопитающих животных были проанализированы обширные международные архивы радиобиологических данных.

Источники информации по биологическим эффектам альфа-излучателей при хроническом воздействии

Важным источником данных по биологическим эффектам депонированных альфа-излучателей явились Международные радиобиологические архивы долгосрочных экспериментов на животных (International Radiobiological Archives of Long-term Animal Studies). Общее описание данных в архивах с аннотациями результатов экспериментов и библиографией размещено в свободном доступе в Интернете, а также приведено в многочисленных публикациях (International, 1996; Gerber et al., 1999; Birschwilks et al., 2011). Международные архивы содержат

описания радиобиологических исследований, выполненных в период с 1960-х по 1990-е гг.

Дополнительно к этим архивам были использованы более новые данные по животным из публикаций Международного агентства по исследованию рака (International Agency of Research of Cancer) (см. (IARC, 2012, 2001)).

Основные характеристики долгосрочных экспериментов по эффектам депонированных альфа-излучателей на млекопитающих животных

Из Международных радиобиологических архивов были сформированы выборки данных, относящихся к пожизненным радиационным эффектам, обнаруженным у лабораторных млекопитающих животных при внутреннем депонировании отдельных альфа-излучающих радионуклидов (Sazykina, Kryshev, 2016).

В долгосрочных радиобиологических экспериментах с альфа-излучателями использовались следующие животные: крупные собаки, преимущественно беспородные, а также в нескольких опытах – сенбернары; грызуны (мыши и крысы); обезьяны (преимущественно бабуины).

Схема типичного долгосрочного эксперимента с альфа-излучателем состояла в однократном введении определённого количества радионуклида (в виде сеанса ингаляции или однократной инъекции) каждому животному в экспериментальной группе здоровых животных одного вида, сходных по возрасту и весу. В каждом эксперименте подбиралась также контрольная группа здоровых животных со сходными параметрами, не подвергавшаяся облучению.

Вследствие депонирования большинства альфа-излучателей в органах-мишенях и крайне медленного выведения из организма разовое введение этих радионуклидов животным приводило к пожизненному хроническому облучению органов-мишеней.

После введения в животных альфа-излучателя группу экспериментальных животных содержали в лабораторных условиях в течение всей их жизни. Например, некоторые эксперименты с собаками продолжались в общей сложности около 20 лет.

В течение эксперимента исследователи проводили тщательный мониторинг состояния здоровья животных, отслеживали возникающие радиационные эффекты и продолжительность жизни, проводили исследования распределения альфа-излучателя по органам, измеряли и

рассчитывали динамику выведения радионуклида, оценивали мощности дозы и накопленную за жизнь дозу облучения. Результаты усреднялись по группе животных, участвовавших в эксперименте. Параллельно для сравнения проводили мониторинг состояния здоровья контрольной группы необлучённых животных, содержащихся в тех же условиях.

Оценки дозовых нагрузок на экспериментальных животных производились исследователями с помощью биокинетических и дозиметрических моделей животных; значения параметров удержания и экскреции радионуклида уточнялись на основе измерений; при вскрытии умерших особей проводились прямые измерения содержания альфа-излучателя в органах и тканях экспериментальных данных.

Как правило, альфа-эмиттеры крайне неравномерно распределялись в теле животного, концентрируясь в отдельных органах-мишенях (кости, лёгкие, печень). Поэтому мощности дозы облучения определяли не для всего организма, а для поражаемых органов-мишеней. Вопросы дозиметрии альфа-излучателей депонированных в животных описаны в оригинальных публикациях по каждому эксперименту; также общие методы дозиметрии альфа-излучателей для животных рассматриваются в работах (Durbin, 1975; Lloyd et al., 1997; Polig et al., 2000). Средние мощности дозы за время дожития животных, как правило, указаны в оригинальных описаниях результатов эксперимента, либо могут быть оценены путём деления средней аккумулированной за жизнь дозы на среднее время доживания облучённых животных.

Подготовка ранжированных рядов данных для анализа методом непараметрической порядковой статистики

Для целей проведения непараметрического анализа первичные данные из радиобиологических архивов были подготовлены в виде рабочей базы данных (Sazykina, Kryshev, 2016); из первичных публикаций были сформированы рекорды стандартного формата, сходным с форматом базы данных EPIC.

Один рекорд описывает один эксперимент с одной мощностью дозы, одним радионуклидом и одним видом животного; отдельный рекорд соответствует одной точке в ранжированном по мощности дозы ряде данных.

Стандартный рекорд содержит информацию в следующем формате: название радионуклида, название организма, средняя пожизненная мощность дозы на орган-мишень (Гр/сут), аннотация наблюдавшихся

радиационных эффектов и их тяжесть в баллах, путь введения альфа-излучателя в организм, библиографическая ссылка. База данных по радиационным эффектам от депонированных альфа-излучателей представлена в табл. 11.5–11.8. Объединённый массив данных содержит 257 записей (рекордов), из них 110 записей относятся к действию изотопов плутония ^{238}Pu , ^{239}Pu (табл. 11.5); 44 рекорда описывают эффекты воздействия ^{241}Am (табл. 11.6); 52 рекорда – действие изотопов радия ^{224}Ra , ^{226}Ra , ^{228}Ra (см табл. 11.7); остальные записи относятся к разным альфа-излучающим радионуклидам (^{237}Np , ^{244}Cm и др.) (см. табл. 11.8). Некоторые альфа-нуклиды с очень низкой удельной активностью (например уран) не были включены в базу данных, поскольку их химическая токсичность превосходит радиационную токсичность (Toxicological, 2013).

Градации тяжести радиационных эффектов от депонированных альфа-излучателей

Радиационные эффекты у животных от депонированных альфа-излучателей были нами разделены на две основные категории в соответствии с их значением для выживания популяций в природных условиях: первая категория включает «эффекты ухудшения здоровья» и/или ухудшение репродуктивного потенциала без выраженного сокращения продолжительности жизни; вторая категория включает «эффекты сокращения жизни», когда в результате различных радиационных повреждений происходит статистически значимое сокращение жизни животных.

Для более детального формирования шкалы «доза – эффект» при хроническом радиационном воздействии нами была введена 5-ступенчатая шкала тяжести эффектов (где степень «1» соответствует наименее тяжёлым радиационным эффектам, а степень «5» – наиболее тяжёлым) (Sazykina, Kryshev, 2016).

В базе данных в каждой записи указана степень тяжести радиационных повреждений в соответствии с перечнем эффектов.

Используя шкалу тяжести радиационных эффектов, стало возможным оценивать относительную биологическую эффективность излучений разного качества путём сопоставления мощностей доз, приводящих к эффектам одинаковой тяжести.

Таблица 11.5

Выборка данных «Радиационные эффекты у лабораторных животных при пожизненном внутреннем облучении от плутония»

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы, орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести в баллах	Путь введения радионуклида	Источник
²³⁹ Pu	Собака бигль	6,0·10 ⁻⁶ (печень)	Эффект за здоровье. Постепенное увеличение гиперплазии печени, узелковые образования, максимум 10 %.	1	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu цитрата	Taylor et al., 1986
²³⁹ Pu	Собака бигль	1,4·10 ⁻⁵ (кости)	Сокращение жизни. Среднее время жизни: 73 % от контроля. Рак костей 4,35 % (частота заболеваемости в контроле 0,76 %).	3	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu цитрата	Lloyd et al., 1993
²³⁸ Pu	Собака бигль	1,9·10 ⁻⁵ (печень)	Эффект на здоровье. Аденоматозная гиперплазия печени у 86 % облучённых собак.	3	Ингаляция ²³⁸ PuO ₂	Weller et al., 1995; Park et al., 1997
²³⁹ Pu	Собака бигль	2,0·10 ⁻⁵ (печень)	Эффект на здоровье. Постепенное увеличение количества гиперпластических узелков в печени, максимум 30 %.	2	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu цитрата	Taylor et al., 1986
²³⁹ Pu	Собака бигль	2,1·10 ⁻⁵ (печень)	Эффект на здоровье. Рак печени у 29 % облучённых собак.	4	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu	Taylor et al., 1986
²³⁹ Pu	Собака бигль	2,1·10 ⁻⁵ (печень)	Эффект на здоровье. Повышение уровней АЛТ (признак повреждения печени).	2	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu	Taylor et al., 1986
²³⁹ Pu	Собака бигль	4,0·10 ⁻⁵ (кости)	Сокращение жизни. Среднее время жизни: 77 % от контроля. Рак костей у 10,5 % облучённых животных (в контроле – 0,76 %).	4	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu цитрата	Lloyd et al., 1993
²³⁹ Pu	Собака бигль	6,6·10 ⁻⁵ (печень)	Эффект на здоровье. Рак печени у 2,6 % облучённых собак.	4	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu	Taylor et al., 1986
²³⁹ Pu	Собака бигль	6,6·10 ⁻⁵ (печень)	Эффект на здоровье. Постепенное увеличение количества гиперпластических узелков в печени, максимум 50 %.	4	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu	Taylor et al., 1986
²³⁹ Pu	Собака бигль	6,6·10 ⁻⁵ (печень)	Эффект на здоровье. Повышение уровней АЛТ (признак повреждения печени).	2	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu цитрата	Taylor et al., 1986
²³⁹ Pu	Собака бигль	7,7·10 ⁻⁵ (кости)	Сокращение жизни. Среднее время жизни: 79 % от контроля. Рак костей у 21 % облучённых животных (в контроле – 0,76 %).	4	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu цитрата	Lloyd et al., 1993

Продолжение таблицы 11.5

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы, орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести в баллах	Путь введения радионуклида	Источник
^{238}Pu	Собака бигль	$8,8 \cdot 10^{-5}$ (печень)	Эффект на здоровье. Аденоматозная гиперплазия печени у 95 % облучённых собак. Рак печени у 13,6 % собак.	4	Ингаляция $^{238}\text{PuO}_2$	Weller et al., 1995; Park et al., 1997
^{239}Pu	Собака бигль	$1,2 \cdot 10^{-4}$ (кости)	Сокращение жизни. Среднее время жизни: 76 % от контроля. Рак костей 38 % (частота заболевания в контроле 0,76 %).	4	Внутривенная инъекция ^{239}Pu цитрата	Lloyd et al., 1993
^{239}Pu	Собака бигль	$1,2 \cdot 10^{-4}$ (печень)	Эффект на здоровье. Рак печени у 31 % облучённых собак.	3	Внутривенная инъекция ^{239}Pu	Taylor et al., 1986
^{239}Pu	Собака бигль	$1,2 \cdot 10^{-4}$ (печень)	Эффект на здоровье. Постепенное увеличение количества гиперпластических узелков в печени, максимум 60 %.	3	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1986
^{239}Pu	Собака бигль	$1,2 \cdot 10^{-4}$ (печень)	Эффект на здоровье. Повышение уровней АЛТ (признак повреждения печени).	3	Внутривенная инъекция ^{239}Pu	Taylor et al., 1986
^{239}Pu	Собака сен-бернар	$1,2 \cdot 10^{-4}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 50 % облучённых собак.	5	Внутривенная инъекция ^{239}Pu	Taylor et al., 1997
^{239}Pu	Собака бигль	$1,6 \cdot 10^{-4}$ (печень)	Эффект на здоровье. Рак печени у 25 % облучённых животных.	4	Внутривенная инъекция ^{239}Pu	Taylor et al., 1986
^{239}Pu	Собака бигль	$1,6 \cdot 10^{-4}$ (печень)	Эффект на здоровье. Появление гиперпластических узелков в печени, максимум 60 %.	4	Внутривенная инъекция ^{239}Pu цитрата	Taylor et al., 1986
^{239}Pu	Собака бигль	$1,6 \cdot 10^{-4}$ (печень)	Эффект на здоровье. Значительное повышение АЛТ (признак повреждения печени).	4	Внутривенная инъекция ^{239}Pu цитрата	Taylor et al., 1986
^{239}Pu	Собака бигль	$2,3 \cdot 10^{-4}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Склеротическое повреждение трахеобронхиальных лимфатических узлов.	3	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Park et al., 1995
^{238}Pu	Собака бигль	$2,3 \cdot 10^{-4}$ (печень)	Эффект на здоровье. Повышенные уровни АЛТ в печени (повреждение печени), увеличение числа случаев рака печени.	4	Ингаляция $^{238}\text{PuO}_2$	Gillett et al., 1988
^{239}Pu	Китайские хомячки	$3,0 \cdot 10^{-4}$ (печень)	Эффект на здоровье. Частота возникновения рака печени 5 %.	2	Внутривенная инъекция ^{239}Pu цитрата	Brooks et al., 1983

Продолжение таблицы 11.5

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы, орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести в баллах	Путь введения радионуклида	Источник
²³⁹ Pu	Собака бигль	3,4·10 ⁻⁴ (кости)	Сокращение жизни. Среднее время жизни: 66 % от контроля. Рак костей у 74 % животных (контроль – 0,76 %).	4	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu цитрата	Lloyd et al., 1993
²³⁸ Pu	Собака бигль	3,7·10 ⁻⁴ (печень)	Эффект на здоровье. Аденоматозная гиперплазия печени у 85 % облучённых собак. Опухоли печени у 15 % животных.	3	Ингаляция ²³⁸ PuO ₂	Weller et al., 1995; Park et al., 1997
²³⁹ Pu	Мыши	4,0·10 ⁻⁴ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 2 % и миелоидная лейкемия у 4 % облучённых животных.	2	Инъекция внутривенная	Ellender et al., 2001
²³⁸ Pu	Собака бигль	4,3·10 ⁻⁴ (печень)	Эффект на здоровье. Повышенные уровни ALT в печени (повреждение печени), увеличение числа случаев рака печени.	3	Ингаляция ²³⁸ PuO ₂	Gillett et al., 1988
²³⁹ Pu	Крысы	5,1·10 ⁻⁴ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Увеличение числа случаев рака лёгких.	3	Ингаляция ²³⁹ PuO ₂	Sanders, Mahaffey, 1980
²³⁸ Pu	Собака бигль	6,0·10 ⁻⁴ (печень)	Эффект на здоровье. Повышенные уровни ALT в печени (повреждение печени), увеличение числа случаев рака печени.	3	Ингаляция ²³⁸ PuO ₂	Gillett et al., 1988
²³⁹ Pu	Собака бигль	6,3·10 ⁻⁴ (печень)	Эффект на здоровье. Рак печени у 54 % облучённых собак.	5	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu	Taylor et al., 1986
²³⁹ Pu	Собака бигль	7,3·10 ⁻⁴ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Хроническая радиационная пневмония.	4	Ингаляция ²³⁹ PuO ₂	Muggenburg et al., 2008
²³⁹ Pu	Собака бигль	7,3·10 ⁻⁴ (лёгкие)	Сокращение жизни. Среднее время жизни: 80 % от контроля. Причина смерти – опухоли лёгких.	3	Ингаляция ²³⁹ PuO ₂	Muggenburg et al., 2008
²³⁹ Pu	Собака бигль	7,3·10 ⁻⁴ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Лимфопения: количество лимфоцитов в крови – 46 % от контроля.	3	Ингаляция ²³⁹ PuO ₂	Muggenburg et al., 2008
²³⁹ Pu	Собаки	7,6·10 ⁻⁴ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 12,5 % облучённых животных.	3	Инъекция	Калистратова и др., 2012
²³⁹ Pu	Китайские хомячки	8,0·10 ⁻⁴ (печень)	Эффект на здоровье. Опухоли печени у 5 % облучённых животных.	2	Внутривенная инъекция ²³⁹ Pu оксида	Brooks et al., 1983
²³⁹ Pu	Мыши (три породы)	8,0·10 ⁻⁴ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенная частота остеосарком (3–8 % для разных пород).	3	Инъекция внутривенная	Oghiso, Yamada, 2003

Продолжение таблицы 11.5

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы, орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести в баллах	Путь введения радионуклида	Источник
^{239}Pu	Крысы Вистар	$8,0 \cdot 10^{-4}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Опухоли лёгких у 44 % облучённых крыс (контроль – 2%).	5	Ингаляция	Oghiso et al., 1998
^{238}Pu	Собака бигль	$8,5 \cdot 10^{-4}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Лимфоциты в крови – 36 % от нормы.	4	Ингаляция $^{238}\text{PuO}_2$	Ragan et al., 1986; Park et al., 1997
^{238}Pu	Собака бигль	$8,8 \cdot 10^{-4}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Среднее время жизни: 83 % от контроля. Причины смерти – опухоли лёгких и костей.	3	Ингаляция $^{238}\text{PuO}_2$	Park et al., 1997
^{238}Pu	Собака бигль	$8,8 \cdot 10^{-4}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Хроническая радиационная пневмония.	4	Ингаляция $^{238}\text{PuO}_2$	Park et al., 1997
^{239}Pu	Собака бигль	$8,8 \cdot 10^{-4}$ (кости)	Сокращение жизни. Среднее время жизни: 48 % от контроля. Рак костей у 84 % облучённых собак. Контроль – 0,76 %.	5	Внутривенная инъекция ^{239}Pu цитрата	Lloyd et al., 1993
^{239}Pu	Собака бигль	$1,0 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Тяжёлые склеротические повреждения трахеобронхиальных лимфатических узлов.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Park et al., 1995
^{239}Pu	Собака бигль	$1,0 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Хроническая фокальная пневмония.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Park et al., 1995
^{239}Pu	Обезьяны бабуины	$1,0 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Радиационная пневмония, фиброз лёгких.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Metivier et al., 1977
^{239}Pu	Мыши	$1,0 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 11 % облучённых животных; миелоидная лейкемия у 6 %.	3	Инъекция внутривенная	Ellender et al., 2001
^{239}Pu	Собака сен-бернар	$1,1 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. У всех облучённых животных (100 %) образовались остеосаркомы.	5	Внутривенная инъекция ^{239}Pu цитрата	Taylor et al., 1997
^{239}Pu	Крысы	$1,1 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Рак лёгких у 9,6 % облучённых животных; пульмонарный фиброз – 8,8 %, альвеолярная эпителиальная гиперплазия – 14 %.	3	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$ (неоднократная)	Lundgren et al., 1995
^{239}Pu	Крысы	$1,2 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффекты на здоровье. Рак лёгких у 16 % облучённых животных; пульмонарный фиброз – 8,5 %, альвеолярная эпителиальная гиперплазия – 14 %.	3	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$ (однократная)	Lundgren et al., 1995
^{239}Pu	Собака бигль	$1,2 \cdot 10^{-3}$ (печень)	Эффект на здоровье. Опухоли печени у 25 % облучённых животных.	4	Внутривенная инъекция ^{239}Pu	Taylor et al., 1986

Продолжение таблицы 11.5

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы, орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести в баллах	Путь введения радионуклида	Источник
^{238}Pu	Собака бигль	$1,3 \cdot 10^{-3}$ (печень)	Радиационные эффекты у облучённых животных у 80 % животных; опухоли лёгких у 90 % собак.	5	Ингаляция $^{238}\text{PuO}_2$	Weller et al., 1995; Park et al., 1997
^{239}Pu	Собака бигль	$1,5 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Угнетение компонент белой крови.	3	Инъекция	Dougherty Rosenblatt, 1970
^{239}Pu	Собака бигль	$1,7 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Хроническая радиационная пневмония.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Muggenburg et al., 2008
^{239}Pu	Собака бигль	$1,7 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Лимфопения: количество лимфоцитов в крови – 32 % от контроля.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Muggenburg et al., 2008
^{239}Pu	Крысы	$1,8 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Продолжительность жизни облучённых самок на 9 % меньше контроля.	3	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Lundgren et al., 1995
^{239}Pu	Бабуины	$2,0 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Сокращение жизни.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Metivier et al., 1977
^{239}Pu	Крысы Вистар	$2,1 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Опухоли лёгких у 60 % облучённых крыс (контроль – 2 %).	5	Ингаляция	Oghiso et al., 1998
^{239}Pu	Мыши (потомство)	$2,2 \cdot 10^{-3}$ Зародыш (печень)	Эффект на здоровье потомства облучённых мышей. Стойкий дефицит кровяных стволовых клеток – 40 % снижение общего CFU-S.	4	Внутривенная инъекция ^{239}Pu беременным мышам	Jiang et al., 1994
^{239}Pu	Мыши	$2,6 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 15 % и миелоидные лейкемии у 9 % облучённых мышей.	3	Инъекция внутривенная	Ellender et al., 2001
^{239}Pu	Собака бигль	$2,7 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 81 % от контроля. Опухоли лёгких у 70 % собак.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Park et al., 2012
^{239}Pu	Собака бигль	$2,9 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Хроническая радиационная пневмония.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Muggenburg et al., 2008
^{239}Pu	Собака бигль	$2,9 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Лимфопения: количество лимфоцитов составляло 25 % от контроля.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Muggenburg et al., 2008
^{239}Pu	Собака бигль	$3,0 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни составляла 68 % от контроля. Причина смерти – рак лёгких.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Muggenburg et al., 2008

Продолжение таблицы 11.5

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы, орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести в баллах	Путь введения радионуклида	Источник
^{239}Pu	Китайские хомячки	$3,0 \cdot 10^{-3}$ (печень)	Эффект на здоровье. Высокая частота образования опухолей печени и костей (32 %).	4	Внутривенная инъекция ^{239}Pu цитрата	Brooks et al., 1983
^{239}Pu	Собака бигль	$3,4 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни 36,6 % от контрольной. Рак костей у 100 % собак.	5	Внутривенная инъекция ^{239}Pu цитрата	Lloyd et al., 1993
^{239}Pu	Собака сен-бернар	$3,6 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Остеосаркомы образовались у всех облучённых собак (100 %).	5	Внутривенная инъекция ^{239}Pu цитрата	Taylor et al., 1997
^{239}Pu	Собаки	$4,4 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Остеосаркомы.	5	Инъекция	Москалев, 1977
^{239}Pu	Крысы Вистар	$4,5 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Высокая частота рака лёгких – у 76 % животных (контроль – 2 %).	5	Ингаляция	Oghiso et al., 1998
^{239}Pu	Собака бигль	$4,7 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Угнетение компонент белой крови.	4	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970; Bruenger et al., 1980
^{239}Pu	Крысы	$4,8 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Злокачественные опухоли лёгких – 38 %, пульмо-нарный фиброз – 21 %, альвеолярная эпителиальная гиперплазия – 31 %.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$ (одно-кратная)	Lundgren et al., 1995
^{239}Pu	Собака бигль	$5,0 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Тяжёлые склеротические повреждения трахеобронхиальных лимфатиче-ских узлов.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Park et al., 1995
^{239}Pu	Собака бигль	$5,0 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Хроническая радиационная пневмония.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Park et al., 1986; Weller et al., 1995
^{238}Pu	Собака бигль	$5,0 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни 56 % от контрольной. Опухоли лёгких и костей.	5	Ингаляция $^{238}\text{PuO}_2$	Park et al., 1997
^{238}Pu	Собака бигль	$5,0 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Хроническая радиационная пневмония.	5	Ингаляция $^{238}\text{PuO}_2$	Park et al., 1997
^{239}Pu	Мыши (три породы)	$5,0 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни 77–88 % от контрольной. Образование остеосар-ком у 7–18 % мышей разных пород.	4	Инъекция внут-рибрюшинная	Oghiso, Yamada, 2003

Продолжение таблицы 11.5

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы, орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести в баллах	Путь введения радионуклида	Источник
^{238}Pu	Собака бигль	$5,5 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Лимфопения: количество лимфоцитов на 50 % ниже нормы.	4	Ингаляция $^{238}\text{PuO}_2$	Ragan et al., 1986; Park et al., 1997
^{239}Pu	Крысы	$5,7 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Сокращение жизни у самок крыс (на 6 %). Опухоли лёгких 36 %, пульмонарный фиброз 21 %, альвеолярная эпителиальная гиперплазия 23 %.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$ (неоднократно)	Lundgren et al., 1995
^{239}Pu	Собака бигль	$6,3 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Хроническая радиационная пневмония.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Muggenburg et al., 2008
^{239}Pu	Собака бигль	$6,3 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Лимфопения: количество лимфоцитов составляло 30 % от контроля.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Muggenburg et al., 2008
^{239}Pu	Китайские хомячки	$7,0 \cdot 10^{-3}$ (печень)	Эффект на здоровье. Высокая частота опухолей печени – у 26 % животных.	4	Внутривенная инъекция ^{239}Pu оксида	Brooks et al., 1983
^{239}Pu	Крысы Вистар	$7,0 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Опухоли лёгких почти у всех животных (92 %) (контроль – 2 %).	5	Ингаляция	Oghiso et al., 1998
^{239}Pu	Крысы	$8,4 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 8 % облучённых животных.	4	Внутритрахеальное введение	Ledvik, Ledberg, 1971
^{239}Pu	Крысы Вистар	$8,7 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Образование опухолей лёгких почти у всех облучённых животных – 97 % (контроль – 2 %).	5	Ингаляция	Oghiso et al., 1998
^{239}Pu	Собака бигль	$1,0 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни – 31 % от контроля. Причина смерти – рак костей у всех облучённых животных (100 %).	5	Внутривенная инъекция ^{239}Pu цитрата	Lloyd et al., 1993
^{239}Pu	Крысы	$1,0 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Sanders et al., 1986.
^{239}Pu	Мыши (три породы)	$1,0 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни – 60 % от контрольной. Остеосаркомы у 12–16 % мышей разных пород.	5	Инъекция внутривенная	Oghiso, Yamada, 2003
^{239}Pu	Крысы	$1,2 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Эффекты на здоровье. Радиационная пневмония – 12 % животных, злокачественные опухоли лёгких – 12 %; пульмонарные фиброзы – 12 %, альвеолярные эпителиальные гиперплазии – 9,4 %.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$ (однократная)	Lundgren et al., 1995

Продолжение таблицы 11.5

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы, орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести в баллах	Путь введения радионуклида	Источник
^{239}Pu	Крысы	$1,2 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 16 % облучённых животных.	3	Инъекция	Стрелцова, Моискаев, 1964
^{239}Pu	Крысы	$1,3 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Эффекты на здоровье. Злокачественные опухоли лёгких у 64 % животных; пульмонарный фиброз – 62 %, альвеолярная эпителиальная гиперплазия – 55 %.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$ (неоднократно)	Lundgren et al., 1995
^{239}Pu	Собака бигль	$1,3 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 34 % от контрольной. Причина смерти – хроническая радиационная пневмония.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Muggenburg et al., 2008
^{239}Pu	Собака бигль	$1,4 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Значительное снижение числа лейкоцитов в крови.	5	Инъекция	Dougherty Rosenblatt, 1970; Bruenger, 1980
^{239}Pu	Крысы	$1,4 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы.	4	Внутрибрюшинное введение	Ledvik, Ledberg, 1971
^{239}Pu	Собака бигль	$1,5 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 50 % от контрольной. Причина смерти: опухоли лёгких у большинства животных – 90 %.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Park et al., 2012
^{239}Pu	Собака бигль	$1,5 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Лимфопения у 52 % собак.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Weller et al., 1995; Park et al., 2012
^{239}Pu	Собака бигль	$1,8 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Лимфопения у 23 % собак.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Weller et al., 1995; Park et al., 2012
^{239}Pu	Крысы	$1,8 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни на 15 % у самцов крыс.	4	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$ (однократно)	Lundgren et al., 1995
^{239}Pu	Крысы	$1,9 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Sanders et al., 1986
^{239}Pu	Крысы	$2,0 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни у самок крыс на 26 %.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$ (однократно)	Lundgren et al., 1995
^{239}Pu	Собака бигль	$2,1 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Смерть от остеосарком, образовавшихся у всех облучённых собак (100 %), среднее время жизни – 1 300 дней.	5	Инъекция ^{239}Pu щенкам в возрасте 90 дней	Bruenger et al., 1980

Окончание таблицы 11.5

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы, орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести в баллах	Путь введения радионуклида	Источник
^{238}Pu	Собака бигль	$2,2 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Лимфопения: число лимфоцитов на 70 % ниже нормы.	5	Ингаляция $^{238}\text{PuO}_2$	Ragan et al., 1986; Park et al., 1997
^{239}Pu	Собака бигль	$2,2 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Тяжёлые хронические радиационные пневмонии.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Park et al., 1995
^{239}Pu	Собака бигль	$2,4 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 28 % от контрольной. Причина смерти – радиационные пневмонии.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Muggenburg et al., 2008
^{238}Pu	Собака бигль	$3,0 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Среднее время жизни – 37 % от контрольной.	5	Ингаляция $^{238}\text{PuO}_2$	Park et al., 1997
^{238}Pu	Собака бигль	$3,0 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Хронические радиационные пневмонии.	5	Ингаляция $^{238}\text{PuO}_2$	Park et al., 1997
^{239}Pu	Собака бигль	$3,3 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 35 % от контрольной. Рак костей у 86,8 % животных.	5	Внутривенная инъекция ^{239}Pu цитрата	Lloyd et al., 1993
^{239}Pu	Крысы	$4,0 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 16 % облучённых животных.	4	Инъекция ^{239}Pu	Стрельцова, Москалев, 1964
^{239}Pu	Собака бигль	$4,7 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Тяжёлое воздействие на лейкоциты крови, потеря 95 % лейкоцитов за первые месяц.	5	Инъекция ^{239}Pu	Dougherty, Rosenblatt, 1970; Brueniger et al., 1980
^{239}Pu	Собака бигль	$5,3 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Лимфопения у 96 % собак.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Weller et al., 1995; Park et al., 2012
^{239}Pu	Собака бигль	$5,6 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 12 % от контрольной. Причина смерти – радиационные пневмонии.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Muggenburg et al., 2008
^{239}Pu	Собака бигль	$9,7 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 12 % от контрольной. Радиационная пневмония у 87 % собак.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Park et al., 2012
^{239}Pu	Собака бигль	$1,1 \cdot 10^{-1}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Лимфопения у всех 100 % облучённых собак.	5	Ингаляция $^{239}\text{PuO}_2$	Weller et al., 1995; Park et al., 2012

Таблица 11.6
Выборка данных «Радиационные эффекты у лабораторных животных при пожизненном внутреннем облучении от америдия» (пожизненные лабораторные эксперименты)

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы на орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести эффекта в баллах	Путь введения радионуклида в организм	Библиографическая ссылка
²⁴¹ Am	Собака бигль	2,7·10 ⁻⁵ (печень)	Эффект на здоровье. Повышенная частота образования опухолей печени: 33 % облучённых собак с опухолями.	4	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1986
²⁴¹ Am	Собака бигль	2,7·10 ⁻⁵ (печень)	Эффект на здоровье. Постепенное повышение уровня аланин-аминотрансферазы в сыворотке (повреждение печени).	1	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1986
²⁴¹ Am	Крысы	6,0·10 ⁻⁵ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 2,0–6,5 % животных.	2	Инъекция	Калистратова et al., 2012
²⁴¹ Am	Собака бигль	9,0·10 ⁻⁵ (печень)	Эффект на здоровье. Повышенная частота образования опухолей печени: 36 % облучённых собак с опухолями.	4	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1986
²⁴¹ Am	Собака бигль	9,0·10 ⁻⁵ (печень)	Эффект на здоровье. Постепенное повышение средних уровней АЛТ в сыворотке (повреждение печени).	1	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1986
²⁴¹ Am	Крысы	1,2·10 ⁻⁴ (печень)	Сокращение жизни на 26 % от контроля.	4	Поступление с пищей	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Собака бигль	2,8·10 ⁻⁴ (печень)	Эффект на здоровье. Опухоли печени у 67 % облучённых собак.	4	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1986
²⁴¹ Am	Собака бигль	2,8·10 ⁻⁴ (печень)	Эффект на здоровье. Постепенное увеличение средних уровней АЛТ в сыворотке (повреждение печени или некрозы).	1	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1986
²⁴¹ Am	Мыши	6,0·10 ⁻⁴ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенная частота возникновения миелоидной лейкемии – 4 %.	2	Инъекция внутривенная	Ellender et al., 2001
²⁴¹ Am	Собака бигль	8,0·10 ⁻⁴ (кости)	Сокращение жизни. Инвалидирующие остеосаркомы.	4	Ингаляция	Gillet et al., 1985
²⁴¹ Am	Собака бигль	8,6·10 ⁻⁴ (печень)	Эффект на здоровье. Опухоли печени у 81 % облучённых собак.	5	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1986
²⁴¹ Am	Собака бигль	8,6·10 ⁻⁴ (печень)	Эффект на здоровье. Постепенное значительное повышение уровней АЛТ в сыворотке (показатель повреждения печени или некроза).	1	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1986

Продолжение таблицы 11.6

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы на орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести эффекта в баллах	Путь введения радионуклида в организм	Библиографическая ссылка
²⁴¹ Am	Крысы	1,4·10 ⁻³ (печень)	Сокращение жизни на 37 % от контроля.	4	Поступление с пищей цитрата ²⁴¹ Am	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	1,6·10 ⁻³ (печень)	Сокращение жизни на 7 % от контроля.	3	Ингъекция ²⁴¹ Am хлорида	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Собака бигль	1,7·10 ⁻³ (кости)	Сокращение жизни. Инвалидирующие остеоаркомы.	5	Ингъекция	Gillet et al., 1985
²⁴¹ Am	Мыши	1,8·10 ⁻³ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 3 % животных, миелоидные лейкомии у 8 %.	2	Ингъекция внутривенная	Ellender et al., 2001
²⁴¹ Am	Собака бигль	2,0·10 ⁻³ (печень)	Сокращение жизни. Опухоли печени у 75 % облучённых собак.	5	Ингъекция цитрата ²⁴¹ Am	Taylor et al., 1986
²⁴¹ Am	Собаки	2,1·10 ⁻³ (кости)	Сокращение жизни. Остеосаркомы.	5	Ингъекция	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	3,2·10 ⁻³ (печень)	Сокращение жизни на 9 % от контроля.	3	Ингъекция хлорида ²⁴¹ Am	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	3,2·10 ⁻³ (печень)	Сокращение жизни на 12 % от контроля.	3	Ингъекция	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	3,2·10 ⁻³ (печень)	Эффект на здоровье. Раки печени.	3	Ингъекция	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Мыши	3,2·10 ⁻³ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 21 % животных, миелоидная лейкомия у 10 % облучённых животных.	4	Ингъекция внутривенная	Ellender et al., 2001
²⁴¹ Am	Крысы	3,3·10 ⁻³ (лёгкие)	Сокращение жизни на 12 % по сравнению с контролем.	3	Ингъекция	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	5,6·10 ⁻³ (лёгкие)	Сокращение жизни на 16 % по сравнению с контролем.	3	Ингъекция	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Собака бигль	5,8·10 ⁻³ (печень)	Эффект на здоровье. Опухоли печени у 17 % облучённых животных.	3	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1986
²⁴¹ Am	Крысы	6,7·10 ⁻³ (лёгкие)	Сокращение жизни на 15 % от контроля.	3	Ингъекция	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	6,8·10 ⁻³ (печень)	Сокращение жизни на 20 % от контроля.	3	Ингъекция	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	6,8·10 ⁻³ (печень)	Эффект на здоровье. Рак печени.	3	Ингъекция	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	7,3·10 ⁻³ (печень)	Сокращение жизни на 14 % от контроля.	3	Ингъекция хлорида ²⁴¹ Am	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Собаки	1,1·10 ⁻² (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы.	3	Ингъекция	Калистратова et al., 2012

Окончание таблицы 11.6

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы на орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести эффекта в баллах	Путь введения радионуклида в организм	Библиографическая ссылка
²⁴¹ Am	Крысы	$1,2 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни на 24 % от контроля.	4	Ингаляция цитрата ²⁴¹ Am	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	$1,3 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни на 19 % по сравнению с контролем.	3	Ингаляция цитрата ²⁴¹ Am	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Собака бигль	$1,4 \cdot 10^{-2}$ (печень)	Эффект на здоровье. Опухоли печени у 25 % облучённых собак.	4	Инъекция цитрата ²⁴¹ Am.	Taylor et al., 1986
²⁴¹ Am	Крысы	$1,5 \cdot 10^{-2}$ (печень)	Сокращение жизни на 19 % от контроля.	3	Инъекция хлорида ²⁴¹ Am	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	$1,6 \cdot 10^{-2}$ (печень)	Сокращение жизни на 53 % от контроля.	5	Поступление с пищей нитрата ²⁴¹ Am	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	$1,7 \cdot 10^{-2}$ (печень)	Сокращение жизни на 38 % по сравнению с контролем.	4	Инъекция	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	$1,8 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни на 31 % по сравнению с контролем.	4	Ингаляция нитрата ²⁴¹ Am	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	$1,9 \cdot 10^{-2}$ (печень)	Сокращение жизни на 70 % по сравнению с контролем.	5	Поступление с пищей цитрата ²⁴¹ Am	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	$2,5 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни на 35 % по сравнению с контролем.	4	Ингаляция цитрата ²⁴¹ Am	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Собаки	$2,7 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Лейкозы.	4	Инъекция	Калистратова и др., 2012
²⁴¹ Am	Крысы	$5,4 \cdot 10^{-2}$ (печень)	Сокращение жизни на 82 % по сравнению с контролем.	5	Поступление с пищей цитрата ²⁴¹ Am	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	$7,1 \cdot 10^{-2}$ (печень)	Сокращение жизни на 48 % по сравнению с контролем.	5	Инъекция хлорида ²⁴¹ Am	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Крысы	$7,2 \cdot 10^{-2}$ (печень)	Сокращение жизни на 50 % по сравнению с контролем.	5	Инъекция	Москалев, 1977
²⁴¹ Am	Собаки	$9,1 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Лейкозы.	5	Инъекция	Калистратова и др., 2012

Таблица 11.7

Выборка данных «Радиационные эффекты у лабораторных животных при пожизненном внутреннем облучении от радия» (пожизненные лабораторные эксперименты)

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы на орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести эффекта в баллах	Путь введения радионуклида в организм	Библиографическая ссылка
²²⁶ Ra	Собака бигль	1,9·10 ⁻⁴ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенная частота образования сарком костей – 8 % (контроль – 0,8 %).	3	Внутривенная инъекция	Lloyd et al., 1993
²²⁶ Ra	Собака бигль	2,1·10 ⁻⁴ (кости)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 79 % от контрольной. Рак костей – 8 % (контроль – 0,76 %).	4	Внутривенная инъекция	Wrenn et al., 1986; Lloyd et al., 1993
²²⁶ Ra	Мыши	4,3·10 ⁻⁴ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенная частота образования сарком костей – 4,3 % (контроль – 1,1 %).	2	Интраперитонеальная инъекция	IARC, 2001
²²⁶ Ra	Собака бигль	4,6·10 ⁻⁴ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенная частота образования сарком костей – 9 % (контроль – 0,8 %).	3	Внутривенная инъекция	Lloyd et al., 1993; IARC, 2001
²²⁶ Ra	Собака бигль	5,4·10 ⁻⁴ (кости)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 67 % от контрольной. Рак костей у 8,7 % животных (контроль – 0,76 %).	4	Внутривенная инъекция	Wrenn et al., 1986; Lloyd et al., 1993
²²⁶ Ra	Собака бигль	6,7·10 ⁻⁴ (кости)	Эффект на здоровье. Негативные изменения в системе белой крови.	1	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970
²²⁶ Ra	Собака сен-бернар	7,6·10 ⁻⁴ (кости)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни на 3 года короче, чем в контроле.	3	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1997
²²⁸ Ra	Собака бигль	8,5·10 ⁻⁴ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни 8,6 лет (контроль – 15 лет).	4	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970
²²⁴ Ra	Мыши	1,0·10 ⁻³ (кости)	Эффект на здоровье. Ранние злокачественные лимфомы у 13,5 % животных.	3	Инъекция	Muller et al., 1990
²²⁶ Ra	Собака бигль	1,0·10 ⁻³ (кости)	Эффект на здоровье. Саркомы костей у 14 % облучённых животных (контроль – 0,8 %).	3	Внутривенная инъекция	Lloyd et al., 1993; IARC, 2001
²²⁴ Ra	Мыши	1,1·10 ⁻³ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 7 % облучённых животных.	3	Инъекция	Muller et al., 1990
²²⁶ Ra	Собака бигль	1,3·10 ⁻³ (почки)	Сокращение жизни. Нефриты или нефрозы у 50 % собак, также опухоли костей.	4	Инъекция	Bruenger et al., 1990
²²⁶ Ra	Собака бигль	1,3·10 ⁻³ (кости)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 63 % от контрольной. Рак костей выявлен у 14,3 % животных (контроль – 0,76 %).	5	Внутривенная инъекция	Wrenn et al., 1986; Lloyd et al., 1993

Продолжение таблицы 11.7

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы на орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести эффекта в баллах	Путь введения радионуклида в организм	Библиографическая ссылка
^{226}Ra	Собака бигль	$1,5 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни около 10 лет (в контроле – 15 лет).	3	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970; Griggeman, 1971
^{224}Ra	Мыши	$1,5 \cdot 10^{-3}$ (на костный мозг)	Эффект на здоровье. Лейкемии.	3	Инъекция	Muller et al., 1988
^{224}Ra	Мыши	$1,9 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 7 % животных.	4	Инъекция (однократно)	Muller et al., 1978
^{226}Ra	Мыши	$2,3 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Саркомы костей у 7,7 % облучённых животных (контроль – 1,1 %).	3	Интраперитонеальная инъекция	IARC, 2001
^{228}Ra	Собака бигль	$2,4 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни – около 7,6 лет. Остеосаркомы.	4	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970
^{226}Ra	Собака бигль	$2,6 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни сократилась на 2–3 года. Большое число сарком костей – у 41 % животных (контроль – 0,8 %).	5	Внутривенная инъекция	Lloyd et al., 1993; IARC, 2001
^{226}Ra	Собака бигль	$3,1 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 64 % от контрольной. Рак костей у 41,7 % животных (контроль – 0,76 %).	5	Внутривенная инъекция	Wrenn et al., 1986; Lloyd et al., 1993
^{224}Ra	Мыши	$3,6 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Опухоли костей у 14 % животных.	3	Инъекция (неоднократно)	Muller et al., 1983
^{226}Ra	Мыши	$3,7 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Опухоли костей у 11,7 % животных (контроль – 1,1 %).	3	Инъекция внутривенно.	IARC, 2001
^{226}Ra	Собака бигль	$3,8 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Значимое различие с контролем после 10 лет облучения.	3	Инъекция	Book et al., 1986
^{226}Ra	Собака бигль	$3,8 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Смертность, непосредственно обусловленная радиацией, составляла около 10 % смертей.	3	Инъекция	Book et al., 1986
^{224}Ra	Мыши	$5,1 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 10,5 % животных.	4	Инъекция	Muller et al., 1978
^{228}Ra	Собака бигль	$5,2 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни около 4 лет (контроль – 15 лет). Остеосаркомы.	5	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970

Продолжение таблицы 11.7

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы на орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести эффекта в баллах	Путь введения радионуклида в организм	Библиографическая ссылка
^{226}Ra	Собака сен-бернар	$5,4 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни на 5 лет короче нормальной. Причина смерти – рак костей.	5	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1997
^{226}Ra	Собака билль	$5,8 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни – около 6 лет. Остеосаркомы.	5	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970.
^{226}Ra	Собака билль	$6,4 \cdot 10^{-3}$ (почки)	Сокращение жизни. Нефриты или нефрозы у 50 % собак, также саркомы костей. Выживание после инъекции – около 25 % от нормы.	5	Инъекция	Bruenger et al., 1990
^{226}Ra	Мыши	$6,5 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Саркомы костей у 18,6 % животных (контроль – 1,1 %).	3	Инъекция внутривенная	IARC, 2001
^{226}Ra	Мыши	$8,8 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Саркомы костей у 23 % животных (контроль – 1,1 %).	4	Инъекция внутривенная	IARC, 2001
^{228}Ra	Собака билль	$1,0 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Выживание после инъекции около 3 лет. Остеосаркомы.	5	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970; Gridgeman, 1971
^{226}Ra	Собака билль	$1,0 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни снизилась на 2–3 года. Почти у всех облучённых животных саркома костей – 92 % (контроль – 0,8 %).	5	Внутривенная инъекция	Lloyd et al., 1993; IARC, 2001
^{226}Ra	Мыши	$1,1 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенная частота сарком – 4 %.	3	Инъекция	Taylor, 1983
^{226}Ra	Собака билль	$1,4 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 39 % от контрольной. Почти у всех животных обнаружен рак костей – 91,7 % (контроль – 0,76 %).	5	Внутривенная инъекция	Wrenn et al., 1986; Lloyd et al., 1993
^{226}Ra	Собака билль	$1,4 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Значимое отличие от контроля через 5 лет после инъекции.	5	Инъекция	Book et al., 1986
^{226}Ra	Собака билль	$2,0 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Саркомы костей у 50 % собак.	5	Инъекция	Bruenger et al., 1990
^{226}Ra	Собака билль	$2,0 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Выживание после инъекции около 4 лет. Остеосаркомы.	5	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970
^{226}Ra	Собака сен-бернар	$2,4 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни на 7 лет короче нормальной. Причина смерти – рак костей.	5	Внутривенная инъекция	Taylor et al., 1997

Окончание таблицы 11.7

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы на орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести эффекта в баллах	Путь введения радионуклида в организм	Библиографическая ссылка
^{226}Ra	Мыши (белые)	$2,8 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенная частота сарком – 4 %.	3	Инъекция	Taylor, 1983
^{224}Ra	Мыши	$3,2 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Почти у всех облучённых животных образовались опухоли костей – 97 %.	5	Инъекция	Muller et al., 1983
^{226}Ra	Мыши (чёрные)	$3,5 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенная частота сарком – 13 %.		Инъекция	Taylor, 1983
^{226}Ra	Мыши	$3,7 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 8 % облучённых животных.	4	Инъекция	Schoeters, Vanderborght, 1986
^{224}Ra	Мыши	$3,8 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Рак костей почти у половины облучённых животных – 47 %.	5	Инъекция	Muller et al., 1983
^{228}Ra	Собака бигль	$4,1 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Выживание после инъекции около 2 лет.	5	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970; Gridgeman, 1971
^{226}Ra	Собака бигль	$5,5 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Значимое различие с контролем после 3,5 лет.	5	Инъекция	Book et al., 1986
^{226}Ra	Собака бигль	$5,5 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Большинство смертей непосредственно связано с радиацией.	5	Инъекция	Book et al., 1986
^{226}Ra	Собака бигль	$6,0 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Средняя продолжительность жизни – 27 % от контрольной. У всех облучённых животных рак костей – 100 % .	5	Внутривенная инъекция	Wrenn et al., 1986; Lloyd et al., 1993
^{226}Ra	Мыши	$7,8 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы у 9 % облучённых животных.	3	Инъекция	Schoeters, Vanderborght, 1986
^{226}Ra	Собака бигль	$9,4 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Выживание после инъекции около 3 лет. Остеосаркомы.	5	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970; Gridgeman, 1971
^{224}Ra	Мыши	$1,0 \cdot 10^{-1}$ (кости)	Сокращение жизни. Почти у всех животных рак костей – 90 %.	5	Инъекция	Muller et al., 1983
^{226}Ra	Мыши	$2,2 \cdot 10^{-1}$ (кости)	Сокращение жизни на 20 %.	4	Инъекция	Schoeters, Vanderborght, 1986

Таблица 11.8
Выборка данных «Радиационные эффекты у лабораторных животных при пожизненном внутреннем облучении от различных альфа-излучателей» (пожизненные лабораторные эксперименты)

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы на орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести эффекта в баллах	Путь введения радионуклида в организм	Библиографическая ссылка
^{237}Np	Крысы Вистар	$7,0 \cdot 10^{-5}$ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенная частота сарком: самцы – 11 % от общего числа в группе; самки – 7 %.	3	Инъекция	Ledvik et al., 1971
^{237}Np	Крысы Вистар	$7,0 \cdot 10^{-5}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Повышенное количество случаев опухолей лёгких – 16 % животных.	3	Внутритрахеальное введение	Ledvik et al., 1971
^{228}Th	Собака бигль	$1,0 \cdot 10^{-4}$ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенное количество сарком костей – 16 %.	3	Внутривенная инъекция	Mays et al., 1987
^{237}Np	Крысы Вистар	$2,0 \cdot 10^{-4}$ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенное количество сарком у самок крыс – 6 %.	2	Инъекция	Ledvik et al., 1971
^{228}Th	Собака бигль	$3,0 \cdot 10^{-4}$ (кости)	Эффект на здоровье. Саркомы костей у 41 % животных.	5	Внутривенная инъекция	Mays et al., 1987
^{237}Np	Крысы Вистар	$3,3 \cdot 10^{-4}$ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенное количество сарком у самок крыс – 8 %.	3	Инъекция	Ledvik et al., 1971
^{237}Np	Крысы Вистар	$4,0 \cdot 10^{-4}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Опухоли лёгких у 20 % облучённых крыс.	4	Внутритрахеальное введение	Ledvik et al., 1971
^{237}Np	Крысы Вистар	$4,0 \cdot 10^{-4}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Опухоли лёгких у 11 % облучённых крыс.	3	Внутритрахеальное введение	Ledvik et al., 1971
^{233}U	Мыши	$6,0 \cdot 10^{-4}$ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенная частота остеосарком – 2 %, также другие опухоли.	2	Инъекция внутривенная	Ellender et al., 2001
^{237}Np	Крысы	$7,7 \cdot 10^{-4}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Повышенная частота образования опухолей лёгких – 3 %.	2	Ингаляция	Dudoignon et al., 2002
^{228}Th	Собака бигль	$8,3 \cdot 10^{-4}$ (кости)	Эффект на здоровье. Саркомы костей образуются почти у всех животных – 90 %.	5	Внутривенная инъекция	Mays et al., 1987
^{237}Np	Крысы Вистар	$1,0 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни около 88 % от контрольной. Саркомы у 14 % самок и 18 % самок.	3	Инъекция	Ledvik et al., 1971

Продолжение таблицы 11.8

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы на орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести эффекта в баллах	Путь введения радионуклида в организм	Библиографическая ссылка
^{212}Pb	Мыши	$1,4 \cdot 10^{-3}$ (тестискулы)	Эффект на здоровье. В половых органах самцов мышей доля выживших сперматозоидов составила 63 %.	3	Инъекция	Howell et al., 1994
^{210}Po	Собаки	$1,5 \cdot 10^{-3}$ (всё тело)	Эффект на здоровье. Рак почек у 20 % облучённых животных.	3	Подкожная инъекция	Калистратова и др., 2012
^{228}Th	Собака бигль	$1,6 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни.	3	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970
^{237}Np	Крысы Вистар	$1,7 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Большое количество сарком – у самок 53 %, у самцов – 19 %.	5	Инъекция	Ledvik et al., 1971
^{237}Np	Крысы	$1,7 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Повышенная частота опухолей лёгких – 5,9 %.	2	Ингаляция	Dudoignon et al., 2002
^{237}Np	Крысы Вистар	$2,0 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Опухоли лёгких у 13 % облучённых животных.	3	Внутритрахеальное введение	Ledvik et al., 1971
^{237}Np	Крысы Вистар	$2,0 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Повышенная частота опухолей лёгких – 9 % облучённых крыс.	3	Внутритрахеальное введение	Ledvik et al., 1971
^{210}Po	Крысы	$2,5 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Хроническая радиационная пневмония.	4	Ингаляция	Yuile et al., 1970
^{233}U	Мыши	$2,6 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Повышенная частота образования остеосарком – 2 %, миелоидная лейкемия – у 4 % облучённых мышей.	2	Инъекция внутривенная	Ellender et al., 2001
^{228}Th	Собака бигль	$3,3 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. У всех облучённых животных саркомы костей – 100 %.	5	Внутривенная инъекция	Mays et al., 1987
^{244}Cm	Собаки	$4,0 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы.	3	Инъекция	Калистратова и др., 2012
^{228}Th	Собака бигль	$4,3 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Выживание после инъекции около 6 лет.	4	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970
^{237}Np	Крысы Вистар	$5,9 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни около 65 % от контрольной. Саркомы у 20% самцов и 41 % самок.	5	Инъекция	Ledvik et al., 1971

Продолжение таблицы 11.8

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы на орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести эффекта в баллах	Путь введения радионуклида в организм	Библиографическая ссылка
²³⁷ Np	Крысы	$6,3 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Высокая частота опухолей лёгких – 29 %.	4	Ингаляция	Dudoignon et al., 2002
²²⁷ Th	Мыши	$6,5 \cdot 10^{-3}$ (кости)	Сокращение жизни. Частота образования остеосарком – 9 %.	3	Инъекция	Muller et al., 1978.
¹⁴⁸ Gd	Мыши	$6,9 \cdot 10^{-3}$ (сперма)	Эффект на здоровье. Снижение выживаемости сперматозоидов.	3	Инъекция	Howell et al., 1997.
²¹² Pb	Мыши	$7,1 \cdot 10^{-3}$ (сперма)	Эффект на здоровье. В сперме доля выживших сперматозоидов составляла 53 %.	3	Инъекция	Howell et al., 1994
²¹⁰ Po	Крысы	$7,2 \cdot 10^{-3}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни в 2 раза короче, чем в контроле.	5	Ингаляция	Yuile et al., 1970
²¹⁰ Po	Собака бигль	$9,7 \cdot 10^{-3}$ (почки)	Сокращение жизни более чем на 50 %. Летальные нефрозы.	5	Инъекция	Bruenger et al., 1990
²³⁷ Np	Крысы Вистар	$1,0 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Саркомы у большинства животных: у самок – 75 %, у самцов – 40 %	5	Инъекция	Ledvik et al., 1971
²³⁷ Np	Крысы Вистар	$1,0 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни около 70 % от нормы.	4	Инъекция	Ledvik et al., 1971
²³⁷ Np	Крысы Вистар	$1,0 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни около 88 % от контрольной. Опухоли лёгких у 28 % облучённых крыс.	4	Внутритрахеальное введение	Ledvik et al., 1971
²⁴⁴ Cm	Крысы	$1,0 \cdot 10^{-2}$ (печень)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни около 70 % от контроля.	4	Инъекция	Москалев et al., 1972
²³⁷ Np	Крысы	$1,2 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Эффект на здоровье. Опухоли лёгких у 29 % облучённых крыс.	4	Ингаляция	Dudoignon et al., 2002
²⁴⁴ Cm	Собаки	$1,3 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы.	4	Инъекция	Калистратова и др., 2012
²²⁷ Th	Мыши	$1,5 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Остеосаркомы (22 %).	4	Инъекция	Muller et al., 1978
²¹⁰ Po	Крысы	$1,9 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Большинство крыс умерло от острой радиационной пневмонии в течение года после ингаляции.	5	Ингаляция	Yuile et al., 1970

Окончание таблицы 11.8

Радионуклид	Тип животного	Мощность дозы на орган-мишень, Гр/сут	Радиационные эффекты у облучённых животных	Степень тяжести эффекта в баллах	Путь введения радионуклида в организм	Библиографическая ссылка
²¹² Pb	Мыши	$2,0 \cdot 10^{-2}$ (сперма)	Эффект на здоровье. В сперме доля выживших сперматозоидов составляла 37 %.	4	Инъекция	Howell et al., 1994
²²⁸ Th	Собака бигль	$2,0 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни после инъекции около 3 лет.	5	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970
²⁴⁴ Cm	Крысы	$2,1 \cdot 10^{-2}$ (печень)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни составляла 60 % от контрольной.	5	Инъекция	Москалев et al., 1972
²³⁷ Np	Крысы Вистар	$5,0 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни составляла 72 % от контрольной.	4	Внутрибрюшное введение	Ledvik et al., 1971
²⁴⁴ Cm	Крысы	$5,2 \cdot 10^{-2}$ (печень)	Сокращение жизни на 40 % от контроля.	5	Инъекция	Москалев et al., 1972
²⁴⁴ Cm	Собаки	$5,5 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Лейкозы.	4	Инъекция	Калистратова и др., 2012
²¹² Pb	Мыши	$6,8 \cdot 10^{-2}$ (сперма)	Эффект на здоровье. В сперме доля выживших сперматозоидов составляла 10 %.	4	Инъекция	Howell et al., 1994
²²⁸ Th	Собака бигль	$7,0 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Сокращение жизни. Время жизни после инъекции около 2 лет (контроль – 15 лет).	5	Инъекция	Dougherty, Rosenblatt, 1970
²³⁷ Np	Крысы Вистар	$7,1 \cdot 10^{-2}$ (лёгкие)	Сокращение жизни. Продолжительность жизни около 65 % от контрольной.	5	Внутрибрюшное введение	Ledvik et al., 1971
²⁴⁴ Cm	Собаки	$9,4 \cdot 10^{-2}$ (кости)	Эффект на здоровье. Лейкозы.	4	Инъекция	Калистратова и др., 2012
²⁴⁴ Cm	Крысы	$1,0 \cdot 10^{-1}$ (печень)	Сокращение жизни на 14 % от контроля.	3	Инъекция	Москалев и др., 1972

Статистические оценки порогов радиочувствительности млекопитающих животных к облучению от депонированных альфа-излучателей

Используя те же методы непараметрической статистики, которые были применены для определения нижних порогов появления эффектов у животных при воздействии низкоионизирующего излучения (см. раздел 11.3), были определены граничные величины мощности дозы пожизненного облучения альфа-излучателями (высокоионизирующая радиация), при которых начинают проявляться статистически значимые эффекты на здоровье облучаемых животных.

При выполнении непараметрического анализа рядов данных по радиационным эффектам альфа-излучателей у млекопитающих животных были поставлены следующие задачи:

- определение обобщённого порога радиочувствительности млекопитающих $TDR5(\alpha)_{generic}$ с использованием всей базы данных;
- определение порогов радиочувствительности млекопитающих по отдельным альфа-излучающим радионуклидам: плутонию $TDR5(Pu)$, америцию $TDR5(Am)$, радю $TDR5(Ra)$;
- определение обобщённого порога радиочувствительности отдельно для долгоживущих животных (собаки) и животных с коротким жизненным циклом (мыши, крысы).

Непараметрическое определение нижней 5 % зоны в ранжированных по мощности дозы рядах данных по эффектам от альфа-излучателей проводилось по стандартной процедуре, описанной в разделе 11.3.

Для определения обобщённого порога радиочувствительности по альфа-излучателям использовалась вся база данных; пороги чувствительности по отдельным радионуклидам определяли с использованием выборок из базы по соответствующим нуклидам; пороги чувствительности по разным видам животных определяли с использованием выборок по этим животным.

На рис. 11.3 представлены кумулятивные распределения частот встречаемости данных о радиационных эффектах пожизненного облучения животных депонированными альфа-излучателями в зависимости от мощности дозы облучения. Для сравнения на этом же графике показано распределение кумулятивных частот встречаемости эффектов при воздействии редкоионизирующего облучения. Уже при первом взгляде на кривые, представленные на рис. 1.3, становится очевидной драматическая разница между радиотоксичностью альфа-излучателей

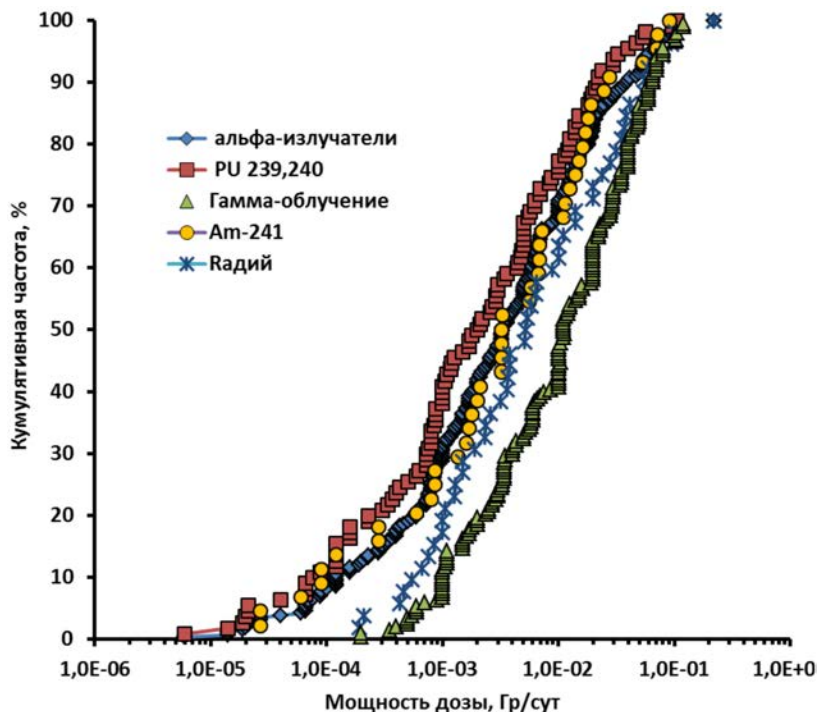


Рис. 11.3. Распределения кумулятивных частот опубликованных данных о радиационных эффектах при пожизненном облучении животных в зависимости от уровней облучения. Представлены кривые по альфа-излучателям, гамма-излучению, изотопам плутония, изотопам радия (Sazykina, Kryshev, 2009, 2016)

и редкоизирующего облучения (гамма-облучения). Для альфа-излучения нижняя граница мощностей доз, соответствующая порогу развития радиационных эффектов, сдвинута в сторону меньших уровней облучения по сравнению с нижним порогом эффектов от низкоуровневого облучения. Так, радиационные эффекты от альфа-облучения начинают проявляться на статистически достоверном уровне в диапазоне 10^{-6} – 10^{-5} Гр/сут пожизненного облучения, в то время как для гамма-облучения отсутствуют данные о каких-либо значимых радиационных эффектах вплоть до 10^{-4} Гр/сут.

Результаты непараметрического определения количественного значения 5 % нижнего порога появления радиационных эффектов от альфа-излучателей, депонированных в организм млекопитающих животных, приведены в табл. 11.9.

Таблица 11.9

**Нижние 5 % пороги (TDR5) радиационных эффектов
у млекопитающих животных при пожизненном облучении
депонированными альфа-излучателями, определение методами
непараметрической порядковой статистики
(Sazykina, Kryshev, 2016)**

Тип эффекта	Вид животных	Радионуклид	Число записей в базе данных	TDR5, Гр·сут ⁻¹	95 % доверительные интервалы, Гр·сут ⁻¹
Эффекты на здоровье и/или время жизни	Объединённые данные	Альфа-излучатели (все данные)	256	$6,6 \cdot 10^{-5}$	$2,0 \cdot 10^{-5} - 9,0 \cdot 10^{-5}$
Эффекты на здоровье и/или время жизни	Объединённые данные	²³⁹ Pu, ²³⁸ Pu	109	$2,0 \cdot 10^{-5}$	$6,0 \cdot 10^{-6} - 6,0 \cdot 10^{-5}$
Эффекты на здоровье и/или время жизни	Объединённые данные	²⁴¹ Am	44	$2,7 \cdot 10^{-5}$	$2,7 \cdot 10^{-5} - 9,0 \cdot 10^{-5}$ *
Эффекты на здоровье и/или время жизни	Объединённые данные	²²⁶ Ra, ²²⁸ Ra, ²²⁴ Ra	52	$2,1 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-4} - 4,6 \cdot 10^{-4}$ *
Эффекты на здоровье и/или время жизни	Собаки	Альфа-излучатели	141	$2,7 \cdot 10^{-5}$	$1,4 \cdot 10^{-5} - 7,7 \cdot 10^{-5}$
Эффекты на здоровье и/или время жизни	Мыши, крысы	Альфа-излучатели	115	$2,0 \cdot 10^{-4}$	$7,0 \cdot 10^{-4} - 5,1 \cdot 10^{-4}$
Эффекты на здоровье	Объединённые данные	Альфа-излучатели, (все данные)	141	$2,7 \cdot 10^{-5}$	$1,9 \cdot 10^{-5} - 7,0 \cdot 10^{-5}$
Сокращение жизни	Объединённые данные	Альфа-излучатели, (все данные)	115	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$4,0 \cdot 10^{-5} - 8,5 \cdot 10^{-4}$
Эффекты на здоровье, продолжительность жизни, сокращение репродукции	Объединённые данные, редкоиониз. нуклиды (Sazykina et al., 2009)	Гамма- и бета-излучатели	202	$1,0 \cdot 10^{-3}$	$7,9 \cdot 10^{-4} - 1,3 \cdot 10^{-3}$

Примечание. * – 75 % доверительные интервалы.

Различия в радиотоксичности отдельных альфа-излучающих элементов.

Обобщённый нижний 5 % порог радиочувствительности млекопитающих находится на уровне $TDR5(\alpha)_{generic} = 6,6 \cdot 10^{-5}$ Гр/сут. Доверительные интервалы (95 %) приведены в табл. 11.9. Для оценки относительной радиотоксичности альфа-излучателей величина $TDR5(\alpha)_{generic}$ сравнивалась с нижним 5 % порогом эффектов от редкоизионизирующих (γ, β) излучений $TDR5_{low-LET}$, равным 10^{-3} Гр/сут (Sazykina et al., 2009). Отношение границ радиотоксичности даёт оценку относительной биологической эффективности альфа-облучения $RBE(\alpha)_{generic} = TDR5_{low-LET} : TDR5(\alpha)_{generic} = 15$. Таким образом, обобщённый взвешивающий коэффициент $w_R(\alpha) = 15$ может использоваться в качестве релевантного значения, обобщённого по всей группе альфа-излучателей, при расчётах доз на наиболее радиочувствительных млекопитающих животных.

Выборки из базы данных были сделаны по отдельным альфа-излучающим нуклидам. Построенные кривые распределения кумулятивных частот обнаружения радиационных эффектов в зависимости от мощности дозы представлены на рис. 11.3 для плутония, америция и радия. Из графиков отчётливо видно, что изотопы плутония имеют значительно более низкий порог появления радиационных эффектов ($2 \cdot 10^{-5}$ Гр/сут), по сравнению с изотопами радия ($2,1 \cdot 10^{-4}$ Гр/сут), и это различие статистически значимо (см. табл. 11.9). Америций (^{241}Am) имеет практически тот же порог появления радиационных эффектов на здоровье, как и плутоний, различия с плутонием статистически незначимы (см. табл. 11.9). Таким образом, группа альфа-излучателей не является однородной по радиотоксичности, и токсичность плутония намного выше, чем токсичность радия.

Определение относительной биологической эффективности изотопов плутония (RBE или ОБЭ) по соотношению порогов радиочувствительности даёт значение

$$RBE(Pu) = \frac{TDR5_{lowLET}}{TDR5(Pu)} = 50.$$

Относительная радиотоксичность радия значительно ниже, чем у плутония: $RBE(Ra) = 4,5$.

Обобщённый нижний порог эффектов для всей группы альфа-излучателей, естественно, оказывается между порогом радиочувствительности для плутония и радия, при этом все эти величины

располагаются в области более низких мощностей дозы по сравнению с порогом радиочувствительности к редкоизионизирующей радиации, т.е. $TDR5(Pu) < TDR5(Ra) < TDR5_{low-LET}$.

Различия в радиотоксичности между плутонием и радием могут быть обусловлены различным микрораспределением этих элементов в костях: так, плутоний депонируется ближе к радиочувствительному костному мозгу, а радий депонируется в неорганической костной матрице (ICRP, 1967; Miller, 2002; Москалев, 1989). Кроме того, плутоний является и гепатотоксичным элементом, из крови он депонируется в печени (около 45 % от содержания в крови); депонирование же радия в крови мало (1–2 % от содержания в крови) (ICRP, 1986).

По результатам определения порогов радиочувствительности к хроническому облучению можно заключить, что взвешивающие коэффициенты должны выбираться различными для разных альфа-излучающих элементов в зависимости от их специфической радиотоксичности: $w_R(Pu) = 50$; $w_R(^{241}Am) = 50$; $w_R(Ra) = 5$. Эти значения могут быть использованы при расчётах эквивалентных доз для млекопитающих животных.

Различия в радиочувствительности к альфа-эмиттерам животных с коротким и длинным жизненным циклом

На следующем этапе анализа данных по альфа-излучателям из базы данных были сделаны выборки отдельно по животным с относительно коротким жизненным циклом (мыши, продолжительность жизни в лабораторных условиях около 2 лет) и животным с относительно длинным жизненным циклом (крупные собаки, жизненный цикл – около 15 лет).

Два графика на рис. 11.4 показывают кумулятивные частоты хронических мощностей доз, при которых экспериментально обнаруживали радиационные эффекты, графики были построены отдельно по видам – собаки и мыши. Кумулятивные кривые частот встречаемости эффектов обнаруживают выраженные различия в радиочувствительности к пожизненному внутреннему альфа-облучению. Повреждающие эффекты радиации у собак начинают проявляться при более низких уровнях облучения по сравнению с мышами. Нижний 5 % порог появления радиационных эффектов у собак составил $2,7 \cdot 10^{-5}$ Гр/сут, а у мышей – $2,0 \cdot 10^{-4}$ Гр/сут, т.е. мыши оказались в 7 раз менее радиочувствительны по сравнению с собаками; это различие в точности обратно

пропорционально отношению естественных продолжительностей жизни этих животных. Объяснение этому феномену может быть следующее: радиационные эффекты на здоровье начинают явно проявляться при накоплении в органе-мишени определённой пороговой дозы облучения за жизнь; эта пороговая доза, по-видимому, одинакова для млекопитающих животных. Соответствующие мощности дозы при этом оказываются обратно пропорциональными времени жизни животного (мощность дозы = доза / (время жизни)).

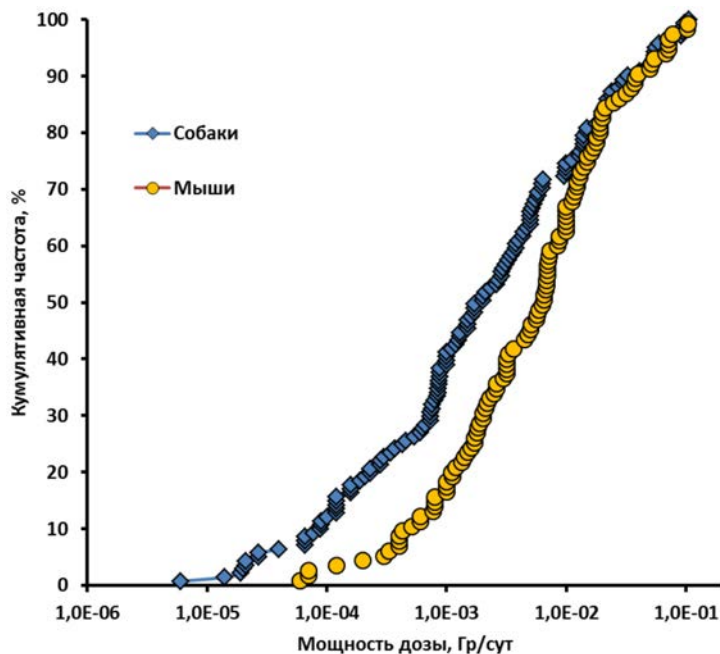


Рис. 11.4. Сравнение распределений кумулятивных частот опубликованных данных о радиационных эффектах у животных с коротким (мыши) и длинным (собаки) жизненным циклом. Животные подвергались пожизненному хроническому облучению от альфа-излучателей.

Сопоставление тяжести радиационных эффектов от альфа-эмиттеров по сравнению с редкоизионизирующим излучением

Анализ базы данных по радиационным эффектам альфа-излучателей обнаруживает их высокую радиотоксичность при депонировании в животных по сравнению с редкоизионизирующим излучением (например

гамма-излучением). Специфическим свойством действия альфа-излучателей является их высокая канцерогенная активность; многочисленные публикации описывают частые случаи опухолей, развивающихся у животных под действием альфа-эмиттеров. При действии редкоизионизирующего излучения опухоли относительно редко обнаруживаются у животных, особенно в дикой природе. Напомним, что в соответствии с определением, величины относительной биологической эффективности излучений по отношению к стандартному гамма-излучению (RBE, или ОБЭ) рассчитываются как отношение мощностей доз, приводящих к одинаковым (или сходным) радиационным эффектам.

Из общего массива данных были сделаны выборки по эффектам одинаковой степени тяжести (в баллах). На рис. 11.5 представлено распределение эффектов в баллах тяжести вдоль оси мощностей дозы. Для сравнения приведены баллы тяжести и для редкоизионизирующего излучения.

Распределение радиационных эффектов по баллам тяжести, представленное на рис. 11.5, ясно показывает, что депонированные в животных альфа-эмиттеры систематически демонстрируют более тяжёлые радиационные эффекты, чем гамма-излучатели при той же мощности дозы.

По распределению тяжести эффектов от альфа-эмиттеров можно сделать следующие выводы:

- эффекты с баллом 1 (наименьшая тяжесть) появляются в зоне очень малых мощностей дозы (10^{-6} – 10^{-5} Гр/сут);

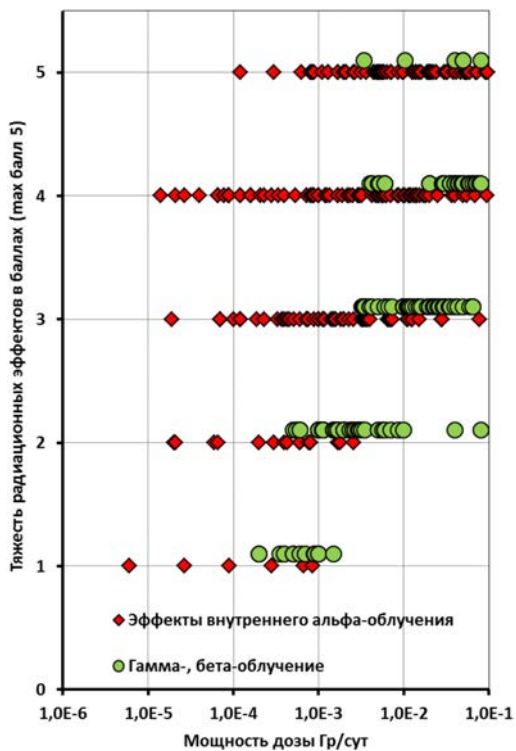


Рис. 11.5. Зависимости тяжести радиационных эффектов от мощности дозы хронического облучения для редко- и плотноизионизирующих излучений (Sazykina et al., 2009, 2016).

- в диапазоне 10^{-5} – 10^{-4} Гр/сут тяжесть эффектов быстро возрастает с увеличением интенсивности облучения до балла 3, а в некоторых случаях – до балла 4, которые ассоциируются с умеренным сокращением жизни;

- в диапазоне 10^{-4} – 10^{-3} Гр/сут тяжесть эффектов представляет смесь баллов 3 и 4, появляется небольшое количество эффектов с баллом 5 (наивысшим);

- выше 10^{-3} Гр/сут эффекты альфа-облучения имеют высокие баллы тяжести – 4 и 5, которые ассоциируются со значительным сокращением продолжительности жизни и множественными опухолями (вплоть до наличия опухолей у 100 % облучённых животных).

Следует отметить, что повреждения, наносимые альфа-частицами, не репарируются, и доза облучения строго суммируется по времени облучения.

Для редкоизионизирующего облучения (преимущественно гамма-облучения) распределение эффектов по тяжести у животных имеет следующий вид:

- ниже уровня 10^{-4} Гр/сут в базе данных отсутствуют сведения о каких-либо достоверных эффектах на здоровье;

- в диапазоне 10^{-4} – 10^{-3} Гр/сут появляются небольшие эффекты на здоровье, балл тяжести – 1;

- в диапазоне 10^{-3} – 10^{-2} Гр/сут редкоизионизирующее облучение даёт эффекты с баллом тяжести 2, также небольшое количество эффектов с баллом 3;

- в диапазоне 10^{-2} – 10^{-1} Гр/сут тяжесть наблюдавшихся эффектов соответствует баллам 3 и 4 с небольшим количеством эффектов с баллом 5. Мощности доз выше 10^{-1} Гр/сут не были включены в базу данных по хроническому облучению, поскольку они вызывают острые лучевые поражения.

Следует напомнить, что повреждения от редкоизионизирующего облучения являются частично саморепарируемыми, в связи с этим часть облучения оказывается неэффективной, это так называемый эффект «потерянной» радиации (wasted radiation) (Mole, 1955; UNSCEAR, 1982).

В целом при распределении по шкале тяжести «мощность дозы – эффект» сходные по тяжести эффекты альфа-облучения располагаются в зоне значительно меньших мощностей дозы по сравнению с гамма- и бета-облучением.

Результаты непараметрического определения нижних 5% порогов появления эффектов разной степени тяжести по всем альфа-излучателям приведены на рис. 11.5 в сравнении с соответствующими порогами для редкоизирующего облучения. Относительные радиотоксичности альфа-эмиттеров были рассчитаны на основе сравнения нижних порогов эффектов равной степени тяжести по всем данным; RBE оказались равными: 33 (1 балл тяжести); 28 (2-й балл), 83 (3-й балл), 61 (4-й балл) и 13 (5-й балл). Усредняя, можно сделать вывод, что для эффектов альфа-облучения на здоровье без сокращения жизни (баллы 1–2) релевантным является значение $RBE(\alpha)_{grade\ 1,2} = 30$; для эффектов на здоровье с умеренным сокращением жизни $RBE(\alpha)_{grade\ 3,4} = 70$; для тяжёлых эффектов со значительным сокращением жизни (балл 5) – $RBE(\alpha)_{grade\ 5} = 13$.

Результаты, полученные при непараметрическом анализе экспериментальных данных из международных радиобиологических архивов, дают основания для корректного выбора значений взвешивающих коэффициентов w_R при расчёте эквивалентных доз и ожидаемых эффектов у биоты от депонированных альфа-эмиттеров.

11.5. Современные международные рекомендации по защите флоры и фауны от повреждающего действия ионизирующей радиации

В соответствии с публикацией МКРЗ (ICRP, 2008, 2014) в качестве границ допустимого радиационного воздействия на объекты биоты принимаются следующие значения мощности дозы хронического облучения: $D_{max} = 1,0$ мГр/сут – для млекопитающих, позвоночных животных и сосны обыкновенной; $D_{max} = 10$ мГр/сут – для растений (кроме сосны обыкновенной) и беспозвоночных животных.

С учётом возможной неопределённости в оценках мощности дозы облучения рекомендуется использовать коэффициент запаса 10 при проведении скрининговой оценки радиационного воздействия на объекты биоты (Garnier-Laplace et al., 2004, 2006), т.е. использовать в этих целях следующие критерии: $D_{min} = 0,1$ мГр/сут – для млекопитающих, позвоночных животных и сосны обыкновенной; $D_{min} = 1$ мГр/сут – для растений (кроме сосны обыкновенной) и беспозвоночных животных.

Для значений мощности дозы облучения референтных объектов биоты ниже D_{min} отсутствуют сведения о статистически значимых

детерминированных эффектах радиации на заболеваемость, репродукцию и продолжительность жизни биоты (ICRP, 2008, 2014).

В случае, когда мощность дозы облучения объектов биоты превышает уровень D_{min} , но остаётся меньше уровня D_{max} , это не будет само по себе означать невыполнение требования обеспечения радиационной безопасности объектов биоты, однако рекомендуется проведение уточнённых оценок локальных дозовых нагрузок для снижения неопределённости в оценках мощности дозы облучения объектов биоты. При превышении уровня D_{max} необходимо проведение природоохранных мероприятий, направленных на сохранение благоприятной окружающей среды.

Величины допустимого радиационного воздействия могут быть выражены через производные параметры, такие как контрольные концентрации радионуклидов в компонентах природной среды, что удобно для практического применения при оценке радиоэкологической обстановки по данным мониторинга (см. главу 12).

Глава 12. Расчёт контрольных уровней содержания радионуклидов в окружающей среде, обеспечивающих радиационную защиту природных объектов

В число основных задач радиационного мониторинга, наряду с проведением регулярных наблюдений, входит анализ информации о радиационной обстановке в целях выявления её изменений под воздействием природных и антропогенных факторов. Для корректной интерпретации данных мониторинга необходимо производить их сопоставление с критериями оценки радиационной обстановки, обеспечивающими радиационную и экологическую безопасность (Мониторинг, 2018).

В связи с этим необходимо определить конкретные количественные критерии обеспечения радиационной защиты экосистем. Для удобства применения на практике целесообразно использовать в качестве таких критериев контрольные концентрации радионуклидов в компонентах природной среды, рассчитанные таким образом, чтобы

их непревышение обеспечивало бы отсутствие негативных радиационно-экологических эффектов для природной биоты, популяций и экосистем. В методических рекомендациях (Рекомендации Росгидромета, 2016а, 2016б, 2019, 2020, 2021), разработанных под научным руководством авторов с учётом современного научно-методического опыта в области радиационной безопасности окружающей среды, представлен порядок расчёта контрольных концентраций техногенных радионуклидов в компонентах природной среды (морские и пресные воды, донные отложения, почва, атмосферный воздух). Контрольные уровни содержания радионуклидов в компонентах природной среды могут быть непосредственно сопоставлены с данными прямых измерений характеристик радиоактивного загрязнения, что даёт возможность их применения для интерпретации данных мониторинга.

В связи с огромным видовым разнообразием биосферы и практической невозможностью оценить радиационное воздействие на каждый вид биоты оценки радиационной безопасности окружающей среды проводятся для небольшого числа референтных экологических групп, репрезентативных для различных экосистем. Для выбора представительных объектов природной среды используются следующие критерии (Рекомендации Росгидромета, 2015; Sazykina et al., 2002): экологическая значимость объекта, доступность для радиоэкологического мониторинга, величина дозы облучения, радиочувствительность, способность к самовосстановлению. Результаты оценок для представительных организмов являются основой для анализа экологических рисков и регулирования радиационной безопасности окружающей среды.

В качестве основного показателя для оценки промышленного радиационного воздействия используется обусловленная им мощность дозы облучения представительных объектов биоты. Критерием отсутствия значимого экологического риска служит условие непревышения безопасного уровня облучения (БУОБ) для различных групп животных и растений.

В соответствии с (Рекомендации Росгидромета, 2015; ICRP, 2009) в качестве критерия предельно допустимого радиационного воздействия на биоту принимаются значения мощности дозы $P_{max} = 1$ мГр/сут – для позвоночных животных и сосны *Pinus sylvestris*, $P_{max} = 10$ мГр/сут – для беспозвоночных животных и растений (кроме сосны).

С учётом возможной неопределённости в оценках мощности дозы облучения рекомендуется использовать коэффициент запаса 10 при

предварительной (скрининговой) оценке радиационного воздействия на биоту, т.е. использовать в этом случае следующие критерии экологически безопасного облучения: $P_{min} = 0,1$ мГр/сут – для позвоночных животных и сосны *Pinus sylvestris*, $P_{min} = 1$ мГр/сут – для беспозвоночных животных и растений (кроме сосны) (Рекомендации Росгидромета, 2015).

Результаты оценки радиационной безопасности окружающей среды используются при выработке и принятии решения о необходимости ограничения радиационного воздействия на окружающую среду и проведении природоохранных мероприятий. При значениях мощности дозы облучения представительных организмов биоты меньших P_{min} не требуется проведения каких-либо мероприятий для обеспечения экологической безопасности. В случае, когда мощность дозы превышает уровень P_{min} , но остаётся меньше P_{max} , рекомендуется проведение дополнительных исследований по снижению неопределённости в оценках мощности дозы облучения представительных организмов. Оценивается необходимость проведения природоохранных мероприятий с учётом экологических, технологических и экономических факторов. При превышении уровня P_{max} необходимо проведение природоохранных мероприятий, направленных на сохранение благоприятной окружающей среды.

Сложившаяся практика нормирования качества окружающей среды по уровню радиоактивности базируется в основном на гигиенических нормативах. Дополнительно необходимо создать систему природоохранного нормирования, обеспечивающую радиационную безопасность окружающей среды. В соответствии с Постановлением Правительства Российской Федерации от 13 февраля 2019 г. № 149 (Постановление, 2019) необходима разработка и установление нормативов качества окружающей среды, в том числе по показателям уровней радиоактивности, в целях обеспечения благоприятных условий жизнедеятельности человека, рационального использования природных ресурсов, сохранения естественных экологических систем. Нормативы качества должны быть разработаны и установлены для отдельных компонентов природной среды – атмосферного воздуха, вод поверхностных водных объектов, почв и др.

В настоящей главе излагаются результаты научно-методических исследований по разработке контрольных уровней содержания радионуклидов в компонентах природной среды, обеспечивающих радиационную безопасность окружающей среды.

12.1. Расчёт контрольных уровней содержания радионуклидов в морской среде на основе экологических и радиационно-гигиенических критериев

В настоящее время отсутствуют экологические стандарты обеспечения радиационной безопасности морской среды. Это значительно затрудняет охрану окружающей среды и рациональное использование морских ресурсов в условиях развития ядерных технологий. Основным источником дополнительного облучения населения от контакта с морской средой является потребление морепродуктов. Морская вода в настоящее время практически не используется населением России для питьевого водоснабжения. По этой причине на концентрации радионуклидов в морской воде не распространяются требования норм радиационной безопасности НРБ-99/2009 регламентирующих содержание радионуклидов в питьевой воде, в том числе связанных с установлением уровней вмешательства.

Методология оценки контрольных концентраций радионуклидов в морской воде, при которых обеспечивается радиационная безопасность населения, а также морской флоры и фауны, была разработана в работах (Гусев, 1975; Шеханова, 1983; Катков, 1985; Сазыкина и Крышев, 1999, 2001; Kryshev and Sazykina, 2002; Sazykina, Kryshev, 2002в; Крышев и др., 2002, 2017; Рекомендации Росгидромета, 2016а).

В соответствии с Публикацией МКРЗ 108 (ICRP, 2009) рекомендуется выбирать в качестве представительных объектов для оценки радиационного воздействия следующие группы водной биоты: пелагическая рыба, придонная рыба, моллюски, ракообразные, водные растения, водоплавающие птицы, водные млекопитающие.

Мощность дозы внутреннего облучения n -го гидробионта от инкорпорированного i -го радионуклида $D_{i,n}^{int}$, мГр/сут рассчитывается по формуле

$$D_{i,n}^{int} = DCF_{i,n}^{int} \cdot CF_{i,n} \cdot C_i, \quad (12.1)$$

где $DCF_{i,n}^{int}$ – фактор дозовой конверсии для внутреннего облучения n -го гидробионта от i -го радионуклида, (мГр/сут)/(Бк/кг); C_i – удельная активность i -го радионуклида в воде, Бк/л; $CF_{i,n}$ – коэффициент накопления i -го радионуклида в организме n -го гидробионта, л/кг. Численные значения факторов дозовой конверсии $DCF_{i,n}^{int}$ и равновесных значений $CF_{i,n}$ для внутреннего облучения гидробионтов взяты из базы

значений международной программы по расчёту доз на биоту ERICA Tool (www.ERICA-tool.com) и Рекомендаций Росгидромета (РД 52.18.820–2015).

Мощность дозы внешнего облучения n -го представительного объекта водной биоты от i -го радионуклида, содержащегося в воде и донных отложениях, $D_{i,n}^{ext}$, мГр/сут, оценивают по формуле

$$D_{i,n}^{ext} = DCF_{i,n}^{ext,w} \cdot C_i + DCF_{i,n}^{ext,s} \cdot K_{d,i} \cdot C_i \cdot \tau_n^s, \quad (12.2)$$

где $DCF_{i,n}^{ext,w}$ – фактор дозовой конверсии для внешнего облучения n -го гидробионта от i -го радионуклида, содержащегося в воде (мГр/сут)/(Бк/л); $DCF_{i,n}^{ext,s}$ – фактор дозовой конверсии для внешнего облучения n -го гидробионта от i -го радионуклида, содержащегося в донных отложениях, (мГр/сут)/(Бк/кг); $K_{d,i}$ – коэффициент распределения i -го радионуклида между водой и донными отложениями, л/кг; τ_n^s – доля времени, которую n -й гидробионт проводит вблизи дна, безразмерная. Численные значения факторов дозовой конверсии для внешнего облучения референтных экологических групп организмов $DCF_{i,n}^{ext,w}$ и $DCF_{i,n}^{ext,s}$, значения τ_n^s для водных экосистем взяты из базы значений международной программы по расчёту доз на биоту ERICA Tool (www.ERICA-tool.com) и Рекомендаций Росгидромета Р 52.18.820–2015. Значения коэффициентов накопления радионуклидов в представительных организмах морской биоты и коэффициентов распределения радионуклидов между морской водой и донными отложениями рекомендуется определять на основе данных наблюдений. В случае отсутствия таких данных используются значения, представленные в Рекомендациях Р 52.18.820–2015 и публикациях (IAEA, 2001, 2004, 2014; ICRP, 2009).

Определим контрольную концентрацию радионуклида в воде по экологическому критерию $KK_{i,n}^w$ как объёмную активность i -го радионуклида (Бк/л), постоянный уровень которой соответствует получению n -м гидробионтом мощности дозы (усреднённой за год), равной пороговому уровню.

С учётом соотношений (12.1) и (12.2) контрольная концентрация i -го радионуклида в воде по экологическому критерию вычисляется по формулам

$$KK_{i,n}^w = \frac{D_{n,\max}}{DCF_{i,n}^{int} \cdot CF_{i,n} + DCF_{i,n}^{ext,w} + DCF_{i,n}^{ext,s} \cdot K_{d,i} \cdot \tau_n^s}; \quad (12.3)$$

$$KK_i^w = \min_n (KK_{i,n}^w), \quad (12.4)$$

где $D_{n, \max}$ – пороговый уровень допустимого радиационного воздействия для n -го гидробионта (1 мГр/сут – для рыб, водоплавающих птиц и водных млекопитающих; 10 мГр/сут – для моллюсков, ракообразных и водных растений). Непревышение наименьшего значения $KK_{i,n}^w$ из всех референтных организмов, присутствующих в экосистеме, гарантирует устойчивое функционирование всей экосистемы, а также сохранение биологического видового разнообразия.

Данный подход применён для определения контрольных концентраций техногенных радионуклидов в водной среде по экологическому критерию. Расчёты $KK_{i,n}^w$ выполнены для основных экологических групп водных организмов.

В табл. 12.1 представлены расчётные значения контрольных концентраций техногенных радионуклидов $KK_{i,n}^w$ в морской воде по экологическому критерию, т.е. если объёмная активность i -го радионуклида в морской воде не превышает указанного в табл. 12.1 значения $KK_{i,n}^w$, то усреднённая за год мощность дозы облучения n -го гидробионта не превысит порогового уровня, и можно ожидать отсутствие каких-либо негативных радиационных эффектов для данной экологической группы организмов.

При определении значений KK_i^w как наименьших из $KK_{i,n}^w$ по формуле (12.4) и, соответственно, критических экологических групп организмов наиболее важное значение имеют различия в путях облучения. Критическими являются те экологические группы, для которых характерны повышенные коэффициенты накопления из воды: морские млекопитающие (^{32}P , $^{110\text{m}}\text{Ag}$), водные растения (^{99}Tc , ^{241}Am , изотопы I и Pu); организмы, обитающие вблизи дна (^{54}Mn , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{106}Ru , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{140}La , изотопы Eu). Результирующие значения KK_i^w для морской экосистемы отражают относительную радиационно-экологическую опасность различных радионуклидов (как будет обсуждаться далее, она зачастую не совпадает с относительной радиационно-гигиенической значимостью радионуклидов из-за существенных различий в путях облучения человека и морской биоты).

При наличии в морской воде смеси техногенных радионуклидов, для обеспечения радиационной безопасности морской биоты должно выполняться условие:

$$\sum_i \frac{C_i}{KK_i^w} < 1, \quad (12.5)$$

где C_i – объёмная активность i -го радионуклида в морской воде.

Отметим, что в настоящее время отсутствуют установленные санитарные нормативы содержания техногенных радионуклидов в морской воде.

Выполним оценку уровня объёмной активности i -го радионуклида в морской воде, при котором годовая доза облучения критической группы населения (рыбаки) от потребления морской рыбы и морепродуктов составит 0,1 мЗв/год (10 % от годового дозового предела по НРБ-99/2009). Такой уровень (будем называть его «контрольная концентрация i -го радионуклида в морской воде по гигиеническому критерию $KK_{i,h}^w$, Бк/л») можно оценить по формуле

$$KK_{i,h}^w = \frac{0,1}{E_{i,h} \cdot \sum_k CF_{i,k} \cdot R_k}, \quad (12.6)$$

где $E_{i,h}$ – дозовые коэффициенты для облучения взрослого человека при поступлении i -го радионуклида с пищей, мЗв/Бк; $CF_{i,k}$ – коэффициент накопления i -го радионуклида в k -м продукте питания (морская рыба, ракообразные, моллюски), л/кг; R_k – количество потребляемой рыбы и морепродуктов, кг/год. Для расчётных оценок приняты следующие величины годового потребления морепродуктов для критической группы взрослых лиц из приморских районов: морская рыба – 60 кг, морские ракообразные – 2 кг, морские моллюски – 2 кг.

Таблица 12.1

Значения контрольных концентраций техногенных радионуклидов в морской воде по экологическим критериям для различных экологических групп организмов

Радионуклид	$KK_{i,n}^w$, Бк/л					
	Рыба пелагическая	Рыба придонная	Морские моллюски	Морские растения	Морские ракообразные	Морские млекопитающие
^3H	$4,2 \cdot 10^6$	$4,2 \cdot 10^6$	$4,2 \cdot 10^7$	$4,2 \cdot 10^7$	$4,2 \cdot 10^7$	$4,2 \cdot 10^6$
^{14}C	$7,2 \cdot 10^1$	$7,2 \cdot 10^1$	$7,4 \cdot 10^2$	$1,5 \cdot 10^3$	$1,4 \cdot 10^3$	$8,5 \cdot 10^1$
^{32}P	$1,1 \cdot 10^0$	$1,1 \cdot 10^0$	$1,2 \cdot 10^1$	$1,5 \cdot 10^1$	$4,0 \cdot 10^1$	$5,5 \cdot 10^{-1}$
^{51}Cr	$4,2 \cdot 10^4$	$3,0 \cdot 10^2$	$2,6 \cdot 10^3$	$2,4 \cdot 10^3$	$2,8 \cdot 10^3$	$1,5 \cdot 10^4$
^{54}Mn	$8,1 \cdot 10^2$	$2,7 \cdot 10^{-1}$	$2,5 \cdot 10^0$	$2,5 \cdot 10^0$	$2,8 \cdot 10^0$	$3,5 \cdot 10^1$
^{57}Co	$2,8 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^1$	$1,2 \cdot 10^2$	$1,1 \cdot 10^2$	$1,3 \cdot 10^2$	$1,4 \cdot 10^3$
^{58}Co	$7,6 \cdot 10^2$	$1,6 \cdot 10^0$	$1,5 \cdot 10^1$	$1,4 \cdot 10^1$	$1,6 \cdot 10^1$	$2,5 \cdot 10^2$
^{60}Co	$3,1 \cdot 10^2$	$6,1 \cdot 10^{-1}$	$5,7 \cdot 10^0$	$5,6 \cdot 10^0$	$6,1 \cdot 10^0$	$1,1 \cdot 10^2$
^{59}Ni	$1,0 \cdot 10^4$	$1,0 \cdot 10^4$	$9,8 \cdot 10^4$	$5,0 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10^5$	$6,1 \cdot 10^4$

Окончание таблицы 12.1

Радио- нук- лид	$KK_{i,n}^w$, Бк/л					
	Рыба пела- гическая	Рыба придонная	Морские моллюски	Морские растения	Морские ра- кообразные	Морские мле- копитающие
⁶³ Ni	4,2·10 ³	4,2·10 ³	4,2·10 ⁴	2,1·10 ⁴	7,6·10 ⁴	2,5·10 ⁴
⁶⁵ Zn	1,1·10 ³	1,1·10 ¹	1,1·10 ²	1,0·10 ²	5,9·10 ¹	2,3·10 ²
⁹⁰ Sr	2,2·10 ⁴	2,2·10 ⁴	2,2·10 ⁵	8,4·10 ⁴	5,1·10 ⁴	4,6·10 ⁴
⁹⁵ Zr	1,6·10 ⁴	3,1·10 ⁻¹	2,9·10 ⁰	2,8·10 ⁰	3,1·10 ⁰	1,7·10 ³
⁹⁵ Nb	1,6·10 ⁴	7,4·10 ⁻¹	6,9·10 ⁰	6,8·10 ⁰	7,6·10 ⁰	1,8·10 ³
⁹⁹ Tc	9,0·10 ³	9,0·10 ³	9,0·10 ⁴	2,4·10 ²	3,3·10 ²	3,0·10 ⁴
¹⁰³ Ru	9,7·10 ⁴	2,4·10 ¹	2,3·10 ²	2,1·10 ²	2,4·10 ²	7,1·10 ³
¹⁰⁶ Ru	2,4·10 ⁴	2,7·10 ¹	2,1·10 ²	9,6·10 ¹	3,0·10 ²	1,8·10 ³
^{110m} Ag	2,0·10 ¹	9,4·10 ⁰	1,1·10 ²	1,3·10 ²	6,8·10 ¹	2,1·10 ⁰
¹²⁹ I	1,1·10 ⁵	8,3·10 ⁴	8,2·10 ⁵	1,1·10 ³	1,6·10 ⁶	1,2·10 ⁶
¹³¹ I	3,0·10 ⁴	1,1·10 ⁴	1,1·10 ⁵	4,2·10 ²	1,4·10 ⁵	1,7·10 ⁵
¹³⁴ Cs	2,1·10 ³	7,0·10 ¹	6,7·10 ²	6,6·10 ²	7,4·10 ²	3,4·10 ²
¹³⁷ Cs	2,3·10 ³	1,8·10 ²	1,7·10 ³	1,7·10 ³	2,0·10 ³	6,0·10 ²
¹⁴⁰ Ba	5,0·10 ³	7,8·10 ¹	7,3·10 ²	6,6·10 ²	7,8·10 ²	2,8·10 ³
¹⁴⁰ La	7,7·10 ³	9,8·10 ¹	9,1·10 ²	8,2·10 ²	9,8·10 ²	4,0·10 ³
¹⁴¹ Ce	8,3·10 ³	2,0·10 ⁰	1,8·10 ¹	1,6·10 ¹	2,1·10 ¹	2,7·10 ³
¹⁴⁴ Ce	1,2·10 ³	7,2·10 ⁻¹	5,3·10 ⁰	2,4·10 ⁰	1,1·10 ¹	4,6·10 ²
¹⁵² Eu	1,1·10 ³	2,0·10 ⁻¹	1,8·10 ⁰	1,8·10 ⁰	2,0·10 ⁰	2,3·10 ²
¹⁵⁴ Eu	5,7·10 ²	1,8·10 ⁻¹	1,7·10 ⁰	1,6·10 ⁰	1,9·10 ⁰	1,7·10 ²
¹⁵⁵ Eu	3,4·10 ³	4,0·10 ⁰	3,6·10 ¹	3,5·10 ¹	4,0·10 ¹	1,6·10 ³
²³⁷ Np	7,4·10 ²	7,1·10 ²	7,1·10 ³	1,5·10 ²	7,4·10 ¹	1,9·10 ³
²³⁸ Pu	6,5·10 ⁰	6,5·10 ⁰	6,5·10 ¹	1,6·10 ⁰	4,1·10 ¹	2,3·10 ⁰
²³⁹ Pu	6,9·10 ⁰	6,9·10 ⁰	6,9·10 ¹	1,7·10 ⁰	4,3·10 ¹	2,5·10 ⁰
²⁴⁰ Pu	6,9·10 ⁰	6,9·10 ⁰	6,9·10 ¹	1,7·10 ⁰	4,3·10 ¹	2,5·10 ⁰
²⁴¹ Pu	1,4·10 ⁵	1,3·10 ⁵	1,3·10 ⁶	3,4·10 ⁴	8,2·10 ⁵	4,8·10 ⁴
²⁴¹ Am	6,5·10 ⁰	3,9·10 ⁰	3,6·10 ¹	8,0·10 ⁻¹	4,8·10 ⁰	2,3·10 ⁰

Значения контрольных концентраций некоторых техногенных радионуклидов в морской воде, рассчитанные по гигиеническому и экологическому критериям, представлены в табл. 12.2.

Из сопоставления значений $KK_{i,h}^w$ и KK_i^w следует, что для ряда радионуклидов, в том числе присутствующих в сбросах предприятий атомной отрасли (⁵⁴Mn, ⁶⁰Co, ⁹⁵Zr, ⁹⁵Nb, ¹⁰³Ru, ¹⁴¹Ce, ¹⁴⁴Ce), контрольные концентрации радионуклидов в морской воде, рассчитанные по

экологическому критерию, ниже, чем по гигиеническому, что обусловлено наличием для морских организмов пути облучения, отсутствующего для человека (внешнее облучение от донных отложений).

По данным мониторинга, объёмная активность ^{90}Sr в морях Российской Федерации в 1994–2020 гг. изменялась в диапазоне от $1 \cdot 10^{-3}$ до $9 \cdot 10^{-3}$ Бк/л (Радиационная обстановка, 2021), что на 3 порядка ниже контрольной концентрации по гигиеническому критерию и на 6 порядков ниже контрольной концентрации ^{90}Sr по экологическому критерию. В соответствии с данными, представленными в книге (Развитие, 2020), объёмная активность ^{137}Cs в Баренцевом море в 2015–2016 гг. находилась в пределах $(1,0-1,9) \cdot 10^{-3}$ Бк/л, $^{239,240}\text{Pu}$ – $(2,4-9,7) \cdot 10^{-6}$ Бк/л, ^3H – $0,26-0,88$ Бк/л, что также значительно ниже контрольной концентрации по гигиеническому и экологическому критериям.

12.2. Расчёт контрольных уровней содержания радионуклидов в пресноводных водных объектах

Оценка по экологическому критерию контрольной концентрации техногенных радионуклидов в поверхностных пресных водах производится по формулам (12.3) и (12.4). Значения коэффициентов накопления радионуклидов в представительных организмах пресноводной биоты и коэффициентов распределения радионуклидов между пресной водой и донными отложениями рекомендуется определять на основе данных наблюдений для исследуемого пресноводного объекта. В случае отсутствия таких данных используются значения, представленные в Рекомендациях Р 52.18.820–2015 и публикациях (IAEA, 2001, 2010, 2014; ICRP, 2009).

Таблица 12.2

Сравнение значений контрольных концентраций техногенных радионуклидов в морской воде, рассчитанных по экологическому и гигиеническому критериям

Радионуклид	$KK_{i,h}^w$, Бк/л Гигиенический критерий	KK_i^w , Бк/л Экологический критерий	Лимитирующий критерий
^3H	$8,68 \cdot 10^4$	$4,2 \cdot 10^6$	Гигиенический
^{14}C	$1,37 \cdot 10^{-1}$	$7,2 \cdot 10^1$	Гигиенический
^{32}P	$6,73 \cdot 10^{-3}$	$5,5 \cdot 10^{-1}$	Гигиенический
^{51}Cr	$1,60 \cdot 10^2$	$3,0 \cdot 10^2$	Гигиенический

Окончание таблицы 12.2

Радио- нуклид	$KK_{i,h}^w$, Бк/л Гигиенический критерий	KK_i^w , Бк/л Экологический критерий	Лимитирующий критерий
^{54}Mn	$1,91 \cdot 10^0$	$2,7 \cdot 10^{-1}$	Экологический
^{60}Co	$6,26 \cdot 10^{-1}$	$6,1 \cdot 10^{-1}$	Экологический
^{65}Zn	$1,16 \cdot 10^{-1}$	$1,1 \cdot 10^1$	Гигиенический
^{90}Sr	$1,68 \cdot 10^1$	$2,2 \cdot 10^4$	Гигиенический
^{95}Zr	$6,27 \cdot 10^1$	$3,1 \cdot 10^{-1}$	Экологический
^{95}Nb	$8,37 \cdot 10^1$	$7,4 \cdot 10^{-1}$	Экологический
^{99}Tc	$3,19 \cdot 10^0$	$2,4 \cdot 10^2$	Гигиенический
^{103}Ru	$1,79 \cdot 10^2$	$2,4 \cdot 10^1$	Экологический
^{106}Ru	$1,87 \cdot 10^1$	$2,7 \cdot 10^1$	Гигиенический
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	$5,48 \cdot 10^{-2}$	$2,1 \cdot 10^0$	Гигиенический
^{129}I	$1,61 \cdot 10^0$	$1,1 \cdot 10^3$	Гигиенический
^{131}I	$8,04 \cdot 10^0$	$4,2 \cdot 10^2$	Гигиенический
^{134}Cs	$8,38 \cdot 10^{-1}$	$7,0 \cdot 10^1$	Гигиенический
^{137}Cs	$1,22 \cdot 10^0$	$1,8 \cdot 10^2$	Гигиенический
^{141}Ce	$1,42 \cdot 10^1$	$2,0 \cdot 10^0$	Экологический
^{144}Ce	$1,94 \cdot 10^0$	$7,2 \cdot 10^{-1}$	Экологический
^{152}Eu	$2,69 \cdot 10^0$	$2,0 \cdot 10^{-1}$	Экологический
^{154}Eu	$1,88 \cdot 10^0$	$1,8 \cdot 10^{-1}$	Экологический
^{155}Eu	$1,17 \cdot 10^1$	$4,0 \cdot 10^0$	Экологический
^{237}Np	$3,47 \cdot 10^0$	$7,4 \cdot 10^1$	Гигиенический
^{238}Pu	$6,67 \cdot 10^{-2}$	$1,6 \cdot 10^0$	Гигиенический
^{239}Pu	$6,13 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^0$	Гигиенический
^{240}Pu	$6,13 \cdot 10^{-2}$	$1,7 \cdot 10^0$	Гигиенический
^{241}Pu	$3,20 \cdot 10^0$	$3,4 \cdot 10^4$	Гигиенический
^{241}Am	$5,68 \cdot 10^{-2}$	$8,0 \cdot 10^{-1}$	Гигиенический

В табл. 12.3 представлены расчётные значения контрольных концентраций техногенных радионуклидов $KK_{i,n}^w$ в пресной воде по экологическим критериям, т.е. если объёмная активность i -го радионуклида в пресной воде (измеренная или рассчитанная по модели) не превышает указанного в табл. 12.3 значения $KK_{i,n}^w$, то усреднённая за год мощность дозы облучения n -го пресноводного гидробионта не превысит порогового уровня, и можно ожидать отсутствие каких-либо негативных радиационных эффектов для данной экологической группы организмов.

Таблица 12.3

**Значения контрольных концентраций техногенных радионуклидов
в пресной воде по экологическим критериям для различных
экологических групп организмов**

Радио- нуклид	$KK_{i,n}^w$, Бк/л					
	Рыба пела- гическая	Рыба придонная	Моллюски	Водные растения	Птицы	Водные мле- копитающие
^3H	$1,26 \cdot 10^7$	$1,26 \cdot 10^7$	$1,26 \cdot 10^8$	$1,26 \cdot 10^8$	$1,26 \cdot 10^7$	$1,26 \cdot 10^7$
^{14}C	$3,12 \cdot 10^2$	$3,12 \cdot 10^2$	$2,29 \cdot 10^2$	$9,62 \cdot 10^2$	$2,11 \cdot 10^2$	$1,97 \cdot 10^2$
^{54}Mn	$1,50 \cdot 10^3$	$1,96 \cdot 10^1$	$1,81 \cdot 10^2$	$1,70 \cdot 10^2$	$4,80 \cdot 10^1$	$4,24 \cdot 10^2$
^{60}Co	$4,88 \cdot 10^2$	$4,23 \cdot 10^0$	$3,97 \cdot 10^1$	$3,95 \cdot 10^1$	$1,17 \cdot 10^1$	$2,85 \cdot 10^2$
^{90}Sr	$3,48 \cdot 10^2$	$3,20 \cdot 10^2$	$2,23 \cdot 10^3$	$1,39 \cdot 10^3$	$3,89 \cdot 10^3$	$3,82 \cdot 10^3$
^{95}Zr	$3,54 \cdot 10^3$	$7,49 \cdot 10^0$	$6,92 \cdot 10^1$	$6,21 \cdot 10^1$	$1,95 \cdot 10^1$	$8,62 \cdot 10^2$
^{95}Nb	$1,05 \cdot 10^3$	$7,26 \cdot 10^0$	$6,60 \cdot 10^1$	$6,29 \cdot 10^1$	$1,97 \cdot 10^1$	$1,49 \cdot 10^3$
^{103}Ru	$3,36 \cdot 10^4$	$1,81 \cdot 10^1$	$1,58 \cdot 10^2$	$1,48 \cdot 10^2$	$4,67 \cdot 10^1$	$1,48 \cdot 10^4$
^{106}Ru	$5,23 \cdot 10^3$	$2,76 \cdot 10^1$	$1,68 \cdot 10^2$	$5,81 \cdot 10^1$	$1,03 \cdot 10^2$	$2,52 \cdot 10^3$
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	$1,50 \cdot 10^3$	$4,27 \cdot 10^2$	$3,97 \cdot 10^3$	$2,57 \cdot 10^3$	$1,45 \cdot 10^3$	$1,09 \cdot 10^3$
^{131}I	$4,57 \cdot 10^2$	$4,15 \cdot 10^2$	$3,32 \cdot 10^4$	$1,80 \cdot 10^4$	$1,91 \cdot 10^3$	$1,99 \cdot 10^3$
^{134}Cs	$6,61 \cdot 10^1$	$6,43 \cdot 10^0$	$6,53 \cdot 10^1$	$6,03 \cdot 10^1$	$1,47 \cdot 10^1$	$1,60 \cdot 10^1$
^{137}Cs	$7,31 \cdot 10^1$	$1,56 \cdot 10^1$	$1,79 \cdot 10^2$	$1,50 \cdot 10^2$	$2,99 \cdot 10^1$	$2,13 \cdot 10^1$
^{141}Ce	$3,07 \cdot 10^4$	$1,12 \cdot 10^2$	$9,00 \cdot 10^2$	$4,87 \cdot 10^2$	$3,73 \cdot 10^2$	$2,48 \cdot 10^4$
^{144}Ce	$4,79 \cdot 10^3$	$6,63 \cdot 10^1$	$3,00 \cdot 10^2$	$7,05 \cdot 10^1$	$4,39 \cdot 10^2$	$3,79 \cdot 10^3$
^{237}Np	$9,92 \cdot 10^1$	$8,68 \cdot 10^1$	$1,56 \cdot 10^1$	$2,06 \cdot 10^1$	$9,55 \cdot 10^1$	$9,92 \cdot 10^1$
^{238}Pu	$2,17 \cdot 10^2$	$2,16 \cdot 10^2$	$1,76 \cdot 10^1$	$5,01 \cdot 10^0$	$6,10 \cdot 10^3$	$5,66 \cdot 10^1$
^{239}Pu	$2,31 \cdot 10^2$	$2,31 \cdot 10^2$	$1,88 \cdot 10^1$	$5,34 \cdot 10^0$	$6,69 \cdot 10^3$	$6,04 \cdot 10^1$
^{240}Pu	$2,31 \cdot 10^2$	$2,30 \cdot 10^2$	$1,88 \cdot 10^1$	$5,34 \cdot 10^0$	$6,50 \cdot 10^3$	$6,04 \cdot 10^1$
^{241}Pu	$2,24 \cdot 10^5$	$2,17 \cdot 10^5$	$1,82 \cdot 10^4$	$5,17 \cdot 10^3$	$5,21 \cdot 10^6$	$5,84 \cdot 10^4$
^{241}Am	$2,28 \cdot 10^1$	$2,22 \cdot 10^1$	$5,38 \cdot 10^1$	$3,49 \cdot 10^1$	$2,26 \cdot 10^3$	$6,50 \cdot 10^3$

При наличии в пресной воде смеси техногенных радионуклидов, для обеспечения радиационной безопасности пресноводной экосистемы должно выполняться условие, аналогичное (12.5).

Проведём сравнение значений контрольных концентраций техногенных радионуклидов в пресной воде, рассчитанных по экологическому и радиационно-гигиеническому критериям. В настоящее время санитарным нормативом содержания техногенных радионуклидов в пресной воде является уровень вмешательства (УВ) (НРБ-99/2009, 2009). Значения контрольных концентраций ряда техногенных
398

радионуклидов в пресной воде, рассчитанные по экологическому критерию, и значения уровней вмешательства по НРБ-99/2009 представлены в табл. 12.4.

Таблица 12.4

Сравнение значений контрольных концентраций техногенных радионуклидов в пресной воде, рассчитанных по экологическому критерию, с уровнями вмешательства

Радионуклид	KK_i^w , Бк/л Экологический критерий	$УВ_i$, Бк/кг Гигиенический критерий
^3H	$1,26 \cdot 10^7$	$7,60 \cdot 10^3$
^{14}C	$1,97 \cdot 10^2$	$2,40 \cdot 10^2$
^{54}Mn	$1,96 \cdot 10^1$	$1,93 \cdot 10^2$
^{60}Co	$4,23 \cdot 10^0$	$4,00 \cdot 10^1$
^{90}Sr	$3,20 \cdot 10^2$	$4,90 \cdot 10^0$
^{95}Zr	$7,49 \cdot 10^0$	$1,40 \cdot 10^2$
^{95}Nb	$7,26 \cdot 10^0$	$2,40 \cdot 10^2$
^{106}Ru	$2,76 \cdot 10^1$	$2,00 \cdot 10^1$
$^{110\text{m}}\text{Ag}$	$4,27 \cdot 10^2$	$4,90 \cdot 10^1$
^{131}I	$4,15 \cdot 10^2$	$6,20 \cdot 10^0$
^{134}Cs	$6,43 \cdot 10^0$	$7,20 \cdot 10^0$
^{137}Cs	$1,56 \cdot 10^1$	$1,10 \cdot 10^1$
^{141}Ce	$1,12 \cdot 10^2$	$1,90 \cdot 10^2$
^{144}Ce	$6,63 \cdot 10^1$	$2,60 \cdot 10^1$
^{238}Pu	$5,01 \cdot 10^0$	$6,00 \cdot 10^{-1}$
^{239}Pu	$5,34 \cdot 10^0$	$5,50 \cdot 10^{-1}$
^{240}Pu	$5,34 \cdot 10^0$	$5,50 \cdot 10^{-1}$
^{241}Pu	$5,17 \cdot 10^3$	$2,90 \cdot 10^1$
^{241}Am	$2,22 \cdot 10^1$	$6,90 \cdot 10^{-1}$

Из сопоставления значений KK_i^w и $УВ_i$ следует, что для многих радионуклидов (^{14}C , ^{54}Mn , ^{60}Co , ^{95}Zr , ^{95}Nb , ^{134}Cs , ^{141}Ce) контрольные концентрации радионуклидов в пресной воде, рассчитанные по экологическому критерию, ниже (иногда на порядок величины, как для ^{60}Co), чем $УВ$.

Следует отметить, что в настоящее время при расчётах $УВ$ учитывается только один дозообразующий путь для населения – потребление питьевой воды. При расчёте контрольных концентраций техногенных радионуклидов в пресной воде по гигиеническому критерию с учётом всех возможных путей формирования дозы на население (потребление

пресноводной рыбы, использование воды для полива при производстве сельскохозяйственной продукции, внешнее облучение от купания и пребывания на пойме и др.) значение контрольной концентрации по радиационно-гигиеническому критерию может существенно измениться.

По данным мониторинга (Радиационная обстановка, 2021), средняя объёмная активность ^{90}Sr в реках Российской Федерации в 2000–2020 гг. изменялась в пределах от $4 \cdot 10^{-3}$ до $9 \cdot 10^{-3}$ Бк/л, в озёрах (кроме подвергшихся загрязнению в результате Чернобыльской аварии) составляла $(2-26) \cdot 10^{-3}$ Бк/л, что на 2–3 порядка ниже УВ и на 4–5 порядков ниже контрольной концентрации ^{90}Sr по экологическому критерию. Объёмная активность трития в реках России в 2000–2020 гг. находилась в пределах 1,2–4,3 Бк/л (Радиационная обстановка, 2021), что на 3 порядка ниже УВ и на 7 порядков ниже контрольной концентрации трития по экологическому критерию.

Среднегодовая объёмная активность ^{90}Sr в воде р. Теча (пос. Мулюмово), одной из наиболее загрязнённых рек России, выведенной из водохозяйственного использования, в 2015–2020 гг. составляла 6 Бк/л (Радиационная обстановка, 2016–2021), что в 1,2 раза превышает УВ, однако в 53 раза ниже контрольной концентрации данного радионуклида в пресной воде по экологическому критерию (табл. 12.4). Среднегодовая объёмная активность ^{137}Cs в воде р. Теча в этот период составляла 0,2 Бк/л, что в 55 раз ниже УВ. Содержание трития и плутония в воде р. Теча также значительно ниже УВ и контрольной концентрации по экологическому критерию. Можно сделать вывод, что современные уровни содержания техногенных радионуклидов в воде р. Течи не приведут к появлению негативных радиационных эффектов в речной биоте.

12.3. Методика расчёта контрольной концентрации радионуклидов в почве

Контрольная концентрация i -го радионуклида в почве по экологическому критерию рассчитывается по формуле (Рекомендации Росгидромета, 2016б; Крышев и др., 2021)

$$KK_{i,n}^s = \frac{P_{\max,n}}{(DCF_{i,n,1} \cdot CF_{i,n,4} + DCF_{i,n,4}) \cdot \tau}, \quad (12.7)$$

$$KK_i^s = \min_n (KK_{i,n}^s), \quad (12.8)$$

где $KK_{i,n}^s$ – контрольная концентрация i -го радионуклида в почве для n -го референтного объекта наземной биоты, Бк/кг сырого веса; $P_{\max, n}$ – критерий предельно допустимого радиационного воздействия на n -й референтный объект наземной биоты, мГр/сут; $DCF_{i,n,1}$ – фактор дозовой конверсии для внутреннего облучения n -го референтного объекта наземной биоты от i -го радионуклида, (мГр/ч)/(Бк/кг сырого веса); $CF_{i,n,4}$ – коэффициент накопления i -го радионуклида в n -м референтном объекте наземной биоты, (Бк/кг сырой массы)/(Бк/кг почвы); $DCF_{i,n,4}$ – фактор дозовой конверсии для внешнего облучения n -го референтного объекта наземной биоты от i -го радионуклида, (мГр/ч)/(Бк/кг сырого веса); τ – переводной коэффициент, равный $2,4 \cdot 10^{-2}$ (мГр/сут)/(мГр/ч).

Контрольный уровень удельной активности i -го радионуклида рассчитывается для верхнего 10-сантиметрового слоя почвы для объектов биоты, обитающих на поверхности, либо верхнего 50-сантиметрового слоя почвы для объектов биоты, обитающих внутри почвы.

Непревышение наименьшего значения $KK_{i,n}^s$ из всех референтных организмов, присутствующих в экосистеме, гарантирует устойчивое функционирование всей экосистемы, а также сохранение биологического видового разнообразия.

Значения коэффициентов накопления радионуклидов в объектах рекомендуется определять на основе данных наблюдений для исследуемой территории. В случае отсутствия таких данных следует использовать значения, представленные в (Рекомендации, 2015; IAEA, 2010, 2014; ICRP, 2009). Значения факторов дозовой конверсии указаны в (Рекомендации Росгидромета, 2015; ICRP, 2009, 2017).

Для оценки радиационной безопасности окружающей среды рекомендуется выбирать в качестве референтных следующие объекты наземной биоты (Рекомендации, 2015; ICRP, 2009): амфибии, деревья, наземные млекопитающие, пчёлы, пресмыкающиеся, брюхоногие, дождевые черви.

Значения контрольных концентраций радионуклидов в почве KK_i^s , рассчитанные на основе экологического критерия непревышения БУОБ для референтных объектов наземной биоты, приведены в табл. 12.5.

При наличии в почве смеси техногенных радионуклидов для обеспечения радиационной безопасности окружающей среды должно выполняться соотношение

$$\sum_i \frac{C_{is}}{KK_i^s} < 1, \quad (12.9)$$

где C_{is} – объёмная активность i -го радионуклида в почве, Бк/кг сырого веса.

Таблица 12.5

Значения контрольных концентраций радионуклидов в почве по экологическому критерию

Радионуклид	Значение KK_i^s , Бк/кг	Критические группы организмов наземной биоты
^{14}C	$1,11 \cdot 10^3$	Деревья (сосна), наземные млекопитающие (олень), пресмыкающиеся (змея)
^{54}Mn	$9,47 \cdot 10^4$	Дождевой червь
^{60}Co	$3,20 \cdot 10^4$	Дождевой червь
^{90}Sr	$5,34 \cdot 10^3$	Пресмыкающиеся (змея)
^{95}Zr	$1,04 \cdot 10^5$	Дождевой червь
^{95}Nb	$1,02 \cdot 10^5$	Дождевой червь
^{106}Ru	$3,26 \cdot 10^5$	Наземные млекопитающие (олень), пресмыкающиеся (змея)
^{131}I	$2,01 \cdot 10^5$	Дождевой червь
^{134}Cs	$1,72 \cdot 10^4$	Пресмыкающиеся (змея)
^{137}Cs	$1,33 \cdot 10^4$	Пресмыкающиеся (змея)
^{144}Ce	$9,35 \cdot 10^5$	Деревья (сосна)
^{152}Eu	$7,18 \cdot 10^4$	Дождевой червь
^{154}Eu	$6,61 \cdot 10^4$	Дождевой червь
^{226}Ra	$1,93 \cdot 10^4$	Дождевой червь
^{232}Th	$2,04 \cdot 10^6$	Дождевой червь
^{238}U	$1,96 \cdot 10^6$	Дождевой червь
^{239}Pu	$1,26 \cdot 10^5$	Брюхоногие (улитка)
^{240}Pu	$1,26 \cdot 10^5$	Брюхоногие (улитка)
^{241}Am	$6,48 \cdot 10^4$	Брюхоногие (улитка)

Согласно данным, приведённым в табл. 12.6, содержание техногенных радионуклидов в почве в зонах наблюдения ОИАЭ (Радиационная обстановка, 2001–2021) в целом значительно ниже контрольных уровней (101–103 раз).

В зоне наблюдений ПО «Маяк» наблюдаются более высокие, по сравнению с другими ОИАЭ, удельные активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве, в основном в пойме р. Теча и на территории Восточно-Уральского

радиоактивного следа, загрязнённой в результате Кыштымской аварии в сентябре 1957 года, т.е. в результате прошлой деятельности комбината (Крышев и др., 2019, 2021).

Таблица 12.6

Содержание техногенных радионуклидов в слое почвы (0–10 см) в зонах наблюдения объектов использования атомной энергии в 2000–2020 гг., Бк/кг

Объект использования атомной энергии	Содержание радионуклида в почве	Контрольная концентрация
^{137}Cs		
Белоярская АЭС	29±3/86	1,3·10 ⁴
Ленинградская АЭС	12±3/19	
Нововоронежская АЭС	30±1/130	
ПО «Маяк»	95±25/1700	
ГХК	21±4/35	
^{90}Sr		
Белоярская АЭС	14±5/22	5,3·10 ³
ПО «Маяк»	100±24/520	
$^{239,240}\text{Pu}$		
ПО «Маяк»	10±1/71	1,2·10 ⁵

Примечание. В знаменателе указаны максимальные значения.

12.4. Оценка контрольных уровней содержания радионуклидов в почве по радиационно-гигиеническому критерию с учётом целей землепользования

Методология регламентации допустимого содержания радионуклидов в почве по радиационно-гигиеническому критерию с учётом целей землепользования представлена в работах (ЕРА, 2000; Крышев и др., 2006, 2018, 2019; Kryshev et al., 2008; Крышев, Рязанцев, 2010).

При идентификации и управлении рисками на территориях, подвергшихся загрязнению, обычно рассматривается некоторый диапазон концентраций загрязнителей. Уровни риска, связанные с этими концентрациями, зависят от вероятности воздействия загрязнителей на здоровье людей или референтные (представительные) объекты окружающей среды. Рассмотрим для иллюстрации концептуальную схему взаимосвязи между уровнем загрязнения территории и характеристиками управления риском (рис. 12.1).

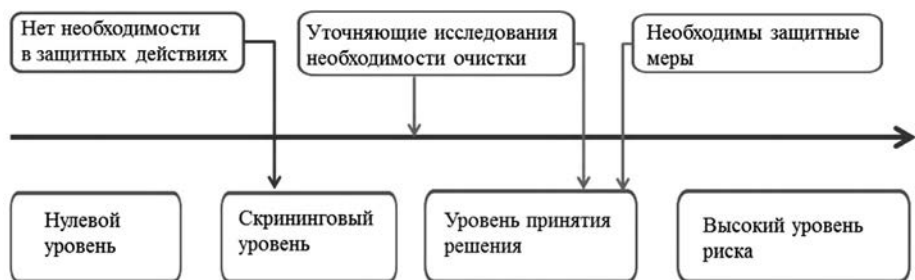


Рис. 12.1. Концептуальная схема управления рисками в зависимости от уровня загрязнения территории

В правой части этой схемы изображены уровни загрязнения, при которых необходимо принятие решений о защитных мерах или реабилитации загрязнённых территорий, в левой же части представлены уровни, которые находятся вне сферы каких-либо защитных действий, поскольку они не приводят к превышению социально приемлемого риска. Уровни скрининга идентифицируют нижнюю границу спектра загрязнения, ниже которых нет необходимости в проведении защитных действий по обеспечению безопасности населения и окружающей среды. В некоторых случаях необходимы уточняющие исследования уровней опасности загрязнённых территорий для принятия решения о необходимости защитных действий (средняя часть спектра загрязнения).

В международной практике в качестве критерия для определения скринингового уровня загрязнения в почве используется уровень риска 10^{-6} (ЕРА, 2000) для большинства путей воздействия на человека.

При определении допустимого содержания радионуклидов в почве по радиационно-гигиеническому критерию учитываются следующие потенциальные пути радиационного воздействия на человека:

- внешнее облучение от радионуклидов, содержащихся в почве;
- ингаляция пыли;
- потребление местной продукции (овощи и зелёные растения, молоко, мясо, рыба, грибы, ягоды);
- потребление питьевой воды из питьевых водоносных горизонтов и поверхностных водных объектов;
- прямое потребление частиц почвы.

Радиологические пути, приведённые выше, представляют наиболее вероятные механизмы облучения людей при их возможном контакте с загрязнёнными землями. При этом относительная значимость

различных путей облучения для разных радионуклидов будет различна. Например, для ^{60}Co и ^{137}Cs могут доминировать в формировании радиационного риска пути внешнего облучения, а для ^{90}Sr – внутреннего облучения от потребления местной продукции. В большинстве случаев, вдыхание пыли является относительно менее значимым путём формирования радиационного риска.

Для регламентации допустимого содержания радионуклидов в почве в работе (Крышев и др., 2006) были рассмотрены пять основных сценариев использования загрязнённой территории, каждому из которых соответствуют свои пути облучения человека (табл. 12.7).

Таблица 12.7

Сценарии облучения человека при различных способах землепользования

Путь облучения/сценарий	1	2	3	4	5
Внешнее облучение	+	+	+	+	+
Вдыхание пыли	+	+	+	+	+
Овощи и зелёные растения	+	+	-	-	-
Картофель	+	-	-	-	-
Молоко	+	-	-	-	-
Мясо	+	-	-	-	-
Рыба	+	+	-	-	+
Грибы и ягоды	+	+	-	-	+
Частицы почвы	+	+	-	-	+
Питьевая вода	+	+	+	-	-

Сценарий 1 предполагает постоянное проживание человека на загрязнённой территории и сельскохозяйственное использование данной земли. В сценарии 2 учитываются те же пути облучения человека, что и в сценарии 1, за исключением облучения от потребления картофеля, молока и мяса.

Сценарий 3 предполагает постоянное проживание человека в городской застройке без хозяйственного использования загрязнённой земли. При этом учитываются следующие пути облучения человека: внешнее облучение от поверхности земли; ингаляционное поступление радионуклидов при вторичном ветровом подъёме радионуклидов (ресуспензии) и внутреннее облучение от потребления питьевой воды.

Сценарий 4 предполагает временное нахождение на загрязнённой территории с индустриальным использованием земли. При этом

учитываются только внешнее облучение от поверхности загрязнённой почвы и ингаляционное поступление радионуклидов при вторичном ветровом подъёме радионуклидов (ресуспензии).

Сценарий 5 предполагает временное нахождение на загрязнённой территории и рекреационное использование данной земли (туризм). При этом учитываются внешнее облучение от поверхности земли; ингаляционное поступление радионуклидов при вторичном ветровом подъёме радионуклидов (ресуспензии); внутреннее облучение от потребления рыбы, грибов и ягод, частиц почвы.

Расчёт допустимого (контрольного) уровня (ДУ) для i -го радионуклида, присутствующего в почве, проводился с учётом соотношения:

$$ДУ_i = KЗ_i \cdot C_{s,i}, \quad (12.10)$$

где $ДУ_i$ – допустимый уровень содержания i -го радионуклида в почве, Бк/м²; $C_{s,i}$ – плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом, Бк/м²; $KЗ_i$ – коэффициент запаса для i -го радионуклида, определяемый по формуле

$$KЗ_i = ДДН / РДН_i. \quad (12.11)$$

В формуле (12.11) $РДН_i$ – полная доза от i -го радионуклида с учётом всех путей облучения (внешняя доза, ингаляция, потребление местных продуктов питания), рассчитанная на единичное загрязнение почвы; $ДДН$ – дозовая квота дополнительного облучения населения с учётом сельскохозяйственных цепочек.

Расчёт дозы на население от проживания на загрязнённой территории производился по формуле:

$$РДН_i = H_{ing,i} + H_{inh,i} + H_{ext,i}, \quad (12.12)$$

где $H_{ing,i}$ – годовая доза внутреннего облучения населения от поступления радионуклида с пищевыми продуктами и водой (вклад i -го радионуклида, содержащегося в загрязнённой почве); $H_{inh,i}$ – годовая доза внутреннего облучения населения за счёт ингаляции от пыли (вклад i -го радионуклида, содержащегося в почве); $H_{ext,i}$ – годовая доза внешнего облучения населения, включающая облучение от загрязнённой радионуклидом поверхности земли (вклад i -го радионуклида, содержащегося в почве).

Расчёт потенциальной дозы на население от потребления продукции, выращенной на загрязнённой территории, проводился по формуле:

$$H_{ing,i} = \sum_{p=1}^{11} a_{i,p} \cdot R_p \cdot \varepsilon_{ing,i} \cdot B_p, \quad (12.13)$$

где $q_{i,p}$ – концентрация i -го радионуклида в p -м продукте питания, Бк/кг; R_p – годовое потребление p -го продукта питания, кг/год; $\varepsilon_{ing,i}$ – дозовый коэффициент для пищевого поступления радионуклида, Зв/Бк; V_p – коэффициент, учитывающий потери радионуклида при кулинарной обработке p -го продукта. Учитывались 11 основных путей пищевого поступления радионуклидов: поступление с зелёной частью растений, плодовыми овощами, картофелем и корнеплодами, молоком и мясом, грибами и ягодами, рыбой, частицами почвы и водой. Удельная активность i -го радионуклида в растительной продукции рассчитывалась по формуле ($p = 1, 2, 3$):

$$q_{i,p} = q_{i,p}^{np} + q_{i,p}^{корн}, \quad (12.14)$$

где $q_{i,p}^{np}$ – прямое (внекорневое) поступление за счёт непрерывных атмосферных выпадений:

$$q_{i,p}^{np} = \frac{0,25}{\rho_{вез.,p}} \cdot r_{i,p} \cdot C_{air,s,i} \cdot v_g \cdot t, \quad (12.15)$$

где $\rho_{вез.,p}$ – запас надземной биомассы растений, кг/м²; $r_{i,p}$ – отношение концентрации i -го радионуклида в товарной части и надземной вегетативной массе p -й растительной продукции; $C_{air,s,i}$ – среднегодовая концентрация i -го радионуклида в воздухе с учётом ресуспензии, Бк/м³; V_g – скорость осаждения аэрозолей, несущих радионуклид, м/с; t – время после начала вегетационного сезона, с.

Корневое поступление i -го радионуклида в растительную продукцию вычисляется по формуле:

$$q_{i,p}^{корн} = \frac{1}{\rho_{п}} \cdot C_{s,i} \cdot K_{i,p}, \quad (12.16)$$

где $C_{s,i}$ – плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом, Бк/м²; ρ_n – масса слоя почвы единичной площади, из которого происходит корневое усвоение, кг/м²; $K_{i,p}$ – коэффициент накопления i -го радионуклида в p -й растительной продукции, безразмерный.

Концентрация i -го радионуклида в животной продукции ($p = 4$ – молоко, $p = 5$ – мясо) складывается из поступления радионуклида в организм животных с корневым рационом, а также с заглатываемой загрязнённой почвой:

$$q_{i,p}^{(p=4,5)} = K_{a,i,p} \cdot \left(m_{корн} \cdot q_{корн,i} + m_{почв} \cdot \frac{C_{s,i}}{\rho_{пастб}} \right), \quad (12.17)$$

где $K_{a,i,p}$ – коэффициент перехода радионуклида из корма в продукцию, сут/кг; $m_{\text{корм}}$ – масса потребляемого корма, кг/сут; $q_{\text{корм}}$ – концентрация радионуклида в растительном корме животного, Бк/кг; $m_{\text{почв}}$ – масса почвы, заглатываемой животным при выпасе, кг/сут; $C_{s,i}$ – плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом, Бк/м²; $\rho_{\text{пастб}}$ – масса 5-сантиметрового слоя почвы площадью 1 м² на пастбище, кг/м².

Концентрация i -го радионуклида в грибах и ягодах ($p = 6$ – грибы и $p = 7$ – ягоды) определяется следующим образом:

$$q_{i,p}^{(p=6,7)} = K_{a,i,p} \cdot C_{s,i}, \quad (12.18)$$

где $K_{a,i,p}$ – коэффициент перехода радионуклида из почвы в продукцию (сут/кг); $C_{s,i}$ – плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом, Бк/м².

Концентрация i -го радионуклида в рыбе ($p = 8$) определялась из соотношения:

$$q_{i,8} = K_{a,i,8} \cdot C_{wi}, \quad (12.19)$$

где $K_{a,i,8}$ – коэффициент накопления i -го радионуклида в рыбе, (Бк/кг)/(Бк/л); C_{wi} – концентрация i -го радионуклида в воде, Бк/кг.

Концентрация i -го радионуклида в озёрной или речной воде ($p = 9$) определяется из соотношения:

$$q_{i,9} = K_{\Gamma} \cdot C_{s,i}, \quad (12.20)$$

где K_{Γ} – коэффициент, характеризующий пропорциональную зависимость начальной концентрации радионуклида в воде поверхностных непроточных водоёмов от начальной плотности радиоактивного загрязнения местности, (Бк/кг)/(Бк/м²); $C_{s,i}$ – плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом, Бк/м².

Доза внутреннего облучения населения при вдыхании радионуклидов $H_{inh,i}$ определялась из соотношения:

$$H_{inh,i} = \varepsilon_{inh,i} \cdot U_{inh} \cdot C_{air,s,i}, \quad (12.21)$$

где $\varepsilon_{inh,i}$ – фактор дозовой конверсии при ингаляции i -го радионуклида, Зв/Бк; $C_{air,s,i}$ – концентрация радионуклида в воздухе с учётом ресуспензии, Бк/м³; U_{inh} – интенсивность дыхания человека, (м³/год). Концентрация радионуклида в воздухе с учётом ресуспензии рассчитывалась следующим образом:

$$C_{air,s,i} = C_{s,i} \cdot K_{e,n}^{\infty}, \quad (12.22)$$

где $C_{s,i}$ – плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом, Бк/м²; $K_{e,n}$ – фактор ресуспензии, определяемый как отношение результирующей в данной точке концентрации радиоактивного вещества в приземном слое воздуха (Бк/м³) к плотности радиоактивного загрязнения в этой точке (Бк/м²), м⁻¹, $K_{e,n}^{\infty}$ – равновесный фактор ресуспензии, м⁻¹. Значение $K_{e,n}^{\infty}$ находится в пределах 10⁻⁸–10⁻¹⁰ м⁻¹, рекомендованное его среднее значение 10⁻⁹ м⁻¹ (Махонько, 2008; Романов, 1993).

Внешняя доза облучения от загрязнённой радионуклидом поверхности земли $H_{s,i}$ рассчитывается по формуле:

$$H_{s,i} = C_{s,i} \cdot R_s^i \cdot k_s^i \cdot C_{work}, \quad (12.23)$$

где $C_{s,i}$ – плотность загрязнения почвы i -м радионуклидом, Бк/м²; R_s^i – дозовый фактор конверсии при облучении от поверхности почвы для i -го радионуклида для полевой дозы гамма-излучения, Зв·м²/Бк·год, k_s^i – коэффициент экранирования облучения от почвы; C_{work} – часть времени, проводимая на работе.

Выбор параметров для расчётов базировался на рекомендациях (Методические, 2014; Руководство, 1998). Значения дозовых коэффициентов внутреннего облучения населения от потребления продуктов питания и ингаляции взяты в соответствие с (НРБ-99/2009, 2009; IAEA, 2014).

Расчёт допустимых уровней (ДУ) содержания радионуклидов в почве проводился для каждого сценария использования территории. Были определены пути облучения человека и произведён расчёт годовых доз по данному пути облучения, дифференциальные коэффициенты запаса, а также суммарная годовая доза для каждого сценария в отдельности.

Рассмотрим оценки ДУ для ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹Pu. В таблицах 12.8 и 12.9 представлены значения дозы облучения населения при единичном поверхностном загрязнении почвы (1 Бк/м²) этими радионуклидами в условиях постоянного проживания населения при сельскохозяйственном использовании земли (сценарий 1) или при ведении приусадебного хозяйства (сценарий 2), и характеризующихся наибольшим числом путей радиационного воздействия. Согласно расчётным оценкам основной вклад в полную дозу на население для данных радионуклидов даёт потребление продуктов питания.

В сценарии 1 наибольший вклад в дозу внутреннего облучения для ¹³⁷Cs дают природные пищевые цепочки, молоко и картофель; для ⁹⁰Sr – картофель, мясо, овощи, ягоды и грибы.

Таблица 12.8

Доза на население при поверхностном загрязнении почвы 1 Бк/м² радионуклидами ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹Pu для сценария 1

Доза облучения человека, Зв/год		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹ Pu
Доза от потребления различных продуктов питания	Зелёные растения	$4,37 \cdot 10^{-12}$	$3,01 \cdot 10^{-10}$	$1,43 \cdot 10^{-11}$
	Овощи	$1,97 \cdot 10^{-10}$	$4,56 \cdot 10^{-9}$	$3,14 \cdot 10^{-11}$
	Картофель	$4,69 \cdot 10^{-10}$	$1,09 \cdot 10^{-8}$	$2,94 \cdot 10^{-11}$
	Молоко	$3,21 \cdot 10^{-10}$	$2,85 \cdot 10^{-9}$	$7,50 \cdot 10^{-13}$
	Мясо	$2,14 \cdot 10^{-10}$	$2,04 \cdot 10^{-8}$	$2,51 \cdot 10^{-11}$
	Грибы	$3,16 \cdot 10^{-9}$	$1,30 \cdot 10^{-9}$	$3,40 \cdot 10^{-8}$
	Ягоды	$4,55 \cdot 10^{-10}$	$5,60 \cdot 10^{-9}$	$1,47 \cdot 10^{-8}$
	Рыба	$1,40 \cdot 10^{-10}$	$1,73 \cdot 10^{-10}$	$2,27 \cdot 10^{-9}$
	Вода	$6,21 \cdot 10^{-11}$	$3,82 \cdot 10^{-10}$	$2,01 \cdot 10^{-9}$
Частицы почвы	$2,61 \cdot 10^{-12}$	$1,61 \cdot 10^{-11}$	$8,43 \cdot 10^{-11}$	
Доза от всех продуктов питания		$5,02 \cdot 10^{-9}$	$4,65 \cdot 10^{-8}$	$5,32 \cdot 10^{-8}$
Доза от вдыхания радионуклидов		$3,86 \cdot 10^{-14}$	$4,20 \cdot 10^{-13}$	$4,20 \cdot 10^{-10}$
Внешняя доза от почвы		$3,68 \cdot 10^{-9}$	0,00	0,00
Полная доза		$8,70 \cdot 10^{-9}$	$4,65 \cdot 10^{-8}$	$5,36 \cdot 10^{-8}$

Таблица 12.9

Доза на население при поверхностном загрязнении почвы 1 Бк/м² радионуклидами ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹Pu для сценария 2

Доза облучения человека, Зв/год		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹ Pu
Доза от продуктов питания		$4,49 \cdot 10^{-9}$	$2,32 \cdot 10^{-8}$	$5,31 \cdot 10^{-8}$
Доза от вдыхания радионуклидов		$3,86 \cdot 10^{-14}$	$4,20 \cdot 10^{-13}$	$4,20 \cdot 10^{-10}$
Внешняя доза от почвы		$3,68 \cdot 10^{-9}$	0,00	0,00
Полная доза		$8,17 \cdot 10^{-9}$	$2,32 \cdot 10^{-8}$	$5,36 \cdot 10^{-8}$

Доза внешнего облучения от поверхности почвы для ¹³⁷Cs в сценарии 1 составляет 41 % от полной дозы на население. Вклад ингаляционной дозы за счёт ресуспензии радионуклидов в приземный воздух незначителен и составляет $4,3 \cdot 10^{-4}$ % для ¹³⁷Cs, $8,8 \cdot 10^{-4}$ % для ⁹⁰Sr и 0,69 % для ²³⁹Pu (сценарий 1). Для формирования общей дозы в обоих сценариях наряду с потреблением сельскохозяйственных продуктов большое значение имеет вклад природной пищевой цепочки.

Для сценария 3 (постоянное проживание в условиях городской застройки) дополнительное внутреннее облучение населения возможно за счёт использования питьевой воды из местных источников.

Основной вклад в полную дозу на население для ^{90}Sr и ^{239}Pu даёт доза от водопользования, а для ^{137}Cs – внешнее облучение от поверхности почвы (табл. 12.10). Значения дозы внутреннего облучения от вдыхания радионуклидов весьма малы и аналогичны значениям для сценария 1.

Таблица 12.10

Доза на население при поверхностном загрязнении почвы 1 Бк/м² радионуклидами ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu для сценария 3

Доза облучения человека, Зв/год	^{137}Cs	^{90}Sr	^{239}Pu
Доза от потребления воды	$6,21 \cdot 10^{-11}$	$3,82 \cdot 10^{-10}$	$2,01 \cdot 10^{-9}$
Доза от вдыхания радионуклидов	$3,86 \cdot 10^{-14}$	$4,20 \cdot 10^{-13}$	$4,20 \cdot 10^{-10}$
Внешняя доза от почвы	$1,84 \cdot 10^{-9}$	0,00	0,00
Полная доза	$1,90 \cdot 10^{-9}$	$3,83 \cdot 10^{-10}$	$2,43 \cdot 10^{-9}$

Для сценария 4, характеризующегося наименьшим числом путей радиационного воздействия на население (вдыхание радионуклидов и внешнее облучение от поверхности почвы), наиболее существенный вклад в дозу даёт внешнее облучение от ^{137}Cs (табл. 12.11).

Таблица 12.11

Доза на население при поверхностном загрязнении почвы 1 Бк/м² радионуклидами ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu для сценария 4

Доза облучения человека, Зв/год	^{137}Cs	^{90}Sr	^{239}Pu
Доза от вдыхания радионуклидов	$1,16 \cdot 10^{-14}$	$1,26 \cdot 10^{-13}$	$1,26 \cdot 10^{-10}$
Внешняя доза от поверхности почвы	$5,52 \cdot 10^{-10}$	0,00	0,00
Полная доза	$5,52 \cdot 10^{-10}$	$1,26 \cdot 10^{-13}$	$1,26 \cdot 10^{-10}$

При рекреационном использовании территории (туризм) в рамках сценария 5 основной вклад в дозу внутреннего облучения для ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239}Pu даёт потребление грибов, ягод и рыбы (табл. 12.12), поэтому доза от потребления природных продуктов является определяющей в формировании суммарной дозы.

Допустимые уровни содержания радионуклидов в почве, рассчитанные для критерия предела дозы для населения 1 мЗв/год для каждого сценария использования загрязнённой территории, представлены в табл. 12.13 (Крышев и др., 2006).

На рис. 12.2–12.4 представлены допустимые плотности загрязнения почвы различными радионуклидами при критерии предела дозы для населения 1 мЗв/год для каждого сценария использования загрязнённой территории.

Таблица 12.12

Доза на население при поверхностном загрязнении почвы 1 Бк/м² радионуклидами ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹Pu для сценария 5

Доза облучения человека, Зв/год		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹ Pu
Доза от потребления продуктов питания	Грибы	$3,16 \cdot 10^{-9}$	$1,30 \cdot 10^{-9}$	$3,40 \cdot 10^{-8}$
	Ягоды	$4,55 \cdot 10^{-10}$	$5,60 \cdot 10^{-9}$	$1,47 \cdot 10^{-8}$
	Рыба	$1,40 \cdot 10^{-10}$	$1,73 \cdot 10^{-10}$	$2,27 \cdot 10^{-9}$
	Частицы почвы	$2,18 \cdot 10^{-13}$	$1,34 \cdot 10^{-12}$	$7,03 \cdot 10^{-12}$
Доза от всех продуктов питания		$3,76 \cdot 10^{-9}$	$7,07 \cdot 10^{-9}$	$5,10 \cdot 10^{-8}$
Доза от вдыхания радионуклидов		$3,21 \cdot 10^{-15}$	$3,48 \cdot 10^{-14}$	$3,48 \cdot 10^{-11}$
Внешняя доза от почвы		$7,63 \cdot 10^{-10}$	0,00	0,00
Полная доза		$4,52 \cdot 10^{-9}$	$7,07 \cdot 10^{-9}$	$5,10 \cdot 10^{-8}$

Таблица 12.13

Допустимые уровни содержания радионуклидов ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹Pu в почве при критерии предела дозы для населения 1 мЗв/год для каждого сценария использования загрязнённой территории

№ Сценария	Допустимый уровень содержания в почве, Бк/м ²		
	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹ Pu
1	$1,15 \cdot 10^5$	$2,15 \cdot 10^4$	$1,87 \cdot 10^4$
2	$1,22 \cdot 10^5$	$4,31 \cdot 10^4$	$1,87 \cdot 10^4$
3	$5,26 \cdot 10^5$	$2,61 \cdot 10^6$	$4,12 \cdot 10^5$
4	$1,81 \cdot 10^6$	$7,94 \cdot 10^9$	$7,94 \cdot 10^6$
5	$2,21 \cdot 10^5$	$1,41 \cdot 10^5$	$1,96 \cdot 10^4$

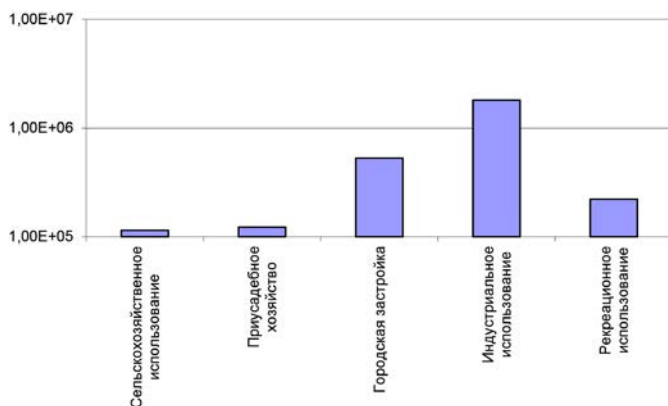


Рис. 12.2. Допустимая плотность загрязнения почвы ¹³⁷Cs для различных сценариев использования территории, Бк/м²

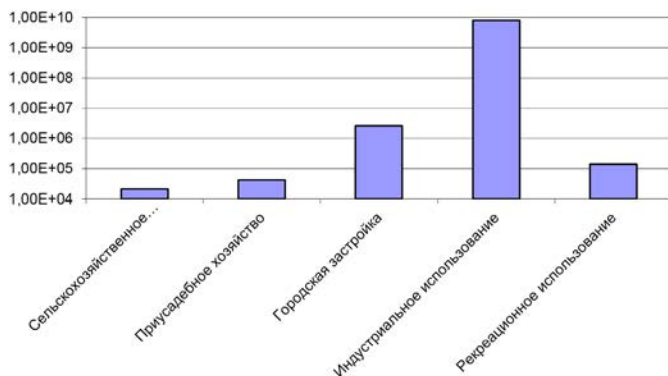


Рис. 12.3. Допустимая плотность загрязнения почвы ^{90}Sr для различных сценариев использования территории, Бк/м²

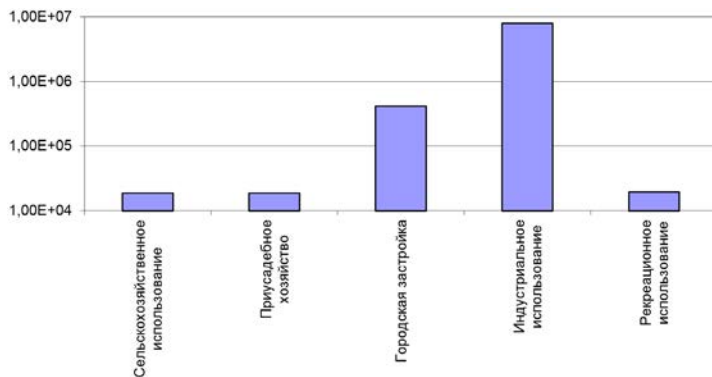


Рис. 12.4. Допустимая плотность загрязнения почвы ^{239}Pu для различных сценариев использования территории, Бк/м²

Наибольшие значения допустимой плотности загрязнения почвы ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239}Pu характерны для индустриального использования территории. Наименьшие значения допустимой плотности загрязнения почвы для всех трёх радионуклидов характерны для сельскохозяйственного использования территории, в частности для ^{239}Pu $1,87 \cdot 10^4$ Бк/м², для ^{137}Cs $1,15 \cdot 10^5$ Бк/м².

При сравнении допустимой плотности загрязнения почвы ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239}Pu при сельскохозяйственном и городском использовании территории показано, что для ^{137}Cs значение допустимой плотности загрязнения почвы при городском использовании загрязнённых территорий примерно в 5 раз больше, чем при сельскохозяйственном; для

^{90}Sr – в 120 раз; для ^{239}Pu – в 22 раза. Такая разница объясняется тем, что ^{137}Cs является гамма-излучателем и помимо внутренней дозы формирует внешнюю дозу от поверхности почвы, а также относительно большим вкладом ингаляции и потребления питьевой воды в общую дозу для ^{239}Pu по сравнению со ^{90}Sr . Таким образом, необходимо учитывать радионуклидный состав загрязнения при выборе оптимального способа землепользования.

Были рассчитаны также контрольные уровни для концентрации радионуклидов в почве (Бк/кг) для разных уровней радиационного риска и целей использования земель. В качестве примера в табл. 12.14 представлены значения контрольных уровней концентрации радионуклидов в почве для сценария 1 (сельскохозяйственное использование территории) для следующих значений потенциального облучения: 0,2 мЗв/год – квота 20 % от допустимого предела дозы для населения; 1 мЗв/год – предел дозы для населения по НРБ-99/2009; 10 мЗв/год – уровень дозы, при котором в соответствии с рекомендациями МАГАТЭ ставится вопрос о необходимости реабилитации загрязнённых земель.

Таблица 12.14

Допустимая концентрация радионуклидов в почве (Бк/кг) при различных критериях предела дозы (сценарий 1)

Нуклид	0,2 мЗв/год	1 мЗв/год	10 мЗв/год
^{137}Cs	$6,39 \cdot 10^1$	$3,19 \cdot 10^2$	$3,19 \cdot 10^3$
^{239}Pu	$1,04 \cdot 10^1$	$5,19 \cdot 10^1$	$5,19 \cdot 10^2$
^{90}Sr	$1,19 \cdot 10^1$	$5,97 \cdot 10^1$	$5,97 \cdot 10^2$

Представляет интерес сравнить полученные значения допустимых уровней содержания радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239}Pu в почве с критериями плотностей загрязнения местности, использовавшихся для территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате Кыштымской аварии (29 сентября 1957 г.) и аварии на Чернобыльской АЭС (26 апреля 1986 г.) (табл. 12.15).

Таблица 12.15

Допустимые уровни содержания ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239}Pu в почве при сельскохозяйственном использовании территории (Бк/м²)

Предел дозы	^{90}Sr	^{137}Cs	^{239}Pu	Ссылка
1 мЗв/год	$2,15 \cdot 10^4$	$1,15 \cdot 10^5$	$1,87 \cdot 10^4$	(Крышев и др., 2006)
5 мЗв/год	$7,4 \cdot 10^4$	$5,55 \cdot 10^5$	$3,7 \cdot 10^3$	(Крупные, 2001)

В 1958 году в качестве предельно допустимого уровня содержания ^{90}Sr в почве, не требующего ограничений на сельскохозяйственное использование территорий, устанавливалась величина $7,4 \cdot 10^4$ Бк/м² (2 Ки/км²) для земель, расположенных на территории ВУРС (Крупные, 2001). Уровень загрязнения почвы ^{137}Cs после аварии на ЧАЭС $5,55 \cdot 10^5$ Бк/м² (15 Ки/км²) был принят в 1986–1987 гг. как предельно возможный для ведения сельского и приусадебного хозяйства без обязательной дезактивации. С учётом различий в пределах дозы допустимые уровни содержания в почве для ^{90}Sr и ^{137}Cs , установленные после Кыштымской и Чернобыльской радиационных аварий, практически совпадают с более поздними оценками (Крышев и др., 2006). Допустимая плотность загрязнения почвы ^{239}Pu , установленная после Чернобыльской аварии, соответствует годовой дозе 0,2 мЗв, которая в 25 раз ниже действовавшего в тот период времени дозового предела дозы – 5 мЗв/год.

12.5. Критерии реабилитации загрязнённых радионуклидами территорий размещения объектов использования атомной энергии

Основной целью реабилитации радиоактивно загрязнённой территории является снижение радиологической опасности для человека и окружающей среды до уровня приемлемого риска. При этом в соответствии с международными основными нормами безопасности (IAEA, 2014), наряду с защитой нынешних и будущих поколений человека от радиационных рисков, необходимо подтверждать защиту окружающей среды от воздействия радиоактивного загрязнения. В идеале после реабилитации территория должна быть приведена в состояние, пригодное для неограниченного использования. Однако не всегда такой подход согласуется с принципом оптимизации, поскольку реабилитация до такого уровня может быть экономически нецелесообразной или технически невыполнимой (Брыкин и др., 2011). В настоящее время в России отсутствуют критерии допустимого радиационного воздействия на человека, а также производные радиэкологические нормативы остаточного содержания радионуклидов в объектах окружающей среды, позволяющие считать загрязнённую территорию реабилитированной в зависимости от целей её дальнейшего использования.

Методология оценки показателей качества окружающей среды по уровню радиоактивности на основе радиационно-гигиенических

и природоохранных критериев, позволяющих обеспечить экологическую безопасность на реабилитированной территории, представлена в публикациях (Крышев и др., 2018, 2019). В целях гармонизации экологического и радиационно-гигиенического подходов производится сопоставление показателей качества окружающей среды с учётом соблюдения дозовых пределов для человека и референтных безопасных уровней облучения биоты (БУОБ).

Оценка по радиационно-гигиеническому критерию

Расчёт контрольного уровня (КУ) для i -го радионуклида, присутствующего в почве, загрязнённой радионуклидами, территории объекта использования атомной энергии (ОИАЭ), проводился по формуле (12.10) (Крышев и др., 2006; Kryshev et al., 2008):

$$КУ_i = КЗ_i \cdot C_{s,i},$$

где $КУ_i$ – контрольный уровень плотности загрязнения грунта i -м радионуклидом, Бк/м²; $C_{s,i}$ – плотность загрязнения грунта i -м радионуклидом, Бк/м²; $КЗ_i$ – коэффициент запаса для i -го радионуклида, определяемый по формуле (12.11)

$$КЗ_i = ПД / ED_i,$$

где $ПД$ – предел дозы допустимого облучения для человека; ED_i – доза облучения человека от i -го радионуклида.

Пограничным уровнем радиологической опасности для принятия решения о необходимости реабилитации территории является дозовая нагрузка на человека 10 мЗв/год (IAEA, 2014). Это значение дозовой нагрузки принято в качестве ПД.

При расчёте КУ по радиационно-гигиеническому критерию учитывались такие пути облучения человека, как внешняя доза и ингаляция атмосферного воздуха (сценарий 4, табл. 12.7), т.е. предполагается чисто индустриальное использование загрязнённой территории ОИАЭ без потребления местных сельскохозяйственных продуктов и воды.

Пример расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в почве при пределе дозы для человека 10 мЗв/год, рекомендуемом для принятия решения о необходимости реабилитации территории, приведены в табл. 12.16 (Крышев и др., 2017, 2019). Из рассмотренных радионуклидов наименьшие значения контрольных уровней характерны для гамма-излучающих радионуклидов ⁶⁰Co, ¹⁵⁴Eu, ¹³⁷Cs, а также с учётом внешнего облучения от дочерних радионуклидов для ²²⁶Ra, ²³²Th.

Таблица 12.16

Контрольные уровни содержания радионуклидов в почве при критерии предела дозы 10 мЗв/год для индустриального использования загрязнённой территории

Нуклид	Период полураспада	Контрольный уровень, Бк/м ²	Контрольный уровень, Бк/кг	ПЗУА по ОСПОРБ-99/2010, МЗУА по НРБ-99/2009, Бк/кг
⁶⁰ Со	5,27 лет	4,5·10 ⁵	3,2·10 ³	10 ⁴
⁹⁰ Sr	29,1 лет	2,1·10 ⁸	1,5·10 ⁶	10 ⁵
⁹⁹ Tс	2,13·10 ⁵ лет	1,3·10 ¹⁰	8,5·10 ⁷	10 ⁶
¹³⁷ Cs	30 лет	9,0·10 ⁷	1,3·10 ⁴	10 ⁴
¹⁵⁴ Eu	8,8 лет	9,0·10 ⁷	6,5·10 ³	10 ⁴
²²⁶ Ra	1,6·10 ³ лет	6,5·10 ⁷	4,6·10 ³	10 ⁴
²³² Th	1,40·10 ¹⁰ лет	4,5·10 ⁵	3,2·10 ³	10 ³
²³⁸ U	4,47·10 ⁹ лет	4,2·10 ⁷	3,0·10 ⁵	10 ⁴

Основной вклад в дозу для гамма-излучающих радионуклидов даёт внешнее облучение от грунта на загрязнённой промплощадке ОИАЭ. Для радионуклидов, не являющихся источником внешнего облучения, контрольные уровни на порядок и более выше по сравнению с гамма-излучателями. Для ⁶⁰Со рассчитанные значения КУ ниже по сравнению с ПЗУА по ОСПОРБ-99/2010, для ¹⁵⁴Eu, ²²⁶Ra – близки величине ПЗУА, для остальных рассмотренных радионуклидов более жёсткими являются величины ПЗУА.

Оценка по экологическому критерию

В соответствии с (Рекомендации Росгидромета, 2015; ICRP, 2009) расчёты КУ по экологическому критерию проводились при условии предельно допустимого радиационно-экологического воздействия на объекты биоты: для млекопитающих, позвоночных животных и сосны обыкновенной *Pinus sylvestris* – равного 1,0 мГр в сутки; для растений (кроме сосны) и беспозвоночных животных – равного 10 мГр в сутки.

В качестве представительных объектов наземной биоты для оценки радиационно-экологического воздействия на загрязнённой территории ОИАЭ (например промплощадки пункта хранения РАО) были выбраны следующие группы организмов наземной биоты: деревья (сосна), наземные млекопитающие (мышевидные грызуны), дождевые черви.

При оценке величины радиационно-экологического воздействия учитывались следующие пути облучения организмов: внутреннее облучение от радионуклидов, накопленных организмами биоты; внешнее облучение от почвы.

Контрольная концентрация $KK_{i,n}^S$ i -го радионуклида в почве для n -го представительного объекта наземной биоты рассчитывалась по формуле (12.7):

$$KK_{i,n}^S = \frac{P_{\max,n}}{(DCF_{i,n,1} \cdot CF_{i,n,4} + DCF_{i,n,4}) \cdot \tau}$$

Значения контрольных уровней (контрольных концентраций) для критической группы наземной биоты приведены в табл. 12.17 (Крышев и др., 2017, 2019).

Таблица 12.17

Значения контрольных уровней удельной активности радионуклидов в почве для критической группы наземной биоты на промплощадке ОИАЭ

Радионуклид	Значение КУ, Бк/кг	Радионуклид	Значение КУ, Бк/кг
^{60}Co	$3,2 \cdot 10^4$	^{154}Eu	$6,6 \cdot 10^4$
^{90}Sr	$3,8 \cdot 10^4$	^{226}Ra	$1,9 \cdot 10^4$
^{99}Tc	$2,7 \cdot 10^4$	^{232}Th	$2,0 \cdot 10^6$
^{137}Cs	$4,0 \cdot 10^4$	^{238}U	$1,9 \cdot 10^6$

При наличии в почве смеси радионуклидов должно выполняться соотношение (12.9)

$$\sum_i \frac{C_{is}}{KK_i^S} < 1.$$

Выполнение этого соотношения обеспечивает отсутствие негативного радиационно-экологического воздействия на объекты наземной биоты загрязнённой территории ОИАЭ. Превышение КУ и нарушение данного соотношения являются основанием для рассмотрения вопроса о реабилитации загрязнённой радионуклидами территории по экологическому критерию.

Сравнение экологических и радиационно-гигиенических критериев

В целях выбора единого критерия реабилитации загрязнённой радионуклидами территории, обеспечивающего радиационную

безопасность человека и биоты, необходимо произвести сопоставление рассчитанных значений контрольных уровней по экологическому и радиационно-гигиеническому принципам (табл. 12.18) (Крышев и др., 2017, 2019).

Выбор в качестве единого норматива контрольных уровней содержания радионуклидов в почве, наиболее консервативного критерия, удовлетворяющего как радиационно-гигиеническим, так и экологическим требованиям, обеспечивает радиационную безопасность как человека, так и окружающей среды (Крышев, Сазыкина, 2013).

Сравнение контрольных уровней содержания радионуклидов в почве (табл. 12.18), рассчитанных в соответствии с этими требованиями, показывает, что для ^{90}Sr , ^{99}Tc , экологический критерий жёстче санитарно-гигиенического и становится лимитирующим фактором при решении вопросов о необходимости реабилитации территории. В ряде случаев (для изотопов естественного происхождения – ^{232}Th , ^{238}U и большинства трансурановых элементов) в качестве лимитирующего фактора может быть рассмотрено значение ПЗУА, которое оказывается жёстче двух других критериев.

Таблица 12.18

Сравнение контрольных уровней содержания радионуклидов в почве по экологическому и радиационно-гигиеническому критериям для территории промплощадки пункта хранения РАО, Бк/кг

Радионуклид	КУ (экологический критерий)	КУ (радиационно-гигиенический критерий)	ПЗУА/МЗУА
^{60}Co	$3,2 \cdot 10^4$	$3,2 \cdot 10^3$	10^4
^{90}Sr	$3,8 \cdot 10^4$	$1,5 \cdot 10^6$	10^5
^{99}Tc	$2,7 \cdot 10^4$	$8,5 \cdot 10^9$	10^7
^{137}Cs	$4,0 \cdot 10^4$	$1,3 \cdot 10^4$	10^4
^{154}Eu	$6,6 \cdot 10^4$	$1,3 \cdot 10^4$	10^4
^{226}Ra	$1,9 \cdot 10^4$	$4,6 \cdot 10^3$	10^4
^{232}Th	$2,0 \cdot 10^6$	$3,2 \cdot 10^3$	10^3
^{238}U	$1,9 \cdot 10^6$	$3,0 \cdot 10^5$	10^4

Относительно высокая значимость экологического критерия реабилитации загрязнённой радионуклидами территории обусловлена тем, что, несмотря на значительно более высокие уровни экологически безопасного облучения для объектов живой природы, по сравнению с

человеком, объекты биоты подвергаются облучению практически по всем путям радиационного воздействия на этой территории и, соответственно, более высоким дозовым нагрузкам по сравнению с человеком. Люди, находясь на территории ОИАЭ, не связаны с загрязнённой территорией пищевыми цепочками. Единственными путями облучения от гамма-излучающих радионуклидов для человека на территории ОИАЭ являются внешнее облучение от земной поверхности и вдыхание воздуха, а для β - и α -излучающих радионуклидов – только ингаляция атмосферного воздуха. Соответственно, не всегда выбор критериев реабилитации территории размещения ОИАЭ может быть осуществлён по радиационно-гигиеническому принципу.

Таким образом, при разработке критериев реабилитации загрязнённых радионуклидами территорий необходимо использовать как экологические, так и радиационно-гигиенические требования.

12.6. Методика расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе

Контрольные уровни содержания радионуклидов в атмосферном воздухе предусматривают ограничение присутствия в воздухе техногенных радионуклидов искусственного происхождения и радионуклидов природного происхождения в случае их повышенного содержания в воздухе по сравнению с естественным фоном в результате деятельности человека (например при разработке урановых руд, работе ТЭС на угле и др.).

Задачей установления контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе является обеспечение радиационной безопасности окружающей среды при хроническом содержании повышенных концентраций радионуклидов в воздухе.

В наших рекомендациях (Рекомендации, 2021) используется комплексный подход, учитывающий не только активности радионуклидов в воздухе, но также и их накопление в окружающей среде, включая выпадения на почву и растительность, а также поступление в живые организмы.

При расчёте контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе предполагается наличие равновесного распределения между удельными активностями радионуклидов в воздухе и почве.

При разработке контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе используется метод многокритериального анализа с выбором наиболее консервативного варианта из нескольких ограничивающих критериев.

В задаче расчёта контрольных уровней радиоактивности в воздухе учитываются следующие ограничивающие критерии:

- дозовые критерии, обеспечивающие радиационную безопасность биоты;
- радиационные критерии отнесения материалов и сред к радиоактивным отходам;
- для радионуклидов природного происхождения (уран) с низкой активностью на единицу массы вещества ограничения на содержание в атмосферном воздухе устанавливаются на основе химической токсичности этих элементов.

Влияние ионизации и образования продуктов радиолитического распада в атмосферном воздухе на безопасность окружающей среды в данной методике не рассматривается, это задача дальнейших исследований.

В качестве природоохранного критерия при расчёте контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе наземных территорий принимаются рассмотренные выше значения предельно допустимых дозовых нагрузок хронического радиационного воздействия на представительные объекты наземной биоты (животные и растения). При расчётах дозовых нагрузок предполагается хроническое пожизненное облучение представителей биоты по множественным путям, прямо или опосредованно связанным с хроническим загрязнением воздуха, включая непосредственное внешнее облучение от облака, ингаляцию загрязнённого воздуха, облучение от радиоактивных выпадений на почву, облучение от инкорпорированных радионуклидов, попавших в организмы из выпадений, почвы и загрязнённой пищи.

При расчёте контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе в качестве радиационного критерия используется ограничение содержания радионуклидов в воздухе и почве уровнями, при которых происходит переход воздуха или почвы в категорию радиоактивных отходов (Постановление, 2012). В качестве радиационного критерия используются предельные значения удельных активностей радионуклидов, соответствующие переходу в категорию газообразных или твёрдых радиоактивных отходов, приведённые в (Постановление, 2012).

Расчёт загрязнения почвы при хронических атмосферных выпадениях радионуклидов

При расчёте контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе над наземными экосистемами предполагается наличие процесса хронических атмосферных выпадений радионуклидов на подстилающие почвы. Концентрация радионуклидов в атмосферном воздухе предполагается постоянной за счёт внешних источников.

Величина поверхностной активности почвы, Бк/м², при постоянных выпадениях из атмосферного воздуха радионуклида r определяется формулой (Методические, 2014):

$$A_{r, \text{пов}}^{\text{почва}} = \frac{(V_r^{\text{сух}} + V_r^{\text{влаж}})}{(\lambda_r + \lambda_{\text{био}})} \{1 - \exp[-(\lambda_r + \lambda_{\text{био}}) \cdot T]\}, \quad (12.24)$$

где $V_r^{\text{сух}}$ – сухое годовое осаждение радионуклида r на подстилающую поверхность, Бк/(м²·год) при постоянной активности $A_r^{\text{возд}}$ (Бк/м³) в воздухе:

$$V_r^{\text{сух}} = k_T \cdot V_{r,d}^{\text{сух}} \cdot A_r^{\text{возд}}, \quad (12.25)$$

где величина $V_{r,d}^{\text{сух}}$ принимается равной 0,008 м/с за исключением инертных газов, для которых осаждение принимается равным нулю; k_T – переводной коэффициент, равный числу секунд в году, $k_T = 3,1536 \cdot 10^7$ с/год; $V_r^{\text{влаж}}$ – влажное выпадение радионуклида r на подстилающую поверхность, Бк/(м²·год); при расчёте контрольных концентраций в воздухе этот фактор не учитывается в связи с его значительной зависимостью от местных условий; λ_r – постоянная радиоактивного распада радионуклида r , год⁻¹; $\lambda_{\text{био}}$ – постоянная спада мощности дозы γ -излучения от загрязнённой поверхности земли за счёт экранирования верхними слоями почвы, диффузии вглубь и выведения радионуклида r из неё за счёт различных процессов, кроме радиоактивного распада, год⁻¹ (принимается равной 0,04 год⁻¹); T – время (годы), прошедшее с начала радиоактивных выпадений из воздуха.

Удельная активность почвы в Бк/кг $A_r^{\text{почва}}$ рассчитывается путём деления активности почвы в Бк/м² на массу m активного слоя (10 см) почвы (плотность почвы – 1 600 кг/м³):

$$A_r^{\text{почва}} = \frac{A_{r, \text{пов}}^{\text{почва}}}{m}. \quad (12.26)$$

Радиоактивные выпадения из воздуха являются источником загрязнения почвы и внутреннего загрязнения биоты за счёт аккумуляции радионуклидов в почве и переноса по пищевым цепочкам. Кроме того, почва, загрязнённая радиоактивными выпадениями, является источником внешнего облучения организмов биоты. Коэффициенты накопления радионуклидов из почвы представлены в (IAEA, 2010, 2014, ICRP, 2009).

Следует учитывать, что для радионуклидов с большими периодами полураспада – более 100 лет – концентрация радионуклида в почве, близкая к равновесной, достигается только после 50–60 лет хронических выпадений.

Расчёт облучения наземной биоты с учётом множественных путей облучения

При оценке величины дозовых нагрузок на наземную биоту при хроническом радиоактивном загрязнении воздуха и радиоактивных выпадениях на почву и растительность учитываются множественные пути облучения: внешнее облучение организмов от радиоактивного воздуха (облучение от облака), внешнее облучение от радионуклидов, осевших на почву, ингаляция радионуклидов, внутреннее облучение организмов от радионуклидов, поступивших по пищевым цепочкам от загрязнённой почвы.

Методы оценки мощности дозы облучения объектов биоты представлены в главе 7, а также в рекомендациях Р 52.18.820, публикациях (ICRP, 2009, 2017, Brown et al., 2008).

Методы расчёта доз облучения при загрязнении воздуха менее разработаны по сравнению с методами расчёта доз от загрязнения воды и почвы и в основном относятся к расчёту внешнего облучения от почвы, загрязнённой радиоактивными выпадениями.

Оценка радиационного воздействия на наземную биоту при радиоактивном загрязнении воздуха производится на основе расчёта суточной мощности дозы облучения для представительных объектов наземной биоты. Суммарная мощность дозы облучения $P_{r,n}$ n -го представительного объекта биоты при единичном загрязнении воздуха (1 Бк/м³) r -м радионуклидом определяется как сумма дозовых нагрузок, получаемых представительным объектом биоты по всем путям облучения, прямо или опосредованно связанным с радиоактивным загрязнением воздуха:

$$P_{r,n} = \sum P_{r,n,i}, \quad (12.27)$$

где $P_{r,n,i}$ – вклады отдельных путей облучения в суммарную дозовую нагрузку, включая следующие пути:

- внешнее облучение от воздуха, содержащего r -й радионуклид ($i = 1, P_{r,n,1}$);
- внешнее облучение от почвы, загрязнённой выпадениями r -го радионуклида из воздуха ($i = 2, P_{r,n,2}$);
- внутреннее облучение организма при обитании на загрязнённой почве ($i = 3, P_{r,n,3}$);
- внутреннее облучение организма при ингаляции r -го радионуклида из воздуха ($i = 4, P_{r,n,4}$).

При расчётах дозовых нагрузок для некоторых радионуклидов в дозовые коэффициенты входят дочерние продукты распада (табл. 12.19) в соответствии с (ICRP, 2017). При расчётах контрольных уровней содержания радионуклидов по природоохранному критерию для альфа-излучателей принят коэффициент качества излучения, равный 20.

Таблица 12.19

Дочерние радионуклиды, учитываемые в дозовых коэффициентах при расчётах контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе

Радионуклид	Дочерние радионуклиды, учитываемые при облучении биоты
^{90}Sr	^{90}Y
^{106}Ru	^{106}Rh
^{137}Cs	$^{137\text{m}}\text{Ba}$
^{222}Rn	^{218}Po , ^{214}Pb , ^{218}At , ^{214}Bi , ^{218}Rn , ^{210}Tl , ^{214}Po , ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po
^{226}Ra	^{222}Rn , ^{218}Po , ^{218}At , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po
^{228}Th	^{224}Ra , ^{220}Rn , ^{216}Po , ^{212}Pb , ^{212}Po , ^{212}Bi , ^{208}Tl
^{235}U	^{231}Th
^{238}U	^{234}Th , $^{234\text{m}}\text{Pa}$

Внешнее облучение наземной биоты от радионуклидов в атмосферном воздухе и почве

Внешнее облучение наземной биоты от радиоактивных газов и аэрозолей в воздухе происходит по пути «внешнее облучение от погружения в облако».

Мощность дозы $P_{r,n,1}$ от r -го радионуклида на n -й представительный организм (мкГр/ч) рассчитывается по формуле

$$P_{r,n,1} = DC_{r,n}^{\text{облак}} \cdot A_r^{\text{возд}} \cdot f_n^{\text{возд}} \cdot \tau, \quad (12.28)$$

где $DC_{r,n}^{\text{облак}}$ – дозовый коэффициент (мкГр/ч)/(Бк/м³) для внешнего облучения n -го представительного объекта наземной биоты от r -го радионуклида в воздухе; $A_r^{\text{возд}}$ – объёмная активность r -го радионуклида в воздухе, Бк/м³; $f_n^{\text{возд}}$ – доля времени, проводимого представительным объектом биоты на открытом воздухе ($f_n^{\text{возд}} = 1$); τ – переводной коэффициент, равный $2,4 \cdot 10^{-2}$ (мГр/сут)/(мкГр/ч).

Таблицы значений дозовых коэффициентов $DC_{r,n}^{\text{облак}}$ для расчёта внешнего облучения представительных объектов наземной биоты от радиоактивных газов/аэрозолей в воздухе приведены в (Рекомендации, 2021; ICRP, 2017).

Мощность дозы внешнего облучения n -го представительного объекта наземной биоты от r -го радионуклида, содержащегося в почве, $P_{r,n,2}$, мГр/сут, оценивают по формуле:

$$P_{r,n,2} = DC_{r,n}^{\text{почва}} \cdot A_r^{\text{почва}} \cdot \tau, \quad (12.29)$$

где $DC_{r,n}^{\text{почва}}$ – дозовый коэффициент для внешнего облучения n -го представительного объекта наземной биоты от r -го радионуклида в почве от радиоактивных выпадений из воздуха (мкГр/ч)/(Бк/кг сырого веса); $A_r^{\text{почва}}$ – удельная активность r -го радионуклида в верхнем 10-сантиметровом слое почвы для объектов биоты, обитающих на поверхности, либо в верхнем 50-сантиметровом слое почвы для объектов биоты, обитающих внутри почвы, Бк/кг сырого веса; τ – переводной коэффициент, равный $2,4 \cdot 10^{-2}$ (мГр/сут)/(мкГр/ч).

Численные значения дозовых коэффициентов $DC_{r,n}^{\text{почва}}$ приведены в (Рекомендации, 2021), также могут быть получены из (ICRP, 2017).

Внутреннее облучение наземной биоты при загрязнении почвы радиоактивными выпадениями

При расчёте величины внутреннего радиационного воздействия на наземную биоту содержание радионуклидов в организмах определяется равновесными коэффициентами накопления по отношению к почве, специфичными для каждого радионуклида и каждого типа биоты.

Мощность дозы внутреннего облучения n -го представительного объекта наземной биоты от инкорпорированного r -го радионуклида $P_{r,n,3}$, мГр/сут, рассчитывают по упрощённой формуле на основе

использования коэффициента накопления радионуклида в организме биоты по отношению к загрязнению почвы:

$$P_{r,n,з} = DC_{r,n}^{\text{внутр}} \cdot CF_{r,n}^{\text{биота}} \cdot A_r^{\text{почва}} \cdot \tau, \quad (12.30)$$

где $DC_{r,n}^{\text{внутр}}$ – дозовый коэффициент внутреннего облучения n -го представительного объекта наземной биоты от r -го радионуклида, (мкГр/ч)/(Бк/кг сырого веса); $CF_{r,n}^{\text{биота}}$ – коэффициент накопления r -го элемента в n -м представительном объекте наземной биоты, (Бк/кг сырой массы)/(Бк/кг почвы); $A_r^{\text{почва}}$ – удельная активность i -го радионуклида в почве, рассчитывается по формулам (12.24)–(12.26), Бк/кг сырого веса; τ – переводной коэффициент, равный $2,4 \cdot 10^{-2}$ (мГр/сут)/(мкГр/ч).

Численные значения $CF_{r,n}^{\text{биота}}$ рекомендуется выбирать на основе данных наблюдений для исследуемой территории; в случае отсутствия таких данных можно использовать значения, приведённые в рекомендациях (Порядок, 2020) или в международных справочниках (IAEA 2010, 2014; ICRP, 2009).

Порядок расчёта внутреннего облучения наземной биоты от ингаляции радиоактивного воздуха

Расчёт внутреннего облучения от ингаляции радионуклидов из воздуха проводится только для животных организмов биоты.

При ингаляции радиоактивных газов и аэрозолей из атмосферного воздуха происходит осаждение радионуклидов в лёгких, а также всасывание ряда радионуклидов в кровь и лимфу с последующим загрязнением всего тела.

Методы расчёта доз на биоту от ингаляции радионуклидов из воздуха в настоящее время разработаны только для человека, в связи с этим в настоящей методике упрощённая дозиметрическая модель респираторного тракта адаптирована к размерам представительных объектов биоты (Рекомендации, 2021).

В упрощённой модели респираторной системы выделяются две связанные камеры – наружная часть (воздуховод) и внутренняя часть, представляющая сами лёгкие. Аналогично упрощённой модели дыхательной системы человека (ICRP, 1994), распределение ингалированных радионуклидов в животных предполагается происходящим по следующей схеме: при дыхании 25 % ингалированных радионуклидов сразу выводится при выдохе; 50 % аэрозолей осаждается в воздухопроводной части, эта часть выводится наружу или проглатывается;

25 % ингалированных радионуклидов поступает непосредственно в лёгкие; радиоактивные газы не осаждаются в воздуховодах и полностью поступают в лёгкие (75 %). Из радионуклидов, поступивших при ингаляции в лёгкие, растворимые радионуклиды быстро всасываются в кровь и разносятся по всему телу; нерастворимые радионуклиды частично (12,5 %) выводятся из лёгких, остальная часть (12,5 %) задерживается в лёгких на длительное время (биологический период полувыведения – 120 дней, для нерастворимых фракций плутония и тория – 1 и 4 года).

Параметры дыхания представительных типов биоты наземных территорий, рассчитанные с помощью аллометрических уравнений, представлены в табл. 12.20. Данные параметры используются при расчёте дозовых нагрузок на лёгкие и всё тело при хронической ингаляции радионуклидов из атмосферного воздуха.

Таблица 12.20

Параметры дыхания представительных объектов наземной биоты для расчёта доз от ингаляции радионуклидов

Организм	Масса тела, кг	Скорость дыхания, м ³ /ч	Масса лёгких, кг	Отношение массы лёгких к массе тела	Интенсивность метаболизма, 1/ч	Продолжительность жизни, годы
Крыса	$3,14 \cdot 10^{-1}$	0,012	0,004	0,013	$1,07 \cdot 10^{-3}$	1,5
Олень	$2,45 \cdot 10^2$	1,961	3,500	0,014	$2,17 \cdot 10^{-4}$	15
Утка	$1,26 \cdot 10^0$	0,034	0,016	0,013	$7,70 \cdot 10^{-4}$	11
Змея	$7,44 \cdot 10^{-1}$	0,023	0,009	0,013	$8,73 \cdot 10^{-4}$	15
Лягушка	$3,14 \cdot 10^{-2}$	0,002	0,000	0,012	$1,87 \cdot 10^{-3}$	10

Радиоактивное загрязнение лёгких $A_{r,n}^{\text{легкие}}$ (Бк/кг) n -го представительного вида наземной биоты при хронической ингаляции радионуклида r из атмосферного воздуха определяется формулой

$$A_{r,n}^{\text{легкие}} = \frac{V_n \cdot Z_r \cdot A_r^{\text{возд}}}{M_n^{\text{легкие}} \cdot (\lambda_r + \lambda_{\text{легк}})} \{1 - \exp[-(\lambda_r + \lambda_{\text{легк}}) \cdot T_{\text{жиз}}]\}, \quad (12.31)$$

где V_n – скорость дыхания (м³/ч); Z_r – доля радионуклида, поступающего в лёгкие ($Z_r = 0,75$ – для газов; $Z_r = 0,25$ – для умеренно растворимых аэрозолей; $Z_r = 0,125$ – для слабо растворимых аэрозолей); $A_r^{\text{возд}}$ – активность r -го радионуклида в воздухе (Бк/м³); $M_n^{\text{легкие}}$ – масса лёгких (кг); λ_r – постоянная радиоактивного распада; $\lambda_{\text{легк}}$ – постоянная выведения радионуклида из лёгких (значение равно 100 ч^{-1} для легко растворимых

газов и аэрозолей; $0,005 \text{ ч}^{-1}$ – для умеренно растворимых аэрозолей; $0,0005 \text{ ч}^{-1}$ – для малорастворимых аэрозолей); $T_{\text{жиз}}$ – время с начала ингаляции, по умолчанию принимается равным продолжительности жизни организма в часах (ч).

Радиоактивное загрязнение всего тела $A_{r,n}^{\text{инг}}$ (Бк/кг) n -го представительного объекта наземной биоты при хронической ингаляции радионуклида r из атмосферного воздуха, происходящее за счёт всасывания в кровь радионуклидов из лёгких, определяется формулой (равновесное состояние)

$$A_{r,n}^{\text{инг}} = \frac{\lambda_{\text{легк}} \cdot V_n \cdot Z_r \cdot A_r^{\text{возд}}}{M_n \cdot (\lambda_r + \lambda_{\text{легк}}) \cdot (\lambda_{\text{метаб}} + \lambda_r)} \quad (12.32)$$

Мощность дозы внутреннего облучения n -го представительного объекта наземной биоты от ингаляции радионуклида r из воздуха с учётом радиоактивного загрязнения лёгких и всего тела рассчитывается по формуле

$$P_{r,n,A} = DC_{r,n}^{\text{инг}} \cdot A_{r,n}^{\text{легкие}} \cdot \frac{M_n^{\text{легкие}}}{M_n} + DC_{r,n}^{\text{внутр}} \cdot A_{r,n}^{\text{инг}} \quad (12.33)$$

где $DC_{r,n}^{\text{инг}}$ – дозовый коэффициент внутреннего облучения n -го представительного объекта наземной биоты от ингаляции r -го радионуклида в воздухе, (мкГр/ч)/(Бк/кг сырого веса); M_n – масса тела (кг). Численные значения $DC_{r,n}^{\text{инг}}$ приведены в (Рекомендации, 2021).

Определение контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе наземных территорий по природоохранным критериям

Контрольный уровень содержания r -го радионуклида $KU_{r, \text{биота}}^{\text{возд}}$ в приземном атмосферном воздухе, рассчитанный по критерию невышшения безопасных уровней облучения биоты, определяется как верхняя граница активности r -го радионуклида в воздухе, постоянный уровень которой, поддерживаемый неограниченно долго, соответствует получению представительными видами наземной биоты суммарных мощностей дозы от внутреннего и внешнего облучения, не превышающих установленных пороговых значений облучения.

Контрольные уровни содержания радионуклидов в атмосферном воздухе рассчитываются для каждого представительного вида биоты,

после чего производится выбор значения, обеспечивающего безопасность всех видов.

Контрольный уровень содержания r -го радионуклида в приземном воздухе наземной территории для n -го представительного вида биоты, $CL_{r,n}^{\text{возд}}$ Бк/м³, который не должен превышать для обеспечения радиационной безопасности по природоохранному критерию, рассчитывается по формуле

$$KY_{r,n}^{\text{возд}} = \frac{P_{\text{max},n}}{P_{r,n}}, \quad (12.34)$$

где $P_{\text{max},n}$ – критерий предельно допустимого радиационного воздействия для n -го представительного объекта биоты; $P_{r,n}$ – суммарная мощность дозы облучения n -го представительного объекта биоты при единичном загрязнении воздуха r -м радионуклидом (1 Бк/м³).

Итоговый контрольный уровень содержания r -го радионуклида в атмосферном воздухе, обеспечивающий неперевышение предельно допустимых уровней облучения всей биоты, определяется как наименьший из рассчитанных предельно допустимых контрольных уровней содержания r -го радионуклида в воздухе

$$KY_{r,\text{биота}}^{\text{возд}} = \min(KY_{r,n}^{\text{возд}}; n = 1, N), \quad (12.35)$$

где N – число выбранных представительных видов наземной биоты.

Контрольные уровни загрязнения атмосферного воздуха при хроническом воздействии и в равновесии с загрязнением почв от выпадений из атмосферного воздуха, по природоохранному критерию соответствуют пороговым значениям дозовых нагрузок на биоту, ниже которых радиационные эффекты на наиболее чувствительных представителях наземной биоты не приводят к повреждению популяций и экосистем, хотя могут вызвать незначительные эффекты на отдельных наиболее чувствительных особей биоты.

Контрольные уровни содержания трития и углерода-14 в атмосферном воздухе, рассчитанные по природоохранному критерию

Радионуклиды тритий (³H) и углерод-14 (¹⁴C) являются радиоактивными аналогами химических элементов водорода и углерода, составляющих основу тканей биологических организмов и их генетических структур. В природных условиях равновесное содержание ¹⁴C составляет 0,233 Бк на грамм стабильного углерода (Рублёвский и др.,

1979) естественное содержание ^{14}C в воздухе составляет $0,042 \text{ Бк/м}^3$. Радиоактивный ^{14}C техногенного происхождения и природный ^{14}C быстро приходят в равновесие со стабильным углеродом во всех биологических объектах таким образом, что удельная доля радиоактивного углерода по отношению к стабильному становится постоянной величиной, равной отношению радиоактивного и стабильного углерода в воздухе. Аналогичным образом устанавливается равновесие между тритием и стабильным водородом в окружающей среде и биологических объектах. Контрольные уровни содержания в воздухе (Бк/м^3) по природоохранному критерию для важнейших в биологическом отношении радионуклидов ^3H и ^{14}C устанавливаются в предположении наличия изотопного равновесия со стабильными элементами-аналогами в биомассе организмов и окружающей среде (IAEA, 2001). Рассчитанные по природоохранному критерию значения контрольных уровней содержания ^3H и ^{14}C в воздухе для каждого из представительных объектов наземной биоты, соответствующие рекомендованным пороговым уровням P_{\max} , приведены в табл. 12.21. Расчёт контрольных уровней по ^3H и ^{14}C проводился без учёта генетической мутагенности данных радионуклидов, так как пороговые уровни P_{\max} относятся только к детерминированным эффектам радиации. В настоящее время для биоты отсутствуют рекомендованные уровни пороговых дозовых нагрузок, ограничивающие мутагенные эффекты.

Таблица 12.21

Контрольные уровни содержания ^3H и ^{14}C в воздухе (Бк/м^3) для представительных позвоночных организмов наземной биоты

Радионуклид	Олень, крыса, утка, лягушка, змея
^3H	$3,6 \cdot 10^4$
^{14}C	$1,1 \cdot 10^3$

Примечание. При расчёте контрольного уровня для ^3H коэффициент качества излучения принят равным трём согласно (ICRP, 2017).

Контрольные уровни содержания природного урана в атмосферном воздухе по критерию химической токсичности

Для отдельных радионуклидов природного происхождения (уран), имеющих низкую активность на единицу массы вещества, ограничения на содержание в воздухе и почве устанавливаются на основе химической токсичности этих элементов, более значимой для биоты, чем облучение (Журавлев, 1990; Водяницкий, 2011; Canadian, 2007).

Природная радиоактивность урана (^{238}U более 99 %) составляет 24,8 Бк/мг. В связи с низкой удельной активностью природного урана его химическая токсичность для наземных организмов превосходит радиационную токсичность. По химической токсичности уран является общеклеточным ядом, сравнимым по токсичности с мышьяком или ртутью (Гуськова, 1972; Toxicological, 2013). Природное среднее содержание урана в почвах составляет 2 мг/кг, содержание в атмосферном воздухе в среднем составляет 0,1 нанограмм/м³.

В отечественных нормативных документах содержание урана в почвах до сих пор не нормируется. В России для элементов без ПДК/ОДК используют эмпирический критерий ПДК = 4·Фон (Водяницкий, 2011), т.е. предельно допустимой концентрацией вещества может быть принято значение, равное 4-кратному фоновому содержанию в компоненте природной среды.

Для почв может быть использован контрольный уровень содержания урана, равный 23 мг/кг, установленный в Канадском руководстве по защите окружающей среды и здоровья человека на основе анализа токсикологических тестов с наземными организмами (Canadian, 2007).

Контрольный уровень содержания урана в почвах от выпадений из воздуха, обеспечивающий радиационную и химическую безопасность наземной биоты, рекомендуется принять равным 23 мг/кг.

В НРБ 96 (НРБ 96, 1996) был установлен ДОА урана в воздухе для населения, равное 0,04 Бк/м³, что соответствует 1,6 мкг U/м³ воздуха. Для персонала ДОА урана в воздухе составляло 0,015 мг U/м³ (растворимые соединения) и 0,075 мгU/м³ (нерастворимые соединения). Значения ДОА были установлены исходя из химической токсичности урана. В ныне действующем НРБ 99/2009 значения ДОА урана представлены только для персонала исходя из радиационного критерия без учёта химической токсичности. В опытах на животных (собаках) при хроническом ингаляционном воздействии соединений урана появление негативных эффектов на почки наблюдалось при содержании 0,04 мгU/м³ в воздухе, в опытах с обезьянами – при 0,82 мгU/м³ в воздухе (нерастворимые формы) обнаружено развитие фиброза и метаплазии лёгких (Toxicological, 2013). Контрольный уровень содержания урана в воздухе, обеспечивающий радиационную и химическую безопасность наземной биоты с учётом выпадений на почву, рекомендуется принять равным 0,03 Бк/м³.

Мультикритериальный выбор значений контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе наземных территорий

В целях обеспечения радиационной безопасности рекомендуется в качестве контрольного уровня содержания r -го радионуклида в воздухе наземных территорий $CL_{r, \text{конт}}^{\text{возд}}$ брать минимальное из имеющихся значений по природоохранному и радиационному критериям. Таким образом, значение $KU_{r, \text{конт}}^{\text{возд}}$, Бк/м³, определяется по формуле

$$KU_{r, \text{конт}}^{\text{возд}} = \min(KU_{r, \text{биота}}^{\text{возд}}, KU_{r, \text{рад}}^{\text{возд}}), \quad (12.36)$$

где $KU_{r, \text{рад}}^{\text{возд}}$ – контрольный уровень содержания r -го радионуклида в воздухе по радиационному критерию, Бк/м³. Рассчитанные значения $KU_{r, \text{биота}}^{\text{возд}}$ для критических референтных организмов представлены в табл. 12.22 (Рекомендации, 2021).

Значения $KU_{r, \text{конт}}^{\text{возд}}$, полученные по формуле (12.36) и удовлетворяющие одновременно природоохранному и радиационному критериям, приведены в табл. 12.23.

При наличии в воздухе рассматриваемой территории смеси радионуклидов должно выполняться условие для индекса суммарного загрязнения (ИСЗ) радионуклидами атмосферного воздуха

$$ИСЗ = \sum_r \frac{A_r^{\text{возд}}}{KU_{r, \text{конт}}^{\text{возд}}} < 1, \quad (12.37)$$

где $A_r^{\text{возд}}$ – удельная активность r -го радионуклида в воздухе, Бк/м³.

Таблица 12.22

Значения контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе (Бк/м³) наземных территорий для критической группы наземной биоты с учётом выпадений на почву

Обозначение радионуклида	Значение $KU_{r, \text{биота}}^{\text{возд}}$, Бк/м ³	Критическая(ие) группа(ы) наземной биоты по природоохранному критерию
²⁴ Na	4,9·10 ¹	Олень
³² P	9,1·10 ⁻¹	Олень, сосна
⁴¹ Ar	7,1·10 ⁴	Крыса
⁵¹ Cr	2,8·10 ⁴	Крыса
⁵⁴ Mn	1,1·10 ²	Крыса
⁶⁰ Co	9,1·10 ⁰	Олень
⁶⁵ Zn	2,3·10 ²	Крыса, утка

Окончание таблицы 12.22

Обозначение радионуклида	Значение $KU_{r,биота}^{возд}$ Бк/м ³	Критическая(ие) группа(ы) наземной биоты по природоохранному критерию
⁸⁵ Kr	$2,5 \cdot 10^4$	Крыса
^{85m} Kr	$8,6 \cdot 10^5$	Крыса
⁸⁷ Kr	$1,4 \cdot 10^5$	Крыса, утка
⁸⁸ Kr	$2,8 \cdot 10^4$	Лягушка
⁹⁰ Sr	$5,0 \cdot 10^{-1}$	Змея
⁹⁵ Zr	$3,9 \cdot 10^2$	Змея
⁹⁵ Nb	$1,2 \cdot 10^3$	Крыса, утка
⁹⁹ Tc	$2,1 \cdot 10^0$	Сосна
¹⁰³ Ru	$1,7 \cdot 10^3$	Крыса, утка, змея
¹⁰⁶ Ru	$1,3 \cdot 10^2$	Крыса, утка, змея
^{110m} Ag	$4,8 \cdot 10^0$	Сосна
¹³¹ I	$5,6 \cdot 10^3$	Олень
^{131m} Xe	$2,5 \cdot 10^6$	Крыса
¹³³ Xe	$1,5 \cdot 10^6$	Крыса
¹³⁵ Xe	$6,1 \cdot 10^5$	Крыса, утка
¹³⁸ Xe	$4,1 \cdot 10^4$	Крыса, утка
¹³⁴ Cs	$5,0 \cdot 10^0$	Олень
¹³⁷ Cs	$3,4 \cdot 10^0$	Олень
¹⁴⁰ Ba	$8,0 \cdot 10^2$	Крыса
¹⁴⁰ La	$5,7 \cdot 10^3$	Крыса
¹⁴⁴ Ce	$1,2 \cdot 10^3$	Крыса
²¹⁰ Po	$1,95 \cdot 10^1$	Крыса
²²⁶ Ra	$3,6 \cdot 10^0$	Утка
²²⁸ Th	$4,5 \cdot 10^{-1}$	Крыса
²³² Th	$4,5 \cdot 10^0$	Крыса
²³⁵ U	$2,3 \cdot 10^0$	Крыса
²³⁸ U	$4,0 \cdot 10^0$	Крыса
²³⁹ Pu	$1,4 \cdot 10^0$	Крыса
²⁴¹ Am	$9,1 \cdot 10^{-1}$	Крыса

Таблица 12.23

Контрольные уровни радионуклидов в атмосферном воздухе наземных территорий, удовлетворяющие природоохранному и радиационному критериям

Обозначение радионуклида	Значение контрольного уровня радионуклида в атмосферном воздухе, удовлетворяющее природоохранному и радиационному критериям $KU_{г,конт}^{возд}$, Бк/м ³	Лимитирующий критерий
³ H	$1,9 \cdot 10^3$	Радиационный
¹⁴ C	$5,5 \cdot 10^1$	Радиационный
²⁴ Na	$4,9 \cdot 10^1$	Природоохранный
³² P	$9,1 \cdot 10^{-1}$	Природоохранный
⁴¹ Ar	$5,1 \cdot 10^2$	Радиационный
⁴⁰ K	$3,1 \cdot 10^1$	Радиационный
⁵¹ Cr	$2,5 \cdot 10^3$	Радиационный
⁵⁴ Mn	$5,2 \cdot 10^0$	Радиационный
⁶⁰ Co	$1,3 \cdot 10^0$	Радиационный
⁶⁵ Zn	$9,2 \cdot 10^0$	Радиационный
⁸⁵ Kr	$2,5 \cdot 10^4$	Природоохранный
^{85m} Kr	$4,6 \cdot 10^3$	Радиационный
⁸⁷ Kr	$8,0 \cdot 10^2$	Радиационный
⁸⁸ Kr	$3,2 \cdot 10^2$	Радиационный
⁹⁰ Sr	$5,0 \cdot 10^{-1}$	Природоохранный
⁹⁵ Zr	$2,3 \cdot 10^1$	Радиационный
⁹⁵ Nb	$4,6 \cdot 10^1$	Природоохранный
⁹⁹ Tc	$2,1 \cdot 10^0$	Природоохранный
¹⁰³ Ru	$4,6 \cdot 10^1$	Радиационный
¹⁰⁶ Ru	$4,4 \cdot 10^0$	Радиационный
^{110m} Ag	$4,8 \cdot 10^0$	Природоохранный
¹³¹ I	$7,3 \cdot 10^0$	Радиационный
^{131m} Xe	$8,5 \cdot 10^4$	Радиационный
¹³³ Xe	$2,2 \cdot 10^4$	Радиационный
¹³⁵ Xe	$2,8 \cdot 10^3$	Радиационный
¹³⁸ Xe	$4,1 \cdot 10^4$	Радиационный
¹³⁴ Cs	$2,5 \cdot 10^0$	Природоохранный
¹³⁷ Cs	$8,7 \cdot 10^{-1}$	Природоохранный
¹⁴⁰ Ba	$2,2 \cdot 10^1$	Радиационный

Окончание таблицы 12.23

Обозначение радионуклида	Значение контрольного уровня радионуклида в атмосферном воздухе, удовлетворяющее природоохранному и радиационному критериям $KU_{r, \text{конт}}^{\text{возд}}$, Бк/м ³	Лимитирующий критерий
¹⁴⁰ La	$8,4 \cdot 10^1$	Радиационный
¹⁴⁴ Ce	$3,3 \cdot 10^0$	Радиационный
¹⁴⁴ Pr	$9,1 \cdot 10^3$	Природоохранный
²¹⁰ Pb	$1,1 \cdot 10^{-1}$	Радиационный
²¹⁰ Po	$3,4 \cdot 10^{-2}$	Радиационный
²²⁶ Ra	$3,0 \cdot 10^{-2}$	Радиационный
²²⁸ Th	$2,9 \cdot 10^{-3}$	Радиационный
²³² Th	$2,7 \cdot 10^{-4}$	Природоохранный
²³⁵ U	$3,3 \cdot 10^{-2}$	Радиационный
²³⁸ U	$3,0 \cdot 10^{-2}$	Природоохранный
²³⁹ Pu	$2,5 \cdot 10^{-3}$	Радиационный
²⁴¹ Am	$2,9 \cdot 10^{-3}$	Радиационный

Глава 13. Влияние экологических взаимодействий на проявления радиационных эффектов в природных экосистемах

До настоящего времени экологические эффекты радиации недостаточно изучены как экспериментально, так и теоретически.

В большинстве радиобиологических лабораторных экспериментов облучаемыми объектами являются биологические ткани и индивидуальные организмы, изолированные от их естественной окружающей среды. Результаты этих экспериментов демонстрируют индивидуальную радиочувствительность организмов при отсутствии каких-либо экологических взаимодействий (конкуренция, хищничество, дефицит пищи, другие факторы стресса). Таким образом, встает вопрос о том, как влияют экологические взаимодействия на проявления радиационных эффектов в экосистемах и в какой степени результаты лабораторных экспериментов могут отличаться от проявления эффектов радиации в дикой природе.

Особенности проявления радиационных эффектов в природных экосистемах являются результатом различий между уровнями организации индивидуальных организмов и экосистем как сообществ взаимодействующих видов организмов.

Экосистема представляет собой высокий уровень организации жизни, которая включает самоподдерживающееся сообщество различных биологических видов, населяющих ограниченную территорию и эксплуатирующую ограниченные ресурсы, связанные с местообитанием. Экосистема представляет собой квант биосферы и поддерживает своё существование за счёт внешнего источника энергии (например солнечная энергия) и рециркуляции (или потока) биогенных элементов. Циркуляция энергии и элементов осуществляется в экосистеме через систему пищевых цепочек, регулируемых петлями обратных связей. Из-за определённых условий функционирования экосистемы биологическое сообщество в экосистеме не может быть случайным собранием независимых видов.

Каждый компонент биологического сообщества (популяция) выполняет определённые функции в поддержании экосистемы, т.е. в передаче энергии и рециркуляции биогенных элементов. Биологические компоненты экосистемы зависят друг от друга и зачастую не могут выживать в изоляции (Одум, 1983; Рамад, 1981). Отдельный вид организмов представляет только компонент в экосистеме, который потенциально может быть заменён другим видом со сходными экологическими функциями. Обычно популяции различных видов, формируя экосистему, являются эволюционно приспособленными к экологическим условиям местообитания, и взаимосвязи между видами в целом сбалансированы.

Появление нового фактора стресса, каким является аномально высокий уровень ионизирующей радиации, вызывает неоднородное воздействие на отдельные виды организмов; вследствие этого сложившийся эволюционно баланс между видами в экосистеме может быть нарушен.

13.1. Экологические различия в радиационных эффектах для популяций различных видов

Различные виды организмов демонстрируют огромные различия в радиочувствительности; смертельные дозы (LD для взрослых особей)

острого облучения варьируют от немногих Гр (млекопитающие) до тысяч Гр (насекомые, микроорганизмы) (Одум, 1983; UNSCEAR, 1996). Следствием этого является более высокая уязвимость отдельных групп организмов к ионизирующему облучению. Кроме того, радиочувствительность организмов может меняться значительно на различных стадиях онтогенеза, например на ранних стадиях развития некоторые насекомые могут быть уничтожены немногими Гр острого облучения, тогда как взрослые насекомые тех же самых видов очень радиоустойчивы (Одум, 1983; Кривоуцкий, 1983).

Экологические различия в дозах облучения

Кроме различий в радиочувствительности, которые могут быть зарегистрированы в лабораторных экспериментах, существует много других факторов, которые прямо или косвенно влияют на формирование радиационных эффектов в естественных популяциях. Среди этих факторов можно отметить следующие: экологические различия в дозах облучения, способность популяции к самовосстановлению, тип воспроизводства, продолжительность жизненного цикла и ряд других.

В экосистеме, подвергнутой воздействию повышенных уровней ионизирующего облучения, мощности дозы облучения различных видов организмов могут значительно варьировать в результате различий в питании, среде обитания и продолжительности жизни. Например, виды, которые защищены от внешнего облучения, или виды, питающиеся незагрязнёнными видами пищи, получают более низкие дозы, чем другие компоненты биологического сообщества. Имея минимальный контакт с радиацией, эти виды получают селективное преимущество в конкурентной борьбе по сравнению с видами, более повреждёнными радиацией.

В условиях хронического радиационного воздействия суммарные дозы, накопленные в течение всей жизни, могут значительно варьировать между видами. Виды с относительно короткой продолжительностью жизни получают более низкие пожизненные дозы по сравнению с долговечными видами. Поэтому виды с коротким жизненным циклом имеют лучшие возможности выжить в экосистеме, подвергающейся хроническому радиационному воздействию.

Кроме пожизненных доз, радиационные эффекты определяются также дозами, накопленными в течение самых чувствительных периодов развития. В условиях радиационного воздействия, предпочтение в выживании имеют виды с коротким периодом развития эмбрионов.

Восстановительные потенциалы популяций в экосистеме

Выживание индивидуальных биологических видов, повреждённых радиацией, в значительной степени зависит от их способности быстро восстановить численность популяции.

Например, если 99 % клеток в бактериальной колонии были разрушены облучением, популяция бактерий, имея высокий репродуктивный потенциал, может быстро восстановить свою численность из оставшихся неповреждёнными 1 % клеток. Высокопроизводительные и быстро растущие виды (например насекомые) также имеют хорошие возможности восстановить повреждённые популяции. Напротив, долговечные виды с низким потенциалом воспроизводства очень уязвимы к потерям численности. Восстановление таких видов в облучённых экосистемах может осуществляться путём миграции необлучённых организмов с соседних территорий.

13.2. Нарушения экологического баланса в экосистемах под действием ионизирующей радиации

В результате радиационного воздействия и неоднородного повреждения популяций возникает нарушение экологического баланса в экосистеме.

Следующие важные процессы и взаимодействия в экосистеме могут быть нарушены повышенными уровнями ионизирующей радиации в окружающей среде (Sazykina, 1996, 2005):

- синтез биомассы первичными продуцентами в результате повреждения фотосинтетических организмов;
- интенсивность рециркуляции биогенных химических элементов в результате повреждения организмов-редуцентов отмершей органики;
- конкурентные отношения за жизненные ресурсы (пища, свет, и т.д.) между популяциями различных видов, использующие одни и те же ресурсы;
- баланс между численностями хищников и их жертв;
- баланс между численностью паразитов и их хозяев.

Рассмотрим примеры экологических эффектов разных типов, наблюдавшихся на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению.

Экологические последствия радиационного повреждения видов-продуцентов

Самые разрушительные последствия для экосистемы связаны с радиационным повреждением доминирующих видов растений, принадлежащих в пищевой цепочке к уровню «первичные продуценты». Фактически с потерей ключевых первичных продуцентов (например сосна в сосновом лесу) целая экосистема может быть разрушена.

Пример. Ближняя зона Чернобыльской АЭС, получившая высокое радиоактивное загрязнение в результате аварии 1986 года. Очень высокие уровни внешнего облучения были зарегистрированы в области 1,5–2,0 км к западу от АЭС. До аварии в этом районе находились сосновые леса возраста 40–50 лет. К осени 1986 года все сосны погибли (так называемый «рыжий лес»), внешние дозы облучения сосны составляли выше 100 Гр (Козубов, Таскаев, 1990, 1994; Абатуров и др., 1996).

Изменения в жизнеспособности популяций редуцентов

Появление значительных количеств мёртвых или ослабленных организмов при высоких уровнях облучения экосистемы формирует дополнительный источник пищи для более радиорезистентных организмов трофического уровня редуцентов (переработчиков мёртвой/ослабленной органики). Быстрое размножение популяций редуцентов, включая детритофагов и паразитов, за счёт обилия пищи усугубляет повреждение облучённых видов и препятствует их восстановлению.

Пример. Зона Восточно-Уральского радиоактивного следа, загрязнённая в 1957 году в результате аварии на ПО «Маяк». Обследован участок берёзового леса с высоким уровнем загрязнения – $(67-126) \cdot 10^6$ Бк м⁻² ⁹⁰Sr в почве. Листья облучённых берёз были значительно повреждены молью *Tineoidae* (93 % повреждённых листьев из N = 30 000 обследованных). В контроле – 4 % листьев берёзы, повреждённых *Tineoidae* (Криволицкий, 1983).

При высоких уровнях радиационного воздействия организмы-редуценты могут сами пострадать от радиации. В этом случае минерализация мёртвого органического вещества происходит менее интенсивно, уменьшая скорость рециркуляции биогенных элементов в облучённой экосистеме.

Пример. Микробиологические исследования бактерий загрязнённой почвы в ближней зоне Чернобыльской АЭС (10 км от АЭС) были выполнены в 1993–1995 гг. Концентрации специализированных

бактерий (нитрифицирующих, сульфатредуцирующих, азотфиксирующих, разрушителей целлюлозы, гетеротрофных железобактерий) были на загрязнённой территории в 10–100 раз ниже нормы. Специальные эксперименты показали, что бактерии, чувствительные к присутствию в растворе перекиси водорода (продукту радиолиза воды), плохо выживают в радиоактивной почве. В то же время устойчивые к перекиси водорода микроорганизмы, такие как *Methylobacterium extorquens*, *M. mesophilicum*, были найдены во всех образцах загрязнённой почвы, их концентрации не отличались от нормальных уровней (Романовская и др., 1998).

Изменения биологического разнообразия

При хроническом облучении организмов в экосистеме, загрязнённой радионуклидами, может наблюдаться выпадение отдельных видов, которое регистрируется биологами как снижение биологического разнообразия.

Пример. Пруды вблизи ПО «Маяк» на Южном Урале, подвергшиеся в 1950-х гг. загрязнению от стоков радиохимического производства. В летние периоды 1992–1993 гг. проведено обследование биоразнообразия мух вблизи прудов в районе Метлино и Лежневка. Зафиксировано значительное уменьшение числа видов мух: из 31 типичных для региона видов только 9 видов присутствовало на загрязнённых участках. В контроле было найдено 29 видов мух. Отсутствовали виды насекомых, которые обычно развиваются в иле и околородной растительности, по-видимому в связи с высокими уровнями загрязнения донных отложений прудов (Кривошеина, 1999).

13.3. Нарушения взаимодействий «хищник – жертва» под действием ионизирующей радиации

Взаимодействия типа «хищник – жертва» очень обычны в природных экосистемах. В экосистеме популяции жертв контролируются хищниками; в свою очередь численность хищников ограничивается доступностью жертв. Самоподдерживающееся взаимное ограничение в каждой паре «хищник – жертва» обеспечивает возможность многих видов сосуществовать в одной экосистеме, разделяя ресурсы и формируя сложные сети пищевых отношений. При радиационном стрессе жертва или хищник оказываются более пострадавшими от радиации,

в результате нарушается сложившийся баланс в пищевых цепочках. Экологические последствия неустойчивости в трофической паре «хищник – жертва» имеют два типа в зависимости от трофического положения более повреждённых видов.

В ситуации «повреждённая жертва – здоровый хищник» ослабленные организмы повреждённой популяции жертвы становятся более доступными хищнику, приводя к быстрому росту популяции хищника и, как следствие, к дальнейшему снижению популяции жертвы, вплоть до её исчезновения в чрезвычайных случаях. После снижения численности добычи популяция хищника также уменьшается из-за голодания или переключается на другой, ранее непредпочтительный вид жертв. Таким образом, экологические взаимодействия усиливают действие радиации.

Пример. Зона Восточно-Уральского радиоактивного следа, загрязнённая в 1957 году в результате аварии на ПО «Маяк». Спустя 11 лет после аварии были обследованы почвенные беспозвоночные организмы на участке с высоким загрязнением по ^{90}Sr ($6,7\text{--}12,6$) $\cdot 10^7$ Бк м⁻²). Численность хищных видов составила 66 % от контроля, численность листоедов – 56,5 %. Численность мирных видов, живущих в лесной подстилке, была очень низкой – 0,6 % от контроля (Криволицкий и др., 1993).

В ситуации «здоровая жертва – повреждённый хищник» экологический отклик на радиацию приводит к быстрому росту популяции жертвы, освободившейся из-под пресса хищника. Популяция жертвы, получившая преимущество над другими мирными видами, всё ещё угнетаемыми хищниками, занимает место и ресурсы, ранее разделявшиеся с другими видами жертв.

Пример. Ближняя зона Чернобыльской АЭС, загрязнённая в результате радиационной аварии 1986 года. Эвакуация людей из 30-километровой зоны аварии устранила фактор беспокойства, связанный с присутствием «суперхищника» – популяции человека. В результате исчезновения суперхищника к 1988 году в Чернобыльской зоне значительно возросла численность популяций диких животных (кабанов, лис, волков, промысловой дичи), несмотря на высокие уровни радиоактивного загрязнения (Радиоэкологические, 1991; Sokolov et al., 1994).

Взаимодействия «паразит – хозяин» в облучённых популяциях

Паразитов можно рассматривать как определённые типы хищников, которые питаются за счёт хозяев, не уничтожая их непосредственно.

Обычно организмы хозяина имеют защитные механизмы против паразитов, ограничивающие возможности инвазии паразитов. Радиация снижает способность иммунной системы хозяев сопротивляться паразитам. Будучи значительно более радиоустойчивы, чем хозяева, различные паразиты находят благоприятные условия для роста в ослабленных облучением хозяевах. Высокие уровни заражённости растений и животных различными паразитами были зарегистрированы в экосистемах на территориях, пострадавших от радиационных аварий.

Пример. Зона Восточно-Уральского радиоактивного следа, загрязнённая в 1957 году в результате аварии на ПО «Маяк». Исследования популяции полёвки *Microtus agrestis* проводились в конце 1960-х гг. на участке с загрязнением по ^{90}Sr $(4,86-9,2) \cdot 10^7$ Бк м^{-2} . Обнаружены высокие уровни заражения полёвок паразитами крови *Leucocythgrenarinae mieroiti*. Доля заражённых животных в загрязнённой территории была в шесть раз больше (52,4 %, N = 204), чем в контроле (8,1 %, N = 111). Концентрация паразитов в крови загрязнённых животных была на порядок выше (40–60 паразитов на 100 лейкоцитов), чем в контроле: 1–8 паразитов на 100 лейкоцитов (Ильенко, 1974).

13.4. Компенсационные процессы в экосистемах при радиационном воздействии

Многолетние полевые исследования на территориях, пострадавших от радиационных аварий, показали, что экосистемы в целом имеют более высокую устойчивость к радиации, чем отдельные чувствительные компоненты экосистем, и многие естественные экосистемы выживают даже при высоких уровнях загрязнения радионуклидами.

Рассмотрим некоторые компенсационные механизмы, которые способствуют восстановлению экосистем, повреждённых факторами стресса, в частности высокими уровнями ионизирующей радиации. В облучённой экосистеме экологические компенсационные механизмы проявляются, если уровни радиоактивного загрязнения территории довольно высоки (например для ^{90}Sr больше чем десятки кБк м^{-2}), и часть чувствительных организмов погибли или стали неконкурентноспособными. Компенсационные механизмы действуют как в индивидуальных популяциях, так и в экосистеме, что способствует сохранению её целостности.

Уменьшение конкуренции между организмами в популяции

В случае гибели части организмов в популяции снижается конкуренция за ресурсы внутри популяции. Увеличивается количество ресурсов, доступных для каждого оставшегося организма. Имея лучшие ресурсы для жизни, пережившие организмы производят большее число потомства, таким образом помогая популяционному восстановлению.

Пример. Технологическое водохранилище на Южном Урале, загрязнённое вследствие сбросов ПО «Маяк». Уровни загрязнения воды: $14,8 \cdot 10^3$ Бк/л – по ^{90}Sr и 300 Бк/л – по ^{137}Cs . В 1983–1986 гг. исследовано действие радиации на местную популяцию щуки *Esox lucius* (Смагин, 1996). При искусственной инкубации икры щуки процент эмбрионов с уродствами развития был в 10 раз выше (13 %), чем в контроле (1 %). Личинки щуки с аномалиями развития погибли в течение первого месяца жизни, т.е. были отключены естественным отбором, соответственно выжившие экземпляры имели лучшие условия питания по сравнению с контролем. Как показывают наблюдения, популяция щуки существует в загрязнённом водоёме много лет, рост и упитанность щуки оцениваются как хорошие.

Миграция организмов из смежных территорий

Доступность ресурсов пищи на радиоактивно загрязнённых территориях, возникающая из-за уменьшения численности местных популяций, привлекательна для популяций тех же видов, населяющих смежные незагрязнённые области. Здоровые организмы мигрируют на загрязнённый участок, чем обеспечивают базу для воспроизводства новых поколений, даже если воспроизводство местной популяции было серьёзно понижено высокими уровнями радиации. Относительная величина участка радиационного повреждения, по сравнению с ареалом обитания вида, имеет большое значение. Если величина загрязнённой территории невелика, то локальные популяции не вырождаются даже при значительном радиационном повреждении из-за регулярного притока мигрантов с соседних территорий. Очевидно, что виды с малым ареалом обитания, а также малочисленные виды подвергаются значительно большему риску вымирания при радиационном стрессе по сравнению с широко распространёнными и легко мигрирующими видами.

Пример. Участок (3 га) с высоким уровнем естественных радионуклидов в почве, Республика Коми РФ. Концентрации радионуклидов в золе почвы: 70 Бк/гр (Ra); 26 Бк/гр (^{210}Po); 50 Бк/кг (U). Гамма-фон

на участке составлял 80 мкГр/ч. Исследование состояния размножения локальной популяции полёвки *Microtus oeconomus* показало, что количество самок, участвующих в размножении, было в 2–5 раз ниже контроля; кроме того, период размножения сократился до 4 месяцев (против 6 месяцев в контроле). Среднее число эмбрионов на самку было в 2 раза ниже, чем в контроле. Существование местной популяции полёвок поддерживалось за счёт миграции с соседних участков. В среднем доля мигрантов составляла около 30 %; после одного месяца пребывания на радиевом участке уровни загрязнения мигрантов приближались к загрязнённости местных полёвок (Маслова, Верховская, 1976).

Интенсификация естественного отбора

Процесс естественного отбора организмов, приспособленных к экологическим условиям, включает две стадии. Начальная стадия – увеличение изменчивости физиологических или экологических характеристик организмов в пределах популяции при появлении нового фактора окружающей среды, например повышенного уровня ионизирующего излучения. Увеличение естественной изменчивости формирует базу для последующего отбора наиболее приспособленных организмов.

Пример. Ближняя зона Чернобыльской АЭС, загрязнённая в 1986 году в результате радиационной аварии, участок «Изумрудное», 3 км к юго-востоку от АЭС. Уровни загрязнения почвы ^{137}Cs $3,33 \cdot 10^6$ Бк м⁻². В 1989–1992 гг. исследовалось размножение местной популяции большой синицы *Parus major*. Обнаружено увеличение изменчивости в размере и форме яиц синицы, отложенных на загрязнённой территории. Коэффициенты вариации длины яиц различались более чем в два раза по сравнению с контролем (5,08 и 2,15 соответственно), коэффициенты вариации индекса формы также имели значительные различия от контроля (4,29 и 2,88 % соответственно) (Рябцев, Лебедева, 1999).

Вторая стадия естественного отбора включает изъятие из популяции слабых или неприспособленных организмов посредством конкуренции, хищничества или паразитизма. Анализируя эффекты ионизирующей радиации с точки зрения естественного отбора, можно отметить следующие процессы, указывающие на интенсификацию естественного отбора:

- увеличение генетической и физиологической изменчивости в пределах популяции (расширение основы для естественного отбора);

- усиленное устранение организмов, ослабленных радиационным воздействием.

Результатом естественного отбора в экосистемах, подверженных воздействию повышенных уровней ионизирующей радиации, является быстрое увеличение радиорезистентности в хронически облучаемых популяциях.

Пример. Зона Восточно-Уральского радиоактивного следа, загрязнённая в 1957 году в результате аварии на ПО «Маяк». Участок с загрязнением почвы ^{90}Sr $(4-7,56) \cdot 10^7$ Бк м^{-2} . В 1978 году исследовали радиорезистентность местной популяции европейской лесной мыши *Apodemus sylvaticus*. Это было 40-е поколение мышей из дикой популяции, обитающей в хронически облучаемом биогеоценозе. Мыши с загрязнённого участка продемонстрировали увеличение радиорезистентности. После острого гамма-облучения суперлетальной дозой 8 Гр 3,4 % мышей выжили до конца 30-дневного периода наблюдения, большая часть смертности происходила в течение 16 дней. В контроле все облучённые животные умерли в течение 14 дней. Средняя продолжительность выживания у лесных мышей из загрязнённой экосистемы была $10,7 \pm 0,3$ дня ($N = 57$), что статистически значимо превышало данные контрольной группы $8,7 \pm 0,3$ дня ($N = 31$), $p < 0,001$ (Ильенко, Крапивко, 1989).

Замещение повреждённых видов в экосистеме другими видами (сукцессия)

Экосистема может использовать две стратегии для адаптации к радиационному поражению: а) выждать, пока радиорезистентность локальных популяций повысится за счёт естественного отбора; б) заменить радиочувствительные популяции на виды со сходными экологическими функциями, но более устойчивые к радиации. Замена видов в естественных экосистемах (сукцессия) является специфическим экосистемным компенсационным механизмом, который улучшает адаптацию целой экосистемы к изменениям в экологических условиях.

Пример. Ближняя зона Чернобыльской АЭС, загрязнённая в 1986 году в результате радиационной аварии, 4–5 км на запад от АЭС. Полевые исследования мышевидных грызунов показали изменения в составе доминировавших видов мышей к маю 1987 года. Численность рыжей полёвки снизилась в 8 раз, численность домовый мыши увеличилась в 4 раза. Полевая мышь исчезла из сообщества мышей к маю 1987 года (Козубов, Таскаев, 1990; Sokolov et al., 1994; Таскаев, Тестов, 1999).

Истребление повреждённых организмов хищниками и паразитами

Хищники и паразиты способствуют селективному изъятию из экосистемы ослабленных радиацией или другими причинами организмов всех видов и предотвращают их воспроизводство. «Санитарная» деятельность хищников и паразитов – ещё один компенсационный механизм, препятствующий размножению повреждённых организмов и способствующий очищению экосистемы от слабых и больных особей.

Пример. Зона Восточно-Уральского радиоактивного следа, загрязнённая в 1957 году в результате аварии на ПО «Маяк». В 1990-х гг. было обнаружено различие в уровнях радиоактивного загрязнения лесных мышей, пойманных в лесу мышеловками, и мышей, съеденных хищными птицами. Более загрязнённые мыши чаще становились жертвами хищных птиц. Приблизительно 80 % мышей, съеденных хищной птицей канюком (*Buteo buteo*), имели высокое содержание ^{90}Sr в костях (около $3,5 \cdot 10^4$ Бк/кг). Среди мышей, пойманных мышеловками на том же участке, более 60 % особей имели загрязнение на порядок ниже – около $3,7 \cdot 10^3$ Бк/кг ^{90}Sr (Лебедева, Рябцев, Белоглазов, 1996).

Подводя итоги, можно сделать заключение о различиях проявления радиационных эффектов в дикой природе по сравнению с лабораторными опытами.

Вследствие наличия внутренних взаимодействий, механизмов обратной связи, систем саморегуляции облучённая экосистема формирует комплексный отклик на радиационный стресс с основной задачей – сохранить целостность функционирования экосистемы. Процессы конкуренции и хищничества/паразитизма могут ускорить и усугубить радиационное повреждение организмов в популяциях по сравнению с лабораторными опытами. С другой стороны, существуют естественные компенсационные механизмы, которые ускоряют адаптацию популяций и экосистемы к радиационному стрессу. Относительная роль различных процессов экосистемы в усилении или маскировке эффектов радиации до сих пор мало изучена. Методы математического моделирования являются очень полезными для изучения нелинейных процессов отклика популяций и экосистем на радиационный стресс. Результаты математического моделирования радиационных эффектов в биологических сообществах с учётом радиационных и экологических факторов изложены в следующей главе.

Глава 14. Математическое моделирование радиационных эффектов в популяциях и экосистемах

Важное значение в развитии методологии радиационной безопасности окружающей среды имеют методы радиоэкологического моделирования, по существу не имеющие альтернативы в таких ситуациях, как прогноз экологических последствий радиационных аварий, захоронение радиоактивных отходов и др.

С этой целью, наряду с моделированием миграции радионуклидов в экосистемах, описанных в главе 5, с 1980-х гг. развивается направление математического моделирования, описывающего действие радиационного повреждения совместно с экологическими факторами в природных популяциях и экосистемах (Крышев, Сазыкина, 1986; Sazykina et al., 2000; Kryshev et al., 2006, 2008; Смирнова, 2006; Alonzo et al., 2008, 2016; Monte, 2009, 2013; Sazykina, Kryshev 2012, 2016; Vives i Batlle, 2012; Vives i Batlle et al., 2012; Modeling, 2014; Kryshev, Sazykina, 2015; Sazykina, 2018).

Моделирование эффектов воздействия радиации на природные популяции и экосистемы является новой и сложной задачей. Моделирование позволяет дать оценки риска радиоактивного загрязнения окружающей среды. Всё ещё существует пробел в знаниях о том, как экстраполировать доступные радиобиологические данные об индивидуальных организмах на более высокие уровни биологической организации, т.е. популяции и экосистемы. В большинстве лабораторных опытов роль экологических факторов не учитывается, поскольку организмы изолированы из их естественной среды обитания. Как показано в главе 13, радиационные эффекты в природных экосистемах имеют специфические проявления, которые нельзя понять, основываясь на индивидуальной радиочувствительности организмов (UNSCEAR, 1982, 1996, 2008; Sazykina, 1996, 2005).

В природных условиях выживание популяций, кроме ионизирующего излучения, зависит от комбинированного действия других факторов окружающей среды, включая недостаток биогенных ресурсов, хищничество, миграция и т.п. Важнейшим фактором влияния окружающей среды является общее количество лимитирующих биогенных ресурсов, которое определяет рост и размер популяции. Моделирование радиационных эффектов на популяции даёт новую и эффективную возможность оценить риск для природной среды с учётом популяционных характеристик и радиационных эффектов.

В следующих разделах главы рассмотрены авторские математические модели популяций и экосистем, в которых ионизирующая радиация действует совместно с экологическими факторами:

- Динамическая математическая модель **PLIMEN** развития радиационных эффектов в модельной популяции с лимитирующим ресурсом;
- Динамическая математическая модель **PSR** «популяция с самовосстановлением», описывающая динамические процессы «повреждение – восстановление» биомассы популяции животных при радиационном стрессе;
- Объединённая математическая модель **PSR-ECO**, для которой были получены аналитические решения стационарных состояний.

С помощью моделирования продемонстрированы следующие эффекты действия ионизирующей радиации:

- показано увеличение популяционной уязвимости к ионизирующей радиации в популяциях крупных долгоживущих животных сравнительно с популяциями мелких животных;
- получены количественные значения пороговых уровней хронического облучения, приводящих к негативным эффектам различной тяжести – увеличению заболеваемости либо к гибели всей популяции;
- показаны различия в действии хронического и острого радиационного воздействия;
- проанализированы особенности воздействия радиации на животных в холодном климате;
- построена количественная шкала появления популяционных эффектов радиационного облучения для разных видов животных.

Полученные на моделях эффекты ионизирующего облучения подтверждаются данными из радиоэкологических баз данных EPIC, FREDERICA.

14.1. Радиационные эффекты в популяции с лимитирующим ресурсом, модель *PLIMEN*

При разработке международной методологии радиационной защиты биоты первоначальные цели моделирования были направлены на оценку уровней хронической радиации, которые могут привести к снижению численности или вымиранию популяций.

Важнейшим отличием природной популяции от лабораторных групп организмов является ограниченность ресурсов обитания, в рамках которых природная популяция самоподдерживает свою численность. В связи с этим базовой моделью простейшей экосистемы является одиночная популяция с одним лимитирующим ресурсом питания. Техника моделирования такой одиночной популяции без действия радиации описана в разделе 4.2.

Основной целью моделирования радиационных эффектов в одиночной популяции являлась разработка интегрального модельного подхода по оценке устойчивости популяции к радиационному воздействию при наличии конкуренции за ресурсы питания.

Важной задачей являлась идентификация ключевых параметров, отвечающих за популяционный отклик на хроническое радиационное воздействие.

Уравнения модели PLIMEN «популяция в среде с лимитирующим ресурсом»

В экологии простая общая модель для роста популяции – это логистическая модель, первоначально разработанная бельгийским математиком Пьером Ферхюльстом (Verhulst, 1838), предположившим, что скорость роста популяции может быть ограничена, т.е. может зависеть от плотности популяции.

Здесь рассматривается изменённая форма логистической модели роста, названная «модельная популяция в среде с лимитирующим ресурсом». Эта модель основывается на следующих положениях (Алексеев и др., 1992; Sazykina et al., 2000): а) популяция характеризуется своей биомассой M ; б) рост биомассы популяции зависит от лимитирующего ресурса RES . Общее количество этого ресурса в конкретной среде постоянно: $RES = const$. Некоторая часть S ресурса свободно доступна в среде, тогда как часть R_0M ресурса используется существующей популяцией M ; в) согласно принципу Либиха, скорость прироста биомассы пропорциональна количеству ресурса S , свободно доступному для организмов; г) для описания насыщения роста с увеличением ресурса используется формула Моно.

При этих допущениях уравнение Ферхюльста

$$dM/dt = (birth - death)M(M_{\max} - M)$$

трансформируется в систему уравнений:

$$\frac{dM}{dt} = -\varepsilon \cdot M + \beta_{\max} \frac{S \cdot M}{S + SAT}; \quad (14.1)$$

$$RES = S + R_0 M,$$

где ε – скорость потерь биомассы, связанных со смертностью, метаболизмом и хищниками, сут⁻¹; β_{\max} – максимальная скорость синтеза биомассы, включая репродукцию, сут⁻¹; SAT – константа полунасыщения при лимитирующем ресурсе; R_0 – количество лимитирующего ресурса, необходимое для построения единицы биомассы.

Динамическое поведение биомассы популяции определяется логистической формулой роста.

В стационарном состоянии размер/биомасса популяции определяется формулой:

$$M^{stat} = (RES - S^{stat}) / R_0 > 0. \quad (14.2)$$

В стационарном состоянии количество оставшегося ресурса, доступного в окружающей среде, определяется формулой (14.3):

$$S^{stat} = \frac{\varepsilon \cdot SAT}{\beta_{\max} - \varepsilon} = SAT \frac{\frac{\varepsilon}{\beta_{\max}}}{1 - \frac{\varepsilon}{\beta_{\max}}} > 0. \quad (14.3)$$

Влияние ионизирующего излучения на ключевые параметры модели PLIMEN

Хроническое воздействие ионизирующего излучения негативно влияет на синтез биомассы и снижает репродуктивность организмов; к тому же радиация может приводить к дополнительным потерям биомассы (увеличение смертности, болезни).

Зависимость параметра биосинтеза β от мощности ионизирующего облучения DR может быть записана с помощью эмпирической модели Хилла:

$$\beta(DR) = \frac{\beta(0)}{1 + \left(\frac{DR}{EDR_{\beta50}}\right)^q}, \quad (14.4)$$

где $\beta(0)$ – естественная скорость биосинтеза (сут⁻¹) данного вида; $\beta(DR)$ – скорость биосинтеза облучённых организмов; DR – мощность

дозы ($\text{Гр}\cdot\text{сут}^{-1}$); $EDR_{\beta 50}$ – мощность дозы хронического облучения, приводящего к 50 %-ному уменьшению скорости синтеза биомассы, $\text{Гр}\cdot\text{сут}^{-1}$; q – эмпирический параметр в кривой «доза – эффект».

Модель Хилла является полезной аппроксимацией кривых «доза – эффект» для организмов (Garnier-Laplace et al., 2006), однако в модели может использоваться любая другая аппроксимация эмпирических данных.

Увеличение смертности от воздействия облучения вычисляется по эмпирической формуле, описывающей снижение продолжительности жизни (UNSCEAR 1982, Приложение К):

$$\frac{\Delta L(DR)}{L} = 1 - \exp(-\sigma \cdot DR); \quad (14.5)$$

$$\varepsilon(DR) = \varepsilon(0) \exp(\sigma \cdot DR),$$

где $\varepsilon(0)$ – скорость естественной смертности (сут^{-1}); L – продолжительность жизни (сут) особей данного вида; $\varepsilon(DR)$ – смертность облучённых организмов; DR – мощность дозы ($\text{Гр}\cdot\text{сут}^{-1}$); $\Delta L(DR)$ – сокращение продолжительности жизни; σ – эмпирический параметр кривой «доза – эффект» для данного вида организмов.

С увеличением мощности дозы DR параметр синтеза биомассы $\beta(DR)$ уменьшается, а параметр потери биомассы $\varepsilon(DR)$ возрастает; следовательно, отношение смертности к росту ε/β_{\max} является возрастающей функцией мощности дозы DR . Параметр воспроизводства популяции $\beta(DR)$ является более радиочувствительным по сравнению с параметром снижения продолжительности жизни. Отношение «смертность/рост» $\varepsilon(DR)/\beta_{\max}(DR)$ – ключевая характеристика, определяющая радиочувствительность популяции.

Из уравнений (14.2)–(14.3) следует, что стационарное значение размера популяции M^{stat} уменьшается с увеличением мощности дозы, а количество остаточного ресурса S^{stat} пропорционально возрастает. В критической точке исчезновения популяции стационарное состояние биомассы равно нулю, $M^{\text{stat}} = 0$, и весь ресурс становится свободно доступным, $S^{\text{stat}} = RES$. Таким образом, критическая величина отношения смертности к росту $\varepsilon(DR)/\beta_{\max}(DR)$ может быть определена следующим образом:

$$\frac{\varepsilon(0)}{\beta_{\max}(0)} < \frac{\varepsilon(DR)}{\beta_{\max}(DR)} = \frac{1}{1 + \frac{SAT}{RES}} < 1. \quad (14.6)$$

Как только отношение смертности к росту превысит величину $1/(1 + SAT/RES)$, стационарное состояние популяции достигает нуля, и популяция начинает вымирать.

Уравнения (14.2) и (14.6) показывают важную роль общего количества ограничивающего ресурса RES в поддержании выживаемости популяции. Если общее количество ресурса RES в окружающей среде большое, дозы, даже оказывающие значительное воздействие на воспроизводство, не приводят к исчезновению популяции. Наоборот, при низкой величине RES популяция не имеет запасов; следовательно, она очень чувствительна к любому дополнительному воздействию.

14.2 Международный тестовый сценарий «Реагирование популяций на хроническое облучение»

В 2009–2011 гг. Международное агентство по атомной энергии МАГАТЭ проводило программу «Моделирование окружающей среды для радиационной безопасности» (Environmental Modelling for Radiation Safety, EMRAS II), которая продолжила предшествующую программу EMRAS. Информация по программе EMRAS II доступна в Интернете на сайте <http://www-ns.iaea.org/projects/emras/emras2>. Общей целью проведения программ МАГАТЭ по моделированию поведения радионуклидов в окружающей среде является «улучшение возможностей стран-участниц моделировать перенос радионуклидов в окружающей среде и оценивать уровни облучения населения и окружающей среды для обеспечения надлежащей защиты от ионизирующей радиации в окружающей среде, связанной с выбросами/сбросами ядерных объектов».

Международный тестовый сценарий «Реагирование популяции на хроническое облучение» был разработан в конце 2010 года в рамках Программы МАГАТЭ EMRAS II (рабочая группа № 6 «Моделирование зависимостей доза – эффект для биоты»).

Целью сценария являлось сравнение результатов математического моделирования влияния хронического радиационного стресса на снижение численности популяций разных видов биоты. Задачей моделирования была адаптация известных популяционных моделей для анализа радиационных эффектов в популяциях животных. Предполагалось использование простых, обобщенных моделей, с заданием популяционных параметров, соответствующих видам разного размера и продолжительности жизни.

Основной вопрос тестового сценария был следующий: в чём различия между эффектами облучения отдельных организмов в лабораторном эксперименте и в условиях дикой природы? Какие ключевые характеристики определяют ответную реакцию популяции на радиационное воздействие? Популяции каких видов животных являются наиболее уязвимыми при хроническом облучении?

Описание международного сценария «Реагирование популяции на хроническое облучение»

В рамках сценария предлагалось с помощью математических моделей дать прогноз динамики численности модельных популяций разных видов, подвергавшихся хроническому радиационному воздействию.

Для моделирования была предложена ситуация хронического облучения популяций четырёх различных видов животных: а) мыши, б) зайцы/кролики, в) волки/дикие собаки, г) олени/козы. Выбранные виды принадлежат к группе млекопитающих и имеют сходную индивидуальную радиочувствительность к острому облучению. В то же время эти виды имеют значительные различия в популяционных характеристиках: они различны по продолжительности жизни, скорости роста, естественной смертности. Значения биологических параметров для различных видов животных были взяты из биологической базы данных AnAge (<http://genomics.senescence.info/species>) (см. табл. 14.1).

Предполагалось, что до облучения каждая популяция существовала в стабильном состоянии, численность соответствовала потенциальной ёмкости окружающей среды. Естественное отношение «смертность/воспроизведение» было практически одинаково для всех выбранных видов (около 0,2) (см. табл. 14.1), показывая одинаковое значение потенциалов выживаемости естественных популяций.

Таблица 14.1

Параметры экологической модели для необлучённых популяций, определённые на основе базы данных AnAge

Популяция	β : Скорость роста популяции, сут ⁻¹	ϵ : смертность популяции, сут ⁻¹	Естественное значение смертность/воспроизводство ϵ/β	SAT: Насыщение
Мышь	0,016	0,0031	0,194	500
Заяц/кролик	0,012	0,0025	0,21	500
Олень/коза	0,004	0,00084	0,21	500
Волк/собака	0,0048	0,00105	0,218	500

Каждая популяция подвергалась хроническому воздействию ионизирующей радиации в течение пяти лет. Рассматривалось несколько фиксированных уровней хронического облучения: от $1 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ до $50 \text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$.

Участникам расчётов предлагалось рассчитать следующие значения:

- размер каждой популяции (в % от первоначального размера) в конце первого, второго, третьего, четвертого и пятого годов облучения; расчёты должны быть представлены отдельно для каждого уровня хронического облучения;
- после окончания 5-летнего срока облучения должна быть рассчитана динамика восстановления каждой популяции.

Специалистами разных стран были проведены сравнительные расчёты по тестовому сценарию, результаты международного сравнения моделей и расчётов приведены в публикации (Vives i Battle et al., 2012). Были оценены критические мощности дозы, вызывающие гибель популяций отдельных видов в течение пяти лет после начала облучения.

14.3. Расчёты тестового сценария с использованием модели *PLIMEN*

Рассмотрим результаты использования авторской модели «популяция в среде с лимитирующим ресурсом» (модель *PLIMEN* – population in limiting environment) применительно к международному сценарию «Реагирование популяции на хроническое облучение».

Экспериментальные данные об индивидуальной радиочувствительности и радиационных эффектах на мышей, собак, кроликов и коз были взяты из публикации UNSCEAR 1982 Приложение К «Сокращение жизни, вызванное радиацией»; и Приложение J «Нестохастические эффекты облучения» (UNSCEAR, 1982), а также из базы данных FREDERICA (<http://www.frederica-online.org>). По этим данным были построены графики «мощность дозы – эффект» для параметров модели $\epsilon(DR)$ и $\beta(DR)$ (рис. 14.1 и 14.2). Численные значения параметров кривых «мощность дозы – эффект» приведены в табл. 14.2 и 14.3.

Расчёты по модели были сделаны для референтных популяций выбранных видов. Параметры модели ϵ и β считались зависящими от мощности дозы DR , тогда как параметры RES и SAT считались постоянными величинами, независимыми от облучения. Стационарное

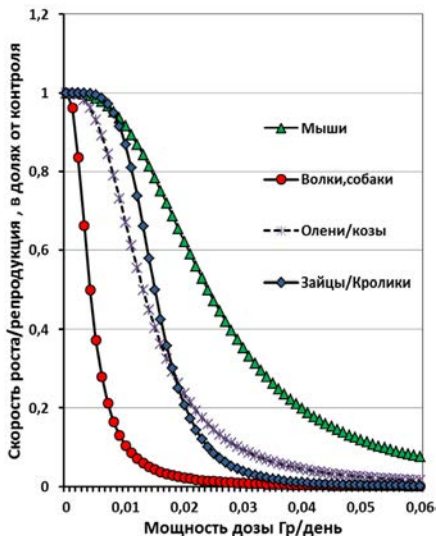


Рис. 14.1. Репродуктивный потенциал популяций $\beta_{\max}(P)/\beta_{\max}(0)$ в зависимости от мощности дозы P хронического облучения

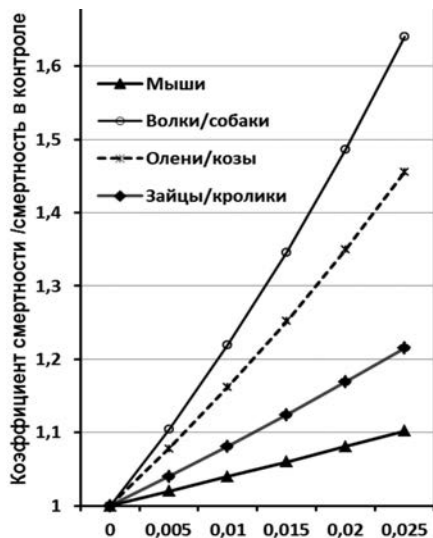


Рис. 14.2. Увеличение смертности в популяциях $\varepsilon(P)/\varepsilon(0)$ в зависимости от мощности дозы хронического облучения P

значение биомассы вычислялось, как функция хронического облучения при разных мощностях дозы. Результаты показаны на рис. 14.3; среди выбранных видов популяция мыши является наиболее устойчивой к радиационному стрессу: популяция вымирает при хронической мощности дозы 33 МГр·сут⁻¹. Напротив, популяция волка/дикой собаки – наиболее радиочувствительна, мощности дозы выше 6 МГр·сут⁻¹ приводят к её вымиранию. Популяции зайца/кролика и оленя/козы сохраняются, пока мощности дозы не достигнут величин 18 и 16 МГр·сут⁻¹ соответственно.

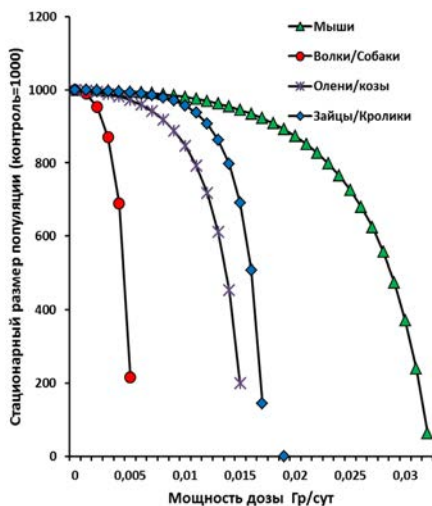


Рис. 14.3. Величины стационарных размеров популяций (относительно контроля) при разных мощностях дозы хронического ионизирующего облучения

Рис. 14.3 также показывает, что популяции выживают нормально (стационарный размер популяции > 90 % от контрольной величины), если мощности дозы ниже 20 мГр·сут⁻¹ – для популяции мышей; 14 мГр·сут⁻¹ – для популяций зайца/кролика; 10 мГр·сут⁻¹ – для популяции оленя/козы; ниже 3 мГр·сут⁻¹ – для популяции волка/дикой собаки. Данные результаты можно объяснить различиями в величине отношения «смертность/рост», которое быстро увеличивается с облучением для популяции собаки, медленно возрастает для популяции мышей и показывает промежуточные значения для популяций зайца/кролика или оленя/козы.

Таблица 14.2

**Параметры кривой «мощность дозы – воспроизводство»
(к рис. 14.1)**

Популяция	$EDR_{\beta 50}$, Гр сут ⁻¹	q
Мышь	0,024	2,727
Заяц/кролик	0,015	4,65
Олень/коза	0,0129	2,72
Волк/собака	0,004	2,3425

Таблица 14.3

Параметры кривой «мощность дозы – снижение продолжительности жизни» (к рис. 14.2)

Популяция	σ	L , длительность жизни в контроле, год
Мышь	3,89	2
Заяц/кролик	7,8	5
Олень/коза	15	15
Волк/собака	19,8	12

Расчётная динамика облучённых популяций в конце 1-го, 2-го, 3-го, 4-го и 5-го года приводится в табл. 14.4. Рис. 14.4 демонстрирует биологическую вариабельность выживаемости популяций после пяти лет хронического облучения.

Таблица 14.4

Расчётные значения размера популяций, облучённых с разными уровнями мощности дозы (от 1 до 40 мГр сут⁻¹) на конец 1-го, 2-го, 3-го, 4-го, 5-го года облучения

Размер популяции, % от контроля	Время облучения, сут	1 мГр сут ⁻¹	5 мГр сут ⁻¹	10 мГр сут ⁻¹	20 мГр сут ⁻¹	25 мГр сут ⁻¹	30 мГр сут ⁻¹
Мышь	365	99,5 %	98 %	87,9 %	77,5 %	65,5 %	55 %
	730	99,5 %	98 %	87,4 %	73,8 %	54,6 %	37,6 %
	1095	99,5 %	98 %	87,3 %	72,9 %	49,0 %	27,5 %
	1460	99,5 %	98 %	87,3 %	72,7 %	45,6 %	20,8 %
	1825	99,5 %	98 %	87,3 %	72,6 %	43,3 %	16,2 %
Волк/собака		1 мГр сут ⁻¹	2 мГр сут ⁻¹	3 мГр сут ⁻¹	5 мГр сут ⁻¹	6 мГр сут ⁻¹	10 мГр сут ⁻¹
	365	99 %	96,2 %	91,6 %	81,0 %	76,8 %	67,2 %
	730	98,9 %	95,5 %	88,8 %	70,5 %	62,8 %	46,4 %
	1095	98,9 %	95,3 %	87,8 %	63,3 %	52,8 %	32,5 %
	1460	98,9 %	95,2 %	87,3 %	58,1 %	45,2 %	22,8 %
1825	98,9 %	95,2 %	87,1 %	54,1 %	39,2 %	16,2 %	
Зяец/кролик		1 мГр сут ⁻¹	3 мГр сут ⁻¹	5 мГр сут ⁻¹	10 мГр сут ⁻¹	20 мГр сут ⁻¹	30 мГр сут ⁻¹
	365	99,8 %	99,5 %	99,2 %	95,7 %	51,4 %	34,2 %
	730	99,8 %	99,5 %	99,2 %	95,6 %	30,4 %	12,0 %
	1095	99,8 %	99,5 %	99,2 %	95,6 %	18,7 %	4,2 %
	1460	99,8 %	99,5 %	99,2 %	95,6 %	11,8 %	1,5 %
1825	99,8 %	99,5 %	99,2 %	95,6 %	7,5 %	0,5 %	
Олень/коза		3 мГр сут ⁻¹	5 мГр сут ⁻¹	10 мГр сут ⁻¹	20 мГр сут ⁻¹	30 мГр сут ⁻¹	40 мГр сут ⁻¹
	365	99 %	97,2 %	91,1 %	74,5 %	65,1 %	58,7 %
	730	98,9 %	97,2 %	87,7 %	58,2 %	43,3 %	34,8 %
	1095	98,9 %	97,2 %	86,2 %	46,5 %	29,1 %	20,8 %
	1460	98,9 %	97,2 %	85,4 %	37,7 %	19,6 %	12,4 %
1825	98,9 %	97,2 %	85,1 %	30,8 %	13,2 %	7,4 %	

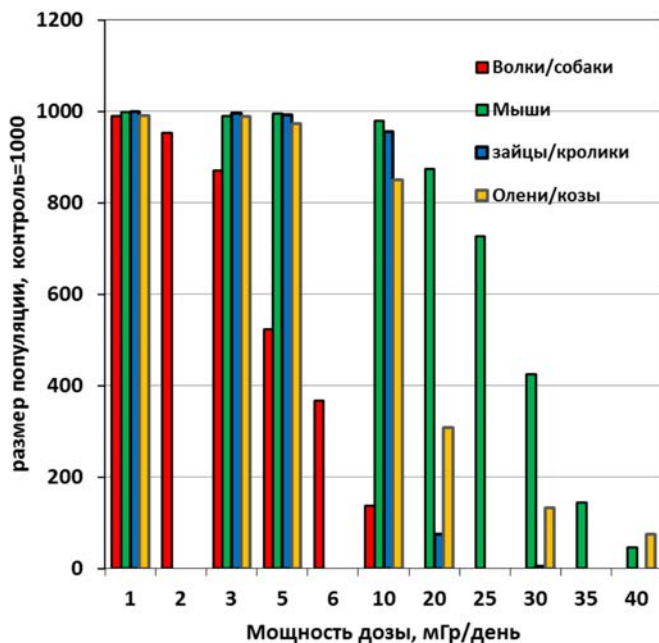


Рис. 14.4. Сравнение выживаемости популяций разных видов после 5 лет непрерывного хронического облучения. Число видов снижается при облучении выше 10 мГр/сут.

Из рис. 14.4 и табл. 14.4 можно сделать следующие выводы:

- а) ниже 3 мГр·сут⁻¹ все популяции выживают нормально при долгосрочном облучении;
- б) при 5 мГр·сут⁻¹ происходит 50 %-ное уменьшение радиочувствительной популяции волка/собаки;
- в) при 10 мГр·сут⁻¹ только 16 % популяции волка/собаки выживает к концу пятилетнего облучения;
- г) при 20 мГр·сут⁻¹ как популяция волка/собаки, так и зайца/кролика близка к вымиранию, также значительно снижается популяция оленя/козы;
- д) при 30 мГр·сут⁻¹ две популяции вымирают (волк/собака и заяц/кролик), тогда как популяция оленя/козы теряет 87 % своей начальной биомассы; единственным выжившим видом является популяция мыши;
- е) даже при мощностях дозы в 40 мГр·сут⁻¹ небольшая доля популяций мыши и оленя/козы выживает после пяти лет облучения; из этих оставшихся животных может произойти некоторое восстановление после прекращения облучения.

После завершения 5-летнего воздействия вычислялось восстановление популяций до их исходных размеров. Примеры динамики восстановления популяций мыши и волка/собаки представлены на рис. 14.5 и 14.6. Время восстановления сравнительно короткое для популяции мышей; и наоборот, восстановление происходит очень медленно у долгоживущих животных с медленными темпами воспроизведения (волк/дикая собака). Результаты других участников расчётов по тестовому сценарию в целом дают сходные выводы о различной уязвимости популяций животных с длительным и коротким жизненным циклом в отношении радиационного стресса (Vives i Battle et al., 2012).

Подводя итоги, можно сделать следующие выводы:

Математическая модель *PLIMEN* – модельная популяция в лимитирующей среде обитания представляет инструмент для описания эффектов ионизирующего излучения на уровне популяций природных организмов. Модель показывает, что эффекты облучения на выживаемость популяции не следуют непосредственно из эффектов на отдельные организмы. Кроме индивидуальной радиочувствительности, модель устанавливает два ключевых параметра, которые определяют выживаемость популяции при воздействии хронического облучения. Одним из

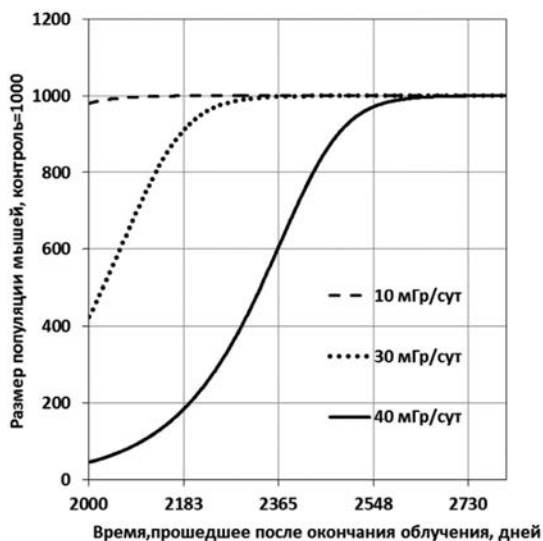


Рис. 14.5. Восстановление модельной популяции мышей после окончания 5-летнего периода облучения. Показано восстановление после облучения с разными мощностями дозы.

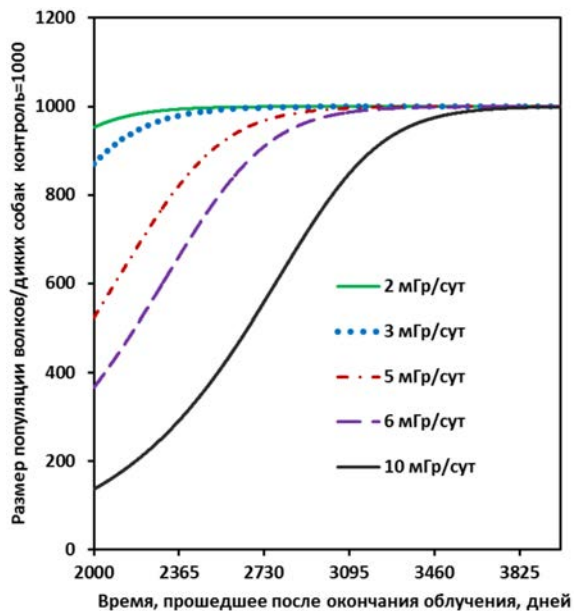


Рис. 14.6. Восстановление модельной популяции волка/собаки после окончания 5-летнего периода облучения. Кривые восстановления даны для разных уровней мощности дозы.

них является отношение «потери биомассы/синтез биомассы», который является функцией мощности дозы. Другой ключевой параметр – общее количество ресурса, доступного популяции. Если количество ресурса небольшое, популяция более чувствительна к облучению.

Прогнозы модели *PLIMEN* показывают сравнительно высокий потенциал выживаемости короткоживущих и продуктивных видов животных, таких, как мыши. В то же время популяции долгоживущих животных с медленным и радиочувствительным воспроизведением (волк/дикая собака) могут вымирать при хроническом облучении, превышающим $5 \text{ мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$. Восстановление продуктивного вида организмов с коротким жизненным циклом требует значительно меньше времени в сравнении с долгоживущим и медленно воспроизводимым видом.

Модель *PLIMEN* интегрирует радиобиологические данные в модель популяции по упрощенному пути. Существуют и другие экологические факторы, которые могут повлиять на реакцию популяции на облучение, такие как конкуренция, хищничество, миграция и т.п. Некоторые изменения модели, которые позволяют описать роль данных факторов

в выживаемости популяции при радиационном воздействии, будут рассматриваться в следующих разделах главы.

Применение методов математического моделирования помогает получать удовлетворительную интерпретацию эффектов облучения на популяции дикой природы. Экспериментальные исследования этих процессов в живой природе были бы дорогостоящими и долгосрочными; влияние хронической радиации неизбежно смешивалось бы с множеством экологических факторов.

14.4. Радиационные эффекты в модели PSR

В модели *PLIMEN* радиобиологические данные вводились в модель в виде эмпирических зависимостей от уровня облучения. Такие зависимости имеются только для небольшого числа животных, изученных в лабораторных условиях (мыши, собаки). На следующем этапе в модель были включены механизмы образования радиационных повреждений, а также механизмы самовосстановления организмов от этих повреждений. В данном разделе сформулирована и исследована математическая модель *PSR* «популяция с самовосстановлением» (*Population with self-recovery*).

Модель *PSR* включает в себя механизмы образования радиационных эффектов в изолированной популяции организмов. При моделировании учитывались также восстановление повреждений в организмах и естественное возобновление популяции. Модель *PSR* была разработана для изолированной популяции рыб, в дальнейшем модель была использована для других видов животных.

Описание модели *PSR* «популяция с самовосстановлением»

Эффекты, вызванные облучением в популяции животных, предполагаются результатом суперпозиции трёх основных процессов:

- прямое повреждение биомассы радиацией (смертельное либо обратимое);
- восстановление обратимого повреждения посредством репарационных механизмов;
- восстановление популяции путём биосинтеза новой биомассы.

В модели *PSR* блок «система восстановления» или «репарационный пул» рассматривается в обобщенном виде как единая защитная система для восстановления повреждений, вызванных различными факторами,

включая ионизирующую радиацию. В модели система восстановления имеет обобщённый вид «чёрного ящика» со следующими общими свойствами: восстанавливающая способность системы ограничена; репарирующие ресурсы системы тратятся в процессах восстановления и могут истощаться при более высоких уровнях повреждающего воздействия.

Воспроизводство системы восстановления в организме происходит с конечной скоростью; система восстановления сама является радиочувствительной и испытывает повреждения от радиации и других стрессоров. Полный репарационный ресурс системы восстановления называют «репарационным пулом», следуя терминологии (Laurie et al., 1972). В норме без облучения величина репарационного пула принимается за 100 %; в облучённом организме величина репарационного пула определяется в % от контроля. Система самовосстановления в организме является общей для защиты от любых повреждающих факторов, например, токсикантов, радиации, бактерий, паразитов и т.д. Уменьшение репарационного пула ухудшает возможности репарации повреждений как от радиации, так и от других стрессоров; в этом случае могут наблюдаться эффекты увеличения заболеваемости в популяции.

Наряду с системой саморепарации, в модели *PSR* учитывается самовосстановление биомассы популяции за счёт размножения и синтеза новой биомассы. Способность к воспроизводству биомассы полагается радиочувствительной и может повреждаться радиацией (за исключением очень низких доз).

Рассмотрим модель *PSR* на примере изолированной популяции рыб, обитающей в благоприятных условиях (отсутствие хищников, отсутствие ограничений по пище, оптимальная температура воды и другие экологические факторы). Популяцию подвергают хроническому воздействию ионизирующей радиации с мощностью дозы p (мГр сут⁻¹). В биомассе облучаемой популяции образуются следующие фракции: неповреждённые ткани, обратимо повреждённые и летально повреждённые биологические ткани. Обратимые повреждения частично репарируются с конечной скоростью системой восстановления, при этом величина репарационного пула снижается. Эффекты на заболеваемость облучаемых организмов зависят от истощения репарационного ресурса. Ионизирующая радиация вызывает также прямое повреждение репарационного ресурса. Система воспроизводства увеличивает количество нормальной биомассы популяции, но также сама повреждается ионизирующей радиацией.

Система дифференциальных уравнений, описывающих эффекты хронического радиационного облучения в популяции рыб, имеет следующий вид (Kryshev et al., 2008):

$$\begin{aligned} \frac{dx}{dt} &= -\alpha p x + \kappa y R + \mu \cdot (x_{\max} - x) \cdot F; \\ \frac{dy}{dt} &= \alpha p x - \varepsilon y - \kappa y R; \\ \frac{dR}{dt} &= \mu_r \cdot R \cdot (R_{\max} - R) - \kappa_r \cdot y R - \alpha_r \cdot p \cdot R; \\ \frac{dF}{dt} &= -\alpha_f \cdot p \cdot F - \mu \cdot F \cdot (x_{\max} - x) + \mu_f \cdot F \cdot (F_{\max} - F); \\ x(0) &= x_{\max}; \quad y(0) = 0; \quad R(0) = R_{\max}; \quad F(0) = F_{\max}, \end{aligned} \quad (14.7)$$

где x – неповреждённая часть биомассы популяции; y – фракция популяции с обратимыми повреждениями; R – репарационный пул; F – репродуктивная способность популяции; p – мощность дозы радиоактивного облучения (мГр сут^{-1}); α – параметр образования первичных радиационных повреждений на единицу дозы (мГр^{-1}); α_r – параметр радиационного повреждения системы восстановления (мГр^{-1}); α_f – параметр лучевого повреждения репродуктивной системы (мГр^{-1}); параметр k_r – скорость репарации обратимых радиационных повреждений; параметр k – фактический выход восстановления повреждений; величина $k/k_r < 1$ отражает эффективность системы восстановления; x_{\max} – размер популяции в контроле; R_{\max} – первоначальная величина репарационного пула; F_{\max} – репродуктивная способность популяции в контроле; ε – параметр перехода невосстановленных повреждений в летальные; μ_r – скорость самовосстановления репарационного пула.

Значения параметров модели для рыб были отобраны из следующих соображений. Параметры α и ε были оценены из расчётов по модели для случая острого облучения с известной $LD_{50/30}$ без учёта восстановления, роста и репродукции. Значения параметров μ , μ_f были взяты типичными для популяционных моделей. Значение параметра μ_r было выбрано большим, чем μ ($\mu_r > \mu$), т.е. предполагалось, что процессы в репарационной системе происходят быстрее процессов на популяционном уровне. Параметры радиочувствительности были выбраны как $\alpha < \alpha_f < \alpha_r$ (в пределах одного порядка величины), учитывая различия в радиочувствительности эффектов на заболеваемость, воспроизводство,

смертность. Расчёты по модели проводились для случая редкоизирующей радиации, при этом доля летальных повреждений была принята низкой (1–2 %), по сравнению с обратимыми повреждениями, отсюда была определена величина параметра k . Кроме того, для радиации с низкой плотностью ионизации эффективность восстановления была принята достаточно высокой, хотя и меньше, чем 100 % ($k < k_R$). Начальные значения для переменных были взяты равными 100 % нормы, конкретные значения для X_{\max} , R_{\max} , F_{\max} использовались для удобного представления результатов.

Значения параметров, с которыми проводились расчёты на модели, были следующими: $\alpha = 1,2 \cdot 10^{-4}$ мГр⁻¹; $\alpha_r = 2,5 \cdot 10^{-3}$ мГр⁻¹; $\alpha_f = 1,2 \cdot 10^{-3}$ мГр⁻¹; $k_r = 0,3$ сут⁻¹; $k = 0,2$ сут⁻¹; $\mu = 1,0 \cdot 10^{-2}$ сут⁻¹; $\mu_r = 1,5 \cdot 10^{-2}$ сут⁻¹; $\mu_f = 1,0 \cdot 10^{-2}$ сут⁻¹; $\varepsilon = 0,02$ сут⁻¹; $x_{\max} = 5$; $R_{\max} = 5$; $F_{\max} = 5$; x, y, R, F даются в относительных единицах.

Численные расчёты системы дифференциальных уравнений (14.7) проводились методом Рунге–Кутта с использованием пакета программ Mathcad 2001. Расчёты проводились для мощностей дозовых нагрузок в диапазоне 0–100 мГр сут⁻¹. Воздействие хронического облучения на выживаемость определялось по отношению x/x_{\max} . Воздействие облучения на воспроизводство было описано отношением F/F_{\max} . Воздействие облучения на заболеваемость было описано отношением R/R_{\max} .

Радиационные эффекты в популяции рыб, расчёты с использованием PSR модели

Численные решения системы уравнений (14.7) были получены для шести значений мощности дозы хронического облучения: 1, 10, 20, 25, 30 и 50 мГр сут⁻¹. Расчёты проводились для продолжительности хронического облучения от 100 до 1000 сут. Рассматривалось три типа лучевых эффектов – увеличение заболеваемости, уменьшение репродуктивной способности, снижение величины популяции. Предполагалось, что увеличение заболеваемости связано с истощением репарационного пула (в процентах от его нормальной величины). В модели PSR параметры системы восстановления предполагались фиксированными. Поэтому такие эффекты как адаптивное снижение радиочувствительности организмов или гормезис при низких дозах, не рассматривались.

На рис. 14.7а–е показана динамика развития радиационных эффектов в популяции рыб при разных мощностях дозы (от 1 до 50 мГр сут⁻¹). При мощности дозы 1 мГр сут⁻¹ модель не предсказывает

заметных изменений смертности, воспроизводства или заболеваемости (рис. 14.7а). При мощности дозы 10 мГр сут⁻¹ модель не даёт увеличения смертности, однако репарационный пул снижается на 40 %, и потенциал воспроизводства снижается на 23 % (рис. 14.7б). Мощность дозы 20 мГр сут⁻¹ представляет пороговый уровень, при котором репарационная система полностью истощается после одного года хронического облучения. До истощения репарационной системы размер популяции поддерживался двумя процессами – восстановлением лучевых повреждений и естественным воспроизводством. После истощения репарационного пула все потенциально обратимые повреждения не восстанавливаются и переходят в летальную форму; численность популяции может быть поддержана только воспроизводством. Поэтому, когда ресурсы репарационной системы исчерпаны, величина популяции снижается до нового положения равновесия (рис. 14.7в). Репродуктивная способность популяции рыб ослабляется при увеличении мощности дозы и при 25 мГр сут⁻¹ становится недостаточной для поддержания размера популяции даже на более низком стационарном уровне (рис. 14.7г).

При мощностях дозы хронического облучения 30 и 50 мГр сут⁻¹ истощаются как репарационная система, так и репродуктивная, что приводит к лучевому повреждению и гибели популяции рыб (рис. 14.7д–е).

Рис. 14.8 показывает набор кривых выживаемости (в % от нормы) при различных уровнях хронического облучения. Каждая кривая соответствует фиксированному периоду времени облучения (с 100 до 1 000 дней). Модель предсказывает увеличение смертности в изолированной популяции рыбы при мощностях дозы выше 20 мГр сут⁻¹. При более низких мощностях дозы снижения величины популяции не наблюдается, так как репарационная и репродуктивная системы компенсируют убытки, вызванные ионизирующей радиацией. Левая кривая в рис. 14.8 отмечает пороговые значения для смертности при долгосрочном хроническом облучении.

Рис. 14.9 показывает расчётное уменьшение репарационного пула (в % от начального состояния) в зависимости от интенсивности и продолжительности хронического облучения (от 30 до 1 000 сут). При мощностях дозы ниже 15 мГр сут⁻¹ величина снижения репарационного пула является линейной функцией мощности дозы, будучи почти независимой от полной поглощённой дозы. При мощностях дозы выше 15–20 мГр сут⁻¹ соотношение между снижением репарационного пула и мощностью дозы становятся нелинейными; репарационный потенциал снижается намного быстрее при увеличении поглощённой дозы вплоть до полного истощения.

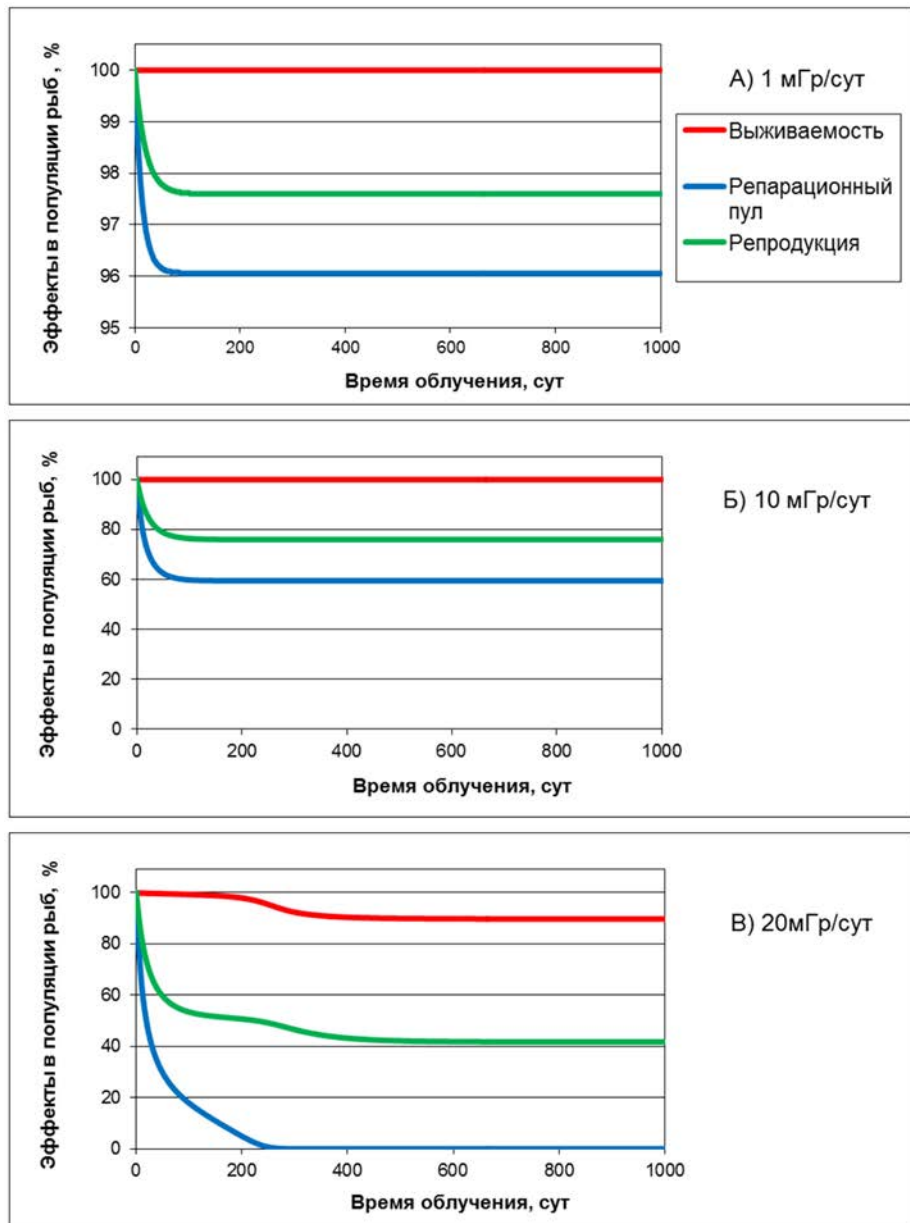


Рис. 14.7 (а-в). Динамика развития радиационных эффектов в модельной популяции рыб при мощностях доз: (а) 1, (б) 10, (в) 20 мГр/сут соответственно

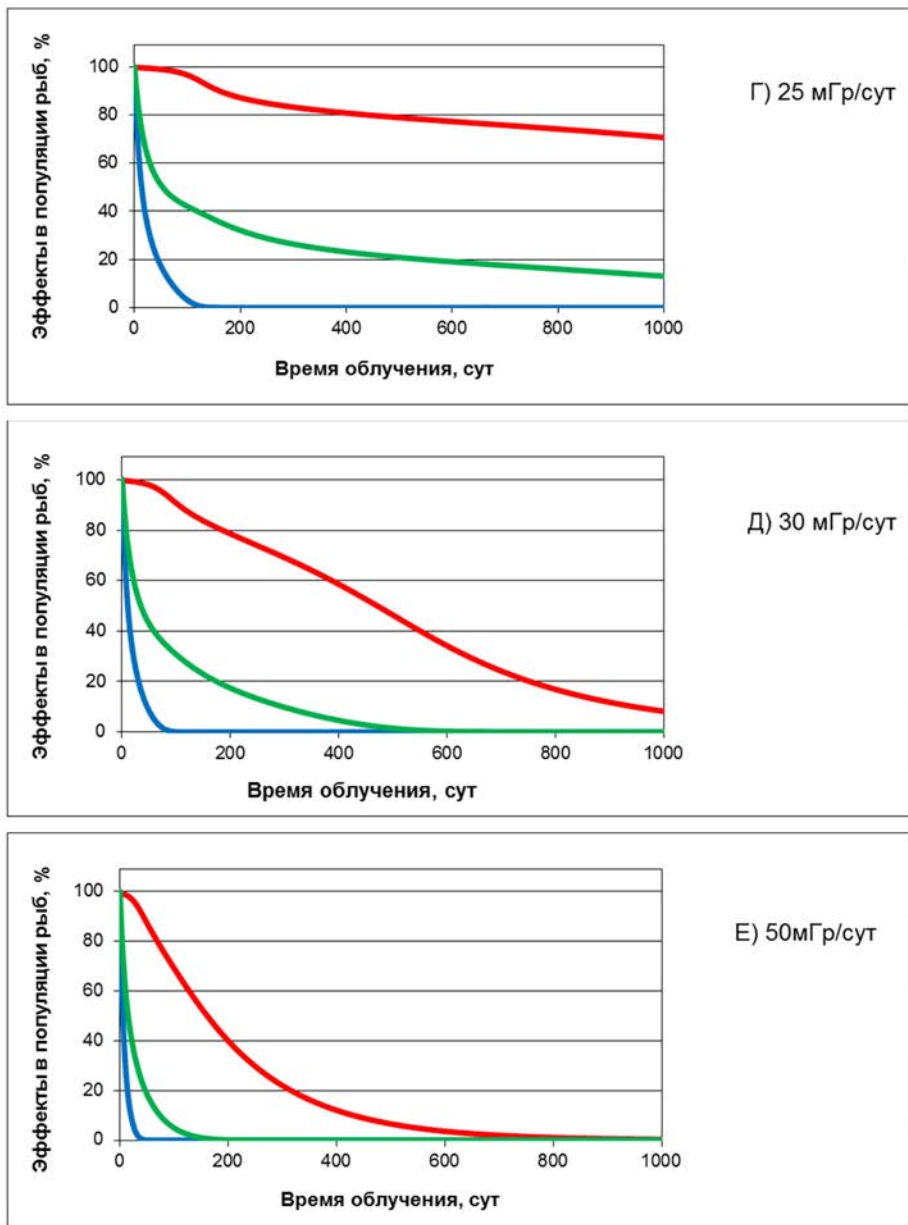


Рис. 14.7 (г–е). Динамика развития радиационных эффектов в модельной популяции рыб при мощностях дозы: (г) 25, (д) 30, (е) 50 мГр/сут соответственно

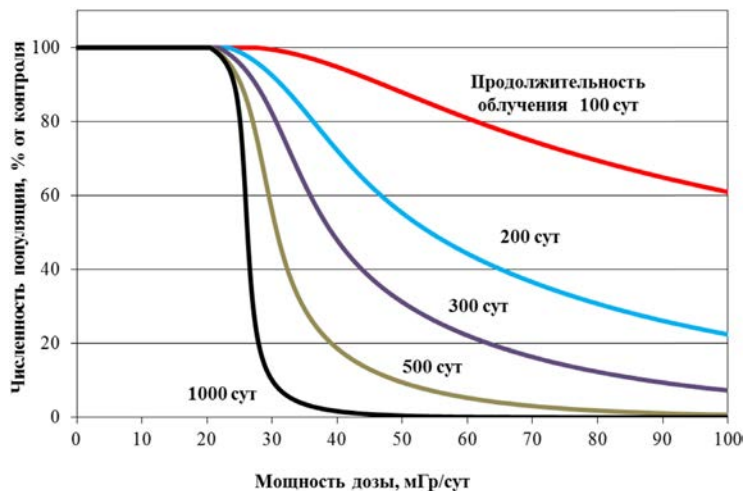


Рис. 14.8. Снижение численности модельной популяции рыб (в % от нормы) при различных уровнях хронического облучения. Каждая кривая соответствует фиксированной продолжительности облучения (от 100 до 1 000 сут).

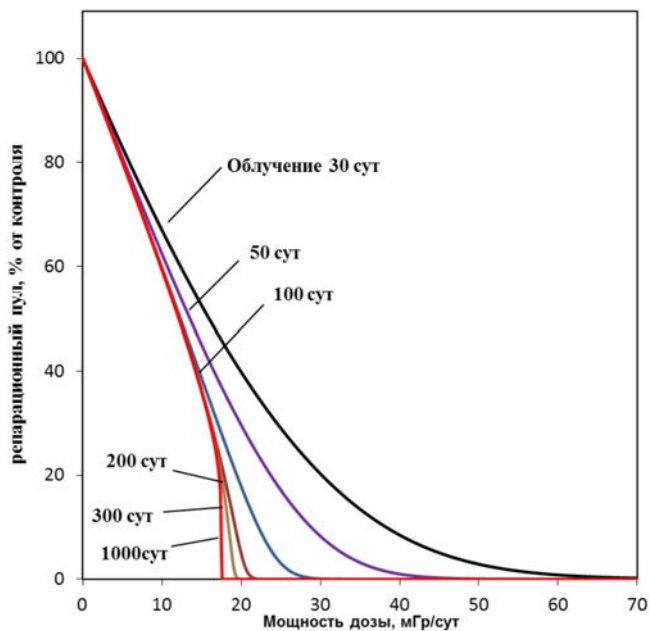


Рис. 14.9. Истощение репарационного пула в популяции рыб в зависимости от мощности дозы и продолжительности облучения (от 30 до 1 000 сут).

Результаты расчётов с использованием модели *PSR* находятся в согласии с данными по радиационным эффектам в популяциях рыб (Sazykina et al., 2003; Sazykina, Kryshev, 2003; Sazykina, 2005).

14.5. Моделирование эффектов облучения в системе «хозяин – паразит»

Влияние экологических взаимодействий на развитие радиационных эффектов в популяции была рассмотрена на примере модельной системы «хозяин – паразит», представленной популяцией рыб, заражённой паразитом. Популяция рыб предполагалась обитающей в идеальных экологических условиях (отсутствие ограничения по пище, отсутствие хищников, оптимальная температура среды и т.д.). Популяция рыб подвергается хроническому ионизирующему облучению с мощностью дозы p (мГр сут⁻¹), а также заражению паразитами. Лучевое повреждение самих паразитов не учитывалось в связи с их малой чувствительностью к радиации. Как было упомянуто выше, единая система самовосстановления ориентирована на исправление повреждений в биологических тканях, вызванных любыми стрессорами, включая радиацию, паразитов, яды и т.д. Поэтому предполагалось, что истощение репарационного пула, вызванное радиацией, приведет также к ослаблению способности организмов сопротивляться инвазии паразита, и наоборот.

Описание модели PSR при наличии взаимодействий «хозяин – паразит»

Для моделирования экологических взаимодействий «хозяин – паразит» в условиях хронического радиационного стресса модель *PSR* («популяция с самовосстановлением») была модифицирована следующим образом (Kryshev et al., 2008).

Система дифференциальных уравнений (14.7) была преобразована с учётом совместного воздействия ионизирующего облучения и паразита на популяцию рыб в (14.8).

Численные решения системы дифференциальных уравнений (14.8) были получены методом Рунге–Кутта, используя пакет программ Mathcad 2001. Мощности дозы при расчётах изменяли в диапазоне 0–100 мГр сут⁻¹. Значения коэффициентов модели были теми же, как для системы (14.7), для паразита значения параметров $\xi = 0,05$; $\eta = 0,1$ и $z = 1$. Параметры x , y , R и F были вычислены в относительных единицах.

Эффект хронического облучения на выживание популяции рыб, зараженной паразитом, оценивался относительно контроля без облучения, т.е. по величине отношения x/x_{\max} .

$$\begin{aligned} \frac{dx}{dt} &= -\alpha p x + \kappa y R + \mu \cdot (x_{\max} - x) \cdot F - \xi \cdot x \cdot z; \\ \frac{dy}{dt} &= \alpha p x - \varepsilon y - \kappa y R; \\ \frac{dR}{dt} &= \mu_r \cdot R \cdot (R_{\max} - R) - \kappa_r \cdot y R - \alpha_r \cdot p \cdot R - \eta \cdot R \cdot z; \\ \frac{dF}{dt} &= -\alpha_f \cdot p \cdot F - \mu \cdot F \cdot (x_{\max} - x) + \mu_f \cdot F \cdot (F_{\max} - F); \\ \frac{dz}{dt} &= \xi \cdot x \cdot z - \eta \cdot R \cdot z; \\ x(0) &= x_{\max}; \quad y(0) = 0; \quad R(0) = R_{\max}; \quad F(0) = F_{\max}; \quad z(0) = z_0, \end{aligned} \tag{14.8}$$

где z – концентрация паразита; ξ – коэффициент, описывающий популяционное повреждение рыбы, вызванное паразитом; η – коэффициент, описывающий устранение паразита в результате деятельности системы восстановления.

Результаты моделирования воздействия хронической радиации на систему «популяция рыб – паразиты»

Рис. 14.10а–е показывает результаты расчётов по модели (14.8), демонстрируя объединённые эффекты хронического облучения и паразитарной инфекции. Результаты были получены для показателей выживания, восстановления и воспроизводства рыб. Вычисления были выполнены для следующих значений мощности дозы: 0 (отсутствует облучение сверх естественного фона), 5, 10, 11, 15 и 30 мГр сут⁻¹ соответственно.

При отсутствии радиационного воздействия выживание популяции рыб при паразитарной инфекции представлено на рис. 14.10а.

В течение начального периода после заражения паразитом ($t = 10$ дней) величина биомассы популяции рыб уменьшалась на 13 %. Репарационный пул уменьшался на 25 %, поскольку ресурсы восстановительной системы использовались на борьбу с паразитом. К 80-му дню после заражения система восстановления обеспечивала почти полное восстановление от повреждений, вызванных паразитом, размер

популяции, репродукционная и репарационная системы возвращались к начальным значениям.

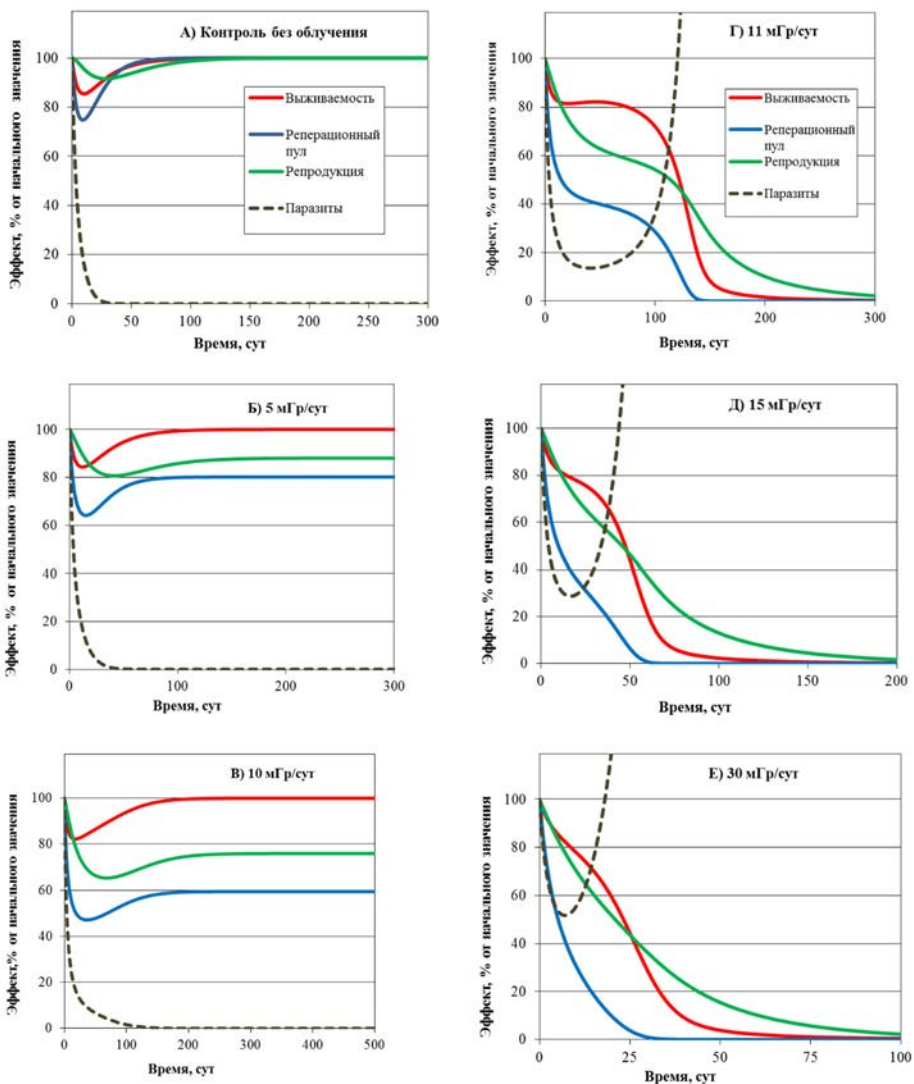


Рис. 14.10. Объединённые эффекты хронического радиационного облучения и паразитарной инфекции в популяции рыб

После 20 суток хронического облучения с мощностью дозы 5 мГр сут⁻¹ в сочетании с заражённостью паразитом снижение выживаемости рыб составляло 17 %, истощение репарационного пула – 35 %. К 120-му дню облучения система восстановления и воспроизведения обеспечили восстановление популяции от повреждений, вызванных радиацией и паразитом; численность популяции возвратилась к исходному значению. Репарационный пул, однако, остался сниженным на 20 %. При этой же мощности дозы – 5 мГр сут⁻¹, но без инвазии паразита, эффекты после 120 сут облучения менее явны (например снижения выживаемости не наблюдалось), но долгосрочные эффекты облучения на популяцию рыб оказались практически такими же. Другими словами, объединённый эффект паразита и радиации при 5 мГр сут⁻¹ проявляется главным образом в виде увеличения времени восстановления от паразитарной инфекции и снижением потенциала системы восстановления.

При более высокой мощности дозы – 10 мГр сут⁻¹ – модель предсказывает развитие эффектов на выживаемость, воспроизводство и репарационный потенциал. К 34-му дню облучения и заражённости паразитом величина репарационного пула снижалась до минимальной величины – 47 % от мощности. Позже (к 238-му дню) репарационная система частично восстанавливается до 59 % от мощности. Воспроизводство падает до минимального уровня – в 65 % – на 64-й день и частично восстанавливается – до 76 % от нормы – к 298-му дню. Выживание рыб снижается до минимального уровня – в 82 % – к 17-му дню. Из-за деятельности системы восстановления размер популяции восстанавливается к его начальной величине по истечении 190 сут.

Важно отметить, что в отсутствии паразита радиационные эффекты у рыб при хроническом облучении с мощностью дозы 10 мГр сут⁻¹ проявляются в более мягкой форме. Так, изменения смертности рыб незначительны. В то же время системы восстановления и воспроизводства повреждаются при облучении с этой мощностью дозы, эти параметры постепенно уменьшаются и к 164-му дню облучения составляют 59 и 76 % от нормы соответственно.

Дальнейшее увеличение мощности дозы до 11 мГр сут⁻¹ в сочетании с инфицированием паразитом приводит к гибели популяции рыб. Согласно модельным расчётам, репарационный пул полностью истощается к 148-му дню, воспроизводство понижается, и биомасса популяции падает до нуля к 424-му дню. Без паразитов эти эффекты не настолько серьёзны, в частности размер популяции не изменялся, репарационный пул и

воспроизводство уменьшились до 55 и 74 % от нормы соответственно. Важно отметить, что изменение популяционной динамики происходило бифуркационно при увеличении мощности дозы с 10 до 11 мГр сут⁻¹.

При облучениях с более высокими мощностями дозы – 15 и 30 мГр сут⁻¹ (рис. 4.11д–е), полное разрушение популяции рыб происходило к 284-м и 158-м суткам соответственно; истощение репарационного пула наступало к 68-м и 38-м суткам, соответственно.

Таким образом, разработанная математическая модель *PSR* (популяция с самовосстановлением) позволяет описывать развитие радиационных эффектов в изолированной популяции организмов, подвергнутой хроническому облучению с различными мощностями дозы. Согласно модельным расчётам, значительные лучевые эффекты на заболеваемость изолированной популяции рыб при отсутствии паразитов появляются при мощностях дозы выше 10 мГр сут⁻¹. Репродуктивный потенциал уменьшается с увеличением мощности дозы и при 25 мГр сут⁻¹ становится недостаточным для поддержания величины популяции на исходном уровне. Таким образом, более высокие мощности дозы приводят к существенному снижению биомассы популяции.

В случае, когда облучаемая популяция подвергается одновременно действию другого экологического стрессора (например паразитов), эффекты радиационного воздействия на выживание появляются при намного более низкой мощности дозы (выше 11 мГр сут⁻¹). Результаты модельных расчётов находятся в соответствии с экспериментальными наблюдениями радиационных эффектов у рыб.

Можно сделать вывод, что экологические взаимодействия типа «паразит – хозяин» могут значительно ухудшить повреждения, вызванные радиацией в популяции хозяина. Эти результаты показывают, что при развитии научной методологии радиационной безопасности биоты необходимо учитывать существование экологических взаимодействий между видами в природных экосистемах.

14.6. Моделирование эффектов острого и хронического облучения

Главная задача нормирования радиационного воздействия на биоту – обеспечение гарантированной радиационной защиты биоты при условиях хронического пожизненного облучения. В этом контексте необходимо развивать методы и модели, отражающие переход от

радиационных эффектов, наблюдаемых в лабораторных условиях, к интегрированному ответу на уровне популяции и экосистемы (Beresford et al., 2008; Andersson et al., 2009).

Большинство радиобиологических данных относится к ситуациям острого облучения (Garnier-Laplace et al., 2006; Sazykina, Kryshev 2006; Copplestone et al., 2008); поэтому важной задачей является адаптация моделей для описания как хронического, так и острого облучения популяций с возможностью верификации по доступным экспериментальным данным.

В данном разделе описаны результаты применения модели *PSR* («популяция с самовосстановлением» для двух ситуаций – хронического и острого облучения. Исследование было выполнено в 2012–2015 гг. в рамках программы МАГАТЭ под названием MODARIA («Моделирование и Данные для радиологических оценок воздействия»), рабочая группа № 9 «Модели для оценки воздействия радиации на природные популяции») (см сайт <http://www-ns.iaea.org/projects/Modaria>).

Применение модели PSR к ситуациям острого и хронического облучения

Расчёты проводились на примере модельной популяции мышей (Kryshev et al., 2008).

Модельная популяция предполагалась изолированной от хищников и конкурирующих видов. При отсутствии радиационного воздействия (сверх природного фона), популяция существует в устойчивом равновесии с природной средой. Величина биомассы необлучённой популяции нормализована на 1 (или 100 % от контроля).

При моделировании популяция подвергается воздействию ионизирующей радиации (Kryshev, Sazykina, 2015). Рассматривались следующие случаи облучения: острое облучение (дозы в диапазоне 2–35 Гр, 1 час облучения); хроническое пожизненное облучение (500 дней) с мощностью дозы p (мГр сут⁻¹). Накопленные дозы хронического облучения были выбраны равными дозам острого облучения. Например, пожизненная накопленная доза в 2 Гр соответствовала 4 мГр сут⁻¹ пожизненного хронического облучения в течение 500 дней жизни мыши.

Учитывались величины следующих эффектов, связанных с радиацией:

- уменьшение биомассы популяции по сравнению с контролем после острого облучения с дозой D спустя 30 и 500 дней после облучения;

- уменьшение биомассы популяции по сравнению с контролем после 500 дней хронического облучения с той же самой интегральной поглощённой дозой, как и при остром облучении.

Эффекты, вызванные облучением в популяции животных, предполагаются результатом суперпозиции следующих основных процессов:

- прямое повреждение биомассы радиацией (смертельное либо обратимое);
- восстановление обратимого повреждения посредством репарационных механизмов;
- восстановление популяции путём биосинтеза новой здоровой биомассы.

Предполагалось, что биомасса в облучённой популяции разделяется на следующие фракции: неповреждённая фракция, обратимо повреждённая, которая может быть восстановлена к здоровому состоянию, и необратимо (смертельно) повреждённая.

Концептуально модель, описывающая эффекты ионизирующей радиации на популяции животных, включает следующие динамические компоненты: популяционная модель, с которой можно работать и без радиационного воздействия; внутренняя система самовосстановления (репарационный пул); и система биосинтеза/воспроизводства. При воздействии редкоионизирующей радиации живая биомасса модельной популяции расщепляется на две фракции – здоровые ткани (X) и обратимо повреждённые (Y). Система репарации повреждений (репарационный пул R), существующий в живой биомассе организмов, выполняет восстановление обратимо повреждённой фракции биомассы, при этом репарационный пул расходуется и может истощиться при значительном количестве повреждений. Система репарационного восстановления является радиочувствительной и непосредственно повреждается радиацией. Система воспроизводства/биосинтеза производит новую здоровую биомассу популяции, однако сама система биосинтеза также является радиочувствительной и повреждается радиацией. Контрольные величины популяционной биомассы, репарационного пула и фактора роста (способность к воспроизводству) нормализованы на 1 (100 % от контроля). Эффект радиационного облучения на выживание популяции оценен по фракции здоровой биомассы (X) в популяции.

Система дифференциальных уравнений, описывающих эффекты ионизирующей радиации на популяцию, имеет вид (Kryshch A. et al., 2008):

$$\begin{aligned}
 \frac{dX}{dt} &= -\alpha \cdot p \cdot X + k \cdot y \cdot R + \mu \cdot F \cdot (1 - X) \cdot X; \\
 \frac{dy}{dt} &= \alpha \cdot p \cdot X - \varepsilon \cdot y - k \cdot y \cdot R; \\
 \frac{dR}{dt} &= -\alpha_R \cdot p \cdot R - k_R \cdot y \cdot R + \mu_R \cdot R \cdot (1 - R); \\
 \frac{dF}{dt} &= -\alpha_f \cdot p \cdot F + \mu_f \cdot F \cdot (1 - F) - \mu \cdot F \cdot (1 - X),
 \end{aligned}
 \tag{14.9}$$

где X – неповреждённая фракция популяционной биомассы; y – фракция популяционной биомассы с обратимыми повреждениями; R – величина репарационного пула относительно контроля; F – фактор роста, отражающий способность популяции к биосинтезу; p – мощность дозы хронического облучения (мГр/сут); α – параметр, характеризующий создание начального радиационного повреждения в биомассе (мГр⁻¹); α_R – параметр радиационного повреждения репарационного пула (мГр/сут); α_f – параметр радиационного повреждения системы биосинтеза (репродукции) (мГр/сут); k и k_R – коэффициенты восстановления биомассы за счёт репарационных процессов ($k < k_R$); ε – параметр перехода в необратимо повреждённое состояние; μ_R – скорость производства репарационного пула здоровой биомассой.

Тестовые расчёты были выполнены для радиации с низкой линейной передачей энергии, пропорция летальных повреждений была принята малой (1–2 %) по сравнению с количеством обратимых повреждений (Бак, Александер, 1966; Кудряшов, 2004).

Используемые в модели биологические параметры для мышей были получены из международной базы данных AnAge (<http://genomics.senescence.info/species>).

Данные о радиочувствительности мышей к острому облучению были взяты из публикаций (Бонд и др., 1965; Stabin, 2007): $LD_{50/30} = 6,2$ Гр; $LD_{100} = 9$ Гр; значительное уменьшение плодовитости наступало после облучения выше 4 Гр. На основе этих данных были оценены значения параметров α и ε : $\alpha = \ln 2 / LD_{50/30} = 1,1 \cdot 10^{-4}$ мГр⁻¹; $\varepsilon = 0,2$ сут⁻¹; $\alpha_f = 1,0 \cdot 10^{-3}$ мГр⁻¹. Для редкоизионизирующей радиации отношение «летальные повреждения/нелетальные повреждения» составляет приблизительно 10–20 %, поэтому отношение ε/k составляет приблизительно 0,1; значение k было взято $k = 2$ сут⁻¹. Эффективность восстановления ниже 100 %, поэтому параметр $k_r > k$. Величина k_r была

определена как $k_r = 2,5 \text{ сут}^{-1}$. Радиочувствительность репарационной системы несколько выше, чем у системы биосинтеза/воспроизводства, поэтому параметр $\alpha_R > \alpha_f$. Величина α_r была выбрана $\alpha_r = 2,7 \cdot 10^{-3} \text{ мГр}^{-1}$. Удельные скорости роста биомассы, восстановления и воспроизводства были выбраны равными $\mu = 0,065 \text{ сут}^{-1}$, $\mu_r = 0,085 \text{ сут}^{-1}$, $\mu_f = 0,065 \text{ сут}^{-1}$.

Система дифференциальных уравнений (14.9) рассчитывалась, используя численный метод Рунге – Кутта в пакете программ 2001 Mathcad.

Моделирование воздействия острого облучения на выживание популяции мышей

Острое облучение было задано в модели как облучение в течение одного часа с интегрированной дозой 2, 4, 6, ..., 35 Гр, результаты вычислений показаны на рис. 14.11 (Kryshev, Sazykina, 2015).

После острого облучения в пределах диапазона 2–11 Гу популяционный ответ происходит в виде двух фаз: во время первой фазы имеет место заметное снижение размера популяции, в то время как вторая фаза соответствует периоду восстановления путём биосинтеза новой

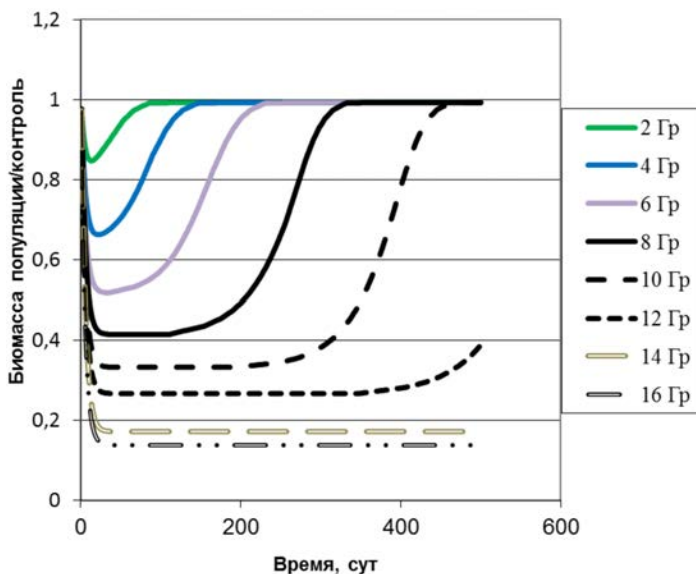


Рис. 14.11. Динамика повреждения и восстановления модельной популяции мышей после острого облучения с разными дозами. В контроле продолжительность жизни мыши принята равной 500 дней.

биомассы. Снижение живой биомассы зависит от дозы: выжившая популяционная биомасса составляет приблизительно 90 % от контроля после 2 Гр, приблизительно 40 % – после 8 Гр, и меньше чем 20 % – при облучениях выше чем 14 Гр. Полное восстановление популяции мышей предсказано моделью для доз облучений ниже 10–11 Гр; выше 14 Гр острого облучения популяция гибнет полностью без восстановления.

Рис. 14.12 демонстрирует различия между общей биомассой облучённой популяции и размером контрольной популяции на 30-й и 500-й день после острых радиационных облучений с разными дозами. Кривая 30-го дня показывает приблизительно экспоненциальное уменьшение выживания с увеличивающейся дозой. Формы расчётных кривых выживания находятся в хорошем согласии с классическими экспериментальными кривыми выживания после острых радиационных облучений различных организмов, которые описаны простой экспоненциальной моделью $S(D) = \exp(-kD)$, где $S(D)$ является долей выживших после дозы D (UNSCEAR, 1982).

Кривая 500-го дня на рис. 14.12 демонстрирует долгосрочную способность восстановления модельной популяции мышей: популяция, подвергнутая острым дозам ниже 11 Гр, в состоянии возвратиться к

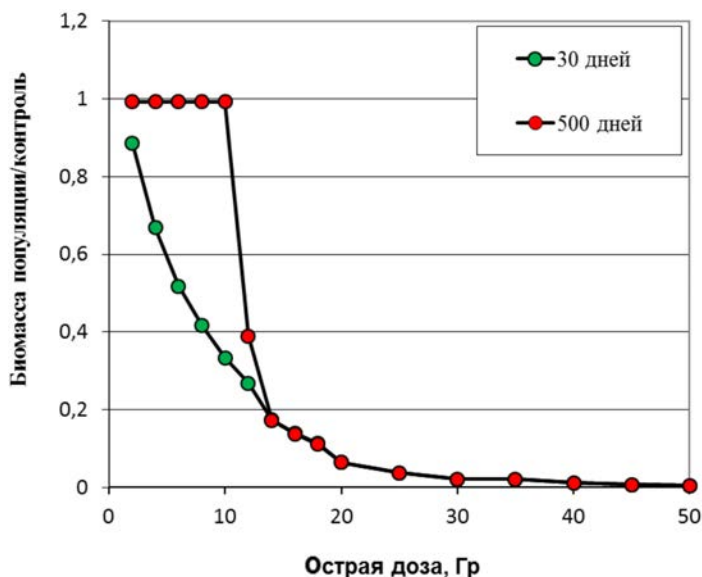


Рис. 14.12. Различия в биомассе между облучённой и контрольной популяциями мышей на 30-й и 500-й дни после острого облучения разными дозами

начальному размеру к 500-му дню; напротив, популяция, облучённая в дозах в диапазоне 11–12 Гр, только частично восстанавливается к 500-му дню с потенциалом полного восстановления в долгосрочной перспективе; наконец, при воздействии в дозах выше 14 Гр восстановления в облучённой популяции не происходит; кривые 30-го и 500-го дней почти идентичны. Экспериментальные данные подтверждают наличие процессов восстановления после острого облучения, включая репарацию обратимых повреждений и восстановления репарационной системы (Бак, Александер, 1966), также см. отчет НКДАР 1982 г. (Приложение J, разделы 17–21). Экспериментальные наблюдения показали, что повреждения от острого облучения уменьшаются по экспоненте со временем. Экспериментально определённый период времени, необходимый для восстановления 50 % повреждений от редкоизирующего облучения у мышей составил приблизительно 7–12 дней (Бак, Александер, 1966). Формы кривых восстановления организмов и общая динамика восстановления после облучения, полученные с помощью модели, находятся в согласии с экспериментальными данными.

Моделирование выживания популяции мышей при хроническом облучении

Хроническое облучение популяции мышей было смоделировано как 500-дневное облучение с полной накопленной дозой, равной соответствующей острой дозе (2, 4, 6, ..., 35 Гр), что соответствовало ежедневным мощностям дозы r 4, 8, 12, и 70 мГр сут⁻¹ соответственно. Расчёт радиационного воздействия на популяцию при каждой мощности дозы r рассчитывали с помощью уравнений (14.9); результаты этих вычислений показаны на рис. 14.13.

Расчётная кривая величины живой биомассы остается близкой к контролю для более низких мощностей дозы приблизительно до 20 мГр сут⁻¹ пожизненного облучения. Это поведение демонстрирует способность популяции к репарации радиационных повреждений при хроническом облучении с помощью системы репарации и системы биосинтеза. Однако модель показывает, что репарационный пул R и фактор воспроизводства F постепенно уменьшаются при усилении мощности дозы хронического радиационного облучения. При мощности дозы приблизительно 25 мГр сут⁻¹ репарационный пул истощается полностью, и восстановление обратимо повреждённых тканей становится неэффективным.

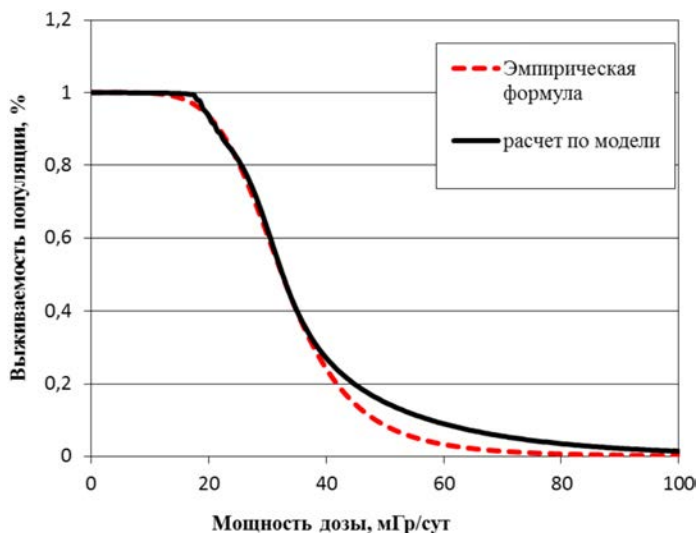


Рис. 14.13. Выживание модельной популяции мышей при хроническом облучении с разными мощностями дозы рассчитанное по модели (14.9) и на основе эмпирического уравнения Хилла (формула 14.10)

Пунктирная кривая на рис. 14.13 – отношения «доза – эффект», построенные на основе эмпирической модели Хилла, которая часто используется для приближения экспериментальных кривых эффектов (Garnier-Laplace и др., 2006):

$$X(p) = \frac{1}{1 + \left(\frac{p}{p_{50}}\right)^q}, \quad (14.10)$$

где p – мощность дозы, мГр/сут; p_{50} – пожизненная мощность дозы, соответствующая 50 %-ному уменьшению популяционной биомассы; q – эмпирический параметр. Для рассмотренной модельной популяции мышей значения $p_{50} = 39,25$ мГр сут⁻¹ и $q = 7,5$ дают в модели Хилла хорошее совпадение с кривой «доза – эффект», полученной с помощью уравнений (14.9). Быстрое уменьшение популяционной биомассы при мощностях дозы выше 39 мГр сут⁻¹ связано со значительным истощением способности воспроизводства популяции.

Сравнение модельных предсказаний с экспериментальными данными показывает, что модель *PSR* правильно отражает типичные диапазоны дозы и характер эффектов на системы репарации, воспроизводства и сокращения жизни мелких грызунов.

Сравнение воздействий острого и хронического облучения на популяцию

Определение различий в эффективности повреждающего действия радиации при остром либо хроническом облучении с одинаковой суммарной дозой является важной научно-практической задачей (UNSCEAR, 1982). Рис. 14.14 демонстрирует различия в популяционном выживании, рассчитанные на 500-й день для двух способов облучения: а) острая доза, данная в 1-й день, б) хроническое 500-дневное облучение с той же самой интегрированной дозой (Kryshev, Sazykina 2015). Обе кривые проходят рядом вплоть до доз приблизительно 10 Гр, подтверждая хорошую способность модельной популяции оправиться даже от доз выше LD_{50} . Выше 10–11 Гр, однако, две кривые «дозы – эффекты» расходятся, при этом кривая выживания для хронического облучения показывает намного менее разрушительные эффекты по сравнению с эффектами острого облучения. Это расхождение кривых демонстрирует эффект «потраченной впустую радиации» (wasted dose), обнаруженной Модем (Mole, 1955), см. также отчёт НКДАР 1982 г. (UNSCEAR, 1982,

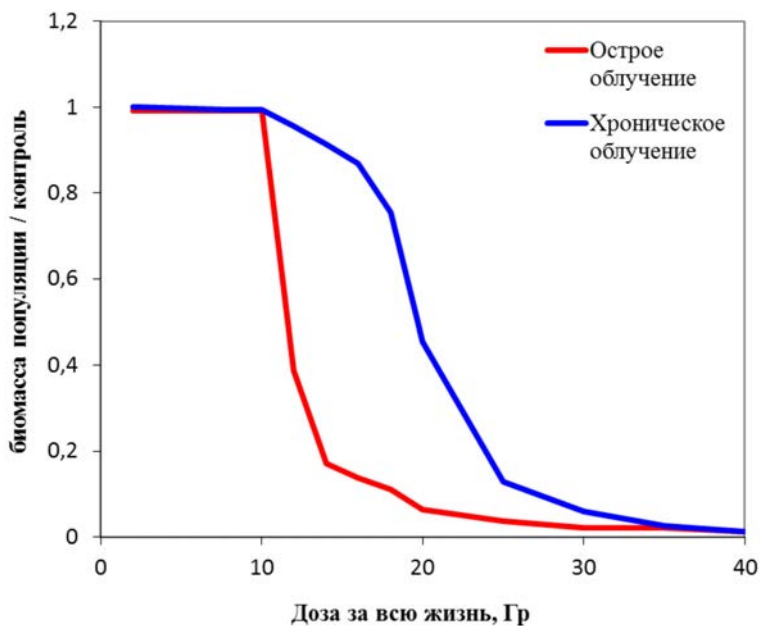


Рис. 14.14. Сравнение кривых выживаемости популяции мышей при разовом облучении или хроническом пожизненном облучении с одинаковыми интегральными дозами

Приложение К). Mole показал экспериментально, что при условиях хронического облучения радиационная доза, которая приводит к летальным эффектам в животных, значительно выше, чем доза острого облучения со сходными эффектами; доля «потраченной впустую радиации» в экспериментах составляла около половины интегральной накопленной дозы (UNSCEAR, 1982). Другие авторы (Grahm et al., 1978) сообщали, что радиобиологическая эффективность для низкоуровневого хронического облучения мышей была в 5–10 раз меньше, чем для острых облучений; сокращение жизни мышей при низкоионизирующем облучении было оценено в 0,03–0,06 дней/рентген.

Таким образом, можно сделать вывод, что популяционная модель с самовосстановлением радиационного повреждения (*PSR* модель), рассмотренная в данном разделе, может использоваться для описания радиационных эффектов в популяции животных как для случаев острого, так и хронического облучения.

14.7. Проявление эффектов ионизирующей радиации в холодном климате

В методологии радиационной защиты биоты предложенные уровни безопасных доз обычно относятся к организмам умеренного климата. Нереалистично ожидать, что лучевые эффекты, наблюдаемые в лабораторных условиях или в природе тёплого климата, могли бы быть применимы к биоте Арктики и северных регионов.

В Арктике низкая температура – самый важный экологический фактор, который определяет характер дикой природы. До сих пор имеется существенный пробел в понимании, как суровые экологические условия в Арктике могут повлиять на проявление вредных эффектов ионизирующей радиации. В данном разделе проанализированы особенности радиационных эффектов у животных в условиях низких температур в контексте радиационной безопасности арктической и северной дикой природы (Sazykina, Kryshev, 2011).

Данные относительно объединённого действия радиации и холода отсутствуют в существующих базах данных (FREDERICA и EPIC) по радиационным эффектам в биоте. Поэтому обзор, приведённый ниже, основанный на международных и российских публикациях с 1948 года, формирует полезное приложение к этим базам данных. Особенности радиационных эффектов у теплокровных животных Арктики/Севера

могут быть связаны с нарушением терморегуляции. У гетеротермных и холоднокровных животных особенности радиационных эффектов при низких температурах среды обитания, по-видимому, связаны с дисбалансом между лучевыми повреждениями со скоростью их репарации, так как оба этих антагонистических процесса являются температурно-зависимыми.

С учётом экспериментальных данных математическая модель *PSR* (популяция с самовосстановлением) была адаптирована для описания реагирования популяций животных на хроническую радиацию в условиях холодного климата.

14.7.1. Обзор данных по действию радиации при низких температурах окружающей среды

Влияние ионизирующей радиации на терморегуляцию теплокровных животных

У теплокровных животных терморегуляция управляется гипоталамусом, расположенным в основе мозга. В экспериментах при повреждении гипоталамуса теплокровное животное теряет способность регулировать температуру тела (Thermoregulation, 1990; Physiology, 1998; Kent, 2000). Нормальное функционирование системы терморегуляции имеет жизненное значение для организмов, населяющих Север и Арктику.

Ионизирующая радиация оказывает повреждающее влияние на терморегуляторную функцию гипоталамуса. Эксперименты (Kandasamy, Hunt, 1990; Kandasamy et al., 1994; Kandasamy, 1997) продемонстрировали повреждение регулирующей функции гипоталамуса при облучении; последствиями были нелинейные отклонения в скорости метаболизма, температуре тела и повышенной теплоотдаче в окружающую среду.

У людей, подвергшихся облучению, повышенная температура (гипертермия) – обычный компонент острого лучевого синдрома (Гуськова, Байсоголов, 1971). В медицинских обследованиях людей, облучённых в результате аварии на Чернобыльской АЭС, некоторые нарушения в терморегуляции (склонность к переохлаждению и перегреву, пониженная температура рук и т.д.) были зарегистрированы как довольно типичные.

Результаты экспериментов и полевых наблюдений, демонстрирующих повреждающие радиационные эффекты на терморегуляцию теплокровных животных, представлены в табл. 14.5.

В табл. 14.5 запись Т.1 описывает повышение температуры тела в лабораторных мышах после острого облучения дозами 1, 3 или 5 Гр. Повышение температуры у мышей усиливалось с повышением дозы облучения от 0,15 до 0,5 °С (Kandasamy, Hunt, 1990).

Эффекты нарушения терморегуляции усиливаются с увеличением ЛПЭ (линейной передачи энергии) ионизирующими частицами (Kandasamy et al., 1994), см. запись Т.2 в табл. 14.5.

О нарушении терморегуляции у мышей после острого летального гамма-облучения сообщали Брахам и Сашер (Braham, Sacher, 1978), см. рекорд Т.3 в табл. 14.5. У двух видов облучённых мышей ионизирующая радиация вызвала увеличение метаболизма и избыточной потери тепла: облучённые мышцы стали гипертермическими в термонейтральной окружающей среде и гипотермическими в более холодной окружающей среде.

Эффект гипертермии облучённых животных был подтвержден полевыми наблюдениями в северной климатической зоне Урала. В диких популяциях мышей, обитающих в течение многих лет на территории Кыштымского радиоактивного следа, средняя ректальная температура облучённых мышей была выше нормы на 0,7 °С (см. запись Т.4 в табл. 14.5). Хроническое облучение мышей было приблизительно на уровне 2,9 мГр сут⁻¹. В термоградиентном устройстве измеренная «комфортная экологическая температура» для этих облучённых мышей была заметно выше, чем для необлучённых животных (Ильенко, Крапивко, 1989).

В экспериментах Трухильо и др. (Trujillo и др., 1962) облучённые мышцы демонстрировали пониженную способность противостоять холодному стрессу. Даже после 90-дневного периода адаптации облучённые мыши не смогли вынести две недели низких температур – 6–7 °С, в то время как контрольные необлучённые животные того же возраста хорошо переносили эти температуры (запись Т.5 в табл. 14.5).

В экспериментах Ньюсома и Кимелдорфа (Newsom, Kimeldorf, 1961) была показана пониженная способность облучённых крыс и морских свинок противостоять сильному холоду (-20 °С) (запись Т.6 в табл. 14.5).

Полевые исследования северной популяции диких мышей (*Microtus oeconomus*), хронически облучаемых ⁹⁰Sr на территории Кыштымского радиоактивного следа (Урал, Россия), демонстрировали низкую выживаемость облучённых мышей зимой (Ильенко, 1967). В течение холодного периода года была зарегистрирована высокая смертность хронически облучённых мышей (дозы – 0,06 Гр/сут); число умерших зимой животных составляло 60,9 % от всей популяции, тогда как на чистой

соседней территории зимняя смертность мышей составляла только 17,6 % (запись Т.7 в табл. 14.5).

Эффект повышения температуры тела (гипертермия) у облучённых теплокровных животных, населяющих арктические/северные области, может привести к снижению выживания, так как организмы с повышенной теплоотдачей имеют тенденцию избегать пребывания в снегу, холодной воде или на сильном ветре. Поэтому их возможности добывать пищу снижаются, а потери энергии выше нормы.

Запись Т.8 в табл. 14.5 описывает результаты долгосрочного исследования популяции речной выдры (*Lutra lutra*), населяющей отдаленный ториевый участок на Севере России (Коми). Детальное исследование показало, что хронически облучённые выдры имеют более короткое суммарное время водной охоты за сутки, по сравнению с необлучёнными животными контрольного участка, расположенного на той же самой реке (Маслов и Маслова, 1972б). Облучённые животные, определённо, избегают плавания в холодной речной воде, демонстрируя недостаточную охотничью активность. Средняя масса тела облучённых выдр была ниже по сравнению с выдрами, обитающими на чистом участке той же реки.

Потенциальные последствия вызванного радиацией дисбаланса в терморегуляции для северных/арктических теплокровных животных

Сравним потенциальные последствия вызванного радиацией дисбаланса в терморегуляции для двух гипотетических теплокровных животных, из которых одно проживает в тёплом климате, а другое – в холодном климате Севера.

Общий баланс тепловой энергии DH_{body} , накопленный в теплокровном животном, может быть оценён следующей формулой:

$$DH_{body} = DH_{metabolic} - DH_{losses},$$

где $DH_{metabolic}$ – производство энергии за счёт метаболизма, и DH_{losses} включает потери тепловой энергии за счёт конвекции, проводимости и теплового излучения (Physiology, 1998; Gordon, 2005).

Аномальное повышение величины $DH_{metabolic}$, вызванное ионизирующей радиацией, неизбежно приводит к увеличению потерь тепловой энергии DH_{losses} . Потери энергии из-за теплоотдачи по закону Стефана–Больцмана пропорциональны $[(T_{org})^4 - (T_{env})^4]$,

где T_{org} , T_{env} – температуры Кельвина тела и окружающей среды. Арктической зимой температурный градиент между телом животного и воздухом ($T_{\text{org}} - T_{\text{env}}$) может достигать 80–90 °С, тогда как в тёплом климате температурный градиент «тело – воздух» обычно меньше, чем 10 °С, т.е. приблизительно в десять раз меньше. Из-за высокого температурного градиента потери тепла в Арктике могут быть очень высокими, и система терморегуляции арктического теплокровного животного работает на пределе возможностей. Любая дополнительная потеря энергии без пропорционального увеличения кормовой базы уменьшает способность облучённого животного противостоять суровым арктическим зимним условиям. Напротив, в умеренном климате вызванный радиацией дисбаланс в терморегуляции менее важен из-за меньшего теплообмена организмов с окружающей средой.

Гетеротермные животные: ионизирующая радиация и терморегуляция

Северные и арктические животные имеют различные адаптационные механизмы, помогающие им пережить холодные зимние периоды (Schmidt-Nielsen, 1997; Blix, 2005). Зимняя спячка является важной адаптацией к холодному климату. Гетеротермные животные являются теплокровными в течение тёплого периода года и впадают в спячку в течение холодной зимы. В спячке температура тела падает до 2–4 °С, животные неподвижны и не нуждаются в пище. Северные олени имеют способность, не впадая в полную спячку, значительно снижать метаболические процессы зимой. Записи радиационных эффектов у гетеротермных животных представлены в табл. 14.5 с номерами Г.9 – Г.12.

В 1950–1960-х гг. защитное действие гибернации (спячки) от проявления радиационных эффектов у животных интенсивно изучалось несколькими авторами (Smith, Grenan, 1951; Musacchia, Barr, 1968; Barr, Musacchia, 1969). Результаты экспериментов с острым облучением зимующих сурков (*Marmota monax*) сообщали Смит и Гренан (Smith, Grenan, 1951). Эти авторы обнаружили, что суточные потери веса облучённых сурков увеличились после облучения, что свидетельствовало об увеличении температуры тела и метаболизма зимовавших животных (см. запись Г.9 в табл. 14.5). Некоторые животные спонтанно пробудились от спячки спустя несколько дней после облучения. Содержание животных в состоянии спячки в течение и после острого облучения помогло продлить их время выживания, но эффект длился только в пределах

времени спячки. Как только животные были помещены в комнатную температуру и вышли из спячки, их смертность увеличилась. В целом выживание после облучения зимовавших животных было не лучше, чем у животных, облучённых вне спячки.

Результаты экспериментов с зимующими белками (*Citellus tridecemlineatus*), подвергнутыми острому гамма-облучению, сообщали Барр и Мукачия (Barr, Musacchia, 1968, 1969). Белки, которые получили дозу 12,5 Гр и выдерживались с различными температурами тела (5, 13, 23 или 37 °С), показали значительные различия в выживании в течение 180 дней, а именно – 33, 75, 50 и 0 % соответственно (запись Г.10 в табл. 14.5). Было показано, что в спячке белки имели меньшие возможности выживания по сравнению с животными, облучёнными на холоде и немедленно помещёнными в комнатную температуру.

Эксперименты с объединённым действием облучения и замораживания были выполнены Хорнси (Hornsey, 1956). Лабораторные мыши были полностью заморожены непосредственно перед острым летальным облучением с последующим быстрым размораживанием. Краткосрочное замораживание оказало защитный эффект на выживание мышей (запись Г.11 в табл. 14.5). Обратимое замораживание известно у некоторых холонокровных арктических животных, например у отдельных видов рыб и лягушек (Schmidt-Nielsen, 1997; Blix, 2005). Согласно результатам Хорнси, замораживание может обеспечить значительную защиту зимой от развития радиационных повреждений.

Результаты радиобиологических экспериментов с животными, находящимися в спячке, показывают, что это состояние обеспечивает некоторую задержку развития лучевого поражения. Однако в течение года лучевое поражение проявляется после повышения экологических температур. Представительный пример описан у (Клевезаль и Соколов, 1999). Анализ нижних челюстей от умерших северных оленей в арктической области ядерных испытаний (архипелаг Новая Земля, Россия) показал, что, хотя большинство облучённых северных оленей умерли зимой, почти половина из молодых 1–3-годовалых оленей умерли в летне-осенний период следующего года. Такая высокая смертность молодых северных оленей не наблюдалась в необлучённых популяциях оленей. Возможное объяснение этого явления – консервация лучевого повреждения зимой из-за сниженного метаболизма животных и быстрое развитие радиационных поражений с увеличением температуры окружающей среды (запись Г.12 в табл. 14.5).

Таблица 14.5

Зависимость радиационных эффектов у теплокровных и зимующих животных от температуры среды (по литературным данным)

N	Описание условий	Облучение	Температура среды	Радиационные эффекты
T.1	Лабораторные крысы (Kandasamy, Hunt, 1990)	1, 3, 5 Гр. Острое гамма-облучение.	Комнатная температура	Повышение температуры тела на $0,15 \pm 0,025$ °C; $0,4 \pm 0,05$ °C и $0,5 \pm 0,06$ °C соответственно, через 10 минут после облучения.
T.2	Лабораторные крысы (Kandasamy et al., 1994)	1, 3, 5 Гр (^{56}Fe). Острое облучение тяжёлыми частицами.	Комнатная температура	Повышение температуры тела на $0,9 \pm 0,06$ °C; $0,4 \pm 0,05$ °C соответственно. После 5 Гр падение температуры тела на $0,9 \pm 0,1$ °C.
T.3	Лабораторные и домовые мыши (Braham, Sacher, 1978)	Сублетальное острое гамма-облучение.	Комнатная температура	Скорость метаболизма возросла на 8 % у домашних мышей и на 20 % – у лабораторных. Теплоотдача облучённых мышей выросла на 25–30 %.
T.4	Лесные мыши, ВУРС (Ильенко, Крапивко, 1989)	Мощность дозы на кости $2,9 \cdot 10^{-3}$ Гр/сут (^{90}Sr). Хроническое облучение.	Северный климат России	Средняя ректальная температура облучённых мышей была достоверно выше ($36,8 \pm 0,1$) °C, чем в контроле ($36,1 \pm 0,14$)°; $p < 0,001$ (N = 20).
T.5	Лабораторные мыши (Trujillo et al., 1962)	5 Гр, 15 Гр. Продолжительное гамма-облучение 0,5 Гр сут ⁻¹ . Наблюдение 90 дней после облучения.	Содержание в холоде – 6–7 °C в течение 14 дней	Выживание облучённых мышей после холодового стресса $74 \pm 1,2$ % (доза 5 Гр) и 60 ± 2 % после дозы 15 Гр. Выживаемость в необлучённом контроле – $80,5 \pm 1,2$ %.
T.6	Лабораторные крысы и морские свинки. (Newsom, Kimeldorf, 1961)	Сублетальное острое гамма-облучение, 4 Гр.	Сильный холод – -20 °C	Пониженная устойчивость к холоду у облучённых животных; у крыс сохранялась до 6 месяцев после облучения.
T.7	Популяция полёвок-экономок, ВУРС (Ильенко, 1967)	Хроническое облучение, около 0,06 Гр сут ⁻¹ на кости от ^{90}Sr .	Климат севера России	Наблюдали высокую смертность облучённых мышей в зимнее время: умерло 60,9 % мышей из облучённой популяции, в контроле – 17,6 %.

Окончание таблицы 14.5

№	Описание условий	Облучение	Температура среды	Радиационные эффекты
Т.8	Речная выдра. Ториевый участок, Коми (Маслов, Маслова, 1972)	Внешнее гамма-облучение от почвы до 1 000 мкР час ⁻¹	Климат севера России	Облучённые выдры проводили меньше времени в воде: 4,9 ± 0,3 час сут ⁻¹ (N = 4), контроль – 5,5 ± 0,17 час сут ⁻¹ (N = 3).
Г.9	Сурок (<i>Marmota monax</i>) (Smith, Grenan, 1951)	Летальное острое гамма-облучение, 6,5 Гр	3,5 ± 0,5 °С Животные находились в зимней спячке	При облучении в спячке 14 % сурков выжило. Из погибших 86 %, время выживания составило 40–46 дней (28–42 дней в спячке; 4–14 дней после согревания). Потери веса 5,6 г сут ⁻¹ (контроль 3,0 г сут ⁻¹). При облучении бодрствующих сурков (5,5 Гр, 27 °С): 33 % выжило, 67 % умерло в среднем за 21 день (19–23 дней).
Г.10	Белка (<i>Citellus tridecemlineatus</i>). Лабораторный опыт (Barr, Musacchia, 1969)	Острое гамма-облучение 12,5 Гр	Животные в спячке при 5 °С и при обычной температуре среды	Облучённые белки с температурой тела 5, 13, 23, 37 °С имели разные шансы выживания: дольше 180 дней выжило 33, 75, 50 и 0 % соответственно. Белки, облучённые в спячке и немедленно согретые, выжили лучше особей в спячке.
Г.11	Лабораторные мыши (Hornsey, 1956)	Острое летальное облучение мышей. Дозы, Гр: 8 (N = 14), 10,8 (N = 15), 13,5 (N = 7)	Мыши охлаждены до 0–1 °С перед облучением	Наблюдали 100 % выживание облучённых в охлажденном виде мышей. Согревание было начато через 5 мин после облучения. Контроль: незамороженные мыши все погибли после облучения 8 Гр. Период наблюдения – 30 суток.
Г.12	Северные олени на Новой Земле (Клевезаль, Соколов, 1999; Клевезаль и др., 1995)	Облучение в период ядерных испытаний. До 8,7 Гр на животных, рождённых до 1990 года; 0,6 Гр – позже.	Арктический климат	Полевые исследования в 1992–1994 гг. Среди облучённых оленей (N = 107) почти половина молодых (возраст – 1–3 года) умерли в летне-осенний период. Это ненормально для данного вида – обычно большинство оленей гибнут в зимнее время.

Холоднокровные животные – влияние низкой температуры на радиационные эффекты

Биохимическое развитие лучевого поражения, как известно, коррелирует с метаболизмом облучённого организма: чем выше интенсивность общего метаболизма в организме, тем быстрее развивается лучевое повреждение (Бак и Александер, 1966). Интенсивность общего метаболизма связана с температурой тела. Процессы восстановления от радиационных повреждений также зависят от метаболизма и температуры облучённого организма, процессы восстановления неэффективны при температурах ниже 3–4 °C (Egami, 1969; UNSCEAR, 1982).

В 1950–1970-х гг. среди радиобиологов была популярна гипотеза, что лучевое поражение могло бы быть предотвращено при снижении метаболизма, например при выдерживании облучённых организмов при низких температурах. Были выполнены многочисленные эксперименты по изучению возможности спасения смертельно облучённых организмов посредством охлаждения или замораживания. Холоднокровные (пойкилотермные) животные, температуры которых в значительной степени изменяются, следуя температурам окружающей среды, оказались идеально подходящими объектами для таких радиобиологических исследований. Эксперименты были выполнены с лягушками, рыбами, беспозвоночными (Patt, Swift, 1948; Gros et al., 1959; Egami, Etoh, 1966; Blaylock, Mitchell, 1969; Reichle, van Hook, 1971). Общее заключение по результатам этих исследований было то, что охлаждение обеспечивало только временную задержку развития радиационных эффектов. Как только температура облучённого животного повышалась до нормальной, лучевое поражение развивалось быстро и было подобно отклику на острое облучение.

Данные некоторых экспериментов о радиационных эффектах у охлажденных холоднокровных животных представлены в табл. 14.6.

Выводы из экспериментов с холоднокровными организмами, которые выдерживались при низких температурах в течение и после облучения, могут быть сформулированы следующим образом:

- Выдерживание смертельно облучённых животных при низких температурах (3–4 °C) значительно продлевает время выживания (Patt, Swift, 1948; Gros et al., 1959; Reichle, 1971), см записи X.1– X.3 в табл. 14.6. Например, рыбы, подвергнутые суперсмертельной дозе 18 Гр, при содержании в тёплой воде (25 °C) погибли в течение 8 дней. Однако в холодной воде (3 °C) рыбы, облучённые дозами 18, 36 или даже 45 Гр, не

имели никакой дополнительной смертности в течение 40 дней после облучения (Gros et al., 1959).

- Напротив, как только температура облучённых организмов была повышена до нормальной, лучевое повреждение развивалось в соответствии с полученной дозой (UNSCEAR, 1982). Запись X.2 (табл. 14.6) даёт представительный пример такого эффекта: лягушки (*Rana pipiens*), облучённые дозами 1 и 3 Гр и выдерживаемые при температуре 5–6 °С, прожили намного дольше по сравнению с облучёнными лягушками, выдерживаемыми при комнатной температуре. Повышение температуры вызвало быстрое увеличение смертности облучённых лягушек, так что полная смертность была такой же, как в группе, облучённой при комнатной температуре (Patt, Swift, 1948).

- При низких экологических температурах естественные процессы восстановления лучевого поражения неэффективны, поэтому разбивка дозы на порции не помогает уменьшить лучевое повреждение. О представительном примере этого типа сообщали Эгами и Этох (Egami, Etoh, 1966), которые проводили эксперименты по облучению рыб *Oryzias latipes* летальными дозами острого или фракционированного облучения (см. запись X.4 в табл. 14.6). При температуре воды 23 °С разделение смертельной дозы 40 Гр на две порции, отделённые трехдневным интервалом, помогло многим рыбам пережить 30-дневный период после облучения, тогда как в эксперименте, выполненном при 11 °С, полный ответ на фракционируемую дозу был тем же самым, как эффект суммарной дозы, полученной одновременно.

Таблица 14.6

Развитие радиационных эффектов у холоднокровных животных при разных температурах окружающей среды (по литературным данным)

№	Описание условий	Облучение	Температура среды	Радиационные эффекты
X.1	Рыба карась. Выживание облучённых рыб при разных температурах воды (Gros et al., 1959)	18 Гр	25 °С	Все рыбы погибли за 8 дней.
		18 Гр	18 °С	40 % рыб выжили 35 дней.
		18 Гр	13 °С	65 % выжили 35 дней.
		18 Гр	7 °С	95 % рыб выжили 35 дней.
		36 Гр, 45 Гр. Острое гамма-облучение	3 °С	Не было смертности в течение 40 дней, выживание, как в контроле.

Окончание таблицы 14.6

№	Описание условий	Облучение	Температура среды	Радиационные эффекты
X.2	Лягушки. Выживание облучённых лягушек при разной температуре (Patt, Swift, 1948)	1, 3, 6 Гр. Острое гамма-облучение	5–6 °С	80–90 % облучённых лягушек выжили 3–4 месяца.
		1 Гр	23 °С	50 % облучённых лягушек умерли в течение $24,5 \pm 3,5$ дней.
		3–6 Гр	23 °С	100 % смертность за 2–5 недель.
X.3	Мокрицы <i>Armadillidium vulgare</i> , <i>Cylisticus convexus</i> . Острое облучение при разных температурах (Reichle, van Hook, 1971)	14,0 Гр	27,1 °С	Смертность за 60 суток: <i>Armadillidium</i> – 100 %, <i>Cylisticus</i> – 100 %.
		14,0 Гр	20 °С	Смертность за 60 суток: <i>Armadillidium</i> – 87 %, <i>Cylisticus</i> – 96 %.
		14,9 Гр	12,9 °С	Смертность за 60 суток: <i>Armadillidium</i> – 88 %, <i>Cylisticus</i> – 36 %.
		40 Гр. Острое облучение	23 °С	Полная гибель за 30 суток.
X.4	Рисовая рыба <i>Oryzias latipes</i> . Острое и фракционированное гамма-облучение (Egami, Etoh, 1966)	40 Гр. Острое облучение	23 °С	100 % смертность рыб за 30 дней.
		20+20 Гр с 3-дневным интервалом	23 °С	Многие рыбы пережили 30 дней.
		20+20 Гр с 3-дневным интервалом	11 °С	Эффект такое же, как 40 Гр острого облучения – все рыбы погибли за 30 дней.

Эксперименты с холоднокровными организмами улучшили понимание природы радиационных повреждений, являющихся суперпозицией лучевого повреждения и процессов восстановления. Было показано, что оба антагонистических процесса зависят от температуры тела.

14.7.2. Математическая модель сочетанных эффектов радиации и температуры среды на выживание популяции холоднокровных организмов

Основываясь на результатах приведённых экспериментов, можно сформулировать гипотезу, что в холодном климате радиационное воздействие на холоднокровных животных проявляется определённым

образом, отличающимся от воздействия на биоту средних широт. В холодном климате высокие дозы облучения, полученные в течение зимнего времени, не приводят к немедленной гибели холоднокровных организмов, однако с наступлением весны радиационные эффекты развиваются быстро в соответствии с полученными зимой дозами. При хроническом радиационном воздействии радиационное повреждение накапливается без восстановления в пойкилотермных животных в течение зимнего времени, а эффекты, эквивалентные полной накопленной дозе, развиваются в тёплый период года. Напротив, организмы в тёплом климате за счёт активности процессов репарации и восстановления от радиационных повреждений показывают меньшую подверженность радиационным эффектам при хроническом воздействии (UNSCEAR, 1982).

Моделирование влияния температуры на проявления радиационных эффектов было выполнено с использованием модифицированной модели *PSR*. Общее описание этой модели дано в разделе 14.4 и в публикации (Kryshev et al., 2008). С целью изучения сочетанного воздействия радиации и температур среды модель *PSR* была расширена для моделирования воздействия радиации на облучаемые популяции, обитающие в водоёмах различных широт (Sazykina, Kryshev, 2011). Расчёты выполнены на примере изолированной популяции рыб, обитающей в озёрах умеренной и холодной климатических зон.

В модели предполагается, что популяция рыб подвергается воздействию хронического ионизирующего излучения с мощностью дозы p ($\text{мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$), водоём имеет температуру воды $TEMP$ ($^{\circ}\text{C}$) с сезонными изменениями.

Рыба принадлежит к группе холоднокровных организмов, скорость её метаболизма W зависит от температуры воды. Были оценены величины W для нескольких видов рыб, используя метод, предложенный Винбергом (1956 г.) с модификациями. Отношение между W ($\text{г}/\text{сут}$) и $TEMP$ следующее:

$$W = 0,1557 \cdot W_{20} \cdot \exp(0,093 \cdot TEMP), \quad (14.11)$$

где W_{20} – скорость метаболизма рыбы при 20°C ; $TEMP$ – температура, $^{\circ}\text{C}$.

В нашей модели (Sazykina, Kryshev, 2011) параметры, описывающие радиационные эффекты и восстановление рыб, рассматривались как функции W (и таким образом функции $TEMP$). Предполагалось, что следующие процессы – образование первичных радиационных

повреждений у рыбы, восстановление в связи с активностью механизмов репарации и размножения, переход невосстановленных к летальным повреждениям – являются функциями общей скорости метаболизма рыбы, что означает их зависимость от температуры воды.

Предполагалось, что биомассу подверженной воздействию популяции рыб можно разделить на следующие фракции: неповреждённые ткани, обратимо повреждённые и летально повреждённые. Обратимо повреждённые биологические ткани восстанавливаются за счёт механизмов восстановления; при этом репарационный пул тратится на восстановительные процессы. Система воспроизводства производит здоровую биомассу, но сама повреждается ионизирующей радиацией и восстанавливается репарационным пулом.

Система дифференциальных уравнений, описывающих эффекты хронического радиационного облучения в популяции рыбы, может быть записана в виде:

$$\begin{aligned} \frac{dx}{dt} &= -\alpha p x + \kappa(W) y R + \mu(W) \cdot (x_{\max} - x) \cdot F; \\ \frac{dy}{dt} &= \alpha p x - \varepsilon(W) y - \kappa(W) y R; \\ \frac{dR}{dt} &= \mu_r(W) \cdot R \cdot (R_{\max} - R) - \kappa_r(W) \cdot y R - \alpha_r \cdot p \cdot R; \\ \frac{dF}{dt} &= -\alpha_f \cdot p \cdot F - \mu(W) \cdot F \cdot (x_{\max} - x) + \mu_f(W) \cdot F \cdot (F_{\max} - F); \\ x(0) &= x_{\max}; \quad y(0) = 0; \quad R(0) = R_{\max}; \quad F(0) = F_{\max}, \end{aligned} \tag{14.12}$$

где x – неповреждённая фракция биомассы популяции; y – фракция популяции с обратимыми повреждениями; R – репарационный пул; F – репродуктивная способность популяции; p – мощность дозы радиоактивного облучения ($\text{мГр} \cdot \text{сут}^{-1}$); α – параметр первичных радиационных повреждений на единицу мощности дозы (мГр^{-1}); α_r – параметр радиационного повреждения системы восстановления (мГр^{-1}); α_f – параметр лучевого повреждения репродуктивной системы (мГр^{-1}); $k(W)$ и $k_r(W)$ коэффициенты, описывающие восстановления повреждённой биомассы репарационным пулом ($k < k_r$); x_{\max} – нормальный размер популяции; R_{\max} – нормальная репарационная способность; F_{\max} – естественная репродуктивная способность популяции; ε – параметр перехода невосстановленных повреждений в летальные; μ_r – скорость

самовосстановления репарационного пула; W – общая скорость метаболизма рыбы.

Численные величины модельных параметров уравнения (14.12) для умеренного климата ($TEMP = 20\text{ }^\circ\text{C}$) были определены в разделе 14.14 и в публикации (Крышев и др., 2008) и равнялись: $\alpha = 1,2 \cdot 10^{-4}\text{ мГр}^{-1}$; $\alpha_r = 2,5 \cdot 10^{-3}\text{ мГр}^{-1}$; $\alpha_f = 1,2 \cdot 10^{-3}\text{ мГр}^{-1}$; $k_r = 0,3\text{ сут}^{-1}$; $k = 0,2\text{ сут}^{-1}$; $\mu = 1,0 \cdot 10^{-2}\text{ сут}^{-1}$; $\mu_r = 1,5 \cdot 10^{-2}\text{ сут}^{-1}$; $\mu_f = 1,0 \cdot 10^{-2}\text{ сут}^{-1}$; x, y, R, F даются в относительных единицах по сравнению с контролем. Уравнение (14.11) позволяет определять величины параметров $k, k_r, \mu, \mu_r, \mu_f$ ϵ относительно температуры воды.

Численные решения системы дифференциальных уравнений (14.12) получали методом Рунге – Кутта. Величины мощности дозы изменялись в диапазоне $0\text{--}50\text{ мГр сут}^{-1}$, а температура воды – в диапазоне $8\text{--}20\text{ }^\circ\text{C}$. Воздействие хронического облучения на выживаемость популяции рыб оценивалось по отношению x/x_{\max} (Крышев А.и др., 2006, 2008).

На рис. 14.15 показано снижение выживаемости в модельных популяциях рыб, подверженных хроническому облучению с мощностью дозы $1\text{--}50\text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$. Предполагалось, что продолжительность воздействия составляла 365 дней. Результаты вычислялись для популяций рыб, живущих при различных постоянных температурах воды ($8, 12, 16$ и $20\text{ }^\circ\text{C}$). Модель показывает, что хроническое годовое облучение с мощностью дозы ниже $10\text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ не влияет на выживаемость популяции рыб в пределах диапазона температур $8\text{--}20\text{ }^\circ\text{C}$, так как эффекты, вызываемые ионизирующей радиацией, компенсируются репарационными и репродуктивными процессами. При $20\text{ }^\circ\text{C}$ ожидается уменьшение на 20 % популяционной биомассы рыб при хроническом облучении в $25\text{--}30\text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$. Напротив, в холодной воде ($8\text{--}12\text{ }^\circ\text{C}$) 20 % уменьшение популяции рыб ожидается уже при более низких мощностях дозы ($15\text{--}20\text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$), что является результатом пониженной активности компенсационных механизмов при более низких температурах (рис. 14.15).

Хроническое облучение с мощностью дозы выше $20\text{ мГр}\cdot\text{сут}^{-1}$ оказывает негативное воздействие на выживаемость популяции рыб при любой температуре в пределах рассматриваемого диапазона – $8\text{--}20\text{ }^\circ\text{C}$. Однако модель показывает, что выживаемость популяции рыб, живущей в тёплой воде, выше, по сравнению с выживаемостью популяций, живущих в холодной воде.

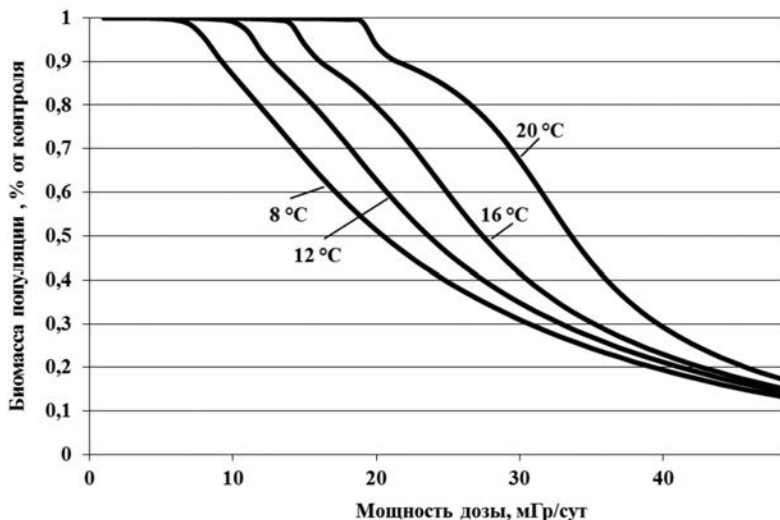


Рис. 14.15. Динамика снижения биомассы популяций рыб (в долях от контроля), обитающих при постоянных температурах воды (8–20 °C) и подвергающихся хроническому облучению с мощностями дозы 1–50 мГр/сут

Влияние сезонной динамики на развитие радиационных эффектов в популяции рыб моделировалось, используя уравнения (14.11) и (14.12) и сезонные изменения температур воды в озёрах среднего размера, типичные для различных широт. Для оценки сезонной динамики температуры водной поверхности $TEMP$ (°C) таких водоёмов, зависящей от их географической широты ϕ , использовалось следующее эмпирическое соотношение (Straškraba, Gnauck, 1985):

$$TEMP(\phi', t) = 28,1 - 0,34\phi' + (0,54 - 0,045\phi' + 0,0146\phi'^2 - 1,97 \cdot 10^{-4} \phi'^3 \cdot \sin(0,0172(t + \gamma_s))), \quad (14.13)$$

где $\phi' = \phi - 3,4$; t — время в календарных днях с начала года; $\gamma_s = 240$ для $\phi' > 0^\circ$.

Было сделано модельное предположение, что популяции рыб постоянно подвергались облучению с мощностью дозы 15 мГр·сут⁻¹ в течение трёх лет. Рис. 14.16 показывает расчётные оценки выживаемости облучённых популяций рыб (в долях от контроля) в озёрах на различных географических широтах (40–70° N). Сезонное выживание хронически облучённых популяций рыб сильно зависит от географического местоположения озера. Согласно модельным результатам,

выживание облучённой популяции рыб почти не отличается от контроля во время холодного периода (январь – март), но резко снижается в апреле-мае. Во время летнего периода популяции рыб, живущие в умеренных и тёплых водоёмах, восстанавливаются благодаря совместной активности их репродуктивных и репарационных систем. В холодном климате (70° N), однако, активности систем воспроизводства и репарации недостаточно, чтобы восстановить облучённую популяцию рыб от эффектов хронического облучения. В результате выживаемость облучённой популяции рыб постепенно уменьшалось со временем (рис. 14.16).

Рассматривая особенности проявления радиационных эффектов в холодном климате, можно ожидать, что арктическая/северная биота является более уязвимой для хронического радиационного воздействия по сравнению с умеренными широтами. В случае острого облучения в зимнее время спячка гетеротермных и охлаждение холоднокровных животных обеспечивает временную защиту от острых радиационных эффектов. При разработке стандартов для радиационной защиты арктической/северной биоты необходимо учитывать особенности проявления радиационных эффектов при низких температурах.

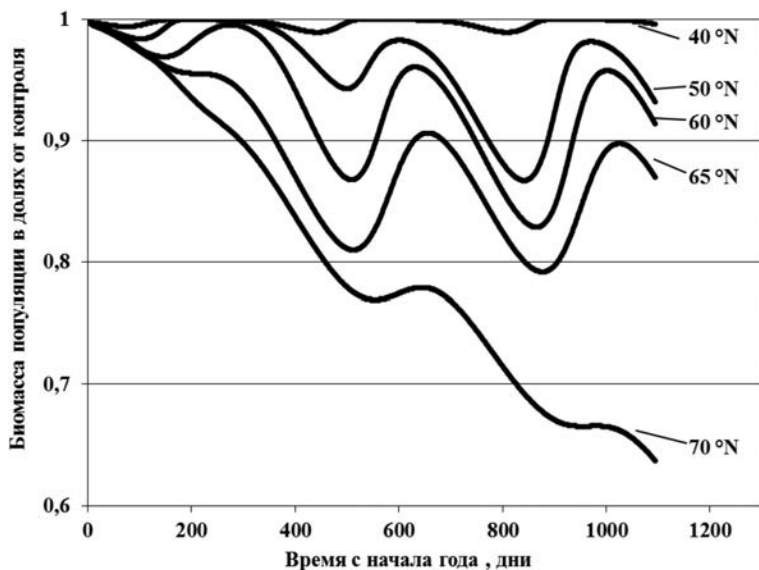


Рис. 14.16. Динамика биомасс популяций рыб (в долях от контроля), обитающих в озёрах среднего размера, расположенных в различных географических широтах (40–70° N) и подвергающихся хроническому облучению с мощностью дозы 15 мГр/сут

14.8. Моделирование радиационных эффектов в модели *PSR-ECO*

В предыдущих разделах данной главы были сформулированы два динамических подхода к моделированию воздействий радиации на популяции животных – «популяция с самовосстановлением» (модель *PSR*) (Kryshev, Sazykina, 2008, 2015) и «популяция в лимитирующей окружающей среде» (модель *PLIMEN*) (Sazykina, Kryshev, 2012).

Первоначальная модель *PSR* «популяция с самовосстановлением» (Kryshev, Sazykina, 2008, 2015) описывала внутренние механизмы образования радиационных повреждений в биомассе и процессы самовосстановления за счёт активности репарационной системы и биосинтеза новой биомассы; экологические факторы экосистемы в этой модели не рассматривались. Модель была сформулирована как система нелинейных дифференциальных уравнений, которые были слишком сложны для аналитических решений.

Первоначальная модель *PLIMEN* «популяция в лимитирующей окружающей среде» (Sazykina, Kryshev, 2012) представляла собой элементарную экосистему, состоящую из популяции, ограниченной единственным лимитирующим ресурсом. Популяционные характеристики, такие как смертность и темпы роста, были построены как эмпирические функции мощности дозы. Эта модель была описана системой нелинейных дифференциальных уравнений, которые позволяли получить зависимость размера популяции от мощности дозы хронического облучения с определением порога вымирания популяции. Ограничением области применения этой модели является нехватка экспериментальной информации о радиационных кривых «доза – эффект», которые известны только для небольшого числа лабораторных животных (мыши, собаки), хорошо изученных в радиобиологии.

Целью дальнейшего развития моделей явилось создание усовершенствованной модели *PSR-ECO*, объединяющей экологическую модель и расчёт радиационных изменений экологических параметров на основе модели *PSR*. Новая модель *PSR-ECO* «популяция с лимитирующим ресурсом и самовосстановлением» объединяет как внутренние процессы в биомассе, так и экологические процессы в экосистеме при радиационном воздействии (Sazykina, Kryshev, 2016). В намерение авторов входила математическая формулировка модели, позволяющая получить аналитические решения. Динамическая математическая модель *PSR-ECO* включает

экологический блок, который может работать как автономно, так и при наличии радиационного стресса, а также радиационный блок, описывающий динамические процессы «повреждение и восстановление» биомассы популяции. Значения для параметров радиационного повреждения биологических тканей оценивали по данным острых радиационных воздействий. Для экстраполяции метаболических и радиационных параметров для различных видов использовались аллометрические соотношения, связывающие параметры метаболизма с массой тела.

14.8.1. Построение экологической модели PSR-ECO «популяция с лимитирующим ресурсом и самовосстановлением»

Рассмотрим сначала простую экологическую модель «популяция – ресурс», описывающую модельную популяцию, населяющую участок территории с ограниченным количеством лимитирующего ресурса RES . Рост популяционной биомассы M в этой простой экосистеме описывается модификацией логистической модели роста Ферхюльста (Алексеев и др., 1992; Sazykina et al., 2000; Sazykina, Kryshev, 2012). Размер популяции характеризуется его общей биомассой M ; при этом рост биомассы ограничен лимитирующим ресурсом RES , общее содержание которого на участке среды обитания является фиксированным. Некоторая часть S лимитирующего ресурса свободно доступна в среде обитания, в то время как часть h_0M используется популяцией M . Согласно закону минимума Либиха, темп роста биомассы непосредственно пропорционален количеству доступного лимитирующего ресурса S с насыщением в форме Моно. В случае насыщения по ресурсу удельная скорость роста становится не зависимой от S и равной физиологическому максимуму μ_0 .

Уравнения для роста биомассы в лимитирующей окружающей среде при отсутствии радиационного стресса следующие:

$$\frac{dM}{dt} = M \left(-\varepsilon_0 + \mu_0 \cdot F \cdot \frac{S}{SAT + S} \right); \quad (14.14)$$

$$S + h_0 \cdot M = RES = const,$$

где M – популяционная биомасса; S – количество лимитирующего ресурса, свободно доступного в участке среды обитания; SAT – постоянная полунасыщения; h_0 – количество лимитирующего ресурса, необходимого для поддержания единицы биомассы. Для простоты предполагается, что единица лимитирующего ресурса поддерживает единицу биомассы,

то есть $h_0 = 1$; также величина параметра насыщения $SAT = 1$. Для простоты форма насыщения по Моно аппроксимируется кусочно-линейной зависимостью: как линейная функция S при $S/SAT < 2/3$, и как величина максимального удельного роста $\mu_0 F$ вблизи насыщения; RES – общая сумма лимитирующего ресурса в данной среде обитания; ε_0 – естественная удельная скорость потерь биомассы из-за смертности, метаболизма и хищничества, сут^{-1} ; μ_0 – удельная максимальная (физиологически возможная для данного вида) скорость биосинтеза биомассы, включая воспроизводство, сут^{-1} ; F – фактор роста, описывающий состояние биосинтетической/воспроизводительной системы в организмах; в нормальных условиях (без радиационного стресса) $F = 1$.

Динамическое поведение популяционной биомассы (14.4) следует логистической формуле роста (Алексеев и др., 1992; Sazykina et al., 2000; Sazykina, Kryshev, 2012).

Без радиационного облучения размер популяции и остаточное количество свободного ресурса выходят на устойчивые стационарные значения и определяются аналитическими формулами:

$$\begin{aligned} M_{st}^0 &= RES - \frac{\varepsilon_0}{\mu_0 \cdot F_0}; \\ S_{st}^0 &= \frac{\varepsilon_0}{\mu_0 \cdot F_0}. \end{aligned} \quad (14.15)$$

Уравнение для фактора воспроизводства биомассы популяции

Способность воспроизводства/биосинтеза популяционной биомассы описано в модели фактором роста F (для простоты, фактор роста может рассматриваться как агрегированная совокупность «гормонов роста»). Без радиационного облучения, относительная концентрация фактора роста F в биомассе может быть описана простым логистическим уравнением:

$$\frac{dF}{dt} = F\{\mu_F(1 - F)\}, \quad (14.16)$$

где F – текущая относительная концентрация фактора роста на единицу биомассы. В контроле (без радиационного облучения) устойчивая стационарная величина фактора роста нормализована на 1 (100 % от контроля); μ_F – удельная скорость самовоспроизведения фактора роста в биомассе.

Уравнение для репарационного пула популяции

В дополнение к уравнениям для фактора роста и динамики биомассы модель рассматривает внутреннюю «систему самовосстановления», существующую в живой биомассе, которая репарирует (исправляет) нелетальные повреждения, вызванные различными стрессорами, включая ионизирующую радиацию (для простоты репарационная система может рассматриваться как совокупность репарирующих веществ в тканях). Без радиационного облучения общее уравнение для относительной концентрации репарационного пула на единицу живой биомассы R (Kryshev, Sazykina, 2008) следует логистическому уравнению, симметричному по отношению к уравнению (14.16):

$$\frac{dR}{dt} = R\{\mu_R(1 - R)\}, \quad (14.17)$$

где R – текущая относительная концентрация репарационного пула на единицу живой биомассы; μ_R – удельная скорость самовоспроизведения репарационного пула. В контроле устойчивая стационарная концентрация репарационного пула нормализована на 1.

Моделирование воздействия ионизирующей радиации в модели PSR-ECO

В объединённой модели *PSR-ECO*, так же как в исходной модели *PSR*, реакция популяционной биомассы при воздействии ионизирующей радиации рассматривается как суперпозиция нескольких динамических процессов: а) первичное повреждение биологических тканей, включая как саму биомассу, так и репарационный пул и фактор роста; б) частичное исправление повреждений системой репарации; в) замена повреждённых тканей биосинтезом новой здоровой биомассы.

В случае редкоионизирующей хронической радиации скорость появления начальных повреждений пропорциональна мощности дозы. Для редкоионизирующей хронической радиации начальные повреждения по большей части не летальны и могут быть восстановлены посредством внутреннего репарационного пула.

В модели облучённой популяции фракция здоровых тканей (на единицу биомассы) описана переменной $X(t)$, фракция обратимо повреждённых тканей – переменной $Y(t)$; единица живой биомассы состоит из суммы здоровых и обратимо повреждённых тканей, $X + Y = 1$. В случае хронического радиационного облучения первоначальная

система уравнений (14.14)–(14.17) преобразуется к системе (14.18), описывающей динамику биомассы популяции M , репарационного пула R и фактора роста F , а также динамику самовосстановления обратимо повреждённых тканей:

$$\begin{aligned} \frac{dM}{dt} &= M\{-[\epsilon_0 + (\epsilon_{let} + \alpha_{let} \cdot P)u] + \mu_0 \cdot F \cdot X \cdot S\}; \\ \frac{dY}{dt} &= \alpha \cdot P \cdot X - k \cdot R \cdot Y - [\epsilon_0 + (\epsilon_{let} + \alpha_{let} \cdot P)]Y; \\ \frac{dR}{dt} &= R\{-\alpha_R \cdot P - k_R \cdot Y + \mu_R \cdot X \cdot (1 - R)\}; \\ \frac{dF}{dt} &= F\{-\alpha_F \cdot P + \mu_F \cdot X \cdot (1 - F)\}; \end{aligned} \quad (14.18)$$

$$X + Y = 1;$$

$$S = RES - M;$$

$$M(0) = M_{St}^0; \quad Y(0) = 0; \quad R(0) = 1; \quad F(0) = 1; \quad S(0) = S_{St}^0,$$

где M – общая популяционная биомасса (сумма здоровых и обратимо повреждённых тканей); X и Y – удельные фракции здоровых и обратимо повреждённых тканей популяционной биомассе, соответственно; R – текущее значение репарационного пула относительно контроля; F – текущее значение фактора роста относительно контроля; P – мощность дозы хронического облучения (мГр сут^{-1}); α , α_{let} , α_R , α_F – параметры первичных радиационных повреждений в здоровой фракции биомассы в обратимо повреждённых тканях (двойной удар) в репарационном пуле R , и в факторе роста F соответственно (мГр^{-1}); k_R и k – коэффициенты восстановления биомассы репарационной системой ($k < k_R$); ϵ_{let} – смертность повреждённой фракции биомассы.

В облучённой популяции уравнение для общей биомассы $dM(t)/dt$ (1-е уравнение в системе (14.18)) описывает следующие процессы: естественная смертность; радиационная смертность, обусловленная смертностью невозстановленных повреждённых тканей; биосинтез новой биомассы здоровой фракцией X ; повреждённая фракция Y не участвует в биосинтезе.

Уравнение для удельной доли в биомассе обратимо повреждённых тканей $dY(t)/dt$ (2-е уравнение в системе (14.18)) включает следующие процессы: начальное повреждение от ионизирующей радиации с

мощностью дозы P ; восстановление к здоровому состоянию вследствие репарации с использованием репарационного пула R ; смертность, которая включает как естественный компонент, так и гибель невосстановленных тканей, а также дополнительную смертность при повторном повреждении уже повреждённых тканей.

Уравнение для динамики репарационного пула $R(t)/dt$ (3-е уравнение в системе (14.18)) включает: повреждение от облучения ионизирующей радиацией с мощностью дозы P ; расходование пула на восстановление повреждённых тканей; естественное самовосстановление пула здоровой фракцией биомассы. Репарационный пул R может быть исчерпан в случае слишком большого числа повреждений. Кроме того, репарационная система сама является радиочувствительной и непосредственно повреждается от облучения.

Уравнение для фактора роста $dF(t)/dt$ (4-е уравнение в системе (14.18)) включает следующие процессы: повреждение от облучения ионизирующей радиацией с мощностью дозы P ; естественная реконструкция здоровой фракцией биомассы. Фактор роста F является радиочувствительным, он повреждается ионизирующей радиацией.

Формулы для устойчивых стационаров системы (14.18) были получены аналитически, способ получения и аналитические формулы описаны в следующих параграфах. Кроме того, по модели были выполнены численные расчёты с использованием метода Рунге – Кутта в пакете Mathcad 14.

Оценки модельных параметров для модели PSR-ECO

Параметры модели выбираются индивидуально для каждого конкретного биологического вида организмов; значения параметров зависят от продолжительности жизни, скорости роста и радиочувствительности. Примеры модельных расчётов, представленные ниже, были сделаны для двух видов млекопитающих, имеющих различные продолжительности жизни и скорости роста: популяции мышей и популяции волка/собаки.

Параметры ϵ_0 и μ_0 (естественная удельная скорость роста и смертность соответственно) были взяты из биологической литературы, была использована электронная база биологических данных AnAge (AnAge – Animal Longevity and Aging, <http://genomics.senescence.info/species>).

Значения параметров радиочувствительности оценивали для редкоизирующей радиации, используя следующие данные. Параметр радиочувствительности α был выбран на основе экспериментального

значения полуметалетальной дозы острого облучения $LD_{50/30}$ для данного вида организмов, $\alpha = \ln 2 / LD_{50/30}$; радиационная смертность ε_{let} оценена из данных по сокращению жизни у облучённых животных. Параметр α_F повреждения фактора роста оценён на основе дозы острого облучения D_{steril} , приводящей к стерильности более 90 % организмов, $\alpha_F = \ln 10 / D_{steril}$. Параметр α_{let} , повторного повреждения тканей (фактор двойного удара) оценён из суперлетальной острой дозы LD_{totlet} , приводящей к смертности более 90 % организмов в течение приблизительно 5 дней, $\alpha_{let} = \ln 10 / (5 \cdot LD_{totlet})$. Значение параметра α_R выбирается несколько большим, чем α_F и α , учитывая большую радиочувствительность репарационного пула и репродуктивной системы (Sazykina, 2005; Sazykina, Kryshev, 2006; Sazykina et al., 2009). Величина параметра k была выбрана в предположении, что для нелетальных доз редкоизирующей радиации большинство (приблизительно 90 %) обратимо повреждённых тканей восстанавливается в пределах времени около 10–14 дней. Эффективность восстановления составляет меньше 100 %, таким образом $k_R < k$.

Выбранные значения модельных параметров для модельных популяций мышей и волков приведены в таблице 14.7.

Таблица 14.7

Значения параметров модели (14.18) для популяций двух видов животных с разной продолжительностью жизни и разной массой тела (мыши и волки/собаки)

Организм	Параметры модели	Экспериментальные данные по радиочувствительности организмов
Мыши	$\mu_0 = 0,016$; $\mu_F = 0,02$; $\mu_R = 0,032$; $\varepsilon_0 = 0,0031$; $\varepsilon_{let} = 0,015$; $\alpha = 1,1 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_R = 4 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 4,5 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_{let} = 5 \cdot 10^{-5}$; $k = 0,2$; $k_R = 0,21$; $RES = 5,19375$	$LD_{50/30} = 6,2$ Гр; $LD_{100} = 9$ Гр, $D_{steril} > 4$ Гр (Stabin, 2007; Бонд и др., 1971; Бак, Александр, 1966).
Волки/ собаки	$\mu_0 = 0,0048$; $\mu_F = 0,006$; $\mu_R = 0,01$; $\varepsilon_0 = 1,05 \cdot 10^{-3}$; $\varepsilon_{let} = 0,005$; $\alpha = 2,77 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_R = 6 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 7 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_{let} = 5 \cdot 10^{-5}$; $k = 0,1$; $k_R = 0,11$; $RES = 5,21875$	$LD_{50/30} = 2,5$ Гр; $LD_{100} = 4$ Гр (Бонд и др., 1971).

14.8.2. Аналитические решения для устойчивых стационаров модельной экосистемы PSR-ECO

В зависимости от уровня хронического радиационного облучения (мощности дозы P), система уравнений (14.18), описывающая облучённую популяцию, может иметь различные устойчивые стационарные решения (Sazykina, Kryshev, 2016). Нелинейные алгебраические уравнения (14.19) для стационаров модели (14.18) получены из условий $dM/dt = 0$; $dY/dt = 0$; $dR/dt = 0$; $dF/dt = 0$. Биологическое значение имеют только положительные значения переменных модели; кроме того, вследствие нормирования переменные R , F , X и Y не должны превышать 1:

$$\begin{aligned} -[\epsilon_0 + (\epsilon_{let} + \alpha_{let} \cdot P)Y] + \mu_0 \cdot F \cdot X \cdot S &= 0; \\ \alpha \cdot P \cdot X - k \cdot R \cdot Y - [\epsilon_0 + (\epsilon_{let} + \alpha_{let} \cdot P)]Y &= 0; \\ R[-\alpha_R \cdot P - k_R \cdot Y + \mu_R \cdot X(1 - R)] &= 0; \\ F[-\alpha_f \cdot P + \mu_f \cdot X(1 - F)] &= 0; \\ X + Y &= 1; \\ S + M = RES = S_{st}^0 + M_{st}^0. \end{aligned} \tag{14.19}$$

Аналитические решения при низких уровнях мощности дозы хронического облучения

При более низких уровнях дозы облучения репарационный пул R и фактор роста F не истощаются полностью: $0 < R < 1$; $0 < F < 1$.

Второе и третье уравнения в системе (14.19) формируют подсистему из внутренних процессов в популяционной биомассе; из этой подсистемы можно получить аналитические решения для переменных R и Y .

Вводя вспомогательную переменную $Z = 1 - R$, для стационарного значения переменной Z получаем квадратное алгебраическое уравнение (14.20):

$$\begin{aligned} Z^2 - Z \left\{ \frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let}}{k} + 1 + P \left(\frac{\alpha_R}{\mu_R} + \frac{\alpha_{let}}{k} \right) \right\} + P \left\{ \frac{\alpha_R}{\mu_R} \left[\frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let}}{k} + \right. \right. \\ \left. \left. + 1 + P \left(\frac{\alpha}{k} + \frac{\alpha_{let}}{k} \right) \right] + \frac{\alpha \times k_R}{\mu_R \times k} \right\} = 0. \end{aligned} \tag{14.20}$$

У квадратного уравнения (14.20) есть стандартное аналитическое решение (14.21):

$$Z_{st,1,2} = 0,5 \left\{ \frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let}}{k} + 1 + P \left(\frac{\alpha_R}{\mu_R} + \frac{\alpha_{let}}{k} \right) \right\} \pm \sqrt{DISCRIM}, \quad (14.21)$$

где $DISCRIM$ – дискриминант уравнения (14.21), представляющий квадратичный полином относительно мощности дозы P . Дискриминант $DISCRIM$ рассчитывается стандартным способом как:

$$\begin{aligned} DISCRIM = & \left\{ 0,25 \left[\frac{\alpha_R}{\mu_R} + \frac{\alpha_{let}}{k} \right]^2 - \frac{\alpha_R}{\mu_R k} (\alpha + \alpha_{let}) \right\} P^2 + \\ & + P \left\{ 0,5 \left(\frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let}}{k} + 1 \right) \left(\frac{\alpha_{let}}{k} - \frac{\alpha_R}{\mu_R} \right) - \frac{\alpha \times k_R}{\mu_R \times k} \right\} + \\ & + 0,25 \left(\frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let}}{k} + 1 \right)^2. \end{aligned} \quad (14.22)$$

Из двух возможных стационарных решений для репарационного пула $R_{st} = 1 - Z_{st,1,2}$ имеет смысл только меньшее решение, другое решение даёт отрицательную величину.

Аналитическая формула (14.22) показывает, что устойчивое стационарное решение для величины репарационного пула R имеет вид сложной нелинейной функция мощности дозы P . При увеличении интенсивности облучения P постепенно уменьшается стационарная величина репарационного пула. Когда дискриминант $DISCRIM$ становится отрицательным, решение становится неустойчивым (колебательным), и устойчивым становится новый стационар $R = 0$, что указывает полное истощение механизмов внутренней репарации повреждений в биомассе популяции.

При более низких уровнях облучения, когда решение $1 > R_{st} > 0$ существует, аналитические формулы для устойчивых стационарных значений других модельных переменных имеют вид:

$$\begin{aligned} Y_{st} &= \frac{\mu_R \cdot Z_{st} - \alpha_R \cdot P}{k_R + \mu_R \cdot Z_{st}}; \quad X_{st} = 1 - Y_{st} = \frac{\alpha_R \cdot P + k_R}{k_R + \mu_R \cdot Z_{st}}; \\ F_{st} &= 1 - \frac{\alpha_F P}{\mu_F X_{st}}; \quad S_{st} = \frac{[\epsilon_0 + (\epsilon_{let} + \alpha_{let} \cdot P) Y_{st}]}{\mu_0 \cdot F_{st} \cdot X_{st}}; \\ M_{st} &= RES - S_{st} = M_{st}^0 + S_{st}^0 - S_{st}. \end{aligned} \quad (14.23)$$

Критическая мощность дозы, при которой репарационный пул становится опустошённым, может быть вычислена аналитически из формул (14.21) и (14.23) при условии, что $DISCRIM = 0$. Из этого условия

получаем квадратное уравнение относительно параметра P , которое может быть решено стандартным методом. Решение имеет вид:

$$P_{R,crit} = \frac{-\left\{0,5 \left(\frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let}}{k} + 1\right) \left(\frac{\alpha_{let}}{k} - \frac{\alpha_R}{\mu_R}\right) - \frac{\alpha \cdot k_R}{\mu_R k}\right\} \pm \sqrt{DISC_{Rcrit}}}{2 \left\{0,25 \left[\frac{\alpha_R}{\mu_R} + \frac{\alpha_{let}}{k}\right]^2 - \frac{\alpha_R}{\mu_R \cdot k} (\alpha + \alpha_{let})\right\}};$$

$$DISC_{Rcrit} = \left\{0,5 \left(\frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let}}{k} + 1\right) \left(\frac{\alpha_{let}}{k} - \frac{\alpha_R}{\mu_R}\right) - \frac{\alpha \cdot k_R}{\mu_R \cdot k}\right\}^2 - \left\{0,25 \left[\frac{\alpha_R}{\mu_R} + \frac{\alpha_{let}}{k}\right]^2 - \frac{\alpha_R}{\mu_R \cdot k} (\alpha + \alpha_{let})\right\} \left(\frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let}}{k} + 1\right)^2 > 0. \quad (14.24)$$

В критической точке $DISCRIM = 0$ и величина стационара для R становится равной

$$R_{st,crit} = 0,5 \left[1 - \frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let}}{k} - P_{R,crit} \left(\frac{\alpha_R}{\mu_R} + \frac{\alpha_{let}}{k}\right)\right]. \quad (14.25)$$

Следует отметить, что, пока репарационные возможности в биомассе не исчерпаны, отклик на радиацию вовлекает главным образом внутренние процессы и имеет небольшой эффект на общую популяционную биомассу.

Аналитические решения при высоких мощностях дозы облучения

При дозовых нагрузках, превышающих P_{crit} , стационарное значение переменной R становится равным нулю, т.е. в стационаре репарационный пул становится полностью исчерпанным – $R_{st,2} = 0$. В этом случае формулы для устойчивых стационарных значений других модельных переменных могут быть преобразованы к следующему виду:

$$Y_{st,2} = \frac{\alpha \cdot P}{(\alpha + \alpha_{let})P + \epsilon_0 + \epsilon_{let}}; \quad X_{st,2} = \frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let} + \alpha_{let} \cdot P}{(\alpha + \alpha_{let})P + \epsilon_0 + \epsilon_{let}};$$

$$F_{st,2} = 1 - \frac{\alpha_F \cdot P}{\mu_F X_{st,2}} = 1 - \frac{\alpha_F \cdot P [(\alpha + \alpha_{let})P + \epsilon_0 + \epsilon_{let}]}{\mu_F (\epsilon_0 + \epsilon_{let} + \alpha_{let} \cdot P)}; \quad (14.26)$$

$$M_{st,2} = RES - \frac{(\epsilon_0 + \epsilon_{let}) [(\alpha + \alpha_{let})P + \epsilon_0]}{\left[\mu_0 (\epsilon_0 + \epsilon_{let}) - ((\alpha + \alpha_{let})P + \epsilon_0 + \epsilon_{let}) \frac{\alpha_F \cdot P \cdot \mu_0}{\mu_F}\right]}.$$

Из системы (14.26) следует, что при увеличении мощности дозы P , доля несмертельно повреждённых тканей Y стремится к насыщению, стационар F нелинейно уменьшается; стационарная величина популяционной биомассы M нелинейно уменьшается и при небольшом превышении критического уровня облучения популяция необратимо вымирает.

Критическая величина мощности дозы облучения, приводящая к гибели популяции, может быть вычислена аналитически, используя условие $M_{st,2} = 0$, которое сводится к алгебраическому уравнению 2-го порядка относительно мощности дозы P :

$$\begin{aligned} & \frac{(\alpha + \alpha_{let})\alpha_f\mu_0RES}{\mu_f} P^2 + P \left\{ \alpha(\varepsilon_0 + \varepsilon_{let} + \alpha_{let}) \right\} + \\ & + \varepsilon_0\alpha_{let} + \mu_0RES \left[(\varepsilon_0 + \varepsilon_{let}) \frac{\alpha_f}{\mu_f} - \alpha_{let} \right] \Big\} - \\ & - (\varepsilon_0 + \varepsilon_{let})(\mu_0RES - \varepsilon_0) = 0. \end{aligned} \quad (14.27)$$

Порог облучения для популяционного вымирания является корнем квадратного уравнения (14.27).

14.8.3. Оценки по модели PSR-ECO критических дозовых нагрузок для модельных популяций животных

Расчёт критической дозовой нагрузки для модельной популяции мышей

Аналитические и компьютерные расчёты динамики популяции мышей, подвергавшейся хроническому облучению с разными мощностями дозы, были выполнены на модели PSR-ECO (Sazykina, Kryshev, 2016); значения параметров модели были взяты из табл. 14.7. Полное истощение репарационного пула в биомассе популяции мышей, рассчитанное по формуле (14.25), соответствовало мощности дозы $P_{Rcrit} = 31,6$ мГр сут⁻¹. Аналитически предсказанный порог для гибели популяции мышей, рассчитанный по формуле (14.27), соответствовал мощности дозы $P_{Mcrit} = 33,8$ мГр сут⁻¹.

Рис. 14.17а–г показывают негативные изменения в важных популяционных характеристиках, которые проявлялись при хроническом облучении с разными уровнями мощности дозы P . Рис. 14.17а показывает

устойчивый стационарный размер популяции при различных уровнях мощности дозы P и постепенное уменьшение стационарного уровня репарационного пула R относительно контроля. Модельные расчёты демонстрируют, что популяция мышей не показывает признаки значительного снижения биомассы, вплоть до уровней облучения 25 мГр/сут. Это явление может быть объяснено увеличением количества доступного ресурса S в облучаемой экосистеме, что стимулирует дополнительный биосинтез биомассы, компенсирующей потери от радиационной гибели части тканей. Однако отрицательное влияние радиации ясно видно из снижения репарационного пула R , который драматически истощается при увеличении дозовой нагрузки P и падает до нуля при $P > P_{Rcrit} = 31,6$ мГр сут⁻¹. Как только репарационный пул оказывается исчерпанным, нелетально повреждённые ткани биомассы перестают восстанавливаться и погибают; гибель биомассы в популяции резко увеличивается – в результате популяция гибнет при уровнях мощности дозы $P > P_{Mcrit} = 33,8$ мГр сут⁻¹. Рис. 14.17б показывает увеличение популяционной смертности в зависимости от уровня облучения P . Рис. 14.17в

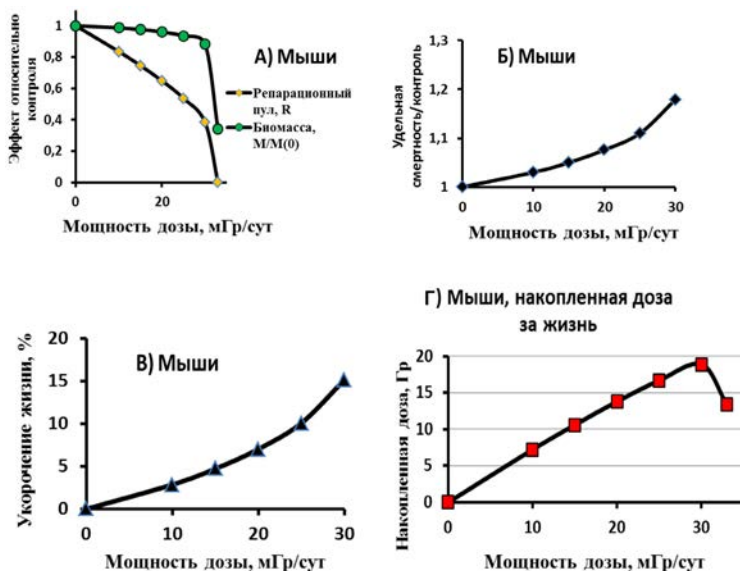


Рис. 14.17. Эффекты хронического радиационного облучения на модельную популяцию мышей в экосистеме с ограниченным ресурсом: А) стационарные значения биомассы M и репарационного пула R ; Б) удельная смертность; В) сокращение продолжительности жизни мышей; Г) доза, накопленная за жизнь организма

демонстрирует сокращение продолжительности жизни мышей в облучённой популяции, вычисленной как $\ln(10)/(\text{смертность})$. Обе оценки радиационной смертности и сокращения жизни, полученные с помощью модели, находятся в хорошем соответствии с реальными данными по смертности и сокращению жизни, полученными в экспериментах с хроническим пожизненным облучением мышей (см. обзор в публикации МКРЗ 1982 г.) (UNSCEAR, 1982, Приложение К).

Зависимость между накопленной дозой и продолжительностью жизни даны на рис. 14.17г. При более низких уровнях пожизненного облучения накопленная доза увеличивается с увеличением мощности дозы. Однако, начиная с некоторого уровня, когда продолжительность жизни животных уменьшается, кривая накопленной дозы начинает снижаться с возрастанием облучения, так как организмы умирают прежде, чем они накопят значительную дозу. Этот эффект, полученный с помощью модели, находится в соответствии с результатами экспериментов по выживанию мышей, подвергавшихся пожизненному хроническому облучению (UNSCEAR, 1982; Sazykina, Kryshev, 2012).

Расчёт критической дозовой нагрузки для модельной популяции волков/собак

Аналитические и компьютерные расчёты динамики популяции волков/собак, подвергавшейся хроническому облучению, были выполнены на модели *PSR-ECO*; значения параметров модели были взяты из табл. 14.17. Аналитически предсказанное истощение репарационного пула в биомассе популяции волков, рассчитанное по формуле (14.25), соответствовало мощности дозы $P_{Rcrit} = 4,78 \text{ мГр сут}^{-1}$. Аналитически предсказанный порог для гибели популяции волков, рассчитанный по формуле (14.27), соответствовал мощности дозы $P_{Mcrit} = 6 \text{ мГр сут}^{-1}$.

Рис. 14.18а,б показывают негативные изменения в важных популяционных характеристиках, которые проявлялись при хроническом облучении с разными уровнями мощности дозы P . Предсказанные пороги облучения для вымирания популяции волка демонстрируют большую уязвимость, сравнительно с модельной популяцией мышей. Полная гибель популяции волка ожидается при уровнях дозы, которые не производят заметного повреждения в популяции мышей. Эта более высокая радиочувствительность популяции волка может быть объяснена следующими факторами: летальная доза для волка/собаки ниже, чем для мышей (см. табл. 14.17); скорость синтеза биомассы медленнее,

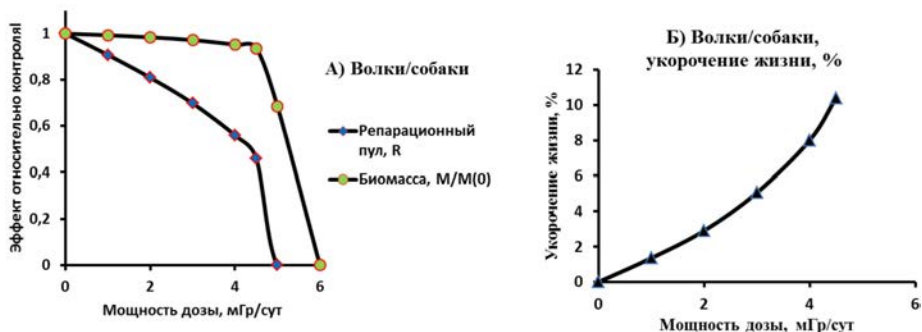


Рис. 14.18. Воздействие хронического радиационного облучения на модельную популяцию волки/собаки в экосистеме с лимитирующим ресурсом: А) стационарные величины биомассы M и репарационного пула R относительно контроля; Б) сокращение продолжительности жизни животных

а жизненный цикл длиннее, чем у мышей. Радиационная уязвимость популяций долгоживущих млекопитающих с медленным потенциалом воспроизводства подтверждена расчётами не только по модели *PSR-ECO*, но и всеми моделями, участвовавшими в международном сценарии тестирования моделей радиационного поражения популяций (Vives i Batlle et al., 2012). Это общее заключение поддержано экспериментальными данными (см. электронную базу данных FREDERICA) (Copplestone et al., 2008).

Математическая модель *PSR-ECO* обеспечивает объединённое рассмотрение внутренних физиологических и экологических процессов в экосистеме, подвергнутой хроническому радиационному облучению (Sazykina, Kryshev, 2016).

Полученные аналитические решения позволяют предсказать ожидаемую тяжесть повреждений в модельной экосистеме, включая изменения заболеваемости, смертности, сокращение жизни, снижение биосинтеза и популяционной биомассы.

Модель демонстрирует лучшую способность выживания популяций мелких короткоживущих животных, таких как мыши, и намного худшую способность выживания популяций крупных животных с длительной продолжительностью жизни (волки/собаки).

Модель экосистемы показывает компенсационный эффект окружающей среды на развитие эффектов радиации в дикой природе: увеличенная смертность организмов приводит к освобождению дополнительных ресурсов, которые в свою очередь стимулируют синтез новой

биомассы. В результате компенсационного процесса общая биомасса популяции поддерживается вблизи нормы, пока интенсивность радиации не приблизится к порогу вымирания популяции; вблизи порога размер популяция резко уменьшается, и при облучениях выше порогового уровня популяция необратимо вымирает.

Новая объединенная модель *PSR-ECO* открывает широкий путь для моделирования экологических эффектов радиации в более сложных экологических системах, включая взаимодействия типа «хищник – жертва», замещения видов, конкурирующих за одинаковые ресурсы, влияние миграций на облучённые популяции и многие другие.

14.9. Построение теоретической шкалы популяционной чувствительности животных к хроническому воздействию ионизирующей радиации

Скрининговый уровень облучения $10 \mu\text{Гр час}^{-1}$ ($0,24 \text{ мГр сут}^{-1}$) был предложен в качестве безопасного облучения для биоты в целом на основе статистического анализа радиобиологических данных с использованием метода SSD (Garnier-Laplace et al., 2010, 2006; 2010). Немного более низкий порог появления радиационных эффектов у позвоночных животных был оценен на уровне $0,21 \text{ мГр сут}^{-1}$ (с доверительным интервалом $0,14\text{--}0,32 \text{ мГр сут}^{-1}$), используя непараметрический анализ данных по воздействию хронического редкоионизирующего облучения (Sazykina et al., 2009).

Рассматривая экспериментальную информацию по радиобиологии, нужно признать, что систематически были изучены только несколько лабораторных видов животных, такие как мышь, крыса, кролик, собака, морская свинка и обезьяна (International Radiobiology Archives, 1996; FREDERICA, 2006; UNSCEAR, 1982, 1996). Для большинства видов животных радиобиологическая информация или полностью отсутствует, или недостаточна.

В будущем маловероятно проведение крупномасштабных радиационных экспериментов на животных из-за финансовых и этических проблем, связанных с радиационным облучением позвоночных животных. Дальнейшее развитие методологии радиационной безопасности дикой природы может быть достигнуто посредством математического моделирования с экстраполяцией существующих лабораторных данных на популяции, обитающие в природных экосистемах.

Работа предприятий ядерной индустрии в нормальных условиях эксплуатации сопровождается хроническими радиационными воздействиями с низкими дозами, при которых такой тип эффекта, как «повышенная смертность», не применим. Для обеспечения радиационной безопасности биоты основное внимание должно быть сосредоточено на диапазоне облучений от уровней «без эффекта» до незначительных эффектов на здоровье (тип эффекта «заболеваемость»).

Предмет данного раздела – модельные оценки уровней облучения, которые приводят к небольшому ухудшению здоровья (эффекты на заболеваемость) без увеличения смертности. Как порог для снижения статуса здоровья («порог заболеваемости») было выбрано 10 % сокращение способности организмов к самовосстановлению. Специальная задача моделирования состояла в расчёте откликов на радиационное воздействие теплокровных животных и птиц, имеющих различные размеры и длительности жизненных циклов – от мышей до слона (Sazykina, 2018).

14.9.1. Расчёт порогового уровня облучения по критерию «10 % эффект на заболеваемость»

Для моделирования отклика на радиацию популяций разных видов животных были использованы аналитические решения объединенной модели *PSR-ECO*, рассмотренные в разделе 14.8.

В модели эффект на заболеваемость интерпретируется как снижение величины репарационного пула R , ответственного за восстановление повреждений от различных стрессовых факторов среды. Поэтому из сложного набора аналитических формул (14.20)–(14.27) для устойчивых стационаров переменных модели используется только одна формула, определяющая величину стационара репарационного пула R_{st} как функцию мощности дозы P :

$$R_{st} = 1 - Z; \quad 0 < R_{st} < 1;$$

$$Z_{st} = 0,5 \left\{ \frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let}}{k} + 1 + P \left(\frac{\alpha_R}{\mu_R} + \frac{\alpha_{let}}{k} \right) \right\} - \sqrt{DISCRIM};$$

$$DISCRIM = \left\{ 0,25 \left[\frac{\alpha_R}{\mu_R} + \frac{\alpha_{let}}{k} \right]^2 - \frac{\alpha_R}{\mu_R k} (\alpha + \alpha_{let}) \right\} P^2 + \quad (14.28)$$

$$+ P \left\{ 0,5 \left(\frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let}}{k} + 1 \right) \left(\frac{\alpha_{let}}{k} - \frac{\alpha_R}{\mu_R} \right) - \frac{\alpha \times k_R}{\mu_R \times k} \right\} + 0,25 \left(\frac{\epsilon_0 + \epsilon_{let}}{k} + 1 \right)^2.$$

Аналитическая формула (14.28) показывает, что устойчивое решение для величины R_{st} является сложной нелинейной функцией мощности дозы P . При увеличении облучения P аналитическая формула демонстрирует уменьшение репарационного пула R_{st} . Снижение репарационного пула интерпретируется как ухудшение статуса здоровья (эффект типа «заболеваемость»).

Пороговая мощность дозы для воздействия на здоровье определена здесь как пороговая мощность дозы, P_{thres} , вызывающая 10 %-ное уменьшение репарационного пула R_{st} (P_{thres}) = 0,9.

Пороговые мощности дозы по критерию воздействия на здоровье были вычислены для популяций различных видов животных (Sazykina, 2018). Вычисления были сделаны для популяций одиннадцати видов млекопитающих: мышь, крыса, кролик, лиса, енот, волк/собака, овца, дикий кабан, обыкновенный олень, лошадь, африканский слон. Также вычисления были сделаны для популяций трёх видов птиц: воробей, голубь и дикая утка.

14.9.2. Оценки параметров модели для выбранных видов животных и птиц

Параметры модели для каждого вида животных могут быть разделены на две группы: а) экологические/физиологические параметры, б) параметры повреждения биологических тканей радиацией.

Экологические/физиологические параметры

Экологические/физиологические параметры являются специфическими для каждого вида животных; значения этих параметров зависят от долговечности, роста, метаболизма.

Параметры ϵ_0 и μ_0 (коэффициент смертности и скорости роста соответственно) для каждого вида организмов были взяты из биологической базы данных AnAge (<http://genomics.senescence.info/species>).

Естественная скорость отмирания ϵ_0 была оценена из значения продолжительности жизни, принимая выживание старше нормальной продолжительности жизни L , равным 5 %: $\exp(-\epsilon_0 \cdot L) = 0,05$.

Физиологические параметры, такие как скорость восстановления μ_R , предполагались функциями от скорости основного метаболизма данного вида.

Параметр μ_R был оценён из скорости основного метаболизма (BMR), полагая, что 1 Joule = 0,2388 калории, и 1 грамм усвоенного белка могут

произвести 4,1 килокалории энергии (Peters, 1983). Соответственно, BMR, равный 1 ватт/грамм, эквивалентен метаболической скорости $5,033 \text{ сут}^{-1}$. Параметры роста были оценены следующим образом: $\mu_R = 0,5\text{BMR}$; $\mu_F = 0,3\text{BMR}$; параметр μ_0 был оценён как 0,5 от максимального темпа роста.

Параметры повреждения биологических тканей радиацией

Значения параметров прямого радиационного повреждения биологических тканей были оценены из данных по острым радиационным воздействиям. Параметр α для каждого вида был вычислен из дозы острого облучения $LD_{50/30}$ (50 %-ной смертности в течение 30 дней: $\alpha_r = \ln 2 / (D_{50/30})$). Параметр ε_F (повреждение фактора роста) был оценён из дозы острого облучения D_{steril} , вызывающей стерильность более 90 % организмов, $\alpha_F = \ln 10 / D_{steril}$.

При отсутствии экспериментальных данных величина стерилизующей дозы D_{steril} оценивалась как $0,7LD_{50/30}$. Учитывая различия в радиочувствительности для референтных эффектов на заболеваемость и репродукцию (Sazykina, 2005; Sazykina, Kryshev, 2006; Sazykina et al., 2009), параметр α_R был выбран равным $0,7\alpha_F$.

Радиационная смертность ε_{let} была оценена из экспериментальных данных по сокращению жизни облучённых животных; при отсутствии данных по отдельным видам животных величину ε_{let} оценивали из аллометрических отношений.

Аллометрические отношения для модельных параметров

Законы аллометрии, связывающие различные метаболические процессы с массой тела (Kleiber, 1975; Schmidt-Nielsen, 1984; Brown, West, 2005), использовались, чтобы экстраполировать рост и метаболические параметры для различных видов на основе известных данных по лабораторным животным (например по мышам).

При отсутствии экспериментальных данных по конкретному виду животных величину ε_{let} для конкретного вида животных рассчитывали, используя аллометрические отношения между ε_{let} для мышей и заданным видом:

$$\frac{\varepsilon_{let}^{org}}{\varepsilon_{let}^{mice}} = \left(\frac{m_0^{org}}{m_0^{mice}} \right)^{-0,25}, \quad (14.29)$$

где m_0^{mice} – масса тела мышей; m_0^{org} – масса тела рассматриваемого вида животных; ε_{let}^{mice} и ε_{let}^{org} – радиационные смертности для мышей и заданного вида соответственно.

Параметры восстановления k , k_R , как предполагалось, были пропорциональны основному метаболизму. Параметр k для мышей был задан в предположении, что для редкоизионизирующего облучения приблизительно 50 % обратимо повреждённых клеток в тканях мышей восстанавливались в пределах приблизительно 2–8 дней (Ярмоненко, 1984). Для других видов значения параметра k были оценены из аллометрических отношений, подобных формуле (14.29). Эффективность восстановления составляет меньше чем 100 %, таким образом $k_R > k$; в модели было использовано $k_R = 1,1k$.

Значения модельных параметров для различных видов животных суммированы в табл. 14.8.

Используя формулу (14.28) и выбранные модельные параметры, были вычислены пороговые мощности дозы, приводящие к 10 % снижению репарационного пула R_{st} . Вычисления «порогов заболеваемости» были сделаны для видов, перечисленных в табл. 14.8.

Таблица 14.8

Биологические данные и параметры модели для выбранных видов теплокровных животных. Используются базы данных AnAge, FREDERICA, также (Бак, Александер, 1966)

Виды животных	Данные по биологии и радиочувствительность животных:	Значения параметров модели ($\varepsilon_0, \varepsilon_{let}, \mu_0, \mu_R, \mu_F, k$ (сут ⁻¹)); ($\alpha, \alpha_R, \alpha_F$ (МГр ⁻¹))
ПТИЦЫ		
Домовой воробей (<i>Passer domesticus</i>)	$m_0 = 20$ г; $L = 3$ лет; рост = $0,65$ сут ⁻¹ (из логистической функции); BMR = $0,011469$ ватт/грамм; $LD_{50/30} = 6,3$ Гр	$\varepsilon_0 = 2,73 \cdot 10^{-3}$; $\mu_0 = 0,3$; $\mu_R = 0,026$; $\mu_F = 0,017$; $\alpha = 1,1 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_R = 3,66 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 5,23 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 0,015$; $k = 0,2$
Обычный голубь (<i>Columba livia domestica</i>)	$m_0 = 500$ г; $L = 6$ лет; рост = $0,338$ сут ⁻¹ (из логистической функции); $LD_{50/30} = 9,2$ Гр	$\varepsilon_0 = 1,4 \cdot 10^{-3}$; $\mu_0 = 0,16$; $\mu_R = 0,014$; $\mu_F = 0,01$; $\alpha = 7,53 \cdot 10^{-5}$; $\alpha_R = 2,5 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 3,57 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 0,0067$; $k = 0,075$
Дикая утка (<i>Anas platyrhynchos</i>)	$m_0 = 1$ кг; $L = 7$ лет; рост = $0,12$ сут ⁻¹ (из логистической функции); BMR = $0,003988$ ватт/грамм; $LD_{50/30} = 6,5$ Гр	$\varepsilon_0 = 1,17 \cdot 10^{-3}$; $\mu_0 = 0,06$; $\mu_R = 0,012$; $\mu_F = 0,0071$; $\alpha = 1,06 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_R = 3,5 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 5,0 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 0,0056$; $k = 0,075$

Продолжение таблицы 14.8

Виды животных	Данные по биологии и радиочувствительность животных:	Значения параметров модели ($\varepsilon_0, \varepsilon_{let}, \mu_0, \mu_R, \mu_F, k$ (сут ⁻¹)); ($\alpha, \alpha_R, \alpha_F$ (мГр ⁻¹))
МЛЕКОПИТАЮЩИЕ (масса до 5 кг)		
Мышь домовая (<i>Mus musculus</i>)	$m_0 = 20$ г; $L = 2$ лет; рост = $0,0298$ сут ⁻¹ (из функции Гомперца); $BMR = 0,015056$ ватт/грамм; $LD_{50/30} = 6$ Гр	$\varepsilon_0 = 4,1 \cdot 10^{-3}$; $\mu_0 = 0,015$; $\mu_R = 0,032$; $\mu_F = 0,021$; $\alpha = 1,1 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_R = 4 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 5,3 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 0,015$; $k = 0,2$
Крыса (<i>Rattus rattus</i>)	$m_0 = 300$ г; $L = 3$ года; рост = $0,0207$ сут ⁻¹ (из функции Гомперца); $BMR = 0,006581$ ватт/грамм; $LD_{50/30} = 7,1$ Гр	$\varepsilon_0 = 2,73 \cdot 10^{-3}$; $\mu_0 = 0,011$; $\mu_R = 0,0165$; $\mu_F = 0,01$; $\alpha = 9,76 \cdot 10^{-5}$; $\alpha_R = 3,24 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 4,63 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 7,63 \cdot 10^{-3}$; $k = 0,101$
Кролик (<i>Oryctolagus cuniculus</i>)	$m_0 = 2$ кг; $L = 6$ лет; рост = $0,0228$ дни ⁻¹ (из функции Гомперца); $BMR = 0,003411$ ватт/грамм; $LD_{50/30} = 7,5$ Гр	$\varepsilon_0 = 1,36 \cdot 10^{-3}$; $\mu_0 = 0,0114$; $\mu_R = 0,01$; $\mu_F = 6,0 \cdot 10^{-3}$; $\alpha = 9,24 \cdot 10^{-5}$; $\alpha_R = 4,4 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 3,1 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 4,74 \cdot 10^{-3}$; $k = 0,063$
Лисица (<i>Vulpes vulpes</i>)	$m_0 = 4,5$ кг; $L = 6$ лет; рост = $0,0177$ сут ⁻¹ (из функции Гомперца); $BMR = 0,002998$ ватт/грамм; $LD_{50/30} = 7,1$ Гр	$\varepsilon_0 = 1,36 \cdot 10^{-3}$; $\mu_0 = 0,009$; $\mu_R = 0,0075$; $\mu_F = 4,5 \cdot 10^{-3}$; $\alpha = 9,76 \cdot 10^{-5}$; $\alpha_R = 3,29 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 4,7 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 3,87 \cdot 10^{-3}$; $k = 0,052$
Енот (<i>Procyon lotor</i>)	$m_0 = 5$ кг; $L = 5$ лет; рост = $0,0153$ сут ⁻¹ (из функции Гомперца); $BMR = 0,002154$ ватт/грамм; $LD_{50/30} = 5,8$ Гр	$\varepsilon_0 = 1,64 \cdot 10^{-3}$; $\mu_0 = 0,009$; $\mu_R = 0,007$; $\mu_F = 4,2 \cdot 10^{-3}$; $\alpha = 1,19 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_R = 3,8 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 5,7 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 3,5 \cdot 10^{-3}$; $k = 0,04$
МЛЕКОПИТАЮЩИЕ (масса тела в диапазоне 40–150 кг)		
Волк (<i>Canis lupus</i>); собака крупная	$m_0 = 40$ кг; $L = 12$ лет; рост = $0,0177$ сут ⁻¹ (из функции Гомперца); $BMR = 0,00149$ ватт/грамм; $LD_{50/30} = 2,5$ Гр	$\varepsilon_0 = 6,84 \cdot 10^{-4}$; $\mu_0 = 0,008$; $\mu_R = 0,006$; $\mu_F = 3,6 \cdot 10^{-3}$; $\alpha = 2,17 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_R = 6,3 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 9,0 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 6 \cdot 10^{-3}$; $k = 0,03$
Овцы	$m_0 = 70$ кг; $L = 12$ лет; рост = $0,003$ сут ⁻¹ (из функции Гомперца); $BMR = 0,001711$ ватт/грамм; $LD_{50/30} = 3$ Гр	$\varepsilon_0 = 6,84 \cdot 10^{-4}$; $\mu_0 = 0,0015$; $\mu_R = 0,0055$; $\mu_F = 4 \cdot 10^{-3}$; $\alpha = 2,3 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_R = 5,0 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 8 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 3 \cdot 10^{-3}$; $k = 0,024$

Окончание таблицы 14.8

Виды животных	Данные по биологии и радиочувствительность животных:	Значения параметров модели ($\varepsilon_0, \varepsilon_{let}, \mu_0, \mu_R, \mu_F, k$ (сут ⁻¹)); ($\alpha, \alpha_R, \alpha_F$ (мГр ⁻¹))
Дикий бороз (Sus scrofa); свинья	$m_0 = 130$ кг; $L = 10$ лет; рост = $0,0095$ сут ⁻¹ (из функции Гомперца); $BMR = 0,000771$ ватт/грамм; $LD_{50/30} = 3,5$ Гр	$\varepsilon_0 = 8,2 \cdot 10^{-4}$; $\mu_0 = 5 \cdot 10^{-3}$; $\mu_R = 2,5 \cdot 10^{-3}$; $\mu_F = 1,2 \cdot 10^{-3}$; $\alpha = 1,98 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_R = 4,0 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 5,75 \cdot 10^{-3}$; $\varepsilon_{let} = 1,7 \cdot 10^{-3}$; $k = 0,021$
МЛЕКОПИТАЮЩИЕ (масса тела в диапазоне 200–400 кг)		
Обыкновенный олень (Cervus elaphus)	$m_0 = 200$ кг; $L = 15$ лет; рост = $0,006$ сут ⁻¹ (из функции Гомперца); $BMR = 0,001678$ ватт/грамм; $LD_{50/30} = 3,5$ Гр	$\varepsilon_0 = 5,47 \cdot 10^{-4}$; $\mu_0 = 3 \cdot 10^{-3}$; $\mu_R = 5 \cdot 10^{-3}$; $\mu_F = 3 \cdot 10^{-3}$; $\alpha = 1,98 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_R = 6,5 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 9,0 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 1,5 \cdot 10^{-3}$; $k = 0,02$
Лошадь (Equus caballus)	$m_0 = 300$ кг; $L = 20$ лет; рост = $0,0013$ сут ⁻¹ ; $BMR = 0,000883$ ватт/грамм; $LD_{50/30} = 3,5$ Гр	$\varepsilon_0 = 4,1 \cdot 10^{-4}$; $\mu_0 = 9,5 \cdot 10^{-4}$; $\mu_R = 4 \cdot 10^{-3}$; $\mu_F = 2,4 \cdot 10^{-3}$; $\alpha = 1,98 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_R = 6 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 9 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 1,5 \cdot 10^{-3}$; $k = 0,018$
БОЛЬШИЕ МЛЕКОПИТАЮЩИЕ		
Африканский слон (Loxodonta africana)	$m_0 = 4800$ кг; $L = 40$ лет; рост = $0,0003$ сут ⁻¹ ; $LD_{50/30} = 3,5$ Гр (предположительно)	$\varepsilon_0 = 2 \cdot 10^{-4}$; $\mu_0 = 1,5 \cdot 10^{-4}$; $\mu_R = 8 \cdot 10^{-4}$; $\mu_F = 4,7 \cdot 10^{-4}$; $\alpha = 1,98 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_R = 6,7 \cdot 10^{-4}$; $\alpha_F = 9 \cdot 10^{-4}$; $\varepsilon_{let} = 6,8 \cdot 10^{-4}$; $k = 0,009$

14.9.3. Оценки пороговых уровней облучения по воздействию на заболеваемость

Оценённые «пороги заболеваемости» для разных видов животных и птиц

Расчётные уровни хронических мощностей дозы, которые соответствуют 10 %-му снижению популяционной способности выдерживать экологические стрессы («пороги заболеваемости»), полученные с применением аналитических решений модели *PSR-ECO*, приведены в итоговой табл. 14.9 для выбранных видов животных и птиц.

Результаты модельных вычислений демонстрируют общую тенденцию к увеличению популяционной уязвимости к хронической

радиации при увеличении размеров и продолжительности жизни животных.

Популяции мелких широко распространённых видов с массой тела 20–50 граммов (мыши, воробьи), которые характеризуются интенсивным метаболизмом и короткой продолжительностью жизни, имеют «пороги заболеваемости» при хронических дозовых нагрузках приблизительно 6,5–7,5 мГр сут⁻¹.

Широко распространённые животные с массой тела 200–500 граммов (крыса, обычный голубь) демонстрируют «пороги заболеваемости» при уровнях хронического облучения 4–5 мГр сут⁻¹.

Для популяций животных с массой тела 2–5 кг (кролик, лиса, енот) индикаторы 10 %-го ухудшения здоровья находятся в диапазоне 2–3,4 мГр сут⁻¹.

Для животных с массой тела 40–100 кг (волк, свинья, дикий кабан, овца) «пороги заболеваемости» находятся на уровнях 0,5–0,8 мГр сут⁻¹; для травоядных животных с массой тела 200–300 кг (олень, лошадь) – 0,5–0,6 мГр сут⁻¹.

Среди рассмотренных видов наиболее популяционно радиочувствительным оказалась популяция слона (масса тела приблизительно 5 000 кг), имеющая самый низкий «порог заболеваемости» – 0,1 мГр сут⁻¹. Результаты моделирования демонстрируют значительные различия между индивидуальной и популяционной радиочувствительностью.

Располагая виды животных и птиц по уровням «порогов заболеваемости», можно сформировать теоретическую шкалу популяционной чувствительности животных к хроническому воздействию ионизирующей радиации. Шкала представлена в табл. 14.9 и может служить основой для принятия решений по радиационной безопасности природной фауны.

Естественно, у модельных оценок имеются некоторые неопределённости, связанные с неопределённостями в значениях параметров, и предположениями для оценок параметров. Кроме того, некоторые ограничения связаны с моделью непосредственно, так как модель довольно проста, и возрастные структуры в популяциях животных не рассматриваются. Однако применение единого подхода систематически к различным животным показывает очевидную тенденцию в популяционной уязвимости больших и долговечных животных.

Таблица 14.9

**Модельная шкала популяционной чувствительности
теплокровных животных и птиц
к хроническому ионизирующему облучению.
Критерий – ухудшение здоровья
(10 %-ное снижение репарационного пула) (Sazykina, 2018).**

Виды организмов	Мощности дозы (мГр сут ⁻¹)
Домовый воробей	7,5
Мышь домашняя	6,5
Крыса	5
Обыкновенный голубь	4
Дикая утка	3,5
Кролик	3,4
Лисица	2,5
Енот	2
Овцы	0,8
Волк; собака	0,6
Обыкновенный олень	0,6
Дикий боров; свинья	0,5
Лошадь	0,5
Африканский слон	0,1

Сравнение результатов моделирования с рекомендациями МКРЗ

Модельные оценки границ безопасного облучения в целом находятся в соответствии с скрининговым уровнем безопасности биоты (10 $\mu\text{Гр час}^{-1}$, или 0,24 мГр сут^{-1}) (Garnier-Laplace et al., 2006, 2010); однако, модель показывает, что у популяций крупных животных (например слоны) порог радиационных эффектов может быть ниже 0,2 мГр сут^{-1} .

МКРЗ были предложены эмпирически предварительные диапазоны мощностей дозовых нагрузок (DCRLs) хронического радиационного облучения для референтных организмов оленя, крысы и утки (табл. 6.1

в Публикации ICRP N.108). Диапазон 0,1–1 мГр сут⁻¹ МКРЗ рассматривает как зону очень низкой вероятности эффектов, диапазон 1–10 мГр сут⁻¹ – как зону эффектов на воспроизводство; диапазон 10–100 мГр сут⁻¹ – как зону увеличенной заболеваемости, эффектов на воспроизводство и сокращение жизни, без дифференцирования различий между референтными организмами.

Наши модельные оценки демонстрируют значительные различия в «порогах заболеваемости» между различными видами: например у оленя увеличение заболеваемости происходит при облучении выше 0,6 мГр/сут⁻¹; крыса и утка имеют повышенную заболеваемость при облучении выше 5 и 3,5 мГр сут⁻¹ соответственно; 10 %-ное увеличение заболеваемости в популяции слона прогнозируется выше 0,1 мГр сут⁻¹. Все эти пороговые значения ухудшения здоровья находятся значительно ниже предложенного МКРЗ диапазона 10–100 мГр/сут для эффектов заболеваемости.

В радиационной защите популяций недостаточно рассматривать только дозы облучения, рассчитанные по геометрическим размерам организмов. Биологические особенности видов, такие как метаболизм и долговечность, могут быть наиболее важными для прогнозов популяционных реакций на ионизирующую радиацию.

Согласно модельным оценкам, различия в популяционной чувствительности видов теплокровных животных к ионизирующему облучению зависят от скорости метаболизма и долговечности организмов, а также от индивидуальной чувствительности биологических тканей. Пороговые уровни проявления популяционных эффектов у разных видов формируют шкалу чувствительности дикой природы к хроническому радиационному стрессу: от потенциально уязвимых до стойких видов. Необходимы дальнейшие исследования, чтобы расширить шкалу популяционной чувствительности к радиации, включая другие группы организмов – холоднокровных позвоночных животных, беспозвоночных и растения.

Глава 15. Методология оценки экологического риска от радиоактивного загрязнения окружающей среды

В современных международных основных нормах безопасности (IAEA, 2014), являющихся базовым документом для обновления и переработки национальных норм радиационной безопасности, сформулирован принцип защиты нынешних и будущих поколений и окружающей среды от радиационных рисков, а также выдвинуто требование о необходимости подтверждения (а не гипотетического предположения) о защите окружающей среды от воздействия радиоактивного загрязнения. Для решения вышеуказанной задачи были подготовлены методические рекомендации по оценке радиоэкологического воздействия, расчёту контрольных уровней содержания радионуклидов в компонентах природной среды и определению радиационного фона на основе данных радиационного мониторинга (Крышев и др., 2015, 2017, 2021; Рекомендации, 2014, 2015, 2016, 2017, 2021). Изменения в радиационной обстановке выявляются и оцениваются по отношению к сложившемуся радиационному фону и контрольным уровням содержания радионуклидов в компонентах природной среды, при соблюдении которых обеспечивается сохранение благоприятной окружающей среды в соответствии с Федеральным законом «Об охране окружающей среды» ФЗ-07 (Федеральный, 2002).

Интегральной характеристикой радиационной обстановки является экологический риск от радиоактивного загрязнения окружающей среды. Важным достоинством методологии оценки риска является переход от множества данных мониторинга к интегральным показателям, позволяющим сравнивать опасность различных составляющих загрязнения окружающей среды, оптимизировать мониторинг радиационной обстановки, а также принятие практических решений в области охраны окружающей среды и планирования природоохранных мероприятий.

В соответствии с постановлением Правительства Российской Федерации от 10 июля 2014 года № 639 «О государственном мониторинге радиационной обстановки на территории Российской Федерации» (в актуализированной редакции от 26.03.2021 года) (Постановление, 2014) важным принципом функционирования системы мониторинга и её функциональных подсистем является совершенствование инструментов и методов выявления изменений радиационной обстановки,

оценки и прогноза экологических рисков, обусловленных радиоактивным загрязнением окружающей среды.

В настоящей главе представлены методические рекомендации по расчёту экологического риска от радиоактивного загрязнения окружающей среды, результаты их апробации по данным мониторинга радиационной обстановки, а также обсуждается возможность интегральной оценки воздействия ионизирующего излучения и нерадиационных техногенных факторов на природные объекты и методология экологического нормирования на основе концепции эколого-антропоцентрического дуализма.

15.1. Методология анализа экологического риска

Существует множество определений экологического риска (Музалевский, Карлин, 2011). Терминология в этой области ещё не устоялась.

В соответствии с ФЗ-07 «Об охране окружающей среды» экологический риск – вероятность наступления события, имеющего неблагоприятные последствия для природной среды и вызванного негативным воздействием хозяйственной и иной деятельности, чрезвычайными ситуациями природного и техногенного характера.

В (Ecological, 2006) под оценкой экологического риска понимается процесс оценки вероятности неблагоприятных экологических эффектов, которые могут произойти или происходят под воздействием одного или нескольких агентов. При этом под риском для окружающей среды в ряде стран подразумевается риск для человека или других объектов, обусловленный опасными агентами в окружающей среде.

В ряде работ для оценки экологического риска используются индексы, представляющие собой отношение антропогенной (дозовой) нагрузки на природные объекты к величине критерия риска (Крышев и др., 2017, 2021; Крышев, Сазыкина, 2018; Спиридонов, 2009; Панов, Лаврентьева, Сынзыныс, 2020; Переволоцкая, 2020). Если в качестве критериев риска рассматриваются утверждённые нормативы, то оцениваются вероятности превышения этих показателей.

В российских нормах радиационной безопасности НРБ-99/2009 радиационный риск определяется как вероятность возникновения у человека или его потомства какого-либо вредного эффекта в результате облучения. В международных основных нормах безопасности (IAEA, 2014) радиационные риски определяются более широко как вредное воздействие на

здоровье радиационного облучения (включая вероятность такого воздействия) и любые другие связанные с безопасностью риски (включая риски, которым подвергаются экосистемы окружающей среды).

Следует отметить существенное отличие концепции радиационного риска для человеческой популяции и риска для биоты (Крышев, Рязанцев, 2017; Крышев, Сазыкина, 2013, 2014, 2015, 2018). Концепция риска для человека основана на гипотетическом постулате стохастического беспорогового действия ионизирующей радиации – линейной беспороговой гипотезе (IAEA, 2014). Предполагается, хотя это и не доказано экспериментально, что риск возникновения стохастических эффектов прямо пропорционален дозе для всех уровней дозы и мощности дозы ниже тех уровней, при которых появляются детерминированные эффекты. Это означает, что любая доза облучения способна оказать повреждающий эффект. При таком консервативном допущении ставится задача обеспечения безопасности каждого индивидуума человеческой популяции во всех условиях воздействия на него ионизирующего излучения искусственного или природного происхождения.

Концепция радиационного экологического риска основана на эмпирическом принципе порогового действия ионизирующей радиации, подтверждённого экспериментальными данными (IAEA, 1976, 1992; NCRP, 1991; UN, 1996, 2011; EPIC, 2003; Sazykina, Kryshev, 2003, 2006; ICRP, 2008, 2014; Sazykina et al., 2009; Крышев, Сазыкина, 2013, 2014, 2018). При этом рассматриваются детерминированные, а не стохастические эффекты. Адекватными предложено считать следующие типы эффектов для организмов биоты: увеличение заболеваемости, ухудшение репродуктивности, снижение продолжительности жизни. Радиационный экологический риск представляет собой меру радиационного воздействия на природные объекты, способного привести к неблагоприятным экологическим последствиям (Рекомендации, 2021). Количественные критерии оценки радиационного экологического риска представлены ниже в параграфах 15.2–15.4 (Крышев и др., 2021).

15.1.1. Многомерность риска от загрязнения окружающей среды

В общем случае риск от загрязнения окружающей среды для природных объектов и человека является многомерной характеристикой. В табл. 15.1 в качестве примера представлены компоненты радиационного и химического риска, обусловленного радиоактивным и химическим

загрязнением окружающей среды (Крышев и др., 1997; Крышев, Рязанцев, 2010). Компоненты риска разделены на ряд категорий. Компоненты первой категории характеризуют уровни загрязнения окружающей среды, а также величины поглощённой дозы и экспозиции. Компоненты второй и третьей категории характеризуют биологическое действие ионизирующего излучения и химических токсикантов. Остальные три категории, соответственно, включают в себя медико-демографические характеристики, социальные и экологические факторы.

Известно, что с любыми видами антропогенной деятельности связана определённая степень риска неблагоприятного воздействия на организм человека и популяции других организмов. При определении ущерба, обусловленного тем или иным видом хозяйственной деятельности, приходится сравнивать различные виды воздействий на человека и биоту. Это приводит к необходимости разработки методологии оценки и сопоставления различных источников опасности на основе использования единых критериев безопасности. Важным шагом в направлении создания системы критериев безопасности для человека и природной среды может стать использование концепции приемлемого риска.

Применение любой технологии обуславливает не только дополнительную пользу для общества, но и приводит к дополнительным вредным последствиям для человека и природной среды. В идеальном случае уровень приемлемости риска должен соответствовать условию равновесия между риском и пользой от этого вида деятельности. Относительные преимущества того или иного вида хозяйственной деятельности должны оцениваться на основе соотношения «польза затраты». При этом в «затраты» включают как прямые, так и косвенные затраты, в том числе обусловленные вредными последствиями для человека и природной среды (Ковалев, 1992).

Проблема определения приемлемого риска имеет социальные, экономические, психологические, экологические и другие аспекты. Два одинаковых уровня риска могут различаться по степени приемлемости, если один из них является добровольным, например курение, а другой – принудительным, например, воздействие вредных промышленных выбросов. Высокий уровень риска для отдельного человека более приемлем для общества, чем меньший риск, но для большого числа людей. Хотя и общепризнано, что ни в каких видах деятельности человека абсолютная экологическая безопасность практически не может быть

достигнута, однако психологическое восприятие понятия приемлемого риска во многих случаях затруднено, особенно в отношении риска, связанного с развитием новых технологий. Как правило, общественное мнение принимает риск, связанный с привычной деятельностью, но часто отвергает такой же и даже меньший уровень риска, возникающий в новых областях деятельности человека. Для ионизирующего излучения основополагающим принципом ограничения риска является стремление удержать дозу облучения на столь низком уровне, насколько это разумно достижимо (принцип ALARA- as low as reasonably achievable).

Таблица 15.1

Компоненты радиационного и химического риска

Радиационный риск	Химический риск
<i>Физические параметры</i>	<i>Химические параметры</i>
Уровни радиоактивного загрязнения	Уровни химического загрязнения
Поглощённая доза	Экспозиция
<i>Биофизические характеристики</i>	<i>Биохимические характеристики</i>
Качество излучения	Параметры токсичности
Распределение дозы по органам и тканям	Распределение по органам и тканям
Распределение дозы во времени	Распределение экспозиции во времени
Форма зависимости «доза–эффект»	Форма зависимости «экспозиция–эффект»
<i>Биологические характеристики</i>	<i>Биологические характеристики</i>
Индивидуальная радиочувствительность	Индивидуальная чувствительность
Параметры метаболизма	Параметры метаболизма
Состояние систем репарации	Состояние систем репарации
<i>Медико-демографические характеристики</i>	<i>Медико-демографические характеристики</i>
Структура популяции	Структура популяции
Вероятность вредных эффектов	Вероятность вредных эффектов
Потери продолжительности жизни	Потери продолжительности жизни
<i>Социальные факторы</i>	<i>Социальные факторы</i>
Коллективная доза	Коллективная экспозиция
Стоимость единицы дозы	Стоимость единицы экспозиции
Состояние контроля за источниками риска	Состояние контроля за источниками риска
Информированность населения	Информированность населения
Потенциальные последствия аварии	Потенциальные последствия аварии
Объём и характер контрмер	Объём и характер контрмер
Психологические аспекты восприятия риска	Психологические аспекты восприятия риска

Окончание таблицы 15.1

Радиационный риск	Химический риск
<p><i>Экологические факторы</i> Снижение качества природной среды Уменьшение видового разнообразия Нарушения экологического баланса радионуклидов Эколого-экономический ущерб</p>	<p><i>Экологические факторы</i> Снижение качества природной среды Уменьшение видового разнообразия Нарушения экологического баланса химических соединений Эколого-экономический ущерб</p>

Методология анализа риска нашла практическое применение в задачах анализа безопасности производственных объектов (Методические, 2001), обследования загрязнения почвы радионуклидами (ЕРА, 2000), оценки воздействия химического загрязнения окружающей среды на человека и биоту (Handbook, 2000), управления радиационной безопасностью на загрязнённых радионуклидами площадках (NCRP, 2005), классификации радиоактивных и токсических химических отходов (NCRP, 2002), оценки риска для населения вредных химических веществ (Руководство, 2004), оценки радиационной обстановки в районах расположения объектов использования атомной энергии и на загрязнённых радионуклидами территориях (Крышев и др., 2016, 2017, 2021; Радиоэкологическая, 2021; Российский национальный доклад, 2021).

Одной из важных целей оценки риска является решение следующих вопросов: является ли уровень риска настолько высоким, что требуется принятие мер по обеспечению защиты населения и окружающей среды; следует ли снижать уровень риска или следует приостановить или усовершенствовать деятельность, обуславливающую возникновение риска; какова вероятность распределения риска между различными источниками опасности. Общая схема оценки экологического риска для объекта использования атомной энергии представлена в табл. 15.2 (Крышев, Рязанцев, 2010). Эта схема предусматривает оценку риска в штатных условиях эксплуатации ядерного объекта от комплекса радиационного и нерадиационных факторов, а также при чрезвычайной ситуации в результате радиационной аварии.

Оценка экологического риска связана в общем случае с анализом рисков от источников опасности природного происхождения, а также с рисками, возникающими вследствие загрязнения и воздействия других антропогенных факторов на локальном, региональном или

глобальном уровнях. Для получения эффективных оценок каждая компонента риска должна быть адаптирована к проблемам соответствующего пространственного масштаба. Например, для объектов ядерной энергетики тепловое загрязнение, как правило, может быть описано на локальном уровне, учитывая сравнительно небольшие размеры «теплового пятна». Перенос радионуклидов в компонентах окружающей среды и биоты требует привлечения характеристик как локального, так и регионального масштабов. Оценка же риска тяжёлой радиационной аварии должна производиться не только на локальном, региональном, но и на глобальном уровнях.

15.1.2. Анализ радиационного риска

В основу методологии анализа риска, обусловленного радиоактивным загрязнением окружающей среды, положены следующие принципы (Крышев, 2009; Крышев, Рязанцев, 2010; Рекомендации, 2014):

интегральность оценки – методология анализа риска является современным средством интегральной оценки качества окружающей среды;

системность – анализируются множественные пути радиационного воздействия на природные объекты и человека;

надёжность (консервативность) – в качестве входных используются обобщённые данные радиационного мониторинга, недостающие параметры измеряются дополнительно или оцениваются с помощью радиоэкологических моделей, не допускающих занижение оценки риска;

практическая значимость – результаты анализа риска используются для обоснования принятия решений в области радиационно-экологической безопасности.

В общем случае, как уже отмечалось, радиационный риск является многомерной характеристикой, включающей уровни радиоактивного загрязнения окружающей среды, величины поглощённой и эффективной дозы, эффекты радиационного воздействия, а также социально-экономические и экологические факторы. На практике обычно используется упрощённое понятие радиационного риска как меры радиационного воздействия на природные объекты и человека.

Анализ радиационного риска включает в себя следующие этапы (EPA, 2000; NCRP, 2005; Рекомендации, 2014): идентификация источников риска, анализ данных радиационного мониторинга и модельных оценок переноса радионуклидов в окружающей среде, оценка радиационного

риска, категоризация (характеристика) риска, представление результатов анализа для управления риском. Функциональная схема анализа риска представлена на рис. 15.1 (Крышев, Рязанцев, 2010).

Таблица 15.2.

Оценка экологического риска для объекта использования атомной энергии

Процедура оценки риска	Источники ущерба для человека и окружающей среды
<i>Источники риска</i>	
Нормальные условия	Сброс тепла в водоёмы и атмосферу. Сбросы биогенов и вредных химических веществ (ВХВ). Сбросы радионуклидов.
Аварии	Аварийные выбросы радионуклидов. Разрушение ядерного объекта при внешнем воздействии или в результате природной катастрофы.
<i>Перенос в окружающей среде</i>	
Нормальные условия	Перенос радионуклидов и ВХВ. Накопление радионуклидов и ВХВ в биоте и пищевых цепях человека. Биотрансформация физико-химических форм токсикантов. Биологическое загрязнение окружающей среды. Изменения метеорологического и гидротермического режима.
Аварии	Перенос и накопление радионуклидов в природной среде и агроэкосистемах. Изменения электрических характеристик атмосферы.
<i>Субъекты воздействия</i>	
Нормальные условия	
Человек	Воздействие на здоровье химических загрязнителей, малых доз облучения, изменений микроклимата.
Биота	Сочетанное действие на биоту термального загрязнения, токсикантов, ионизирующего излучения.
Аварии	Нарушения экологического баланса радионуклидов.
Человек	Воздействие облучения, изменений электрических характеристик приземного воздуха, психологических факторов стресса, экономические потери.
Биота	Воздействие на компоненты биоты острого и хронического облучения.

Консервативно предполагается, что потенциально все радионуклиды, поступающие в окружающую среду, могут быть источниками риска.

В соответствии с принципом системности первоначально рассматриваются все возможные пути радиационного воздействия: поступление радионуклидов в атмосферу, водные объекты, почву и биоту в результате выбросов и сбросов, радиоактивное загрязнение территорий в результате предшествующей деятельности объектов, в том числе в результате радиационных аварий и инцидентов, возможность радиационного воздействия вследствие трансграничного переноса радионуклидов.

На последующем этапе подготавливаются обобщённые данные для оценки риска. Анализируются и обобщаются данные мониторинга Росгидромета и других организаций о содержании радионуклидов в атмосфере, почве, воде и биоте на изучаемой территории. Выполняются статистические оценки содержания радионуклидов в компонентах природной среды, которые в дальнейшем используются для анализа радиационного риска. Для недостающих значений входных параметров выполняются оценки при помощи консервативных моделей, которые в соответствии с принципом надёжности не должны занижать последующих оценок риска. В случае необходимости проводится дополнительное радиозоологическое обследование территории.

На этапе оценки риска определяются возможные пути и продолжительность радиационного воздействия. Оцениваются значения параметров моделей анализа радиационного риска. Выполняются расчёты риска с учётом множественных путей радиационного воздействия.

На этапе категоризации риска производится интерпретация полученных результатов, включая выявление ограничений и неопределённостей используемых моделей и данных. Сравнение оценённых рисков с другими существенными (релевантными) рисками на рассматриваемой территории, включая риски от естественного радиационного фона, также составляет часть категоризации риска.

Результаты оценки риска используют при выработке и принятии решения о степени снижения или необходимости ограничения риска. Приемлемый риск может выражаться через производные параметры, такие, как допустимая удельная активность радионуклидов в компонентах природной среды. В процессе управления наряду с оценённым риском могут учитываться экологические, экономические и социальные факторы.

Управление риском осуществляется с помощью основных принципов обеспечения радиационной безопасности: нормирования, обоснования и оптимизации (НРБ-99/2009, 2009). В соответствии с принципом



Рис. 15.1. Схема анализа радиационно-экологического риска

нормирования радиационное воздействие не должно приводить к превышению нормативов радиационной безопасности. Запрещаются все виды деятельности с использованием источников излучения, при которых полученная для человека и общества польза не превышает риск возможного вреда, причиненного дополнительным облучением (принцип обоснования). В соответствии с принципом оптимизации осуществляется поддержка уровня радиационного воздействия на возможно низком достижимом уровне с учётом экономических и социальных факторов при использовании любого источника излучения.

Шкала риска для управления стохастическими рисками включает (НРБ-99/2009, 2009; NCRP, 2005):

- уровень недопустимого (чрезмерного) риска, который является неприемлемым вне зависимости от стоимости работ, необходимых для его снижения, и каких-либо других обстоятельств. Пожизненный риск в диапазоне от 10^{-1} до 10^{-3} обычно признаётся недопустимым. Конкретное его значение зависит от условий облучения. Для штатных ситуаций эксплуатации техногенных источников облучения обычно принимается, что пожизненный риск не должен превышать 10^{-3} ;
- уровень пренебрежимого риска, являющегося настолько низким, что не требуется специальных мер по его снижению. Этот уровень риска соответствует годовой дозе облучения менее 10 мкЗв/год, или 1 % допустимого предела дозы. Соответствующий уровень пожизненного риска оценивается 10^{-6} .

Риск, лежащий между недопустимым и пренебрежимым уровнем, является приемлемым, если он удовлетворяет принципу ALARA, согласно которому следует удерживать дозу облучения на столь низком уровне, насколько это разумно достижимо. Важно отметить, что риски, удовлетворяющие принципу ALARA, могут изменяться в зависимости от конкретной радиационной ситуации и экономических условий. Риски, значения которых ниже недопустимого уровня, но не удовлетворяют принципу ALARA, в большинстве случаев не рассматриваются как приемлемые. Вместе с тем в процессе управления радиационным риском не ставится задача его снижения до пренебрежимо малого уровня.

Анализ риска позволяет идентифицировать и ранжировать факторы и основные пути радиационного воздействия, рационально организовать радиационный мониторинг территорий, достоверно оценивать последствия радиационных аварий и выбирать наиболее эффективные меры преодоления их негативного влияния, оптимизировать защитные меры по обеспечению приемлемого уровня радиационного риска на рассматриваемой территории.

Расчётная оценка радиационного риска выполняется на основе обобщённых данных радиоэкологического мониторинга компонентов природной среды. Наряду с оценкой риска для популяции в целом рекомендуется определять уровни риска для критических групп, подвергающихся наибольшему радиационному воздействию по данному пути облучения от рассматриваемого источника излучения. В соответствии с принципом системности – необходимости учёта множественных путей

радиационного воздействия – рассматривается каждый из них и оценивается его роль в формировании риска.

При определении ориентировочных уровней риска на начальном этапе анализа во избежание занижения степени радиационной опасности, как правило, следует ориентироваться на оценку разумно обоснованного максимального воздействия. В качестве меры удельной концентрации радионуклида в компоненте природной среды в этом случае рекомендуется использовать 95 %-ную верхнюю доверительную границу среднего значения за период усреднения (обычно за год), или 95 %-ный процентиль при неизвестном типе статистического распределения. В качестве фоновой удельной активности радионуклида в компоненте природной среды принимается его статистически достоверное максимальное содержание на фоновом участке, которое не превышает в 5 % случаев (Рекомендации, 2017).

Средняя удельная активность радионуклида в компонентах природной среды в зоне наблюдений (или 50-й процентиль при неизвестном типе статистического распределения) применяется в тех случаях, когда целью анализа является оценка главной тенденции. При отсутствии или недостаточности данных о содержании радионуклидов в компонентах природной среды выполняются модельные оценки с помощью радиоэкологических моделей.

При одновременном наличии в окружающей среде нескольких радионуклидов риск рассчитывается сначала для каждого исследуемого радионуклида, затем смеси в целом. В случае недостаточности данных может оцениваться риск как по отдельным путям воздействия, так и суммарный, на основе анализа сценариев множественных путей радиационного воздействия.

Сценарий воздействия составляется исходя из целей оценки риска, результатов радиационного мониторинга и концептуальной модели исследуемой территории. Сценарий воздействия представляет собой совокупность фактов, допущений и экспертных заключений о том, каким образом происходит воздействие. Он включает в себя облучаемые контингенты природных объектов и населения, условия и пути радиационного воздействия. Наиболее консервативные сценарии, позволяющие провести ориентировочную оценку риска с использованием данных мониторинга и консервативных модельных оценок распределения радионуклидов в компонентах природной среды, рекомендуется использовать на начальном этапе идентификации источников риска.

Неопределённости в оценках риска зависят от неопределённости данных мониторинга и модельных оценок. Наибольшие неопределённости характерны для консервативных моделей, использующих в качестве входных данных информацию об источнике радиоактивного выброса или сброса. Такие модели, как правило, описывают перенос радионуклидов в компонентах природной среды со значительной неопределённостью. Использование непосредственно данных мониторинга позволяет существенно уменьшить неопределённость оценки радиационного риска.

Результаты оценки риска используются для сравнительной оценки воздействия различных факторов окружающей среды на разных территориях в разные временные периоды для сравнения эффективности природоохранных мероприятий и ранжирования различных технологических воздействий на население по уровню оценённого риска, а также для оптимизации радиационного мониторинга окружающей среды.

15.1.3. Показатели воздействия на биоту

К критериям оценки экологического риска предъявляют следующие требования: возможность однозначного определения, согласованность с пространственными масштабами и особенностями временной динамики исследуемых процессов, соответствие распределению дозы (величины воздействия), измеримость, широкая применимость, стандартность, низкая природная вариабельность, существование экспериментальной базы данных, пригодность для прогноза, чувствительность к оценке риска, экологическая и социальная значимость (Suter, 1990; Крышев и Сазыкина, 1992). В настоящее время отсутствуют универсальные критерии оценки экологического риска, удовлетворяющие всем перечисленным требованиям.

Для оценки экологического риска используются показатели, относящиеся к трём уровням организации биоты: организменному, популяционному и биоценоотическому (табл. 15.3).

В соответствии с принципом функциональной интеграции (Одум, 1986) при усложнении структуры биосистем возникают новые свойства, поэтому экспериментальные данные, полученные при оценке риска для одного структурного уровня биосистем, нельзя полностью переносить на другой уровень организации биоты.

Таблица 15.3

Показатели состояния биоты для оценки экологического риска

Требования к критериям оценки риска	Организмы		Популяции		Сообщества	
	Смертность	Рост, плодовитость	Численность	Эколого-физиологические параметры	Видовое разнообразие	Стабильность сезонной сукцессии
Измеряемость	+	+	+	+	+	+
Применимость	+	+	+	+	+	+
Стандартность	+		+		+	
Низкая вариабельность					+	+
Прогностичность	+	+	+			+
Чувствительность к типу риска	+	+		+	+	+
Наличие данных: Лабораторные Полевые условия	+	+	+	+	+	=
Социальная и экологическая значимость			+		+	+
Соответствие масштабам процессов			+	+	+	+

Для организмов наиболее распространённым показателем для оценки радиационного воздействия является ЛД50 – летальная доза, при которой погибает половина особей в исследуемой группе. В качестве экспериментальной базы используются в основном результаты острых и хронических лабораторных одновидовых тестов. Не решена проблема оценки риска при переходе от лабораторных условий к полевым, т.е. данный подход требует проверки в натуральных условиях.

Для популяций наиболее распространённым показателем состояния является численность или биомасса вида. Эта характеристика популяции, как правило, может быть определена стандартными методами, имеет высокую экологическую и социальную значимость, обладает чувствительностью к источнику риска, может быть спрогнозирована при помощи математической модели, однако она обладает в ряде случаев высокой природной вариабельностью, что затрудняет идентификацию эффектов радиационного воздействия.

Эколого-физиологические параметры популяций (рождаемость, смертность, продуктивность, возрастная структура, аномалии развития, заболеваемость и т.д.) могут быть получены в полевых условиях, однако для многих видов это является значительно более трудной задачей, чем определение численности. Вместе с тем данные параметры имеют весьма важное значение для построения моделей экосистем, многие из них обладают высокой чувствительностью к источникам риска (Крышев, Сазыкина, 1990).

При значительных изменениях условий внешней среды могут происходить нарушения стабильности развития, особенно в ранние периоды онтогенеза организмов. В природных популяциях это явление наблюдается не только на краях ареалов видов, но и в условиях антропогенного воздействия. Нарушение стабильности развития как неспецифическая реакция на изменение условий внешней среды может использоваться при биоиндикации антропогенных воздействий. Для оценки уровня стабильности онтогенеза применяются критерии, основанные на анализе флуктуирующей асимметрии билатеральных признаков (Захаров, 1981; Рябов и Крышев, 1990; Allenbach, 2011).

Одним из важнейших интегральных параметров состояния сообществ (биоценозов) является видовое разнообразие. Разнообразие видов обычно рассматривается в двух аспектах: общее число видов в сообществе (видовое богатство); относительное распределение видов по численности или биомассе. Для количественного описания видового разнообразия предложен ряд показателей (Алимов, 2000; Одум, 1986; Бигон и др., 1989; Townsend et al., 2008).

Одной из определяющих характеристик устойчивости экосистемы является стабильность процессов сезонной смены видов (сезонной сукцессии). Методы теории временных рядов позволяют определить в динамике системы регулярные статистически достоверные циклы и их амплитудно-фазовые характеристики на фоне случайных шумов.

Наличие таких регулярных циклов позволяет в свою очередь ввести «экологическое время», или «часы сукцессии» системы, отклонения от которых являются объективным количественным критерием степени нарушенности экологического равновесия (Горбенко, Крышев, 1985; Крышев, Рязанцев, 2010).

При оценке экологического риска могут быть использованы также некоторые специальные показатели, ориентированные на решение определённой природоохранной задачи, например показатели интегральной антропогенной нагрузки, учитывающие действие суммы факторов техногенного воздействия (Крышев, Сазыкина, 1990).

15.1.4. Требования к критериям оценки регионального экологического риска

Одна из первых отечественных разработок в области оценки экологического риска была выполнена методологической группой по экологической экспертизе под руководством профессора Е.Е. Ковалева, созданной в соответствии с решением Главгосэкспертизы Госкомприроды СССР от 06.06.1990 г. (Ковалёв и др., 1992).



Фото на научном семинаре Ядерного общества СССР «Экология АЭС», июнь 1991 г. Е.Е. Ковалёв – второй слева, директор НИИЦ радиационной безопасности космических полётов (руководитель методологической группы по экологической экспертизе); Л.Д. Блинова – первая слева, зав. лабораторией экологического мониторинга Радиевого института; А.А. Масленникова – третья слева, сотрудник Госкомприроды СССР, секретарь группы; И.И. Крышев, главный научный сотрудник НПО «Тайфун» Госкомгидромета (зам. руководителя группы).

Основной задачей методологической группы была подготовка методических основ комплексной экологической экспертизы ситуации в регионе размещения АЭС, в качестве которого был определён регион Ленинградской АЭС. Были сформулированы основы методологии анализа и оценки регионального риска, методика формирования баз данных, необходимых для проведения экологической экспертизы, проанализированы возможности управления региональным риском. Методологическая группа разработала также «Временные требования к критериям оценки регионального экологического риска», согласованные заместителем председателя Госкомприроды (Временные, 1991) (рис. 15.2).

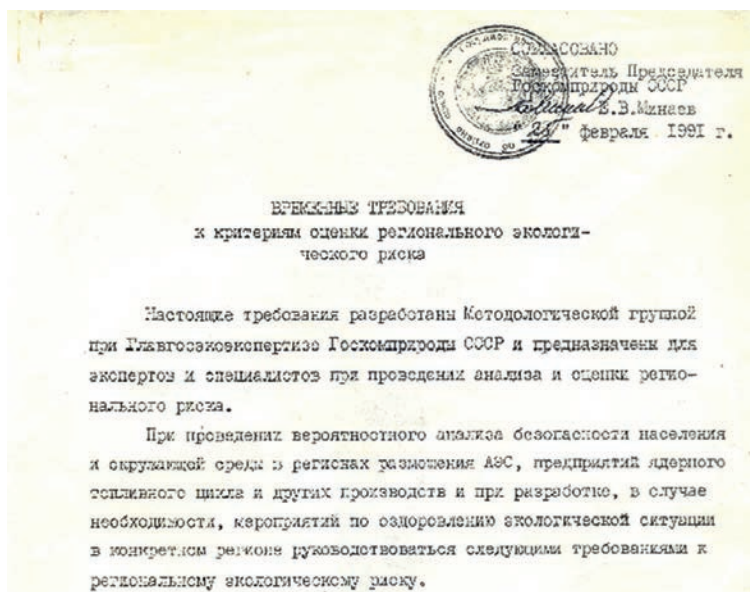


Рис. 15.2. Фрагмент титульного листа первых отечественных требований к критериям оценки регионального экологического риска

Эти требования включали нормативные значения риска (на человека в год) в течение всего периода функционирования промышленных объектов, включая вывод из эксплуатации и удаление отходов, для персонала и населения региона. При этом уровни риска для населения за пределами региона, включая трансграничные и глобальные эффекты, должны быть пренебрежимо малым (менее 10^{-8}).

В качестве критерия для обеспечения экологической безопасности в регионах размещения АЭС, предприятий ЯТЦ и других производств используется предельная величина снижения видового разнообразия на территории санитарно-защитной зоны в критических биоценозах. При этом в зоне наблюдений изменение видового разнообразия не должно превышать естественной дисперсии. При радиационных авариях повреждение биоты не должно превышать 1 % численности радиационно-чувствительных видов в санитарно-защитной зоне.

Регламентирование значений экологического риска при нормальной эксплуатации и авариях осуществляется дополнительно для конкретного региона с учётом экономических, социальных и других условий.

15.2. Критерии и показатели оценки радиационного экологического риска

В соответствии с рекомендациями МКРЗ приоритетными целями охраны окружающей среды от воздействия ионизирующего излучения являются (ICRP, 2002): предотвращение или уменьшение частоты эффектов, которые могут привести к преждевременной смерти или снижению репродуктивного потенциала у отдельных видов животных и растений; сохранение видов, поддержание биоразнообразия или сообществ живых организмов, а также надлежащего качества среды обитания.

В качестве основного экологического критерия радиационного риска принимается максимально допустимая мощность дозы, не приводящая к воздействию на заболеваемость, размножение и продолжительность жизни организмов биоты, – экологически безопасный уровень облучения (БУОБ) 1 мГр/сут – для млекопитающих, позвоночных животных и сосны обыкновенной *Pinus sylvestris*, 10 мГр/сут для растений, кроме сосны, и беспозвоночных животных (Рекомендации, 2015; ICRP, 2008). В соответствии с постулатом порогового действия ионизирующего излучения на объекты живой природы при непревышении БУОБ сохраняются живучесть популяций, соответственно и видовое разнообразие, являющееся одним из важных интегральных параметров биотического сообщества как в естественном состоянии, так и в условиях антропогенного воздействия. Данный параметр характеризуется высокой социальной и экологической значимостью, чувствительностью к источнику радиационного воздействия и является, по существу, синонимом качества окружающей среды.

В качестве дополнительного критерия ограничивается содержание радионуклидов в компонентах природной среды уровнями, при которых происходит их переход в категорию радиоактивных отходов.

Для оценки радиозоологической обстановки используются следующие показатели радиационного экологического риска:

отношение мощности дозы облучения представительных организмов к БУОБ (безразмерный индекс радиационной нагрузки на биоту);

интегральный показатель загрязнения природной среды (почва, вода, донные отложения, атмосферный воздух), представляющий собой сумму отношений содержания радионуклидов в природной среде к их контрольным уровням, рассчитанным на основе указанных критериев в соответствии с рекомендациями (Рекомендации, 2016, 2019, 2020, 2021);

обобщённый показатель радиозоологической безопасности в исследуемом районе с учётом пространственного масштаба, продолжительности и интенсивности радиационного воздействия.

15.2.1. Индекс радиационной нагрузки

Индекс радиационной нагрузки рассчитывается по формуле

$$\text{ИРН}_i = \frac{D_i}{\text{БУОБ}_i}, \quad (15.1)$$

где D_i – мощность дозы облучения i -го представительного организма, мГр/сут, определяемая в соответствии с (Рекомендации, 2015; ICRP, 2008, 2017); БУОБ $_i$ – экологически безопасный уровень облучения i -го представительного организма, мГр/сут.

В качестве представительных выбираются следующие организмы (Рекомендации, 2009; ICRP, 2008): почвенные беспозвоночные, наземные млекопитающие, травянистая растительность, деревья, птицы, земноводные, макроводоросли, рыба (пелагическая и придонная), бентос, водные млекопитающие. Для консервативной оценки в качестве показателя экологического риска выбирается максимальный из рассчитанных индекс радиационной нагрузки.

Обобщённые результаты оценки в зоне наблюдения объектов использования атомной энергии в 2000–2020 гг. приведены в табл. 15.4 (Крышев и др., 2012, 2017, 2019, 2021; Радиозоологическая, 2015, 2021). Согласно расчётным оценкам максимальный индекс радиационной нагрузки, в целом не превышающий безопасный уровень облучения биоты, наблюдается в головной части ВУРС. За его пределами радиационная

нагрузка на биоту существенно снижается – в 10^2 – 10^3 раз, в районе АЭС – в 10^2 – 10^5 раз ниже. Более высокие значения в этом диапазоне отмечаются для биоты р. Ольховка, загрязнённой в результате прошлой деятельности Белоярской АЭС.

Вблизи уранового производства ПАО «Приаргунское производственное горно-химическое объединение им. Е.П. Славского» индекс достигает 0,05 для наземной биоты и 0,6 для гидробионтов. Примерно такие же уровни мощности дозы облучения и, соответственно, радиационной нагрузки отмечены для организмов биоты в районе канадского уранового рудника (Thomas, 2001).

Таблица 15.4

Индекс радиационной нагрузки на биоту в районах расположения объектов использования атомной энергии (2000 – 2020 гг.)

Объект	Биота	
	наземная	водная
ПО «Маяк»: ВУРС: головная часть вне головной части река Теча (35 км от плотины 11)	0,005 – 0,7 $6 \cdot 10^{-4}$ – $2 \cdot 10^{-2}$	0,006 – 0,3 $5 \cdot 10^{-4}$ – $6 \cdot 10^{-3}$ $7 \cdot 10^{-3}$ – $5 \cdot 10^{-2}$
АЭС: Белоярская Ленинградская Нововоронежская	$6 \cdot 10^{-5}$ – $1 \cdot 10^{-2}$ $2 \cdot 10^{-5}$ – $1 \cdot 10^{-3}$ $1 \cdot 10^{-5}$ – $1 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-3}$ – $2 \cdot 10^{-2}$ $1 \cdot 10^{-5}$ – $2 \cdot 10^{-4}$ $9 \cdot 10^{-6}$ – $6 \cdot 10^{-4}$
ПАО «ППГХО»	$2 \cdot 10^{-3}$ – $5 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1}$ – $6 \cdot 10^{-1}$

Использование ИРН для оценки экологических рисков Чернобыльской аварии

Интегральная оценка радиоэкологической обстановки после Чернобыльской аварии производилась на основе оценки мощности дозы облучения организмов биоты по методам и моделям (Крышев, Сазыкина, 1986, 1990; ICRP, 2008, 2017; Рекомендации, 2015) и последующего расчёта экологического риска по формуле (15.1).

В качестве исходных данных для оценки мощности дозы облучения организмов биоты использовались данные мониторинга радиационной обстановки, санитарно-гигиенических паспортов и

радиоэкологических обследований (Радиоактивное, 1987; Израэль и др., 1990; Радиоэкологические, 1991; Kryshev, Sazykina, 1994, 1995; Kryshev, 1995; Крупные, 2001; Олейник, Крышев, 2004; Рябов, 2004; Экологические, 2008; Гудков и др., 2008, 2014; Вакуловский и др., 2009; Щеглов и др., 2011; Крышев и др., 2016, 2021; Данные, 2020; Развитие, 2020). Максимальные дозовые нагрузки на организмы биоты имели место в чернобыльской зоне отчуждения в конце апреля – мае 1986 г. (табл. 15.5).

На участке, расположенном в 2 км к западу от ЧАЭС, погибли сосны. Дозы внешнего облучения деревьев на этом участке, получившем название «рыжий лес», составила не менее 100 Гр (Крышев и др., 1991; Крупные, 2001). За исключением зоны «рыжего леса», лесные экосистемы вблизи ЧАЭС сохранили свою жизнеспособность.

Уже через год после аварии в повреждённых лесах начались активные восстановительные процессы. В первые годы после аварии в зоне отчуждения ЧАЭС наблюдались генетические и морфологические изменения у некоторых видов растений, обеднение видового состава почвенной фауны, нарушения в показателях крови и морфологические изменения внутренних органов мышевидных грызунов и других диких животных, повышение уровня асимметрии жилкования крыльев у стрекоз, увеличение числа рыб с аномалиями воспроизводительной системы для популяции белого толстолобика водоёма-охладителя ЧАЭС при сохранении жизнеспособности популяции (Радиоэкологические, 1991; Крупные, 2001; Рябов, 2004; Kryshev et al., 2005; Экологические, 2008; Радиоэкологические, 2018).

Таблица 15.5

Оценки мощности дозы и экологического риска для организмов биоты на территориях, загрязнённых после Чернобыльской аварии

Территория/объект биоты	Дата, годы	Мощность дозы, мГр/сут	ИРД, безразмерный
<i>Чернобыльская зона отчуждения</i>			
Хвоя сосны	1986	30/1000*	30–1000
	1987	1/10*	1–10
	2011 – 2014	0,8**	0,8

Окончание таблицы 15.5

Территория/объект биоты	Дата, годы	Мощность дозы, мГр/сут	ИРД, безразмерный
<i>Водоём-охладитель ЧАЭС</i>			
Рыба	1986	1,7/10	1,7 – 10
	1987	0,7/2	0,7 – 2
	1988	0,4/1	0,4 – 1
Водные растения	1986	5/100	0,5 – 10
	1987	1/3	0,1 – 0,3
<i>Брянская область (Гордеевский район)</i>			
Хвоя сосны	1986	0,1/0,5	0,1 – 0,5
	2020	0,01/0,03	0,01 – 0,03
Дикие животные	1986	0,3/1	0,3 – 1
	2020	0,07/0,2	0,07 – 0,2
<i>Озеро Кожановское</i>			
Рыба	1986	0,3/0,8	0,3 – 0,8
	2020	0,007 – 0,016	0,007 – 0,016
Водные растения	1986	1,8/4,1	0,18 – 0,41
	2020	0,005 – 0,021	0,0005 – 0,0021
<i>Калининская область</i>			
Хвоя сосны	1986	0,001	0,001
Мох	1986	0,006	0,0006
<i>Новгородская область</i>			
Хвоя сосны	1986	0,007	0,007
Мох	1986	0,03	0.003

Примечание. * – «рыжий лес» и примыкающие участки»; ** – 10 км от ЧАЭС. В числителе указаны средние значения, в знаменателе максимальные величины дозовых нагрузок.

Эвакуация населения в радиусе 30 км от ЧАЭС привела к снятию фактора беспокойства для диких животных на территории зоны. Кроме того, прекращение обработки почвы, оставленный на корню сельскохозяйственный урожай, устранение домашних животных значительно улучшило кормовые условия для растительноядных млекопитающих и птиц. Всё это способствовало росту численности диких животных в зоне (кабана, лисицы, волка и др.). Аисты вернулись на гнездовье в опустевшие населённые пункты. Для основной массы диких животных не



*С дозиметром на территории бывшего «рыжего леса» в зоне отчуждения ЧАЭС:
Г.Г. Поликарпов (в центре), И.И. Крышев (слева),
У. Л. Темплтон (W.L. Templeton) (справа)*

отмечено угнетающего действия ионизирующей радиации на популяционном уровне (Крупные, 2001).

На территории чернобыльского аварийного следа в России в зонах отчуждения в наиболее загрязнённых районах Брянской области дозовые нагрузки на диких животных могли достигать пороговых уровней экологического риска в первые месяцы после аварии в 1986 году. Основной вклад в формирование дозовых нагрузок на биоту в ранний поставарийный период вносили ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{131}I , ^{140}Ba , ^{103}Ru и ^{106}Ru . За пределами зон отчуждения по усреднённым данным в мае – декабре 1986 года дозовые нагрузки на референтные организмы были ниже БУОБ (Крышев и др., 2021). После распада ^{131}I и других короткоживущих нуклидов дозовые нагрузки на биоту определялись в основном радиоизотопами цезия. Современные дозовые нагрузки на биоту в наиболее загрязнённых районах в 10^1 – 10^3 раз ниже БУОБ.

Дополнительное облучение организмов биоты на большей части чернобыльского аварийного следа было значительно ниже, чем в загрязнённых районах Брянской области и практически не выходило за пределы вариаций природного фона. Так, например, для сосны на участках чернобыльского следа в Калининской и Новгородской областях

уровни экологического риска в 1986 году составляли 0,001 – 0,007, а для мха – 0,0006 – 0,003, что в 10^2 – 10^3 раз ниже БУОБ.

Следует отметить, что особенностью загрязнения лесов и непроточных водоёмов является относительно медленные скорости снижения радиоактивного цезия в ряде компонент лесной и водной биоты (Атлас, 2009; Крупные, 2001; Радиэкологические, 1991; Крышев и др., 2021).

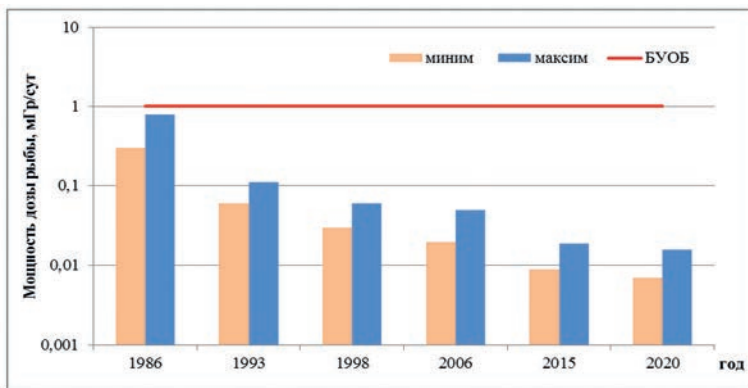


Рис. 15.3. Динамика мощности дозы облучения рыбы в озере Кожановское (Гордеевский район Брянской области)

Одним из наиболее загрязнённых в Брянской области стало озеро Кожановское (Вакулковский и др., 2009; Рябов, 2004). Плотность выпадений чернобыльского ^{137}Cs на акваторию озера в начале мая 1986 года оценивается в 1600 кБк/м^2 . Особый интерес представляет обнаруженное высокое содержание ^{137}Cs в мышцах озёрной рыбы, особенно в хищных видах рыб, достигавшее у щуки 70 кБк/кг сырого веса, что в 540 раз выше санитарно-гигиенического норматива. Динамика мощности дозы облучения озёрной рыбы представлена на рис. 15.3. Согласно расчётным оценкам, экологический риск (ИРН) для рыбы в озере Кожановское снизился к 2020 году в 50 раз по сравнению с максимальными значениями в мае – декабре 1986 года, а для водных растений – в 200 раз, однако индексы радиационной нагрузки на озёрную биоту всё ещё остаются выше фоновых значений.

15.2.2. Интегральный показатель загрязнения

Интегральный показатель загрязнения радионуклидами рассчитывается по формуле:

$$\text{ИПЗ} = \sum_i \frac{A_i}{A_{ki}}, \quad (15.2)$$

где A_i – удельная активность i -го радионуклида в воде, донных отложениях, почве, Бк/кг сырой массы, атмосферном воздухе, Бк/м³; A_{ki} – контрольный уровень удельной активности i -го радионуклида с учётом экологического и радиационного критериев (см. главу 12). При ИПЗ < 1 выполняется условие сохранения благоприятной окружающей среды.

Наряду с расчётом интегрального показателя на загрязнённых участках оцениваются фоновые значения по данным мониторинга на контрольном участке за пределами зон влияния радиационных объектов вне зон воздействия радиационных аварий, повышенных выбросов и сбросов радиоактивных веществ в соответствии с рекомендациями (Рекомендации, 2017).

Пример оценки интегрального показателя загрязнения морской среды в районе Ленинградской АЭС приведён в табл. 15.6 (Крышев и др., 2021).

Таблица 15.6

Интегральный показатель загрязнения морской среды в районе Ленинградской АЭС

Природная среда	Годы наблюдений	Интегральный показатель загрязнения*	Наиболее значимые нуклиды
Вода	1973 – 1985	0,007	¹³⁷ Cs, ⁵⁴ Mn, ⁶⁰ Co
	1986	0,018	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs
	1987	0,003	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs
	2005 – 2020	0,00013	¹³⁷ Cs, ⁹⁰ Sr
Донные отложения	1973 – 1985	0,00052	¹³⁷ Cs, ⁵⁴ Mn, ⁶⁰ Co
	1986	0,0085	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs
	1987	0,0025	¹³⁷ Cs, ¹³⁴ Cs
	2005 – 2020	0,0011	¹³⁷ Cs, ⁶⁰ Co

Примечание. * – по экологическому и радиационному критерию.

По данным мониторинга в ранний период эксплуатации АЭС (1973 – 1985 гг.) в компонентах морской экосистемы присутствовал широкий спектр техногенных радионуклидов. Наряду с ¹³⁷Cs заметный вклад в техногенную радиоактивность морской воды и донных отложений вносили ⁵⁴Mn и ⁶⁰Co.

Авария на Чернобыльской АЭС привела к увеличению загрязнения Копорской губы. Основной вклад в загрязнение морской экосистемы в 1986 году вносили ^{137}Cs и ^{134}Cs . В настоящее время интегральный показатель загрязнения морской воды и донных отложений Копорской губы определяется в основном ^{137}Cs и находится по данным наблюдений на относительно постоянном уровне, свидетельствующем о стабильности радиоэкологической обстановки в морском водоёме-охладителе АЭС.

Использование ИПЗ для оценки экологических рисков Чернобыльской аварии

В целях оценки экологических рисков и качества окружающей среды по уровню активности радионуклидов на территории аварийного чернобыльского следа были рассчитаны средние и максимальные значения ИПЗ на участках с разными уровнями загрязнения: от максимального в зонах отчуждения до практически фонового – в малозагрязнённых районах (Крышев и др., 2021). В качестве исходных использовались данные мониторинга и расчётные оценки плотности загрязнения почвы чернобыльскими радионуклидами в окрестностях населённых пунктов Брянской, Калужской, Тульской, Орловской и Новгородской областей (Данные, 2021).

Максимальные уровни ИПЗ имели место в мае–декабре 1986 года. Многолетняя динамика изменений ИПЗ характеризуется постепенным снижением, в основном обусловленным процессами радиоактивного распада. Наблюдается существенная неоднородность в распределении техногенного загрязнения по территории аварийного следа для различных областей, а также в пределах одной области (табл. 15.7, рис. 15.4).

Современные значения экологических рисков в большинстве загрязнённых районов в десятки раз, а в малозагрязнённых районах – в сотни раз ниже экологически безопасного уровня. Наиболее высокие значения загрязнения отмечаются на территории юго-западных районов Брянской области. В целом и в этих районах они ниже безопасного уровня, однако в зонах отчуждения всё ещё существуют отдельные участки, на которых отмечаются значения ИПЗ, превышающие контрольный уровень по экологическому критерию. В отличие от Брянской, для других областей на территории аварийного чернобыльского следа не наблюдается превышения экологически безопасного уровня даже на максимально загрязнённых участках. Основной вклад в ИПЗ

аварийного следа вносит ^{137}Cs – 77 – 96 %. Рекомендуется продолжение долгосрочных радиоэкологических исследований и мониторинга в районах, подвергшихся наибольшему аварийному загрязнению, являющихся уникальными природными полигонами для развития системы радиационной защиты окружающей среды (Крышев и др., 2021).

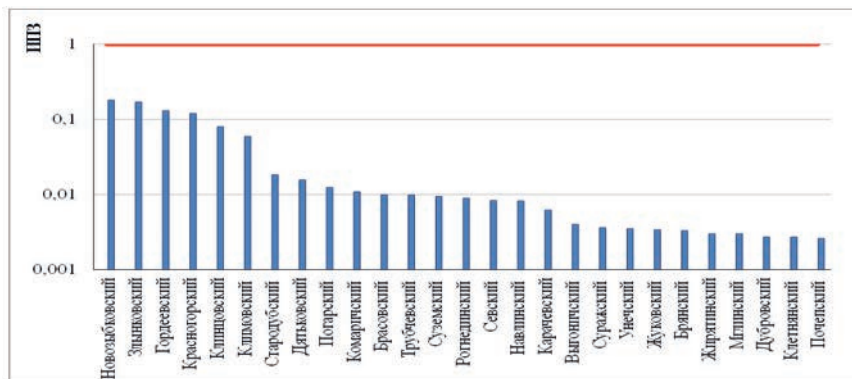
Таблица 15.7

Оценка интегрального показателя загрязнения техногенными радионуклидами территории аварийного чернобыльского следа в России (по данным на 2020 год)

Область/район	ИПЗ (средний)	ИПЗ (максимальный)	Вклад в ИПЗ ^{137}Cs
Брянская			
Гордеевский	0,13±0,02	0,32±0,04 (1,9)	96 %
Злынковский	0,17±0,03	0,45±0,09 (1,3)	92 %
Клинцовский	0,08±0,02	0,22±0,04 (0,87)	95 %
Красногорский	0,12±0,04	0,27±0,05 (2,9)	92 %
Новozyбковский	0,18±0,02	0,45±0,10 (2,1)	96 %
Дубровский	0,0027±0,0006	0,005±0,001	91 %
Калужская			
Жиздринский	0,031±0,006	0,065±0,012 (0,20)	86 %
Ульяновский	0,049±0,005	0,086±0,009 (0,28)	93 %
Хвастовичский	0,024±0,006	0,072±0,017 (0,21)	89 %
Боровский	0,0014±0,0005	0,0023±0,0007	80 %
Тульская			
Арсеньевский	0,048±0,003	0,085±0,005 (0,25)	92 %
Белевский	0,024±0,005	0,051±0,009 (0,35)	84 %
Плавский	0,054±0,009	0,11±0,04 (0,53)	89 %
Заокский	0,0021±0,0004	0,0054±0,0019	90 %
Орловская			
Болховский	0,034±0,003	0,052±0,005 (0,16)	77 %
Урицкий	0,015±0,002	0,026±0,004 (0,09)	95 %
Новгородская	0,0042±0,0006	0,0075±0,0015	94 %

Примечание: в скобках максимальные значения ИПЗ на локальных, наиболее загрязнённых участках.

А



Б

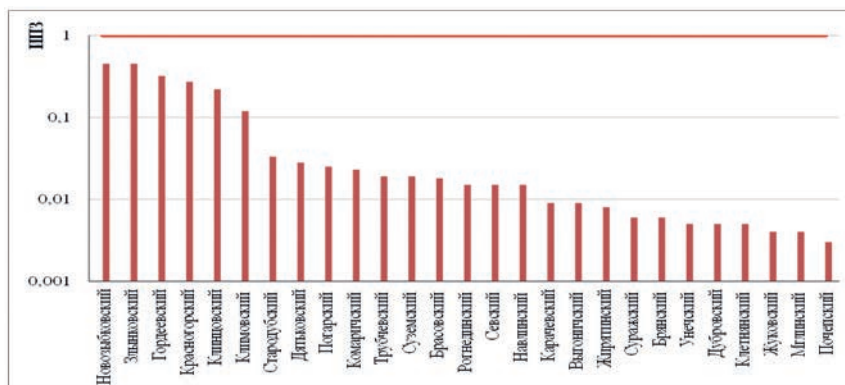


Рис. 15.4. Интегральные показатели загрязнения почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr районов Брянской области на территории чернобыльского следа: А – по средним значениям плотности загрязнения почвы; Б – по максимальным значениям. Верхняя горизонтальная линия – экологически безопасный уровень.

15.2.3. Шкала показателей радиозэкологической обстановки

В целях интегральной оценки радиозэкологической обстановки радиационное воздействие на природные объекты масштабируется с учётом рекомендаций (Рекомендации, 2015, 2017):

недопустимое воздействие, при котором доза облучения представительных организмов превышает безопасный уровень (индекс радиационной нагрузки больше или равен 1) или интегральный показатель загрязнения больше или равен 1;

экологически приемлемое воздействие, при котором доза облучения представительных организмов не менее чем в 10 раз ниже

безопасного уровня обучения (индекс радиационной нагрузки меньше 0,1) или интегральный показатель загрязнения меньше 0,1;

фоновое воздействие, при котором доза облучения представительных организмов значимо не отличается от радиационного фона.

Результаты оценки радиоэкологической обстановки используются при выработке и принятии решения о проведении природоохранных мероприятий. При радиационном воздействии ниже экологически приемлемого не требуются природоохранные мероприятия для обеспечения радиационной безопасности окружающей среды. Если индекс радиационной нагрузки или интегральный показатель загрязнения превышает уровень экологически приемлемого воздействия, но остаётся меньше уровня недопустимого воздействия, рекомендуют дополнительные исследования для снижения неопределённости оценки радиоэкологической обстановки. При превышении уровня недопустимого воздействия оценивается необходимость природоохранных мероприятий с учётом экологических, технологических и экономических факторов.

Показатели фонового радиационного воздействия используются для оценки влияния природных и техногенных факторов на радиоэкологическую обстановку путём сопоставления расчётных оценок индекса радиационной нагрузки и/или интегрального показателя загрязнения в исследуемом районе с фоновыми значениями.

15.2.4. Порядок оценки обобщённого показателя радиоэкологической безопасности

С учётом опыта оценки воздействия на окружающую среду хозяйственной деятельности при определении обобщённого показателя радиоэкологической безопасности принимаются во внимание пространственный масштаб, продолжительность и интенсивность радиационного воздействия (Методические, 2010; Крышев и др., 2021).

Расчёт проводится по формуле

$$\text{ОПРБ} = A_{\text{пр}} \cdot A_{\text{вр}} \cdot \text{ИПЗ}_6, \quad (15.3)$$

где $A_{\text{пр}}$ – коэффициент, учитывающий пространственный масштаб загрязнения территории, балл; $A_{\text{вр}}$ – коэффициент, учитывающий временной масштаб радиационного воздействия, балл; ИПЗ_6 – интегральный показатель интенсивности загрязнения территории, балл.

Пространственный масштаб радиационного воздействия определяется на основе данных мониторинга, модельных или экспертных оценок по следующим критериям:

- локальное воздействие на природную среду в районе размещения, санитарно-защитной зоне радиационного объекта или на территории площадью до 10 км^2 , $A_{\text{пр}} = 1$;
- местное воздействие на природную среду в зоне наблюдений радиационного объекта или на территории площадью до 100 км^2 , $A_{\text{пр}} = 2$;
- региональное воздействие за пределами зоны наблюдений радиационного объекта или на территории площадью свыше 100 км^2 , $A_{\text{пр}} = 3$.

Временной масштаб радиационного воздействия определяется на основе данных мониторинга, модельных или экспертных оценок по следующим критериям:

- кратковременное воздействие продолжительностью не более одного месяца – 1 балл;
- воздействие продолжительностью не более одного года – 2 балла;
- воздействие продолжительностью более одного года – 3 балла.

Интенсивность радиационного воздействия определяется на основе расчётных оценок фоновых и максимальных индексов радиационной нагрузки или интегральных показателей загрязнения по данным мониторинга радиационной обстановки и моделирования по следующим критериям:

- незначительное воздействие при индексе радиационной нагрузки или интегральном показателе загрязнения, которые не отличаются значимо от фона, определяемого по данным наблюдений в соответствии с (Рекомендации, 2017) как 95 %-ный процентиль, на территории всей зоны наблюдений;
- слабое воздействие при индексе радиационной нагрузки или интегральном показателе загрязнения менее $0,1$;
- умеренное воздействие при индексе радиационной нагрузки или интегральном показателе загрязнения менее 1 ;
- сильное воздействие при индексе радиационной нагрузки или интегральном показателе загрязнения больше или равном 1 .

Показатели радиоэкологической обстановки при скрининговой оценке рекомендуется определять на территории зоны наблюдений с наиболее высокой удельной активностью техногенных радионуклидов (табл. 15.8).

Таблица 15.8

Шкала оценки интенсивности радиационного воздействия на природную среду

Воздействие	Интенсивность радиационного воздействия		Балл
Незначительное	Изменения в природной среде не превышают пределы естественной изменчивости	Индекс радиационной нагрузки или интегральный показатель загрязнения не отличаются от фоновых на всей территории зоны наблюдений	1
Слабое	Превышаются пределы природной изменчивости, природная среда полностью самовосстанавливается	Максимальный индекс радиационной нагрузки или интегральный показатель загрязнения менее 0,1	2
Умеренное	Возможны нарушения отдельных эколого-физиологических параметров, природная среда сохраняет способность к восстановлению	Максимальный индекс радиационной нагрузки или интегральный показатель загрязнения менее 1	3
Сильное	Возможны значительные нарушения отдельных компонентов природной среды, видового разнообразия, потеря способности природной среды к восстановлению	Максимальный индекс радиационной нагрузки или интегральный показатель загрязнения больше или равный 1.	30

В соответствии с постулатом порогового действия ионизирующей радиации на объекты живой природы (Рекомендации, 2015; ICRP, 2008; Sazykina et al., 2009) интенсивность радиационного воздействия при превышении безопасного уровня облучения, т.е. при индексе радиационной нагрузки или интегральном показателе загрязнения больше или равном 1, скачкообразно возрастает до 30 баллов, в 10 раз выше по сравнению с ситуацией умеренного воздействия.

В целях интерпретации обобщённого показателя радиоэкологической безопасности для интегральной оценки радиационной обстановки с учётом пространственного масштаба, продолжительности и интенсивности радиационного воздействия на природную среду

используется шкала, приведённая в табл. 15.9 (Крышев и др., 2021; Рекомендации, 2021).

Таблица 15.9

Шкала оценки радиоэкологической обстановки и необходимости природоохранных мероприятий

Воздействие на радиоэкологическую обстановку	Обобщённый показатель радиоэкологической безопасности	Рекомендации
Незначительное	$ОПРБ < 10$ ($ОПРБ_{н} < 0,33$)	Не требуются природоохранные мероприятия по обеспечению радиационной безопасности окружающей среды
Слабое	$10 \leq ОПРБ < 20$ ($0,33 \leq ОПРБ_{н} < 0,66$)	Оценивается влияние природных и техногенных факторов на радиационную обстановку территории путём сопоставления с фоном
Умеренное	$20 \leq ОПРБ < 30$ ($0,66 \leq ОПРБ_{н} < 1,00$)	Рекомендуются дополнительные исследования по снижению неопределённости в оценке радиоэкологической обстановки
Сильное	$ОПРБ \geq 30$ ($ОПРБ_{н} \geq 1,00$)	Оценивается необходимость природоохранных мероприятий с учётом экологических, технологических и экономических факторов.

Примечание. $ОПРБ_{н}$ – значение $ОПРБ$, нормированное на 30 (максимальная интенсивность радиационного воздействия).

Обобщённый показатель радиоэкологической безопасности рассчитывается отдельно для наземных и водных экосистем на основе максимальных значений в наземной (почва, атмосферный воздух) и водной среде (вода, донные отложения).

Пример оценки обобщённого показателя радиоэкологической безопасности для зоны наблюдения ПО «Маяк» показан в табл. 15.10 (Крышев и др., 2021).

Согласно данным многолетнего мониторинга (2000 – 2020 гг.), в зоне наблюдения ПО «Маяк» не превышаются экологические критерии,

обеспечивающие радиационную безопасность окружающей среды. Радиационная обстановка в этой зоне характеризуется стабильностью, по некоторым параметрам – снижением содержания техногенных радионуклидов на территориях, подвергшихся загрязнению в результате прошлой деятельности предприятия (Крышев и др., 2019; Радиоэкологическая, 2021).

Таблица 15.10

Оценка обобщённого показателя радиоэкологической безопасности в зоне наблюдения ПО «Маяк», балл

Природные объекты	$A_{пр}$	$A_{вр}$	Интегральный показатель загрязнения	Обобщённый показатель радиоэкологической безопасности
Наземные экосистемы:				
головная часть ВУРС	3	3	3	27
вне головной части ВУРС	3	3	2	18
Водные экосистемы:				
головная часть ВУРС	3	3	3	27
озёра вне головной части ВУРС	3	3	2	18
река Теча	3	3	2	18
Региональный фон	1	3	1	3

15.2.5. Рекомендации по оценке радиационных экологических рисков

Для оценки экологических рисков от радиоактивного загрязнения окружающей среды предлагается использовать следующие показатели (Крышев и др., 2021; Рекомендации, 2021):

 максимальный индекс радиационной нагрузки на представительные организмы биоты, нормируемый на безопасный уровень облучения;

 интегральный показатель загрязнения, представляющий собой сумму отношения содержания радионуклидов к контрольному уровню.

По существу, эти показатели могут рассматриваться в качестве базисных в оценке радиационного экологического риска и нормирования качества окружающей среды по уровню активности радионуклидов. Использование интегрального показателя загрязнения более предпочтительно на практике, поскольку позволяет определять этот показатель непосредственно по данным мониторинга. Вместе с тем в некоторых задачах, например в процедуре оценки воздействия на окружающую среду, целесообразно применять индекс радиационной нагрузки, основанный на оценке мощности дозы облучения представительных организмов биоты, напрямую характеризующий радиационную безопасность окружающей среды.

Для интегральной оценки радиоэкологической обстановки может использоваться обобщённый показатель, оцениваемый в баллах с учётом площади и временной динамики загрязнения, а также индекса радиационной нагрузки на биоту и интегрального показателя загрязнения территории.

Апробация предлагаемых показателей на основе данных мониторинга свидетельствует об их работоспособности и возможности практического применения для оценки радиоэкологической обстановки в районах расположения объектов использования атомной энергии и на загрязнённых радионуклидами территориях (Крышев и др., 2017, 2021).

15.3. Сочетанное действие ионизирующей радиации и нерадиационных факторов

15.3.1. Показатели оценки воздействия на экосистемы ионизирующей радиации и нерадиационных факторов

В реальных условиях воздействие ионизирующей радиации на природные объекты осуществляется комбинированно с нерадиационными факторами. Характерным примером является экосистема водоема-охладителя АЭС, подверженная влиянию теплового сброса, химического загрязнения, эвтрофирования, механического травмирования организмов в водозаборных устройствах АЭС, а также дополнительного облучения от искусственных радионуклидов (Крышев, Сазыкина, 1990; Крышев, Рязанцев, 2010).

Для практического использования при оценке экологического риска в районах расположения АЭС предложены следующие показатели (табл. 15.11) (Крышев и Сазыкина, 1990, 1992):

- статистические характеристики динамики численности видов, в наибольшей степени подверженных воздействию техногенных факторов в районе АЭС;
- стабильность онтогенеза, оцениваемая по уровню флуктуирующей асимметрии билатеральных структур организмов (этот показатель может рассматриваться в качестве неспецифического индикатора ранних нарушений развития организмов);
- индексы видового разнообразия сообществ (видовое обилие, индекс доминирования Симпсона, индекс Шеннона и различные его модификации);
- индексы сходства взаимных функциональных корреляций между компонентами экосистемы в различные сезоны и годы наблюдений;
- устойчивость процессов сукцессии видов в экосистеме, оцениваемая при помощи методов спектрального анализа временных рядов наблюдений;
- эколого-физиологические параметры, определяемые экспериментально и при помощи методов математического моделирования экосистем.

Перечисленные показатели характеризуют различные структурные и функциональные изменения в экосистемах в условиях воздействия комплекса радиационного и нерадиационных техногенных факторов.

Таблица 15.11

Показатели оценки экологического риска для факторов воздействия АЭС (штатные условия эксплуатации)

Показатель (метод его оценки)	ТС	ХЗ	МВ	ИР
Динамика численности видов (Статистический анализ временных рядов наблюдений)	X	X	X	
Стабильность онтогенеза (Оценка флуктуирующей асимметрии билатеральных структур)	X	X		X
Число и распределение видов по численности (Индексы видового разнообразия)	X	X	X	
Устойчивость взаимосвязей между элементами экосистемы (Корреляционный анализ временных рядов наблюдений)	X	X	X	

Окончание таблицы 15.11

Показатель (метод его оценки)	ТС	ХЗ	МВ	ИР
Устойчивость процессов сукцессии (Спектральный анализ временных рядов наблюдений)	X	X	X	
Эколого-физиологические параметры экосистемы: первичная продукция, рост, рождаемость, смертность (Экспериментальное определение и математическое моделирование)	X	X	X	X

Примечание. Знаком X отмечена потенциальная чувствительность к факторам техногенного воздействия. ТС – тепловой сброс, ХЗ – химическое загрязнение, МВ – механическое воздействие, ИР – ионизирующая радиация.

15.3.2. Показатель интегральной антропогенной нагрузки

Для оценки суммарного воздействия техногенных факторов на экосистемы предложен показатель интегральной антропогенной нагрузки (ПИАН), который учитывает в явном виде усиление токсического действия и интенсификацию биохимических процессов при возрастании температуры, описывает действие суммы факторов стресса с учётом возможного синергического действия комбинаций загрязнителей, основывается на нормировке относительно базового (фонового) режима экосистемы (Крышев, Сазыкина, 1990).

Расчёт показателя интегральной антропогенной нагрузки I_a производится по формуле:

$$I_a = \sum_{i=1}^m n_i F_i(t_a^o) f_{ai} / f_{bi} + \sum_{i \neq j} W_{ij}^c(f_{ai}, f_{aj}, t^o), \quad (15.4)$$

где n_i – нормировочный коэффициент относительной значимости антропогенного фактора i , при отсутствии информации об относительной значимости факторов антропогенного воздействия можно приближённо считать $n_i = 1/m$; $F_i(t_a^o)$ – функция зависимости от температуры антропогенного фактора i ; t_a^o – средняя температура в зоне влияния подогретых вод; f_{ai} – значение i -го фактора антропогенного воздействия; f_{bi} – фоновое значение i -го фактора антропогенного воздействия; $W_{ij}^c(f_{ai}, f_{aj}, t^o)$ – функция синергического действия антропогенных факторов.

Функция зависимости от температуры в диапазоне термотолерантности может быть взята в виде (Сазыкина, 1986; Крышев, Сазыкина, 1990)

$$F_i(t_a^o) = K_i \exp[\alpha(t_a^o - t_b^o)], \quad (15.5)$$

где K_i , α – постоянные параметры, $K_i = 1$, $\alpha = 0,065 \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$.

Для иллюстрации использования показателя интегральной антропогенной нагрузки рассмотрим следующий пример. Пусть, согласно данным мониторинга, в водоём-охладитель поступают небольшие количества нефтепродуктов, поверхностно активных веществ (ПАВ), тяжёлых металлов, биогенных элементов (фосфаты). Подогрев поверхностных вод в зоне сброса составляет $10 \text{ } ^\circ\text{C}$. Мощность дозы облучения организмов техногенными радионуклидами в зоне распространения сбросных вод АЭС составляет 10 % от фонового уровня; содержание фосфатов – в 3 раза выше по сравнению с фоновым участком; сумма отношений содержания нефтепродуктов, ПАВ и тяжёлых металлов к показателям регионального фона в 2 раза выше по сравнению с фоновым участком (табл. 15.12). Предположим, что механическое травмирование в охладительной системе станции приводит к увеличению смертности организмов зоопланктона и молоди рыб в 6 раз, а эффект синергизма проявляется в основном в результате совместного действия механического стресса и химических токсикантов, приводя к возрастанию смертности организмов на 50 % по сравнению с аддитивным эффектом.

Использование такого показателя для водоёма-охладителя Ленинградской АЭС показывает, что сравнительно небольшие величины различных типов техногенного воздействия, суммируясь в результате нелинейных эффектов, могут давать заметную интегральную величину по сравнению с фоном (Крышев, Сазыкина, 1990; Крышев, Рязанцев, 2010). В приведённом примере наибольший вклад в суммарную нагрузку даёт фактор механического травмирования организмов, при устранении которого величина ПИАН уменьшается в 3 раза. Наименее значимый фактор – дополнительное облучение водных организмов искусственными радионуклидами (табл. 15.12).

Следует отметить, что ПИАН может существенно возрасти при повышении температуры выше температурного оптимума (для водоёмов умеренных широт – выше $30 \text{ } ^\circ\text{C}$). Для практического применения показателя интегральной антропогенной нагрузки необходимо выполнить ранжирование его величины для различных регионов размещения

АЭС и ТЭС на основе оценок экологических эффектов в водоёмах-охладителях при разных уровнях суммарного антропогенного воздействия.

Рассмотрим некоторые аспекты этой проблемы на примере обобщённых результатов многолетних исследований динамики экосистемы водоёма-охладителя Ленинградской АЭС (Крышев, Рязанцев, 2010; Экологические, 1983; Эколого-геофизические, 1992).

Таблица 15.12

Параметры воздействия ионизирующей радиации и антропогенных нерадиационных факторов на экосистему водоёма-охладителя АЭС

Параметр	Величина	Вклад в ПИАН, % (подогрев поверхностных вод на 10 °С)
Ионизирующая радиация. Отношение среднегодовой мощности дозы облучения представительных организмов в зоне воздействия сбросов радионуклидов к фоновому уровню.	0,1	< 1 %
Биогенная нагрузка. Отношение среднегодовой концентрации фосфатов в зоне воздействия сбросов к концентрации на фоновом участке (биогенная нагрузка).	3,0	20
Химическое загрязнение. Сумма отношений среднегодовых концентраций нефтепродуктов, ПАВ, тяжёлых металлов (железо, кобальт, медь, хром) в зоне воздействия сбросов к показателям регионального фона.	2,0	13
Механическое повреждение в охладительной системе АЭС. Увеличение смертности организмов зоопланктона и молоди рыб в охладительной системе АЭС.	6,0	40
Эффект синергизма. Возрастание смертности водных организмов в результате совместного действия механического стресса и химических токсикантов по отношению к аддитивному эффекту.	1,5	26
ПИАН при подогреве 10 °С		7,2
ПИАН, фоновое значение		1,0

В естественном состоянии Копорская губа, на побережье которой была построена Ленинградская АЭС, характеризовалась как чистый олиготрофный водоём. Экологическое равновесие в водоёме в период до пуска АЭС поддерживалось за счёт естественных энергетических потоков, таких как солнечная энергия, поступление биогенных элементов со стоком рек и в результате водообмена с основной акваторией Финского залива, ветровое перемешивание и др.

Создание АЭС привело к возникновению дополнительных потоков энергии в экосистему, таких как тепло сбросных вод и перемещение водных масс, забираемых сначала в систему охлаждения, а затем сбрасываемых в залив в количестве до $200 \text{ м}^3/\text{с}$ (при подогреве на $8 - 10 \text{ }^\circ\text{C}$). В период эксплуатации четырёх энергоблоков с реакторами РБМК-1000 объём воды, забираемой ежегодно для охлаждения конденсаторов турбин АЭС ($6,3 \text{ км}^3/\text{год}$), значительно превышал объём Копорской губы. Важным фактором воздействия на биотические сообщества водоёма-охладителя стало травмирование гидробионтов на водозаборных устройствах и при прохождении охладительной системы электростанции. Создание АЭС и развитие города Сосновый Бор оказали воздействие на качество природных вод вследствие избыточного, по сравнению с естественным уровнем, поступления биогенных элементов (эвтрофирования водоёма), а также его загрязнения химическими токсикантами. Воздействие низкопотенциального сбросного тепла АЭС в совокупности с другими техногенными факторами привело к возникновению многолетней антропогенной сукцессии, выразившейся в следующем.

Массовое развитие в зоне подогрева получили сине-зелёные водоросли, динамика которых характеризуется увеличением частоты и интенсивности вспышек цветения (рис. 15.5).

Отношение средней за сезон численности сине-зелёных к численности диатомовых водорослей увеличилось практически на порядок по сравнению с фоновыми значениями. Заметно расширились сроки вегетации водорослей – с 5 – 7 месяцев в начальный период исследований до практически круглогодичной вегетации в зоне подогрева без зимнего перерыва.

Видовой состав всех основных систематических групп фитопланктона изменился более чем на 50 %. Изменились процессы сезонной сукцессии в доминирующих группах фитопланктона – сине-зелёных и диатомовых водорослях. Начались неравновесные процессы замещения видов внутри группы сине-зелёных водорослей. В целом можно

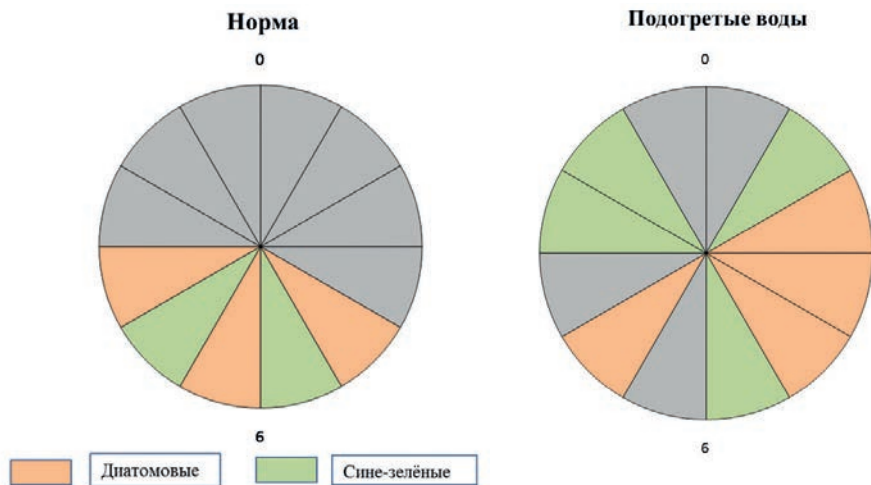


Рис. 15.5. Диаграммы сезонной сукцессии доминирующих групп фитопланктона в водоёме-охладителе Ленинградской АЭС по месяцам года (естественные температуры и в зоне подогрева вод)

сделать вывод, что поступление в прибрежные воды дополнительного количества биогенных элементов в сочетании со сбросом тёплых вод от АЭС обусловило массовое развитие и структурную перестройку сообщества фитопланктона (Никитина и Балашова, 1983; Балашова и др., 1992; Зими́на и др., 1992а,б; Sazykina, 1993).

Произошло снижение видового разнообразия и изменение хода сезонной сукцессии в сообществе зоопланктона (Рябова, 1987; Зимин и Рябова, 1992). В частности, в период 1982 – 1984 гг. наблюдалось уменьшение продолжительности массового развития организмов зоопланктона почти в 2 раза по сравнению с фоновыми данными. Усилилось доминирование небольшого числа видов зоопланктона, практически полностью определяющих его численность в отдельные интервалы времени.

Начавшаяся трансформация экосистемы охватила и самые верхние трофические уровни, а именно – сообщество рыб, что отразилось на изменении видовой структуры ихтиофауны, а также на процессах размножения и развития рыб (Рябов, 1983; Зимин и Рябова, 1992). Отмечено воздействие АЭС на условия воспроизводства рыб. Произошло уменьшение видового разнообразия, упрощение структуры ихтиоценоза.

Показано увеличение дисперсии флуктуирующей асимметрии рыб в районе сброса тёплых вод АЭС (табл. 15.13), свидетельствующее о нарушении стабильности их развития в ранние периоды онтогенеза (Рябов и Крышев, 1990) в условиях сочетанного действия ионизирующей радиации и комплекса нерадиационных факторов, характерных для водоёма-охладителя АЭС. В целом результаты экологического мониторинга свидетельствуют о возникновении неравновесного режима в динамике прибрежной экосистемы водоёма-охладителя АЭС. Следует отметить, что трансформация экологических процессов проявилась не сразу, а через 4 – 5 лет после начала работы АЭС, особенно после выхода АЭС на полную проектную мощность. В этой связи экологический мониторинг в районах АЭС должен осуществляться в течение достаточно длительного интервала времени, чтобы достоверно оценить воздействие АЭС на экологическое равновесие.

Таблица 15.13

Мощность дозы внутреннего облучения рыб искусственными радионуклидами и дисперсия флуктуирующей асимметрии числа мягких лучей в грудных плавниках на разных сторонах тела рыб в районе Ленинградской АЭС (Рябов, Крышев, 1990)

Вид	Мощность дозы, нГр/сут			Дисперсия флуктуирующей асимметрии		
	Сбросной канал АЭС	Копорская губа	Реки	Сбросной канал АЭС	Копорская губа	Реки
Плотва	130	120	34	0,50	0,48	0,22
Окунь	65	47	23	0,43	0,17	0,07
Гольян	35		23	0,22		0,20
Уклейка	27	25		0,27		
Салака		29			0,22	
Лещ	70	21		0,68	0,20	
Голец			12			0,10
Густера			12	0,27		

Опыт исследований экосистем в районах АЭС показывает необходимость разработки региональных экологических нормативов для ограничения воздействия как самой станции, так и соседних

промышленных и сельскохозяйственных объектов. Разработка методологии экологического нормирования в регионах АЭС представляет собой важную в научном и практическом плане проблему.

15.3.3. Моделирование комбинированного действия антропогенных факторов на водные экосистемы

Для описания экологических процессов в водных объектах в условиях воздействия комплекса антропогенных факторов разработана математическая модель, включающая следующие компоненты (рис. 15.6): фитопланктон, макроводоросли, зоопланктон, рыбы. В модель также входят физические факторы внешней среды (температура воды и освещённость) и содержание в воде лимитирующего биогенного элемента (Крышев, Сазыкина, 1986, 1990). Параметры модели зависят от температуры, химических токсикантов и других антропогенных факторов.

Для описания накопления радионуклидов водными организмами разработана динамическая радиоэкологическая модель ECOMOD (Сазыкина, 1981; Крышев, Сазыкина, 1984, 1986, 1990; Сазыкина, Крышев, 1992; Sazykina, 1994, 1995, 1998, 2000, 2003; Kryshev et al., 2003, 2020). Модель позволяет на основе данных о концентрациях радионуклидов в абиотических компонентах окружающей среды (вода, донные отложения) рассчитывать и прогнозировать уровни загрязнения водных организмов. Радиоэкологическая модель объединяется в единую систему с моделью оценок дозы на водную биоту и описания динамики экологических процессов (табл. 15.14).

Модель даёт возможность оценивать концентрации радионуклидов в гидробионтах как для равновесных ситуаций с использованием постоянных коэффициентов накопления, так и динамику загрязнения водных организмов в неравновесных случаях (радиационные аварии, неоднородное по времени поступление радионуклидов в водоём и др.) (Крышев, Сазыкина, 1984, 1990, 1994; Крышев и др., 1986, 1994; Sazykina, 1994, 1995, 1998, 2000, 2003; Сазыкина, Крышев, 1992; Sazykina, Kryshev, 1996, 2011; Крышев, 2000, 2007, 2010, 2017; Kryshev, Ryabov, 2000; Kryshev, 2002, 2004; Kryshev et al., 2003, 2012, 2020; Крышев, Рябов, 2000, 2005; Крышев, Носов, 2005). Динамика радионуклидов в водных организмах рассчитывается в зависимости от скорости роста гидробионта, его метаболизма и рациона. Основными параметрами являются концентрации стабильного элемента-аналога в гидробионте,

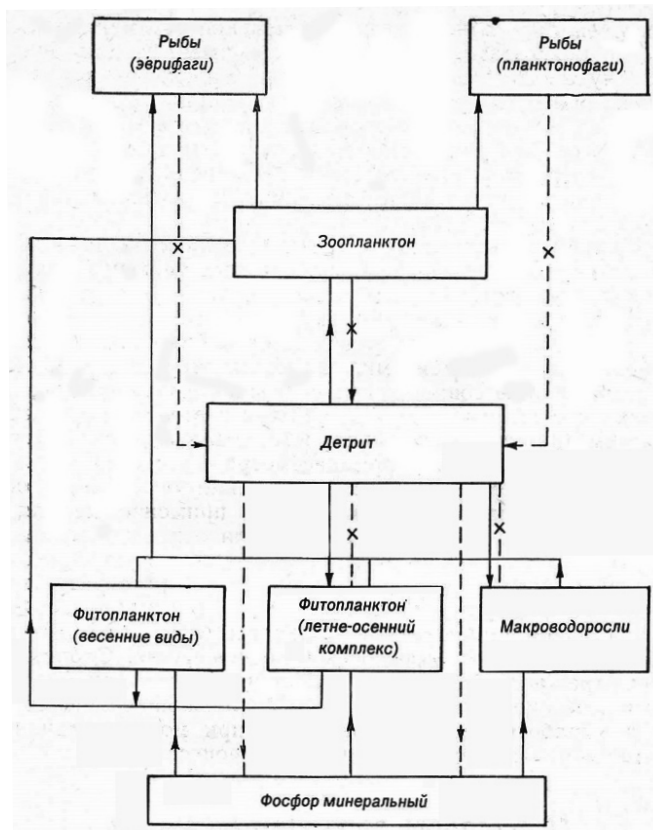


Рис. 15.6. Структура модели водной экосистемы

его пище и окружающей среде, коэффициент дискриминации, скорость увеличения массы гидробионта, скорость метаболизма и параметр, связывающий биологическое выведение радионуклида и скорость метаболизма гидробионта.

Уравнения динамики биомассы и экологические параметры модели экосистемы приведены в (Алексеев и др., 1992; Крышев, Сазыкина, 1986, 1990). Идентификация (валидация) параметров модели производилась на ЭВМ на основе метода чувствительности при помощи разработанной В.Н. Михайловым диалоговой системы «Идентификатор» по данным наблюдений за динамикой биомассы фито- и зоопланктона, концентрацией фосфатов, температурой воды и световой экспозицией (Крышев и др., 1986). Значения некоторых параметров модели

фиксируются до идентификации исходя из физических соображений. В частности полагались фиксированными значения показателей экспонент процессов биосинтеза и распада в температурных зависимостях скоростей роста организмов (Сазыкина, 1986), что значительно упрощало процедуру идентификации, которая становилась линейной задачей по отношению к идентифицируемым параметрам. Анализ чувствительности модели показал, что наиболее чувствительными параметрами являются параметры температурных зависимостей скоростей роста фитопланктона обеих групп микроводорослей, а также коэффициент высвобождения фосфора при разложении детрита. Параметры роста фитопланктона могут быть выбраны в качестве чувствительного экологического индикатора по отношению к воздействию антропогенных факторов. Средние квадратические погрешности между моделируемыми и экспериментальными процессами составили около 10 %, что свидетельствует о приемлемом результате определения идентифицируемых параметров. Сопоставление натуральных данных и расчётных кривых динамики компонент экосистемы показано на рис. 15.7.

Таблица 15.14

Характеристика модели водной экосистемы в условиях воздействия ионизирующей радиации и комплекса антропогенных нерадиационных факторов

Характеристика отдельных блоков, параметров и подсистем модели	Апробация, возможность практического применения
Модель динамики биомассы экосистемы в условиях эвтрофирования, химического загрязнения, дополнительного подогрева, травмирования организмов в гидротехнических сооружениях	Моделирование экологических процессов в морском водоёме-охладителе Ленинградской АЭС в условиях воздействия комплекса антропогенных факторов
Определение экологических параметров модели	Идентификация параметров модели экосистемы водоёма-охладителя на основе метода чувствительности по данным наблюдений за биомассой компонент биоты, концентрацией фосфатов, температурой воды и световой экспозицией
Верификация модели	Проверка модели на данных, не использованных при определении её параметров

Окончание таблицы 15.14

Характеристика отдельных блоков, параметров и подсистем модели	Апробация, возможность практического применения
Ретроспективные расчёты и прогнозные оценки	Моделирование комбинированного действия антропогенных факторов на экосистему водоёма-охладителя Ленинградской АЭС
Модель переноса и накопления радионуклидов в компонентах экосистемы	Моделирование радиоэкологических процессов в водных объектах (водоём-охладитель Ленинградской АЭС, озёра на территории ВУРС, пруд-охладитель Чернобыльской АЭС, река Енисей, моря Арктики)
Определение радиоэкологических параметров, идентификация и верификация модели	Определение параметров накопления и распределения радионуклидов в компонентах водных экосистем по данным мониторинга и радиоэкологических обследований Проверка модели на данных, не использованных при определении её параметров
Ретроспективные расчёты и прогнозные оценки	Оценка радиоактивного загрязнения водных экосистем в штатных условиях эксплуатации объектов использования атомной энергии и при радиационных авариях
Оценка дозы и экологического риска	Расчёты дозы и экологического риска с учётом воздействия на природные объекты ионизирующей техногенной радиации и других антропогенных факторов

С идентифицированными коэффициентами экологической модели были выполнены ретроспективные расчёты динамики фитопланктона с наблюдавшимися экспериментально значениями температуры воды в различные годы наблюдений, показавшими приемлемое совпадение натуральных и расчётных значений. При этом проверка (верификация) разработанной модели осуществлялась на данных мониторинга, не использованных при определении её параметров.

Численные эксперименты на экологической модели показали, что модель реалистично описывает влияние тепловой нагрузки на экосистему. Так, для фитопланктона при повышении температуры воды происходит смещение весеннего пика численности на более ранние сроки, период

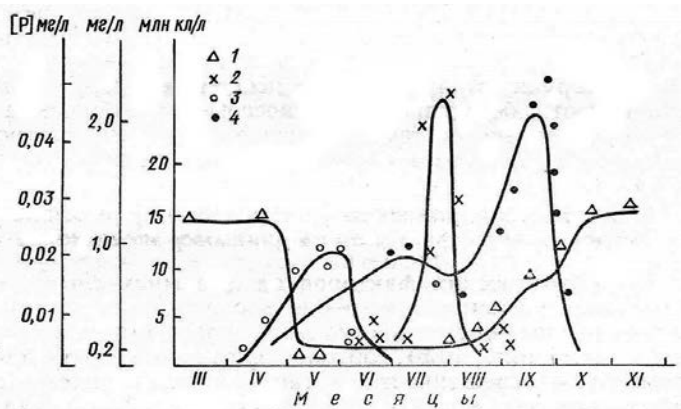


Рис. 15.7. Сезонная динамика компонент экосистемы водоёма-охладителя. Кривые – результаты расчётов по модели. Данные наблюдений: 1 – фосфаты, 2 – зоопланктон, 3, 4 – микроводоросли.

вегетации теплолюбивого комплекса водорослей значительно расширяется, максимумы численности в этой группе повышаются приблизительно в 2 раза при повышении температуры на 10 °С. Расчёты показывают, что повышение концентрации лимитирующего элемента питания в сочетании с дополнительным подогревом приводит к заметному увеличению продуктивности экосистемы. Увеличение запаса фосфора в весеннее время в воде даёт увеличение суммарной биомассы в зоне подогрева при цветении почти в 10 раз, что подтверждается данными наблюдений.

Полученные результаты следует иметь в виду при разработке экологических нормативов допустимого поступления биогенных элементов в водоёмы-охладители многоцелевого использования, поскольку даже сравнительно небольшое увеличение биогенной нагрузки при условии дополнительного подогрева может заметно ускорить процесс эвтрофирования водоёма.

Разработанная модель позволяет также учитывать воздействие на экологические процессы химических токсикантов и механического травмирования организмов на водозаборных устройствах и в конденсаторах охладительной системы электростанции, способное заметно повысить смертность ряда гидробионтов. Численные эксперименты показывают, что высокий коэффициент травмирования планктонофагов (салаки) оказывает заметное воздействие на популяцию в условиях

подогретого водоёма. В результате, как следует из модельных оценок, возникает тенденция к постепенному оттеснению салаки – доминанта в естественных условиях на второй план по сравнению с более эвритерной колюшкой в меньшей степени испытывающей травмирование и расширившей кормовую базу за счёт детритной пищевой цепи.

Детальное описание динамической радиоэкологической модели «ECOMOD» дано в главе 5. Модель адекватно объясняет распределение радиоизотопов по трофическим уровням водных экосистем. Параметры модели в явном виде зависят от физических факторов среды, что даёт возможность описывать сезонные изменения в накоплении радионуклидов гидробионтами. Учёт эколого-физиологических характеристик позволяет выявить механизмы возникновения размерного эффекта в накоплении радионуклидов в рыбах, а также время достижения максимальных уровней загрязнения (глава 6).

Таблица 15.15

**Апробация модели ECOMOD по данным мониторинга
и радиоэкологических наблюдений**

Моделируемая ситуация	Публикация
Моделирование динамических процессов накопления радионуклидов в компонентах экосистемы морского водоёма-охладителя Ленинградской АЭС	Сазыкина, 1981; Крышев, Сазыкина, 1984, 1986, 1990, 1994
Моделирование динамики радиоактивного аварийного загрязнения пруда-охладителя Чернобыльской АЭС	Крышев и др., 1991; Sazykina, Kryshev, 1996; Крышев, 2000; Kryshev et al., 2003, 2020; Экологические, 2008
Моделирование радиоактивного загрязнения озёр Финляндии после Чернобыльской аварии	Sazykina, Kryshev, 1996
Оценка дозы облучения организмов биоты на территории аварийного чернобыльского следа	Крышев и др., 1991, 2016; Kryshev, Sazykina, 1995
Моделирование неравновесных процессов накопления радионуклидов биотой	Сазыкина, 1981; Sazykina, 1994, 2000; Sazykina, Kryshev, 2011
Теоретическое объяснение наблюдаемых типов размерного эффекта в накоплении ¹³⁷ Cs рыбой	Крышев, Рябов, 2000, 2005; Kryshev, Ryabov, 2000; Крышев, 2010

Окончание таблицы 15.15

Моделируемая ситуация	Публикация
Моделирование динамики накопления ^{90}Sr в гидробионтах, в том числе в озёрах Южного Урала на территории ВУРС	Kryshev, 2003, 2006; Крышев, 2010
Прогнозирование загрязнения радионуклидами гидробионтов речной системы Теча – Исеть – Тобол – Иртыш	Крышев, Носов, 2005
Моделирование переноса ^{32}P , ^{137}Cs and ^{65}Zn рыбой в реке Енисей	Kryshev, 2004
Моделирование накопления радионуклидов в экосистемах Баренцева и Карского морей	Sazykina, 1995
Моделирование крупномасштабного переноса радионуклидов мигрирующей рыбой в морях Арктики	Sazykina, 1998
Моделирование динамики радиоактивного загрязнения морской среды после радиационной аварии на АЭС «Фукусима»	Крышев, Сазыкина, 2011; Крышев, 2011; Kryshev et al., 2012

Модель ECOMOD прошла апробацию и валидацию по данным наблюдений для различных радионуклидов, разнообразных типов водоёмов и различных объектов использования атомной энергии (табл. 15.15), неоднократно участвовала в международных программах МАГАТЭ по тестированию и валидации радиоэкологических и дозиметрических моделей, демонстрируя адекватные результаты при сопоставлении с данными наблюдений и результатами других участников.

15.4. Экологическое нормирование

Актуальность проблемы экологического нормирования при использовании атомной энергии связана с необходимостью регламентации комплекса техногенных нагрузок на человека и объекты окружающей среды в условиях планируемого развития ядерной энергетики в Российской Федерации. Развитие экологического нормирования направлено на минимизацию антропогенного воздействия радиационных объектов на экологические процессы с учётом реальных экономических и технологических ограничений.

В соответствии с Федеральным законом «Об охране окружающей среды» экологическое нормирование определяется как деятельность, направленная на установление нормативов в области охраны окружающей среды (природоохранных нормативов), включая нормативы качества окружающей среды и нормативы допустимого воздействия на неё, при соблюдении которых обеспечивается устойчивое функционирование естественных экологических систем и сохраняется биологическое разнообразие.

Нормативы качества окружающей среды – это такие нормативы, которые установлены в соответствии с физическими, химическими, биологическими и иными показателями для оценки состояния окружающей среды и при соблюдении которых обеспечивается благоприятная окружающая среда. Нормативы допустимого воздействия на окружающую среду – это нормативы, которые установлены в соответствии с показателями воздействия хозяйственной и иной деятельности на окружающую среду и при которых соблюдаются нормативы качества окружающей среды.

Под региональными нормативами допустимой антропогенной нагрузки на окружающую среду в соответствии с вышеупомянутым Федеральным законом следует понимать нормативы, установленные в соответствии с величиной допустимого совокупного воздействия всех источников на окружающую среду и (или) отдельные компоненты природной среды в пределах конкретных территорий и (или) акваторий.

15.4.1. Факторы и механизмы обеспечения экологической безопасности

В наиболее общем виде проблемы экологической безопасности при использовании различных источников энергии могут быть проанализированы на основе концепции В.И. Вернадского об эволюции биосферы (Вернадский, 1991). В ходе эволюции биосферы организованность живого вещества непрерывно росла и совершенствовалась. Это обеспечивалось путём использования внешних по отношению к биосфере источников энергии – солнечного света, энергии распада внутри Земли радиоактивных элементов, а также энергии космических лучей. В результате происходило увеличение свободной энергии биосферы (т.е. уменьшение её энтропии). Эмпирическим обобщением, подтверждающим наличие данного процесса, является принцип цефализации, открытый в прошлом веке американским натуралистом Д.Д. Даном.

В.И. Вернадский дал современную научную трактовку этому обобщению, согласно которому у части обитателей нашей планеты в ходе геологического времени проявлялся «всё более и более совершенный, чем тот, который существовал на ней раньше, – центральный нервный аппарат – мозг» (Вернадский, 1991, с. 21–22). Этот процесс, названный энцефалозом, привёл в конечном счёте к появлению человека *Homo sapiens*, человеческого общества, а вместе с ним – к возникновению научной мысли, рассматриваемой В.И. Вернадским как продукт эволюции организованности биосферы. Выработав в социальной среде научную мысль, человек создал в биосфере новую геологическую силу, ранее в ней не бывшую. Эта новая геологическая сила («энергия человеческой культуры»), «сохраняя в себе проявление обычной биогеохимической энергии, вызывает в то же самое время нового рода миграции химических элементов, по разнообразию и мощности далеко оставляющие за собой обычную биогеохимическую энергию живого вещества планеты» (Вернадский, 1991, с. 126–128).

Биосфера как система с внутренне присущей безопасностью

Самообеспечение «безопасного» развития биосферы, сохранение её живучести определяется рядом основополагающих факторов (табл. 15.16) (Алексеев, 1978; Алексеев, Гирусов, 1981; Крышев, Рязанцев, 2010):

- В биосфере используются внешние источники энергии (солнечный свет, космические лучи и энергия радиоактивного разогрева земных недр). В результате происходит уменьшение энтропии биосферы, усложнение её организации, эффективно используется свободная энергия без загрязнения окружающей среды, т.е. происходит устойчивое развитие.

- Вещество в биосфере используется в основном в форме круговорота. Биогеохимические циклы элементов в биосфере настолько совершенны, что не приводят к вредным отходам.

- В биосфере существует огромное многообразие структур, однако практически отсутствуют доминирующие виды с чрезмерной численностью. Это саморегулирование обеспечивает её защиту от возможных крайне опасных ситуаций со стороны внутренних факторов.

В целом защита биосферы от «чрезмерной опасности» обеспечивается системой отрицательных обратных связей, действующих в рамках объективно существующих законов природы (II закона термодинамики, биогеохимических циклов, информационного многообразия и т.п.). Таким образом, можно утверждать, что биосфера обладает свойством внутренне присущей безопасности (Крышев, Рязанцев, 2010).

Таблица 15.16

Основные факторы и механизмы обеспечения безопасности биосферы

Факторы	Механизмы экологической безопасности
1. Энергия	В биосфере используются внешние по отношению к ней источники энергии (солнечная, ядерная, космическая), обеспечивающие её устойчивое развитие.
2. Вещество	В биосфере вещество используется в форме биогеохимического цикла (круговорота). Эти циклы отлажены в ходе эволюции биосферы и практически не приводят к образованию токсических отходов.
3. Видовое разнообразие (информация)	В биосфере существует огромное видовое и структурное разнообразие. Это обеспечивает устойчивость биосферы по отношению к воздействию внешних и внутренних факторов риска.

Причины экологического кризиса

В системе «Биосфера и человек» (биотехносфере) действуют следующие факторы чрезмерной опасности, приводящие к экологическому кризису (табл. 15.17) (Крышев, Рязанцев, 2010):

- использование человеком в своей хозяйственной деятельности преимущественно внутренних по отношению к биосфере источников энергии – энергии органического топлива; это приводит к росту энтропии биосферы, нарушению экологического баланса двуокиси углерода (способного вызвать глобальные климатические изменения), окислов серы и азота, тепловому загрязнению и т.д.

- разомкнутость хозяйственных циклов, что приводит к большому числу отходов, загрязняющих окружающую среду; использование, наряду с естественными, множества искусственно синтезированных веществ вызывает многочисленные нарушения экологического равновесия, приводит к возрастанию токсичности окружающей среды.

- уничтожение структурного многообразия биосферы, гибель многих видов флоры и фауны при чрезмерном увеличении численности популяции человека («диктатура одного вида»).

Таким образом, экологический кризис вызван естественными причинами, нарушением человеком законов развития биосферы, что привело к возникновению системы положительных обратных связей, способствующих усилению экологического кризиса вплоть до потери устойчивости нынешнего состояния биосферы.

Таблица 15.17

Основные факторы и причины экологического кризиса

Факторы	Причины экологического кризиса
1. Энергия	Человек использует в основном внутренние по отношению к биосфере источники энергии (органическое топливо). В соответствии со вторым законом термодинамики это приводит к росту энтропии биосферы, загрязнению окружающей среды, к нарушениям экологического баланса двуокиси углерода и других элементов.
2. Вещество	В результате хозяйственной деятельности человека происходят многочисленные нарушения природных биогеохимических циклов, используется множество искусственно синтезированных токсических веществ. Это приводит к росту токсичности окружающей среды, ухудшению качества среды обитания человека и других видов.
3. Видовое разнообразие	Происходит стремительное увеличение численности человеческой популяции (демографический взрыв) на фоне существенного снижения видового разнообразия биосферы. Это приводит к разрушению природных биогеоценозов, нарушениям устойчивости в системе человек – биосфера.

Дальнейшее углубление экологического кризиса может привести к переходу биосферы в качественно новое состояние. В этом плане возрастание токсичности окружающей среды, распространение новых болезней (связанных с загрязнением окружающей среды) могут рассматриваться как реакция биосферы на чрезмерное давление со стороны человека. В свете вышеизложенного необходима разработка и реализация на практике методологии обеспечения экологической безопасности на основе коэволюции человека и биосферы – в ноосферу (Вернадский, 1991) – с использованием эволюционного опыта биосферы.

15.4.2. Эколого-антропоцентрический дуализм

Существующая система регламентации техногенных нагрузок базируется в основном на санитарно-гигиенических нормативах. В санитарно-гигиеническом нормировании основной объект – организм человека, основная его цель – сохранение здоровья каждого индивида.

В целях защиты элементов экосистем, испытывающих более высокие техногенные нагрузки, или более чувствительных к загрязнению

окружающей среды, по сравнению с человеком, система санитарно-гигиенического нормирования может быть не эффективна. В частности, высокая чувствительность растений к химическому загрязнению атмосферного воздуха, превосходящая чувствительность животных и человека, малая способность к детоксикации поглощённых загрязнителей, специфические реакции растений на конкретные загрязнители требуют совершенствования существующей системы нормирования выбросов загрязняющих веществ в атмосферу с использованием экологических нормативов качества атмосферного воздуха. Имеются примеры, когда безопасные для человека уровни загрязнения атмосферного воздуха оказывают вредное воздействие на биоту (Биоиндикация, 1988; Загрязнение, 1988).

С другой стороны в ряде случаев объекты биоты оказываются значительно более устойчивыми к техногенному воздействию по сравнению с человеком. Например, многие виды флоры и фауны существенно более устойчивы к действию ионизирующего излучения нежели человек. В этой связи представляется неоправданным регламентировать радиационное воздействие на биоту такими же жёсткими нормативами, что и для человека. Таким образом, наряду с санитарно-гигиеническим нормированием, направленным на обеспечение здоровья каждого человека, требуется развитие экологического нормирования, обеспечивающего безопасность и надлежащее качество окружающей среды.

Природные системы являются ключевым биосферным ресурсом, обеспечивающим возможность существования человека в настоящем и будущем (Павлов и др., 2010). Во избежание существенных нарушений или уничтожения природных экосистем, создающих условия жизни человеческой популяции, необходимо сохранять видовое разнообразие и средообразующие функции биотических сообществ. Сохранение видового разнообразия имеет и самостоятельную ценность вследствие уникальности происхождения и фундаментальной непредсказуемости жизни, все формы которой, включая человека, являются результатом мутаций и естественного отбора (Monod, 1971). Соответственно, экологическая (биосферная) этика должна быть приемлема как для человека, так и для других живых существ (рис. 15.8).

Основные принципы и положения методологии экологического нормирования заключаются в следующем (Воробейчик, 2004; Воробейчик и др., 1994; Крышев и др., 2010):



Демокрит допускал существование атомов самых больших размеров, величиной даже в миры. Всё, что существует во вселенной, есть плод случайности и необходимости (Демокрит).

Биосфера и человек являются уникальным продуктом космической эволюции, результатом проявления случайных изменений и естественного отбора (Monod, 1971)

Концепция ноосферы: новое эволюционное состояние биосферы, возникающее под воздействием творческой деятельности человека, опирающейся на научную мысль (Вернадский, 1991)

Рис. 15.8. Атом Демокрита (картина Рубенса).
Эколого-антропоцентрический дуализм.

принцип антропоцентризма – критерии экологического нормирования задаёт человек исходя из своих потребностей в благоприятной окружающей среде;

полифункциональность – экологические нормативы разрабатываются с учётом их значимости для биосферных процессов, а также экономических, социальных и эстетических потребностей общества и целей природопользования; нормативы допустимого воздействия будут различны для экосистем разного назначения;

региональная специфика – нормативы должны быть дифференцированы в зависимости от геоэкологических условий региона и типа экосистем;

интегральность – необходимо регламентировать интегральное допустимое воздействие комплекса техногенных факторов на основе использования интегральных показателей состояния окружающей среды.

динамичность – нормативы должны быть дифференцированы во времени: менее жёсткие – для существующих технологий, более

жёсткие – для ближайшей перспективы, ещё более жёсткие – для проектируемых производств и новых технологий.

В основе экологического нормирования лежит эколого-антропоцентрический подход, в соответствии с которым в первую очередь должно быть обеспечено существование благоприятной для человека среды обитания с устойчивым функционированием экосистем (Воробейчик и др., 1994; Воробейчик, 2004; Строганов, 1983; Криволицкий и др., 1986). Существенно, что антропоцентризм совместим как с биоцентрическим, так и с технократическим императивами. Потребность человека в окружающей среде хорошего качества является такой же существенной потребностью, как потребность в пище, энергии и т.д.

15.4.3. Экологическое нормирование качества окружающей среды по уровню радиоактивности

В соответствии с Постановлением Правительства Российской Федерации от 13 февраля 2019 года № 149 (Постановление, 2019) необходима разработка и установление нормативов качества окружающей среды (далее – нормативы качества) для химических и физических показателей в целях обеспечения благоприятных условий жизнедеятельности человека, рационального использования природных ресурсов, сохранения естественных экологических систем. Нормативы качества должны быть разработаны и установлены для отдельных компонентов природной среды: атмосферного воздуха, вод поверхностных водных объектов, почв и др. Существенно, что эти нормативы должны быть разработаны и установлены на предельно допустимом уровне значений, полученных на основании результатов лабораторных испытаний, или для территорий и акваторий на уровне значений (в интервале допустимого отклонения от значений) показателей природного фона, сформировавшегося под влиянием природных факторов, характерных для конкретной территории, акватории.

Специалистами НПО «Тайфун» Росгидромета разработаны методические документы по оценке радиационной безопасности окружающей среды (рис. 15.9) (Рекомендации, 2015, 2016, 2021). Разработанные в этих рекомендациях контрольные уровни могут использоваться как природоохранные нормативы качества окружающей среды в отношении радиоактивности.

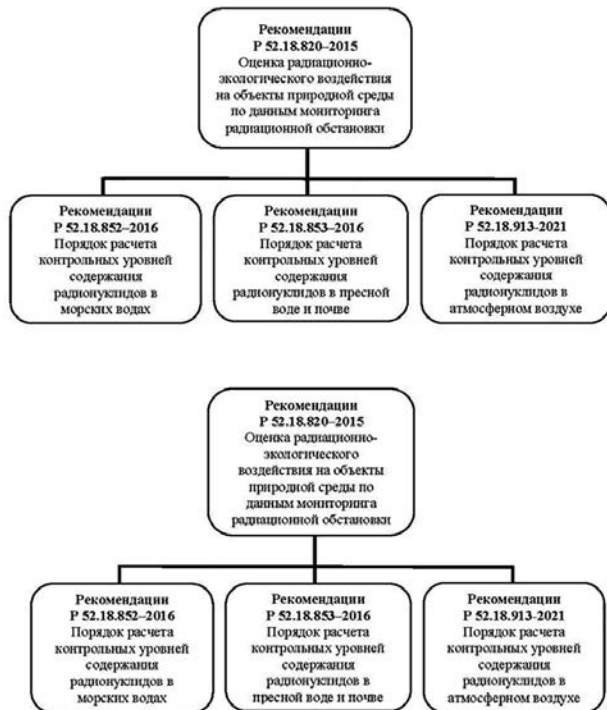


Рис. 15.9. Методические рекомендации Росгидромета по оценке радиоэкологической обстановки

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В монографии представлены разработанные авторами методы динамического моделирования радиоэкологических процессов в окружающей среде. Опыт применения динамического моделирования для реконструкции и прогноза радиоэкологической обстановки продемонстрирован для целого ряда сложных реальных ситуаций, включающих как радиационные аварии (Кыштым, Чернобыль, Фукусима), так и загрязнённые радионуклидами территории. Разработанные методы позволили адекватно описать такие неравновесные процессы, как динамический перенос радионуклидов между трофическими уровнями экосистем, распределение радиоактивности между возрастными классами популяций, пространственный биогенный перенос радионуклидов мигрирующими видами биоты и др.

В современной радиоэкологии актуальным направлением работ стало развитие методологии обеспечения радиационной безопасности окружающей среды. В этой связи особое значение приобрело решение проблемы разработки системы радиоэкологических моделей, позволяющих на основании данных о поступлении радионуклидов в окружающую среду выполнить комплексную оценку распределения и миграции радионуклидов в компонентах экосистем, рассчитать дозы облучения организмов и оценить тяжесть ожидаемых радиационных эффектов в природных популяциях и экосистемах.

Для решения этой комплексной задачи, кроме методов расчёта концентраций радионуклидов в компонентах природной среды, необходимо владение методами расчёта дозовых нагрузок на популяции наземных и водных организмов при загрязнении их среды обитания. В этой связи в монографии особое внимание уделено современным методам оценки дозы облучения организмов биоты; даны как традиционные, так и авторские методы расчёта доз. Представлены результаты модельных расчётов, связанных с реконструкцией и прогнозом динамики дозы облучения организмов для различных радиоэкологических ситуаций в условиях острого аварийного облучения, а также хронического радиационного воздействия на загрязнённых территориях (речная система Теча–Исеть–Тобол–Иртыш–Обь, Восточно-Уральский радиоактивный

след, Чернобыльская зона, река Енисей, район расположения предприятия по добыче урана и др.) .

В рамках новой задачи определения безопасных и опасных уровней радиационного воздействия на биоту в природных условиях была подготовлена база данных о дозах и эффектах хронического облучения популяций в зонах повышенной радиоактивности по данным отечественных и зарубежных публикаций. На основе статистического анализа этих данных авторами монографии была получена количественная шкала «мощность дозы – эффекты» для организмов северных и умеренных климатических зон. С использованием методов непараметрической статистики впервые количественно определены нижние пороги появления разных типов повреждающих эффектов при хроническом облучении организмов биоты (снижение выживаемости, ухудшение репродуктивной способности и рост заболеваемости). Разработаны динамические модели воздействия ионизирующего излучения на популяции и экосистемы, в том числе в условиях холодного климата. Для случаев высоких уровней острого облучения и низких уровней мощности дозы хронического облучения получены аналитические решения, позволяющие предсказать ожидаемую тяжесть повреждений в модельной экосистеме, включая изменения заболеваемости, смертности, сокращение жизни, снижение биосинтеза и биомассы популяции. Наряду с динамическими моделями радиоэкологических эффектов в локальных популяциях и экосистемах впервые разработана модель эволюции видов в биосфере в условиях воздействия природного радиационного фона.

Практическим применением результатов оценок экологически безопасных уровней хронического облучения организмов биоты явилась разработка контрольных уровней содержания радионуклидов в компонентах окружающей среды (атмосферный воздух, поверхностные морские и пресные воды, донные отложения, почва), при непревышении которых обеспечивается радиационная безопасность природных объектов. Контрольные уровни активности радионуклидов являются важным интегральным показателем оценки радиоэкологической обстановки на основе природоохранных критериев. Апробация предлагаемых показателей по данным мониторинга и радиоэкологического моделирования свидетельствует об их работоспособности и возможности применения для анализа радиационной безопасности природной среды в районах расположения объектов использования атомной энергии и на загрязнённых радионуклидами территориях.

Представленные в монографии методы моделирования радиэкологических процессов могут быть полезны для решения ряда научных и практических задач, таких как:

- прогнозирование и реконструкция динамики радиационной обстановки в нестационарных условиях (аварии, разовые повышенные выбросы и сбросы радионуклидов, отсутствие равновесия в распределении радионуклидов между компонентами природной среды);

- моделирование возможного влияния климатических изменений на пути переноса и накопления радионуклидов в компонентах природной среды, в том числе Арктической зоны России;

- прогнозирование биогенного переноса радионуклидов;

- выявление уязвимых популяций и признаков повреждения экосистем на загрязнённых территориях;

- оценка времени восстановления радиационно повреждённых популяций;

- экологическое нормирование содержания радионуклидов в компонентах природной среды;

- интегральная оценка состояния радиационной обстановки на загрязнённых территориях;

- развитие регионального радиэкологического мониторинга с учётом перспектив использования ядерных технологий и возможных изменений климата;

- развитие методологии оценки экологического риска от радиоактивного загрязнения окружающей среды по данным мониторинга и радиэкологического моделирования и др.

Авторы выражают надежду, что книга будет способствовать расширению знаний о сложных процессах взаимодействия ионизирующей радиации и биосферы, повышению качества экологической экспертизы, обеспечению объективного анализа данных радиационного мониторинга с учётом современных требований радиационной безопасности окружающей среды. Книга может быть полезной для широкого круга специалистов в области мониторинга и охраны окружающей среды, аварийного реагирования и прогнозирования радиационной обстановки, анализа экологического риска, а также экологам, физикам, инженерам, работающим в области оценки воздействия ядерных технологий на окружающую среду, студентам, аспирантам и преподавателям вузов природоохранной специализации.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абатуров Ю.Д., Абатуров А.В., Быков А.В., Линдемман Г.В., Лысыков А.Б., Меланхолин П.Н., Стороженко В.Г., Бураков Б.Е., Иерусалимов Е.Н., Носков А.А., Шабалов С.И. Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС. М.: Наука, 1996. 240 с.

Авария на АЭС «Фукусима-1»: опыт реагирования и уроки // Труды ИБРАЭ. Вып. 13 /Под ред. Р.В. Арутюняна. М.: Наука, 2013. 249 с.

Алекин О.А. Основы гидрохимии. Л.: Гидрометеиздат, 1970. 444 с.

Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. М.: Энергоатомиздат, 1982. 215 с.

Алексахин Р.М. Радиоэкологические уроки Чернобыля // Радиационная биология. Радиоэкология. 1993. Т. 33, № 1. С. 3 – 14.

Алексахин Р.М., Санжарова Н.И., Фесенко С.В. Радиоэкология и авария на Чернобыльской АЭС //Атомная энергия. 2006. Т. 100, № 4. С. 267 – 276.

Алексахин Р.М., Фесенко С.В. Радиационная защита окружающей среды: антропоцентрический и эоцентрический принципы //Радиационная биология. Радиоэкология. 2004. Т. 44, № 1. С.93 – 103.

Алексеев В.В. Физика и экология. М.: Знание, 1978. 47 с.

Алексеев В.В., Гирусов Э.В. Энергетика и проблемы экологии. Препринт. Пущино: АН СССР, 1981. 15 с.

Алексеев В.В., Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Физическое и математическое моделирование экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 367 с.

Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб: Наука, 2000. 147 с.

Антитела в облучённом организме / Под ред. Н.Н. Клемпарской. М.: Атомиздат, 1972. 280 с.

Антропова З.Г., Белова Е.И., Дибобес И.К. и др. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана. М.: Энергоатомиздат, 1990. 145 с.

Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси /Ред. Ю.А. Израэль, И.М. Богдевич. М.–Минск: Фонд «Ионосфера»–НИИ Природа, 2009. 140 с.

Бак З., Александер П. Основы радиобиологии. М.: Изд-во иностр. лит-ры, 1963. 500 с.

Бакунов Н.А., Макеев В.М. К разграничению водоёмов по накоплению ^{90}Sr рыбой //Экология. 2004. № 4. С. 312 – 316.

Балашова Н.Б., Никитина В.Н., Зимица Л.М., Сазыкина Т.Г. Многолетние изменения фитопланктона морского водоёма-охладителя Ленинградской АЭС // Экология. 1992. № 1. С. 10 – 16.

Барковский А.Н., Братилова А.А., Кормановская Т.А., Ахматдинов Руслан Р., Ахматдинов Рустам Р. Динамика доз облучения населения Российской Федерации за период с 2003 по 2018 год // Радиационная гигиена. 2019. Т. 12, № 4. С. 96 – 122.

Белова Н.В., Веригин Б.В., Емельянова Н.Г., Макеева А.П., Рябов И.Н. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоёме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеварийный период. 1. Состояние воспроизводительной системы рыб, перенёсших аварию // Вопросы ихтиологии. 1993. Т. 33, № 6. С. 814 – 828.

Берман Ш.А., Илзиль А.Э. Распределение микроэлементов марганца, железа, меди и цинка в органах и тканях пресноводных промысловых рыб // Микроэлементы в организме рыб и птиц. Рига: Зинатне, 1968. С. 5 – 17.

Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология. Особи, популяции и сообщества. В 2-х т. / Пер. с англ.; Под ред. А.М. Гилярова. М.: Мир, 1989. (Т. 1-667 с., Т. 2-477 с.).

Биоиндикация загрязнения наземных экосистем / Под ред. Э. Вайнерта. М.: Мир, 1988. 348 с.

Болсуновский А.Я., Муратова Е.Н., Суковатый А.Г., Пименов А.В., Санжараева Е.А., Зотина Т.А., Седельникова Т.С., Паньков Е.В., Корнилова М.Г. Радиоэкологический мониторинг реки Енисей и цитогенетические характеристики водного растения *Elodea canadensis* // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47, № 1. С. 63 – 73.

Бонд В., Флиднер Т., Аршамбо Д. Радиационная гибель млекопитающих. Нарушение кинетики клеточных популяций / Пер. с англ. М.: Атомиздат, 1971. 318 с.

Бондаренко Л.Г., Быстрова А.А., Гаврилов В.М., Душин В.Н., Лебедева А.В., Осипов В.В., Савельева И.М., Садыкин А.Д., Степанов А.В., Тишков В.П. Влияние Ленинградской атомной электростанции и других предприятий атомной промышленности региона на радиоэкологическое состояние Копорской губы Финского залива // Ядерная и радиационная безопасность России. Вып. 15. Москва: ГК «Росатом», 2013. С. 115 – 125.

Брагин Б.И. Кальций, стронций, стронций-90 и микроэлементы в ихтиоценозе // Экология гидробионтов водоёмов Казахстана. Алма-Ата: Институт зоологии АН КазССР, 1973. С. 99 – 110.

Брыкин С.Н., Серебряков И.С., Рознова Н.С., Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Формирование критериев признания загрязнённых радиоактивными веществами территорий, реабилитированными с учётом целей дальнейшего использования // XXXIX радиоэкологические чтения В.М. Клечковского (30 ноября 2010 год, Обнинск). Обнинск: ВНИИРАЭ, 2011. С. 83 – 90.

Бузинова Н.С., Данильченко О.П., Исакова Е.Ф., Ярков А.В., Минаева Н.Я., Соболев О.Ф., Филёнок О.Ф. Использование беспозвоночных для оценки качества среды в радиоэкологии // Радиоэкология почвенных животных / Отв. ред. Д.А. Криволицкий. М.: ИЭМЭЖ АН СССР, 1985. С. 66 – 71.

Буянов Н.И. Роль корма и воды в усвоении ^{137}Cs и ^{90}Sr пресноводными рыбами, обитающими в естественном водоёме с низкой минерализацией // Проблемы радиоэкологии и биологического действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар: Коми филиал АН СССР, 1976. С. 94 – 102.

Буянов Н.И., Лаптев М.И., Осолкова Н.М. Извлечение ^{90}Sr и ^{137}Cs гидробионтами различных трофических уровней пресноводных слабоминерализованных водоёмов // Взаимодействие между водой и живым веществом. М.: Наука, 1979. Т. 1. С. 248 – 251.

Вадзис Д.Р., Лейнерте М.Н., Сейсума З.К., Слока Я.Я. Стронций и кальций в природных пресноводных экосистемах. Рига: Зинатне, 1979. 196 с.

Вакуловский С.М., Колесникова Л.В., Тёртышник Э.Г., Уваров А.Д. Динамика загрязнения ^{137}Cs озера Кожановское в постчернобыльский период // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49, № 2. С. 204 – 208.

Вакуловский С.М., Крышев А.И., Тёртышник Э.Г., Чумичёв В.Б., Шишло А.Е., Савицкий Ю.В., Кудинов К.Г. Накопление ^{32}P в рыбе Енисея и реконструкция дозы облучения населения // Атомная энергия. 2004. Вып. 97, № 1. С. 61 – 67.

Вакуловский С.М., Никитин А.И., Чумичев В.Б. О загрязнении арктических морей радиоактивными отходами западно-европейских радиохимических заводов // Атомная энергия. 1985. Т. 58, вып. 6. С. 445 – 449.

Веригин Б.В., Белова Н.В., Емельянова Н.Г., Макеева А.П., Выборнов А.А., Рябов И.Н. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоёме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеаварийный период. 3. Результаты искусственного воспроизводства облучённых рыб // Вопросы ихтиологии. 1996. Т. 36, № 2. С. 248 – 259.

Вернадский В.И. Биосфера. Ленинград: Науч. хим.-техн. изд-во, 1926. 146 с.

Вернадский В.И. О концентрации радия живыми организмами // Доклады АН СССР. Сер. А, 1929. № 2. С. 33 – 34.

Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и её окружения. М.: Наука, 1987. 348 с.

Вернадский В.И. Научная мысль как планетное явление. М.: Наука, 1991. 271 с.

Вернадский В.И. Биосфера и ноосфера. Издание трудов к 150-летию со дня рождения В.И. Вернадского. М.: Айрис-пресс, 2013. 576 с.

Верховская И.Н., Маслов В.И., Маслова К.И. Действие малых доз радиации и инкорпорированных естественных радиоактивных элементов на сперматогенез полёвок-экономок в природных условиях // Радиобиология. 1965. Т. 5. С. 720 – 729.

Винберг Г.Г. Интенсивность обмена и пищевые потребности рыб. Минск: БелГУ, 1956. 254 с.

*Влияние ионизирующего излучения на сосновые леса в ближней зоне Чернобыльской АЭС /*Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Наука, 1996. 240 с.

*Влияние радиоактивных веществ на половую функцию и потомство /*Под ред. проф. Д.И. Закутинского. М.: Медгиз, 1963.

Водяницкий Ю.Н. Химические аспекты поведения урана в почвах (обзор литературы) // Почвоведение. 2011. № 8. С. 940 – 953.

Войтович А.М. Опухоли костей у травяной лягушки (*Rana temporaria* L.) в условиях загрязнения среды обитания радионуклидами // Доклады Национальной академии наук Беларуси. 2001. Т. 45, № 1. С. 91 – 94.

Вольтерра В. Математическая теория борьбы за существование. М.: Наука, 1976.

Воробейчик Е.Л. Экологическое нормирование токсических нагрузок на наземные экосистемы: автореф. дис. на соискание учёной степени доктора биологических наук по специальности 03.00.16 – экология. Екатеринбург: Институт экологии растений и животных Уральского отделения РАН, 2004. 48 с.

Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. 280 с.

Воронина Э.А. Влияние инкорпорированного радиостронция на половые железы самцов тилапии // Труды ВНИРО. 1974. Т. 100. С.84 – 93.

Воронина Э.А., Пешков С.П., Шеханова И.А. Биологические показатели хронически облучаемых популяций серебряного карася // Радиология животных. 1977. С. 71 – 72.

Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества. Справочник. Л.: Химия, 1990. 463 с.

Временные требования к критериям оценки регионального экологического риска. М.: Госкомэкология СССР, 1991.

Гаузе Г.Ф. Исследования над борьбой за существование в смешанных популяциях // Зоологический журнал. 1935. Т. 14, вып. 2. С. 243 – 270.

Гаузе Г.Ф. Борьба за существование. М.: Институт зоологии Московского университета, 1999. 175 с.

Гиляров А.М. Популяционная экология // уч. пособие. М.: МГУ, 1990.

Гиляров А.М. Экология биосферы. М.: Изд-во МГУ, 2016. 160 с.

Горбенко Ю.А., Крышев И.И. Статистический анализ динамики морской экосистемы микроорганизмов. Киев: Наукова Думка, 1985. 144 с.

Грачева Л.М., Королев В.Г. Генетические эффекты распада радионуклидов в клетках. М.: Атомиздат, 1977. 158 с.

Грёзе В.Н. Кормовые ресурсы рыб реки Енисей и их использование // Известия ВНИОРХ. 1957. Т. 41. 236 с.

Григорьев Ю.Г., Попов В.И., Шафиркин А.В. Соматические эффекты хронического гамма-облучения. М.: Энергоатомиздат, 1986. 200 с.

Громов В.В., Спицын В.И. Искусственные радионуклиды в морской среде. М.: Атомиздат, 1975. 224 с.

Громов В.В., Стародубцев Е.Г. Усвоение элементов группы железа фитопланктоном // Океанология. 1974. Т. 14, № 6. С. 1006 – 1012.

Гудков Д.И., Каглян А.Е., Киреев С.И., Назаров А.Б., Клёнус В.Г. Основные дообразующие радионуклиды в рыбе зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиозология. 2008. Т. 48. № 1. С. 48 – 59.

Гудков Д.И., Протасов А.А., Щербак В.И., Каглян А.Е., Назаров А.Б., Дьяченко Т.Н., Силаева А.А. Оценка современного состояния и уровней радионуклидного загрязнения основных компонентов биоценоза водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС // Материалы научно-практической конференции «Радиоэкология-2014». Киев, 24 – 26 апреля 2014 г. С. 43 – 48.

Гусев Д.И. Гигиенические критерии к оценке загрязнения радионуклидами прибрежных морских вод // Impacts of Nuclear Releases into the Aquatic Environment. IAEA-SM-198/56. Vienna: IAEA, 1975. С. 363 – 372.

Гусев Н.Г., Беляев В.А. Радиоактивные выбросы в биосфере. М.: Энергоатомиздат, 1991. 255 с.

Гуськова А.К., Байсоголов Г.Д. Лучевая болезнь человека. М.: Медицина, 1971. 384 с.

Гуськова В.Н. Уран. Радиационно-гигиеническая характеристика. М.: Атомиздат, 1972.

Гуськова В.Н., Заседателев А.А., Ильин Б.Н., Прокофьев О.Н., Тихонова А.И. // Труды Института экологии растений и животных. Свердловск: Уральский научный центр АН СССР, 1971. С. 128 – 134.

Гуськова В.Н., Машнева Н.И., Родионова Л.Ф., Куприянова В.М., Заседателев А.А., Сукальская С.Я. Биологическое действие ^{106}Ru , ^{131}I на водные организмы // Радиоэкология водных организмов. Вып. 2. Распределение и миграция радионуклидов в пресноводных и морских биоценозах. Рига: Зинатне, 1973. С. 185 – 192.

Дажо Р. Основы экологии / Пер. с франц. М.: Прогресс, 1975. 415 с.

Данные по радиоактивному загрязнению территории населённых пунктов Российской Федерации цезием-137, стронцием-90 и плутонием-(239 + 240) / Под ред. С.М. Вакуловского. Обнинск, ФГБУ «НПО «Тайфун», 2020. 224 с. Электронный ресурс URL: https://www.rpatyphoon.ru/upload/medialibrary/e6a/ezheg_rzrf_2020.pdf.

Дарвин Ч. Происхождение видов путём естественного отбора / Пер. с англ. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1939. 831 с.

Даренская Н.Г., Правдина Г.М. Реакция избегания животными радиационных полей //Бюллетень экспериментальной биологии и медицины. 1968. Т. 6, № 4. С. 23 – 27.

Дейвид Г. Порядковые статистики /Пер. с англ. М.: Наука, 1979. 336 с.

Декларация по окружающей среде и развитию. Принята Конференцией ООН по окружающей среде и развитию, Рио-де-Жанейро, 3 – 14 июня 1992 года. https://www.un.org/ru/documents/decl_conv/declarations/riodecl.shtml.

Елисеева К.Г., Войтович А.М., Плоская М.В., Смаль С.Э. Генетический мониторинг популяций бурых лягушек, обитающих в загрязнённых радионуклидами районах Республики Беларусь //Радиационная биология. Радиоэкология. 1994. Т. 34, вып. 6. С. 838 – 846.

Ермохин Н.Я., Мунтян С.П. Некоторые особенности биологии плотвы из водоёма с повышенным содержанием ^{90}Sr и ^{137}Cs //Радиоэкология животных. 1977. С. 76 – 77.

Жадин В.И., Герд С.В. Реки, озёра и водохранилища СССР, их флора и фауна. М.: Министерство просвещения, 1961. 599 с.

Жербин Е.А., Чухловин А.Е. Радиационная гематология. М.: Медицина, 1989. 175 с.

Журавлев В.Ф. Токсикология радиоактивных веществ. 2-е изд. М.: Энергоатомиздат, 1990. 336 с.

Загрязнение воздуха и жизнь растений / Под ред. М. Трешоу. Ленинград: Гидрометеиздат, 1988. 534 с.

Зайнуллин В.Г., Таскаев, А.И., Башлыкова, Л.А., Загорская, Н.Г. Ракин, А.О., Шевченко, В.А., Мяснянкина, Е.Н., Генералова, М.В. Генетические последствия аварии на Чернобыльской АЭС для природных популяций мышевидных грызунов и дрозофилы. Сер. препр. «Научные доклады». Сыктывкар: Коми научный центр УрО АН СССР, 1988. 24 с.

Зайнуллин В.Г., Ракин А.О., Таскаев А.И. Динамика частоты онтогенетических нарушений в микропопуляциях мышевидных грызунов, обитающих в районе аварии на Чернобыльской АЭС //Радиационная биология. Радиоэкология. 1994. Т. 34, №. 6. С. 847 – 851.

Зарубин О.Л., Зарубина Н.Е., Костюк В.А., Малюк И.А. ^{137}Cs в биоте водоёма-охладителя ЧАЭС на этапе его трансформации // Материалы научно-практической конференции «Радиоэкология-2014». Киев, 24–26 апреля 2014 г. С. 141 – 142.

Захаров В.М. Асимметрия морфологических структур животных как показатель незначительных изменений состояния среды //Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеиздат, 1991. С. 6 – 19.

Зимин В.Л., Рябова В.Н. Изменение структуры прибрежной ихтиофауны и зоопланктона Копорской губы Финского залива //Труды Института экспериментальной метеорологии. 1992. Вып. 19 (152). С. 77 – 85.

Зими́на Л.М., Бала́шова Н.Б., Крыше́в И.И., Никити́на В.Н., Сазы́кина Т.Г. Антропогенное эвтрофирование водоёма-охладителя Ленинградской АЭС // Эколого-геофизические аспекты мониторинга районов АЭС. Труды Института экспериментальной метеорологии, 1992а. Вып.19(152). С. 61 – 70.

Зими́на Л.М., Сазы́кина Т.Г., Зими́н В.Л., Рябова В.Н. Оценка воздействия теплового загрязнения и биогенных стоков на состояние прибрежных биоценозов водоёма-охладителя Ленинградской АЭС // Экология АЭС. Сборник материалов научного семинара (1 – 10 июня 1991 г., Одесса). М.: Ядерное общество, 1992б. С. 165 – 171.

Ивлев В.Г. Метод вычисления количества пищи, потребляемого растущей рыбой // Биология внутренних водоёмов Прибалтики. Труды VII научной конференции по изучению внутренних водоёмов Прибалтики. Петрозаводск, 1959. М.: Изд-во АН СССР, 1962. С. 132 – 138.

Ивлева В.С. Температура среды и скорость энергетического обмена у водных животных. Киев: Наукова думка, 1981. 231 с.

Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А., Петров В.Н., Ровинский Ф.Я., Стукин Е.Д. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред /Под ред. Ю.А. Израэля. Ленинград: Гидрометеиздат, 1990. 296 с.

Ильенко А.И. О биологическом действии загрязнения поверхности почвы радиоактивным стронцием-90 на популяцию полёвок // Экология млекопитающих и птиц. М.: Наука, 1967. С. 122 – 126.

Ильенко А.И. Радиоэкология диких животных //Современные проблемы радиобиологии //Радиоэкология. 1971. Т. 2. С. 279 – 315.

Ильенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяции. М.: Наука, 1974. 168 с.

Ильенко А.И., Исаев С.И., Рябцев И.А. Радиочувствительность некоторых видов мелких млекопитающих и возможность адаптации популяций грызунов к искусственному загрязнению биогеоценоза стронцием-90 //Радиобиология. 1974. Т. 14. С. 572 – 575.

Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Эффект эволюционной адаптации популяции лесных мышей к загрязнению биогеоценоза ^{90}Sr //Радиобиология. 1986. Т. 26, № 1. С. 102 – 105.

Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Рыжие полёвки-гипооксигены и их отношение к пониженному атмосферному давлению // Доклады АН СССР. 1988а. Т. 301, № 2. С. 503 – 504.

Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Гипооксигения в популяциях млекопитающих радионуклидофоров //Доклады АН СССР. 1988б. Т. 300, № 6. С. 1510 – 504.

Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Экология животных в радиационном биогеоценозе. М.: Наука, 1989. 223 с.

Ильенко А.И., Крапивко Т.П., Мажейките Р.Б., Смирнова О.В. Изучение влияния загрязнения ^{90}Sr биогеоценоза на популяцию лесных мышей // Проблемы и задачи радиоэкологии животных. М.: Наука, 1980. С. 97 – 120.

Ильенко А.И., Рябцев И.А. Проблемы радиоэкологии птиц // Проблемы и задачи радиоэкологии животных. М.: Наука, 1980. С. 69 – 97.

Ильязов Р.Г., Юдина Г.Н., Парфенцев Н.И. Изучение гормональной функции щитовидной железы и продуктивных показателей у коров и овец при длительном их содержании на территории Белоруссии, загрязнённой радионуклидами // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. Т. 2. СПб: Гидрометеоздат, 1993. 340 с.

Казаков С.В. Управление радиационным состоянием водоёмов-охладителей АЭС. Киев: Техника, 1995. 192 с.

Калистратова В.С., Беляев И.К., Жорова Е.С., Нисимов П.Г., Парфенова И.М., Тищенко Г.С., Цапков М.М. Радиобиология инкорпорированных радионуклидов. М.: Изд-во ФМБЦ им. А.И. Бурназяна, 2012. 464 с.

Карпенко Е.И. Комплексная оценка радиационного воздействия объектов ядерной энергетики на окружающую среду и человека: дис. на соискание учёной степени доктора биологических наук по специальности 03.01.01 – радиобиология. Обнинск, ФГБНУ «ВНИИРАЭ», 2020. 317 с.

Катков А.Е. Введение в региональную радиоэкологию моря. М.: Энергоатомиздат, 1985. 160 с.

Катрич И.Ю. Динамика выпадения трития с атмосферными осадками на территорию СССР и его сток в окружающие моря // Метеорология и гидрология. 1991. № 7. С. 106 – 110.

Кичигин А.И., Таскаев А.И. «Водный промысел»: история производства радия в Республике Коми (1931 – 1956 гг.) // Вопросы истории естествознания и техники. 2004. № 4. С. 3 – 30.

Клёвезаль Г.А., Серёженков В.А., Бахур А.Е., Крушинская Н.Л., Трунова Ю.Е., Соколов А.А. Динамика радиационной нагрузки на северных оленей Новой Земли // Радиационная биология. Радиоэкология. 1997. Т. 37, вып. 1. С. 98 – 104.

Клёвезаль Г.А., Соколов А.А. Оценка выживаемости поздно рождённых или отставших в развитии северных оленей (*Rangifer tarandus*) по результатам анализа регистрирующих структур // Зоологический журнал. 1999. Т. 76, вып. 7. С. 865 – 871.

Клёнус В.Г., Беляев В.В., Фомовский М.А., Насвит О.И., Простантин В., Рябов И.Н. и др. Экологические аспекты формирования уровней радионуклидного загрязнения пресноводной рыбной продукции // Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на ЧАЭС. Т. 2. / Под ред. О.В. Войцеховича. Киев, 1998. С. 106 – 118.

Ковалев Е.Е. Концепция приемлемого риска и проблема безопасности населения //Экология АЭС. Сборник материалов научного семинара (1 – 10 июня 1991 г., Одесса) / Под ред. Р.М. Алексахина, И.И. Крышева, С.В. Барбашева. М: Ядерное общество, 1992. С. 7 – 16.

Ковалев Е.Е., Крышев И.И., Масленникова А.А., Чалый-Прилуцкий В.А. Требования к критериям оценки регионального экологического риска для АЭС// Экология АЭС. Сборник материалов научного семинара (1 – 10 июня 1991 г., Одесса) / Под ред. Р.М. Алексахина, И.И. Крышева, С.В. Барбашева. М: Ядерное общество, 1992. С. 17 – 19.

Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиационное воздействие на хвойные леса в районе аварии на Чернобыльской АЭС. Сыктывкар: Коми научный центр института биологии УрО АН СССР, 1990. 136 с.

Козубов Г.М., Таскаев А.И. Радиобиологические и радиоэкологические исследования древесных растений. СПб: Наука, 1994. С. 16 – 247.

Коноплёв А.В., Булгаков А.А., Жирнов В.Г., Бобовникова Ц.И., Кутняков И.В., Сиверина А.А., Попов В.Е., Вирченко Е.П. Исследование поведения ^{137}Cs и ^{90}Sr в озёрах Святое и Кожановское Брянской области //Метеорология и гидрология, 1998. № 11. С. 78 – 87.

Корытный В.С., Шведов В.Л., Пряхин Е.А. Количественные соотношения между основными отдалёнными эффектами и дозиметрическими параметрами воздействия ^{90}Sr у крыс // Хроническое радиационное воздействие: риск отдалённых эффектов. Материалы 1-го Международного симпозиума (Челябинск, 9 – 13 января 1995 г.). Т. 1. М.: ИздАТ, 1996. С. 76 – 89.

Крапивко Т.П. Экологические особенности популяции млекопитающих в радиационном биогеоценозе (на примере лесных мышей): автореф. дис. канд. биол. наук. М: 1986. 25 с.

Крапивко Т.П., Ильенко А.И. Становление радиорезистентности популяции лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) под действием повышенного фона ионизирующей радиации // Зоологический журнал. 1988. Т. 67, № 2. С. 246 – 250.

Крапивко Т.П., Ильенко А.И. Изучение процессов радиоадаптации популяции рыжих полёвок (*Clethrionomus glareolus*)-цезиефоров //Доклады АН СССР. 1990. Т. 315, № 5. С. 1275 – 1277.

Краткий справочник по геохимии / Составители: Г.В. Войткевич, А.Е. Мирошников, А.С. Поваренных, В.Г. Прохоров. М.: Недра, 1977. 184 с.

Криволицкий Д.А. Радиобиология сообществ наземных животных. М.: Энергоатомиздат, 1983. 87 с.

Криволицкий Д.А., Покаржевский А.Д., Усачёв В.Л., Шеин Г.Н., Надворный В.Г., Викторов А.Г. Влияние радиоактивного загрязнения среды на фауну почв в районе Чернобыльской АЭС //Экология. 1990. № 6. С. 32 – 42.

Криволицкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А. и др. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз. М.: Наука, 1988. 240 с.

Криволицкий Д.А., Усачёв В.Л., Архиреева А.И., Шейн Г.П. Изменение структуры животного населения (наземных и почвенных беспозвоночных) под влиянием загрязнения местности стронцием-90 // Экологические последствия радиоактивного загрязнения в Южном Урале. М.: Наука, 1993. С. 241 – 250.

Кривошеина М.Г. Экологически-фаунистическое исследование двукрылых Восточно-Уральского радиоактивного следа // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 145 – 155.

Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. Л.А. Ильина, В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.

Крышев А.И. Динамическая модель миграции радионуклидов в пресноводном гидробиоценозе: автореф. дис. на соискание учёной степени канд. физ.-мат. наук. М.: МГУ, Биологический факультет, 2000а. 24 с.

Крышев А.И. Реконструкция радиоэкологического состояния водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС в ранний период после аварии // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. Международная конференция, Москва, 24 – 26 апреля 2000 г.: Сборник трудов, т. 2. СПб: Гидрометеиздат, 2000б. С. 361 – 366.

Крышев А.И. Биологический перенос радионуклидов в экосистеме реки Енисей и оценка дозы облучения природной биоты // Известия вузов. Ядерная энергетика. 2007. № 4. С. 31 – 39.

Крышев А.И. Динамическое моделирование переноса радионуклидов в гидробиоценозах и оценка последствий радиоактивного загрязнения для биоты и человека: автореф. дис. на соискание учёной степени доктора биологических наук. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2008а. 50 с.

Крышев А.И. Моделирование загрязнения рыб ^{90}Sr в зависимости от концентрации кальция в воде // Радиационная биология. Радиоэкология. 2008б. Т. 48, № 3. С. 372 – 377.

Крышев А.И. Динамическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах // Проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды. Сборник статей. Т. 2. Обнинск: ВНИИГМИ-МЦД, 2010. С. 100 – 114.

Крышев А.И., Абраменков А.А., Аврамова Д.А., Берёзаева Е.Б., Глата С.А., Кондратюк Д.В., Лисичкина А.Ю., Махмудова Е.И., Мокрова Л.А., Окунева Л.А., Приймак Л.В., Романова Ю.М., Семёнова Т.Г., Скоркина О.В., Крышев И.И. Опыт валидации моделей радиоактивного загрязнения ^{137}Cs экосистемы чернобыльского водоёма-охладителя // Известия высших учебных заведений. Ядерная энергетика. 1996, № 3. С. 16 – 20.

Крышев А.И., Бадальян К.Д., Сазыкина Т.Г., Крышев И.И. Оценка допустимого содержания радионуклидов в почве по уровням радиационного риска для населения с учётом целей землепользования // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Выпуск 8. Екатеринбург, 2006. С. 174 – 195.

Крышев А.И., Носов А.В. Радиоэкологическая модель переноса ^{90}Sr и ^{137}Cs в речной системе Исеть – Тобол – Иртыш // Известия вузов. Ядерная Энергетика. 2005. № 3. С. 16 – 25.

Крышев А.И., Рябов И.Н. Моделирование различных типов размерного эффекта в накоплении ^{137}Cs рыбой водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 2000. Т. 40 (1). С. 108 – 112.

Крышев А.И., Рябов И.Н. Модель расчёта загрязнения рыб ^{137}Cs и её применение для озера Кожановское (Брянская область) // Радиационная биология. Радиоэкология. 2005. Т. 45, № 3. С. 338 – 345.

Крышев А.И., Сазыкина Т.Г., Крышев И.И., Косых И.В. Оценка контрольных уровней радиоактивного загрязнения водных объектов на основе экологических критериев // Метеорология и гидрология. 2017. Т. 42, № 5. С. 91 – 97.

Крышев И.И. Экологические критерии радиационной защиты в ядерной энергетике // Атомная энергия. 1993. Т. 74, вып. 4. С. 321 – 327.

Крышев И.И. Радиационный мониторинг окружающей среды // Альманах научных трудов к 60-летию НПО «Тайфун» / Под ред. д-ра техн. наук В.М. Шершакова и д-ра физ.-мат. наук А.Ф. Нерушева. М.: ООО «Информполиграф», 2018. С. 85 – 110.

Крышев И.И., Бурякова А.А., Сазыкина Т.Г. Оценка радиоэкологической обстановки на территориях аварийного чернобыльского следа в России (1986 – 2020) // Радиация и риск. 2021. № 2. С. 25 – 37.

Крышев И.И., Бурякова А.А., Сазыкина Т.Г. Оценка эколого-экономического ущерба от радиоактивного загрязнения окружающей среды // Радиационная биология. Радиоэкология. 2021. Т. 61, № 1. С. 105 – 112.

Крышев И.И., Крышев А.И. Сравнительная оценка дозы облучения гидробионтов от радиационных аварий на АЭС «Фукусима» и Чернобыльской АЭС // Известия вузов. Ядерная энергетика. 2011. № 3. С. 84 – 91.

Крышев И.И., Крышев А.И., Панченко С.В., Ведерникова М.В. Критерии реабилитации загрязнённых радионуклидами территорий размещения объектов использования атомной энергии // Радиация и риск. 2018. Т. 27, № 1. С. 33 – 42.

Крышев И.И., Михайлов В.Н., Сазыкина Т.Г. Математическая модель динамики фитопланктона морской прибрежной экосистемы // Гидробиологические исследования эстуариев. Труды ЗИН АН СССР, 1986. Т. 141. С. 17 – 24.

Крышев И.И., Павлова Н.Н., Косых И.В., Бурякова А.А., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Каткова М.Н. Оценка радиационной безопасности окружающей среды в зоне влияния ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. 2019. № 3. С. 40 – 50.

Крышев И.И., Павлова Н.Н., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Косых И.В., Бурякова А.А., Газиев И.Я. Оценка радиационной безопасности окружающей среды в зоне наблюдения объектов использования атомной энергии // Атомная энергия. 2021. Т. 130, № 2. С. 111 – 116.

Крышев И.И., Печуров А.В., Носов А.В. Методические указания по определению нормативов допустимых уровней поступления трития в моря Российской Федерации //Ядерная и радиационная безопасность России. 2002. Вып. 4(7). С. 23 – 32.

Крышев И.И., Романов Г.Н., Исаева Л.Н., Крышев А.И., Холина Ю.Б. Радиоэкологическое состояние озёр Восточно-Уральского радиоактивного следа // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Вып. 4 / Под ред. А.В. Трапезникова, С.М. Вовк. Заречный: Техноцентр, 2001. С. 107 – 122.

Крышев И.И., Романов Г.Н., Сазыкина Т.Г., Исаева Л.Н., Холина Ю.Б. Радиоэкологические проблемы Южного Урала. М.: Российское ядерное общество, 1997. 118 с.

Крышев И.И., Рябов И.Н., Сазыкина Т.Г. Оценка экологических эффектов загрязнения природной среды в районе размещения АЭС //Экология АЭС. Сборник материалов научного семинара (1 – 10 июня 1991 года, Одесса). М.: Российское ядерное общество, 1992. С. 114 – 122.

Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. 2-е изд., перераб. и доп. М.: ИздАТ, 2010. 497 с.

Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологический риск радиационных аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС «Фукусима» (Япония) // Атомная энергия. 2017. Т. 122, № 1. С. 46 – 55.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. О динамике накопления радионуклидов в экосистеме водоёма-охладителя //Экология. 1984. № 5. С. 84 – 86.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Миграция радиоактивных изотопов в водных экосистемах //Водные ресурсы. 1984. № 6. С. 109 – 116.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. М.: Энергоатомиздат, 1986. 152 с.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Михайлов В.Н. Имитационная модель динамики планктона //Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып.10. М.: Энергоатомиздат, 1986. С. 79 – 81.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Имитационные модели динамики экосистем в условиях антропогенного воздействия ТЭС и АЭС. М.: Энергоатомиздат, 1990а. 184 с.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Моделирование динамики дозы облучения гидробионтов при аварийном загрязнении пруда-охладителя //Водные ресурсы. 1990б. № 6. С. 85 – 88.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Критерии оценки экологического риска // Эколого-геофизические аспекты ядерных аварий. М.: Гидрометеоиздат, 1992. С. 160 – 168.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Моделирование миграции радионуклидов в экосистеме водоёма-охладителя АЭС //Экология регионов атомных станций. Вып. 1. М.: Российское ядерное общество. 1994. С. 262 – 275.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Санина К.Д. Экологическое нормирование воздействия объектов ядерной энергетики на окружающую среду // Проблемы гидрометеорологии и мониторинга окружающей среды. Том II. Обнинск: НПО «Тайфун», 2010. С. 51 – 68.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Оценка мощности дозы облучения морской биоты в районе расположения аварийной АЭС «Фукусима» (Япония) в марте – мае 2011 года // Атомная энергия. 2011. Т. 111, вып. 1. С. 41 – 45.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Бобошко В.И., Францев В.Н., Ермакова М.А. Влияние радиоактивных выбросов уранодобывающего и перерабатывающего производств ОАО «ППГХО» на население и биоту // Атомная энергия. 2012. Т. 113, № 3. С. 173 – 177.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Радиационная безопасность окружающей среды: необходимость гармонизации российских и международных нормативно-методических документов с учётом требований федерального законодательства и новых международных основных норм безопасности ОНБ-2011 // Радиация и риск. 2013. Т. 22, № 1. С. 47 – 61.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Радиационная безопасность биосферы: научные и нормативно-методические аспекты. XLII Радиоэкологические чтения, посвящённые действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Ключковскому (3 декабря 2013 года). Обнинск: ГНУ «ВНИИСХРАЭ», 2014. С. 31 – 76.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Радиационная безопасность окружающей среды: критерии и экологические нормативы. Опыт практического применения для объектов использования атомной энергии // Вестник Российской Академии естественных наук. 2015. № 4. С. 16 – 23.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И. Экологические риски Чернобыльской аварии // Сборник трудов конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления», Обнинск, 19 – 21 апреля 2016 года. Обнинск, 2016. С. 246 – 266.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И. Опыт апробации радиоэкологических критериев безопасности окружающей среды для Восточно-Уральского радиоактивного следа и районов расположения объектов использования атомной энергии // XLVI Радиоэкологические чтения В.М. Ключковского (30 ноября 2017 года, ВНИИРАЭ, Обнинск): сборник материалов. Обнинск: ФГБНУ «ВНИИРАЭ», 2017. С. 29 – 58.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Радиационная безопасность окружающей среды: обзор российских и международных публикаций // Радиация и риск. 2018. Т. 27, № 3. С. 113 – 131.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Косых И.В., Павлова Н.Н., Бурякова А.А., Газиев И.Я. Экологические критерии реабилитации загрязнённых радионуклидами территорий // Третий научно-технический семинар «Проблемы

переработки и кондиционирования радиоактивных отходов» (24 – 28 июня 2019 года, Санкт-Петербург): Сборник докладов. Росатом, СПб., 2019. С. 115 – 120.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Косых И.В., Павлова Н.Н., Бурякова А.А., Газиев И.Я. Мониторинг радиоактивности приземного воздуха и атмосферных выпадениях в районе расположения АЭС // Атомная энергия. 2019. Т. 126, вып. 4. С. 228 – 234.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Аракелян А.А., Ведерникова М.В., Панченко С.В. Вопросы установления нормативов радиационной безопасности объектов живой природы, в то числе при обращении с радиоактивными отходами // Радиоактивные отходы. 2021. № 2 (15). С. 99 – 105.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И., Косых И.В., Павлова Н.Н., Бурякова А.А. Принципы и критерии экологического нормирования качества окружающей среды по уровням радиоактивности // Метеорология и гидрология. 2021. № 5. С. 31 – 37.

Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Павлова Н.Н., Косых И.В., Бурякова А.А., Крышев А.И. Оценка радиационной безопасности морской среды в районе расположения Ленинградской АЭС по данным многолетнего мониторинга (1973 – 2019) // Морской биологический журнал. 2021. Т. 6, № 1. С. 1 – 17.

Кудряшов Ю.Б. Радиационная биофизика. М.: Физматлит, 2004. 303 с.

Кудряшов Ю.Б., Беренфельд Б.С. Основы радиационной биофизики. М.: Изд-во МГУ, 1982. 302 с.

Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Загорская Н.Г., Таскаев А.И. Биохимические механизмы радиационного поражения природных популяций мышевидных грызунов. СПб.: Наука, 1997. 156 с.

Кузин А.М. Структурно-метаболическая теория в радиобиологии. М.: Наука, 1986. 282 с.

Кузин А.М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли. М.: Наука, 1991. 117 с.

Кулебакина Л.Г., Бачурин А.А. Коэффициенты накопления стронция, стронция-90 и кальция черноморскими организмами в природных условиях // Морская радиоэкология / Под ред. Г.Г. Поликарпова. Киев: Наукова Думка, 1970. С. 168 – 174.

Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология (почвенные и пресноводные экосистемы). М.: Наука, 1975. 184 с.

Куликов Н.В., Чеботина М.Я. Радиоэкология пресноводных биосистем. Свердловск: Уральское отделение АН СССР, 1988. 129 с.

Куликов, Н.В., Фамелис С.А. Изменения радиочувствительности *Limnaea stagnalis* L. на разных стадиях эмбрионального развития // Труды Института экологии растений и животных УрО АН СССР. Вып. 74. Свердловск: УрО АН СССР, 1970. С. 21 – 28.

Куликова В.Г., Куликов Н.В., Гусева В.П. О накоплении и выделении ^{90}Sr и ^{137}Cs у рыб // Проблемы радиозологии водоёмов-охладителей атомных электростанций. Труды Института экологии растений и животных. Вып. 110. Свердловск: УрО АН СССР, 1978. С. 76 – 80.

Лаверов Н.П. Экологические проблемы добычи урана в СНГ // Экология ядерной отрасли. М.: Минатом России, 2001. С. 58 – 72.

Лаврентьева Г.В., Сынзыныс Б.И. Современные тенденции оценки радиационного экологического риска. Обзор // Радиация и риск. 2020. Т. 29, № 2. С. 128 – 138.

Лебедева Н.В. Популяции большой синицы и мухоловки-пеструшки на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Доклады РАН. 1994. Т. 335, № 4. С. 535 – 537.

Лебедева Н.В., Рябцев И.А., Белоглазов М.В. Популяционная радиозология птиц // Успехи современной биологии. 1996. Т. 116, вып. 4. С. 432 – 445.

Левдик Т.И., Лемберг В.К. К вопросу об отдалённых последствиях поражением нептунием-237 // Отдалённые последствия лучевых поражений / Под ред. Ю.И. Москалева. М.: Атомиздат, 1971. С. 449 – 456.

Левдик Т.И., Ледберг В.К., Булдаков Л.А., Любчанский Е.Р., Печерников В.М. Биологическая эффективность ^{237}Np // Радиобиология. 1971. Т. 11 (5). С. 747 – 753.

Левина С.Г., Аклеев А.В. Современная радиозологическая характеристика озёрных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа / Под ред. А.В. Аклеева. М., 2009. 272 с.

Ленинджер А. Биохимия. М.: Мир, 1974. 957 с.

Либих Ю. Химия в приложении к земледелию и физиологии. М.–Л.: ОГИЗ-СельхозГИЗ, 1936. 407 с.

Линге И.И., Ведерникова В.В., Уткин С.С., Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Курындина Л.А., Мокров Ю.Г. Оценка ущерба от радиационного воздействия на окружающую среду в районе расположения водоёма Карачай // Вопросы радиационной безопасности. 2014. № 2. С. 34 – 42.

Лысцов В.Н., Скотникова О.Г., Большаков О.П., Еремин А.Н., Мартынов Ю.Н., Смирнова С.А., Чепунов М.М., Черняков В.П. Оценка дозовых нагрузок гидробионтов водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС в 1989 году // Биологические и радиозологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской атомной станции. Тезисы докладов I-й Международной конференции «Зелёный мыс». М.: АН СССР, 1990. С. 107.

МАГАТЭ. Оценка воздействия на окружающую среду спуска воды в водоёме-охладителе Чернобыльской АЭС в качестве основы для его вывода из эксплуатации и восстановления. IAEA-Techdoc-1886. Вена: МАГАТЭ. 2021. 194 с.

Макеева А.П., Емельянова Н.Г., Белова Н.В., Рябов И.Н. Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоёме-охладителе

Чернобыльской АЭС в послеварийный период. 2. Развитие воспроизводительной системы у потомства первого поколения // Вопросы ихтиологии. 1994. Т. 34, № 5. С. 681-696.

Малахов С.Г. Соотношение между запасами стронция-90 в стратосфере и его выпадениями на поверхность земли // Радиоактивность атмосферы. Труды ИЭМ. 1972. № 1 (32). С. 15 – 26.

Малахов С.Г., Махонько К.П. Горячие аэрозольные частицы в атмосфере // Атомная энергия. 1963. Т. 15, № 3. С. 238 – 245.

Малахов К.П., Силантьев А.Н., Бобовникова Ц.И., Брендаков В.Ф., Махонько К.П., Полякова Т.В., Савченкова А.А., Чуркин В.Н. Исследование динамики радиоактивных выпадений на территории СССР в 1963 – 1967 гг. // Радиоактивность атмосферы. Труды ИЭМ. 1970. № 17. С. 5 – 16.

Мамихин С.В., Щеглов А.И. Имитационное моделирование в экологии, радиозоологии и радиобиологии. М.: ООО «МАКС ПРЕСС», 2020. 60 с.

Мануйлова Е.Г. Эколого-биологические аспекты становления радиозоологии и радиозоологического мониторинга в России: дис. на соискание учёной степени канд. биол. наук по специальности 07.00.10 – история науки и техники. М.: Институт истории естествознания и техники им. С.И. Вавилова РАН, 2016. 162 с.

Марей А.Н. Санитарная охрана водоёмов от загрязнений радиоактивными веществами. М.: Атомиздат, 1976. 224 с.

Марей А.Н., Зыкова А.К., Сауров М.М. Радиационная коммунальная гигиена. М.: Энергоатомиздат, 1984. 176 с.

Мартюшов В.В., Спирин Д.А., Базылев В.В. и др. Радиозоологические аспекты поведения долгоживущих радионуклидов в пойменных ландшафтах верхнего течения реки Теча // Экология. 1997. № 5. С. 361 – 368.

Мартюшов В.З., Криволицкий Д.А., Смирнов Е.Г., Тарасов О.В. Экологические последствия длительного радиоактивного загрязнения на Южном Урале // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 49 – 72.

Маслов В.И. О проведении комплексных радиозоологических исследований в биогеоценозах с повышенной радиоактивностью // Радиозоологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972а. С. 9 – 21.

Маслов В.И. Радиозоология тетеревиных птиц в биогеоценозах ториевого района // Радиозоологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972б. С. 190 – 215.

Маслов В.И., Маслова К.И. Некоторые вопросы радиозоологии выдры биогеоценоза ториевого района. // Радиозоологические исследования в природных биогеоценозах / Под ред. И.Н. Верховской. М.: Наука, 1972б. С. 173 – 191.

Маслов В.И., Маслова К.И. Радиозоологические группы млекопитающих и птиц биогеоценозов районов повышенной естественной радиоактивности //

Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972а. С. 161 – 172.

Маслов В.И., Маслова К.И., Груздев В.И. Изменение интенсивности размножения полёвок-экономок под влиянием радиоэкологических и других природных факторов // Миграция и биологические действия естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. Труды Коми филиала АН СССР. № 46. Сыктывкар: Коми филиал АН СССР, 1980. С. 92 – 101.

Маслова К.И. Реакция популяций и особенности приспособления организма животных к действию ионизирующей радиации как радиоэкологическому фактору среды // Миграция и биологические действия естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. Труды Коми филиала АН СССР. № 46. Сыктывкар: Коми филиал АН СССР, 1980. С. 76 – 91.

Маслова К.И., Верховская И.Н. Биологическое действие повышенной радиоактивности на организм животных в природных условиях // Проблемы радиоэкологии и биологические действия малых доз ионизирующей радиации. Сыктывкар: Коми филиал АН СССР, 1976. С. 127 – 141.

Маслова К.И., Маслов В.И. Действия ТЕРН на животных (на примере популяции полёвки-экономки *Microtus oeconomus* Pall population) // Тяжёлые естественные радионуклиды в биосфере. Глава 7. М.: Наука, 1990. С. 234 – 282.

Маслова К.И., Материй Л.Д., Ермакова О.В., Таскаев А.И. Атлас патоморфологических изменений у полёвок-экономок из очагов локального радиоактивного загрязнения. СПб.: Наука, 1994. 192 с.

Материй Л.Д. Цитоморфологическое изучение системы крови полёвок-экономок (*Microtus oeconomus* Pall.), обитающих в условиях повышенных уровней естественной радиоактивности: автореф. дис. канд. биол. наук. Сыктывкар, 1979. 25 с.

Материй Л.Д. Возрастные особенности реакции костного мозга у полёвок-экономок, обитающих в условиях повышенной естественной радиоактивности // Миграция и биологические действия естественных радионуклидов в условиях северных биогеоценозов. Труды Коми филиала АН СССР. № 46. Сыктывкар: Коми филиал АН СССР. 1980. С. 102 – 107.

Материй Л.Д. Некоторые подходы к изучению радиочувствительности *Microtus oeconomus* pall., отловленных на участках с различным гамма-фоном // Радиочувствительность растений и животных биогеоценозов с повышенным естественным фоном радиации. Труды Коми научного центра УрО АН СССР. № 97. Сыктывкар: Коми филиал АН СССР, 1988. С. 16 – 25.

Материй Л.Д., Маслова К.И. Морфологические изменения в кроветворной системе животных, длительно обитающих в условиях повышенной естественной радиоактивности // Информационный бюллетень Научного совета АН СССР «Радиобиология». № 1. М.: Научный совет АН СССР, 1977. С. 107 – 109

Махонько К.П. Поведение в атмосфере радиоактивных продуктов ядерных взрывов. СПб.: Гидрометеиздат, 2002. 164 с.

Махонько К.П. Ветровой подъём радиоактивной пыли с земли. Обнинск: ГУ НПО «Тайфун», 2008. 427 с.

Махонько К.П., Павлова Л.Н. Радиоактивные продукты в атмосфере СССР от китайских ядерных взрывов. СПб.: Гидрометеиздат, 2001. 139 с.

Машкович В.П., Кудрявцева А.В. Защита от ионизирующих излучений. Справочник. М.: Энергоатомиздат, 1995. 494 с.

Мельничук Г.Л. Экология питания, пищевые потребности и баланс энергии молоди рыб днепровских водохранилищ // Известия ГОСНИОРХ. 1975. Т. 101. С. 174 – 290.

Мельничук Г.Л. Экология и количественные закономерности питания молоди рыб днепровских водохранилищ: автореф. дис. доктора биол. наук. Киев: Институт гидробиологии АН УССР, 1978. 42 с.

Методика МТ 1.2.1.15.1176–2016. Разработка и установление нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ атомных станций в атмосферный воздух. М.: АО «Концерн Росэнергоатом», 2016. 76 с.

Методика прогнозирования состояния загрязнения водоёмов при нарушении нормальной эксплуатации АЭС. РД 52.26. 174–88. М.: Государственный Комитет СССР по гидрометеорологии, 1988. 49 с.

Методика разработки и установления нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ в атмосферный воздух. Утверждена приказом Ростехнадзора от 7 ноября 2012 г. № 639. М.: Ростехнадзор, 2012. 21 с.

Методические рекомендации по расчёту нормативов предельно допустимых выбросов радиоактивных веществ из организованных источников в атмосферный воздух применительно для организаций Госкорпорации «Росатом». Утверждён Распоряжением ГК «Росатом» от 15.07.2014 г. № 1-1/310-Р. 85 с.

Методические указания по проведению анализа риска опасных производственных объектов. РД 03-418-01. М.: Госгортехнадзор России. 2001.

Методические указания по проведению оценки воздействия хозяйственной деятельности на окружающую среду. Министерство охраны окружающей среды Республики Казахстан. Астана, 2010. 73 с.

Методическое пособие по изучению питания и пищевых отношений рыб в естественных условиях / Под ред. Е.В. Боруцкого. М.: Наука, 1974.

Мониторинг радиационной обстановки на территории России / Составители: В.Г. Булгаков, С.М. Вакуловский, И.И. Крышев, В.Д. Гниломедов, М.Н. Каткова, А.Д. Уваров, О.Н. Полянская, В.Н. Яхрюшин, Г.Б. Артемьев, А.А. Сапожникова, А.А. Бурякова; Под ред. В.М. Шершакова. Обнинск, НПО «Тайфун», 2018. 68 с.

Морская радиоэкология / Под ред. Г.Г. Поликарпова. Киев: Наукова Думка, 1970. 276 с.

Москалев Ю.И. Радиобиология инкорпорированных радионуклидов. М.: Энергоатомиздат, 1989. 263 с.

Москалев Ю.И. Отдалённые последствия ионизирующей радиации. М.: Медицина, 1991. 463 с.

Москалев Ю.И., Булдаков Л.А., Любчанский Э.Р., Калмыкова З.И., Заликин Г.А. и др. Проблемы радиобиологии америция-241. М.: Атомиздат, 1977. 167 с.

Москалев Ю.И., Заликин Г.А., Степанов В.С., Семёнов А.И. Сравнительная биологическая эффективность европия-152 и кюрия-244 // Радиобиология, 1972. Т. 12, вып.5. С. 730 – 734.

Москалев Ю.И., Рудницкая Е.И. Некоторые аспекты биологического действия америция-241 // Проблемы радиобиологии ²⁴¹Am. М.: Атомиздат. 1977. С. 509 – 516.

Музалевский А.А., Карлин Л.Н. Экологические риски: теория и практика. СПб.: РГГМУ, ВВМ, 2011. 448 с.

Мунтян С.П. Изучение популяций золотого и серебряного карасей, обитающих в водоёмах с повышенной концентрацией ⁹⁰Sr // Радиоэкология животных. 1977а. С. 81 – 82.

Мунтян С.П. О размножении щуки и окуня в экспериментальном водоёме с повышенным содержанием ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs // Радиоэкология животных. 1977б. С. 82 – 83.

Никипелов Б.В., Романов Г.Н., Булдаков Л.А. и др. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 году // Атомная энергия. 1989. Т. 67, вып. 2. С. 74 – 80.

Никитин А.И., Крышев И.И., Чумичев В.Б., Крышев А.И., Валетова Н.К., Кабанов А.И., Катрич И.Ю., Рябцев И.А., Пельгунова Л.А., Полякова Н.И., Родин В.М., Мироненко А.Н. Радиоэкологический мониторинг Обь-Иртышской речной системы. Сборник материалов Международной конференции «Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы» (Москва, 3–5 июня 2008 года). М.: ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2008. С. 151 – 167.

Никитин А.И., Чумичев В.Б., Валетова Н.К., Катрич И.Ю., Кабанов А.И., Дунаев Г.Е., Шкуро В.Н., Родин В.М., Мироненко А.Н., Киреева Е.В. Современное содержание ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ^{239,240}Pu и трития в воде речной системы Тобол – Иртыш (от устья р. Исеть до слияния с р. Обь) // Известия вузов. Ядерная энергетика. 2005. № 3. С. 26 – 34.

Никитина В.Н., Балашова Н.Б. К сезонной динамике фитопланктона Копорской губы Финского залива // Экологические аспекты исследований водоёмов-охладителей АЭС. М.: ИЭМЭЖ АН СССР, 1983. С. 33 – 42.

Нилов В.И., Федосеенко В.М., Шеханова И.А. Поражение глаз белого амура при хроническом поступлении в организм стронция-90 // Вопросы ихтиологии, 1976. Т. 16, вып. 5 (100). С. 937 – 942.

Носов А.В., Ашанин М.В., Иванов А.Б., Мартынова А.М. Радиоактивное загрязнение реки Енисей, обусловленное сбросами Красноярского горно-химического комбината // Атомная энергия. 1993. Вып. 74, № 2. С. 144 – 150.

Носов А.В., Крылов А.Л., Киселев В.П., Казаков С.В. Моделирование миграции радионуклидов в поверхностных водах/ Под ред. Р. В. Арутюняна. М.: Наука, 2010. 253 с.

НРБ-96. Нормы радиационной безопасности. ГН 2.6.1.054-96. Утверждено Постановлением Госкомсанэпиднадзора РФ 19 апреля 1996 г. (Заменены на НРБ-99/2009).

НРБ-99/2009. Нормы радиационной безопасности. СанПиН 2.6.1.2523-09. М., 2009. 100 с.

Одум Ю. Экология. В 2-х т. / Пер. с англ.; под ред. акад. В.Е. Соколова. М.: Мир, 1986.

Олейник В.К., Крышев И.И. Результаты радиоэкологической экспедиции по территории 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС и двенадцати областей России, Украины и Белоруссии в августе 1986 года // Известия высших учебных заведений. Ядерная энергетика. 2004. № 2. С. 24 – 30.

Онанко Ю.И. Радиорезистентность планктонных ракообразных // Рыбное хозяйство. 1973. Т. 3. С. 18 – 20.

Онищенко Г.Г., Попова А.Ю., Романович И.К., Барковский А.Н., Кормановская Т.А., Шевкун И.Г. Радиационно-гигиеническая паспортизация и ЕСКИД – информационная основа принятия управленческих решений по обеспечению радиационной безопасности населения Российской Федерации. Сообщение 2: Характеристика источников и доз облучения населения Российской Федерации // Радиационная гигиена. 2017. Т. 10, № 3. С. 18 – 35.

Орлов Э.В. Эколого-физиологический аспект в опытах с хроническим облучением тилапии малыми дозами в растворах стронция-90 // Труды ВНИРО, 1974. Т. 100. С. 116 – 127.

Осанов Д.П. Дозиметрия и радиационная биофизика кожи. М.: Энергоатомиздат, 1990. 233 с.

Отчёт по экологической безопасности ФГУП «ПО «Маяк» за 2018 год. Озёрск, 2019. 44 с.

Павлов Д.С., Стриганова Б.Р., Букварева Е.Н. Экологоцентрическая концепция природопользования // Вестник Российской академии наук. 2010. Т. 80, № 2. С. 131 – 140.

Панов А.В., Переволоцкая Т.В. Методология оценки рисков для агроэкосистем в условиях техногенного загрязнения // Сельскохозяйственная биология. 2020. Т. 55, № 3. С. 468 – 480.

Паньков И.В., Волкова Е.Н., Козлов А.А., Кузьменко М.И. Современная радиоэкологическая ситуация в реках Западной Сибири // Гидробиологический журнал. 1998. Т. 34 (2). С. 64 – 87.

Патин С.А. К вопросу об универсальной физико-химической закономерности дифференциации радиоактивных и стабильных нуклидов в экосистеме

открытого океана // Вопросы морской радиоэкологии. Труды АтлантНИРО. Вып. 44. Калининград: АтлантНИРО, 1971. С. 45 – 52.

Пельгунов А.Н. Паразиты и паразитарные системы в радиационных биоценозах. М.: Наука, 2005. 207 с.

Пельгунов А.Н., Ларченко Т.Т. Изменение заражённости гельминтами мышевидных грызунов в местах радиоактивного загрязнения в Брянской области // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 339 – 345.

Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. 255 с.

Перельман А.И. Геохимия биосферы. М.: Наука, 1973. 168 с.

Перцов Л.А. Ионизирующие излучения биосферы. М.: Атомиздат, 1973. 228 с.

Перцов Л.А. Биологические аспекты радиоактивного загрязнения моря. М.: Атомиздат, 1978. 160 с.

Печуркин Н.С. Популяционная микробиология. Новосибирск: Наука, 1978. 277 с.

Пешков С.П., Шеханова И.А., Романов Г.Н., Пристер Б.С., Шейн Г.П. Биологическая характеристика плотвы (*Rutilus rutilus lacustris* Pall.) при обитании её в воде, содержащей ^{90}Sr и ^{137}Cs // Проблемы радиоэкологии водоёмов-охладителей атомных электростанций. 1978. С. 47 – 55.

Пианка Э. Эволюционная экология / Пер. с англ. М.: Мир, 1981. 400 с.

Пикаев А.К. Современная радиационная химия. Радиолиз газов и жидкостей. М.: Наука, 1986. 440 с.

Пирожников П.Л. Гидробиологические исследования северных эстуариев и приустьевых районов северных морей СССР // Труды Всесоюзного гидробиологического общества, 1981. Т. 24. С. 72 – 89.

Питкянен Г.Б. Результаты инкубации икры щуки (*Esox lucius* L.) в растворах смеси стронция-90 и цезия-137 // Труды Института экологии растений и животных, Уральский научный центр АН СССР. 1971. Вып. 78. С. 149 – 153.

Питкянен Г.Б., Шведов В.П. Влияние стронция-90 на развитие икры и личинок щуки // Вопросы морской радиобиологии. Труды АтлантНИРО, 1971. Вып. XGV, Калининград: АтлантНИРО. С. 61 – 65.

Плахута-Плахутина Г.И. Сперматогенез у собак при хроническом многолетнем гамма-облучении и в пострадиационный период // Космическая биология и авиакосмическая медицина. 1978. Т. 12(6). С. 50 – 55.

Подлесный А.В. Рыбы Енисея, условия их обитания и использование // Известия ВНИОРХ. 1958. Т. 44. С. 97 – 179.

Поликарпов Г.Г. Радиационная экология как научная основа радиационной защиты биосферы и человечества // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. Вып. 8. Екатеринбург, 2000. С. 3 – 28.

Поликарпов Г.Г. Радиозоология морских организмов. М.: Атомиздат, 1964. 295 с.

Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н. Морская динамическая хеморадиозоология. М.: Энергоатомиздат, 1986. 175 с.

Полякова Н.И., Пельгунова Л.А. Оценка современного радиозоологического состояния ихтиофауны пресноводных водоёмов России и Украины // Биологические эффекты малых доз ионизирующей радиации и радиоактивное загрязнение среды. Материалы Международной конференции (Сыктывкар, Республика Коми, Россия, 17 – 21 марта 2014 г.). Сыктывкар: Коми научный центр УрО РАН, 2014. С. 360.

Полякова Н.И., Пельгунова Л.А. Радиозоологическое состояние ихтиофауны водоёмов Брянской области // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления. Сборник трудов конференции, Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 19 – 21 апреля 2016 г. С. 74 – 75.

Попов Н.И., Федоров К.Н., Орлов В.М. Морская вода. Справочное руководство. М.: Наука, 1979. 327 с.

Постановление Правительства Российской Федерации «О критериях отнесения твёрдых, жидких и газообразных отходов к радиоактивным отходам, критериях отнесения радиоактивных отходов к особым радиоактивным отходам и к удаляемым радиоактивным отходам и критериях классификации удаляемых радиоактивных отходов» от 19.10.2012 № 1069.

Постановление Правительства Российской Федерации от 10 июля 2014 года № 639 «О государственном мониторинге радиационной обстановки на территории Российской Федерации» (в актуализированной редакции от 26.03.2021 года).

Постановление Правительства Российской Федерации от 13 февраля 2019 г. № 149 «О разработке, установлении и пересмотре нормативов качества окружающей среды для химических и физических показателей состояния окружающей среды, а также об утверждении нормативных документов в области охраны окружающей среды, устанавливающих технологические показатели наилучших доступных технологий».

Пряхин Е.А., Тряпицына Г.А., Атаманюк Н.И. и др. Фито- и зоопланктон специального промышленного водоёма В-9 (озеро Карачай) // Радиационная биология. Радиозоология. 2012. Т. 52, № 4. С. 419 – 427.

Пястолова О.А., Вершинин В.Л., Трубецкая Е.А., Гатиятуллина Э.З. Использование амфибий в биоиндикационных исследованиях территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Экология. 1996. № 5. С. 378 – 382.

Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2000 – 2020 гг. Ежегодники. Обнинск: НПО «Тайфун», 2001 – 2021.

Радиационное воздействие на сосновые леса в районе аварии на Чернобыльской АЭС / Под ред. Г.М. Козубова, А.И. Таскаева. Сыктывкар: Коми НЦ УрО АН СССР, 1990. 136 с.

Радиация. Дозы, эффекты, риск / Пер. с англ. М.: Мир, 1988. 88 с.

Радиоактивное загрязнение территории СССР в 1986 году. Ежегодник / Под ред. К.П. Махонько. Обнинск: НПО «Тайфун», 1987. 134 с.

Радиогеоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Т. 2. / Под ред. О.В.Войцехович. Киев: УкрНИГМИ, 1998.

Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Государственной корпорации по атомной энергии «Росатом» / Под ред. И.И. Линге и И.И. Крышева. М., 2021. 556 с.

Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Росатома / С.В. Панченко, И.И. Линге, И.И. Крышев и др. / Под ред. И.И. Линге и И.И. Крышева. М.: САМ полиграфист, 2015. 296 с.

Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязнённых территорий // Под ред. чл.-кор. РАН Н.И. Санжарова и проф. С.В. Фесенко. М.: ВНИИРАЭ РАН, 2018. 278 с.

Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии / Под ред. И.И.Крышева. М.: Ядерное общество СССР, 1991. 190 с.

Радиоэкологические последствия Чернобыльской аварии. Франко-Германская инициатива для чернобыльских Исследований // Финальный отчёт № SP3D: Перенос в водных средах. Киев: Украинский гидрометеорологический институт, 2002. 86 с.

Развитие системы мониторинга радиационной обстановки на территории России / Булгаков В.Г., Вакуловский С.М., Крышев И.И. и др. / Под ред. В.М. Шершакова. М.: ООО «Маска», 2020. 280 с.

Рамад Ф. Основы прикладной экологии: воздействие человека на биосферу / Пер. с фр.; под ред. Л. Т. Матвеева. Л.: Гидрометеиздат, 1981. 543 с.

Рекомендации Росгидромета Р 52.18.787–2013. Методика оценки радиационных рисков на основе данных мониторинга радиационной обстановки. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 19.09.2013 г. Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 2014. 108 с.

Рекомендации Росгидромета Р 52.18.820–2015. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 17.04.2015 г. Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 2015. 64 с.

Рекомендации Росгидромета Р-52.18.852–2016. Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в морских водах. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 17.08.2016 г. // Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в объектах природной среды. Обнинск, 2016а. С. 3 – 28.

Рекомендации Р 52.18.853–2016. Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в пресной воде и почве. Утверждены Росгидрометом

Минприроды России 17.08.2016 г. //Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в объектах природной среды. Обнинск, 2016б. С. 29 – 55.

Рекомендации Росгидромета Р-52.18-863–2017. Методика определения радиационного фона по данным мониторинга радиационной обстановки. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 29.05.2017 г. Обнинск, 2017. 35 с.

Рекомендации Росгидромета Р 52.18.873–2018. Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в донных отложениях морских водных объектов. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 01.10.2018 г. Обнинск, 2019. 29 с.

Рекомендации Росгидромета Р 52.18.876–2019. Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в донных отложениях пресноводных водных объектов. Утверждены Росгидрометом Минприроды России 29.03.2019 г. Обнинск, 2020. 28 с.

Рекомендации Росгидромета Р 52.18.913–2021. Порядок расчёта контрольных уровней содержания радионуклидов в атмосферном воздухе. Первая редакция. Обнинск: НПО «Тайфун», 2021. 58 с.

Рекомендации Росгидромета. Порядок оценки риска от радиоактивного загрязнения окружающей среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Первая редакция. Обнинск: НПО «Тайфун», 2021. 28 с.

Ризниченко Г.Ю. Лекции по математическим моделям в биологии. Изд-е 2-е, испр. и доп. Ижевск: Изд-во РХД, 2011. 560 с.

Романович И.К., Стамат И.П., Кормановская Т.А., Кононенко Д.В. и др. Природные источники ионизирующего излучения: дозы облучения, радиационные риски, профилактические мероприятия /Под ред. акад. РАН Г.Г. Онищенко и проф. А.Ю. Поповой. СПб.: ФБУН НИИРГ им. П.В. Рамзаева, 2018. 432 с.

Романовская В.А., Соколов И.Г., Рокитко П.В., Чёрная Н.А. Экологические последствия радиоактивного загрязнения для почвенных бактерий в 10-км зоне ЧАЭС // Микробиология. 1998. Т. 67, № 2. С. 274 – 280.

Романовская В.А., Рокитко П.В., Малашенко Ю.Р. Последствия радиоактивного загрязнения для бактерий в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Вісник Одеського Національного Університету. Біологія. 2001. Т. 6, № 4. С. 259 – 261.

Российский национальный доклад: 35 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления её последствий в России. 1986 – 2021 / Под общ. ред. Л.А. Большова; ИБРАЭ РАН. М.: Академ-Принт, 2021. 107 с.

Рублёвский В.П., Голенецкий С.П., Кирдин Г.С. Радиоактивный углерод в биосфере. М.: Атомиздат, 1979. 150 с.

Рублёвский В.П., Яценко В.Н., Чанышев Е.Г. Роль углерода-14 в техногенном облучении человека. М.: ИздАТ, 2004. 196 с.

Руководство по радиационной защите для инженеров. Т. 2 / Пер. с англ.; под ред. Д.Л. Бродера. М.: Атомиздат, 1973. 288 с.

Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. Р 2.1.10.1920-04. М., Федеральный центр госсанэпиднадзора России, 2004. 143 с.

Рунион Р. Справочник по непараметрической статистике. Современный подход. М.: Финансы и статистика, 1982. 198 с.

Рябов И.Н. Экологические группы рыб Копорской губы Финского залива // Экологические аспекты исследований водоёмов-охладителей АЭС. М.: ИЭМЭЖ АН СССР, 1983. С. 67 – 78.

Рябов И.Н. Особенности экологии рыб в водоёмах, загрязнённых радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС: автореф. дис. на соиск. уч. степени д-ра биол. наук. М.: Ин-т проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова, 1998. 50 с.

Рябов И.Н., Белова Н.В., Платонов А.С. Радиоэкологический мониторинг рыб озера Кожановское в период 1993 – 2000 гг. //BIORAD-2001: Труды конференции по биологическому действию радиации. Сыктывкар: Ин-т биологии Коми Научного центра УРО РАН. 2001. С. 87 – 88.

Рябов И.Н. Радиоэкология рыб водоёмов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: Тов. науч. изд. КМК, 2004. 215 с.

Рябов И.Н., Крышев И.И. Оценка уровня флуктуирующей асимметрии и дозы облучения рыб морского водоёма-охладителя АЭС //Вопросы ихтиологии. 1990. Т. 30, № 3. С. 519 – 522.

Рябова В.Н. Распределение зоопланктона в прибрежных районах восточной части Финского залива в норме и при тепловом воздействии: автореф. дис. на соискание учёной степени канд. биол. наук. Л., 1987. 24 с.

Рябцев И.А., Лебедева Н.В. Радиоэкология птиц. БИОС: Ростов-на-Дону, 1999. 64 с.

Сазыкина Т.Г. Миграция радиоактивных изотопов в замкнутых водных экосистемах. Глава 4 в диссертации соискание учёной степени канд. физ.-мат. наук по специальности 03.00.02 – биофизика «Модели сукцессии и конкуренции при лимитировании роста организмов одним и двумя биогенными элементами»: автореф. дис. на соискание учёной степени канд. физ.-мат. наук по специальности 03.00.02 – биофизика. М.: МГУ, 1981а.

Сазыкина Т.Г. Миграция радионуклидов в водных экосистемах с фиксированным количеством вещества. Деп. ЦНИИАтоминформ. N РД-16/107, 1981б.

Сазыкина Т.Г. Модели сукцессии и конкуренции при лимитировании роста организмов одним и двумя биогенными элементами: автореф. дис. на соискание учёной степени канд. физ.-мат. наук. М.: МГУ, 1981в.

Сазыкина Т.Г. Математическое описание температурной зависимости роста микроводорослей // Журнал общей биологии. 1986. Т. 47, № 5. С. 698 – 701.

Сазыкина Т.Г., Крышев А.И. Модель расчёта поглощения энергии от инкорпорированных излучателей моноэнергетических электронов в объектах природной биоты // Радиация и риск. 2021. Т. 30, № 2. С. 113 – 122.

Сазыкина Т.Г., Крышев И.И. Моделирование миграции радионуклидов в экосистеме водоёма-охладителя Чернобыльской АЭС // Эколого-геофизические аспекты мониторинга районов АЭС. Труды Института экспериментальной метеорологии. Вып. 19(152). М.: Гидрометеиздат, 1992. С. 160 – 167.

Сазыкина Т.Г., Крышев И.И. Оценка контрольной концентрации радионуклидов в морской воде с учётом гигиенических и радиоэкологических критериев // Атомная энергия. 1999. Т. 87, вып. 4. С. 302 – 307.

Сазыкина Т.Г., Крышев И.И. Радиоэкологические критерии нормирования технологических сбросов в морскую среду // Проблемы радиоэкологии и приграничных дисциплин. Вып. 4 / Под ред. А.В. Трапезникова и С.М. Вовк. Заречный: УрО РАН, 2001. С. 92 – 106.

Сазыкина Т.Г., Крышев И.И. Химические токсиканты и электрические аномалии, порождаемые ионизирующей радиацией в окружающей среде – факторы воздействия на биоту // Радиация и риск. 2020. Т. 29, № 1 С. 90 – 101.

Сазыкина Т.Г., Крышев А.И. Разработка и тестирование модели поглощения энергии в биообъектах от инкорпорированных излучателей фотонов // Радиация и риск. 2022. (в печати).

Санжарова Н.И. Перспективы развития радиоэкологических исследований – новые международные проекты // Радиационная биология. Радиоэкология. 2014. Т. 54, № 2. С. 209 – 214.

СанПиН 2.2.4.1294–03. Гигиенические требования к аэрионному составу воздуха производственных и общественных помещений. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. 2003.

Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика. М.: Бином, 2006. 286 с.

Сауров М.М., Коротков К.Б., Гнеушева Г.И., Новосёлова Г.П., Трибунская Т.А. О роли пресноводной рыбы как возможного поставщика в организм человека ^{32}P в условиях загрязнения этим радионуклидом природных водоёмов // Радиоэкология водных организмов. Вып. 2. Рига: Зинатне, 1973. С. 177 – 84.

Сахаров В.К. Радиоэкология: уч. пособие. СПб.: Изд-во «Лань», 2006. 320 с.

Свирижев Ю.М., Логофет Д.О. Устойчивость биологических сообществ. М.: Наука, 1978. 352 с.

Семёнов Д.В., Иванова С.А., Ройтберг Е.С. Герпетологические наблюдения на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 134 – 144.

Сивинцев Ю.В., Вакуловский С.М., Васильев А.П., Высоцкий В.Л., Губин А.Т., Данилян В.А., Кобзев В.И., Крышев И.И., Лавковский С.А., Мазокин В.А., Никитин А.И., Петров О.И., Пологих Б.Г., Скорик Ю.И. Техногенные радионуклиды в морях, омывающих Россию. Радиоэкологические последствия удаления радиоактивных отходов в Арктические и Дальневосточные моря («Белая книга-2000»). М.: ИздАТ, 2005. 624 с.

Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. Обнаружение промышленных выпадений почвы и атмосферных выпадений на фоне глобального загрязнения. Ленинград: Гидрометеиздат, 1983. 136 с.

Слока Я.Я. Накопление ^{90}Sr в рыбах // Радиоэкология водных организмов. Рига: Зинатне, 1972. С. 78 – 93.

Смагин А.И. Радиоэкологические особенности водоёма-хранилища отходов радиохимических заводов и состояние популяции обитающей в нём щуки (*Esox lucius* L.) // Вопросы радиационной безопасности. 1996. № 2. С. 35 – 45.

Смагин А.И. Экология промышленных водоёмов предприятия ядерного топливного цикла на Южном Урале. Озёрск: Редакционно-издательский центр ВРБ, 2007. 189 с.

Смагин А.И. Экология водоёмов в зоне техногенной радионуклидной геохимической аномалии на Южном Урале. Челябинск: Издательский центр ЮУрГУ, 2013. 205 с.

Смирнов В.В. Ионизация в тропосфере. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 312 с.

Смирнова О.А. Радиация и организм млекопитающих: модельный подход. М.–Ижевск: НИЦ «Регулярная и стохастическая динамика»; Ин-т компьютерных исследований, 2007. 224 с.

Сойфер В.Н., Горячев В.А., Вакуловский С.М., Катрич И.Ю. Тритиевые исследования природных вод в России. М.: ГЕОС, 2008. 286 с.

Соколов В.Е., Рябов И.Н., Крышев И.И. Использование понятия «радионуклидное экологическое кольцо» в задачах ликвидации последствий аварии на объектах ядерной энергетики // Биологические и радиоэкологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской атомной станции. М.: АН СССР, 1990. С. 101.

Сонин М.Д., Пельгунов А.Н., Ларченко Т.Т. Изменения в гельминтофауне мелких грызунов в ближней зоне Чернобыльской АЭС // Биологические и радиоэкологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской АЭС М.: АН СССР, 1990. С. 79.

Спирidonов С.И. Системная радиоэкология: моделирование экологических процессов и оценка радиационных рисков // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49, № 3. С. 346 – 354.

Спирин Д.А., Тарасов О.В., Шейн Г.П. Современное состояние популяций животных, обитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вопросы радиационной безопасности. 1996. № 3. С. 39 – 44.

Сторожук Н.Г., Шеханова И.А. Липопереокисление в печени и мышцах годовиков карпа при длительном обитании в среде с повышенным содержанием радионуклидов // Радиозоология животных. М.: 1977. С. 89 – 91.

Стрельцова В.Н., Москалев Ю.И. Бластомогенное действие ионизирующей радиации. М.: Медицина, 1964. 384 с.

Строганов Н.С. Биологический аспект проблемы нормы и патологии в водной токсикологии // Теоретические проблемы водной токсикологии. Норма и патология. М., 1983. С. 5 – 21.

Строганов Н.С., Телитченко М.М. //Бюллетень МОИП, отд-е биологии. 1958. Т. 53(4). С. 154.

Строганов Н.С., Теличенко М.М. Хроническое воздействие низкоуровневого облучения от радиоактивных веществ на генерации *Daphnia magna* // Бюллетень Московского общества естествоиспытателей, отделение биологии. 1959. Т. 54(1). С. 154 – 155.

Суворова Л.И., Спиринов Д.А., Мартюшов В.З., Смирнов Е.Г., Тарасов О.В., Шейн Г.П. Оценка биологических и экологических последствий радиоактивного загрязнения биогеоценозов // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. Т. 2. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 321 – 325.

Сынзыныс Б.И., Козьмин Г.В. Введение в радиозоологию. Радиационные факторы в природной среде и в сфере жизнедеятельности человека. Обнинск: ИАТЭ, 1997. 58 с.

Таблицы химического состава и питательной ценности пищевых продуктов / Ред. Ф.Е. Будагян. М.: Медгиз, 1961. 603 с.

Таскаев А.И., Тестов Б.В., Материй Л.Д., Шевченко В.А. Экологические и морфофизиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС для популяции мышевидных грызунов. Сер. препр. «Научные доклады» Коми НЦ УРО АН СССР. Сыктывкар: Коми НЦ УРО АН СССР, 1988. 56 с.

Таскаев А.И., Тестов Б.В., Материй Л.Д., Шевченко В.А. Экологические и морфофизиологические эффекты на мелких млекопитающих после аварии на Чернобыльской АЭС. Сыктывкар: Коми центр АН СССР, 1988. 38 с.

Таскаев А.И., Тестов Б.В. Численность и размножение мышевидных грызунов в зоне Чернобыльской аварии //Биоиндикация радиоактивных загрязнений. М.: Наука, 1999. С. 200 – 205.

Телитченко М.М. Хроническое влияние малых доз ^{238}U , ^{232}Th и $^{90+89}\text{Sr}$ на ряд поколений *Daphnia magna* straus //Научные доклады высшей школы. Биологические науки, 1958. № 1. С. 114 – 117.

Тестов Б.В., Таскаев А.И. Концентрации радиоактивных эманаций в норках мышевидных грызунов на участках с повышенной естественной радиоактивностью // Материалы радиозоологических исследований в природных биогеоценозах. Труды Коми филиала АН СССР. Сыктывкар: Коми центр АН СССР, 1971. С. 65 – 76.

Тестов Б.В., Таскаев А.И. Динамика численности мышевидных грызунов в зоне ЧАЭС // Биологические и радиоэкологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской атомной станции. Тезисы докладов 1-й Международной конференции (Зелёный Мыс, 10 – 18 сентября 1990 г.). М., 1990. С. 86.

Тимофеева Н.А., Куликов Н.В., Альшиц Л.К. Действие ^{90}Sr – ^{90}Y на эмбриональное развитие некоторых представителей пресноводных рыб и моллюсков // Труды Института экологии растений и животных АН СССР, Уральский научный центр. 1971. Вып. 78. С. 145 – 147.

Тимофеев-Ресовский Н.В. О радиоактивных загрязнениях биосферы и о мерах борьбы с этими загрязнениями // Труды Института биологии. Сборник работ лаборатории биофизики, 1962. Вып. 22. С. 7 – 16.

Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоёмов // Труды Института экологии растений и животных Уральского филиала АН СССР. Свердловск, 1963. 77 с.

Тимошук В.И., Соколова И.А. Радиоэкологические исследования Дуная и прилегающей части Чёрного моря // Морская радиоэкология / Ред. Г.Г. Поликарпов. Киев: Наукова Думка, 1970. С. 142 – 151.

Титаева Н.А. Ядерная геохимия. М.: Изд-во МГУ, 2000. 336 с.

Тихомиров Ф.А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М.: Атомиздат, 1972. 174 с.

Торшин С.П., Смолина Г.А. Биогеохимия радионуклидов. М.: Инфра-М, 2016. 320 с.

Трапезников А.В., Позолотина В.Н., Молчанова И.В. и др. Радиоэкологическая характеристика речной системы Теча–Исеть // Экология. 2000. № 4. С. 248 – 256.

Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. Екатеринбург: Изд-во УрГСХА, 2006. 390 с.

Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Пресноводная радиоэкология. Екатеринбург: АкадемНаука, 2012. 544 с.

Тридцать лет Чернобыльской катастрофы. Чернобыльский центр. Киев: Изд. дом КИМ, 2016. 169 с.

Тюльпанов М.А. Анализ состояния запасов и реорганизация промысла ценных рыб в низовьях Енисея // Проблемы рыбного хозяйства водоёмов Сибири. Тюмень, 1971. С. 102 – 127.

Фамелис С.А. К изучению радиочувствительности природных популяций пресноводного моллюска *Lymnaea stagnalis* L // Радиоэкология водных организмов. Вып. 2. Распределение и миграция радионуклидов в пресноводных и морских биоценозах. Рига: Зинатне, 1973. С. 89 – 94.

Федеральный закон № 7-ФЗ от 10.01.2002 г. «Об охране окружающей среды».

Федорова Н.Л., Маркелов Б.А. Функциональная активность семенников собак, подвергшихся хроническому гамма-облучению в течение 3-летнего периода // Космическая биология и авиакосмическая медицина. 1978. Т. 12(1). С. 42 – 47.

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. Т. 44, № 6. С. 618 – 626.

Фетисов А.Н. Результаты многолетних исследований популяций рыб из водоёмов, попавших в зону Кыштымской аварии (обзор) // Радиационная биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35, вып. 5. С. 751 – 758.

Фетисов А.Н., Пешков С.П., Смагин А.И., Теткин Г.А. Стабильность популяций рыб, обитающих в радиоактивно загрязнённых водоёмах // Вопросы ихтиологии. 1992. Т. 32, вып. 1. С. 79 – 87.

Фетисов А.Н., Смагин А.И., Рубанович А.В. Морфометрическая характеристика и сравнительная радиоустойчивость популяции прудовика большого (*Limnea stagnalis*) из водоёмов с различными экологическими условиями // Радиоэкология. 1993. Т. 33, вып. 1. С. 160 – 165.

Флейшман Д.Г. Щелочные элементы и их радиоактивные изотопы в водных экосистемах. Ленинград: Наука, 1982. 160 с.

Хайлов К.М. Экологический метаболизм в море. Киев: Наукова думка, 1971. 252 с.

Хайн Дж., Браунелл Г. Радиационная дозиметрия / Пер. с англ.; под ред. Н.Г. Гусева, К.А. Труханова. М.: Изд-во иностранной литературы, 1958. 758 с.

Хеморадиоэкология пелагиали и бентали / Под ред. Г.Г. Поликарпова. Киев: Наукова Думка, 1974. 271 с.

Холлендер М., Вулф Д.А. Непараметрические методы статистики / Пер. с англ.; под ред. Ю.П. Адлера, Ю.И. Тюрина. М.: Финансы и статистика, 1983. 518 с.

Чеботина М.Я. Тритий в компонентах биосферы // Поведение радиоизотопов в водоёмах и почвах. Свердловск: Институт экологии растений и животных УНЦ АН СССР, 1983. С. 3 – 21.

Черданцев В.Г., Ляпков С.М., Черданцева Е.М., Северцов А.С. Методы и результаты анализа экологической устойчивости популяций бурой лягушек при радиационном загрязнении // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука, 1993. С. 303 – 307.

Численко Л.Л. Структура фауны и флоры в связи с размерами организмов. М.: Изд-во МГУ, 1981. 206 с.

Шевченко В.А., Померанцева М.Д., Рамая Л.К., Чечович А.В. Генетические последствия Чернобыльской аварии для млекопитающих // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. 1991. № 5. С. 66 – 79.

Шеханова И.А. Радиоэкология рыб. М.: Лёгкая и пищевая промышленность, 1983. 208 с.

Шеханова И.А., Бельмаков В.С., Лапин В.И. Влияние стронция-90- и трития-90 на производителей вьюна, содержащихся в растворах разной активности // Вопросы ихтиологии. 1969. Вып. 5 (58). С. 828 – 838.

Шеханова И.А., Воронина Э.Ф., Кляшторин Л.Б., Печкуренок В.Л., Яржомбек А.А. Влияние ионизирующей радиации на биологическое состояние рыб // Радиология водных организмов. Влияние ионизирующей радиации на гидробионты. Рига: Зинатне, 1973. Т. 3. С. 7 – 23.

Шеханова И.А., Орлов Е.В., Шлейфер Г.С. Проблема радиоактивного загрязнения водной среды и воздействие на рыб // Труды Института экологии растений и животных Уральского НЦ АН СССР. 1978. Т. 110. С. 27 – 39.

Шлейфер Г.С., Шеханова И.А. Влияние ионизирующей радиации на некоторые факторы иммунитета рыб // Радиоэкология животных. М., 1977. С. 93 – 94.

Шлейфер Г.С., Шеханова И.А. Влияние ионизирующей радиации на иммуно-физиологическое состояние рыб // Проблемы и задачи радиоэкологии животных. М.: Наука, 1980. С. 35 – 43.

Шубик В.М. Ионизирующие излучения и иммунитет. М.: Атомиздат, 1977. С. 120 – 147.

Шульц В., Уикер Ф. Радиоэкологические методы / Пер с англ. М.: Мир, 1985. 312 с.

Щеглов А.И., Цветкова О.Б., Касацкий А.А. Некоторые показатели биологического круговорота Cs-137 и K-39 в лесных экосистемах Брянского полесья в отдалённый период после чернобыльских выпадений // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. 2011. № 3. С. 43 – 48.

Эйдус Л.Х. Неспецифическая реакция клеток и радиочувствительность. М.: Атомиздат, 1977. 151 с.

Экологические аспекты исследований водоёмов-охладителей АЭС. М.: ИЭМЭЖ АН СССР, 1983. 220 с.

Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале / Под ред. В.Е. Соколова, Д.А. Кривоуцкого. М.: Наука, 1993. 335 с.

Экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и их преодоление: двадцатилетний опыт. Вена: МАГАТЭ, 2008. 199 с.

Эколого-геофизические аспекты мониторинга районов АЭС // Труды института экспериментальной метеорологии. Вып. 19(152) / Под ред. В.А. Борзилова, И.И. Крышева. М.: Московское отделение Гидрометеоздата, 1992. 228 с.

Ярмоненко С.П. Радиобиология человека и животных. М.: Высшая школа, 1984. 375 с.

Agostinelli S. et al. GEANT4 – simulation toolkit // Nucl. Instrum. Met. 2003. A 506. P. 250.

Allenbach D.M. Fluctuating asymmetry and exogenous stress in fishes: a review // Rev. Fish Biol. Fisheries. 2011. V. 21. P. 355 – 376.

Alonzo F., Hertel-Aas T., Gilek M., Gilbin R., Oughton D.H., Garnier-Laplace J. Modelling the propagation of effects of chronic exposure to ionising radiation from individuals to populations // J. of Environment. Radioactivity. 2008. V. 99(9). P. 1464 – 1473.

Alonzo F., Hertel-Aas T., Real A., Lance E., Garcia-Sanchez L., Bradshaw C., Vives i Batlle J., Oughton D., Garnier-Laplace J. Population modelling to compare chronic external radiotoxicity between individual and population endpoints in four taxonomic groups // J. Environ. Radioact. 2016. V. 152. P. 46 – 59.

Amako K. et al. GEANT4 and its validation // Nucl. Phys. 2006. B 150. P. 44 – 49.

AMAP. *Assessment 2002*. Radioactivity in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Oslo, Norway: AMAP, 2004. 100 p.

AMAP. *Radioactivity in the Arctic*. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway: AMAP, 2010. 89 p.

AMAP. *Radioactivity in the Arctic*. Arctic Monitoring and Assessment Programme. Oslo, Norway, 2015. 89 p.

Amato E., Lizio D., Baldari S. Absorbed fractions for photons in ellipsoidal volumes // Phys. Med. Biol. 2009a. V. 54, P. 479 – 487.

Amato E., Lizio D., Baldari S. Absorbed fractions in ellipsoidal volumes for β -radionuclides employed in internal radiotherapy // Phys. Med. Biol. 2009b. V. 54. P. 4171 – 4180.

Amato E., Lizio D., Baldari S. Absorbed fractions for electrons in ellipsoidal volumes // Phys. Med. Biol. 2011. V. 56(2). P. 357 – 365.

Amato E., Italiano A. An analytical model for calculating internal dose conversion coefficients for non-human biota // Radiat. Environ. Biophys. 2014. V. 53. P. 455 – 459.

AnAge: *The Animal Ageing and Longevity Database*. A database of ageing and life history in animals, including extensive longevity records. Internet: <http://genomics.senescence.info/species>

Andersson P., Beaugelin-Seiller K., Beresford N.A., Copplestone D., Della Vedova C., Garnier-Laplace J., Howard B.J., Howe P., Oughton D.H., Wells C., Whitehouse P. Numerical benchmarks for protecting biota from radiation in the environment: proposed levels, underlying reasoning and recommendations. PROTECT Deliverable 5. EC contract number: 036425 (FI6R), 2008.

Andersson P., Garnier-Laplace J., Beresford N., Copplestone D., Howard B., Howe P., Oughton D., Whitehouse P. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context (PROTECT): proposed numerical benchmark values // J. of Environment. Radioactivity. 2009. V. 100. P. 1100 – 1108.

Austin J.W., Hupp E.W. Reproductivity of female Spanish goats exposed continuously to gamma-radiation // J. Radiat. Biol. 1969. V. 15(4). P. 363 – 368.

Barr R.E., Musacchia X.J. The effect of body temperature and postirradiation cold exposure on the radiation response of the hibernator *Citellus tridecemlineatus* // Radiation Research. 1969. V. 38. P. 437 – 448.

Bartell S.M., Gardner R.H., O'Neill R.V. *Ecological Risk Estimation*. USA: Lewis Publishers, 1992. 252 p.

Bazin H., Platteau B., Pinon-Lataillade G., Maas J. Studies of long-term continuous irradiations using daily doses ranging from 0.07 to 0.3 Gy on the B lymphoid system of the rat // *Int. J. Radiat. Biol.* 1986. V. 49(3). P. 433 – 447.

BEIR III. The effects on populations of exposure to low levels of ionizing radiation. Washington: US National Academy Press, 1980.

Beresford N., Brown J., Copplestone D., Garnier-Laplace J., Howard B., Larsson C.-M., Oughton D., Pröhl G., Zinger I. D-ERICA: an integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionising radiation. Description of purpose, methodology and application. A Deliverable Report for the Project «ERICA» (Contract No. FI6R-CT-2004-508847) within the EC's VIth Framework Programme. Stockholm: Swedish Radiation Protection Authority, 2007. 82 p.

Beresford N.A., Gaschak S., Barnett C.L., Howard B.J., Chizhevsky I., Strømman G., Oughton D.H., Wright S.M., Maksimenko A., Copplestone D. Estimating the exposure of small mammals at three sites within the Chernobyl exclusion zone – a test application of the ERICA Tool // *J. of Environment. Radioactivity.* 2008a. V. 99(9). P. 1496 – 1502.

Beresford N.A., Beaugelin-Seiller K., Burgos J., Cujic M., Fesenko S., Kryshev A., Pachal N., Real A., Su B.S., Tagami K., Vives I Batlle J., Vives-Lynch S., Wells C., Wood M.D. Radionuclide biological half-live values for terrestrial and aquatic wildlife // *J. Environment. Radioactiity.* 2015. V. 150. P. 270 – 276.

Berger M.J. ESTAR, PSTAR, and ASTAR: computer programs for calculating stopping-power and range tables for electrons, protons and helium ions. Report NISTIR 4999. Gaithersburg, MD: National Institute of Standards and Technology, 1999. <http://www.physics.nist.gov/Star> .

BIOMOVs II. Assessment of the Consequences of the Radioactive Contamination of Aquatic Media and Biota. Model testing using Chernobyl data. Tech.Report N. 10. Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, 1996.

Birshwilk M., Gruenberger M., Adelman C., Tapio S., Gerber G., Schofield P.N., Grosche B. The European radiobiological archives: online access to data from radiobiological experiments // *Radiation Research.* 2011. V. 175(4). P. 526 – 531.

Blaylock B.G. The fecundity of a *Gambusia affinis affinis* population exposed to chronic environmental radiation // *Radiation Research.* 1969. V. 37. P. 108 – 117.

Blaylock B.G., Mitchell T.J. The effect of temperature on the dose response of *Gambusia affinis* from two natural populations // *Radiation Research.* 1969. V. 40. P. 503 – 511.

Blaylock B.G., Trabalka J.R. Evaluating the Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms // *Adv. Radiat. Biol.* 1978. N 7. P. 103 – 152.

Blix A.S. Arctic animals and their adaptations to life on the edge. Tapir Acad. Press, 2005. 296 p.

Bonham K., Donaldson L.R. Sex ratios and retardation of gonadal development in chronically gamma-irradiated Chinook salmon smolts // *Trans. Amer. Fish Soc.* 1972. V. 101(3). P. 428 – 434.

Book S.A., Rosenblatt L.S., Goldman M. Lifetime effects of long-term exposures to strontium-90 and radium-226 in beagle dogs // Life span radiation effects in animals: what they can tell us? Proceedings of the 22nd Hanford Life Science Symposium, Richland, Washington, 1983. P. 646 – 657 / Ed. R.C. Thompson and J. A. Mahaffey. CONF-830951. US DOE, 1986.

Børretzen P., Brown J.E., Strand P., Johansson E., Ramstedt M., Avila R., Pröhl G., Ulanovski A., Copplestone D. The ERICA assessment tool // Proceedings from the 2nd International Conference on Radioactivity in the Environment, 2 – 6 October 2005, Nice, France. Eds. Strand P., Børretzen P., Jølle T. Østeras, Norway: Norwegian Radiation Protection Authority, 2005. P. 43 – 46.

Bowen H.J.M. Environmental chemistry of the elements. Acad. Press, 1979. 228 p.

Braham H.W., Sacher G.A. Metabolic and thermoregulatory effects of acute Co radiation in myomorph rodents // Radiation Research. 1978. V. 75. P. 108 – 120.

Bréchignac F., Bradshaw C., Carroll S., Fuma S., Håkanson L., Jaworska A., Kapustka L., Kawaguchi I., Monte L., Oughton D., Sazykina T., Strand P., 2012. Towards an Ecosystem Approach for Environment Protection with Emphasis on Radiological Hazards. UIR Report 7. International Union of Radioecology, 2012. 82 p.

Briesmeister J. MCNP: A General Monte Carlo N-Particle Transport Code – MCNP User's Manual. Los Alamos, NM: Los Alamos National Laboratory, 1993.

Briesmeister J. (Ed). MCNP – a general Monte Carlo N-particle transport code, version 4C. LANL report LA-13709-M. Los Alamos, NM: Los Alamos National Laboratory, 2000.

Brooks A.L., Benjamin S.A., Hahn F.F., Brownstein D.G., Griffith W.C., McClellan R.O. The induction of liver tumors by ²³⁹Pu citrate or ²³⁹PuO₂ particles in the Chinese hamsters // Radiation Research. 1983. V. 96 (1). P. 135 – 151.

Brown D.G. Physiological response to exercise of irradiated and non-irradiated Shetland ponies: a 5-year study // Am. J. Vet Res. 1978. V. 5. P. 645 – 652.

Brown J.E., Alfonso B., Avila R., Beresford N.A., Copplestone D., Pröhl G., Ulanovsky A. The ERICA tool // J. Environment. Radioactivity. 2008. V. 99 (9). P. 1371 – 1383.

Brown J., Alfonso B., Avila R., Beresford N., Copplestone D., Hosseini A. A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals // J. Environment. Radioactivity. 2016. V. 153, 141 – 149.

Brown S.O. Effects of continuous low intensity radiation on successive generations of the albino rat // Genetics. 1964. V. 50. P. 1101 – 1113.

Brown V., Templeton W.L. Resistance of fish embryos to chronic irradiation // Nature. 1964. V. 203. P. 1257 – 1259.

Brownell G., Ellett W., Reddy R. Absorbed fractions for photon dosimetry // MIRD Pamphlet No 3. New York, NY: Society of Nuclear Medicine, 1968.

Bruenger E.W., Stevens W., Stover B.J., Taylor G.N., Smith J.M., Buster D.S., Atherton D.R. The distribution and pathological effects of Pu in juvenile beagles // Radiation Research. 1980. V. 84. P. 325 – 342.

- Buchsbaum R.* Species response to radiation // Radiation Biology and Medicine. Part 2 / Ed. W.D. Claus. 1958. Addison-Wesley Publishing Company.
- Buech R.R.* Avian nesting success under gamma radiation exposure // The Auk. 1976. V. 93. P. 627 – 629.
- Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health.* Canadian Council of Ministers of the Environment, 2007.
- Casarett G.W.* Pathological changes after protracted exposure to low dose radiation // Late Effects of Radiation. London: Taylor and Francis, 1970. P. 85 – 100.
- Casarett G.W.* Radiation Histopathology. V.1. Boca Raton, Florida: CRC Press, 1981.
- CCME.* Canadian Environmental Quality Guidelines. 2002. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), Ottawa.
- Chapman P.M., Caldwell R.S., Chapman P.F.* A warning: NOECs are inappropriate for regulatory use // Environ. Toxicol. Chem. 1996. V. (15). P. 77 – 79.
- Charnov E.L.* Life history invariants. Oxford: Oxford University Press, 1993.
- Coggle J.E.* Biological Effects of Radiation. 2nd edition. London: Taylor & Francis Ltd., 1983.
- Copplestone D., Hingston J.L., Real A.* The development and purpose of the FREDERICA radiation effects database // J. of Environment. Radioactivity. 2008. V. 99. P. 1456 – 1463.
- David H.A.* Order statistics. New York: Wiley, 1981.
- Davidson A.C., Hinkey D.V.* Bootstrap methods and their application. Cambridge: University Press, 1997.
- DeAngelis D.L.* Dynamics of Nutrient Cycling and Food Webs. Population and Community Biology Series N.9. London: Chapman & Hall, 1992. 270 p.
- Design of radiotracer experiments in marine biological systems.* IAEA. Tech. Rep. Ser. N 167. Vienna: IAEA, 1975.
- Donaldson L.R., Bonham K.* Effects of low-level chronic irradiation of Chinook and Coho salmon eggs and alevins // Trans Amer. Fish Society. 1964. V. 93. P. 333 – 341.
- Dosimetric Approach for Biota Exposure to Inhaled Radon Daughters.* Science report SC060080, UK : Environmental Agency, 2008.
- Dougherty J.H., Rosenblatt L.S.* The comparative toxicity of ^{226}Ra , ^{239}Pu , ^{228}Th , ^{228}Ra and ^{90}Sr to leukocytes of beagles // Radiation Research. 1970. V. 43. P. 56 – 70.
- Dudoignon N., Guillet K., Rateau G., Fritsch P.* Dose-effect relationship for malignant lung tumour induction after inhalation exposure of rats to $^{237}\text{NpO}_2$ aerosols // Ann. Occup. Hyg. 2002. V. 46 (1). P. 288 – 291.
- Durbin P.W.* Plutonium in mammals: Influence of plutonium chemistry, route of administration, and physiological status of the animal on initial distribution and long-term metabolism // Health Phys. 1975. V. 29, N 4. P. 495 – 510.

EC. *Technical guidance document in support of the risk assessment Commission Directive (93/67/EEC) for new substances notified in accordance with the requirements of Council Directive 67/548/EEC*. Brussels, Belgium: European Community, 1993.

EC. *Technical guidance document in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances and Commission Regulation (EC) N 1488/94 on risk assessment for existing substances*. Luxembourg: Office for Official Publication of the European Communities, 2003.

Ecological Risk Assessment. Second Edition / Ed. and Principal Author G.W. Suter II. CRC Press, 2006. 654 p.

Ecological Processes Handbook / Luca Palmeri, Alberto Barausse, Sven Erik Jørgensen. CRC Press, 2014. 408 p.

Ecological model types // Ed. by Sven Erik Jørgensen. Elsevier B.V. 2016. 266 p.

Egami N. *Kinetics of recovery from injury after whole-body X-rays irradiation of the fish *Oryzias latipes* at different temperatures* // Radiation Research. 1969. V. 37. P. 192 – 201.

Egami N., Etoh H. *Effect of temperature on the rate of recovery from radiation-induced damage in the fish *Oryzias latipes** // Radiation Research. 1966. V. 27. P. 630 – 637.

Ellender M., Harrison J.D., Pottinger H.E., Thomas J.M. *Induction of osteosarcoma and acute myeloid leukaemia in CBA/H mice by the alpha-emitting nuclides, uranium-233, plutonium-239, and americium-241* // Int. J. Radiat. Biol. 2001. V. 77. P. 41 – 52.

Ellett W., Humes R. *Absorbed Fractions for Small Volumes Containing photon-emitting radioactivity* //MIRD Pamphlet N 8. New York, NY: Society of Nuclear Medicine, 1972.

Environmental migration of long-lived radionuclides. IAEA, Vienna: IAEA, 1982.

Environmental Risk Analyses for the Ural Radioactive Pattern / Ed. I.I. Kryshev. Moscow, Russian Nuclear Society, 1997. 210 pp.

EPA. *Soil Screening Guidance for Radionuclides*: Technical Background Document. US Environmental Protection Agency. Publication 9355: 4–16, October 2000. 152 p.

EPIC. *Dose-effects relationships for reference (or related) Arctic biota* / Eds. Sazykina T.G., Jaworska A., Brown J.E. //Deliverable Report 5 for the EPIC project (Contract N. ICA2-CT-2000-10032). Oslo: Norwegian Radiation Protection Authority, 2003.

Eppley R.W. *Temperature and phytoplankton growth in the sea* // Fishery Bulletin. 1972. N 4. P. 1063 – 1085.

Erickson B.H. *Effect of continuous gamma-radiation on the stem and differentiating spermatogonia of the adult rat* // Mutat. Res. 1978. V. 52(1). P. 117 – 128.

Erickson B.H., Martin P.G. Reproductive and genetic effects of continuous prenatal irradiation in the pig // *Teratology*. 1984. V. 30. P. 99 – 106.

Evans S. Accumulation of Chernobyl-related ^{137}Cs by fish populations in the biotest basin, northern Baltic Sea // *Studsvik Report. STUDSVIK/ NP-88/113*, 1998.

FASSET. Radiation Effects on Plants and Animals. /Eds. D.Woodhead and I. Zinger. Deliverable report 4 of the FASSET Project within the EC 5th Framework Programme, 2003. Publications available from www.fasset.org.

Fleishman D.G., Nikiforov V.A., Saulus A.A., Kotov V.T. ^{137}Cs in Fish of Some Lakes and Rivers of Bryansk Region and North-West Russia in 1990 – 1992 // *J. of Environment. Radioactivity*. 1994. V. 24 (2). P. 145 – 158.

Forbes T., Forbes V. A critique of the use of distribution-based extrapolation models in ecotoxicology // *Functional Ecology*. 1993. V. 7. P. 249 – 254.

Forbes V., Calow P., Sibley R. Are current species extrapolation models a good basis for ecological risk assessment // *Environ Toxicol Chem*. 2001. V. 20. P. 442 – 447.

Forseth T., Ugedal O., Jonsson B., Langeland A., Njastad, O. Radiocaesium turnover in arctic char (*Salvelinus alpinus*) in a Norwegian Lake // *J. of Applied Ecology*. 1991. V. 28. P. 1053 – 1067.

FREDERICA. Radiation Effects Database. 2006. Available from: <http://www.frederica-online.org/>.

Fritz T.E., Norris W.P., Tolle D.V., Seed T.M., Poole C.M., Lombard L.S., Doyle D.E. Relationship of dose rate and total dose to responses of continuously irradiated beagles // *Late Biological effects of ionizing radiation*. V. 2: Vienna: IAEA, 1978. P. 71 – 82.

Garnier-Laplace J., Gilek M., Sundell-Bergman S., Larsson C-M. Assessing ecological effects of radionuclides and extrapolation gaps // *J Radiol Protect*. 2004. V. 24. P. A139 – A155.

Garnier-Laplace J., Della-Vedova C., Gilbin R., Coppelstone D., Hingston J., Ciffroy P. First Derivation of Predicted-No-Effect Values for Freshwater and Terrestrial Ecosystems Exposed to Radioactive Substances // *Environ Science Technol.*, 2006. V. 40. P. 6498 – 6505.

Garnier-Laplace J., Della-Vedova C., Andersson P., Coppelstone D., Cailles C., Beresford N.A., Howard B.J., Howe P., Whitehouse P. A multi-criteria weight of evidence approach for deriving ecological benchmarks for radioactive substances // *J. of Radiological Protection*. 2010. V. 30 (2). P. 215 – 233.

Gause G.F. The struggle for existence. NY: Hafner, 1934 (reprinted 1964).

Gerber G.B., Wick R.R., Watson C.R., Gössner W., Kellerer A.M. International radiobiology archives of long-term animal studies: structure, possible uses and potential extension // *Radiation and Environment. Biophysics*. 1999. V. 38 (2). P. 75 – 79.

Gillet N.A., Hahn F.F., Mewhinney J.A., Muggenberg B.A. Osteosarcoma development following single inhalation exposure to americium-241 in beagle dog // *Radiation Research*. 1985. V. 104. P. 83 – 93.

Gillett N.A., Muggenburg B.A., Mewhinney J.A., Hahn F.F., Seiler F.A., Boecker B.B., McClellan R.O. Primary liver tumors in beagle dogs exposed by inhalation to aerosols of plutonium-238 dioxide // *Amer. J. Pathology*. 1988. V. 133 (2). P. 265 – 276.

Gordon C.J. Temperature and toxicology: an integrative, comparative and environmental approach. CRC Press, 2005.

Grahn D.; Sacher G.A.; Lea R.A.; Fry R.J.M.; Rust J.H. Analytical approaches to and interpretations of data on time, rate and cause of death of mice exposed to external gamma irradiation // *Proceedings of Symposium on the late biological effects of ionizing radiation; Vienna, Austria; 13 – 17 Mar 1978. IAEA-SM--224/209. Vienna: IAEA, 1978. V. 2. P. 43 – 58.*

Greenwood L.N., Knowles J.F. Effect of chronic irradiation on the humoral immune response of a marine fish, the eelpout (*Zoarces viviparous* L) // *J. Radiat. Biol*. 1995. V. 67. P. 71 – 77.

Gridgeman N.T. Methods to assay of the relative toxicity of certain bone-seeking radionuclides // *Radiation Research*. 1971. V. 48. P. 291 – 302.

Grimas U., Karas P., Neumann G. Observations of effects on individual and population levels of perch (*Perca fluviatilis* L.) with high concentration of fallout cesium // *Proceedings of International Symposium on Ionising Radiation, Stockholm, 20 – 24 May 1996. Stockholm, 1996. Vol. 1. P. 230 – 239.*

Gros C.M., Keiling R., Bloch J. Strahlenschutzwirkung der Kälte bei Fischen // *Strahlentherapie*. 1959. V. 109. P. 241 – 245.

Haddingh R., Nasvit O., Ryabov I., Van Aerssen G., Prostantinov V., Belova N. Field studies of fish size-effect in ¹³⁷Cs accumulation // *Modelling and study of the mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl. ECP-3 Final Report. Luxembourg, 1996a. P. 84 – 94.*

Haddingh R., Nasvit O., Ryabov I.N., Romanenko V.D., Carreiro C. Processes and parameters governing accumulation and elimination of radiocaesium by fish // *The radioecological consequences of the Chernobyl accident. Proc. of the Int. Conf., Minsk, 18 – 22 March 1996. Brussels, 1996b. P. 137 – 146.*

Hakanson L. Ecometric and dynamic modeling exemplified by cesium in lakes after Chernobyl // *Lecture Notes in Earth Sciences. Springer-Verlag, 1991. V. 35. 158 p.*

Hakanson L. A compilation of empirical data and variations in data concerning radiocesium in water, sediments and fish in European lakes after Chernobyl // *Journal of Environment. Radioactivity*. 1999. V. 44, N 1. P. 21 – 42.

Hakanson L., Anderson T., Nilsson A. Caesium-137 in perch in Swedish lakes after Chernobyl present situation, relationships and trends // *Environment. Pollution*, 1989. V. 58. P. 195 – 212.

Hall E.J. Radiobiology for the Radiologist. 5th edition. Lippincott, Philadelphia, PA: Williams & Wilkins, 2000.

Handbook of Ecological and Ecotoxicological Parameters / Eds. S.E. Jørgensen, S.N. Nielsen and L.A. Jørgensen. Amsterdam: Elsevier, 1991. 1288 p.

Handbook of chemical risk assessment: health hazards to humans, plants, and animals / Ed. Ronald Eisler. Corporate Blvd., Boca Raton, Florida: CRC Press LLC, 2000. 1868 p.

Handbook of Ecological Models Used in Ecosystem and Environmental Management // Edited by Sven Erik Jørgensen. CRC Press, 2011. 618 p.

Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer to wildlife. IAEA, Tech. Reports Ser. N 479. Vienna: IAEA, 2014.

Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Tech. Rep. N 472. Vienna: International Atomic Energy Agency (IAEA), 2010.

Hinton T., Alexakhin R., Balonov M., Gentner N., Hendry J., Prister B., Strand P., Woodhead D. Radiation-induced effects on plants and animals: finding of the United Nations Chernobyl Forum // Health Physics. 2007. V. 93, N 5. P. 427 – 440.

Hoekstra J.A., van Ewijk P.H. Alternatives for the No-Observed-Effect Level // Environ Toxicol. Chem. 1993. V. 12. P. 187 – 194.

Holmes R.M., Peterson B.J., Zhulidov A.V. et al. Nutrient chemistry of the Ob and Yenisey Rivers (Siberia): results from June 2000 expedition and evaluation of long-term data sets // Marine Chemistry. 2001. V. 75 (3). P. 219 – 227.

Hornsey S. Protection from whole-body X-irradiation afforded to adult mice by reducing the body temperature // Nature. 1956. V. 4524. P. 87.

Howell R.W., Azure M.T., Narra V.R., Rao D.V. Relative biological effectiveness of alpha-particle emitters in vivo at low doses // Radiation Research. 1994. V. 137. P. 352 – 360.

Howell R.W., Goddu S.M., Narra V.R., Fischer D.R., Schenter R.E., Rao D.V. Radiotoxicity of gadolinium-148 and radium-223 in mouse testes: relative biological effectiveness of alpha-particle emitters in vivo // Radiation Research. 1997. V. 147. P. 342 – 348.

Hubbard L.B. Absorbed fractions for small bodies: the cube-root-of-mass dependence // Radiation Research. 1974. V. 57. P. 1 – 8.

Hupp E.W. Effects of continuous life-time irradiation of Spanish goats // Biological and Environmental Effects of Low-Level Irradiation. Vienna: IAEA, 1976. P. 113 – 126.

IAEA. Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems. Technical Reports Series N 172. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1976. 224 p.

IAEA. *Methodology for Assessing Impacts of Radioactivity on Aquatic Organisms*. Technical Report Series, N 190. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1979.

IAEA. *Sediment distribution coefficients and concentration factors for biota in the marine environment* Tech. Rep. Ser. N 247. Vienna: IAEA, 1985.

IAEA. *Effects of Ionizing Radiation on Plants and Animals at Levels Implied by Current Radiation Protection Standards*. Technical Report Series N 332. Vienna: International Atomic Energy Agency, 1992. 334 p.

IAEA. *Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment*. Safety Report Series, N 19. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2001. 213 p.

IAEA. *Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Radionuclides for Biota in the Marine Environment*. IAEA Technical Reports Series N 422, Vienna: IAEA, 2004. 103 p.

IAEA. *Briefings on Fukushima Nuclear Accident*. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2011.

IAEA. *Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards*. Safety Standards Series N GSR. Part 3. No GSR-3. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2014. 458 p.

IAEA. *The Fukushima Daiichi Accident. Radiological Consequences*. Technical report. V. 4. Vienna: IAEA, 2015. 262 p.

IAEA. *The Environmental Behaviour of Polonium*. Tech. rep. ser. N 484. Vienna: IAEA, 2017a. 286 p.

IAEA. *The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition*. Tech. rep. ser. N 476. Vienna: IAEA, 2017b. 282 p.

IAEA. *Environmental transfer of radionuclides in Japan following the Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant*. Vienna: IAEA, 2020. 360 p.

IARC. *Ionizing Radiation, Part 2: Some internally deposited radionuclides* // IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. V. 78. Lyon: IARC, 2001.

IARC. *A review of human carcinogens* // IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Vol. 100 D. Lyon: IARC, 2012.

ICRP Publication 11. *A Review of the Radiosensitivity of the Tissues in Bone* // Annals ICRP. 1968. V. 11. 42 p.

ICRP Publication 48. *The Metabolism of Plutonium and related Elements* // Annals ICRP. 1986. V. 16 (2 – 3). 108 p.

ICRP Publication 66. *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection* // Ann. ICRP. 1994. V. 24 (1 – 3). 492 p.

ICRP Publication 91. *A framework for assessing the impact of ionizing radiation to non-human species* // Annals ICRP. 2003. V. 33, N 3. P. 1 – 79. (Русский перевод МКРЗ. Международная комиссия по радиологической защите. Публикация 91. Основные принципы оценки воздействия ионизирующих излучений на живые организмы, за исключением человека / Пер. с англ. М.: Комтехпринт, 2004).

- ICRP Publication 103.* Recommendations of the International Commission on Radiological Protection // Ann. ICRP. 2007. V. 37 (2 – 4). 339 p.
- ICRP Publication 108.* Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants // Annals of the ICRP. 2008a. V. 38, N 4 – 6. 251 p.
- ICRP Publication 107.* Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations // Ann. ICRP. 2008b. V. 38 (3). 123 p.
- ICRP Publication 114.* Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants // Ann. ICRP. 2009. V. 39 (6). 111 p.
- ICRP Publication 124.* Protection of the Environment under Different Exposure Situations // Ann. ICRP. 2014. V. 43, N 1. 58 p.
- ICRP Publication 136.* Dose Coefficients for Non-human Biota Environmentally Exposed to Radiation // Ann. ICRP. 2017. V. 46(2). 136 p. [Электронный ресурс]: <http://biotaDC.icrp.org>.
- ICRP Publication 148.* Radiation weighting for reference animals and plants // Ann. ICRP. 2021, V. 50(2).
- ICRU. Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry,* ICRU Report 51. Bethesda, MD: International Commission on Radiation Units and measurements, 1993.
- International Radiobiology Archives of Long-term Animal Studies.* Description of participating institutions and studies. EULEP – US DOE – JLEG, 1996. 464 p.
- IRSN. Carbon-14 and the environment.* Radionuclide Fact Sheet. Institut de Radioprotection et de Surete Nucleaire, France, 2010. 19 p.
- Israël H.* Atmospheric Electricity: Fundamentals, Conductivity, Ions. Springfield: Sc. Translations. 1970.
- Ivanova S., Semenov D.* Embryonic abnormalities in lizard *Lacerta vivipara* (Sauria, Lacertidae) collected from radioactive contaminated area // Abstracts of 25th Annual meeting of the European Soc. Radiation Biol. Stockholm, 1993. 12 p.
- Jagoe R.H., Newman M.C.* Bootstrap estimation of community NOEC values // *Ecotoxicology*. 1997. V. 6. P. 293 – 306.
- Jiang T-N., Lord B.I., Hendry J.H.* Alpha particles are extremely damaging to developing hemopoiesis compared with gamma irradiation // *Radiation Res.* 1994. V. 137. P. 380 – 384.
- Kandasamy S.B.* Neuropeptides, Radiation and Thermoregulation // Annals of the New York Academy of Sciences. Vol. 813. Special Issue: Thermoregulation: 10th Int. Symp. on the Pharmacology of Thermoregulation, 1997. P. 344 – 352.
- Kandasamy S.B., Hunt W.A.* Involvement of prostaglandins and histamine H1 and H2 in radiation-induced temperature responses in rats // *Radiation Res.* 1990. V. 121. P. 84 – 90.
- Kandasamy S.B., Rabin B.M., Hunt W.A., Dalton T.K., Joseph J.A., Harris A.H.* Exposure to heavy charged particles affects thermoregulation in rats // *Radiation Research.* 1994. V. 139. P. 352 – 356.

Kellerer A.M. Chord-length distributions and related quantities for spheroids // Radiation Res. 1984. V. 98. P. 425 – 437.

Kellerer A.M. *Fundamentals of Microdosimetry* // The Dosimetry of Ionizing Radiation. V. 1. Academic Press, 1985. P. 78 – 164.

Kent M. Advanced biology. Oxford Univ. Press, 2000. 630 p.

Kevern N.R. Feeding rate of carp estimated by radioisotopic method // Transactions of the American Fisheries Society. 1966. V. 95. P. 363 – 371.

Kleiber M. Body size and metabolism // Hilgardia. 1932. N 6. P. 315 – 353.

Kleiber M. The Fire of Life. Malabar: Krieger Publishing Company, 1975. 453 p.

Knowles J.F. Long-term irradiation of a marine fish, the plaice *Pleuronectes platessa*: an assessment of the effects on size and composition of the testes and of possible genotoxic changes in peripheral erythrocytes // Int. J. Radiat. Biol. 1999. V. 75(6). P. 773 – 782.

Kolehmainen S.E. The balances of ^{137}Cs , stable cesium and potassium of bluegill (*Lepomis macrochirus* Raf.) and other fish in White Oak Lake // Health Physics, 1972. V. 23. P. 301 – 315.

Koulikov A.O., Ryabov I.N. Specific cesium activity in freshwater fish and the size effect // The Science of the Total Environment. 1992. V. 112. P. 125 – 142.

Kryshev A.I. The dynamics of exposure to hydrobionts in the highly contaminated Ural lakes // Proceedings from the International Conference on Radioactivity in the Environment, Monaco, 1–5 September 2002. Østerås (Norway): NRPA, 2002. P. 172 – 175.

Kryshev A.I. Modelling the accumulation of ^{137}Cs by age-structured fish population // Radioprotection – Colloques. 2002. V. 37 (C1, 2). P. 627 – 632.

Kryshev A.I. Model reconstruction of ^{90}Sr concentrations in fish from 16 Ural lakes contaminated by the Kyshtym accident of 1957 // J. Environment. Radioactivity. 2003. V. 64 (1). P. 67 – 84.

Kryshev A.I. Evaluation of the biological transfer of ^{32}P , ^{137}Cs and ^{65}Zn by fish in the Yenisei River // The Science of the Total Environment. 2004. V. 322 (1–3). P. 191 – 207.

Kryshev A.I. ^{90}Sr in fish: a review of data and possible model approach // The Science of Total Environment. 2006. V. 370 (1). P. 182 – 189.

Kryshev A.I., Kryshev I.I. Estimation of dose and radiation risk for pike (*Esox lucius*) in the river system Techa – Ob // Proceedings of the 2nd International Conference on Radioactivity in the Environment, Nice (France), 2–6 October 2005. Østerås (Norway): NRPA, 2005. P. 150 – 153.

Kryshev A.I., Sazykina T.G., Kryshev I.I., Strand P., Brown J.E. Radioecological modelling and the computer codes for calculation of doses to marine biota and man in the Arctic // Environment. Modelling and Software. 2001. V. 16 (8). P. 697 – 709.

- Kryshchuk A.I., Kryshchuk I.I., Badalian K.D., Sazykina T.G.* Assessment of permissible levels of radionuclides in soil for different types of land-use // *Appl. Radiation and Isotopes*. 2008. V. 66 (11). P. 1572 – 1574.
- Kryshchuk A.I., Ryabov I.N.* A dynamic model of ^{137}Cs accumulation by fish of different age classes // *J. Environmental Radioactivity*. 2000. V. 50 (3). P. 221 – 233.
- Kryshchuk A.I., Sazykina T.G.* Comparative analysis of doses to aquatic biota in water bodies impacted by radioactive contamination // *J. Environment. Radioactivity*. 2012. V. 108. P. 9 – 14.
- Kryshchuk A.I., Sazykina T.G.* Modelling the effects of ionizing radiation on survival of animal population: acute versus chronic exposure // *Radiation and Environment. Biophysics*. 2015. V. 54(1). P. 103 – 109.
- Kryshchuk A.I., Sazykina T.G., Badalian K.D.* Mathematical simulation of dose-effect relationships for fish eggs exposed chronically to ionizing radiation // *Radiation Environment Biophysics*. 2006. V. 45(3). P. 195 – 201.
- Kryshchuk A.I., Sazykina T.G., Sanina K.D.* Modelling of effects due to chronic exposure of a fish population to ionizing radiation // *Radiation Environment Biophysics*. 2008. V. 47(1). P. 121 – 129.
- Kryshchuk A.I., Sazykina T.G., Strand P., Brown J.* Radioecological model for dose estimation to Arctic marine biota // *Proc. of the 5th Int. Conf. on Environment. Radioactivity in the Arctic and Antarctic, St.-Petersburg, 16–20 June 2002*. NRPA, Norway. P. 326 – 329.
- Kryshchuk I.I.* Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystems Following the Chernobyl Accident // *J. of Environment. Radioactivity*. 1995. V. 27, N 3. P. 207 – 219.
- Kryshchuk I.I.* Radioactive Contamination of Aquatic Ecosystems in the Areas of Nuclear Power Plants and Other Nuclear Facilities in Russia // *Radiochimica Acta*. 1996. V. 74. P. 199 – 202.
- Kryshchuk I.I., Alexakhin R.M., Makhon'ko K.P., Sazykina T.G. et al.* Radioecological Consequences of the Chernobyl Accident. Moscow: Nuclear Society, 1992. 142 p.
- Kryshchuk I.I., Kryshchuk A.I.* Assessment of background radiation exposure to Arctic freshwater fish // *International Conference on the Protection of the Environment. from the Effects of Ionising Radiation*. Stockholm, Sweden, 6–10 October 2003. Contributed Papers. IAEA-CN-109. P. 220 – 223.
- Kryshchuk I.I., Kryshchuk A.I., Sazykina T.G.* Dynamics of radiation exposure to marine biota in the area of the Fukushima NPP in March-May 2011 // *J. Environment. Radioactivity*. 2012. V. 114. P. 157 – 161.
- Kryshchuk I.I., Sazykina T.G.* Accumulation Factors and Biogeochemical Aspects of Migration of Radionuclides in Aquatic Ecosystems in the Areas Impacted by the Chernobyl Accident // *Radiochimica Acta*. 1994. V. 66/67. P. 381 – 384.
- Kryshchuk I.I., Sazykina T.G.* Assessment of Radiation Doses to Aquatic Organism's in the Chernobyl Contaminated Area // *J. Environment. Radioactivity*. 1995. V. 28, N. 1. P. 91 – 103.

Kryshch I.I., Sazykina T.G. Radioecological effects on aquatic organisms in the areas with high levels of radioactive contamination: Environmental Protection Criteria // Radiation Protection Dosimetry. 1998. V. 75, N 1 – 4. P. 187 – 191.

Kryshch I.I., Sazykina T.G. Assessment of permissible low-level releases of radionuclides into the marine environment // International Conference on Issues and Trends in Radioactive Waste Management. Vienna, Austria, 9 – 13 December 2002. Contributed Papers. IAEA-CN-90. Vienna: IAEA, 2002. P. 17 – 20.

Kryshch I.I., Sazykina T.G., Beresford N.A. Effects on wildlife // Chernobyl – Catastrophe and Consequences / Eds. J.T. Smith and N.A. Beresford. Chichester: Springer Praxis Publishing Ltd, 2005. P. 267 – 287.

Kryshch I.I., Sazykina T.G., Kryshch A.I. The Chernobyl accident and aquatic biota // Modelling Radioactivity in the Environment / Ed. M. Scott. Oxford, Elsevier Science Ltd., 2003. P. 391 – 416.

Kryshch I.I., Sazykina T.G., Kryshch A.I. Radioactivity of aquatic biota in water bodies impacted with the Chernobyl-derived radionuclides // Behavior of Radionuclides in the Environment. II. Chernobyl / Eds. A. Konoplev, K. Kato, S. Kalmykov. Singapore: Springer Nature Ltd., 2020. P. 407 – 440.

Kryshch I.I., Ryabov I.N., Sazykina T.G. Using a Bank of Predatory Fish Samples for Bioindication of Radioactive Contamination of Aquatic Food Chains in the Area Affected by the Chernobyl Accident // The Science of the Total Environment., 1993. V. 139/140. P. 279 – 285.

Kryshch I.I., Sazykina T.G., Ryabov, I.N., Chumak, V.K., Zarubin O.L. Model Testing Using Chernobyl Data: II. Assessment of the Consequences of the Radioactive Contamination of the Chernobyl Nuclear Power Plant Cooling Pond // Health Physics. 1996. V. 70, N 1. P. 13 – 17.

Kryshch I.I., Romanov I.N., Isaeva L.N., Cholina Yu.B. Radioecological state of lakes in the Southern Ural impacted by radioactive release of the 1957 radiation accident // J. Environment Radioactivity. 1997. V. 34, N 3. P. 223 – 235.

Kryshch I.I., Sazykina T.G., Hoffman F.O., Thiessen K.M., Blaylock B.G., Feng Y., Galeriu D., Heling R., Kryshch A.I., Kononovich A.L. and Watkins B. Assessment of the consequences of the radioactive contamination of aquatic media and biota for the Chernobyl NPP cooling pond: model testing using Chernobyl data // J. Environment Radioactivity. 1999. V. 42, N 2 – 3. P. 143 – 156.

Kryshch I.I., Romanov G.N., Chumichev V.B., Sazykina T.G., Isaeva L.N. & Ivanitskaya M.V. Radioecological Consequences of Radioactive Discharges into the Techa River on the Southern Urals // J. Environment Radioactivity. 1998a. V. 38, N. 2. P. 195 – 209.

Kryshch I.I., Romanov G.N., Sazykina T.G., Isaeva L.N., Trabalka J.R., Blaylock B.G. Environmental contamination and assessment of doses from radiation releases in the Southern Urals // Health Physics. 1998b. V. 74 (6). P. 687 – 697.

Larsson C.M. An overview of the ERICA Integrated Approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants // *J. Environment Radioactivity*. 2008. V. 99. P. 1364 – 1370.

Laurie J., Orr J.S., Foster C.J. Repair processes and cell survival // *British J. of Radiology*. 1972. V. 45. P. 362 – 368.

Leonard A., Delpoux M., Meyer R., Decat G., Leonard E.D. Effect of an enhanced natural radioactivity on mammal fertility // *Sci. Total Environment*. 1985. V. 45. P. 535 – 550.

Liebig J. Chemistry in its application to agriculture and physiology. 14nd edition. London: Taylor and Walton, 1847.

Lloyd R.D., Miller S.C., Taylor G.N. Comparison of internal emitter radiobiology in animals and humans // *Health Physics*. 1997. V. 72, N 1. P. 100 – 110.

Lloyd R.D., Taylor G.N., Angus W., Bruenger F.W., Miller S.C. Bone cancer occurrence among beagles given ²³⁹Pu as young adults // *Health Physics*. 1993. V. 64 (1). P. 45 – 51.

Loevinger R., Berman M. A revised schema for calculating the absorbed dose from biologically distributed radionuclides. NM/MIRD pamphlet N 1 Rev. NY: Society of Nuclear Medicine, 1976.

Lorenz E. Some biological effects of long continued irradiation // *Am. J. Roentgenology and Radium Therapy*. 1950. V. 63(2). P. 176 – 185.

Lorenz E., Jacobson L.O., Heston W., Shimkin M., Eschenbrenner A.B., Deringer M.K., Doniger J., Schweisthal R. Effects of long-continued total-body gamma irradiation of mice, guinea pigs, and rabbits. III. Effects of life span, weight, blood picture and carcinogenesis and the role of intensity of radiation // *Biological Effects of External X and gamma Radiation* / Ed. R.E. Zirkle. New York: McGraw-Hill, 1954. P. 24 – 248.

Lotka A.J. Elements of Physical biology. Williams & Wilkins, Baltimore. 1925. (Reprinted as «Elements of Mathematical Biology». New York: Dover, 1956).

Lowman F.G., Ting R.J. The state of cobalt in seawater and its uptake by marine organisms and sediment // *Radioactive Contamination of the marine Environment*. Vienna: IAEA, 1973. 786 p.

Luckey T.D. Radiation hormesis. Boca Raton, FL: CRC Press, 1991.

Lundgren D.L., Haley P.J., Hahn F.F., Diel J.H., Griffith W.C., Scott B.R. Pulmonary carcinogenicity of repeated inhalation exposure of rats to aerosols of ²³⁹PuO₂ // *Radiation Research*. 1995. V. 142. P. 39 – 53.

Lunneborg C. Data analysis for resampling: concepts and applications. Duxbury, USA: Pacific grove, 2000.

MacDonald C., Laverock M. Radiation exposure and dose to small mammals in radon-rich soils // *Archives of Environment Contamination and Toxicology*. 1998. V. 35(1). P. 109 – 120.

Malthus T.R. An essay on the principle of population. London: Johnson, 1798. (Русский перевод: Мальтус Т. «Опыт закона о народонаселении». СПб., 1908).

MARINA II. Update of the MARINA Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters. T. 2. EC, 2003.

Maslov V.I., Maslova K.I., Verkhovskaja I.N. Characteristics of the radioecological groups of mammals and birds of biogeocenoses with high natural radiation // Radioecological concentration processes. Oxford – London: Pergamon Press, 1967. P. 561 – 571.

Mays C.W., Lloyd R.D., Taylor G.N., Wrenn M.E. Cancer incidence and lifespan vs. alpha-particle dose in beagles // Health Physics. 1987. V. 52. P. 617 – 624.

Medical effects of ionizing radiation / Eds. F.A. Mettler, Jr; A.C. Upton. Elsevier Health Sciences, 2008. 517 p.

Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment used in PC-CREAM 08 / Eds. J.G. Smith, J.R. Simmonds. UK: Health Protection Agency, 2009.

Metivier H., Nolibe D., Masse R., Lafuma J. New data on toxicity and translocation of inhaled ²³⁹PuO₂ in baboons // Health Physics. 1977. V. 35. P. 401 – 404.

Mettler F.A., Upton A.C. Medical effects of ionizing radiation. 2nd edition. Saunders Co., 1995.

MEXT. Readings of Sea Area Monitoring at Post Out of Fukushima Dai-ichi NPP. Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology. News Releases, 24.03-8.05.2011. Интернет-ресурс: www.mext.go.jp/english/incident/

Miller S.C. Radionuclide-induced skeletal cancers // J. Musculoskei Neuron Interact. 2002. V. 2(6). P. 552 – 553.

Modelling Biota Dose Effects. Report of Working group 6 «Biota Dose Effect Modelling» of the IAEA Programme «Environmental Modelling for Radiation Safety» (EMRAS II). Chapter 6. Population Modelling. IAEA-TECHDOC-1737. Vienna, Austria: International Atomic Energy Agency, 2014.

Mole R.H. On wasted radiation and interpretation of experiments with chronic irradiation // J. Natl. Cancer Inst. 1955. V. 15. P. 907 – 914.

Mole R.H. Shortening of life by chronic irradiation: the experimental facts // Nature. 1957. V. 80. P. 456 – 460.

Monod J. Chance and Necessity. New York: Alfred A. Knopf, 1971. 180 p.

Monte L. Predicting the effects of ionising radiation on ecosystems by a generic model based on the Lotka-Volterra equations // J. Environment. Radioactivity. 2009. V. 100 (6). P. 477 – 483.

Monte L. Predicting the effects of ionising radiation on biological populations: testing of a non-linear Leslie model applied to a small mammal population // J. Environment. Radioactivity. 2013. V. 122. P. 63 – 69.

Mooney C., Duval R. Bootstrapping: A non-parametric approach to statistical inference. London: Sage, 1993.

Moskalev Yu.I., Muramatsu S., Sugahara T., Tsuchiya T., Okazawa Y. Effects of chronic low-dose irradiation for three successive generations on the breeding behavior of mice // *Int. J. Radiation Biology*. 1964. V. 8(6). P. 523 – 531.

Mousseau T.A., Møller A.P. Elevated Frequency of Cataracts in Birds from Chernobyl // *PLoS One*. 2013. 8(7): Интернет-ресурс: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066939>.

Muggenburg B.A., Guilmette R.A., Hahn F.F., Diel J.H., Mauderly J.L., Seikop S.K., Boecker B.B. Radiotoxicity of inhaled $^{239}\text{PuO}_2$ in dogs // *Radiation Research*. 2008. V. 170. P. 736 – 757.

Muikku M., Beresford N.A., Garnier-Laplace J., Real A., Sirkka L., Thorne M., Vanderhove H., Willrodt C. Sustainability and integration in radioecology – position paper // *J. Radiation Protection*. 2017. V. 38. P. 152 – 163.

Muller W.A., Gossner W., Hug O., Luz A. Late effects after incorporation of the short-lived alpha-emitters ^{224}Ra and ^{227}Th in mice // *Health Physics*. 1978. V. 35. P. 33 – 55.

Muller W.A., Linzner U., Luz A. Early induction of leukemia (malignant lymphoma) in mice by protracted low alpha doses // *Health Physics*. 1988. V. 54 (4). P. 461 – 463.

Muller W.A., Luz A., Murray B., Linzner U. Induction of lymphoma and osteosarcoma in mice by single and protracted low alpha doses // *Health Physics* 1990. V. 59 (3). P. 305 – 310.

Muller W.A., Luz A., Schaffer E.H., Gossner W. The role of time factor and RBE for the induction of osteosarcomas by incorporated short-lived bone-seekers // *Health Physics*. 1983. V. 44 (1). P. 203 – 212.

Muramatsu S., Sugahara T., Tsuchiya T., Okazawa Y. Effects of chronic low-dose irradiation for three successive generations on the breeding behavior of mice // *Int. J. Radiation Biology*. 1964. V. 8(6). P. 523 – 531.

Murphy T.P., Lean D.R.S. Blue-green algae: their excretion of iron-selective chelators enables them to dominate other algae // *Science*. 1976. V. 192, N 4242. P. 900 – 902.

Musacchia X.J., Barr R.E. Survival of whole-body irradiated hibernating and active ground squirrels *Citellus tridecemlineatus* // *Radiat. Research*. 1968. V. 33. P. 348 – 356.

Nasvit O., Carreiro C., Romanenko V., Fomovsky M., Jurchuk L., Belyaev V. Experimental studies on the possible effect of fish size on the radiocaesium biological half-life // *Modelling and study of the mechanisms of the transfer of radioactive material from terrestrial ecosystems to and in water bodies around Chernobyl. ECP-3 Final Report. Luxembourg*, 1996. P. 101 – 105.

NCRP. Tritium and other radionuclide labeled organic compounds incorporated into genetic material. NCRP Report N 63. Bethesda, MD: NCRP Publications, 1979. 147 p.

NCRP. Carbon-14 in the Environment. NCRP Report N 81. Bethesda, MD: NCRP Publications, 1985. 108 p.

NCRP. The relative biological effectiveness of radiations of different quality. NCRP Report 104. Bethesda (MD): ICRP Publications, 1990.

NCRP. Effects of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms. NCRP Report N 109, Bethesda, Maryland, USA: National Council on Radiation Protection and Measurements, 1991. 115 p.

NCRP. Risk-Based Classification of Radioactive and Hazardous Chemical Wastes. National Council on Radiation Protection and Measurements. NCRP Report N 139, Bethesda, Maryland, 2002. 435 p.

NCRP. Approaches to Risk Management in Remediation of Radioactively Contaminated Sites. National Council on Radiation Protection and Measurements. NCRP Report N 146, Bethesda, Maryland: NCRP, 2005. 290 p.

Newsom B.D., Kimeldorf D.J. The resistance of animals to acute cold exposure following X-irradiation // *Int. J. Radiat Biol.* 1961. V. 4(2). P. 143 – 149.

Nias A.H. Introduction to Radiobiology. Wiley, John & Son, 1998.

Norris W.P., Tyler S.A., Sacher G.A. An interspecies comparison of responses of mice and dogs to continuous ^{60}Co γ irradiation // *Biological and Environment. Effects of Low-Level Irradiation.* Vienna: IAEA, 1976. P. 113 – 126.

Nothdurft W., Fliedner T.M., Fritz T.E., Seed T.M. Response of hemopoiesis in dogs to continuous low dose rate total body irradiation // *Stem cells (Dayton, Ohio), Suppl 1.*, 1995. P. 261 – 267.

Oghiso Y., Yamada, Y. The specific induction of osteosarcomas in different mouse strains after injections of ^{239}Pu citrate // *Radiation Research.* 2003. V. 44. P. 125 – 132.

Oghiso Y., Yamada Y., Iida H., Inaba J. Differential dose responses of pulmonary tumor types in the rat after inhalation of plutonium dioxide aerosols // *Radiation Research.* 1998. V. 39. P. 61 – 72.

Osanov D.P., Tissen M.U., Radzievsky G.B. Dose distribution of β -radiation of fission products in the tissue equivalent material // *Health Physics.* 1969. P. 17 – 484.

Park J.F., Buschbom R.L., Watson C.R., Dagle G.E., James A.C., Watson C.R., Weller R.E. Biological effects of inhaled $^{239}\text{PuO}_2$ in beagles // *Radiation Research.* 1997. V. 148. P. 365 – 381.

Park J.F., Dagle G.E., Ragan H.A., Weller R.E., Stevens D.L. Current status of life-span studies with inhaled plutonium in beagles at Pacific Northwest Laboratory (1986) // *Life span radiation effects in animals: what they can tell us?* Proc. of the 22nd Hanford Life Science Symposium, Richland, Washington, 1983 / Eds. R.C. Thompson, J.A. Mahaffey. CONF-830951. PNL:US DOE, 1986. P. 255 – 269.

Park J.F., Watson C.R., Buschbom R.L., Dagle G.E., Strom D.J., Weller R.E. Biological effects of inhaled $^{239}\text{PuO}_2$ in beagles // *Radiation Research.* 2012. V. 178. P. 447 – 467.

Patt H.M., Swift M.N. Influence of temperature on the response of frogs to X irradiation // *Am. J. Physiology.* 1948. V. 155. P. 388 – 393.

Peters R.H. The Ecological Implications of Body Size: an introduction of animal energetics. Ser. Cambridge Studies in Ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 1986. 344 p.

Petigara B.R., Blough N.V., Mignerey A.C. Mechanisms of hydrogen peroxide decomposition in soils // *Environ Sci Technol.* 2002. N 36. P. 639 – 635.

Physiology and pathophysiology of temperature regulation / Ed. Blatteis / World Scientific. 1998. 308 p.

Pinon-Lataillade G., Maas J. Continuous gamma-irradiation of rats: dose-rate effect on loss and recovery of spermatogenesis // *Strahlentherapie.* 1985. V. 161(7). P. 421 – 426.

Pizzarello D.J. Radiation Biology. Florida: CRC Press Inc., 1982.

Pizzarello D.J., Witcofski R.L. Basic radiation biology. Philadelphia: Lea and Febiger, 1975.

Polig E., Bruenger F.W., Lloyd R.D., Miller S.C. Biokinetic and dosimetric model of plutonium in the dog // *Health Physics.* 2000. V. 78, N 2. P. 182 – 190.

Polikarpov G.G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionizing radiation in the environment // *Radiation Protection Dosimetry.* 1998. V. 75 (1 – 4). P. 181 – 185.

Posthuma L., Suter G.W., Traas T. (Eds). Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Boca Raton, FL USA: Lewis, 2002.

Radiation and Ageing / Eds. P.J. Lindop, G.A. Sacher. London: Taylor & Francis, 1966.

Radionuclide behavior in the natural environment. Science, implications and lessons for the nuclear industry // Edited by Christophe and Horst Geckeis. Woodhead Publishing Limited, 2012. 731 p.

Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. A critical review of data / Eds. P.J. Coughrey, M.C. Thorne. Rotterdam: Balkema. 1983. V. 1. 372 p. V. 2. 496 p. V. 3. 500 p.

Ragan H.A., Buschbom R.L., Park J.F., Dagle G.E., Weller R.E. Hematological effects of inhaled plutonium in beagles // Life span radiation effects in animals: what they can tell us? Proc. of the 22nd Hanford Life Science Symposium, Richland, Washington, 1983 / Eds. R.C. Thompson, J.A. Mahaffey. CONF-830951. PNL:US DOE, 1986. P. 477 – 488.

Rahman Z., Rehman S.U., Mirza S.M., Arshed W., Mirza N.M. Geant4-based comprehensive study of the absorbed fraction for electrons and gamma-photons using various geometrical models and biological tissues // *Nuclear Technology & Radiation Protection.* 2013. V. 28, N 4. P. 341 – 351.

Raskob W., Ehrhardt J. Status of RODOS system for off-site emergency management after nuclear and radiological accidents and its enhancement under the EURANOS project // *Int. J. of Nuclear Governance Economy and Ecology.* 2007. V. 194.

Reference Arctic Organisms /Ed. by N.A. Beresford, S.M. Wright & T.G. Sazykina. Contributors: Brown J.E., Barnett C.L., Kryshev I.I., Brooker R., Bass J., Howard B.J., Webb N., French D., Kryshev A.I., Strand P. & Stensrud H. A deliverable report for EPIC project. Merlewood (UK): Centre for Ecology and Hydrology, 2001. 37 p.

Reichle D.E., van Hook R.I. Effect of temperature and radiation stress on the survivorship of isopodes *Armadillidium vulgare* and *Cylisticus convexus* // *Radiat. Res.* 1971. V. 46. P. 588-600.

RESRAD-BIOTA: a Tool for implementing a Graded Approach to Biota Dose Evaluation. DOE/EH-0676. US DOE: Interagency Steering Committee on Radiation Standards, 2004.

Rose K.S.B. Lower limits of radiosensitivity in organisms, excluding man // *J. Environ. Radioactivity.* 1992. V. 15. P. 113 – 133.

Rowan D., Rasmussen J. Bioaccumulation of radiocaesium by fish – the influence of physical and chemical factors and trophic structure // *Can. J. Fish and Aquatic Sci.* 1994. V. 51, N 11. P. 2388 – 2410.

Rowan D., Rasmussen J. The elimination of radiocesium from fish // *J. Appl. Ecology.* 1995. V. 32. P. 739 – 744.

Russ S., Scott G.M. Biological effects of gamma irradiation // *British J. Radiology.* 1939. V. 12. P. 440 – 441.

Ryabov I.N., Belova N.V., Polyakova N.I., Hadderingh R. Radioecological phenomena of the Kozhanovskoe Lake // *The Radioecological consequences of the Chernobyl accident.* Proc. of the Int. Conf., Minsk, 18 – 22 March 1996. Brussels, 1996. P. 213 – 216.

Sacher G., Grahn D., Fry R. Epidemiological and cellular effects of chronic radiation exposure: a search for relationship // *First European Symposium on Late Effects of Radiation* / Ed. P. Metalli. Roma: Comitato Nazionale Energia Nucleare, 1970. P. 13 – 38.

Sanders C.L., Mahaffey J.A. Inhalation toxicology of transuranic in rodents // *Biological Implication of Radionuclides Released from Nuclear Industries.* Symposium Proceedings. V. 1. STI/PUB/522. Vienna: IAEA. 1980. P. 89 – 104.

Sanders C.L., McDonald K.E., Killand B.W., Mahaffey J.A., Cannon W.C. Low-level inhaled ²³⁹PuO₂ life-span studies in rats // *Life span radiation effects in animals: what they can tell us?* Proc. of the 22nd Hanford Life Science Symposium, Richland, Washington, 1983 / Eds. R.C. Thompson, J.A. Mahaffey. CONF-830951. US DOE, 1986. P. 429 – 449.

Saxen R., Sundell J. ¹³⁷Cs in freshwater fish in Finland since 1986 – a statistical analysis with multivariate linear regression models // *J. Environment. Radioactivity.* 2006. V. 87 (1). P. 62 – 76.

Sazykina T.G. Phytoplankton specimen bank for assessing ecological state of NPP cooling ponds // *The Science of the Total Environment.* 1993. V. 139 – 140. P. 287 – 295.

Sazykina T.G. Modelling of the Transfer of Fission products in Aquatic Ecosystems // Fourth International Conference on the Chemistry and Migration Behaviour of Actinides and Fission Products in the Geosphere. Charleston, USA, 1994. P. 727 – 731.

Sazykina T.G. A Radioecological Model of Radionuclide Bioaccumulation in the Ecosystems of the Barents and Kara Seas / Eds. Per Strand and Andrew Cooke // Environment. Radioactivity in the Arctic. Osteras, Norway, 1995. P. 159 – 162.

Sazykina T.G. Effects of ionizing radiation on populations and ecosystems: theoretical approach and examples // Protection of the Natural Environment. Proceedings of International Symposium on Ionising Radiation. Stockholm, May 20 – 24, 1996. V. 1. Stockholm, 1996. P. 153 – 158.

Sazykina T.G. Long-distance radionuclide transfer in the Arctic Seas related to fish migrations // Radiation Protection Dosimetry. 1998. V. 75, N 1 – 4. P. 219 – 222.

Sazykina T.G. ECOMOD – An ecological approach to radioecological modelling // J. Environment. Radioactivity. 2000. V. 50, N 3. P. 207 – 220.

Sazykina T.G. Modelling Radioactivity in the Environment / Ed. E.M. Scott // Radioactivity Environment. Elsevier Sc Ltd, 2003. P. 391 – 416.

Sazykina T.G. A system of dose-effects relationships for the northern wildlife: radiation protection criteria // Radioprotection-Colloques. 2005a. V. 40, Sup. 1, P. 889-892.

Sazykina T.G. Ecological effects of radiation in natural wildlife – data from the EPIC database // Proceedings of the 7th International Symposium of the Society for Radiological Protection, Cardiff (United Kingdom), 12 – 17 June 2005. Cardiff: SRP, 2005b. P. 339 – 343.

Sazykina T.G. Population sensitivities of animals to chronic ionizing radiation – model predictions from mice to elephants // J. Environment Radioactivity. 2018. V. 182. P. 177 – 182.

Sazykina T.G., Alekseev V.V., Kryshev A.I. The self-organization of trophic structure in ecosystem models: the succession phenomena, trigger regimes and hysteresis // Ecological Modelling. 2000. V. 133. P. 83 – 94.

Sazykina T.G., Kryshev A.I. Radioecological model for transport of radionuclides and exposure to organisms in aquatic ecosystems // Proc. Int. Symposium of Ionizing Radiation: Protection of the Natural Environment, Stockholm, 20 – 24 May 1996. Stockholm, SRPI. V. 2. P. 503 – 509.

Sazykina T.G., Kryshev A.I. EPIC database on the effects of chronic radiation in fish: Russian/FSU data // J. Environment. Radioactivity. 2003. V. 68 (1). P. 65 – 87.

Sazykina T.G., Kryshev A.I. Manifestation of radiation effects in cold environment: data review and modeling // Radiation and Environment. Biophysics, 2011. V. 50 (1). P. 105 – 114.

Sazykina T.G., Kryshev A.I. Non-equilibrium radioecological situations in aquatic ecosystems and the advantages of the dynamic modeling // ICOBTE-2011.

11th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, Florence (Italy), 3–7 July 2011. Conference Proceedings. Florence: International Society of Trace Elements Biogeochemistry. Parte II 2011b. P. 473–474.

Sazykina T.G., Kryshev A.I. Radiation effects in generic populations inhabiting a limiting environment // Radiation and Environment. Biophysics. 2012. V. 51. P. 215–221.

Sazykina T.G., Kryshev A.I. Lower thresholds for lifetime health effects in mammals from high-LET radiation – comparison with chronic low-LET radiation // J. Environment. Radioactivity, 2016. V. 165. P. 227–242.

Sazykina T.G., Kryshev A.I. Simulation of population response to ionizing radiation in ecosystem with a limiting resource – Model and analytical solutions // J. of Environment. Radioactivity. 2016. V. 151. P. 50–57.

Sazykina T.G., Kryshev A.I. A new analytical method for estimating electron-absorbed fractions in soft-tissue biological volumes // Radiation and Environment. Biophysics. 2021. V. 60(1). P. 141–149.

Sazykina T.G., Kryshev A.I., Sanina K.D. Non-parametric estimation of thresholds for radiation effects in vertebrate species under chronic low-LET exposures // Radiation and Environment. Biophysics. 2009. V. 48. P. 391–404.

Sazykina T.G., Kryshev I.I. Assessment of radiological impact on marine biota in the OSPAR region (Marina update project) // Proceedings from the International Conference on Radioactivity in the Environment. Extended Abstracts. NRPA, 2002a. P. 565–568.

Sazykina T.G., Kryshev I.I. Update of the Marina Project on the radiological exposure of the European Community from radioactivity in North European marine waters. Annex F: Assessment of the Impact of Radiactive Substances on Marine Biota of North European Waters. European Commission. Directorat-General Environment. Directorat C – Health and environment. Unit C. 4 – Radiation protection, 2002b.

Sazykina T.G., Kryshev I.I. Methodology for radioecological assessment of radionuclides permissible levels in the seas-protection of human and marine biota // ECORAD 2001. V. II. Proceedings of the International Congress. Aix-en-Provence, France, 3–7 September, 2001. Radioprotection-Colloques, 2002b. V. 37, C1. P. C1-899-C1-902.

Sazykina T.G., Strand P., Brown J. Representative species of marine biota in the Arctic for radioecological assessment and monitoring // Proceedings from «The 5th International Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic». St. Petersburg, Russia, 16–20 June 2002. Norway: Norwegian Radiation Protection Authority, 2002. P. 109–112.

Sazykina T.G., Kryshev I.I. Radiation effects in wild terrestrial vertebrates – the EPIC collection // J. of Environment. Radioactivity. 2006. V. 88, N 1. P. 11–48.

Schmidt-Nielsen K. Scaling: why Animal Size is so Important? Cambridge; Cambridge University Press, 1984. 241 p.

Schmidt-Nielsen K. Animal physiology: adaptation and environment. 5th edition. Oxford Univ. Press, 1997. 607 p.

Schoeters G.E.R., Vanderborght O.L.J. Life-span studies in ²²⁶Ra-injected animals: effect of low doses, effect of a decorporative treatment / Eds. R.C. Thompson, J.A. Mahaffey // Life span radiation effects in animals: what they can tell us? Proc. of the 22nd Hanford Life Science Symposium, Richland, Washington, 1983. P. 368 – 378. CONF-830951. US DOE, 1986.

Scott R. A study of Cs uptake by marine algae. Medical and physiological applications // Second Radioisotope Conf. V. 1. Oxford, 1954. P. 373 – 380.

Sheppard S.C., Sheppard M.I., Gallerand M.O., Sanipelli B. Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium // J. Environment. Radioactivity. 2005. V. 79(1). P. 55 – 83.

Sheppard S.C., Sheppard M.I., Sanipelli B. Review of Environmental Radioactivity in Canada. Nuclear Waste Management Organization. Report TR-2011-17. Toronto, Ontario, Canada, 2011. 115 p.

Shultis J.K., Faw R.E. Radiation shielding. NJ: Prentice Hall, PTR. 1996.

Smith F., Grenan M.M. Effect of hibernation upon survival time following whole-body irradiation in the marmot (*Marmota monax*) // Science. 1951. V. 113. P. 686 – 688.

Smith J. T., Kudelsky A. V., Ryabov I. N., Daire S. E., Boyer L., Blust R. J., Fernandez J. A., Hadderingh R. H., Voitsekhovitch O. V. Uptake and elimination of radiocaesium in fish and the «size effect» // J. Environment. Radioactivity. 2002. V. 62 (2). P. 145 – 164.

Sokolov V.E., Ryabov I.N., Ryabtsev I.A. et al. Effect of Radioactive Contamination on the flora and fauna in the Vicinity of the Chernobyl Nuclear Power Plant. Physiology and General Biology Reviews. V. 8. Harwood Academic Publishers, 1994. 124 p.

Stabin M.G. Radiation Protection and Dosimetry. Springer, 2007. 389 p.

Stabin M.G., Konijnenberg M.W. Re-evaluation of absorbed fractions for photons and electrons in spheres of various sizes // J. Nucl. Med. 2000. V. 41. P. 149 – 160.

Straškraba M., Gnauck A. Freshwater ecosystems. Modelling and simulation. Amsterdam: Elsevier, 1985. 309 p.

Suter II G.W. Endpoints for regional risk assessments // Environment. Management. 1990. V. 14, N 1. P. 9 – 23.

Taranenko V., Pröhl G., Gomez-Ros J.M. Absorbed dose rate conversion coefficients for reference terrestrial biota for external photon and internal exposures // J. Radiol. Prot. 2004. V. 24, A35-A62.

Taylor G.N., Lloyd R.D., Mays C.W., Miller S.C., Jee W.S., Mori S., Shabestari L., Li X.J. Relationship of natural incidence and radiosensitivity for bone cancer in dogs // Health Physics 1997. V. 73. P. 679 – 683.

Taylor G.N., Mays C.W., Lloyd R.D. Comparative toxicity of ²²⁶Ra, ²³⁹Pu, ²⁴¹Am, ²⁴⁹Cf and ²⁵²Cf in C57BL black and albino mice // Radiation Research. 1983. V. 95. P. 584 – 601.

Taylor G.N., Mays C.W., Wrenn M.E., Shabestari L., Lloyd R.D. Incidence of liver tumors in beagles with body burdens of ²³⁹Pu or ²⁴¹Am. // Life span radiation effects in

animals: what they can tell us? Proc. 22nd Hanford Life Science Symposium, Richland, Washington, 1983. P. 268 – 285. Eds. R.C. Thompson, J.A. Mahaffey. CONF-830951. US DOE, 1986.

Templeton W.G., Brown V.M. Accumulation of calcium and strontium by brown trout from waters in the United Kingdom // *Nature*. 1963. V. 198 (4876). P. 198.

TEPCO. *Detection of Radioactive Materials* from Seawater near Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station, with attachments. Press Releases N 1–47, 21.03–09.05.2011. Интернет-ресурс: www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/

Thermoregulation: physiology and biochemistry / Eds. E. Schönbaum, P. Lomax. Elsevier Science & Technology. 1990. 506 p.

Thomas P., Liber K. An estimation of radiation doses to benthic invertebrates from sediments collected near a Canadian uranium mine // *Environment International*. 2001. V. 27. P. 341 – 353.

Thomson J.F., Williamson F.S., Grahn D. Life shortening in mice exposed to fission neutrons and gamma rays. II. Duration of life and long-term fractionated exposures // *Radiat Res*. 1981. V. 86. P. 573 – 579.

Thorne M.C. *Radioecology in Europe* // *J. Radiation Protection*, 2018. V. 38, E5-E9.

Townsend C.R., Begon M., Harper J.L. *Essentials of ecology*. 3rd edition. Printed and bound in Singapore by C.O.S. Printers Pte Ltd, 2008. 523 p.

Toxicological profile for uranium. U.S. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2013.

Trabalka J.R., Allen C.P. Aspects of fitness of a mosquitofish *Gambusia affinis* population exposed to chronic low-level environmental radiation // *Radiat. Research*. 1977. V. 70. P. 198 – 211.

Trapeznikov A.V., Pozolotina V.N., Chebotina M.Y., Chukanov V.N., Trapeznikova V.N., Koulikov N.V., Nielsen S.P., Aarkrog A. Radioactive Contamination of the Techa River, the Urals. // *Health Physics*. 1993. V. 65. P. 481 – 488.

Trujillo T.T., Spalding J.F., Langham W.H. A study of radiation-induced aging: response of irradiated and non-irradiated mice to cold stress // *Radiat. Res*. 1962. V. 16. P. 144 – 150.

Turner F.B. Effects of Continuous Irradiation on Animal Populations // *Advances in Radiation Biology*. 1975. V. 5. P. 83 – 145.

Ugedal O., Jonsson B., Njastad O., Naeumann R. Effects of temperature and body size on radiocaesium retention in brown trout (*Salmo trutta*) // *Freshwater Biology*. 1992. V. 28. P. 165 – 171.

Ulanovsky A., Pröhl G. A practical method for assessment of dose conversion coefficients for aquatic biota // *Radiat. Environ. Biophys*. 2006. V. 45. P. 203 – 214.

Ulanovsky A., Pröhl G. Tables of dose conversion coefficients for estimating internal and external radiation exposures to terrestrial and aquatic biota // *Radiat. Environ. Biophys*. 2008. V. 47(4). P. 195 – 203.

Ulanovsky A., Pröhl G., Gomez-Ros J.M. Methods for calculating dose conversion coefficients for terrestrial and aquatic biota // *J Environ Radioact.* 2008. V. 99. P. 1440 – 1448.

Ulrikson G.U., Nelson D.J., Griffith N.A. The effect of temperature on elimination rates of ¹³⁷Cs in bluegill (*Lepomis macrochirus*) // *Health Physics Division Annual Report.* Oak Ridge National Laboratory, ORNL-4634. 1970. P. 106 – 107.

UNSCEAR. Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects. Report to the General Assembly. Annex K «Radiation-induced life shortening». New York: UN, 1982.

UNSCEAR. Report to the General Assembly, with annexes. Scientific Annexes B. Exposures from nuclear power production. New York: United Nations, 1988. P. 135 – 239.

UNSCEAR. Effects of radiation on the environment. UNSCEAR Report. New York, UN, 1996. 82 p.

UNSCEAR. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume II: Effects. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes). New York: UNSCEAR, 2000.

UNSCEAR. Sources and effects of ionizing radiation: UNSCEAR 2008 report to the General Assembly with scientific annexes. Volume II: Scientific annexes C, D and E. United Nations Scientific Committee of the Effect of Atomic Radiation (UNSCEAR), United Nations, New York. 313 pp.

UNSCEAR. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. V. I. Scientific Annex B. Exposures of the public and workers from various sources of radiation. New York: United Nations, 2010. P. 221 – 463.

UNSCEAR. Effects of radiation on the environment. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II, Scientific Annex E. Effect of ionizing radiation on non-human biota. United Nations, New York, UN, 2011. 164 p.

UNSCEAR. Report to the General Assembly with Scientific Annexes. Volume II. Scientific Annex D. Health effects due to radiation from the Chernobyl accident. New York: United Nations, 2011. P. 45 – 219.

UNSCEAR. Levels and Effects of Radiation Exposure Due to the Nuclear Accident after the 2011 Great East-Japan Earthquake and Tsunami. New York: UN, 2014. 296 p.

UNSCEAR. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2016 Report to the General Assembly. Scientific Annex B. Radiation exposures from electricity generation. New York: UN, 2017. P. 135 – 240.

US DOE . A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. DOE-STD-1153-2002. Washington DC: United States Department of Energy, 2002. 234 p.

US DOE. RESRAD-BIOTA: A tool for implementing a graded approach to biota dose evaluation – user’s guide, version 1. DOE/EH-0676 and ISCORS Technical

Report 2004-02. U.S. Interagency Steering Committee on Radiation Standards (ISCORS), 2004. 37 p.

US DOE. A graded approach for evaluating radiation doses to aquatic and terrestrial biota. DOE-STD-1153-2019. Washington DC: US.DOE, 2019. 169 p.

Vakulovsky S.M., Kryshev I.I., Nikitin A.I., Savitsky Y.V., Malyshev S.V., Tertyshnik E.G. Radioactive Contamination of the Yenisei River // *J. Environ. Radioactivity.* 1995. V. 29, N 3. P. 225 – 236.

Van der Hoeven N. Estimating the 5-percentile of the species sensitivity distributions without any assumptions about the distribution // *Ecotoxicology.* 2001. V. 10. P. 25 – 34.

Van der Hoeven N. Current issues in statistics and models for ecotoxicological risk assessment // *Acta Biotheoretica.* 2004. V. 52. P. 201 – 217.

Verhulst P.F. Notice sur la loi que la population suit dans son accraissement // *Corresp. Math Phys.* 1838. N 10. P. 113 – 121.

Vernadsky V.I. La biosphere. Paris: Alcan – XII, 1929. 232 p. (Русский перевод: Вернадский В.И. Биосфера. Ленинград: Науч. хим.-техн. изд-во, 1926. 146 с.).

Vernadsky V.I. Problems of biogeochemistry. 2. The fundamental matter-energy difference between the living and the inert natural bodies of the biosphere // *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Sciences.* 1944. V. 35. P. 483 – 517.

Vives i Batlle J. Dual age class population model to assess radiation dose effects to non-human biota populations // *Radiation and Environmental Biophysics.* 2012. V. 51(3). P. 225 – 243.

Vives i Batlle J., Balonov M., Beaugelin-Seiller K., Beresford N.A., Brown J., Cheng J.J., Copplestone D., Doi M., Filistovic V., Golikov V., Horyna J., Hosseini A., Howard B.J., Jones S.R., Kamboj S., Kryshev A., Nedveckaite T., Olyslaegers G., Pröhl G., Sazykina T., Ulanovsky A., Vives Lynch S., Yankovich T., Yu C. Intercomparison of unweighted absorbed dose rates for non-human biota // *Radiation Environment Biophysics.* 2007. V. 46. P. 349 – 373.

Vives i Batlle J., Barnett C.L., Beaugelin-Seiller, K., Beresford N.A., Copplestone D., Horyna J., Hosseini A., Johansen M., Kamboj S., Keum D.-K., Newsome L., Olyslaegers G., Vandenhove H., Vives Lynch S., Wood M., 2011. Absorbed dose conversion coefficients for non-human biota: an extended inter-comparison of data // *Radiat. Environ. Biophys.* 2011. V. 50 (2). P. 231 – 251.

Vives i Batlle J., Jones S.R., Gomez-Ros J.M. A method for calculation of dose per unit concentration values for aquatic biota // *J. Radiol. Prot.* 2004. V. 24, A13–A34.

Vives i Batlle J., Sazykina T.G., Kryshev A.I., Monte L., Kawaguchi I. Inter-comparison of population models for the calculation of radiation dose effects on wildlife // *Radiation and Environment. Biophysics.* 2012. V. 51. P. 399 – 410.

Vives i Batlle, J., Sazykina T.G., Kryshev A.I., Wood M.D., Smith K., Copplestone D., Biermans G. Modelling the effects of ionizing radiation on a vole population from

the Chernobyl Red Forest in an ecological context // *Ecological Modelling*. 2020. V. 438. P. 109–306.

Voitovich A.M., Afonin V.Yu. DNA damages and radionuclide accumulation in wild small vertebrates // *Environment. Radioactivity in the Arctic and Antarctic. Proc. of the 5th Int. Conf. St.-Petersburg*, 16 – 20 June 2002, Russia, 2002. P. 340 – 343.

Volterra V. *Theorie mathematique de la lutte pour la vie*. Paris. 1931. 214 p.

Walburg H.E. Radiation-induced life-shortening and premature aging // *Advances in Radiation Biology*. 1975. P. 145 – 179.

Weller R.E., Buschbom R.L., Dagle G.E., Ragan H.A., Park J.F. Hepatic effects of inhaled plutonium dioxide in beagles // *Radiation Research*. 1995. V. 144. P. 73 – 81.

Weller R.E., Buschbom R.L., Park J.F., Dagle G.E., Ragan H.A. Hematological effects of inhaled plutonium dioxide in beagles // *Radiation Research*, 1995. V. 143. P. 69 – 76.

West G.B., Brown J.H. The origin of allometric scaling laws in biology from genomes to ecosystems: towards a quantitative unifying theory of biological structure and organization. // *The J. of Experimental Biology*. 2005. V. 208. P. 1575 – 1592.

Whicker F.W., Schultz V. *Radioecology: nuclear energy and the Environment*. V. 1, 2. Boca Raton, Florida: CRC Press, 1982.

WHO: Japan earthquake and tsunami. Situation Reports. World Health Organization, 2011.

Woodhead D.S. Concentrations of radionuclides in aquatic environment and the resultant radiation dose rates received by aquatic organisms // *Effects of ionizing radiation on aquatic organisms and ecosystems*. Tech. rep. ser. N 172. Vienna: IAEA, 1976. P. 5 – 54.

World Nuclear Association. Reactor database (Updated April 2020). Электронный ресурс: <http://www.world-nuclear.org/information-library/facts-and-figures/reactor-database.aspx>.

Wrenn M.E., Taylor G.N., Stevens W., Mays C.W., Jee W.S., Lloyd R.D. Summary of dosimetry, pathology, and dose response for bone sarcomas in beagles injected with radium-226 / Eds. R.C. Thompson, J.A. Mahaffey // *Life span radiation effects in animals: what they can tell us? Proc. 22nd Hanford Life Science Symposium*, Richland, Washington, 1983. P. 253 – 267. CONF-830951. US DOE. 1986.

Yuile C.L., Berke H.L., Hull T. Lung cancer following 210Po inhalation in rats // *Radiation Research*. 1970. V. 31. P. 760 – 774.

Оригинал-макет подготовлен в ФГБУ «ВНИИГМИ-МЦД»
249035, Калужская обл., г. Обнинск, ул. Королёва, 6

Компьютерная верстка О.В. Игнатенко, Н.Б. Хомченкова
Корректор: Н.А. Иванова

Подписано к печати 06.05.2022. Формат 60×90/16.
Печать офсетная. Печ. л. 37,1. Тираж 350 экз. Заказ № 409.
Отпечатано в ООО «Маска».

