

БЕЛОРУССКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

Т. А. Макаревич

РАДИОЭКОЛОГИЯ

*Рекомендовано
Учебно-методическим объединением
по естественнонаучному образованию в качестве пособия
для студентов учреждений высшего образования,
обучающихся по специальностям
1-31 01 01 «Биология (по направлениям)»,
1-33 01 01 «Биоэкология»*

МИНСК
БГУ
2013

УДК 574:539.16.04(075)

ББК 28.080.1я7

М15

Рецензенты:

кандидат технических наук, доцент *О. М. Жукова*;
кандидат биологических наук, доцент *А. И. Соколик*

Макаревич, Т. А.

М15 Радиозэкология : пособие / Т. А. Макаревич. — Минск : БГУ, 2013. — 136 с.

ISBN 978-985-518-923-8.

В пособии дана характеристика радиозэкологии как науки. Изложены основы дозиметрии. Рассмотрен естественный радиационный фон, а также источники и пути поступления искусственных радионуклидов в биосферу Земли. Проанализированы закономерности миграции радионуклидов в воздушной, наземной и водной среде. Особое внимание уделено биогенным механизмам миграции радионуклидов.

Для студентов учреждений высшего образования, обучающихся по специальностям 1-31 01 01 «Биология (по направлениям)», 1-33 01 01 «Биоэкология».

УДК 574:539.16.04(075)

ББК 28.080.1я7

ISBN 978-985-518-923-8

© Макаревич Т. А., 2013

© БГУ, 2013

ПРЕДИСЛОВИЕ

Радиоэкология — одна из важнейших дисциплин в системе экологического образования. Курс «Радиоэкология» призван сформировать у студентов целостное представление о закономерностях миграции радионуклидов в биосфере и о влиянии ионизирующего излучения на биосистемы надорганизменного уровня организации.

Цель пособия — изложение основ радиоэкологии. Издание предназначено прежде всего студентам-биоэкологам, что определило его структуру. Кратко рассматривается явление радиоактивности и излагаются основы дозиметрии и радиометрии. Характеризуются составляющие радиационного фона окружающей среды — естественная и искусственная радиоактивность. Особое внимание уделяется воздействию атомной энергетики на окружающую среду, поскольку актуальность этого вопроса возрастает в связи со строительством в Беларуси АЭС. Детально анализируется ядерный топливный цикл, указываются возможные воздействия на окружающую среду на каждом из этапов цикла. Проводится сравнительный анализ выделения радиоактивности атомными и тепловыми электростанциями. Излагаются принципы классификации радиационных событий и анализируются наиболее значимые радиационные аварии и инциденты, произошедшие в мире. Рассматриваются экологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС для Беларуси.

Основное внимание в пособии уделяется изучению закономерностей миграции радионуклидов в природных средах. При анализе поведения радионуклидов в наземных и водных экосистемах внимание акцентируется на биогенных механизмах их миграции, что особенно важно при подготовке студентов биологических специальностей. Задача, которой подчинено изложение материала, — сформировать у студентов четкое представление о том, что анализ путей миграции радионуклидов должен базироваться на фундаментальных закономерностях биогеохимического круговорота.

В пособии рассматривается влияние ионизирующего излучения на биосистемы надорганизменного уровня организации. Действие радиации на биосистемы молекулярно-генетического, клеточного и организменного уровня является предметом исследования радиобиологии.

При подготовке пособия использованы как фундаментальные научные труды по различным разделам радиоэкологии, так и учебно-методические издания, основные из них приведены в библиографических ссылках. Особое внимание следует обратить на книгу «Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля», в которой международным коллективом крупнейших специалистов в области ядерной физики, ядерной энергетики, геофизики и радиобиологии обобщен опыт по изучению поведения радионуклидов в окружающей среде и рассмотрены все пути их миграции от источников к человеку. Это издание рекомендуется для углубленного изучения миграции радионуклидов в природных средах.

Большого внимания заслуживает пособие «Основы радиоэкологии и безопасной жизнедеятельности», изданное в рамках международного проекта ЮНЕСКО, в котором отражены новые подходы к решению проблем реабилитации районов, пострадавших в результате ядерных аварий. В этой книге рассмотрены на современном научном уровне основные разделы радиоэкологии, дан детальный анализ последствий для Беларуси аварии на Чернобыльской АЭС.

Автор выражает глубокую признательность А. П. Остапене, А. П. Павлютину, А. Е. Пленину за консультации и ценные советы на разных этапах подготовки пособия. Особая благодарность за замечания и предложения по содержанию рукописи рецензентам — начальнику отдела научно-практических работ и методического обеспечения радиационно-экологического мониторинга Республиканского центра радиационного контроля и мониторинга окружающей среды Ольге Митрофановне Жуковой и заведующему НИЛ физиологии и биотехнологии растений биологического факультета БГУ Анатолию Иосифовичу Соколику.

1. РАДИОЭКОЛОГИЯ КАК НАУКА

1.1. ПРЕДМЕТ, ЦЕЛЬ И ЗАДАЧИ РАДИОЭКОЛОГИИ

Жизнь на Земле с момента ее зарождения развивается в радиоактивной среде: радиацией наполнено космическое пространство, радиоактивные элементы входят в состав земной коры. Ионизирующее излучение — постоянно действующий экологический фактор. С открытием явления радиоактивности и освоением человеком ядерной энергии значение этого фактора существенно возросло. Широкое использование ядерной энергии в мирных и военных целях привело к радиоактивному загрязнению биосферы, что заметно изменило степень воздействия ионизирующих излучений на живые организмы. Возникла настоятельная необходимость всестороннего и углубленного изучения поведения радионуклидов в природных средах и влияния радиации на биосистемы. Это стало *предметом исследования* радиоэкологии.

Радиоэкология (экология радиационная) — раздел экологии, изучающий закономерности миграции радионуклидов в биосфере и влияние ионизирующего излучения на биосистемы надорганизменного уровня организации.

Объектом исследования радиоэкологии, как и экологии в целом, на современном этапе ее развития являются биосистемы надорганизменного уровня организации. Изучение влияния ионизирующего излучения на молекулярно-генетическом, клеточном и организменном уровне организации живых систем относится к компетенции радиобиологии. Однако следует иметь в виду, что есть и иная точка зрения, согласно которой объектом исследования радиоэкологии должны быть все уровни организации биосистем.

Главная цель радиоэкологии — показать, как максимально обезопасить жизнь людей в условиях повышенного радиационного риска.

Основные задачи радиоэкологии:

- изучение распределения и путей миграции радионуклидов в экосистемах и их составных элементах;
- оценка последствий для экосистем радиоактивного загрязнения;
- изучение механизмов самоочищения экосистем;
- разработка научно обоснованных подходов к ликвидации последствий радиоактивного загрязнения окружающей среды.

1.2. СТРУКТУРА РАДИОЭКОЛОГИИ И СВЯЗЬ С ДРУГИМИ НАУКАМИ

В соответствии с целями и задачами исследований радиоэкология подразделяется на общую, теоретическую и экспериментальную.

Общая радиоэкология выявляет:

- источники и виды ионизирующего излучения природного и антропогенного происхождения;
- пути поступления и общие закономерности перераспределения радионуклидов между компонентами биосферы в зависимости от химической природы радионуклидов, физической и химической формы радиоактивных продуктов, в составе которых радионуклиды попадают в окружающую среду, от особенностей природных компонентов и способа их взаимосвязи и взаимодействия.

Теоретическая радиоэкология:

- анализирует процессы миграции радиоактивных веществ в экосистемах (широкое применение методов математического моделирования);
- прогнозирует изменение содержания радионуклидов в компонентах экосистем и доз облучения организмов;
- выявляет экосистемы, накапливающие радионуклиды, системы с интенсивной миграцией радионуклидов, группы живых организмов, испытывающих наибольшее воздействие ионизирующего излучения.

Экспериментальная радиоэкология разрабатывает способы защиты живых организмов от ионизирующего излучения.

Разделы радиоэкологии можно также систематизировать, подобно экологии, по таксономическому принципу (радиоэкология растений, радиоэкология животных, радиоэкология микроорганизмов и т. д.) и по типу изучаемой системы (сельскохозяйственная радиоэкология, медицинская радиоэкология, гидрорадиоэкология, радиоэкология леса, радиоэкология океана и т. д.).

Радиоэкология как раздел фундаментальной биологической дисциплины экологии теснейшим образом связана с другими естественными

науками, прежде всего с физикой и химией. Задачи радиоэкологии не могут быть решены вне связи с науками о природных средах и природных системах, такими как почвоведение, лесоведение, лимнология, океанология и др.

1.3. РАДИОАКТИВНОСТЬ И ЯДЕРНЫЕ ИЗЛУЧЕНИЯ

Существуют устойчивые (стабильные) и неустойчивые (радиоактивные) атомы. Стабильность атома зависит от соотношения количества протонов и нейтронов в ядре. При оптимальном соотношении между количеством протонов и нейтронов в ядре атомы стабильны. Избыток протонов или нейтронов делает атомное ядро неустойчивым. Неустойчивые атомные ядра обладают избыточной энергией и стремятся перейти в более устойчивое состояние с меньшей энергией. При избыточном количестве протонов они способны превращаться в нейтроны, и наоборот, нейтроны, если их слишком много, способны превращаться в протоны. Любые самопроизвольные процессы ядерных превращений сопровождаются выделением энергии в виде излучения. В результате одни атомные ядра превращаются в другие, энергетически более устойчивые.

Радиоактивность — это самопроизвольное превращение неустойчивых атомных ядер в более устойчивые ядра, сопровождающееся выделением энергии в виде излучения. Неустойчивые атомы, ядра которых самопроизвольно превращаются в другие атомные ядра, называют радиоактивными нуклидами или радионуклидами.

Нуклид — атом, в ядре которого содержится определенное число протонов и электронов.

Радионуклиды — это неустойчивые атомы, ядра которых самопроизвольно превращаются в ядра атомов других химических элементов или других изотопов одного и того же элемента с выделением в окружающую среду энергии в виде излучения.

Химические элементы, у которых все изотопы радиоактивны, называют **радиоактивными элементами**. Примером радиоактивного элемента является уран. У урана стабильные изотопы отсутствуют — все его изотопы радиоактивны, в отличие, например, от водорода, у которого существует два стабильных изотопа (протий и дейтерий) и один радиоактивный (тритий).

Термин «радионуклид» произошел от латинских слов «radiare» — излучать, испускать лучи и «nucleus» — ядро. Все виды излучений, сопровождающих ядерные превращения, называют **ядерными излучениями**.

Радиоактивными являются все химические элементы, расположенные в Периодической системе элементов за висмутом, порядковый номер

которого равен 83. Из почти 1700 известных в настоящее время нуклидов стабильны только 264 нуклида. Остальные радиоактивны и самопроизвольно распадаются, превращаясь в стабильные нуклиды.

Превращение нестабильного ядра в устойчивое ядро может осуществляться в результате одного или нескольких последовательных радиоактивных распадов. Легкие радионуклиды, которые содержат в ядре небольшое число протонов и нейтронов, обычно превращаются в стабильные нуклиды в результате одного ядерного превращения (например, ${}^3\text{T}$, ${}^{14}\text{C}$, ${}^{40}\text{K}$ и др.). При распаде тяжелых радиоактивных элементов (порядковый номер > 83) может осуществляться цепочка последовательных ядерных превращений, которая продолжается до тех пор, пока не образуется устойчивое ядро.

Группа тяжелых радиоактивных элементов, объединенных цепочкой последовательных самопроизвольных ядерных превращений, образует **радиоактивное семейство**. В настоящее время на Земле существует три естественных радиоактивных семейства: урановое (родоначальный радиоизотоп ${}^{238}\text{U}$), актиниевое (${}^{235}\text{U}$) и ториевое (${}^{232}\text{Th}$).

Закон радиоактивного распада. Период полураспада. Активность. Ядерные превращения неустойчивых атомов происходят независимо друг от друга. За конкретный промежуток времени определенная часть радиоактивных атомов обязательно распадается. Однако для каждого отдельного атома невозможно предсказать момент его превращения. Можно говорить лишь о вероятности процесса радиоактивного распада неустойчивого нуклида через определенный промежуток времени. Вероятность распада зависит от особенностей строения ядра нуклида и не зависит от того, входит ли радионуклид в состав тех или иных химических соединений, находятся ли вещества в газообразном, жидком или твердом состоянии. Известно, что при любых условиях скорость радиоактивного распада пропорциональна числу нераспавшихся атомов радиоактивного изотопа. Выявленную закономерность назвали **законом радиоактивного распада**. Этот закон выражается уравнением:

$$\Delta N / \Delta t = \lambda N,$$

где ΔN — ожидаемое число самопроизвольных ядерных превращений; Δt — время, за которое происходит ΔN превращений; N — число нераспавшихся ядер; λ — постоянная радиоактивного распада, характеризующая вероятность распада радионуклида в единицу времени.

Промежуток времени, за который распадается половина любого количества определенного радиоизотопа, величина постоянная. Его называют **периодом полураспада** и используют для характеристики радиоизотопа. Период полураспада обычно обозначают $T_{1/2}$.

Продолжительность периода полураспада различных радионуклидов может составлять от миллионных долей секунды до нескольких миллиардов лет. За промежуток времени, в 10 раз превышающий период полураспада, любое количество радионуклидов практически полностью распадается.

Вещество, которое содержит один или несколько видов радионуклидов, называют радиоактивным. Оно является источником ионизирующего излучения.

Количество радионуклидов можно измерять в единицах массы (килограмм, грамм, миллиграмм, микрограмм и т. д.). Однако это неудобно, и на практике в качестве главной количественной характеристики радиоактивного вещества используют активность.

Активность — это число распадов радионуклидов в единицу времени. Фактически активность характеризует скорость распада радионуклидов. Согласно закону радиоактивного распада скорость распада пропорциональна числу нераспавшихся радиоактивных атомов. Поэтому активность можно использовать в качестве количественной меры содержания радионуклидов в веществе. Чем выше активность, тем больше ядерных превращений происходит в веществе в единицу времени и тем больше количество радионуклидов в нем.

Активность измеряется числом спонтанных ядерных превращений в секунду. В системе СИ единицей измерения активности является беккерель (Бк). Свое название она получила в честь А. Беккереля, открывшего ионизирующее излучение природных веществ. В радиоактивном веществе активностью 1 Бк в среднем происходит одно спонтанное ядерное превращение в секунду. Широко используются и внесистемные единицы измерения активности, среди которых наиболее часто употребляется кюри (Ки). Эта единица принята в начале прошлого века и названа в честь Марии и Пьера Кюри, впервые выделивших чистый радий. 1 Ки соответствует активности 1 г радия. Это очень большая величина — в 1 г радия каждую секунду распадается 37 миллиардов ядер. На практике чаще применяются производные величины: милликюри (1 мКи = 10^{-3} Ки) и микрокюри (1 мкКи = 10^{-6} Ки). 1 Ки соответствует $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк.

Концентрацию радионуклидов в веществе можно оценивать по удельной активности. Поскольку радиоактивные вещества могут находиться в различных агрегатных состояниях, их радиоактивные свойства довольно часто характеризуют по удельной активности газовой, жидкой и твердой фаз.

Удельная активность — это активность вещества в расчете на единицу его массы или объема.

Удельная активность применяется для характеристики содержания радионуклидов в большинстве природных веществ и в пищевых продуктах.

При этом удельную активность жидких и газообразных веществ (воды, воздуха и т. п.) обычно оценивают в расчете на единицу объема вещества (объемная активность), а твердых — на единицу их массы.

Распределение радионуклидов по поверхности объекта иногда характеризуют по активности радионуклидов в расчете на единицу площади поверхности объекта. Эта величина обычно применяется для характеристики уровня радиоактивного загрязнения территории, часто ее называют **плотностью радиоактивного загрязнения**.

Основные виды ионизирующего излучения. Поскольку излучения, сопровождающие процессы ядерных превращений, вызывают ионизацию окружающего вещества, их называют **ионизирующими**. Существует несколько видов ионизирующего излучения, которые отличаются по своей природе, энергии, глубине проникновения в вещество и степени воздействия на живые организмы. В целом выделяют две группы ионизирующих излучений: фотонные и корпускулярные.

Фотонное излучение (рентгеновское, гамма-излучение) — это электромагнитные волны, которые излучаются и переносят энергию в пространстве строго определенными порциями — квантами.

Корпускулярное излучение (альфа-, бета-, протонное, нейтронное и др.) представляет собой поток быстро движущихся частиц.

Альфа-излучение (α -излучение) — это поток положительно заряженных частиц. Каждая альфа-частица состоит из двух протонов и двух нейтронов, которые прочно связаны между собой. Фактически альфа-частицы представляют собой ядра атомов гелия ${}^4\text{He}$, т. е. имеют массу, равную 4 атомным единицам массы, а заряд — +2.

Альфа-частицы образуются при ядерном распаде тяжелых радиоактивных элементов. В результате альфа-распада заряд ядра уменьшается на 2 относительные единицы, а его масса на 4 атомные единицы массы, т. е. положение полученного в результате распада атома смещается в Периодической системе элементов на 2 позиции влево.

Альфа-частицы обладают энергией от 4 до 10 МэВ. Альфа-излучение характеризуется высокой ионизирующей способностью. Например, при распространении в воздухе альфа-лучи образуют на каждом сантиметре по пути своего движения от 25 до 60 тыс. пар ионов.

В любом веществе альфа-излучение быстро теряет свою энергию и поэтому проникает в него неглубоко. Способность альфа-излучения проникать в вещество зависит от энергии альфа-частиц и свойств облучаемого вещества (его химического состава и плотности). В биологические ткани альфа-излучение проникает на глубину менее 0,7 мм. Поэтому при внешнем облучении организма альфа-излучение в основном поглощается наружным слоем кожи и оно практически не представляет опасности,

за исключением тех случаев, когда альфа-лучи попадают на слизистую оболочку глаз. Альфа-излучающие нуклиды могут проникать внутрь организма через открытую рану, с пищей, с вдыхаемым воздухом.

Облучая небольшие участки внутренних органов, альфа-частицы могут серьезно повреждать живые клетки организма. От альфа-излучения радионуклидов, проникших в легкие с пылью, могут пострадать участки легочной ткани и пронизывающие ее капилляры. Полагают, что по способности вызывать нарушения в тканях организма человека альфа-излучение примерно в 20 раз превосходит бета- и гамма-излучения.

Бета-излучение (β -излучение) — это поток движущихся электронов. По размерам и массе они значительно уступают альфа-частицам. Так, масса электрона в 7344 раза меньше массы альфа-частицы. Заряд электрона вдвое меньше заряда альфа-частицы по абсолютной величине.

Бета-частицы испускаются, например, в результате распада радионуклидов с избыточным содержанием нейтронов в ядре. При таком типе ядерного распада бета-частицы образуются в ядре атома в результате превращения нейтрона в протон.

В результате бета-распада заряд ядра атома увеличивается на единицу, а его масса остается практически без изменения. Положение атома, полученного в результате такого распада, смещается в Периодической системе элементов на одну позицию вправо. Энергия бета-частиц, испускаемых радионуклидами, находится в пределах от 0,01 до 10 МэВ. На Земле наиболее часто встречаются радионуклиды, излучающие бета-частицы с энергией до 3,5 МэВ.

При прохождении через вещество бета-частицы теряют свою энергию. Они передают ее веществу при столкновениях с ядрами и электронами атомов. Поведение бета-частиц в веществе зависит от их энергии. Из-за того, что масса электронов намного меньше массы альфа-частиц, при одинаковой энергии пробег бета-частиц в веществе в сотни раз превышает пробег альфа-частиц, и бета-излучение значительно глубже проникает в вещество. Следовательно, бета-излучение обладает более высокой проникающей способностью по сравнению с альфа-излучением. В воздухе пробег бета-частиц может достигать 3,9 м.

Если человек одет в легкую одежду, она задерживает часть бета-частиц. Остальные бета-частицы могут проникать через кожу на глубину в несколько миллиметров. При облучении обнаженных участков тела бета-частицы могут проникать на глубину 1—2 см, вызывая повреждения биологических тканей, которые, однако, менее серьезны, чем при воздействии альфа-излучения.

Гамма-излучение (γ -излучение), как и рентгеновское, представляет собой коротковолновое электромагнитное излучение (гамма-кванты, или фотоны высоких энергий) и относится к фотонным излучениям.

Гамма-лучи, как и рентгеновские, не несут электрического заряда. Оба вида излучения имеют одинаковую природу: и то и другое представляют собой электромагнитные волны, распространяющиеся в вакууме со скоростью примерно 300 000 км/с. Однако энергия фотонов рентгеновского и гамма-излучения различна. Отличаются эти виды излучения и по способам получения. Рентгеновское излучение можно получать искусственно в рентгеновской трубке, работающей на электрической энергии. При отключении электрического питания рентгеновское излучение прекращается. Гамма-излучение всегда сопровождает ядерные превращения. В отличие от альфа- и бета-частиц, гамма-кванты непосредственно не ионизируют вещество.

Гамма-излучение обладает высокой проникающей способностью. Оно легко пронизывает биологические ткани. Интенсивность гамма-излучения снижает в 2 раза слой свинца толщиной 1 см, бетона — 5 см, воды — 10 см. Слой бетона толщиной 1 м полностью задерживает любое гамма-излучение.

Гамма-излучение радионуклидов, попавших внутрь организма, как правило, вызывает значительно меньше повреждений, чем альфа-излучение.

Из изложенного выше видно, что проникающая способность ионизирующего излучения и его воздействие на вещество существенно зависят от вида излучения. Каждый вид ионизирующего излучения имеет свои физические характеристики (табл. 1.1).

Таблица 1.1

Характеристики основных видов ионизирующего излучения

Наименование показателя	Излучение		
	α -частицы	β -частицы	γ -кванты
Природа излучения	ядра атомов гелия	электроны	электромагнитное излучение
Заряд, относительные единицы	+2	–1	0
Масса покоя, г	$6,64 \cdot 10^{-24}$	$9,11 \cdot 10^{-28}$	0
Относительная проникающая способность	1	100	1000

При внешнем облучении организма основную опасность представляет гамма-излучение.

1.4. ХРОНИКА ОСНОВНЫХ СОБЫТИЙ, СВЯЗАННЫХ С ВОЗНИКНОВЕНИЕМ И РАЗВИТИЕМ ЯДЕРНОЙ ФИЗИКИ И, КАК СЛЕДСТВИЕ, РАДИАЦИОННОЙ ЭКОЛОГИИ

Величайшие открытия в физике и химии в конце XIX — начале XX в. не только принципиальным образом изменили общую картину мира, но и повлияли на ход развития истории. Наиболее важные научные открытия и значимые события в истории человечества, приведшие к становлению и развитию новой науки — радиационной экологии, в хронологическом порядке представлены в табл. 1.2.

Официальной датой открытия радиоактивности считается 1 марта 1896 г. В этот день французский ученый Анри Беккерель в результате случайного стечения обстоятельств открыл самопроизвольное проникающее в вещество излучение от солей урана. Два года спустя французские физики супруги Мария и Пьер Кюри обнаружили, что уран после излучения превращается в другие химические элементы. Они открыли два неизвестных ранее радиоактивных элемента: полоний, названный в честь Польши — родины Марии Кюри, и радий, что в переводе с латыни означает «испускающий лучи». Ими же предложен термин «радиоактивность» для обозначения свойства вещества испускать «лучи Беккереля». И открытие Беккереля, и исследования супругов Кюри были подготовлены двумя более ранними очень важными событиями в научном мире — открытием в 1895 г. немецким физиком Вильгельмом Рентгеном рентгеновских лучей и Дмитрием Ивановичем Менделеевым в 1869 г. Периодического закона строения и свойств вещества. Периодический закон положил начало целенаправленному поиску расшифровки структуры атома, ядра, открытиям, предсказанных Д. И. Менделеевым неизвестных ранее (в том числе и радиоактивных) элементов.

Глубокое осмысление и оценка значения революционных открытий в физике для истории человечества впервые были сделаны величайшим русским ученым Владимиром Ивановичем Вернадским: «Мы подходим к великому перевороту в жизни человечества, с которым не может сравниться все, когда-либо им пережитое. Недалеко то время, когда человек получит в свои руки атомную энергию — такой источник силы, который позволит ему строить свою жизнь так, как он захочет. Это может случиться через столетие, но ясно, что это обязательно случится. Сможет ли человек воспользоваться этой силой, направив ее на добро, а не на самоуничтожение?» [11, с. 239].

Учение В. И. Вернадского о биосфере, его работы в области биогеохимии, а также учение В. Н. Сукачева о биогеоценозе стали теоретическим фундаментом радиозэкологии.

Хроника некоторых событий, связанных с возникновением и развитием ядерной физики и, как следствие, радиационной экологии ([16], с изменениями и дополнениями)

Год	Ученый, страна	Событие
1869	Д. И. Менделеев, <i>Россия</i>	Открытие Периодического закона строения и свойств вещества
1895	В. Рентген, <i>Германия</i>	Открытие рентгеновских лучей (1901 г. — Нобелевская премия)
1896	А. Беккерель, <i>Франция</i>	Открытие самопроизвольного проникающего в вещество излучения от солей урана
1898	Пьер и Мария Кюри, А. Беккерель, <i>Франция</i>	Открытие явления радиоактивности (1903 г. — Нобелевская премия) Положено начало цепи открытий вероятных (по Д. И. Менделееву), но неизвестных ранее радиоактивных элементов (Po, Ra) (В 1911 г. Мария Кюри повторно получает Нобелевскую премию за выделение металлического радия)
1902	Н. Фрибек, <i>Канада</i>	Накоплены данные о радиационных ожогах. Описан первый случай лучевого рака кожи
1903	Э. Резерфорд, Ф. Содди, <i>Англия</i>	Открытие закона радиоактивного распада (1908 г. — Нобелевская премия, Э. Резерфорд; 1921 г. — Нобелевская премия, Ф. Содди)
1904	Х. Нагаока, <i>Япония</i>	Предложена протонно-электронная модель атома
1905	А. Эйнштейн, <i>Германия</i>	Математическое доказательство эквивалентности массы и энергии вещества ($E = mc^2$), предполагающее сосредоточение громадных энергий в ядрах атомов
1905	П. Кюри, <i>Франция</i>	Поставлен эксперимент (на себе) по радиационным поражениям (аппликация радиоактивных веществ на кожу предплечья). Описана последовательность формирования рецидивирующих радиогенных трофических язв

1909	Д. Стремгольм, <i>Швеция</i>	Систематизированы радиоактивные вещества и их идентичные по химическим свойствам нерадиоактивные аналоги. Высказано предположение о вероятности перехода вещества из нестабильного в стабильное состояние
1911	Э. Резерфорд, <i>Англия</i>	Обоснована ядерно-орбитальная протонно-электронная модель атома, предложенная ранее Х. Нагаока
1911	В. И. Вернадский, <i>Россия</i>	Оценка значения новых открытий в физике в истории человечества
1913	Н. Бор, <i>Англия</i>	Выдвинуто предположение о существовании нейтронов, описана протонно-нейтронная модель ядра (1922 г. — Нобелевская премия).
1920	Э. Резерфорд, <i>Англия</i>	Обосновываются протонно-нейтронные различия строения ядер, определяющие наличие изотопов, изомеров (И. В. Курчатов, 1935 г.) и предполагающие возможность ядерного деления с высвобождением энергии (Н. Бор, 1936)
1928	<i>Швейцария (Женева)</i>	Формируется Международная комиссия по защите от рентгеновских лучей и радиация, обобщившая последствия и выдвинувшая теоретические положения радиационных воздействий: возможность смерти от излучения (Е. С. Лондон, 1903), дегенерация половых функций в эксперименте (А. Шонберг, 1905), торможение клеточного деления (Корнике, 1905), связь зависимости радиочувствительности и последствий радиационных поражений от скорости деления клеток облучаемых тканей (И. Бертонье, Л. Трибондо, 1906), теория «мишени» и мутагенеза (Н. В. Тимофеев-Ресовский, 1928)
1932	Дж. Чедвик, <i>Англия</i>	Открытие нейтрона, позволившее в последующем осуществить деление урана (Т. Ганн, Ф. Штрассман, Германия, 1938), теоретически описать цепную реакцию деления с выделением громадной энергии (Я. Б. Зельдович, И. Б. Харитон, 1939), подтвержденную в эксперименте (Т. Ганн, Германия, 1939)
1934	И. Кюри и Ф. Жолио-Кюри, <i>Франция</i>	Открытие искусственной радиоактивности (1935 г. — Нобелевская премия)

Год	Ученый, страна	Событие
1934	Э. Ферми, Италия	Описаны теоретические основы и закономерности ядерных превращений элементов группы урана при бомбардировках нейтронами
1936	Германия (Гамбург)	На памятнике одному из пионеров медицинской радиологии Г. Е. Альбере-Шонбергу, погибшему от лучевого рака, высечено 169 фамилий жертв радиационных поражений, в том числе Марии и Ирен Кюри, Фредерика Жолио-Кюри
1939	Ф. Перрен, Франция	Введено понятие критической массы радиоактивности вещества, предсказавшее создание атомного оружия
1940	Э. Ферми, США	Экспериментально осуществлен пуск цепной реакции в критической массе урана-238, обогащенного нейтронным излучателем, ураном-235. Осуществлена реакция выделения урана-235 из естественной смеси изотопов
1942	Э. Ферми, США	В Чикаго пущен первый в мире ядерный реактор, доказавший возможность осуществления управляемой цепной реакции и получения плутония, необходимого для создания атомной бомбы. Строятся пять военных атомных реакторов в шта-тах Теннесси, Вашингтон (1043), проводится первое испытание атомного оружия (1945) в Лос-Аламосе
1945	США	Первое преднамеренное разрушение городов Хиросима — 06.08.45 г. (убито и ранено свыше 140 тыс. жителей) и Нагасаки — 08.08.45 г. (убито и ранено свыше 70 тыс. жителей). Первое глобальное вмешательство в радиационно-экологическое равновесие среды
1946	И. В. Курчатова, СССР	Пущен первый в Европе и Азии ядерный реактор

1949	<i>США, СССР, Англия, Франция, Китай</i>	Развертываются продолжавшиеся до 1963 г. наземные ядерные испытания на полигонах в штате Невада (США, Англия), под Семипалатинском, на о. Новая Земля (Россия), Лобнор (Китай). Строятся предприятия по производству и хранению ядерного оружия, отводятся места захоронения отходов ядерного производства (Сибирь, Северные моря, глубоководные впадины Тихого океана, отработавшие шахты и др.)
1950	<i>Швейцария (Женева)</i>	Реорганизация основанной в 1928 г. комиссии по радиационной защите. Анализ последствий воздействия радиоактивной загрязненности среды на 284 тыс. населения Хиросимы и Нагасаки. Выявление незначительной «избыточной» дозы. Отказ от соматотропных радиогенных реакций при воздействии малых доз. Принятие концепции порога соматических реакций, предельно допустимых доз радиационных воздействий и стохастических маловероятных беспороговых канцерогенных и генетических действий малых доз радиации через повреждение генотипа клеток (теория «мишени»)
1953	<i>СССР</i>	Принят первый в стране официальный документ по нормированию радиационных воздействий
1954	<i>СССР (Обнинск)</i>	Пушена первая в мире АЭС, положившая начало ядерной энергетике мира и включению радиационного фактора в состав плановых допустимых загрязнений среды
1955	<i>Н. В. Тимофеев-Ресовский, СССР</i>	Положено начало радиационной экологии. Впервые выявлено радиогенное расщепление эволюционно согласованных внутрибиотических межвидовых взаимодействий. В 1956 г. в научной печати впервые появился термин «радиоэкология»
1955		Образован Научный комитет ООН по действию атомной радиации
1957	<i>Австрия (Вена)</i>	Создано Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ)
1963		Подписан международный договор об ограничении испытаний ядерного оружия в атмосфере, под водой и в космосе

В 1929 г. вышла работа В. И. Вернадского «О концентрации радия живыми организмами». Это было одно из первых в полном смысле этого слова радиоэкологических исследований. В. И. Вернадский изучал накопление ^{226}Ra несколькими видами рясок в разных водоемах и отметил значительные отличия в накопительной способности разных видов рясок. В. И. Вернадский впервые сравнил концентрацию радионуклида в живом организме с его концентрацией в окружающей среде. Тем самым ввел в науку новое понятие, которое получило название «коэффициент накопления» и очень широко применяется в радиоэкологии.

Роль В. И. Вернадского в решении проблемы изучения и практического использования атомной энергии трудно переоценить. Он создал и возглавил в 1922 г. Радиевый институт, по его инициативе в 1940 г. была образована при президиуме АН СССР Комиссия по проблеме урана.

Официальное становление радиоэкологии как самостоятельной науки связывают с именем выдающегося ученого Николая Владимировича Тимофеева-Ресовского. Под его руководством в 1955 г. было создано первое в СССР биогеоэкологическое подразделение при Институте биологии Уральского отделения АН СССР. Основное направление исследований Н. В. Тимофеева-Ресовского и руководимого им коллектива — выявление закономерностей распределения и накопления радиоактивных изотопов в почве, водоемах, растениях и организмах животных; изучение биологических основ очистки вод, загрязненных радиоактивными отходами; решение проблемы радиостимуляции растений. Результаты этих исследований легли в основу разработки планов ликвидации последствий радиационных аварий.

Открытие искусственной радиоактивности и широкое использование атомной энергии в мирных и военных целях привело к глобальному изменению природного радиационного фона окружающей среды. В этих условиях особую актуальность приобретают фундаментальные и прикладные исследования в области радиоэкологии.

Для развития международного сотрудничества в области мирного использования атомной энергии в 1957 г. создано Международное агентство по атомной энергии (МАГАТЭ, International Atomic Energy Agency, IAEA). Эта организация объединяет более 110 государств, ее штаб-квартира расположена в Вене (Австрия). На МАГАТЭ возложены следующие задачи:

- разработка безопасных методов использования атомной энергии;
- контроль использования атомной энергии;
- создание банка данных и анализ информации;
- выработка рекомендаций по использованию атомной энергии.

Контрольные вопросы и задания

1. Что является предметом и объектом исследования радиоэкологии?
2. Перечислите основные задачи радиоэкологии.
3. Укажите основные виды ионизирующего излучения и их физическую природу.
4. С именем какого ученого связано официальное становление радиоэкологии как самостоятельной науки?
5. Укажите цели и задачи МАГАТЭ.

2. ОСНОВЫ ДОЗИМЕТРИИ И РАДИОМЕТРИИ

2.1. ДОЗИМЕТРИЧЕСКИЕ ПОНЯТИЯ. ОСНОВНЫЕ ДОЗИМЕТРИЧЕСКИЕ ВЕЛИЧИНЫ

Дозиметрия — это раздел прикладной ядерной физики, который изучает величины, характеризующие ионизирующее излучение и его взаимодействие с веществом. Эти величины могут быть сопоставлены с эффектами, возникающими в объектах живой и неживой природы при облучении. Прежде всего, воздействие ионизирующего излучения (облучение) приводит к ионизации вещества. В твердых телах при облучении могут возникать структурные изменения, что отражается на механических, электрических и других свойствах этих тел. В живых организмах возможны нарушения в клетках и тканях, а в некоторых случаях — даже их отмирание.

Все изменения, возникающие в объектах под воздействием ионизирующего излучения, называют **радиационными эффектами**.

Наиболее сложно оценивать воздействие радиации на биологические объекты. Для такой оценки нужно знать, какова связь между характеристиками излучения, с одной стороны, и радиационными эффектами, вызываемыми этим излучением в организме, с другой. Выявление подобных связей относится к области знаний на границе физики и биологии.

Ионизирующее излучение, независимо от его вида, переносит энергию. При облучении объекта энергия ионизирующего излучения частично или полностью поглощается объектом, и это приводит к появлению радиационных эффектов. Количество поглощенной объектом энергии является важнейшей физической величиной, которая характеризует степень воздействия излучения на объект.

В результате воздействия ионизирующего излучения на объект меняются величины, характеризующие как само излучение, так и облучаемый объект. Величины, характеризующие *ионизирующее излучение* и последствия его воздействия на облучаемый объект, называют **дозиметрическими**. Различают базовые и нормируемые дозиметрические величины (рис. 2.1).

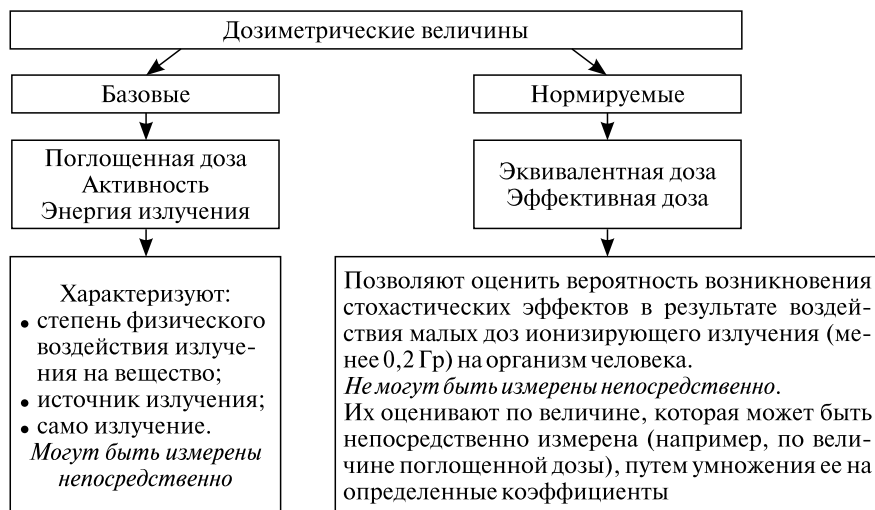


Рис. 2.1. Дозиметрические величины [12]

К *базовым дозиметрическим величинам* относят физические величины, которые могут быть непосредственно измерены. Основной базовой величиной является **поглощенная доза**.

Нормируемые дозиметрические величины связывают дозу облучения с медико-биологическими последствиями действия небольших доз ионизирующего излучения на организм человека. Они не могут быть измерены непосредственно. Их определяют по величине, которая может быть непосредственно измерена. Важнейшими нормируемыми величинами являются **эквивалентная и эффективная дозы**.

Остановимся подробнее на основных дозиметрических величинах.

Поглощенная доза излучения — это количество энергии ионизирующего излучения, поглощенной облучаемым объектом, в расчете на единицу массы вещества, из которого состоит объект.

В системе СИ поглощенная доза измеряется в джоулях на килограмм (Дж/кг). Эта единица получила название грей (Гр) в честь английского

ученого Гарольда Грея, который внес значительный вклад в развитие дозиметрии. 1 Гр — это поглощенная доза любого ионизирующего излучения, которая соответствует поглощению 1 Дж энергии излучения в расчете на 1 кг облучаемого вещества. Применительно к тепловой энергии 1 Дж — это совсем небольшая величина. Такого количества тепловой энергии хватает лишь для нагревания одной чайной ложки воды на 1 градус. Поглощение такого количества тепловой энергии не может вызвать серьезных нарушений в организме человека. В то же время применительно к энергии ионизирующего излучения 1 Дж — это большая величина. Такое количество энергии ионизирующего излучения может приводить к появлению серьезных нарушений в организме.

Разные последствия при поглощении организмом одинакового количества тепловой энергии и энергии ионизирующего излучения объясняются неодинаковым характером распределения разных видов энергии в биологической материи. Поглощенная тепловая энергия относительно равномерно распределяется в биологической ткани. Чтобы вызвать серьезные нарушения в организме, требуется поглощение значительно большего количества тепловой энергии, чем 1 Дж. Поглощенная энергия ионизирующего излучения распределяется в биологической материи неравномерно. В результате поглощенная энергия излучения оказывается сконцентрированной в определенных местах. Именно поэтому поглощение биологической тканью даже 1 Дж энергии ионизирующего излучения может приводить к серьезным нарушениям в организме человека. Следовательно, 1 Гр соответствует большой величине поглощенной дозы излучения. На практике обычно встречаются значительно меньшие дозы, которые выражают в тысячных или миллионных долях грея — миллигреях (мГр) или микрогреях (мкГр). Применяемой на практике внесистемной единицей поглощенной дозы является рад. 1 Гр соответствует 100 радам.

Величина поглощенной дозы зависит от продолжительности облучения. С течением времени при облучении объекта поглощенная доза накапливается. Скорость такого накопления называют *мощностью поглощенной дозы*.

Мощность поглощенной дозы (интенсивность облучения) — это количество энергии ионизирующего излучения, поглощенной облучаемым объектом, в расчете на единицу массы вещества за единицу времени. Обычно мощность поглощенной дозы измеряют в миллигреях в час (мГр/ч) и микрогреях в час (мкГр/ч).

Различают два вида радиационных эффектов, которые возникают в организме человека: *детерминированные и стохастические* (табл. 2.1).

Таблица 2.1

Радиационные эффекты в организме человека [12]

Детерминированные (предопределенные)	Стохастические (спонтанные, возникающие случайно)
Появляются в результате повреждения <i>ионизирующим излучением</i> значительного числа клеток органов или биологических тканей, что приводит к <i>серьезным физиологическим нарушениям</i> в организме (<i>радиационные ожоги, лучевая катаракта, лучевая болезнь и др.</i>) Как правило, возникают непосредственно после воздействия ионизирующего излучения на организм (в течение нескольких часов или нескольких дней), когда <i>поглощенные дозы превышают</i> определенные <i>пороговые уровни</i> Чем больше поглощенная доза, тем больше нарушений возникает в организме Характерны для высоких доз облучения (обычно 1 Гр и более) Связь между облучением и возникшим заболеванием <i>однозначна</i>. Заболевание неизбежно (предопределено). <i>Превышение дозового порога</i> (определенного уровня поглощенной дозы) <i>обязательно приводит</i> к конкретному нарушению в организме человека	Проявляются в виде раковых и генетических заболеваний, которые сокращают продолжительность жизни человека Возникновение заболевания является случайным событием, которое может реализоваться в любой момент по истечении определенного (скрытого, или латентного) периода после облучения. После завершения латентного периода человек может заболеть в любое время, однако может и вовсе не заболеть Протекание заболевания (его тяжесть) не зависит от величины поглощенной дозы Характерны для средних (0,2—1 Гр) и малых (менее 0,2 Гр) доз облучения Предполагают, что <i>стохастические эффекты</i> могут возникать при любых сколь угодно <i>малых</i> дозах облучения Вероятность возникновения стохастических эффектов <i>возрастает с увеличением</i> поглощенной дозы

Эквивалентная доза облучения, весовые множители излучения. Радиационные эффекты, вызванные облучением организма, зависят не только от величины поглощенной дозы, но и от вида излучения. Это означает, что при одинаковой поглощенной дозе различные виды излучения могут вызывать неодинаковые биологические эффекты.

Биологические последствия при действии различных видов ионизирующего излучения на определенный орган (или ткань) учитывают с помощью **весовых множителей излучения (W_R)**. Для каждого вида излучения устанавливают определенный весовой множитель. Чем больше нарушений вызывает излучение в органе или биологической ткани, тем больше его весовой множитель. Значения весовых множителей получены в результате анализа накопленных к настоящему времени медико-биологи-

ческих данных по действию различных видов излучения на органы или биологические ткани.

Весовой множитель *гамма-излучения* условно принят за 1. Весовой множитель *бета-излучения* такой же, как у *гамма-излучения*, т. е. также равен 1. Весовой множитель *альфа-излучения* в 20 раз выше и равен 20. Это означает, что при одинаковой поглощенной дозе в определенном органе или ткани *гамма-кванты* вызывают примерно такие же радиационные эффекты, как и *бета-частицы*. Радиационное поражение, вызываемое *альфа-частицами*, приблизительно в 20 раз сильнее, чем поражение, вызываемое *гамма- или бета-излучением*.

Если мы умножим среднюю поглощенную дозу в органе или ткани на весовой множитель данного вида ионизирующего излучения, то получим *эквивалентную дозу* рассматриваемого органа или биологической ткани (H):

$$H = D \cdot W_R,$$

где D — средняя *поглощенная доза* излучения R -типа (α , β , γ или др.) в органе или биологической ткани человека; W_R — весовой множитель излучения.

По величине *эквивалентной дозы* можно оценить риск возникновения радиационных эффектов при облучении определенного органа или ткани человека (радиационный риск).

Радиационный риск — это вероятность возникновения у человека или его потомства какого-либо вредного эффекта в результате облучения.

При малых и средних дозах облучения радиационный риск — это вероятность возникновения стохастических радиационных эффектов в результате воздействия ионизирующего излучения на организм человека. При одинаковой поглощенной дозе, благодаря более высокому весовому множителю, эквивалентная доза от *альфа-излучения* в 20 раз превышает эквивалентную дозу как от *гамма-*, так и от *бета-излучения*. Следовательно, радиационный риск при облучении *альфа-частицами* в 20 раз выше, чем при облучении *бета-частицами* или *гамма-квантами*.

Весовые множители излучения не имеют размерности и, чтобы различать эквивалентную и поглощенную дозы, их выражают в различных единицах. В системе СИ единицей измерения эквивалентной дозы является *зиверт* (Зв), по имени шведского ученого Рольфа Зиверта (1896 — 1966). 1 Зв соответствует поглощенной дозе величины в 1 Гр для ионизирующего излучения, весовой множитель которого равен единице. Это означает, что, если *поглощенная доза* *гамма- или бета-излучения* в каком-то органе или ткани составляет 1 Гр , то *эквивалентная доза*, полученная этим органом, равна 1 Зв . 1 Зв , как и 1 Гр , соответствует очень большой

дозе, поэтому для измерения доз облучения населения чаще используют производные зиверта: *миллизиверт (мЗв)* и *микрозиверт (мкЗв)*. Вне-системная единица измерения эквивалентной дозы — *биологический эквивалент рада (бэр)*.

Если на орган или ткань одновременно действует излучение различных видов (α , β , γ), при определении эквивалентной дозы излучения (H) оценивают эквивалентные дозы от каждого вида излучения и полученные дозы суммируют:

$$H = D_{\alpha} W_{\alpha} + D_{\beta} W_{\beta} + D_{\gamma} W_{\gamma},$$

где D_{α} , D_{β} , D_{γ} — поглощенные дозы *альфа*-, *бета*- и *гамма*-излучения соответственно; W_{α} , W_{β} , W_{γ} — весовые множители этих излучений.

Величина эквивалентной дозы позволяет характеризовать действие излучения на конкретный орган или ткань без указания вида излучения, поскольку радиационные эффекты от разных видов излучения уже учтены с помощью весовых множителей излучения.

Эффективная доза облучения, тканевые весовые множители. Разные органы и ткани человека обладают неодинаковой радиационной чувствительностью и в различной степени поражаются ионизирующим излучением. Поэтому последствия облучения зависят не только от величины эквивалентной дозы, но и от типа органа или биологической ткани, которые подвергаются воздействию излучения. Чтобы оценить радиационный риск для организма человека в целом, введена *эффективная доза облучения*.

Относительную радиационную чувствительность органов или тканей к действию ионизирующих излучений учитывают с помощью *тканевых весовых множителей (W_T)*.

Величины тканевых весовых множителей установлены по результатам многолетних исследований заболеваемости в группах облученных людей. Значения некоторых тканевых весовых множителей для организма человека показаны на рис. 2.2. Фактически тканевые весовые множители характеризуют относительную значимость каждого органа или биологической ткани человека для возникновения стохастических радиационных эффектов при равномерном облучении всего тела человека.

Под *равномерным облучением* тела человека подразумевается такое облучение, при котором эквивалентная доза для всех органов и биологических тканей организма одинакова. В этом случае сумма тканевых весовых множителей всех органов и тканей человека равна единице.

Эффективная доза облучения (E) — это сумма эквивалентных доз облучения (H_{Ti}) отдельных органов (или тканей), умноженных на тканевые весовые множители соответствующих органов или тканей (W_{Ti}):

$$E = H_{T1} W_{T1} + H_{T2} W_{T2} + H_{T3} W_{T3} + \dots + H_{Ti} W_{Ti}.$$

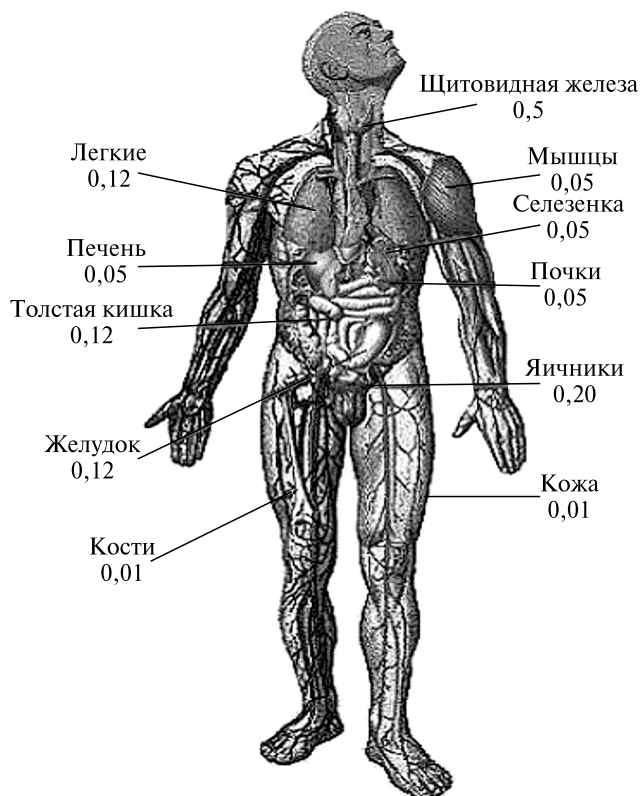


Рис. 2.2. Некоторые тканевые весовые множители для организма человека [12]

Поскольку тканевые весовые множители являются безразмерными величинами, *эффективная доза*, как и эквивалентная, измеряется в *зивертах* (Зв).

Эффективная доза наиболее полно характеризует последствия облучения. Она позволяет оценивать суммарный биологический эффект от действия ионизирующего излучения для организма человека в целом.

Рассмотрим подробнее, как формируется *эффективная доза*. Она состоит из доз *внешнего* и *внутреннего* облучения. Поскольку поглощенная доза зависит от продолжительности облучения, все дозы оценивают для конкретного промежутка времени.

При контроле степени облучения человека определяют *эффективную дозу*, полученную им в течение года, всей жизни или любого интересующего

периода. Например, *годовая эффективная доза* равна сумме эффективной дозы *внешнего* и *внутреннего* облучения за *один и тот же год*. При этом годовая доза *внешнего* облучения определяется путем дозиметрических измерений, а доза *внутреннего* облучения рассчитывается по активности радионуклидов, поступивших в организм в течение года с потребляемыми продуктами питания и питьевой водой, а также при дыхании.

И внешнее и внутреннее облучение организма может привести к появлению стохастических радиационных эффектов. Эффективная доза позволяет оценивать риск возникновения стохастических радиационных эффектов (*радиационный риск*) при совместном внешнем и внутреннем облучении организма. В этом случае радиационные риски от внешнего и внутреннего облучения организма человека суммируются.

Опасность облучения человека обычно оценивают по величине *индивидуального пожизненного риска*.

Индивидуальный пожизненный риск (R_i) — это вероятность возникновения стохастических радиационных эффектов в течение жизни человека.

Продолжительность жизни человека в среднем составляет 70 лет. Для оценки индивидуального пожизненного риска используют коэффициент пожизненного риска (r_i).

Коэффициент пожизненного риска (r_i) характеризует вероятность возникновения стохастических радиационных эффектов при получении человеком эффективной дозы 1 Зв.

Коэффициенты пожизненного риска устанавливают на основе многолетних наблюдений за большими группами облученных людей. По мере накопления информации о заболеваемости людей в результате облучения коэффициенты риска уточняются. Величину коэффициента пожизненного риска можно найти в справочниках по дозиметрии или руководствах по радиационной безопасности.

Индивидуальный пожизненный риск можно оценить, умножив коэффициент пожизненного риска на эффективную дозу, которую человек может получить в течение жизни.

Индивидуальный пожизненный риск возникновения стохастических радиационных эффектов, т. е. риск возникновения раковых или генетических (наследственных) заболеваний в результате облучения, можно уменьшить путем снижения дозы облучения.

Реально коэффициент пожизненного риска определяется индивидуальной чувствительностью организма, которая зависит от возраста, пола, физиологического, психо-эмоционального состояния человека и других факторов. Укрепляя здоровье, контролируя продукты питания и сокращая пребывание в местах с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения, можно значительно сократить дозовые нагрузки на организм и снизить радиационный риск.

Все изложенное выше касается оценки *индивидуальных* дозовых нагрузок и *индивидуальных* радиационных рисков. Однако при радиационных авариях действию ионизирующего излучения могут одновременно подвергаться большие группы людей, и возникает потребность в оценке последствий подобного облучения. Для таких оценок используют понятие **коллективная доза**.

Величину коллективной эффективной дозы группы людей получают, умножая среднюю индивидуальную эффективную дозу на количество людей в рассматриваемой группе.

Единицей измерения коллективной эффективной дозы служит человеко-зиверт (чел.-Зв). В литературе прошлых лет иногда используется внесистемная единица человеко-бэр (чел.-бэр; $1 \text{ чел.-Зв} = 100 \text{ чел.-бэр}$).

Коллективная эффективная доза — это сумма индивидуальных эффективных доз, полученных группой людей от какого-либо источника излучения за определенный промежуток времени.

При оценке коллективной дозы указывают промежуток времени, за который она получена. Обычно оценивают коллективную дозу, полученную за год или за период предстоящей жизни рассматриваемой группы людей.

Умножив величину коллективной эффективной дозы на коэффициент радиационного риска, можно оценить **коллективный пожизненный риск**, т. е. количество пострадавших (заболевших) в результате радиационного воздействия в группе людей определенной численности.

Знание коллективных доз позволяет определять, необходимы ли защитные меры, и если необходимы, то какие, планировать их проведение, а затем и оценивать эффективность принятых защитных мер.

Коллективная доза в результате аварии, подобной чернобыльской, накапливается в течение длительного времени и может затрагивать несколько поколений людей.

Полная (ожидаемая) коллективная доза — это коллективная доза, которую получили (или получат) все поколения людей от какого-либо источника ионизирующего излучения за время его существования.

Величина полной (ожидаемой) коллективной дозы отражает масштаб последствий радиационной аварии. Она дает возможность предсказывать число ожидаемых неблагоприятных последствий облучения (дополнительных случаев раковых и генетических заболеваний).

Поскольку ожидаемая доза может быть предотвращена путем проведения защитных мероприятий, в последнее время в радиационной безопасности используют понятие «предотвращаемая доза».

Предотвращаемая доза — это прогнозируемая доза вследствие радиационной аварии, которая может быть предотвращена защитными мероприятиями.

Основой для разработки мер, обеспечивающих радиационную безопасность человека, служит радиационное нормирование.

Нормирование предполагает установление некоторых допустимых уровней облучения человека, выше которых ущерб, наносимый облучением, становится неприемлемым.

Подводя итог изложенному выше, акцентируем внимание на главных моментах рассматриваемого вопроса.

Основными дозиметрическими величинами являются поглощенная, эквивалентная и эффективная дозы.

Поглощенная доза учитывает:

- количество энергии ионизирующего излучения, поглощенной любым облучаемым объектом в расчете на единицу его массы.

Эквивалентная доза учитывает:

- количество энергии ионизирующего излучения, поглощенной органом или биологической тканью человека;
- тип ионизирующего излучения.

Эффективная доза учитывает:

- количество энергии ионизирующего излучения, поглощенной организмом человека в целом;
- тип излучения;
- относительную чувствительность органов и тканей человека к воздействию ионизирующего излучения.

Взаимосвязь между основными дозиметрическими величинами отражает рис. 2.3.

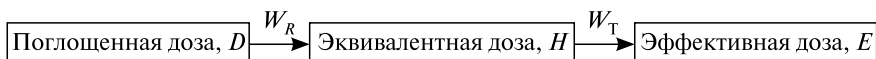


Рис. 2.3. Взаимосвязь между основными дозиметрическими величинами [12]:

W_R — весовой множитель излучения R -типа; W_T — тканевой весовой множитель

Таблица 2.2.

Единицы измерения основных дозиметрических величин

Физическая величина, обозначение	Единица измерения		
	Единица системы СИ	Внесистемная единица	Соотношение между единицами измерения
Активность нуклида в радиоактивном источнике, A	Бк (Беккерель)	Ки (Кюри)	1 Ки = $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк
Удельная активность вещества, $A_{уд}$	Бк/кг	Ки/кг	1 Ки/кг = $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/кг

Физическая величина, обозначение	Единица измерения		
	Единица системы СИ	Внесистемная единица	Соотношение между единицами измерения
Плотность радиоактивного загрязнения территории, A_s	Бк/м ²	Ки/м ²	$1 \text{ Ки/м}^2 = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Бк/м}^2$ $1 \text{ Ки/км}^2 = 3,7 \cdot 10^4 \text{ Бк/м}^2 = 37 \text{ кБк/м}^2$
Поглощенная доза, D	Гр (Грей)	рад	1 рад = 0,01 Гр
Мощность поглощенной дозы, МД _D	Гр/с Гр/ч	рад/с рад/ч	1 рад/с = 0,01 Гр/с
Эквивалентная доза, H	Зв (Зиверт)	бэр	1 бэр = 0,01 Зв
Мощность эквивалентной дозы, МД _H	Зв/с Зв/ч	бэр/с бэр/ч	1 бэр/с = 0,01 Зв/с
Эффективная доза, E	Зв	—	—
Мощность эффективной дозы, МД _E	Зв/с Зв/ч	—	—
Коллективная эффективная доза, $E_{\text{кол}}$	чел.-Зв (человеко-зиверт)	—	—

Основные дозиметрические величины и единицы их измерения приведены в табл. 2.2.

2.2. СПОСОБЫ ИЗМЕРЕНИЯ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ И ОПРЕДЕЛЕНИЯ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ

Используют три основные группы приборов для регистрации и измерения интенсивности ионизирующих излучений и определения доз облучения человека: дозиметры, радиометры и спектрометры. Важнейшей частью подобных приборов является детектор — устройство для регистрации ионизирующего излучения. *Детектором* называют устройство, в котором энергия ионизирующего излучения преобразуется в электрическую или другие виды энергии, что позволяет регистрировать излучение. Регистрация каждого вида излучения (альфа-, бета-, гамма-излучения или др.) имеет свои особенности. Существует множество разновидностей детекторов в зависимости от типа регистрируемого излучения.

Дозиметры определяют дозу (в миллизивертах или микрозивертах) или мощность дозы (в микрозивертах в час) внешнего облучения человека.

Радиометры предназначены для определения содержания радионуклидов в образцах почвы, воды, продуктов питания и т. д. по величине измеренной активности радионуклидов в этих образцах. Счетчик излучения человека (СИЧ) является разновидностью радиометра и предназначен для измерения активности радиоактивного цезия (^{137}Cs), калия (^{40}K) и других гамма-излучающих радионуклидов в теле человека.

Спектрометры дают наиболее полную информацию о радиоактивном излучении. Они позволяют определить энергетический спектр излучения, т. е. интенсивность излучения в зависимости от энергии составляющих его частиц или гамма-квантов. Спектр каждого вида радионуклидов уникален, что позволяет определить, какие виды радионуклидов содержатся в пробе и каково содержание каждого из них в исследуемом образце. Спектрометры — это наиболее сложные и дорогостоящие измерительные приборы.

Контрольные вопросы и задания

1. В чем состоит различие между базовыми и нормируемыми дозиметрическими величинами?
2. Что отражает поглощенная доза? В каких единицах она измеряется?
3. Что означает понятие «мощность поглощенной дозы»? Можно ли непосредственно измерить эту величину?
4. Что такое эквивалентная доза? Как рассчитывается эта величина?
5. Что отражают весовые множители излучения и тканевые весовые множители?
6. Что отражают эффективная доза и коллективная эффективная доза? В каких единицах измеряются эти величины?
7. Объясните суть понятия «радиационный риск».
8. С помощью какого прибора определяют дозу внешнего облучения человека?
9. Какие приборы используют для определения содержания радионуклидов в образцах почвы, воды, продуктов питания и др.?

3. РАДИАЦИОННЫЙ ФОН ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

3.1. ЕСТЕСТВЕННАЯ РАДИОАКТИВНОСТЬ

3.1.1. Составляющие радиационного фона окружающей среды

Радиационный фон окружающей среды формируется за счет источников ионизирующего излучения естественного и искусственного происхождения. В глобальном масштабе основная дозовая нагрузка опреде-

ляется естественными источниками радиации. Исключение составляют лишь ограниченные зоны земного шара, загрязненные радионуклидами искусственного происхождения в результате крупных техногенных аварий. В среднем эквивалентная доза облучения человека от естественных источников составляет около 2400 мкЗв/год, что приближается к 2/3 суммарной дозы, получаемой человеком от естественных и искусственных источников радиации (табл. 3.1).

Таблица 3.1

Дозы облучения населения, мкЗв/год [6]

Источники облучения	В среднем в мире	Россия
<i>Природные</i>		
Космическое излучение	400	300
Земное внешнее облучение	500	400
Земное внутреннее облучение	1500	1600
Итого от природных источников	2400	2300
<i>Антропогенные</i>		
Медицинские процедуры	1000	1700
Испытания ядерного оружия	10	15
Ядерная энергетика	1	1
Всего (округленно)	3400	4000

Живые организмы могут подвергаться облучению двумя способами:

- источники ионизирующего излучения могут находиться вне организма и облучать его снаружи. Такое облучение называется **внешним**;
- радиоактивные вещества могут оказаться в воздухе, в пище или воде и попасть внутрь организма. Ионизирующее излучение, сопровождающее распад радионуклидов, попавших внутрь организма, вызывает **внутреннее облучение**.

Естественный радиационный фон Земли формируется за счет излучения двух типов: **земного происхождения и космического**. Преобладают источники земного происхождения, в среднем они дают 5/6 годовой эффективной дозы, получаемой населением от естественной радиации (см. табл. 3.1). Причем земная радиация воздействует в основном путем внутреннего облучения. Космическое излучение составляет 1/6 годовой эффективной дозы, главным образом путем внешнего облучения.

3.1.2. Радиация космического происхождения

Космическая радиация складывается из двух компонентов: *космического излучения*, приходящего из глубин Космоса и от Солнца, и *космогенных радиоизотопов*, образующихся в верхних слоях атмосферы.

В целом космическое излучение включает корпускулярную и фотонную составляющие. *Корпускулярная составляющая* космического излучения — это поток элементарных частиц и атомных ядер космического происхождения. *Фотонная составляющая* космического излучения — это фотоны (кванты электромагнитного излучения) различной энергии.

Интенсивность первичного космического излучения периодически меняется вследствие 11-летнего цикла солнечной активности, возрастая в период всплеска солнечной активности в 2—3 раза.

Космогенные радиоизотопы образуются при бомбардировке земной атмосферы космическими лучами. Наиболее важные изотопы — продукты космического излучения: ^3H , ^7Be , ^{14}C , ^{22}Na , ^{32}P , ^{33}S . Эти изотопы возникают в результате раскалывания ядер атмосферного азота, кислорода и аргона частицами с высокой энергией в составе космического излучения, главным образом протонами и нейтронами.

Космогенные радиоизотопы обладают выраженными биогенными свойствами, однако вклад их в метаболизм в биосфере вследствие невысокой скорости образования незначителен. Скорость образования и последующее содержание в окружающей среде наиболее велики для трития и углерода-14.

Тритий (^3H): бесцветный газ, включается в те же звенья метаболизма, что и водород стабильный. Общее расчетное количество трития в биосфере составляет $(92,5—185) \cdot 10^{16}$ Бк. 65 % образованного трития содержится в океане, остальная часть в почве и последующих звеньях миграции. Содержание естественного трития в продуктах питания крайне невелико (порядка 14—26 Бк/кг).

Углерод-14 (^{14}C): наиболее активный метаболит среды, обладает высокой биофильностью. Потребляется в процессе фотосинтеза в составе углекислого газа. Содержание ^{14}C в среде несколько выше, чем трития. Расчетное суммарное количество его в биосфере составляет $8,5 \cdot 10^{18}$ Бк. Основная доля (свыше 90 %) образующегося углерода-14 сосредоточивается в Мировом океане (около 2 % в верхних слоях, менее 1 % в донных отложениях, остальное в глубинных слоях), в почве содержится около 4 %, в атмосфере — менее 2 %. В организм человека и животных поступает с пищей и водой (99 %) и с вдыхаемым воздухом (около 1 %). Средняя удельная активность органических структур, в том числе и продуктов питания, составляет 230 Бк/кг.

Продукция космогенных радиоизотопов максимальна в верхних слоях атмосферы в высоких широтах, там, где существует наибольший поток космического излучения.

Уровень космической радиации в различных зонах Земли неодинаков. Наиболее защищены экваториальные области планеты, наименее — районы, прилегающие к Северному и Южному полюсам. Магнитное поле Земли отклоняет поток заряженных частиц от экватора и сносит их к полюсам, где сходятся магнитные силовые линии. Еще существеннее изменяется уровень космической радиации в зависимости от высоты местности над уровнем моря (табл. 3.2—3.3). Мощность космического излучения растет с увеличением высоты местности, поскольку при этом уменьшаются слой воздуха, играющего роль защитного экрана. Люди, живущие на уровне моря, получают от космических источников эффективную дозу порядка 300 мкЗв/год, люди, живущие выше 2000 м над уровнем моря — 600—900 мкЗв/год. Еще более интенсивному, хотя и относительно непродолжительному облучению подвергаются экипажи и пассажиры самолетов.

Таблица 3.2

Мощность космического излучения в зависимости от высоты над уровнем моря и географической широты местности, мбэр/год [16]

Широта	Высота над уровнем моря, км			
	0	3	5	10
0 град (экватор)	34	170	400	1400
30 град	40	220	580	2300
50 град	50	300	800	4500

Таблица 3.3

Территории с повышенным космическим излучением [16]

Территория; высота над уровнем моря, м	Суммарная эквивалентная доза, мбэр/год (% естественной нормы)	Экологическая характеристика среды	Численность и репродуктивная способность населения (1990—2000 гг.); средний расчетный показатель, ‰
Западное Закарпатье, Карпаты; 1428—3724	220—360 (550—900)	Хвойные, буковые леса, луга; субтропический климат	4 млн чел.; + 13,5

Окончание табл. 3.3

Территория; высота над уровнем моря, м	Суммарная эквивалентная доза, мбэр/год (% естественной нормы)	Экологическая характеристика среды	Численность и репродуктивная способность населения (1990—2000 гг.); средний расчетный показатель, ‰
Альпийский пояс; 2200—3000; летние пастбища, курорты; 3600—5100	220—580 (550—1450)	Хвойные леса, кустарники	Несколько млн чел.; + 0,25
Памир (Китай, Монголия, Таджикистан, Афганистан), 3500—4000	360—470 (900—1175)	Степи, леса в долинах рек	Несколько млн чел.; + 17,1
Гималаи; 4000—5000	310—410 (775—1225)	Равнины; тропический климат	Несколько тыс. чел.; + 10,5
Северные широты, Заполярье (Норвегия, Дания и др.); выше 50 град северной широты	142—472 (355—1180)	Заполярный климат	Несколько млн чел.; + 7,9

Уровень воздействия космического излучения снижается в помещениях, в силу экранирующего эффекта стен и крыш зданий, транспорта. Вместе с тем вследствие усложнения геометрии излучателей (стен, пола, потолка) и излучения от строительных материалов дозы облучения могут резко возрастать, превышая естественный радиоактивный фон в 2—6 раз (табл. 3.4—3.5).

Таблица 3.4

Удельная активность ^{226}Ra и ^{232}Th в строительных материалах и внешние лучевые нагрузки внутри жилья [8]

Вид строительного материала	Удельная активность, Бк/кг		Внешняя лучевая нагрузка, мбэр/год
	^{226}Ra	^{232}Th	
Шлакобетон на основе кварцевых глинистых сланцев	320—2620	24—115	93—170
Фосфогипс	24—555	3—22	—
Летучая зола	110—610	74—320	—
Цемент	9—168	4—81	—

Окончание табл. 3.4

Вид строительного материала	Удельная активность, Бк/кг		Внешняя лучевая нагрузка, мбэр/год
	^{226}Ra	^{232}Th	
Легкий заполнитель	36—195	37—182	—
Наполнитель бетона (гравий, галька, щебень)	4—167	4—463	—
Кирпич	33—152	21—178	37—100
Шлаковый заполнитель	84—151	32—182	—
Газобетон на основе песка	7—130	4—155	—
Черепица	63—91	32—64	—
Бетон	11—80	9—105	—
Известковый кирпич	6—25	4—29	—
Изоляционный материал (каменный или стеклянный войлок)	13—15	4,6—15	—
Штукатурка из природного гипса	1—13	1—12	—
Дерево	0,3—0,5	0,2—1,2	21—50

Таблица 3.5

Средняя удельная радиоактивность строительных материалов, применявшихся в разных странах (1929—1975 гг.) [18]

Строительные материалы	Удельная радиоактивность, Бк/кг
Дерево (Финляндия)	1,1
Природный гипс (Великобритания)	29
Песок и гравий (Германия)	< 34
Портланд-цемент (Германия)	< 45
Кирпич (Германия)	126
Гранит (Великобритания)	170
Зольная пыль (Германия)	341
Глинозем (Швеция)	496—1367
Фосфогипс (Германия)	< 574
Кальций-силикатный шлак (США)	2140
Отходы урановых обогатительных предприятий (США)	4625

Самые распространенные строительные материалы — дерево, кирпич, бетон — обладают сравнительно небольшой удельной радиоактивностью. Гораздо большую удельную активность имеют гранит, пемза, глиноземы. Особенно высокой удельной радиоактивностью характеризуются широко использовавшиеся раньше технологические отходы, образующиеся при переработке природного сырья. Например, кальций-силикатный шлак — побочный продукт, получаемый при переработке фосфорных руд и обладающий, как выяснилось впоследствии, довольно высокой удельной активностью, — применялся в качестве компонента бетона и других строительных материалов в США и Канаде. Фосфогипс — еще один побочный продукт, образующийся при другой технологии переработки фосфорных руд, — широко применялся при изготовлении строительных блоков, сухой штукатурки и цемента. В одной только Японии в 1974 г. было израсходовано в строительстве 3 млн т этого материала. По прогнозным оценкам, люди, жившие в домах, построенных с применением фосфогипса, подвергались облучению на 30 % более интенсивному, чем жильцы других домов [18].

Среди других промышленных отходов с высокой радиоактивностью, применявшихся в строительстве, следует указать кирпич из красной глины — отход производства алюминия, зольную пыль, образующуюся при сжигании угля. Известны случаи применения в строительстве даже отходов урановых рудников.

3.1.3. Радиация земного происхождения

Земная радиация обусловлена присутствием в земной коре *первичных радионуклидов* и *дочерних продуктов распада*. Первичные радионуклиды земной коры — это те радионуклиды, которые находятся в составе Земли с момента ее рождения и имеют период полураспада, сопоставимый с возрастом Земли. Дочерние продукты распада непрерывно образуются при радиоактивном распаде долгоживущих материнских изотопов.

Первичные радионуклиды подразделяются на изотопы, образующие ряды распада и не образующие ряды распада.

Первичные радионуклиды, *не образующие ряды распада*, не имеют родительского изотопа на Земле и распадаются с образованием стабильного изотопа. Из почти двух десятков естественных радионуклидов, не образующих ряды распада, только калий-40 (^{40}K) (период полураспада — $1,25 \cdot 10^9$ лет) и рубидий-87 (^{87}Rb) (период полураспада — $5 \cdot 10^{10}$ лет) — заметные источники радиоактивности со средней концентрацией 630 и 74 Бк/кг горных пород соответственно. Основное значение из этих двух радионуклидов по содержанию в исходном депо миграции в экосистемах и по биофильности имеет ^{40}K . Содержание ^{40}K в породах и почвах различного типа представлено в табл. 3.6.

Таблица 3.6

**Первичные источники основных радионуклидов
естественного радиационного фона [16]**

Порода и тип почвы	Концентрация радионуклидов, Бк/кг		
	^{40}K	^{238}U	^{235}Th
Граниты	0,999	0,054	0,000 81
Сланцы	0,703	0,000 44	0,000 044
Песчаники	0,57	0,000 02	0,000 01
Известняки	0,888	0,0028	0,000 019
Сероземы	0,66	0,031	0,048
Черноземы	0,41	0,021	0,036
Серые лесные	0,37	0,017	0,027
Подзолистые	0,15	0,009	0,012
Усредненные данные по литосфере	0,37	0,026	0,026
Типичный диапазон колебаний	0,01—0,74	0,007—0,054	0,007—0,054

Калий — серебристо-белый металл, быстро реагирующий с кислородом, водой. Радиоактивный изотоп калия ^{40}K является бета-излучателем. Содержание радиоактивного калия в природной смеси изотопов (^{40}K , ^{39}K и ^{41}K) постоянно, независимо от звеньев миграции и составляет 0,0118 %.

Калий относится к числу основных биогенных элементов. Он обеспечивает многие важнейшие функции организмов (калий-натриевый ионный насос, передача нервного импульса, возбудимость нервных клеток и др.). Поступая с продуктами питания и водой, элемент всасывается практически полностью. Суточное поступление калия в организм человека от 1,5 до 4,5 г.

Содержание ^{40}K в основных пищевых продуктах приведено в табл. 3.7.

Таблица 3.7

**Содержание ^{40}K и ^{226}Ra в основных
пищевых продуктах (Бк/кг) [16]**

Продукт	^{40}K	^{226}Ra
Хлеб:		
черный	66,6	0,096
белый	29,6	0,092
Картофель	107,3	0,35

Окончание табл. 3.7

Продукт	^{40}K	^{226}Ra
Капуста	81,3	0,06
Молоко	44,4	0,01
Говядина	99,9	0,03
Свинина	74,0	0,05
Сельдь	77,7	0,12
Треска	103,6	0,15
Яйца, 10 шт.	—	0,05
Масло сливочное	3,7	0,01

Основным накопителем калия в организме являются (в убывающем порядке): эритроциты, нервная ткань (головной мозг), мышечная ткань, печень, легкие, кости (табл. 3.8).

Таблица 3.8

Средняя концентрация ^{40}K в организме человека, г/кг (числитель), и активность, Бк/кг (знаменатель) [16]

Объект исследования	^{40}K	Объект исследования	^{40}K
Тимус	0,6/18	Сердце	2,1/63
Кожа	0,8/24	Печень	2,5/75
Щитовидная железа	1,2/36	Центральная нервная система	2,9/87
Кишечник	1,2/36	Головной мозг	3,0/90
Тонкий кишечник	1,3/39	Мышцы скелетные	3,0/90
Кровь	1,6/48	Эритроциты	3,4/102
Легкие	1,9/57	Селезенка	3,1/93
Семенники	2,0/60	Красный костный мозг	4,0/121

Являясь активным метаболитом, ^{40}K быстро выводится из организма. Время двукратного снижения его активности в организме от момента поступления за счет процессов распада и выведения — 58 сут.

Первичные радионуклиды, образующие ряды распада. Существует 3 основных семейства радионуклидов: **урановое** — исходный радионуклид уран-238 (^{238}U) (период полураспада — $4,5 \cdot 10^9$ лет); **ториевое** — исходный

радионуклид торий-232 (^{232}Th) (период полураспада — $1,5 \cdot 10^{10}$ лет); **актиниевое** — исходный радионуклид уран-235 (^{235}U) (период полураспада — $7,1 \cdot 10^8$ лет). Каждый родоначальный изотоп распадается с образованием цепочки короткоживущих дочерних изотопов. Актиниевое семейство имеет меньшее значение, поскольку количество урана-235 ныне составляет лишь 0,72 % общего содержания природного урана. Основные источники радиоактивности ^{238}U и ^{232}Th . Типичный диапазон колебаний активности обоих нуклидов в породах и почвах составляет 0,007—0,054 Бк/кг (см. табл. 3.6).

Уран-238 (^{238}U) широко распространен в земной коре, почве и дальнейших звеньях миграции (см. табл. 3.6). Находится в смеси с незначительным количеством ^{235}U и ^{234}U . Уран-238 — альфа-излучатель, кальцийподобный белый серебристый металл. Реагирует с воздухом, водяными парами, кислотами, но не со щелочами. В среде, как и кальций, встречается в минералах, с наибольшим содержанием в уранитах и кариотитах. Общее содержание урана в верхних (подпочвенных) слоях земной коры составляет примерно 10^{15} т, в морской воде 10^{10} т. Суточное поступление урана в организм человека колеблется в среднем от 1 до 10 мкг, достигая 300 мкг.

Торий-232 (^{232}Th) встречается в смеси изотопов ^{227}Th и ^{228}Th . Торий-232 — мощный альфа-излучатель, пробег частиц в воздухе достигает 5 см. Серебристый металл, активно взаимодействующий с кислородом, водяным паром и слабо взаимодействующий с кислотами. Широко распространен в горных породах (торианите, торите) и, как следствие естественного разрушения кристаллических решеток, — в почве (см. табл. 3.6). Коэффициент перехода в растения невысок, поскольку соединения тория плохо растворимы в воде. В организм человека поступает в незначительных количествах, плохо всасывается в желудочно-кишечном тракте, откладывается преимущественно в костях (1,8 Бк/г) и на порядок в меньших количествах — в других органах и тканях.

Наиболее значимые дочерние продукты распада. Радий (Ra) — дочерний продукт распада урана-238. Отличается от урана большей химической активностью и соответственно большей подвижностью в звеньях миграции в среде. В отличие от урана находится вне кристаллической решетки исходных минералов и легко переходит в воду. Блестящий серебристый металл. Быстро реагирует с кислородом, водой. Образует растворимые хлориды, бромиды, сульфиды, иодиды. А также ряд нерастворимых соединений (карбонаты, сульфиды, оксалаты). Все изотопы радия радиоактивны. Наиболее распространен радий-226 с периодом полураспада 1600 лет. Соли радия являются альфа-излучателями. При накоплении в них продуктов распада (радона и актиния) становятся источниками бета- и гамма-излучения.

Радий повсеместно распространен в земных породах, почве, в поверхностных и подземных водах, но содержится в ничтожных количествах.

В урановых рудах, являющихся главным его источником, на 1 т урана приходится не более 0,34 г радия. Его содержание в земной коре равно $1 \cdot 10^{-10}$ % по массе.

В организм человека радий поступает в основном с продуктами питания (≈ 90 % от общего поступления), в которых он постоянно присутствует (см. табл. 3.7), а также с питьевой водой (≈ 10 %), где его содержание составляет 0,3—8,0 пг/л. Поведение радия в организме сходно с миграцией и накоплением кальция. В целом на долю радия приходится менее 0,1 % суммарной активности находящихся в организме радиоактивных веществ. Наибольшее количество регистрируется в костях, а в печени, почках — в 30—70 раз меньше и почти в 1000 раз меньше в мышечной ткани.

Радон (Rn) в природе встречается в двух основных формах: ^{222}Rn — член радиоактивного ряда, образуемого продуктами распада урана-238; ^{220}Rn (этот изотоп еще называют тороном Tu) — член радиоактивного ряда тория-232. Основное значение в формировании дозы облучения принадлежит ^{222}Rn . Радон самый тяжелый инертный газ (в 7,5 раз тяжелее воздуха), без цвета, запаха, вкуса. Вследствие химической инертности в биологическом метаболизме не участвует. В растительных и животных тканях отсутствует.

Радон — наиболее значимый из всех естественных источников радиации. Он формирует 3/4 годовой индивидуальной эффективной дозы населения от земных источников радиации и примерно половину от всех естественных источников. Большую часть этой дозы человек получает с вдыхаемым воздухом.

Высвобождаясь из минералов, содержащих ураниты и ториты, радон поступает в почву, подземные воды, приземный слой атмосферы и другие компоненты окружающей среды (рис. 3.1). Высвобождается из земной коры повсеместно, но неравномерно.

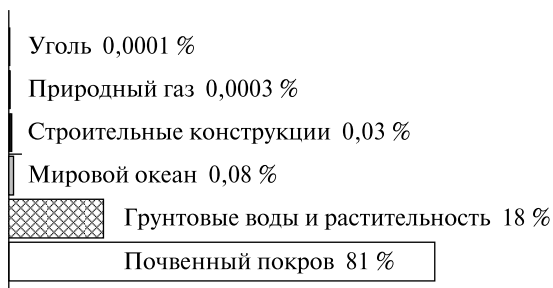


Рис. 3.1. Содержание радона в компонентах окружающей среды [12]

Основную часть дозы облучения от радона человек получает, находясь в закрытых непроветриваемых помещениях. В зонах с умеренным климатом концентрация радона в закрытых помещениях в среднем в 8 раз выше, чем в наружном воздухе. Вследствие высокой удельной массы радон скапливается больше всего в подвалах и нижних этажах домов. Основным источником радона является грунт, на котором построены дома, дополнительным источником — строительные материалы (гранит, глиноземы, фосфогипс и др.), а также артезианская вода и природный газ. Более высокие концентрации радона характерны для деревянных зданий, хотя дерево имеет самую низкую активность в сравнении с другими строительными материалами. Здесь имеет значение низкая высота зданий и большая просачиваемость радона из грунта вследствие слабой герметизации пола.

Очень высокие концентрации радона внутри помещений (в 5000 раз превышающие его концентрацию в наружном воздухе) были обнаружены в 1970-е гг. в Швеции и Финляндии. Причинами этого были герметизация помещений для сохранения тепла и экономии энергии, высокий выход из грунта вследствие низкоэтажности зданий, использование глинозема в качестве добавки к строительным материалам.

Повышенные концентрации радона в жилых помещениях имели место и в других странах. Осознали проблему радона достаточно поздно.

Еще раз обратим внимание, что главный источник радона — это грунт, радиоактивность строительных материалов также важна, но менее значима. Отсюда следует, что основные мероприятия, направленные на снижение содержания радона в помещениях, должны сводиться к герметизации пола, вентиляции подвалов, облицовке и покраске стен для снижения эмиссии из строительных материалов.

Менее важные, по сравнению с грунтом, источники радона в домах: атмосферный воздух, вода и природный газ. В обычной воде радона ничтожно мало (менее 3 Бк/л). При кипячении воды радон в значительной степени улетучивается и поэтому поступает в организм в основном с некипяченой водой. Но и в этом случае он опасности не представляет, поскольку быстро выводится из организма.

Самую большую опасность представляет попадание радона в дыхательные пути и легкие. В воздухоносные пути, легкие радон проникает с воздухом, предварительно сорбируясь на мелкодисперсных частицах бытовой пыли или на аэрозольных частицах, если воздух насыщен парами воды, что чаще всего происходит в ванной комнате. При обследовании домов в Финляндии оказалось, что в среднем концентрация радона в ванной комнате примерно в три раза выше, чем на кухне, и примерно в 40 раз выше, чем в жилых комнатах.

Радон является мощным альфа-излучателем. Основную лучевую нагрузку формирует на эпителий слизистых носоглотки, трахеи, бронхов, альвеол. Максимальные лучевые нагрузки формируются в странах с холодным климатом и вынужденной герметизацией помещений.

Дочерние продукты распада радона-222 имеют периоды полураспада, измеряемые секундами и минутами (табл. 3.9). Далее идет свинец-210 (22,3 года) и полоний-210 (138 дней). В отличие от инертных излучателей (радон, торон), эти изотопы в организм человека попадают и с продуктами питания. В теле человека содержится 0,37—1,48 Бк (100—400 пКи) полония-210 и столько же или несколько больше свинца-210. В организм курильщика с дымом табака дополнительно поступает до 80 мКи изотопов в год. Критической группой по отношению к облучению радоном являются шахтеры урановых рудников, для которых по данным эпидемиологических обследований отмечена повышенная частота заболевания раком легких. При этом шахтеры из числа курящих заболевают раком гораздо раньше, чем некурящие.

Таблица 3.9

Распад урана-238

Вид излучения	Нуклид	Период полураспада
α	Уран-238	4,47 млрд лет
β	Торий-234	24,1 сут
β	Протактиний-234	1,17 мин
α	Уран-234	245 000 лет
α	Торий-230	77 000 лет
α	Радий-226	1 600 лет
α	Радон-222	3,823 сут
α	Полоний-218	3,05 мин
β	Свинец-214	26,8 мин
β	Висмут-214	19,7 мин
α	Полоний-214	0,000 164 с
β	Свинец-210	22,3 лет
β	Висмут-210	5,01 сут
α	Полоний-210	138,4 сут
	Свинец-206	Стабильный

Как уже отмечалось, в случае земных источников радиации преобладает внутреннее облучение — примерно $2/3$ суммарной величины дозы. Основной вклад в дозу внутреннего облучения дают радионуклиды радиоактивного ряда урана-238 (дочерние нуклиды свинец, полоний поступают с морепродуктами, которые являются их концентраторами; в северных районах эти нуклиды поступают с мясом карибу, в организм оленей попадают через лишайники, которые являются концентраторами). В меньшей мере формируются дозовые нагрузки от радиоактивного ряда тория-232. Значительны дозы за счет калия-40, который усваивается вместе с нерадиоактивными изотопами калия. Калий один из основных биогенных элементов.

Уровни земной радиации, так же как и космической, неодинаковы в различных регионах Земли и зависят от концентрации радионуклидов в том или ином участке земной коры. В местах проживания основной массы населения они примерно одного порядка. Так, согласно исследованиям, проведенным во Франции, Италии, Германии, Японии и США, примерно 95 % населения в этих странах живет в местах, где мощность дозы облучения в среднем составляет от 0,3 до 0,6 мЗв в год; около 3 % населения получает дозу 1 мЗв в год, 1,5 % — более 1,5 мЗв в год.

Есть на Земле места с аномально высокими уровнями земной радиации («горячие точки»). Одно из таких мест — небольшая возвышенность в Бразилии. Уровень радиации здесь в 800 раз превосходит средний. Известны «горячие точки» в Индии, Иране, Франции, Нигерии, Мадагаскаре, Китае, России (Кавказ, Якутия, Алданский кристаллический щит).

Заслуживает внимания тот факт, что в эволюционном плане именно территории с повышенным природным радиоактивным фоном явились местами активного видообразования (рис. 3.2).

Механизмы поступления земной радиации в окружающую среду. Природная радиоактивность земной коры поступает в биосферу в результате *естественной эмиссии и используемых человеком технологий.*

Механизмы естественной эмиссии земной радиации: выветривание, выщелачивание, диффузия радионуклидов из почвы через поры в атмосферу, трещины и разломы в земной коре, вулканы, гейзеры.

Ряд технологий приводит к высвобождению радионуклидов природного происхождения, которые иначе остались бы связанными в земной коре. Это дополнительное высвобождение природных радионуклидов с участием человека получило название ***технологически увеличенной природной радиации.***

Среди таких технологий доминируют добыча и сжигание горючих ископаемых — угля, нефти, газа. Другие источники технологически увеличенной природной радиации — металлургические процессы, геотермальные

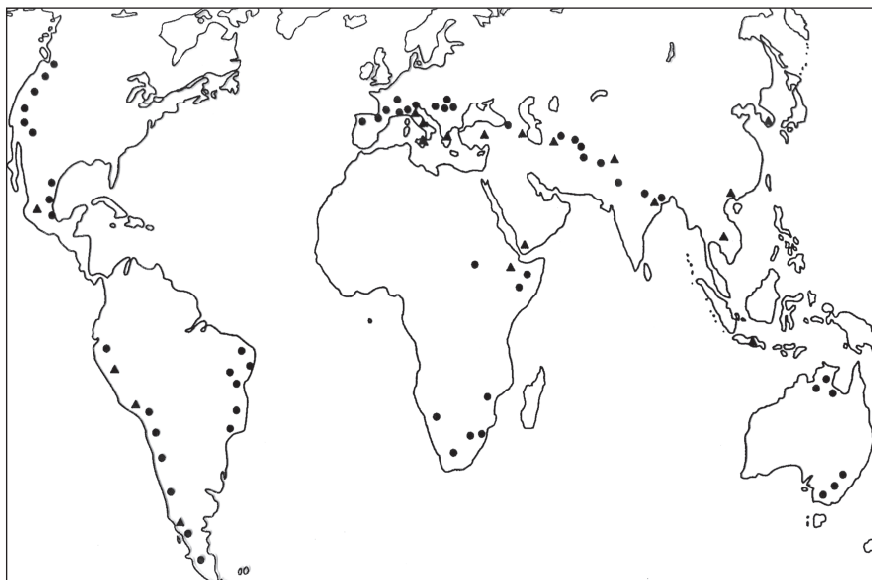


Рис. 3.2. Сопоставление крупных урановых месторождений (●) с выявленными Н. И. Вавиловым очагами видообразования (▲) [8]

скважины, добыча минеральных вод, минеральных удобрений, горнодобывающая промышленность. Их вклад в сравнении со сжиганием газа и нефти ничтожно мал. Использование шлаков и пемзы в строительных конструкциях также приводит к слабой эмиссии радиоактивности в атмосферу, главным образом в виде попутного выделения радона.

Радиоактивность, связанная с нефтяными и газовыми месторождениями.

Большая часть мировых запасов нефти приурочена к богатым органическим веществом глинистым сланцам. Благодаря присутствию урансодержащих фосфатов концентрация урана в них достигает 1000 г/т и более. Залегающие ниже пористые песчаники содержат рассолы, в которых в течение длительного времени растворяются радий-226 (период полураспада — 1600 лет) и его дочерние продукты, возникающие при распаде урана в сланцах. Затем эти продукты поступают в вышележащие нефтяные и газовые залежи.

Дочерние продукты распада радона-222 (см. табл. 3.9) имеют периоды полураспада, измеряемые секундами и минутами. После короткоживущих в цепи распада следуют свинец-210 (22,3 года) и полоний-210 (138 дней). Как и радий, эти радиоизотопы — главные радиоактивные загрязнители нефти. Они отлагаются также в заводском оборудовании и трубопро-

водах, образуясь из радона, поступающего вместе с природным газом из подземных залежей.

Нефть и газ поступают из пробуренных скважин в начале их эксплуатации «сухими», но затем к их потоку начинает примешиваться вода, образуя эмульсию (нефть) или аэрозоль (газ). Эта пластовая вода содержит много растворенных солей, особенно кальция, стронция, бария, а также сульфатных и карбонатных анионов. Изменение температуры и давления приводит к образованию прочных осадков солей на стенках труб, в которых могут соосаждаться радий и его дочерние продукты. Радиоактивность осадков может изменяться от <1 до $>15\,000$ Бк/г. При высоких уровнях активности необходима регулярная очистка труб, захоронение осадков и обеспечение мер безопасности рабочих.

Радионуклиды, не отлагающиеся в виде осадков на стенках оборудования, сбрасываются в растворенном виде в моря и реки. При добыче нефти и газа попутно добываются значительные количества воды. Например, в Северном море на 1 т добываемой сырой нефти приходится 0,85 т попутно добываемой воды. Радиоактивность этой воды изменяется в широких пределах. Так, среднее значение для Германии составляет 8800 Бк/м³ при максимальном значении $286\,000$ Бк/м³. Научным комитетом по проблемам окружающей среды (Scientific Committee on Problems of the Environment — SCOPE) оценена среднемировая величина высвобождаемой радиоактивности при добыче нефти. Согласно этой оценке при мировой добыче нефти $3,0 \cdot 10^9$ т (1988) извлечение попутной воды составляет $2,1 \cdot 10^9$ т и она содержит $2,1\text{—}21$ т Бк ($57\text{—}570$ Ки) ^{226}Ra и к этому следует добавить близкие количества ^{224}Ra и ^{228}Ra [17].

Материалы, приведенные в табл. 3.10, дают представление об уровне высвобождаемой радиоактивности при добыче природного газа.

Таблица 3.10

Радиоактивность и добыча некоторых природных газов, содержащих радон [17]

Источник газа	^{222}Rn , Бк / м ³		Добыча газа, 10 ⁹ м ³ /год	Высвобождаемая радиоактивность	
	пределы содержания	среднее		Ки/год	ТБк/год
Северное море: английский сектор норвежско-датский сектор	30—40	35	45	43	1,6
	40—1700	74	88	241	9
ФРГ	100—4000	200	54	270	10
США	185—54 000	1300	473	16 600	600

Источник газа	^{222}Rn , Бк / м ³		Добыча газа, 10 ⁹ м ³ /год	Высвобождаемая радиоактивность	
	пределы содержания	среднее		Ки/год	ТБк/год
Канада	150—20 000	8700	98	23 000	900
Нигерия	40—60	67	3	5	0,2
Индонезия	55—92				

Таким образом, очевидно, что добыча нефти и газа являются заметными источниками технологически увеличенной природной радиации.

Выделение радиоактивности при сжигании угля. Уголь — наиболее важное в мировом масштабе горючее ископаемое. Ежегодно сжигается $4,6 \cdot 10^9$ т угля (уровень 1987 г.).

Все угли содержат радионуклиды урановых и ториевых рядов распада. Зафиксированы в углях следующие радионуклиды: ^{238}U , ^{234}U , ^{232}Th , ^{234}Th , ^{230}Th , ^{228}Ra , ^{228}Th , ^{228}Ac , ^{226}Ra , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{212}Pb , ^{212}Bi , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{208}Tl , ^{40}K .

В результате сжигания углей нелетучие компоненты остаются в золе. При среднем содержании золы в углях 16 % это приводит к концентрации нелетучих компонентов в золе в пять-шесть раз (табл. 3.11).

Зольные компоненты распределяются между шлаками и летучей золой. При этом торий, уран и радий распределяются достаточно равномерно, тогда как свинца и полония в золе намного больше.

Таблица 3.11

Концентрация радионуклидов в углях и золе, Бк/кг [17]

Изотоп	Уголь	Шлак	Летучая зола
^{238}U	9—31	56—185	70—370
^{234}U	19	92	160
^{232}Th	9—19	59	81—174
^{228}Ra	6—20	18—78	63—130
^{228}Th	1—20	56—81	15—130
^{226}Ra	7—25	20—166	85—281
^{210}Pb	10—26	21—185	52—1813
^{210}Po	41	13—185	196—466
^{40}K	26—130	230—962	233—740

На новых угольных электростанциях в Англии в настоящее время номинально улавливается 99,3 % летучей золы. К сожалению, не везде такой высокий уровень улавливания золы. Для различных регионов Северной Америки этот показатель редко достигает 97,5 %. А большинство стран мира далеки от этих европейских и американских стандартов. В странах третьего мира пропускается в атмосферу до 10 % золы. Проектная эффективность очистки на ТЭС России (по данным 1992 г.) составляет 98,5 %. При производстве кирпича и керамики среднемировой уровень улавливания аэрозолей вообще равен нулю. Предполагается, что суммарный выброс свинца-210 и полония-210 предприятиями этих отраслей может даже превосходить масштабы выбросов, связанных с производством электроэнергии.

Считается, что глобальная эмиссия радона находится в прямой пропорции с масштабами потребления угля, поскольку этот газ высвобождается полностью независимо от улавливания золы [17].

Вокруг угольных электростанций концентрация всех радионуклидов, приведенных в табл. 3.11, почти в 10 раз выше природных (фоновых) концентраций.

Многолетние исследования снега на леднике в 150 км от индустриального центра показали 50-кратное увеличение концентрации радия-226 за последние 80 лет.

Из сопоставления техногенной эмиссии (табл. 3.12) естественных радионуклидов в атмосферу следует, что, с одной стороны, поступление радона из нефтяных и газовых скважин значительно превосходит соответствующую величину при сжигании угля. С другой стороны, важно, что, если радий и свинец от сжигания углей — это доля, которая поступает в атмосферу, то почти весь радий и свинец от добычи нефти и газа сбрасывается в море.

Таблица 3.12

**Относительные уровни эмиссии,
пересчитанные на поток радиоактивной энергии, Дж/с [17]**

Изотоп	Ядерная энергетика, включая добычу руд, 1981 г.	Сжигание угля, 1980 г.	Природный газ и нефть	Естественные источники
²²² Rn	53 000	3000	75 000	120 000 000
²²⁶ Ra	0,22	10	20	1100
²¹⁰ Pb	8	26	18	19 000

Технологически увеличенная природная радиация на несколько порядков меньше, чем глобальная естественная эмиссия. Однако в локальном масштабе рукотворные источники могут оказаться доминирующими.

3.2. ИСКУССТВЕННАЯ РАДИОАКТИВНОСТЬ

Искусственная радиоактивность обусловлена источниками ионизирующего излучения искусственного происхождения. К таким источникам относятся:

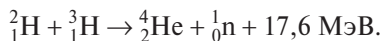
- радионуклиды, получаемые при осуществлении ядерных реакций в искусственных условиях. В настоящее время известно свыше 1000 искусственно полученных радионуклидов;
- искусственная концентрация и перераспределение естественных радионуклидов.

3.2.1. Основные физические процессы образования искусственных радионуклидов

К основным физическим процессам, в результате которых образуются искусственные радионуклиды, относятся ядерное деление, ядерный синтез и нейтронная активация.

Ядерное деление — индуцированное ускоренными ядерными частицами (нейтронами, протонами, альфа-частицами и т. п.) деление ядер устойчивых элементов. Чаще всего в качестве бомбардирующих частиц используют нейтроны. Поскольку нейтроны электрически нейтральны, они не отталкиваются ядрами, и с их помощью легче вызвать ядерные превращения. Положительно заряженные бомбардирующие частицы (протоны, ядра гелия) должны обладать большой энергией, т. е. двигаться со значительной скоростью, чтобы преодолеть электростатическое отталкивание ядра-мишени. Чем больше заряд бомбардирующей частицы и ядра-мишени, тем с большей скоростью должна двигаться бомбардирующая частица, чтобы вызвать ядерное превращение. В связи с этим разработано множество методов ускорения заряженных частиц с использованием сильных электрических и магнитных полей. Ядерное деление — самый важный источник искусственных радионуклидов. Этот процесс используется в современных ядерных реакторах и дает основную долю радионуклидов при взрыве ядерных зарядов.

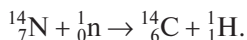
Ядерный синтез — это соединение (слияние) двух ядер с малыми атомными массами в ходе экзотермической ядерной реакции. Одна из таких реакций синтеза, имеющая важное значение для создания водородной бомбы, — реакция слияния дейтерия и трития с образованием альфа-частицы и нейтрона:



Исходные ядра в такой реакции для столкновения должны обладать высокой энергией, чтобы преодолеть кулоновскую силу отталкивания.

Поэтому для инициирования термоядерного взрыва современные термоядерные устройства имеют запал — атомную бомбу, в которой используется ядерное деление.

Нейтронная активация — получение радиоактивных элементов в результате ядерных реакций при облучении стабильных ядер нейтронами (возможно и при облучении γ -квантами, протонами и др.). Нейтронная активация может иметь важное значение как в ядерных реакторах, так и при ядерных взрывах. Примером таких реакций может быть следующая:



Она происходит, когда нейтроны, высвобождающиеся при взрыве ядерного заряда, взаимодействуют с атмосферным азотом. Продукт реакции ${}^{14}\text{C}$ образуется также естественным путем в атмосфере при участии нейтронов, возникающих в результате реакции с космическими лучами. В ядерных реакторах очень многие радионуклиды образуются путем нейтронной активации. Например, цезий-134 не является непосредственным продуктом ядерного деления, а образуется при нейтронной активации стабильного продукта деления цезия-133. Поэтому Ц-134 в заметных количествах образуется в реакторах, но практически не появляется при ядерных взрывах. Измерение отношения ${}^{134}\text{Cs}/{}^{137}\text{Cs}$ в пробах служит надежным тестом для определения источника выброса радиоактивных веществ — авария ядерного реактора или взрыв ядерных устройств. Важными изотопами, образующимися путем нейтронной активации в конструкциях атомных и термоядерных реакторов, являются ${}^{55}\text{Fe}$ и ${}^{60}\text{Co}$.

3.2.2. Наиболее важные искусственные радионуклиды

Выпадение, миграция и поглощение живыми организмами радионуклидов в значительной степени определяются их свойствами. Рассмотрим свойства наиболее распространенных и токсичных радионуклидов. Главные среди них изотопы *цезия, стронция, рутения, церия, иода, плутония и америция*.

Цезий (Cs) — щелочной металл первой группы периодической системы элементов. Существует 22 изотопа, только один из них ${}^{133}\text{Cs}$ стабильный. Наибольшее радиационно-экологическое значение имеет ${}^{137}\text{Cs}$ ($T_{1/2}$ — 30 лет), значим также ${}^{134}\text{Cs}$ ($T_{1/2}$ — 2,1 года). Содержание стабильного изотопа (${}^{133}\text{Cs}$) в среде крайне незначительно ($3 \cdot 10^{-6}\%$ в земной коре, костной ткани человека и животных и $3 \cdot 10^{-8}\%$ в морской воде).

Цезий обладает свойствами, близкими к свойствам калия и рубидия. Большинство солей цезия растворимы в воде. Несмотря на химическое сходство между цезием и калием, их метаболическое поведение

не идентично. Хотя калий часто используют как модель переноса цезия в окружающей среде.

Основной источник поступления в биосферу цезия — ядерные испытания и аварии. Образуется при делении ядер урана и плутония в ядерных реакторах, при ядерных взрывах; выделяясь из осколочных продуктов АЭС, в медицине, металлургии, сельском хозяйстве. В настоящее время в незначительном количестве обнаруживается во всех объектах окружающей среды. Суммарный выброс от АЭС мира в 2000 г. составлял $22,2 \cdot 10^{19}$ Бк/год. Основной радионуклид Чернобыля — цезий, выброшенный в атмосферу при чернобыльской катастрофе, был связан с частицами, со средним диаметром 0,5—1,0 мкм. В дождевой воде присутствовал главным образом в коллоидной форме и только в небольшой доле — в ионной.

Цезий, поступающий в почву, быстро связывается (до 85 %), и только малая доля его остается доступной для поглощения растениями (15 %). Доступность цезия в почвах связана с их минеральным составом. Дальнейшее перемещение и накопление цезия в растениях обусловлено их свойствами. Установлено, что ^{137}Cs , поступивший в морскую воду в составе растворимых веществ, сохраняется в ней более чем на 95 % в растворимой ионной форме. Однако в пресной воде большая его часть связана со взвесью и донными отложениями.

Изотопы цезия при любом поступлении в организм полностью (коэффициент резорбции 100 %) включаются в метаболизм, конкурируя с калием, в том числе и ^{40}K . Скорость миграции в организме в 25 раз меньше, чем ^{40}K , что при более жестком гамма-излучении изотопа ведет к формированию больших в сравнении с ^{40}K микролокальных (мембранных) нагрузок.

Стронций (Sr) — щелочноземельный металл второй группы. Существует 17 изотопов стронция, 4 из них стабильны и 13 радиоактивны. Наибольшее радиационно-экологическое значение имеет ^{90}Sr ($T_{1/2}$ — 29 лет), значим также ^{89}Sr ($T_{1/2}$ — 50 дней). Радиоизотопы стронция эффективные бета-излучатели. Серебристый кальциеподобный металл, покрытый оксидной оболочкой, плохо вступает в реакции. Включается в метаболизм экосистем, формируя сложные Ca—Fe—Al—Sr-комплексы. Естественное содержание стабильного изотопа в почве, костных тканях человека и животных достигает $3,7 \cdot 10^{-2}$ %, в морской воде, мышечных тканях — $7,6 \cdot 10^{-4}$ %. Биологические функции не выяснены. Нетоксичен, может замещать Са. Образуется при взрыве ядерных устройств и при работе ядерных реакторов. Наряду с цезием наиболее значимый радионуклид радиоактивного следа чернобыльской катастрофы.

Химические аналоги — кальций и радий, их метаболическое поведение сходно.

Радиоактивный стронций способен концентрироваться в костной ткани животных и человека, в мягких тканях задерживается не более 1 %. Выводится крайне плохо, что ведет к постоянному накоплению дозы при хроническом поступлении в организм.

Стронций как в пресной, так и в морской воде ведет себя в основном как растворимый элемент. В морской воде связывается с частицами или коллоидами менее 1 %, в пресной — около 10 %.

Содержание стронция от ядерно-энергетических источников в почвах и последующих звеньях миграции соответствует содержанию цезия.

Рутений (Ru) — переходный металл. Существует 17 его изотопов, 7 из которых стабильны, остальные радиоактивны. Наиболее значимые радиоизотопы ^{103}Ru и ^{106}Ru ($T_{1/2}$ — 39 и 368 дней соответственно).

Рутений может существовать в 4 валентных состояниях и образовывать многочисленные комплексные соединения. Поступает в окружающую среду при переработке ядерного топлива и при ядерных взрывах. Обычно остается в топливе в составе тугоплавких компонентов. Однако при аварии на Чернобыльской АЭС из-за быстрого окисления образовались летучие оксиды RuO_3 и RuO_4 , которые затем конденсировались на аэрозоле или горячих частицах в виде почти чистого рутения.

В почвах распределение и удержание рутения сильно зависит от той формы, в которой он поступает (катионы, анионы, нитрозил-рутениевые комплексы). При воздушном пути загрязнения растений рутением в них может наблюдаться до 10 % поступившего количества. Ионная форма рутения в воде составляет очень небольшую его долю, до 25 % этого нуклида может присутствовать в виде коллоида и более 60 % — в составе взвешенных частиц. Основной путь включения в биотический круговорот в водных экосистемах — адсорбция на поверхности гидробионтов.

Церий (Ce) — лантаноид, мало распространен в природе. Существует 20 изотопов, только 4 из них стабильны. Наиболее значимые для окружающей среды радиоизотопы — ^{144}Ce и ^{141}Ce ($T_{1/2}$ — 284 и 32,5 дня соответственно). Основным источником поступления радиоизотопов церия — переработка ядерного топлива, другими источниками являются ядерные испытания и аварийные выбросы, как, например, при аварии на ЧАЭС.

Более чем 95 % церия, поступающего в почву, связывается на обменных позициях на поверхности глинистых минералов, а также в виде растворимых, нерастворимых и коллоидных органических комплексов. Считается, что очень небольшие количества церия могут поглощаться при осаждении надземными частями растений. В морской воде до 70 % поступившего церия связывается с взвешенными частицами и седиментами, менее 5 % остается в растворенной ионной форме.

Иод (I) — галоген, элемент 7-й группы. Биологически активен, обязательный микроэлемент, необходим для синтеза гормонов щитовидной

железы. Из 24 существующих изотопов иода только ^{127}I стабильный. Наиболее важные радиоизотопы ^{129}I ($T_{1/2} = 1,57 \cdot 10^7$ лет) и ^{131}I ($T_{1/2} = 8,04$ дня); образуются при ядерных взрывах и при работе реакторов. Радиоактивного иода много в аварийных выбросах.

При чернобыльской аварии были выброшены различные химические и физические формы иода (твердые частицы, элементарный иод, органические иоди́ды), но основная его доля находилась в газообразной форме в виде элементарного иода и летучих органических иоди́дов.

В большинстве почв доступная для растений форма составляет около 10 % внесенного растворимого иода.

Иод концентрируется в щитовидной железе, при этом поглощение его растворимых форм происходит через кожу, легкие и пищеварительный тракт человека и животных.

Плутоний (Pu) — актиноид; радиоактивный элемент, представлен 15 радиоизотопами. В нативный состав среды практически не входит, встречается только в виде следов в природном уране. Наиболее значимые радиоизотопы ^{238}Pu ($T_{1/2} = 87,7$ года) и ^{239}Pu ($T_{1/2} = 2,4 \cdot 10^4$ лет).

Образуется при работе реакторов и при ядерных взрывах. Летучесть плутония очень низка, поэтому при стационарной работе реактора выбросы незначительны. В значительных количествах поступает в окружающую среду при ядерных авариях и ядерных испытаниях, при захоронении отходов.

В почвах поведение плутония изучено недостаточно. Предполагается, что преобладает физический перенос по почвенному профилю.

Америций (Am) — трансурановый элемент. Самый важный его изотоп ^{241}Am ($T_{1/2} = 432,2$ года) образуется при распаде плутония-241. Америций накапливается в окружающей среде по мере распада ^{241}Pu , выброшенного при ядерных взрывах и авариях ядерных реакторов. В настоящее время загрязнение америцием актуально для зоны отчуждения ЧАЭС и прилегающих к ней территорий. Согласно прогнозным оценкам, наблюдаемый рост активности ^{241}Am будет продолжаться до 2058—2059 гг.

3.2.3. Источники поступления искусственной радиоактивности в окружающую среду

Источниками искусственной радиоактивности являются: ядерные взрывы; ядерный топливный цикл; производство и использование искусственных радионуклидов и других источников ионизирующих излучений в науке, медицине, промышленности.

Ядерный взрыв — неуправляемый процесс высвобождения большого количества энергии в результате цепной ядерной реакции деления или реакции термоядерного синтеза за очень малый промежуток времени.

В зависимости от места проведения ядерных взрывов различают воздушные, наземные, подземные, подводные и высотные взрывы.

Наиболее широкомасштабное загрязнение земной поверхности происходит при воздушных взрывах большой мощности. Одна американская атомная бомба «Малыш» 6 августа 1945 г. полностью уничтожила г. Хиросиму, площадь разрушений составила 13 км², число погибших — 45 тыс. человек. Атомная бомба «Толстяк», сброшенная на г. Нагасаки 9 августа 1945 г., уничтожила 22 тыс. человек.

Основное количество ядерных взрывов произведено в результате испытания ядерного оружия. Первое испытание осуществлено в 1945 г. (США). Наибольшее число испытаний ядерного оружия приходится на 1954—1958 г. и 1961—1962 г. (рис. 3.3). В 1963 г. был подписан Договор о запрещении испытаний ядерного оружия в атмосфере, космическом пространстве и под водой. В последующие годы Франция и Китай, не подписавшие этот Договор, провели серию ядерных взрывов в атмосфере. Тем не менее испытания проводились уже значительно реже, а по мощности ядерные боезаряды уступали использовавшимся ранее. В сентябре 1996 г. был открыт для подписания Договор о всеобщем запрещении ядерных испытаний. В настоящее время его подписали более 155 государств и более 20 государств ратифицировали. В соответствии с договором, каждое государство-участник обязуется не производить никаких взрывов ядерного оружия, а также запрещать и предотвращать любой ядерный взрыв. К сожалению, испытания ядерного оружия (в основном, подземные) проводятся до сих пор.

Источниками радиоактивности, поступающей в окружающую среду при ядерном взрыве, являются продукты ядерного деления и реакций

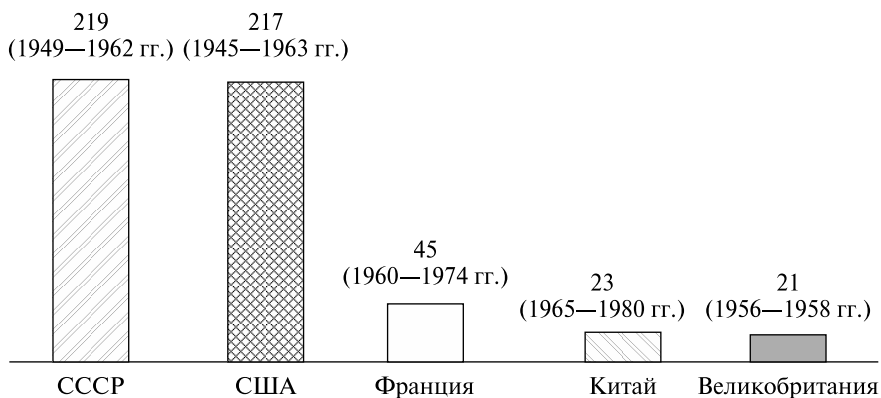


Рис. 3.3. Количество ядерных взрывов в атмосфере, осуществленных ядерными державами в разные периоды [12]

ядерного синтеза. Кроме того, нейтроны, образующиеся при делении и синтезе, могут вызывать ядерные реакции (нейтронная активация), которые, в свою очередь, порождают радиоактивные изотопы. Пример такого нейтронно-активационного процесса уже обсуждался нами — это реакция с атмосферным азотом, приводящая к образованию ^{14}C . Другая такая реакция — образование ^{55}Fe в результате нейтронной активации конструкционных материалов бомбы. При наземных и приземных взрывах освобождающиеся нейтроны могут индуцировать радиоактивность в земле, воде и конструкциях вблизи места взрыва. Наиболее важные изотопы, образующиеся в земле и сооружениях — это ^{28}Al , ^{56}Mn и ^{24}Na . При взрывах в морской среде важное значение могут иметь ^{24}Na и ^{28}Cl .

При ядерных взрывах происходит распыление значительных количеств неразделившегося урана и плутония, что ведет к дополнительному поступлению радиоизотопов в атмосферу.

Сравнение выбросов некоторых изотопов при ядерных взрывах и авариях в Чернобыле и Уиндскейле приведено в табл. 3.13.

Таблица 3.13

**Сравнение выбросов радиоактивных изотопов
при ядерных взрывах и авариях на ядерных реакторах [17]**

Нуклид	Выброс радиоактивности, ГБк			
	Хиросима	Ядерные испытания	Чернобыль	Уиндскейл
^{137}Cs	0,1	1500	89	0,044
^{134}Cs	—	—	48	0,0011
^{90}Sr	0,085	1300	7,4	0,000 22
^{133}Xe	140	2 100 000	4 400	14
^{131}I	52	780 000	1 300	0,59

Кроме ядерных взрывов при испытании оружия, проводились подземные ядерные взрывы в мирных целях. Они применялись для измельчения скальных пород и добычи руды, для сейсмондирования земной коры, ликвидации газовых фонтанов, извлечения больших объемов грунта, интенсификации притока нефти и газа, разведки и промышленного освоения месторождений, для создания подземных емкостей и т. д. На территории бывшего Советского Союза было проведено более 70 таких взрывов.

Ядерный топливный цикл (ЯТЦ) (рис. 3.4) включает добычу урановой руды; переработку уранового сырья, в том числе обогащение урана; изготовление тепловыделяющих элементов (ТВЭЛОВ); использование топлива в ядерных реакторах; выгрузку и промежуточное хранение отработавшего топлива, транспортировку его на радиохимические заводы и регенерацию;

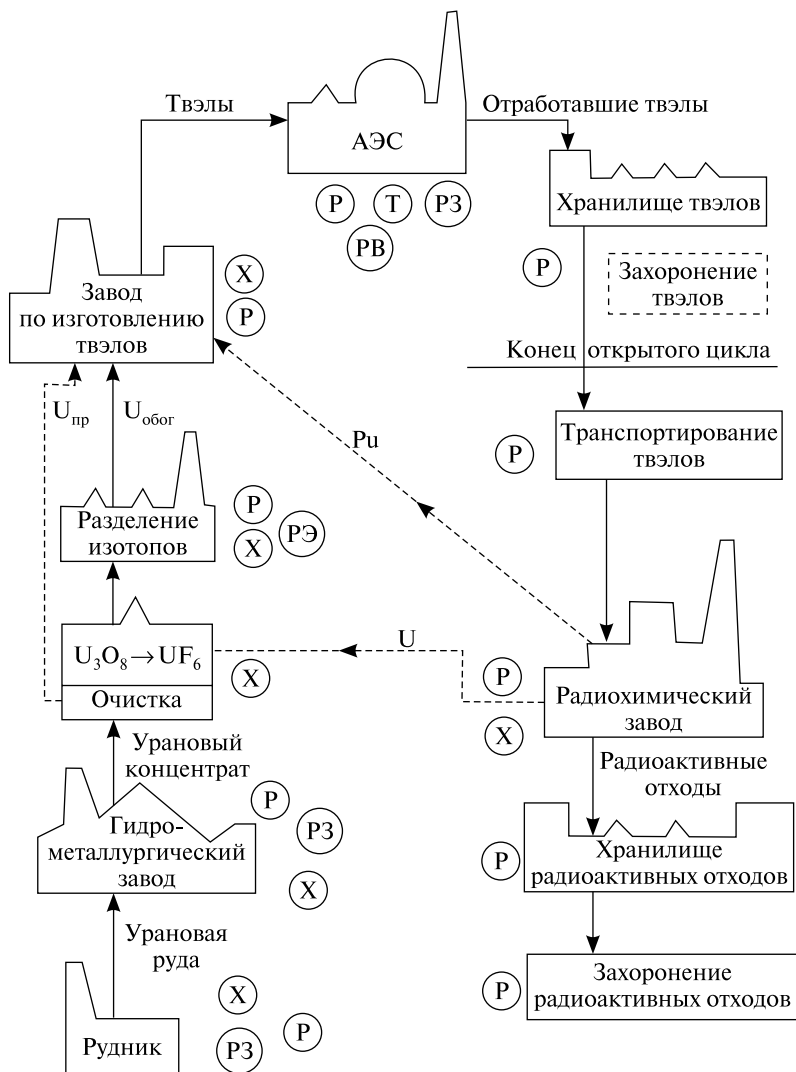


Рис. 3.4. Схема открытого и замкнутого ЯТЦ для АЭС с реакторами на тепловых нейтронах. Для каждого из этапов цикла указаны наиболее значимые воздействия на окружающую среду:

P, T, X — радиоактивное, тепловое и химическое загрязнение;

P3, PB, PЭ — расход земли, воды и энергоресурсов [6]

захоронение отходов, а также возможный возврат регенерированного урана и накопленного в отработавшем топливе плутония для последующего использования в ядерных реакторах. ЯТЦ может быть открытым и замкнутым. Открытый цикл заканчивается захоронением отработавших твэлов без переработки ядерного топлива. С экологических позиций более приемлемой является концепция замкнутого ядерного топливного цикла.

К основным проблемам, связанным с возможным воздействием объектов ядерной энергетики на человека и окружающую среду, следует отнести: экологические последствия радиационных аварий, обращение с отработавшим ядерным топливом, захоронение радиоактивных отходов, биологическое действие малых доз ионизирующего излучения. Кроме этого объекты ядерной энергетики оказывают также и нерадиационное воздействие на окружающую среду: тепловое загрязнение, отчуждение земель, расход воды, выброс влаги в атмосферу, химическое загрязнение и др.

Выделение радионуклидов в окружающую среду происходит на всех этапах ядерного топливного цикла, однако интенсивность воздействия радиационного фактора на человека и окружающую среду в разных звеньях ЯТЦ различна.

На первых этапах ЯТЦ — добыча и переработка уранового сырья и изготовление твэлов, когда еще не образуются искусственные радионуклиды, в окружающую среду выбрасываются тяжелые естественные радионуклиды. При этом происходит их перераспределение в биосфере и меняется интенсивность их биогеохимических циклов. Население, проживающее в окрестности урановых рудников и гидрометаллургических заводов, подвергается воздействию внешнего облучения от выбрасываемых радионуклидов, внутреннего облучения в результате вдыхания радона и пыли и потребления загрязненных продуктов питания. Основными источниками радиоактивного загрязнения окружающей среды на урановых рудниках и заводах по переработке руды является радон и пылеобразные частицы, содержащие уран и продукты его распада. При открытых разработках урановых рудников радон выходит непосредственно в атмосферу. При закрытых подземных разработках радон удаляют принудительной вентиляцией шахты. После извлечения руды ее складировуют перед отправкой на переработку в наземных хранилищах рудника. Эти хранилища являются еще одним источником эмиссии радона. При переработке руды на гидрометаллургических заводах образуются отходы, которые накапливаются в хвостохранилищах. Для уменьшения утечек радона хвостохранилища, так же как и хранилища низкосортной руды, укрывают слоем песка толщиной несколько метров. Согласно существующим оценкам [17], выделение радона при добыче урана составляет около 1 ГБк на тонну руды с содержанием 1 % оксида урана. Глобальную эмиссию радона

можно рассчитать, принимая, что мировая добыча урановых руд составляет примерно 40 тыс. т в год.

При работе АЭС и переработке отработавшего топлива основными загрязнителями являются искусственные радионуклиды, которые в большом количестве образуются на данных этапах ЯТЦ.

В ходе нормальной работы ядерных реакторов образуются газообразные, жидкие и твердые отходы с низким и умеренным уровнем активности. Вид и количество отходов определяются типом реактора, условиями работы и степенью выработанности топлива.

Газообразные радиоактивные отходы — аэрозоли и газы. Для удаления аэрозолей газы пропускают через фильтры, затем выбрасывают в атмосферу. Для удаления радиоактивного йода из газообразных выбросов используют комбинацию активированного угля и аэрозольных фильтров. Для снижения содержания короткоживущих радиоизотопов инертных газов применяют временную задержку газообразных отходов перед выбросом их в окружающую среду.

Жидкие радиоактивные отходы. Охлаждаемые газом реакторы производят значительно меньше жидких отходов, чем реакторы, в которых в качестве замедлителя используется вода. Жидкие отходы содержат растворимые и нерастворимые компоненты — продукты деления и коррозии. Для того чтобы основной объем жидких отходов можно было сбросить в окружающую среду или использовать в оборотном цикле, применяют различные способы обработки стоков. Они основаны на следующих главных методах: выпаривании, химическом осаждении и коагуляции, твердофазной сепарации и ионном обмене.

Твердые отходы. Хранение отработавшего топлива, его переработка и захоронение отходов. Твердые отходы представлены в основном отработавшим радиоактивным топливом. В открытом ядерном топливном цикле обращение с отработавшим топливом включает его выгрузку, промежуточное хранение, транспортировку и окончательное захоронение. Обычно тепловыделяющие элементы извлекаются из реактора через 3 года работы и помещаются для хранения в охлаждающие бассейны до тех пор, пока не распадутся короткоживущие изотопы. Вода охлаждает твэлы и одновременно обеспечивает биологическую защиту.

В замкнутом цикле после промежуточного хранения отработавшее топливо перерабатывается на радиохимических заводах с целью извлечения из него урана и плутония для последующего повторного использования в атомной энергетике и других областях деятельности человека. Переработка включает также перевод не утилизируемых радиоактивных элементов в наименее миграционные формы.

Данные о выбросах радионуклидов при переработке отработавшего топлива представлены в табл. 3.14. Основной вклад в радиоактивность воздушных выбросов химкомбината вносят криптон-85, тритий и углерод-14. Активность жидких отходов определяют, прежде всего, тритий, стронций-90, рубидий-106 и цезий-137. Технологии переработки отработавшего топлива совершенствуются с целью снижения радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Таблица 3.14

Обобщенные оценки выбросов радионуклидов на радиохимических заводах по переработке отработавшего ядерного топлива в 1985—1997 гг., ГБк/ГВт-год [6]

Радионуклиды	Воздушные выбросы		Водные сбросы	
	1985—1989	1990—1997	1985—1989	1990—1997
^3H	40	20	640	270
^{14}C	2	0,3	0,54	0,7
^{85}Kr	12 000	6700	—	—
^{90}Sr	0,0004	0,0004	11	1,2
^{106}Ru	0,0003	0,0003	39	1,4
^{129}I	0,006	0,002	0,03	0,03
^{131}I	0,0003	0,000 07	—	—
^{137}Cs	0,002	0,000 09	13	0,7

В настоящее время переработка отработавшего топлива осуществляется только в Англии (в Селлафилде), во Франции (в Кап-де-ла-Аге и Маркуле), в России и частично в Японии. В России осуществляется переработка на радиохимическом комбинате «Маяк» в Челябинской области. Этот завод введен в эксплуатацию в 1976 г.

Обобщенные оценки ожидаемой коллективной дозы от выбросов радионуклидов на разных стадиях ядерного топливного цикла приведены в табл. 3.15. В целом для ЯТЦ величина ожидаемой дозы по данным 1985—1989 гг. составила около 3 чел-Зв/(ГВт-год), а по данным 1990—1997 гг. почти в 2 раза ниже — 1,4 чел-Зв/(ГВт-год). Основной вклад в эту величину дают добыча урановой руды и выбросы при эксплуатации ядерных реакторов.

Следует отметить, что не только ядерная энергетика, но и другие существующие в настоящее время основные источники энергии (тепловая энергетика на органическом топливе, гидроэнергетика) не являются экологически чистыми. Например, теплоэлектростанции, работающие на ор-

ганическом топливе — источники теплового и химического загрязнения, они нарушают баланс диоксида углерода в биосфере. Кроме того, как было рассмотрено ранее, при сжигании угля, газа, нефти выделяется в окружающую среду так называемая технологически увеличенная природная радиация. Величины дозовых нагрузок, нормированные на 1 ГВт электроэнергии в год, для ТЭС, работающих на угле, и АЭС сопоставимы (табл. 3.16).

Таблица 3.15

Обобщенные оценки ожидаемой коллективной дозы облучения населения от выбросов радионуклидов объектами ЯТЦ, чел.-Зв/(ГВт-год) [6]

Источник выбросов	1985—1989	1990—1997
Добыча урановой руды	1,1	0,75
Переработка руды	0,05	0,03
Хвостохранилища (выбросы в течение 5 лет)	0,3	0,15
Производство топлива	0,003	0,003
Эксплуатация реактора: выбросы в атмосферу водные сбросы	1,3 0,04	0,3 0,04
Переработка отработавшего топлива: выбросы в атмосферу водные сбросы транспортировка	0,05 0,2 0,1	0,04 0,02 0,1
Сумма (округленно)	3	1,4

Таблица 3.16

Ожидаемая коллективная эффективная доза при различных способах выработки электроэнергии [6]

Тип электростанции	Ожидаемая годовая коллективная доза, чел.-Зв	Нормированная коллективная доза, чел.-Зв/(ГВт-год)
Ядерная	800	3
На угле	2000	4
На нефти	100	0,5
На природном газе	3	0,03
Геотермальная	3	2
На торфе	—	2

Использование источников ионизирующего излучения в медицине, промышленности, науке и сельском хозяйстве. Химическое сходство стабильных и радиоактивных изотопов химического элемента и высокая чувствительность методов определения радиоактивных нуклидов позволяют использовать их для изучения поведения атомов химических элементов в различных процессах. Радиоактивные изотопы, используемые для этих целей, называют *радиоактивными индикаторами*, а метод, основанный на их применении, *методом меченых атомов*.

Возможность применения радионуклидов и других источников ионизирующего излучения в различных сферах человеческой деятельности определяется рядом факторов, среди которых следует отметить в первую очередь:

- одинаковые химические свойства стабильных и радиоактивных изотопов химического элемента;
- постоянство периода полураспада конкретного радиоизотопа;
- определенный вид излучения, испускаемого при радиоактивном распаде каждого радиоизотопа;
- наличие приборов, регистрирующих предельно малые количества радиоизотопов по их излучению;
- различная степень поглощения излучения в средах разного состава и плотности;
- высокая проникающая способность гамма- и рентгеновского излучения.

Особенности радионуклидов позволяют с высокой точностью определить их количество и места нахождения. Особенности ионизирующего излучения позволяют изменять физические и химические свойства веществ при облучении.

Источники ионизирующего излучения широко используются в *медицине*. Можно выделить следующие области их применения:

- лучевая диагностика;
- радиоизотопная диагностика;
- радиационная терапия.

Самым распространенным методом *лучевой диагностики* является *рентгенологическое обследование*. Высокая проникающая способность рентгеновских лучей и различная интенсивность поглощения их в зависимости от плотности и структуры органов и тканей позволяет на рентгеновских снимках выявить трещины и переломы костей, опухоли в органах и тканях, обнаружить камни в почках или желчном пузыре и др.

Эффективные дозы облучения жителей Земли от источников ионизирующего излучения, применяемых в медицине, составляют, в среднем, 0,4 мЗв в год. Доза облучения, получаемая человеком при рентгенографии грудной клетки, — 0,1 мЗв.

В последнее время широко применяется для диагностики заболеваний *метод компьютерной томографии*. Разработка и введение в практику этого метода стало величайшим достижением в области медицины. В 1979 г. А. Кормаку и Г. Хаунсфильду, создателям метода компьютерной томографии, была присуждена Нобелевская премия.

Томография — метод неразрушающего послойного исследования внутренней структуры объекта посредством просвечивания его в различных направлениях (так называемое сканирующее просвечивание).

Первоначально компьютерный рентгеновский томограф был разработан для исследования головного мозга, в настоящее время применяется для диагностики заболеваний различных органов и тканей. Вся процедура компьютерной томографии занимает несколько минут. Рентгеновский аппарат вращается, например, вокруг головы пациента и узкий пучок лучей многократно проходит через головной мозг, пересекая его в различных направлениях (рис. 3.5). После прохождения через голову пациента рентгеновские лучи поступают на кристаллический детектор, вызывая ионизацию материала детектора. Это приводит к возникновению электрического сигнала в регистрирующей системе, частью которой является детектор.

Электрические сигналы считываются и информация поступает в компьютер. В результате с помощью компьютерной обработки получают изображение тонких слоев головного мозга на экране дисплея. Одновременно получают и общий вид исследуемой области с указанием положения отдельных слоев.

В настоящее время существует несколько разновидностей метода томографии: рентгеновская, магнитная (ядерный магнитный резонанс — ЯМР), протонная, ультразвуковая, гамма-томография. Постоянно разрабатываются новые усовершенствованные модели томографических установок.

Следует помнить, что при использовании метода компьютерной томографии пациенты получают в 10 раз более высокие дозы облучения, чем при обычной рентгенографии, поэтому ее используют лишь тогда, когда обычная рентгенография неэффективна.

Компьютерная томография позволяет обнаруживать невидимые на обычных

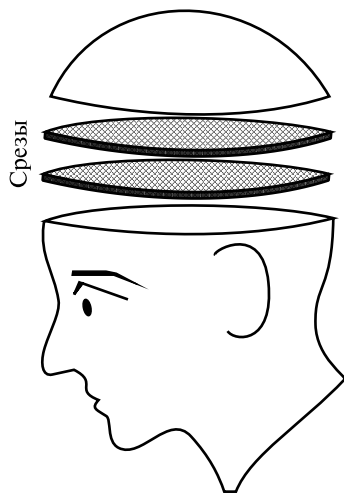


Рис. 3.5. Схема сканирующего просвечивания головного мозга методом компьютерной томографии [12]

рентгеновских снимках детали анатомического строения органов, выявлять патологические изменения в организме (травмы, опухоли, поражение лимфатических узлов, расширение сосудов), которые при обычном рентгеновском обследовании не удастся установить.

Радиоизотопная диагностика широко используется в медицине. Этот метод диагностики основан на регистрации излучения от введенных в организм человека радиоактивных препаратов (*in vivo*) (табл. 3.17) или радиометрии взятых у пациента биологических проб при добавлении к ним радиоактивных веществ (*in vitro*).

Таблица 3.17

Использование радионуклидов для диагностики *in vivo* [12]

Радионуклиды	Что помогает установить?
^{131}I	Состояние щитовидной железы
^{75}Se	Функционирование поджелудочной железы
^{24}Na	Скорость кровотока и проницаемость кровеносных сосудов
^{42}K	Нарушение биологических процессов с участием калия
$^{99\text{m}}\text{Tc}$	Опухоли головного мозга, патология слюнных желез, крупных сосудов, скелета, почек, печени, сердца

В диагностических целях используют радионуклиды, наименее опасные для организма человека и обладающие непродолжительным периодом полураспада.

Диагностика *in vivo* может быть использована для определения состояния различных органов и тканей, их функций, а также для изучения протекания важных биологических процессов в организме человека. Благодаря высокой чувствительности современных детекторов ионизирующего излучения, обследования проводятся при введении в организм человека небольших количеств радиоактивных веществ (около 1 мкг), что обуславливает получение относительно низких доз облучения органами или тканями. Однако эффективная доза облучения пациента при некоторых диагностических процедурах может достигать ~ 10 мЗв.

Диагностика *in vitro* основана на радиометрии биологических проб пациента (образцов крови, желудочного сока, тканей и т. п.). Широкое распространение приобрел радиоиммунный анализ — высокочувствительный метод определения содержания в организме человека самых разнообразных гормонов (поджелудочной железы, щитовидной железы, гипофиза и др.), белков сыворотки крови и ферментов. При проведении радиоиммунного анализа используется радиоактивное вещество, кото-

рое не вводят в организм человека, а добавляют к исследуемому биологическому образцу.

При осуществлении радиоиммунного анализа пациент не подвергается риску облучения, тест можно многократно повторять с целью наблюдения за эффективностью лечения. Метод позволяет диагностировать заболевания, связанные с нарушением гормонального обмена и деятельности иммунной системы.

Радикационная терапия наиболее широкое распространение получила в онкологии. Терапевтическое действие радиации основано на способности ионизирующего излучения угнетать процессы деления клеток и в конце концов приводить к их гибели, что используется для уничтожения раковых клеток в организме пациента. Облучение злокачественных новообразований с помощью гамма- и рентгеновских лучей, ускоренных электронов, протонов, альфа-частиц дает хорошие результаты при лечении онкологических заболеваний.

Часто облучение опухолей осуществляют с помощью кобальтовой «пушки», которая является источником гамма-квантов высокой энергии. Гамма-кванты непосредственно излучает радиоактивный изотоп кобальта (^{60}Co), помещенный в свинцовый сферический контейнер, который служит радиационной защитой прибора.

Иногда в качестве излучателей используют радиоактивные источники в виде металлической проволоки, содержащей радиоактивный йод (^{132}I); зерен, содержащих изотоп ^{125}I ; игл, содержащих изотоп ^{226}Ra .

В радиационной терапии радионуклиды нередко вводят и внутрь организма. Так, при хирургическом удалении опухолей в организме может оставаться пораженная ткань. Чтобы избежать появления метастазов (разрастания раковых клеток), в организм вводят радиоактивные изотопы, которые концентрируются в больном органе, вызывая гибель раковых клеток.

Для лечения рака щитовидной железы разработан метод радиоiodтерапии. Суть метода заключается в следующем: пациент принимает внутрь раствор радиоактивного изотопа йода, который избирательно накапливается в ткани щитовидной железы, оказывая дозированное воздействие в точно определенных местах. Радиоiodтерапия эффективнее дистанционной лучевой терапии примерно в 50 раз. Кроме того, терапия радиоактивным йодом оказывает значительно меньший лучевой эффект на здоровые ткани, окружающие щитовидную железу.

Ионизирующее излучение применяют также при лечении других заболеваний. Например, для лечения заболеваний суставов и нервной системы используют радоновые ванны. Кожные и глазные болезни лечат с помощью аппликаторов, содержащих радиоактивный стронций (^{85}Sr).

Поглощенные дозы при терапевтических процедурах достигают 20—60 Гр. Чтобы убить только раковые клетки, необходимо очень точно оценивать требуемые дозы и облучать только места локализации раковых клеток. В противном случае радиотерапия может привести к лучевой болезни.

Ионизирующее излучение используют в медицине также для стерилизации хирургических инструментов, систем переливания крови, аппаратов «сердце», «легкие», «искусственная почка» и др. Метод основан на способности ионизирующего излучения убивать болезнетворные микроорганизмы.

Источники ионизирующего излучения широко применяют *в промышленности*: в горнодобывающей, строительстве, машиностроении, химическом производстве, металлургии, целлюлозно-бумажной, стекольной промышленности и др. Так, чрезвычайно широко применяется в различных областях производства, строительстве, для контроля качества швов в трубопроводах радиационная дефектоскопия — метод обнаружения дефектов структуры в промышленных изделиях, основанный на способности ионизирующего излучения неодинаково поглощаться в местах расположения дефектов и на участках с ненарушенной структурой. Радиационная дефектоскопия позволяет не только обнаруживать местоположение внутренних дефектов, но и определять форму и размеры дефектов и получать их изображение.

Радиоактивные изотопы используют для контроля производственных технологических процессов. Например, в стекольном производстве процесс варки стекла контролируют с помощью радиоактивного изотопа ^{24}Na , добавляемого в исходное сырье.

С помощью ионизирующего излучения контролируют толщину различных материалов. Источник излучения устанавливают под движущимся транспортером, несущим изделие (бумага, пластик, металлическая фольга и др.), а над транспортером располагают детектор излучения. По степени поглощения излучения определяют толщину изделия с точностью до нескольких микрометров.

Источники ионизирующего излучения используют на химических предприятиях при заполнении емкостей токсичными веществами для контроля уровня жидкости в замкнутых резервуарах. Для осуществления контроля источник излучения и детектор устанавливают на внешней стороне емкости друг против друга (рис. 3.6). Как только жидкость поднимается выше определенного уровня, интенсивность излучения из-за поглощения жидкостью резко падает и заполнение резервуара автоматически прекращается.

Радиоактивные нуклиды применяют для определения герметичности емкостей, заполняемых ядовитыми веществами. В случае утечки ядови-

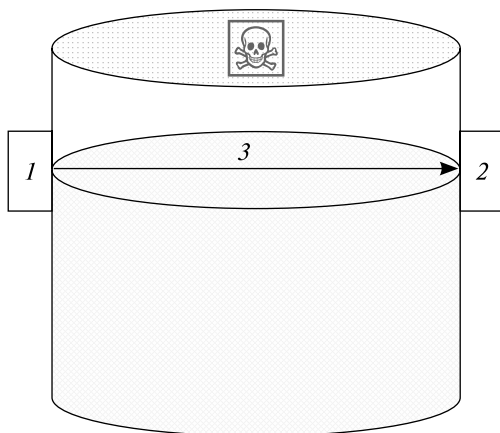


Рис. 3.6. Схема устройства для контроля уровня токсичных жидкостей в замкнутых резервуарах [12]:

*1 — источник излучения; 2 — детектор;
3 — уровень жидкости*

тых веществ детекторы регистрируют их по излучению радиоактивных добавок, внесенных в ядовитое вещество.

Радиоактивный тулий (^{170}Tm) или европий (^{155}Eu) применяют для обнаружения алмазов в кимберлитовой породе. Под влиянием гамма-излучения этих радионуклидов увеличивается блеск алмазных кристаллов и они отчетливо выделяются на фоне пустой породы, что облегчает их извлечение.

Широко применяют ионизирующее излучение при синтезе новых веществ (например, фенола из бензола, бромэтилена из этилена и бромистого водорода) и в целях изменения структуры и свойств материалов. Можно привести множество примеров радиационной обработки материалов с целью изменения их свойств.

- Облучение повышает термостойкость полиэтилена. Температура его размягчения поднимается от ~ 373 до 623 K , что позволяет использовать трубы из облученного полиэтилена в системе горячего водоснабжения.

- Радиационная обработка при вулканизации полибутадиена и других эластомеров используется в производстве шин и резинотехнических изделий с целью увеличения их прочности и износостойкости.

- Источники ионизирующего излучения применяют для улучшения качества композиционных материалов. Метод заключается в способности ионизирующего излучения вызывать полимеризацию мономеров, пропитывающих пористые материалы. Таким способом получают древо-,

бетоно-, стекло- и цементополимеры, обладающие повышенной прочностью, упругостью, водо- и морозоустойчивостью.

- Радиационную полимеризацию применяют для увеличения адгезии при нанесении лакокрасочных покрытий на бумагу, дерево, металл, стекло, шифер и полимерные пленки.

Чрезвычайно широко используют ионизирующее излучение в различных областях **фундаментальных и прикладных научных исследований**. В табл. 3.18 приведены направления научных исследований, в которых радиоизотопы применяют в качестве индикаторов (*метод «меченых» атомов*).

Таблица 3.18

Применение метода «меченых» атомов [12]

Область научных знаний	Что исследуется?
Физика и химия	Строение химических соединений Механизмы и скорость химических реакций Растворимость веществ Процессы испарения, диффузии, сорбции
Биохимия	Обмен веществ в живом организме Строение и механизмы синтеза белков, нуклеиновых кислот, жиров и углеводов Скорость протекания биохимических реакций
Физиология	Процессы кровообращения, всасывания питательных веществ из желудочно-кишечного тракта, перераспределения различных соединений по организму Выявление роли микроэлементов в физиологических процессах
Фармакология и токсикология	Механизмы всасывания лекарственных препаратов, токсических веществ и их накопление в различных органах и тканях
Микробиология, иммунология и вирусология	Биохимические особенности жизнедеятельности микроорганизмов Механизмы протекания ферментативных и иммунологических реакций
Экология	Процессы миграции веществ в экосистемах

Для установления особенностей структуры кристаллических веществ используют *рентгеноструктурный анализ*.

Широкое применение в геологии, геохимии, космохимии имеет *активационный анализ*. О присутствии атомов различных элементов в веществе

(без нарушения целостности образца) судят по так называемой наведенной активности образца, которая возникает при его облучении. Например, при воздействии гамма-излучения ядра стабильных атомов золота становятся радиоактивными и испускают гамма-кванты определенной энергии, которые можно регистрировать с помощью радиометра или спектрометра и тем самым судить о содержании золота в породе. Метод активационного анализа позволяет определить содержание золота в золотоносных рудах порядка 10^{-4} %. Созданы также установки для экспресс-анализа веществ на содержание серебра, алюминия, меди, кремния и других элементов.

По содержанию долгоживущих радионуклидов естественного происхождения и продуктов их распада определяют возраст природных образований. В этом случае радионуклиды используют в качестве «геологических часов». Для определения возраста природных образований используются свинцово-урановый, калиево-аргоновый, радиоуглеродный и другие методы.

Свинцово-урановый метод заключается в определении содержания в горной породе ^{238}U и стабильного изотопа свинца ^{206}Pb , являющегося конечным продуктом его распада. Период полураспада ^{238}U составляет около $4,47 \cdot 10^9$ лет. Чем больше ^{206}Pb накопилось в урансодержащей горной породе, тем больше ее возраст.

Калиево-аргоновый метод состоит в определении соотношения радиоактивного калия (^{40}K) природного происхождения и стабильного изотопа аргона (^{40}Ar), являющегося продуктом его распада. Период полураспада ^{40}K составляет $1,28 \cdot 10^9$ лет. Этот метод позволяет оценить возраст минералов, содержащих относительно большие количества калия, таких, как например, слюда и полевошпат.

Радиоуглеродный метод основан на определении содержания радиоактивного изотопа углерода ^{14}C в образцах органического происхождения. Период полураспада изотопа ^{14}C составляет 5730 лет. Радиоактивный углерод ^{14}C постоянно образуется в верхних слоях атмосферы и вместе со стабильными изотопами ^{12}C и ^{13}C участвует в природном круговороте углерода. На протяжении последних 50 000 лет содержание изотопа ^{14}C в атмосфере сохраняется относительно постоянным.

Изотопы углерода в основном присутствуют в атмосфере в виде диоксида углерода (CO_2) и в результате процесса фотосинтеза переходят в состав более сложных углеродсодержащих органических молекул растительных организмов. Далее по пищевой цепи углерод попадает в организмы животных и человека.

На протяжении жизни концентрация радиоактивного углерода в тканях растений и животных остается такой же, как в атмосфере, поскольку уменьшение содержания изотопа ^{14}C вследствие радиоактивного распада

компенсируется его поступлением из окружающей среды. Однако со смертью организма поступление углерода прекращается, и содержание изотопа ^{14}C непрерывно уменьшается. По изменению в образце содержания радиоактивного углерода определяют промежуток времени, прошедший с момента гибели организма. Этот промежуток и считают возрастом органического материала, который когда-то был живым организмом.

В сельском хозяйстве ионизирующее излучение используют для выведения новых сортов растений (радиоселекция), повышения урожайности сельскохозяйственных культур, радиационной стерилизации продуктов питания, в научных исследованиях и др.

Контрольные вопросы и задания

1. Укажите основные источники ионизирующего излучения, формирующие дозу облучения населения Земли.
2. Чем определяется различие уровня космической радиации в различных зонах Земли?
3. Перечислите основные источники поступления радона в окружающую среду. Как можно снизить содержание радона в помещениях?
4. Какие пищевые продукты являются основными источниками поступления ^{40}K в организм человека?
5. Какие существуют механизмы поступления земной радиации в окружающую среду?
6. Что представляет собой технологически увеличенная природная радиация?
7. Перечислите основные этапы ядерного топливного цикла. Какой этап сопровождается наиболее значимым поступлением радиоактивности в окружающую среду?
8. В чем заключается суть метода «меченых» атомов? Назовите область его применения.
9. На чем основано использование радионуклидов в качестве «геологических часов»?
10. На чем основана радиоизотопная диагностика?

4. РАДИАЦИОННЫЕ АВАРИИ И ИНЦИДЕНТЫ

4.1. КЛАССИФИКАЦИЯ РАДИАЦИОННЫХ СОБЫТИЙ

Широкое использование источников ионизирующего излучения в различных областях человеческой деятельности предопределяет неизбежность радиационных инцидентов и аварий. Для оценки степени тя-

жести этих событий МАГАТЭ разработана *Международная шкала ядерных и радиологических событий*, широко известная как «шкала ИНЕС» (International Nuclear Event Scale). Шкала разработана в 1988 г., применяется с 1990 г. Вначале ИНЕС использовали только для оценки аварий на АЭС, позднее стали применять ко всем установкам, связанным с гражданской атомной промышленностью, медициной, перевозкой и хранением радиоактивного материала. ИНЕС не предназначена для оценки военных инцидентов, преднамеренного преступного использования источников ионизирующего излучения, а также случаев переоблучения больных в ходе медицинских процедур.

В рамках шкалы события классифицируются по 7 уровням: на уровнях 1—3 они называются *инцидентами*, на уровнях 4—7 — *авариями* (табл.). Шкала построена таким образом, что степень серьезности события возрастает с каждым уровнем шкалы примерно в 10 раз. События, несущественные с точки зрения безопасности, называются *отклонениями* и классифицируются как случаи ниже шкалы/уровень 0.

Общее описание уровней ИНЕС

Уровень ИНЕС	Критерии
Катастрофическая авария Уровень 7	Выброс значительной части активной зоны реактора. Возможны острые лучевые поражения. Радиобиологические эффекты на большой территории. Долговременные последствия для окружающей среды
Серьезная авария Уровень 6	Значительный выброс продуктов деления. Требуются широкомасштабные мероприятия для предотвращения серьезных последствий для здоровья
Авария с широкими последствиями Уровень 5	Ограниченный выброс радиоактивного материала в окружающую среду. Требуются местные защитные мероприятия (укрытия и/или эвакуация населения из пораженной местности). Серьезное повреждение активной зоны реактора (разрушение и/или частичное расплавление)
Авария с локальными последствиями Уровень 4	Радияция в прилегающей местности создает индивидуальную дозу в несколько мЗв. Локально требуются защитные меры, контроль (выборочный) местных продуктов питания. Повреждение активной зоны (механическое и/или частичное расплавление). Дозы у персонала могут привести к острой лучевой болезни (>13в)

Уровень ИНЕС	Критерии
Серьезный инцидент Уровень 3	Выброс радиоактивности в окружающую среду превышает допустимый уровень. Кратковременно дозы за пределами объекта достигают десятков мЗв. Защитные меры вне объекта не требуются. Высокий уровень радиации и/или локальное радиоактивное загрязнение вследствие повреждения оборудования или неправильного управления. Переоблучение обслуживающего персонала (индивидуальные дозы превышают 50 мЗв). Происшествие, при котором выход из строя систем защиты может привести к аварии, или ситуация, при которой защитные системы не способны предотвратить аварию
Инцидент Уровень 2	Техническое происшествие или аномалия, которая не вызвала серьезных последствий, но может потребовать защитных мероприятий в дальнейшем
Аномалия Уровень 1	Нарушение нормальной работы объекта, не требующее защитных мер (ошибка оператора, отказ автоматики)
Не существенно для безопасности (ниже шкалы/уровень 0)	

В рамках ИНЕС ядерные и радиологические аварии и инциденты классифицируются с учетом трех областей воздействия.

1. *Население и окружающая среда* — учитываются дозы облучения, полученные населением, находящимся близко от места события, а также обширный незапланированный выброс радиоактивного материала из установки.

2. *Радиологические барьеры и контроль* — учитываются события, не оказывающие какого-либо прямого воздействия на людей или окружающую среду и касающиеся только происходящего в пределах установок. Сюда относятся незапланированные высокие уровни излучения и распространение значительных количеств радиоактивных материалов в пределах установки.

3. *Глубокошелонированная защита* — учитывается степень реализации предусмотренных мер безопасности.

4.2. ОСНОВНЫЕ РАДИАЦИОННЫЕ АВАРИИ И ИНЦИДЕНТЫ

29 сентября 1957 г., Кыштым (Восточный Урал). Авария на заводе по переработке оружейного плутония. Общий выброс радиоактивности составил $7,4 \cdot 10^{17}$ Бк — *6-й уровень по шкале ИНЕС.*

Авария произошла на химкомбинате «Маяк», расположенном в закрытом городе Челябинск-40, сейчас это город Озерск. Катастрофа называется Кыштымской ввиду того, что город Озерск был засекречен и отсутствовал на картах до 1990 г. Кыштым — ближайший к нему город.

В 16 ч 20 мин по местному времени произошел химический взрыв контейнера, содержащего 250 м^3 высокорadioактивных отходов производства плутония. Взрыв связывают с возгоранием ацетат-нитратного концентрата в результате аварии несовершенной системы охлаждения. Это привело к выбросу в атмосферу $7,4 \cdot 10^{17}$ Бк radioактивности. Хотя преобладающая часть radioактивного материала осела на поверхности земли вблизи места взрыва, более тонкие частицы (примерно 10 % radioактивных веществ) образовали факел, вынесший их на высоту 1 км. Radioактивное облако начало перемещаться в направлении городов Каменск-Уральский и Тюмень.

Кыштымская катастрофа была засекречена. Впервые на официальном уровне советские специалисты представили доклады МАГАТЭ в 1989 г. Впоследствии в журнале «Атомная энергия» с января 1990 г. публиковались отрывки из ранее закрытого отчета. А в 1990 г. на международном семинаре Комиссии европейских сообществ и Международного союза радиоэкологов (г. Люксембург) была представлена дополнительная информация. И в настоящее время не все материалы рассекречены.

Основную роль в radioактивном выбросе (около 60 %) играли ^{144}Ce (церий) и ^{144}Pr (празеодим). Кроме того, были выброшены радиоизотопы ниобия, стронция, иттрия, рутения, цезия, плутония и некоторых других. Основными источниками radioактивности для биологических объектов в течение первого года после аварии были ^{144}Ce и ^{144}Pr . Период полураспада ^{144}Ce составляет 289 дней, а ^{144}Pr — 17 мин. Но поскольку церий распадается с образованием празеодима, содержание его оставалось высоким. Главным длительно действующим источником облучения был стронций-90.

Образование наземного radioактивного следа связано с первичным выпадением radioактивного материала и вторичным ветровым переносом. Выпадение практически всего материала из облака происходило в течение 11 ч вдоль трассы длиной около 300 км от Кыштыма и привело к загрязнению площади более $2 \cdot 10^4 \text{ км}^2$. В 1958 г. вторичный ветровой перенос обусловил перераспределение выпадений в размере менее 1 % и формирование следа практически закончилось.

Все сосны на площади около 20 км^2 , получившие для игл дозу свыше 30—40 Гр, к осени 1959 г. погибли. На площади около 5 км^2 погибли травянистые растения и береза, получившие дозы около 200 Гр. Последствий облучения диких животных не было отмечено. Возможно, гибель была, но

осталась незамеченной вследствие миграции животных из менее пострадавших районов и заменивших погибших в результате лучевой болезни. Но возможность выживания и жизнеспособность популяций не должны были снизиться там, где дозы были сублетальными. Зарегистрированы последствия для сельскохозяйственных животных. В течение 9—12 дней наблюдали падеж скота с признаками острой лучевой болезни в районах, примыкающих к месту аварии.

Меры по смягчению последствий: в течение 7—10 дней эвакуировано из 4 деревень — из зоны наибольшего воздействия — 1154 чел. Кроме того, еще 9580 жителей из зон с более низким уровнем загрязнения были переселены в течение 250—670 дней. Всего было эвакуировано почти 11 000 тыс. человек из зоны площадью 700 км², на которой уровень радиации превышал 74—148 ГБк/ км² по стронцию-90. Дополнительные меры: дезактивация части сельскохозяйственных земель, контроль за содержанием радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, введение ограничений на использование загрязненных площадей, реорганизация сельского и лесного хозяйства. Осуществлялись меры по отводу водотоков и гидрологической изоляции с целью локализации загрязнения. Наиболее загрязненная территория площадью 170 км² полностью отселена и создан радиоэкологический заповедник.

Дозы и их влияние на здоровье людей. Доза внешнего облучения людей, полученная перед эвакуацией, достигала 0,17 Зв, а эффективная эквивалентная доза — 0,52 Зв (1,5 Зв для желудочно-кишечного тракта). Есть мнение, что дозы нужно удвоить, поскольку и плотность загрязнения и условия загрязнения были весьма неоднородны. Жители за пределами наиболее загрязненной зоны получили, согласно оценкам, эффективную дозу, превышающую на 1—10 % ту, которая обусловлена естественным радиационным фоном за 30 лет, предшествовавших аварии.

Многолетние наблюдения за здоровьем людей, постоянно проживающих в зоне влияния аварии и эвакуированных, не выявило серьезных последствий радиации.

10 октября 1957 г., Уиндскейл, Англия. Авария на ядерном реакторе за вода по производству оружейного плутония. Общий выброс радиоактивности составил $1,3 \cdot 10^{16}$ Бк — **5-й уровень по шкале ИНЕС.**

Это была первая в истории авария на работающем ядерном реакторе (реактор с воздушным охлаждением и графитовым замедлителем), повлекшая за собой значительный выброс радиоактивного материала. Авария связана с перегревом, приведшим к возгоранию графита. Горение удалось локализовать. Попытка погасить огонь с помощью углекислого газа не удалась. Внутрь реактора была подана вода. Потребовалось 24 ч, чтобы активная зона реактора остыла.

Авария в Уиндскейле привела к выбросу радиоактивных продуктов (в основном изотопов инертных газов и летучих элементов) в атмосферу через трубу реактора высотой 125 м. Основными радиоизотопами, выброшенными во время аварии, были ксенон-131 ($1,2 \cdot 10^{16}$ Бк, активность других радионуклидов была в пределе 10^9 — 10^{14}), цезий-137, йод-131, полоний-210, плутоний-239, рубидий-106, стронций-90, телур-132. Суммарный выброс составил примерно $1,3 \cdot 10^{16}$ Бк.

Радиоактивный след широким фронтом покрыл южные районы Великобритании. Облако достигло Бельгии, Голландии, Германии, Норвегии. Самые высокие величины активности в Бельгии, Германии и Голландии составили всего 6 % активности, зафиксированной в Лондоне.

Уровни загрязнения природных сред (вода, почва) и сельскохозяйственных продуктов серьезной опасности не представляли. Это определил характер выбросов — не было взрыва, летучие продукты были выброшены через высокую трубу и рассеялись в большом объеме атмосферного воздуха. Повышенное содержание йода и цезия наблюдали только в молоке. Был налажен тщательный контроль. На территории 500 км² было введено ограничение на потребление молока. К 29 ноября 1957 г. ограничения были сняты.

Ретроспективный анализ аварии Национальным советом Великобритании по радиологической защите показал, что на здоровье людей авария существенного влияния не оказала.

Авария на ядерном реакторе в Уиндскейле стала серьезным уроком. Для ее анализа были задействованы тысячи специалистов. Результатом стал прорыв в новых разработках системы безопасности. Военный завод был закрыт. В настоящее время на его месте действует всемирно известный экскурсионный центр.

28 марта 1979 г., Тримайл-Айленд, США. Первый случай аварии на атомной электростанции. Общий выброс радиоактивности составил 10^{17} Бк — **5-й уровень по шкале ИНЕС.**

Причиной аварии стало нарушение работы оборудования и ошибки оператора. Вследствие нарушения в системе охлаждения температура достигла 2273 К. Это привело к повреждению конструкции и плавлению 50 % топлива. Продукты распада стали попадать в оболочку реактора и в систему охлаждения. Большой объем радиоактивного топлива перешел из активной зоны в корпус реактора. В окружающую среду радиоактивных продуктов попало мало, так как корпус и оболочка реактора не разрушились и не повредились. В выбросах преобладали радиоизотопы инертных газов, прежде всего ксенона, йод-131 содержался в сравнительно небольших количествах.

Был налажен тщательный контроль содержания радиоактивных веществ в продуктах питания и в природных средах. Авария не привела к существенному увеличению уровня радиоактивности в местных пищевых продуктах. Отмечено только повышение иода-131 в молоке, технической воде производственного комплекса и цезия-137 в рыбе.

Самые высокие дозы получили люди, проживающие в радиусе 3,2 км от АЭС. Один человек получил дозу в 0,5 Зв (средняя доза для Кыштыма) и 260 человек — дозу 0,2—0,7 Зв.

26 апреля 1986 г., Чернобыль, СССР. Авария на Чернобыльской АЭС — самая серьезная в истории эксплуатации ядерных реакторов. Чернобыльская катастрофа по своим масштабам беспрецедентна. Общий выброс радиоактивности составил $2 \cdot 10^{18}$ Бк — **7-й уровень по шкале ИНЕС.**

Реактор четвертого блока Чернобыльской АЭС, на котором произошла авария, — это реактор типа РБМК (реактор большой мощности, канальный) с графитовым замедлителем и охлаждением водой. Причины катастрофы — в техническом несовершенстве конструкций реактора и ошибочных действиях персонала, вплоть до нарушения правил эксплуатации реактора. Во время проведения эксперимента с одним из турбогенераторов при плановой остановке реактора 4-го энергоблока реактор оказался неуправляемым. За 4 с мощность реактора в 100 раз превысила нормальную. Такое быстрое выделение энергии привело к разрушению твэлов, а последовавшие затем взрывы в зоне сдвинули плиту весом 1000 т, прикрывавшую реактор, которая срезала все трубопроводы охлаждения и обнажила реактор. Взрывами в атмосферу был выброшен радиоактивный материал, состоящий из отработанного топлива, инертных газов и летучих изотопов иода, теллура и цезия.

Из-за высокой температуры произошло возгорание графита, и вместе с СО и СО₂ в атмосферу продолжали улетучиваться радиоактивные продукты деления. Для остановки продолжающейся цепной реакции деления и подавления выбросов радионуклидов в атмосферу реактор был засыпан $5 \cdot 10^3$ -тонным слоем смеси бора, доломита, песка, глины и свинца. Благодаря этим мерам выбросы сначала существенно снизились, но затем из-за повышения температуры, связанной с теплоизоляцией активной зоны этой засыпкой, выбросы 1 мая возобновились и продолжались по 5 мая включительно. Выбросы прекратились 6 мая, когда была произведена закачка жидкого азота как охладителя через тоннели, срочно сооруженные под активной зоной.

За 10 суток с начала аварии в атмосферу, в окружающую среду было выброшено $2 \cdot 10^{18}$ Бк радиоактивного материала, состоящего из продуктов деления и трансурановых радионуклидов, что составляет 3—4 % активности, содержащейся в активной зоне реактора. Состав продуктов деления в выбросах был близок к их составу в топливе с преобладанием

инертных газов и летучих радионуклидов. В атмосферу было выброшено примерно 20 % иода, находившегося в активной зоне ($6,7 \cdot 10^{17}$ Бк), около 10 % суммы изотопов цезия ($1,9 \cdot 10^{16}$ Бк ^{134}Cs и $3,7 \cdot 10^{16}$ Бк ^{137}Cs) и примерно 3 % редкоземельных элементов и актиноидов. Из рассеянной в атмосферу радиоактивности на месте осело 0,3—0,5 %, в радиусе 20 км выпало 1,5—2 %, а остальное в виде радиоактивного облака достигло Сибири, а также Центральной Европы, Англии и Скандинавии, на территории которых наблюдалось самое высокое выпадение радиоактивности за пределами СССР (до $1 \cdot 10^5$ Бк/м²). Горячие частицы, содержащие продукты деления и топлива, достигли Польши, Греции и Швеции.

Эвакуация 135 тыс. населения была проведена из 30-километровой зоны вокруг АЭС в первые несколько дней. За пределами этой зоны площадь загрязнения составила $2 \cdot 10^4$ км². При уровне загрязнений территории по ^{137}Cs свыше $1,5 \cdot 10^6$ Бк/м² был наложен запрет на переработку и производство продовольствия. Был организован сбор и захоронение на территории АЭС радиоактивного материала, снятие верхнего слоя почвы, дезактивация промплощадки зданий и оборудования, а разрушенный четвертый блок был помещен в бетонный «саркофаг».

Из деревьев наиболее сильно пострадали хвойные и менее — лиственные. Для того чтобы предотвратить смыв выпавшей радиоактивности в водоемы и реки при снеготаянии и во время дождей, была сооружена система защитных и фильтрующих плотин. Уровень радиоактивного загрязнения воды по ^{137}Cs с июля 1986 г. по май 1987 г. снизился в 20 раз и составил примерно 1 Бк/л.

Радиоактивное загрязнение территории Республики Беларусь в результате аварии на Чернобыльской АЭС. По оценкам специалистов, 2/3 радиоактивных веществ аварийного выброса выпало на территории Беларуси. В первые часы катастрофы эффективная доза облучения населения формировалась в основном за счет гамма- и бета-излучающих радионуклидов, выброшенных из реактора в составе легколетучих продуктов деления ядерного топлива (^{85}Kr , ^{133}Xe , ^3T , ^{14}C , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{132}Te и др.).

Особую опасность представлял мощный поток гамма-излучения. В этот период население в зоне катастрофы получило значительные дозы внешнего и внутреннего облучения. Очень скоро наибольшую радиационную опасность стал представлять радиоактивный йод (в основном ^{131}I , а также ^{132}I , образующийся при распаде ^{132}Te). В первые дни катастрофы доля ^{131}I в суммарной активности выброшенных радионуклидов достигала 25 %. Практически вся территория Беларуси в различной степени подверглась загрязнению радиоактивным йодом.

В апреле — мае 1986 г. наибольшие уровни выпадения ^{131}I отмечались в ближней зоне ЧАЭС: в Брагинском, Хойникском и Наровлянском

районах Гомельской области. На территории этих районов загрязнение почвы ^{131}I достигало $37\,000\text{ кБк/м}^2$ (1000 Ки/км^2) и более.

Значительному загрязнению подверглись юго-западные и северные районы Гомельской области, а также отдельные районы Могилевской и Брестской областей.

При попадании в атмосферный воздух радиоактивный йод становится источником внешнего и внутреннего облучения организма человека. Как уже отмечалось, йод является важнейшим элементом, необходимым при выработке гормонов щитовидной железой. Почвы многих регионов Беларуси (особенно Полесья) характеризуются пониженным содержанием этого элемента, поэтому у жителей республики нередко наблюдается недостаток йода в организме. При появлении в окружающей среде радиоактивного йода происходит его интенсивное накопление в организме.

Радиоактивный йод находился в воздухе в аэрозольном состоянии. Оседая на землю, он загрязнял почву, растительность, водоемы. Он поступал в организм человека вместе с вдыхаемым воздухом по цепи «атмосферный воздух — человек», а также с загрязненными продуктами питания, в основном по цепи «растительный корм — молочный скот — молоко — человек», и накапливался в щитовидной железе.

Дозы облучения, полученные щитовидной железой, зависели от уровня загрязнения местности радиоактивным йодом. Накопление радиоактивного йода в организме людей и облучение щитовидной железы в первые месяцы после катастрофы привели впоследствии к увеличению частоты заболеваемости этого органа.

Период полураспада ^{131}I равен 8,0 сут, поэтому примерно через 2 месяца после катастрофы выброшенный из реактора радиоизотоп практически полностью распался.

Со временем распались и другие короткоживущие нуклиды. Основную опасность стали представлять долгоживущие радионуклиды, в первую очередь изотоп ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ лет). Соединения цезия, как правило, легкоплавки и легколетучи, поэтому загрязнение радиоактивным цезием затронуло многие страны Европы. Распад ^{137}Cs сопровождается испусканием бета- и гамма-излучения. ^{137}Cs является основным источником внешнего облучения населения, а при попадании в организм становится источником внутреннего облучения органов и тканей. Около 35 % ^{137}Cs , выпавшего в Европе в результате чернобыльской катастрофы, пришлось на территорию Беларуси.

В пределах республики выделяются четыре пятна, где радиоактивное загрязнение представлено преимущественно ^{137}Cs :

- центральное (западнее и северо-западнее Минска);
- юго-западное (южная часть Припятского Полесья);

- восточное (север Гомельской области и юг Могилевской области);
- юго-восточное (южные и юго-восточные районы Гомельской области).

Существенную роль в формировании дозы облучения населения одновременно с ^{137}Cs играл и ^{134}Cs ($T_{1/2} = 2,06$ года).

При попадании в организм радиоактивный цезий способен замещать калий и вместе с ним включаться в процессы обмена веществ. Это приводит к распределению радиоактивного цезия по всему организму человека и внутреннему облучению органов и тканей.

Первоначально вклад радионуклидов цезия в дозу облучения населения был невелик. Лишь около 10 % дозы внешнего облучения было обусловлено радиоактивным цезием. После распада короткоживущих радионуклидов и ^{134}Cs основную долю в дозе внешнего и внутреннего облучения населения составлял долгоживущий радиоизотоп ^{137}Cs .

Радиоактивному загрязнению ^{137}Cs подверглись Гомельская и Могилевская области, 10 районов Минской области, 6 районов Брестской, 6 районов Гродненской и 1 район Витебской области. На 23 % всей площади республики плотность загрязнения этим радиоизотопом оказалась выше 37 кБк/м^2 (1 Ки/км^2). При этом в некоторых местах максимальный уровень загрязнения достигал $60\,000 \text{ кБк/м}^2$ (1600 Ки/км^2). В качестве сравнения отметим, что площади с плотностью загрязнения ^{137}Cs более 37 кБк/м^2 в Украине составляют 5 %, а в России — 1,5 % территории этих стран.

Непосредственно после катастрофы в пострадавших регионах республики находилось более 3 600 населенных пунктов (в том числе 27 городов), в которых проживало 2,2 млн чел., т. е. свыше 1/5 всего населения Беларуси. В целом последствия чернобыльской катастрофы для Беларуси оказались более сложными и тяжелыми по сравнению с последствиями для России и даже Украины.

С течением времени в результате распада радионуклидов уровень загрязнения территории республики ^{137}Cs снижается. В январе 2001 г. площадь загрязнения ^{137}Cs с уровнем выше 37 кБк/м^2 (1 Ки/км^2) составляла 21 % территории Беларуси, максимальная плотность загрязнения снизилась до величины $37\,000 \text{ кБк/м}^2$ (1000 Ки/км^2). По состоянию на 01.01.2010 г. доля площади с уровнем загрязнения ^{137}Cs выше 37 кБк/м^2 сократилась до 14,5 %.

В настоящее время в зависимости от характера радиоактивного загрязнения местности наряду с ^{137}Cs определенную долю в дозу облучения населения могут вносить и другие долгоживущие радионуклиды. В основном это ^{90}Sr , а также изотопы трансурановых элементов, выпавшие в составе так называемых горячих топливных частиц, и продукты их распада.

Стронций-90 ($T_{1/2} = 28,6$ лет) является бета-излучателем, его вклад в формирование дозы внешнего облучения сравнительно небольшой. Основную опасность он представляет при попадании внутрь организма.

Установлено, что радиоактивный стронций относительно легко поступает из почвы в природные воды, растения и попадает в организмы животных и человека преимущественно с продуктами питания. Стронций представляет опасность в силу способности концентрироваться в костной ткани человека и животных.

Поскольку соединения стронция более тугоплавки и менее летучи по сравнению с соединениями цезия, продукты выброса, содержащие радионуклиды стронция, не могли распространяться на большие расстояния от места катастрофы. Поэтому загрязнение территории ^{90}Sr носит более локальный характер по сравнению с загрязнением ^{137}Cs .

Основная часть радиоактивного стронция сосредоточена в 30-км зоне ЧАЭС. Площади, загрязненные этим радионуклидом с уровнем выше $5,5 \text{ кБк/м}^2$ ($0,15 \text{ Ки/км}^2$), занимают примерно 10 % территории республики. Они расположены в Гомельской и Могилевской областях.

В 1986 г. в пределах 30 км от ЧАЭС (Хойникский район Гомельской области) плотность загрязнения местности ^{90}Sr в некоторых местах достигала 1800 кБк/м^2 (50 Ки/км^2). Перед катастрофой, в начале апреля 1986 г., плотность загрязнения почвы ^{90}Sr , как следствие глобальных выпадений в результате испытаний ядерного оружия, составляла $1,2 \text{ кБк/м}^2$ ($0,03 \text{ Ки/км}^2$).

Наряду с цезием и стронцием серьезную опасность для человека представляют долгоживущие трансурановые элементы (ТУЭ): изотопы ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Pu и ^{241}Am . Многие изотопы трансурановых элементов являются альфа-излучателями и в основном влияют на формирование дозы внутреннего облучения человека. При этом наибольшую опасность представляет их ингаляционное поступление в организм вместе с вдыхаемым воздухом. Попадание трансурановых элементов в организм с пищей, как правило, не столь существенно, поскольку эти элементы входят в состав малорастворимых соединений и отличаются низкой подвижностью и биологической доступностью. Обычно они в незначительных количествах переходят из почвы в растительность и далее по пищевым цепям в организм животных и человека.

В результате катастрофы на ЧАЭС тугоплавкие соединения трансурановых элементов выпали преимущественно в радиусе 30 км от ЧАЭС. По сравнению со ^{90}Sr загрязнение территории изотопами этих элементов носит еще более локальный характер.

Площади с плотностью загрязнения изотопами плутония ^{238}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu свыше $0,37 \text{ кБк/м}^2$ ($0,01 \text{ Ки/км}^2$) занимают примерно 2 % территории Беларуси.

Соединения трансурановых элементов выпали на территории Брагинского, Наровлянского, Хойникского, Речицкого, Добрушского и Лоевского районов Гомельской области и Чериковского района Могилевской области.

Самые высокие уровни загрязнения плутонием (более 111 кБк/м² или 3 Ки/км²) обнаружены в пределах 30-км зоны ЧАЭС в Хойникском районе Гомельской области. Для сравнения: до катастрофы, в начале апреля 1986 г., плотность загрязнения почвы ²³⁹Pu и ²⁴⁰Pu в результате испытаний ядерного оружия составляла 55 Бк/м² (0,002 Ки/км²), а ²³⁸Pu — 1,5 Бк/м² (0,0004 Ки/км²).

После катастрофы около 46 % активности выпавших изотопов плутония приходилось на бета-излучающий ²⁴¹Pu. Радиоактивный распад этого изотопа приводит к образованию альфа-излучающего ²⁴¹Am. Со временем количество ²⁴¹Pu уменьшается, а ²⁴¹Am, наоборот, — увеличивается. По оценкам специалистов, содержание америция достигнет максимальной величины к 2058—2059 гг.

В соответствии со ст. 4 Закона «О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению после катастрофы на Чернобыльской АЭС» территория Республики Беларусь разделена на 5 зон в зависимости от уровня радиоактивного загрязнения почв и величины среднегодовой эффективной дозы облучения населения от чернобыльских радионуклидов.

1. Зона эвакуации (отчуждения)

Территория, прилегающая к ЧАЭС (в основном, в радиусе 30 км), с которой в 1986 г. в соответствии с существующими нормами радиационной безопасности было эвакуировано население.

Территория, с которой проведено дополнительное отселение людей и где уровни радиоактивного загрязнения составляют:

- по ⁹⁰Sr — более 111 кБк/м² (3 Ки/км²);
- ^{238,239,240}Pu — более 3,7 кБк/м² (0,1 Ки/км²).

2. Зона первоочередного отселения

Территория с уровнем радиоактивного загрязнения:

- по ¹³⁷Cs — 1 480 кБк/м² (40 Ки/км²) и более;
- ⁹⁰Sr — 111 кБк/м² (3 Ки/км²) и более;
- ^{238,239,240}Pu — 3,7 кБк/м² (0,1 Ки/км²) и более.

3. Зона последующего отселения

Территория с уровнем радиоактивного загрязнения:

- по ¹³⁷Cs — от 555 до 1480 кБк/м² (от 15 до 40 Ки/км²);
- ⁹⁰Sr — от 74 до 111 кБк/м² (от 2 до 3 Ки/км²);
- ^{238,239,240}Pu — от 1,85 до 3,7 кБк/м² (от 0,05 до 0,1 Ки/км²).

Среднегодовая эффективная доза облучения населения может превышать 5 мЗв/год.

4. Зона с правом на отселение

Территория с уровнем радиоактивного загрязнения:

- по ^{137}Cs — от 185 до 555 кБк/м² (от 5 до 15 Ки/км²);
- ^{90}Sr — от 18,5 до 74 кБк/м² (от 0,5 до 2 Ки/км²);
- $^{238,239,240}\text{Pu}$ — от 0,74 до 1,85 кБк/м² (от 0,02 до 0,05 Ки/км²).

Среднегодовая эффективная доза облучения населения может превышать 1 мЗв/год.

5. Зона проживания с периодическим контролем

Территория с уровнем радиоактивного загрязнения:

- по ^{137}Cs — от 37 до 185 кБк/м² (от 1 до 5 Ки/км²);
- ^{90}Sr — от 5,55 до 18,5 кБк/м² (от 0,15 до 0,5 Ки/км²);
- $^{238,239,240}\text{Pu}$ — от 0,37 до 0,74 кБк/м² (от 0,01 до 0,02 Ки/км²).

Среднегодовая эффективная доза облучения населения не должна превышать 1 мЗв/год.

В результате длительного выброса из реактора радиоактивных продуктов и меняющихся погодных условий в этот период загрязнение территории республики оказалось чрезвычайно неравномерным. Даже в разных местах одного и того же населенного пункта уровень радиоактивного загрязнения мог сильно отличаться.

11 марта 2011 г., Фукусима, Япония. Авария на АЭС, вызванная землетрясением и цунами. Выброс радиоактивности — $1,3 \cdot 10^{17}$ Бк по йоду-131 и $6,1 \cdot 10^{15}$ по цезию-137 (**7-й уровень по шкале ИНЕС**).

Землетрясение и удар цунами вывели из строя внешние средства электроснабжения и резервные дизельные электростанции, что явилось причиной неработоспособности всех систем нормального и аварийного охлаждения и привело к расплавлению активной зоны реакторов на энергоблоках 1, 2 и 3 в первые дни развития аварии. При взрыве была разрушена внешняя бетонная стена здания реакторного отделения, а внутренняя стальная герметичная оболочка не была повреждена.

Ядерный комплекс Ханфорд, США. Загрязнение подземных вод в процессе функционирования в стационарном режиме.

Комплекс принадлежит Департаменту США по энергетике. Территория куплена правительством США в 1943 г. с целью строительства установки по производству оружейного плутония. С 1945 по 1960 г. основным назначением ядерного комплекса было производство плутония в военных целях и переработка отходов, в настоящее время — переработка отходов, восстановление окружающей среды, научные исследования и опытные работы по созданию новых типов реактора.

Основная радиоэкологическая проблема, связанная с ядерным комплексом, — загрязнение подземных вод в процессе функционирования в стационарном режиме. Глубина залегания подземных вод в районе влияния комплекса от 1 м (вблизи р. Колумбия) до 105 м (в 15 км от реки), мощность водоносного горизонта от 1 до 200 м и более.

Большое количество стоков на комплексе Хансфорд сбрасывается непосредственно в грунт и почвенный профиль через колодцы, траншеи и пруды. Стоки сильно загрязнили подземные воды. Сброс вод в подземный горизонт начался в Хансфорде в середине 1940-х гг. и достиг максимума в 1955 г. После 1955 г. сброс через колодцы снизился за счет усовершенствования управления потоками стоков.

В 1988 г. в пределах комплекса было сброшено в подземный горизонт примерно 27,3 млрд л жидких отходов. Эта цифра дает представление об объемах, сбрасываемых в предыдущие годы. Среди радиоактивных элементов в стоках были: тритий, стронций-90, рутений-103, цезий-137, изотопы урана и др.

21 апреля 1964 г., падение ядерной установки искусственного спутника Земли «SNAP-9A». Спутник «SNAP-9A» потерпел аварию, не достигнув орбитальной скорости.

Для электроснабжения оборудования искусственных спутников используется тепловая энергия радиоактивного распада. Подобная установка навигационного спутника «SNAP-9A» упала в Индийский океан. При вхождении в атмосферу сильный нагрев привел к распылению установки «SNAP-9A», в которой содержалось 629 ТБк ^{238}Pu ($1,7 \cdot 10^6$ Ки). К 1970 г. 95 % плутония, рассеянного в атмосфере, осело на поверхность Земли. За 1964—1968 гг. в связи с падением ядерного устройства дозовая нагрузка на лимфатические узлы для всего населения земного шара приблизительно составила 0,36 Зв.

24 января 1978 г., падение с космической орбиты энергетической установки с атомным реактором спутника «Космос-954». Спутник разрушился над Канадой. В этот момент в активной зоне реактора содержалось около 3,11 ТБк ^{90}Sr , 181 ТБк ^{131}I и 3,18 ТБк ^{137}Cs . В верхних слоях атмосферы рассеялось более 75 % первоначальной активности. В пробах воздуха, воды и пищевых продуктов после разрушения спутника не было обнаружено сколько-нибудь заметного загрязнения.

Контрольные вопросы и задания

1. Для каких целей предназначена шкала ИНЕС?
2. С учетом каких областей воздействия классифицируются в рамках ИНЕС ядерные и радиологические аварии и инциденты?

3. Какой принцип положен в основу классификации ядерных и радиологических событий по 7 уровням?

4. В соответствии со ст. 4 Закона «О правовом режиме территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению после катастрофы на Чернобыльской АЭС» территория Республики Беларусь была разделена на 5 зон. Перечислите эти зоны и укажите критерии, по которым они были выделены.

5. МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРИРОДНЫХ СРЕДАХ

5.1. РАСПРОСТРАНЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В АТМОСФЕРЕ

Атмосфера чаще всего является первичной средой для распространения искусственных радионуклидов, высвобождаемых в результате техногенных аварий и инцидентов. Попавшие в атмосферу радионуклиды подвергаются влиянию различных физических процессов, которые и определяют их дальнейшее распределение. Самые важные с точки зрения дозиметрии процессы — это рассеяние радионуклидов и последующее их удаление из атмосферы.

5.1.1. Рассеяние радионуклидов в атмосфере

Рассеяние радионуклидов обусловлено двумя составляющими: адвекцией и атмосферной турбулентностью. Эти процессы происходят как в локальном, так и глобальном масштабе.

Адвективная составляющая — горизонтальный ветровой перенос — обеспечивает быстрое распространение радиоактивного материала на большие расстояния. Адвективный перенос рассчитывается по измерениям параметров ветра на поверхности и на различных высотах. Перенос радионуклидов с ветровыми потоками сравнительно легко рассчитывается и надежно прогнозируется.

Атмосферная турбулентность — перемешивание в воздушном столбе — состоит из широкого спектра вихрей, охватывающих расстояния от тысяч километров до размера молекул. Интенсивность турбулентного перемешивания атмосферы зависит в первую очередь от неоднородности подстилающей поверхности, сдвигов ветра по высоте и вертикального распределения температур в атмосфере. Следовательно, можно ожидать большей интенсивности турбулентного перемешивания над пересеченной местностью, чем над равнинной, а также в периоды вертикальной температурной неустойчивости в атмосфере.

5.1.2. Удаление радионуклидов из атмосферы

Радиоактивные продукты удаляются из атмосферы тремя основными путями:

- влажное выпадение;
- сухое выпадение;
- естественный радиоактивный распад.

Влажное выпадение — это выведение аэрозольных и газообразных веществ из атмосферы с различными типами осадков. Этот процесс включает в себя поступление радиоактивных веществ в облачные и дождевые капли и последующее выпадение с ними на поверхность земли.

Над холмами и возвышенными территориями наблюдается повышенное влажное выпадение, поскольку здесь действует механизм «питатель — сеятель». Суть этого механизма заключается в следующем. Идет обычный дождь из облака-«сеятеля», движущийся воздух поднимается над холмом, охлаждается, становится насыщенным и образует облако-«питатель». Падающий дождь из «сеятеля» захватывает дополнительную влагу из «питателя», что приводит к повышенным осадкам. Даже если нет облака-«сеятеля» и нет осадков, из облака-«питателя» может выпадать повышенное количество атмосферных осадков. Это явление получило название скрытого выпадения. Таким образом, в случае радиоактивного загрязнения атмосферы над холмами, возвышенными территориями образуются пятна радиоактивности.

Сухое выпадение осуществляется посредством комплекса сложных механизмов: гравитационное оседание, диффузия, столкновения, захват, электростатические эффекты и др. Эти процессы зависят от ряда факторов: физико-химической формы радиоактивного материала, свойств радиоактивных веществ, характера подстилающей поверхности, климатических факторов и др. В целом механизмы сухого выпадения сложны и мало изучены, поэтому трудно поддаются моделированию. Удаление из атмосферы радиоактивных веществ посредством сухого выпадения имеет особенно большое значение в пределах нижних воздушных слоев, где переносимые ветром радионуклиды могут контактировать с подстилающей поверхностью.

Естественный радиоактивный распад играет основную роль в очищении атмосферы от короткоживущих радионуклидов.

Удаление радиоактивных веществ из атмосферы посредством влажного выпадения происходит интенсивнее, чем путем сухого выпадения. Поэтому степень загрязнения территорий выпадениями из атмосферы тем выше, чем обильнее атмосферные осадки в период прохождения радиоактивного облака.

Рассеяние и выведение из атмосферы зависит от физико-химической формы радиоактивного материала и процессов его трансформации. Радионуклиды попадают в атмосферу в различных формах:

- инертные газы, удаляемые из атмосферы только в результате естественного радиоактивного распада, однако при этом могут образовываться дочерние радиоактивные продукты;
- реакционноспособные газы, такие как ^{131}I , который может физически или химически взаимодействовать с другими веществами, например, адсорбируясь на поверхности аэрозолей;
- мелкие частицы с размером ядер конденсации (диаметр около 0,01 мкм), которые взаимодействуют с окружающим аэрозольным веществом;
- крупные частицы ядерного топлива, в том числе «горячие» частицы, которые быстро осаждаются, диапазон их переноса невысок.

Различия химических и физических характеристик радиоактивных веществ приводят к явлению фракционирования: смесь изотопов в атмосферных выпадениях изменяется в зависимости от расстояния и времени переноса в атмосфере.

5.1.3. Вторичное загрязнение атмосферы

Выпавшие на поверхность земли радиоактивные вещества под влиянием природных и антропогенных факторов могут снова перейти в атмосферу. Процесс повторного перехода в атмосферу осевшего радиоактивного материала (ресуспензия) может продолжаться на загрязненной территории достаточно долго.

Скорость и интенсивность ресуспензии зависит от множества факторов, важнейшими из которых являются:

- уровень загрязнения почвы и содержание в ней мелких частиц, поднимаемых ветром;
- характер растительного покрова;
- хозяйственная деятельность человека;
- природные явления, такие как засуха, пылевые бури, пожары.

По мере увеличения степени запыленности приземного слоя воздуха содержание в нем радионуклидов возрастает. В свою очередь, запыленность воздуха повышается с увеличением в почве содержания легких пылевидных частиц, поднимаемых в воздух воздушным потоком или в результате хозяйственной деятельности человека. При зарастании территории растительностью запыленность воздуха снижается.

Наибольшую опасность представляет попадание в воздух вместе с пылью альфа-излучающих изотопов трансурановых элементов, которые че-

рез дыхательные пути могут поступать в организм человека. Даже в районах с относительно низкими уровнями загрязнения почв трансураниевыми элементами в период проведения сельскохозяйственных работ локальная объемная активность плутония в воздухе может повышаться до $0,01 \text{ Бк/м}^3$, а вблизи источников пылеобразования (работающая сельскохозяйственная техника, движущийся автотранспорт) — до $0,08 \text{ Бк/м}^3$.

Уровень радиоактивного загрязнения воздуха может увеличиваться и при сжигании в печах загрязненного радионуклидами топлива. Особенно сильно возрастает вторичное загрязнение атмосферы в период пылевых бурь, лесных и торфяных пожаров, причем радиоактивные вещества могут переноситься в это время на большие расстояния.

Контрольные вопросы и задания

1. Какие физические процессы определяют рассеяние радионуклидов в атмосфере?
2. Укажите основные пути удаления радиоактивных веществ из атмосферы.
3. Каков механизм повышенного влажного выпадения и скрытого выпадения?
4. В каком случае можно ожидать более интенсивные радиоактивные выпадения: при прохождении облака над равнинной местностью или над холмистой?
5. Укажите основные механизмы сухого выпадения.
6. От каких факторов зависит уровень вторичного загрязнения атмосферы?

5.2. НАЗЕМНЫЕ ПУТИ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ

5.2.1. Миграция радионуклидов в почве

Радионуклиды поступают в наземную среду различными путями: непосредственное поступление в почву в результате техногенных аварий, инцидентов и используемых человеком технологий; оседание из атмосферы; из гидрографической сети с паводковыми водами, при орошении; из подземных и грунтовых вод, загрязненных при захоронении радиоактивных отходов. Далее радионуклиды включаются в наземные цепи миграции. Центральным звеном в этих цепях является почва (рис. 5.1). Именно из почвы основное количество радионуклидов поступает в растения и далее в организм животных и человека. Следует отметить, что почва далеко не всегда является *первичной средой* — средой, в которую непосредственно поступают радионуклиды в результате техногенной деятельности человека. Чаще всего почва — это *лимитирующая среда*, т. е. та, в которой накапливаются радионуклиды в наиболее опасных концентрациях и из которой с наибольшей вероятностью поступают в организм человека.

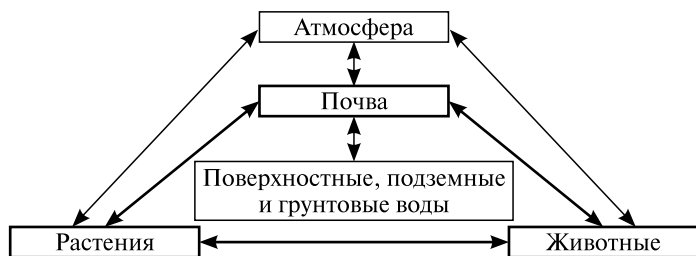


Рис. 5.1. Общая схема миграции радионуклидов в наземной среде

Миграция радионуклидов в почве, под которой следует понимать совокупность процессов их пространственного перераспределения, имеет два вектора — горизонтальный и вертикальный.

Горизонтальная миграция осуществляется посредством пылевых переносов, стока поверхностных вод, паводковых и дождевых потоков, хозяйственной деятельности человека, миграции животных. Масштабы и интенсивность горизонтальной миграции радионуклидов зависят от типа почв, особенностей ландшафта и рельефа, климатических условий, структуры землепользования, технологии обработки сельскохозяйственных земель. Большое значение имеют и физико-химические свойства радиоактивных загрязнений.

Вертикальная миграция — миграция в почвенном слое — может осуществляться за счет ряда разнообразных процессов:

- перенос радионуклидов в глубь почвы вместе с атмосферными осадками под действием силы тяжести;
- перемещение растворов радионуклидов в почвенных порах под действием капиллярных сил, в том числе капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения;
- перенос на мигрирующих коллоидных частицах (лессиваж);
- диффузионные процессы;
- перенос по корневым системам растений;
- роющая и метаболическая активность почвенных животных;
- хозяйственная деятельность человека.

Перечисленные механизмы вертикального перераспределения радионуклидов не являются равнозначными, так как интенсивность и продолжительность их действия различны и зависят от конкретных условий. Эти условия формируются в результате взаимодействия большого числа факторов, которые можно объединить в 5 групп:

- 1) свойства почв, в том числе и с характер смены почв с глубиной;

2) физико-химические свойства радионуклидов и форма их поступления в почву;

3) тип растительности, гидрология и характер подстилающих пород;

4) климатические факторы;

5) антропогенные факторы.

В основе всех миграционных процессов лежит распределение радионуклидов между двумя основными фазами почвы — твердой (почвенные частицы минерального и органического происхождения) и жидкой (почвенный раствор). Осуществляется это распределение в основном за счет следующих разнонаправленных процессов:

- сорбция ↔ десорбция радионуклидов;

- осаждение ↔ растворение труднорастворимых соединений;

- коагуляция ↔ пептизация коллоидов.

От распределения радионуклидов между жидкой и твердой фазами почвы зависит их подвижность и биологическая доступность. Под подвижностью радионуклидов, как и стабильных атомов химических элементов, понимают их способность переходить из состава твердой фазы почвы в состав жидкой фазы. Биологическая доступность — параметр, определяющий способность включаться в биотический круговорот, первым этапом которого является переход радионуклида из почвы в растение.

Для оценки подвижности и потенциальной биологической доступности радионуклидов, содержащихся в почве, широкое распространение получил метод последовательных экстракций. Различают радионуклиды, находящиеся в почве в водорастворимой форме (их химические соединения переходят из почвы в водный раствор), ионообменной (радионуклиды, вытесняемые из почвы 1 н раствором ацетата аммония), в кислоторастворимой (радионуклиды, вытесняемые из почвы 1 н раствором соляной кислоты после экстракции ацетатом аммония) и в необменно сорбированной форме (радионуклиды, не вытесняемые никакими экстрагентами). Водорастворимая форма радионуклидов содержится в почвенном растворе, остальные — в твердой фазе почвы.

Для количественной характеристики распределения радионуклидов между фазами почвы широко используют *коэффициент распределения* (K_d или K_p). Коэффициент распределения определяется как отношение концентрации радионуклидов в твердой фазе (Бк/г сухой массы) и их концентрации в жидкой фазе почвы (Бк/мл) после установления между ними состояния равновесия.

K_d зависит от ряда факторов: химических свойств радионуклидов, химических и физических свойств почв. Значения K_d для одного и того же радионуклида в зависимости от свойств почв, так же как и для разных радионуклидов в одинаковых условиях, могут различаться на несколько порядков. Тем не менее определение K_d для радионуклидов в сравниваемых

условиях позволило сделать общее заключение: радионуклиды с высоким значением коэффициента (например, плутоний, цезий) в определенных условиях обычно незначительно мигрируют в почве и обладают большим потенциалом для ресуспензии, тогда как радионуклиды с низкими значениями коэффициента (например, стронций) активнее мигрируют в почве и обладают незначительной вероятностью ресуспензии.

Всю совокупность процессов трансформации радионуклидов в почве можно представить в виде схемы (рис. 5.2).

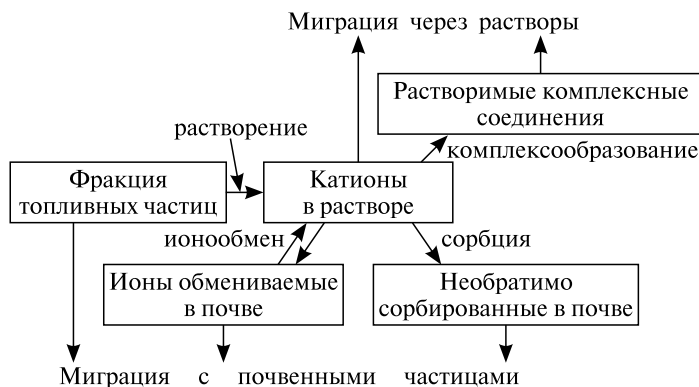


Рис. 5.2. Схема трансформации радионуклидов в почве [17]

Радионуклиды, необратимо сорбированные почвенными частицами либо находящиеся в ионообменных позициях с этими частицами, мигрируют сопряженно с миграцией самих почвенных частиц. Те же радионуклиды, которые находятся в почвенном растворе или входят в органические комплексы, подвержены процессам, сопряженным с движением растворов. Миграция с раствором является более быстрым процессом, в сравнении с миграцией с почвенными частицами.

Поведение в почве основных дозообразующих радионуклидов чернобыльского выброса — цезия-137 (^{137}Cs) и стронция-90 (^{90}Sr). Цезий-137 характеризуется высоким коэффициентом распределения, а следовательно, низкой подвижностью и биологической доступностью в большинстве типов почв. Причиной этого является способность радиоактивных и стабильного изотопов цезия встраиваться в кристаллическую структуру некоторых глинистых минералов и закрепляться в ней. С течением времени доля цезия-137, фиксированного твердой фазой почвы, увеличивается и соответственно биологическая доступность его снижается (табл. 5.1). Равновесие между подвижной и фиксированной формами ^{137}Cs устанавливается в течение 5—10 лет. В настоящее время в большинстве почв Бе-

ларуси основная часть ^{137}Cs находится в фиксированной форме. Доля доступного растениям радиоизотопа составляет 5–20 % его общего содержания в почве. При этом в почвах с высоким содержанием глинистых минералов количество доступного растениям ^{137}Cs не превышает 5 %. Лишь в торфяных почвах верховых болот с содержанием органического вещества 95 % и выше и в песчаных почвах, которые содержат чрезвычайно мало глинистых минералов, наблюдается повышенная подвижность и биологическая доступность радиоактивного цезия.

Таблица 5.1

Динамика доступных* форм ^{137}Cs и ^{90}Sr ,
% общего содержания (1987–1997 гг.) [1]

Почва	^{137}Cs					^{90}Sr				
	1987	1989	1993	1995	1997	1987	1989	1993	1995	1997
Дерново-подзолистая глееватая супесчаная, подстилаемая с глуби- ны 0,5 м суглинком	—	45,4	22,7	15,7	13,2	96,6	89,3	98,2	93,3	94,9
Дерново-глееватая су- глинистая, подстилае- мая с глубины 0,5 м су- песью	28,6	21,7	5,5	1,8	1,5	96,7	94,8	86,9	89,4	97,6
Дерново-подзолистая песчаная, на мощных рыхлых песках	78,2	67,7	31,2	11,8	10,1	97,0	95,7	93,9	81,2	92,1
Дерново-подзолистая, оглеенная внизу, песча- ная на связном песке, подстилаемом с глуби- ны 0,5 м рыхлым песком	47,8	38,3	29,6	16,7	13,2	92,5	88,4	95,4	88,0	88,0
Пойменная, дерново- перегнойно-глееватая на связном песке, сме- няемом с глубины 0,6 м рыхлым песком	74,2	50,7	29,6	14,1	13,4	92,5	89,8	97,2	96,8	97,3
Пойменная, дерново- глееватая суглинистая на слоистом суглини- сто-супесчано-песча- ном аллювии	56,8	36,4	18,5	2,7	2,2	94,1	93,0	86,7	93,2	93,2

* Доступные формы представлены суммой водорастворимой, обменной и подвижной форм.

Среди почвенных характеристик, влияющих на распределение радиоизотопов цезия между жидкой и твердой фазами почвы, первостепенное значение имеют:

- концентрация и ионный состав почвенного раствора, особенно содержание ионов К;
- минералогический состав почв;
- особенности структуры глинистых минералов, форма и размеры частиц этих минералов, их содержание в почве;
- гранулометрический состав почв;
- количество и состав органического вещества;
- pH почвенного раствора;
- содержание стабильного цезия.

Сорбция ^{137}Cs зависит от концентрации в растворе изотопных и неизотопных носителей, особенно химического аналога цезия — калия. Чем выше содержание ионообменного калия в растворе, тем выше сорбция цезия почвенными частицами и, следовательно, тем ниже его подвижность и биологическая доступность. Стабильный цезий, напротив, снижает сорбцию и повышает доступность радиоцезия.

Минералогический состав почв важен, поскольку на минералах разных групп прочность закрепления ^{137}Cs различна. Особенно большую роль в закреплении цезия, как было рассмотрено выше, играют глинистые минералы.

Поглотительная способность почв в значительной степени определяется их гранулометрическим составом. Исследованиями многих авторов установлено, что сорбционная способность почв находится в прямой зависимости от степени дисперсности почвенных частиц. Отдельные фракции почв различаются не только размером частиц, но и физико-химическими свойствами и минералогическим составом, содержанием гумуса и обменных катионов кальция, магния и калия, что особенно важно для сорбции радионуклидов. Установлено, что основная доля фиксированного цезия связана с самой тонкодисперсной фракцией почвы — илистой (размер частиц < 1 мкм).

Большое значение для распределения ^{137}Cs в почве имеет pH почвенного раствора. Показано, что при увеличении pH с 4,4 до 8,3 фиксация ^{137}Cs твердой фазой на подзолистых почвах возрастает на 220 %, на красноземах — на 250 %. При подкислении повышается десорбция ^{137}Cs и, следовательно, его биологическая доступность.

Органическое вещество почвы способствует обменному поглощению радионуклидов.

Стронций-90 характеризуется невысоким коэффициентом распределения. В отличие от ^{137}Cs в большинстве почв основная часть ^{90}Sr находится в подвижном состоянии (см. табл. 5.1). В настоящее время в почвах Бела-

руси количество ^{90}Sr в подвижной форме достигает 50—70 % его общего содержания в почве. При этом в минеральных почвах содержание подвижных форм радиоактивного стронция, как правило, больше, чем в органических.

По способности перераспределяться в почве и по биологической доступности растениям радиоактивный стронций обычно превосходит другие долгоживущие радионуклиды чернобыльского выброса (например, плутоний, америций).

Наибольшее значение для распределения стронция между жидкой и твердой фазами имеют следующие свойства почвы: влажность; содержание обменных ионов кальция и магния; емкость обмена; содержание органического вещества; pH почвенного раствора.

В гидроморфных почвах (формируются в условиях постоянного или периодического переувлажнения) доля доступного стронция заметно выше, чем в автоморфных почвах (формируются в условиях только атмосферного увлажнения). При увеличении содержания обменных ионов кальция и магния — химических аналогов стронция — доступность ^{90}Sr снижается. Прочность сорбции ^{90}Sr тем выше, чем больше емкость катионного обмена (емкость обмена — способность почвы сорбировать катионы). Распределение и подвижность стронция в значительной степени определяются количеством гумуса и его качественным составом. Большое значение имеет такое свойство почвенного органического вещества, как способность образовывать растворимые комплексные соединения.

Различные типы почв имеют закономерное сочетание основных почвенных показателей. Так, черноземы характеризуются повышенным содержанием физической глины, ила, гумуса, обменных катионов, большой емкостью поглощения, а дерново-подзолистые отличаются небольшим количеством питательных веществ, незначительной емкостью обмена, низкими значениями pH почвенного раствора, малым содержанием гумуса. Поэтому на черноземах подвижность радионуклидов низкая, а на дерново-подзолах высокая. Установлены следующие ряды почв по степени уменьшения подвижности радионуклидов:

- для ^{90}Sr — дерново-подзолистая песчаная > дерново-подзолистая супесчаная > торфяно-болотная;
- для ^{137}Cs — торфяно-болотная > дерново-подзолистая песчаная > дерново-подзолистая супесчаная > чернозем деградированный суглинистый > дерново-подзолистая суглинистая.

Накоплено большое количество данных по миграционной способности ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвенном профиле различных типов почв. Установление закономерностей вертикальной миграции радионуклидов важно не только с теоретической, но и с практической точки зрения, поскольку позволяет оценить:

- время нахождения радионуклидов в корнеобитаемом слое почвы;

- скорость перемещения радионуклидов в водоносные горизонты, т. е. возможность загрязнения подземных вод;
- потенциальную возможность ресуспензии и вторичного загрязнения приземных слоев атмосферы.

Данные изучения распределения радионуклидов по профилям почв на реперных площадках БелНИИ почвоведения и агрохимии в Гомельской области (табл. 5.2) указывают на низкие темпы вертикальной миграции радионуклидов по профилю почв.

Таблица 5.2

Миграция ^{137}Cs и ^{90}Sr по профилям почв. Гомельская область, 1997 [1]

Почва	Глубина, см	^{137}Cs		^{90}Sr	
		кБк/м ²	% общего	кБк/м ²	% общего
Дерново-подзолисто-глееватая супесчаная, на супеси связной, пылеватой, подстилаемой с глубины 0,5 м средним суглинком	0—5	1535,5	72,3	42,92	49,2
	5—10	514,3	24,2	32,93	37,6
	10—15	62,9	3,0	7,40	8,5
	15—20	7,4	0,4	1,85	2,1
	20—25	3,7	0,2	1,48	1,6
	25—30	3,7	0,1	0,74	0,98
	Итого	1864,8	100	87,32	100
Иловато-перегнойно-глееватая, карбонатно-железистая, суглинистая на легких пылеватых суглинках	0—5	218,3	59,0	72,89	61,8
	5—10	118,4	31,8	32,93	27,8
	10—15	28,12	7,58	10,36	8,79
	15—20	4,81	1,26	1,48	1,34
	20—25	1,11	0,33	0,37	0,28
	Итого	370	100	118,03	100
Дерново-глееватая, суглинистая, на маломощном суглинке, подстилаемая с глубины 0,5 м супесью	0—5	377,4	44,4	25,9	41,9
	5—10	296,37	34,9	20,72	33,2
	10—15	94,35	11,1	8,14	12,9
	15—20	74,74	8,80	5,55	9,24
	20—25	5,92	0,71	0,74	1,30
	25—30	0,74	0,07	0,74	1,02
	30—35	0,37	0,02	0,37	0,49
	Итого	851	100	61,79	100

Окончание табл. 5.2

Почва	Глубина, см	¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr	
		кБк/м ²	% общего	кБк/м ²	% общего
Дерново-торфянисто-глеевая	0—5	292,3	48,3	53,65	53,0
	5—10	230,88	38,4	35,15	34,7
	10—15	75,48	12,5	11,10	10,9
	15—20	3,7	0,62	1,11	1,19
	20—25	1,11	0,19	0,37	0,12
	25—30	0,37	0,02	0,37	0,10
	Итого	603,1	100	101,38	100
Дерново-подзолистая, песчаная, на мощных рыхлых песках	0—5	529,1	95,4	10,73	62,4
	5—10	19,98	3,60	4,07	24,5
	10—15	4,44	0,80	1,48	8,44
	15—20	1,11	0,20	0,74	4,67
	Итого	555	100	17,02	100
Дерново-подзолистая, оглеенная внизу, песчаная на связном песке, подстилаемом с глубины 0,5 м рыхлым песком	0—5	529,1	85,3	45,88	83,2
	5—10	88,43	14,2	5,92	11,01
	10—15	2,22	0,33	1,48	2,49
	15—20	0,37	0,08	1,11	1,99
	20—25	0,185	0,02	0,74	1,30
	Итого	621,6	100	55,13	100
Пойменная, дерново-перегнойно-глеевая песчаная, на связном песке, сменяемом с глубины 0,6 м рыхлым песком	0—5	3903,5	89,4	413,29	81,82
	5—10	353,72	8,10	74	14,67
	10—15	54,76	1,25	7,03	1,37
	15—20	41,81	0,95	5,55	1,13
	20—25	11,84	0,27	2,59	0,53
	25—30	2,59	0,06	1,85	0,35
	Итого	4366	100	505,05	100
Аллювиальная, дерново-глеевая суглинистая почва на слоистом суглинисто-песчаном аллювии	0—5	1135,9	81,9	204,24	66,31
	5—10	156,14	11,2	70,67	22,94
	10—15	59,20	4,28	18,50	6,03
	15—20	20,72	1,50	8,51	2,79
	20—25	10,73	0,77	4,44	1,38
	25—30	4,44	0,33	1,48	0,54
	Итого	1387,5	100	308,2	100

Одним из основных интегральных показателей, используемых для прогноза радиологической обстановки, является *период получищения корнеобитаемого слоя почвы* — время, в течение которого первоначальное содержание радионуклидов в корнеобитаемом слое почв уменьшается в 2 раза. Период получищения отличается для разных радионуклидов и разных типов почвы. Для ^{137}Cs и ^{90}Sr в белорусских почвах его величина меняется в пределах от 5 до 28 лет. Это означает, что значительная доля радионуклидов еще длительное время будет оставаться в корнеобитаемом слое почв.

Результаты многолетних исследований поведения в почве основных дозообразующих радионуклидов чернобыльского выброса ^{137}Cs и ^{90}Sr обобщены в монографии В. Ю. Агейца [1]:

- миграция ^{137}Cs и ^{90}Sr вниз по профилю почв естественных угодий проходит очень медленно;
- с увеличением степени увлажнения почв темпы миграции увеличиваются;
- максимальная глубина миграции отмечается в дерново-глеевых, дерново-торфянисто-глеевых и торфяно-болотных почвах;
- в почвах с ненарушенной дерниной основное количество радионуклидов содержится в 0—5-см слое;
- в почвах сельскохозяйственного использования практически все количество ^{137}Cs находится в пахотном горизонте;
- скорость миграции ^{90}Sr значительно выше, чем ^{137}Cs ;
- для гидроморфных почв уже наступил период получищения верхнего корнеобитаемого слоя 0—5 см от ^{137}Cs и ^{90}Sr .

5.2.2. Поглощение и распределение радионуклидов в растениях

Поступление радионуклидов в растения осуществляется из почвы через корневую систему и вследствие аэрального загрязнения.

Аэральное загрязнение растений происходит при оседании на их наземную часть радиоактивных аэрозолей. Этот путь поступления радионуклидов в растения важен в период интенсивных радиоактивных выпадений из атмосферы (прохождение радиоактивного облака, пылевые бури или пожары на территориях радиоактивного загрязнения).

Выпадение радиоактивных аэрозолей на поверхность растений приводит к накоплению в фитомассе всей совокупности оседающих радионуклидов, в то время как при корневом пути поступления радиоактивных веществ корневая система растений является селективным барьером, исключающим поступление биологически инертных элементов. Кроме того, как было рассмотрено выше, корневой системой может усваивать-

ся только биологически доступная часть радионуклидов, содержащихся в почве.

Аэральное загрязнение фитомассы определяется двумя механизмами — адсорбцией твердых аэрозолей на поверхности растений и абсорбцией радионуклидов, находящихся в растворе, листьями через устьица или кутикулу.

Адсорбция оседающих на растения радиоактивных частиц и последующие процессы потерь зависят:

- от площади поверхности, способной собирать частицы;
- фитомассы и листовой поверхности на единицу площади почвы;
- формы, размера, ориентации листьев и других надземных органов растений;
- характеристики поверхности надземных органов растений;
- скорости ветра во время и после выпадения частиц;
- размера аэрозольных частиц;
- количества выпавшего материала;
- относительной влажности во время и после выпадений.

Для разных видов растений характерна специфика локализации задержанных частиц. Так, у бобовых около 80 % осевших аэрозольных частиц задерживается на листьях и 20 % на стеблях; у злаковых примерно 75 % попадает в пазухи листьев и только 25 % на листья.

Количество адсорбированных растениями аэрозольных частиц и прочность их удержания увеличивается с уменьшением размеров частиц. Так, установлено, что частицы диаметром 44—88 мкм задерживаются в 2,5 раза сильнее, чем частицы с диаметром 88—175 мкм. Адсорбция частиц и прочность их удержания при оседании на влажную поверхность растений выше, чем на сухую. Задержание радиоактивных аэрозолей, выпадающих на травостой луга или пастбища, носит более сложный характер, чем на посевы полевых культур, поскольку в травостое радионуклиды задерживаются не только вегетирующими растениями, но и отмершей биомассой. Мертвое органическое вещество, как известно, обладает высокой сорбционной способностью и прочностью удержания радионуклидов.

Снижение аэрального загрязнения растений происходит в результате удаления осевших частиц атмосферными осадками, ветром, а также за счет биологических процессов — нарастание биомассы, опад отмерших частей растений. Этот процесс характеризуется *периодом полупотери*, или *получищения*, определяемым как время, в течение которого с поверхности растений теряется 50 % радиоактивных частиц. Установлено, что максимальные потери происходят в первые двое-трое суток, и эти потери обусловлены в основном влиянием метеорологических факторов. В среднем в течение 7 сут происходит до 70—90 % потерь.

Абсорбция листьями радионуклидов, находящихся в растворе, зависит:

- от температуры и влажности воздуха;
- особенности поверхности и строения листьев;
- наличия или отсутствия кутикулы;
- солевого состава и pH раствора, содержащего радионуклиды;
- фазы развития растений.

В случае, когда абсорбция осуществляется через устьица, определяющее значение имеют поверхностное натяжение раствора и строение устьиц. При проникновении радионуклидов через кутикулу важны морфология и химический состав кутикулы.

Включение абсорбированных радионуклидов в метаболизм определяется как биологическими особенностями растений, фазой их развития, так и физико-химическими свойствами радионуклидов. В частности, известно, что ^{90}Sr , ^{106}Ru и ^{144}Ce мигрируют в растения в 100 раз медленнее, чем ^{137}Cs .

Вторичное аэральное загрязнение. Радионуклиды могут поступать в растения в результате подъема ветром или дождем с почвы как самих радионуклидов, так и почвенных частиц, содержащих радионуклиды. Это явление называют *вторичным радиоактивным аэральным загрязнением растений*. Вторичное загрязнение может быть обусловлено также хозяйственной деятельностью человека.

Такой путь поступления радионуклидов в растения наиболее вероятен для радиоизотопов тех элементов, которые прочно фиксируются в почве или слабо накапливаются при корневом поглощении растениями.

Самые важные факторы, влияющие на ветровую эрозию почв, — скорость движения ветра над поверхностью почвы, турбулентность, плотность, температура, давление и влажность воздуха, а также структура, гранулометрический состав, плотность и влажность почвы, содержание в ней органического вещества и топографические характеристики ее поверхности. Подъем почвенных частиц происходит быстрее на сухой неровной поверхности с бедной растительностью в условиях, характерных для засушливых и полусушливых районов, распаханых полей, выдуваемых склонов и т. д. Неровности поверхности почвы и разрушение почвенного покрова в результате хозяйственной деятельности человека (выпас животных, автомобильное движение и др.) усиливают ветровой подъем пыли.

Помимо ветрового воздействия поверхностное некорневое загрязнение растений почвенными частицами происходит также при забрызгивании нижних частей растений в процессе выпадения дождя. В ряде случаев подъем почвенных частиц с брызгами дождя дает существенное радиоактивное загрязнение листьев. Есть данные, согласно которым ливневый дождь может поднять до 2,5 мг почвы/г сырой массы растений. При этом до 90 % частиц почвы, поднимаемых каплями дождя, имеет размеры < 125 мкм.

Разбрызгивание радиоактивных частиц с каплями дождя как источника загрязнения важно для низкорослых видов растений (например, овощных культур и пастбищных трав), тогда как роль этого пути загрязнения незначительна для высоких растений (зерновые злаки, кукуруза).

Поступление радионуклидов из почвы через корневую систему. Как правило, это основной путь поступления радионуклидов в растения. Если аэральное загрязнение важно лишь в период повышенных атмосферных выпадений, то длительное загрязнение растений определяется радионуклидами, депонированными в почве.

Способность растений накапливать радионуклиды оценивают чаще всего по величине **коэффициента накопления (Кн)**. Он представляет собой отношение удельной активности растительной биомассы (Ар, Бк/кг сухой, сырой массы или золы) к удельной активности почвы в области корневого питания растения (Ап, Бк/кг сухой, сырой массы или золы):

$$Кн = Ар/Ап.$$

В литературе, особенно англоязычной, часто вместо термина «коэффициент накопления» употребляют термин «коэффициент переноса» (Кп). Учитывая тот факт, что далеко не всегда имеет место увеличение концентрации радионуклида в растении в сравнении с почвой (т. е., $Кн < 1$), термин «коэффициент переноса» более точно отражает суть явления. Однако исторически сложилось, что предпочтение отдают термину «коэффициент накопления».

Анализируя величины Кн, следует помнить о трудностях определения этого показателя и вытекающей отсюда некоторой относительности значений. На практике Кн часто оценивают на основе данных по общему содержанию радионуклидов в почве. Для многих радионуклидов общая концентрация слабо связана с последующим поглощением корнями. Важна концентрация биологически доступных форм. Кроме того, Кн, как и рассмотренный выше коэффициент распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазами почвы (Kd), необходимо определять после установления концентрационного равновесия. Это условие также не всегда возможно соблюсти при масштабных обследованиях. Однако, несмотря на некоторую относительность значений, Кн является информативным и чрезвычайно важным показателем для оценки перехода радионуклидов из почвы в растение. Разрабатываются и другие методы оценки накопительной способности растений, один из них — анализ кинетических процессов переноса радионуклидов в корень.

Скорость переноса в цепи «почва — растение» зависит от концентрации в почве сопутствующих изотопных и неизотопных носителей, например перенос ^{90}Sr зависит от концентрации стабильного стронция и стабильного кальция. Часто значение неизотопных носителей для транспорта

радионуклида важнее, чем изотопных, так как содержание в почве первых существенно больше, чем вторых. Например, концентрация стабильного стронция в почве составляет в среднем $2-3 \cdot 10^{-3} \%$, кальция — $1,4 \%$.

Для оценки переноса в трофических цепях радионуклида относительно его стабильного носителя используют **коэффициент дискриминации (КД)**:

$$КД = \frac{C_{\text{радионуклид}} / C_{\text{стабильный носитель (растение)}}}{C_{\text{радионуклид}} / C_{\text{стабильный носитель (почва)}}},$$

где C — концентрация радионуклида и стабильного носителя.

Наиболее детально изучено сравнительное перемещение в цепи «почва — растение» ^{90}Sr относительно его основного химического аналога Са с учетом сходства их с биологической точки зрения.

Факторы, влияющие на переход радионуклидов из почвы в растения. Корневое накопление радионуклидов зависит от комплекса факторов, среди которых можно выделить три основные группы.

1. Физико-химические свойства радионуклидов и форма их поступления в почву.

2. Свойства почвы.

3. Биологические особенности растений.

Большое значение имеют также климатические факторы, особенности ландшафта, а для сельскохозяйственных культур и агротехника их возделывания.

Физико-химические свойства радионуклидов и форма их поступления в почву. Поведение радионуклидов в цепи «почва — растение» в основном аналогично поведению их химических аналогов ($\text{Sr} - \text{Ca}$; $\text{Cs} - \text{K}$ и др.). Поступление в растения радиоизотопов различных химических элементов в первую очередь определяется их биофильностью. По степени аккумуляции растениями химические элементы разделяют на следующие группы:

- **сильного накопления** ($K_n > 10$) — P , K , Pb , N , S , Cl , Br , Na , Li , I ;
- **слабого накопления** ($K_n = 1-10$) — Mg , Ca , Sr , B , Se , Mn , Zn , Mo , Ra , Cs ;

- **с отсутствием аккумуляции** ($K_n = 0,1-1$) — Ba , Si , F , Co , Ni , Cu , Rb ;

- **со слабой дискриминацией** ($K_n = 0,01-0,1$) — Be , Fe , Ru ;

- **с сильной дискриминацией** ($K_n = < 0,01$) — Sc , Y , Zr , Ta , W , V , Ce , Pm .

Накопление радионуклидов зависит от их подвижности в почве. Как правило, более подвижные радионуклиды накапливаются растениями сильнее. Подвижность, в свою очередь, зависит от формы поступления радионуклидов в почву, прежде всего от растворимости химических соединений и степени дисперсности частиц, в составе которых они поступают. Радиоактивные осадки после испытания ядерного оружия состоят

в основном из водорастворимых и способных к ионному обмену форм ^{137}Cs и ^{90}Sr . После аварии на Чернобыльской АЭС ^{137}Cs и ^{90}Sr нередко осаждались в форме устойчивых соединений. В этом случае подвижность их в наземной среде была гораздо ниже в сравнении с глобальными выпадениями. А в непосредственной близости от реактора значительная фракция радиоактивных выпадений была представлена нерастворимыми в воде частицами сплавленного топлива.

Миграционная способность радионуклидов в системе «почва — растение» в значительной мере зависит от способности радионуклидов образовывать устойчивые комплексные соединения. Так, например, в эксперименте показано, что внесение ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{91}Y в виде комплексов с ЭДТА (этилендиаминтетрауксусная кислота) по сравнению с добавлением их в виде простых солей увеличивает подвижность радионуклидов в почвах. Комплексы этих радионуклидов достаточно прочны и не разрушаются в почве. Темпы миграции ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{144}Ce не увеличиваются в присутствии ЭДТА, так как комплексные соединения этих радионуклидов недостаточно устойчивы.

Переход радионуклидов из почвы в растение зависит также от времени их нахождения в почве (см. п. 5.2.1). Радионуклиды в первый период пребывания в почве могут быть более доступными для усвоения растениями, чем в более поздние сроки. Существует понятие «старение» радионуклидов, суть которого в том, что со временем изменяется энергия химических связей радионуклидов с почвенными частицами. Для радионуклидов цезия энергия связи со временем существенно увеличивается. Установлено, что количество необменно сорбированного ^{137}Cs чернобыльских выбросов увеличилось за 5 лет в 2 раза на автоморфных и в 5 раз на гидроморфных почвах. В то же время количество необменно сорбированного ^{90}Sr достаточно постоянно во времени.

Накопление растениями радионуклидов зависит от их концентрации в среде (рис. 5.3). Для коротко- и среднеживущих радионуклидов, которые находятся в почве в ультрамикрskonzентрациях, характерна линейная зависимость между концентрацией элементов в среде и растениях (см. рис. 5.3) (участок I). Для долгоживущих радионуклидов, например таких как ^{238}U и ^{232}Th , могут проявляться участки II и III (отклонение от линейной зависимости). Участок II — область насыщения, по достижении которого увеличение концентрации радиоизотопа в почве уже не приводит к увеличению его содержания в растении. При дальнейшем увеличении плотности загрязнения почвы происходит переход на участок III, соответствующий токсической концентрации, которая может наблюдаться в специфических условиях произрастания растений, например в районах урановых месторождений. В большинстве случаев загрязнения почвенного

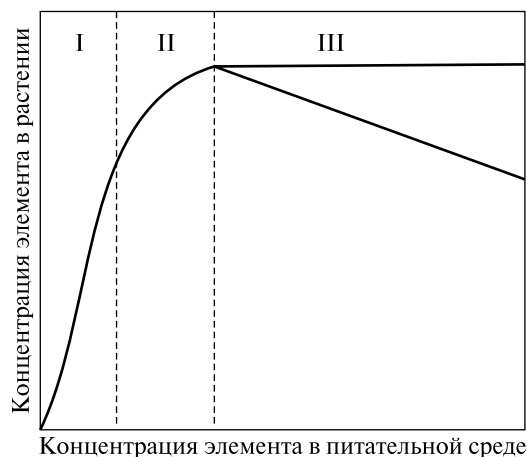


Рис. 5.3. Типичная зависимость концентрации химических элементов в растениях от концентрации в питательной среде: участки I и II — недостаток и оптимальные концентрации элемента в питательной среде; III — токсические концентрации элемента в питательной среде [2]

покрова искусственными радионуклидами (глобальные выпадения, техногенные аварии и др.), их поступление в растения происходит прямо пропорционально содержанию в почве (т. е. плотности загрязнения).

Влияние свойств почвы на поступление радионуклидов в растения. Поступление химических элементов из почвы в растения, скорость включения в биотический круговорот зависят от характера взаимодействия этих элементов с почвой и их подвижности в ней, т. е. способности переходить из состава твердой фазы почвы в жидкую фазу.

Среди физико-химических характеристик почвы выделяют около 10 параметров, которые считают наиболее значимыми при определении поведения радионуклидов в почве и перехода их в растения. Как правило, подвижность и биологическая доступность радионуклидов снижается при увеличении содержания в почве обменных катионов, органического вещества, физической глины и ила, минералов монтмориллонитовой группы, емкости поглощения. Направленность воздействия кислотности, карбонатов и влажности почв зависит от физико-химических свойств радионуклидов. Механизмы влияния этих почвенных характеристик на определение подвижности и потенциальной биологической доступности обсуждались ранее (п. 5.2.1).

В количественном отношении влияние различных свойств почвы проявляется в разной степени. Для большинства радионуклидов нако-

пление их в растениях в зависимости от изменения почвенных характеристик может колебаться в среднем в 10—20 раз, а для некоторых радионуклидов до 100—200 раз.

Различные типы почв имеют закономерное сочетание основных почвенных показателей. Так, черноземы характеризуются повышенным содержанием физической глины, ила, гумуса, обменных катионов, большой емкостью поглощения, преобладанием минералов монтмориллонитовой группы, способных прочно сорбировать радионуклиды. Дерново-подзолистые почвы, наоборот, отличаются небольшим количеством питательных веществ, незначительной емкостью обмена, низким pH, малым содержанием гумуса. В связи с этим проявляется зависимость между переходом радионуклидов в растения и типом почвы. Накопление радионуклидов одними и теми же видами растений снижается в ряду почв: аллювиально-слоистые, дерново-подзолистые, серые лесные, сероземы, каштановые, черноземы (табл. 5.3).

Таблица 5.3

Коэффициент накопления ^{90}Sr овсом и горохом из почв разных типов [2]

Тип почвы	Овес		Горох	
	солома	зерно	вегетативные органы	зерно
Дерново-подзолистые: супесчаная среднесуглинистая	11,5	0,56	18,0	0,46
	3,8	0,15	8,7	0,22
Серая лесная	1,5	0,08	6,2	0,13
Светло-серая лесная	1,5	0,10	4,0	0,10
Темно-каштановая	3,1	0,15	7,3	0,22
Лугово-каштановая	1,8	0,16	5,8	0,18
Луговая	1,4	0,09	—	—
Каштановая	1,0	0,04	—	—
Серозем типичный	1,4	0,08	4,9	0,08
Черноземы: обыкновенный южный выщелоченный карбонатный солонцеватый	2,0	0,12	5,7	0,17
	0,7	0,05	2,0	0,04
	1,2	0,04	3,3	0,08
	0,9	0,05	2,6	0,06
	0,5	0,05	2,4	0,06
Солонец мелкостволбчатый	0,8	0,18	—	—

Данные, отражающие зависимость накопления ^{137}Cs травянистой растительностью от типа почв и условий произрастания, представлены на рис. 5.4. Высокие коэффициенты накопления ^{137}Cs характерны для травянистых растений, произрастающих во влажных лесах, особенно сосновых, низкие — на почвах, богатых глинистыми минералами и не обедненных калием.

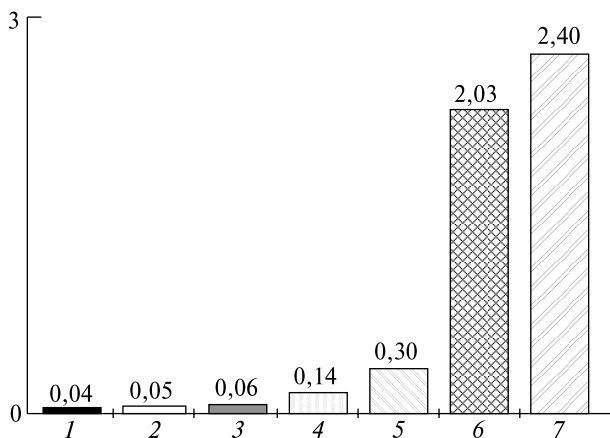


Рис. 5.4. Коэффициент накопления ^{137}Cs травяной растительностью в зависимости от типа почвы и условий произрастания [12]:
 1 — песчаные почвы; 2 — торфяно-болотные почвы;
 3 — супесчаные почвы; 4 — суходольный луг;
 5 — пойменный луг; 6 — леса всех типов;
 7 — сосновый лес

Влияние биологических особенностей растений на накопление радионуклидов. Среди биологических свойств растений, определяющих их накопительную способность, наиболее значимы: особенности минерального питания как основного пути поступления радионуклидов в растительный организм; продолжительность вегетационного периода; продуктивность; тип корневой системы.

Способность растения накапливать радионуклиды в зависимости от строения его корневой системы иллюстрирует рис. 5.5. Более высокие коэффициенты накопления характерны для растений с разветвленной корневой системой, удельная поверхность которой и площадь контакта с почвой выше в сравнении со стержневой корневой системой. Существенное значение имеет глубина распространения корней. Больше радионуклидов

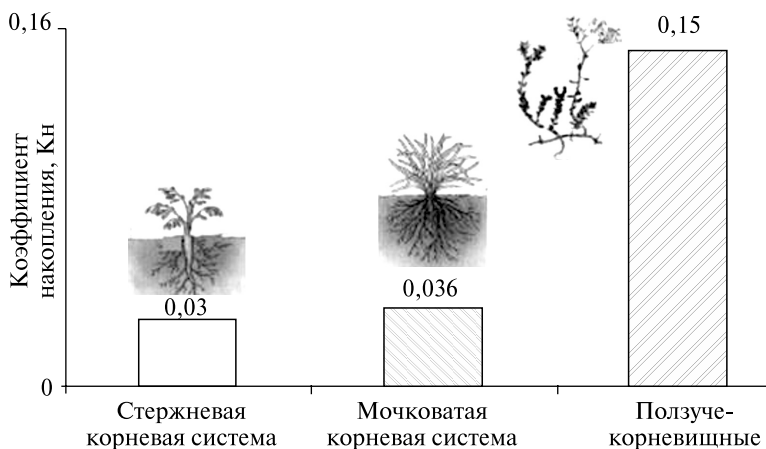


Рис. 5.5. Влияние строения корневой системы растения на величину коэффициента накопления ^{137}Cs [12]

накапливают растения с поверхностными корневыми системами, находящимися в самом загрязненном почвенном слое.

На перенос радионуклидов из почвы в растение могут оказывать влияние ассоциированные с корнями высших растений микроорганизмы, наличие на поверхности корней поверхностно активных веществ.

Биологические особенности определяют межвидовые различия в аккумуляции радионуклидов. Так, коэффициенты накопления ^{137}Cs разными сельскохозяйственными культурами на почвах одного и того же типа при одинаковой плотности их загрязнения могут различаться до 100 и более раз, ^{90}Sr — до 30 раз, ^{106}Ru и ^{144}Ce — более чем в 100 раз. Сортные различия в накоплении радионуклидов, как правило, значительно ниже (1,5—3 раза).

Известно, что среди сельскохозяйственных культур в наибольшей степени накапливают ^{90}Sr и ^{137}Cs корнеплоды (столовая свекла, морковь) и бобовые (горох, соя, вика), далее по уровню накопления следуют томаты и картофель, а меньше всего накапливают зерновые культуры.

Данные, приведенные в табл. 5.4 и 5.5, иллюстрируют видовые и сортные различия накопления некоторых радионуклидов сельскохозяйственными культурами.

Радионуклиды, поглощенные корнями, перераспределяются между органами и тканями растения. Наиболее интенсивно происходит накопление в листьях и стеблях и значительно слабее в генеративных органах (см. табл. 5.4).

Таблица 5.4

Коэффициент накопления ^{60}Co и ^{90}Sr разными сельскохозяйственными культурами на выщелоченном черноземе ([2], с изменениями)

Культура	^{60}Co		^{90}Sr	
	Зерно, плоды, корнеплоды, луковицы, кочаны	Солома, ботва, сено	Зерно, плоды, корнеплоды, луковицы, кочаны	Солома, ботва, сено
Озимая пшеница	0,03	0,02	0,02	0,25
Озимый ячмень	0,01	0,04	0,03	0,27
Озимая рожь	—	—	0,02	0,34
Яровой ячмень	—	—	0,03	0,23
Кукуруза	—	—	0,002	0,18
Сорго	—	—	0,03	—
Горох	0,04	0,07	0,10	1,44
Соя	—	—	0,13	1,08
Подсолнечник	—	—	0,02	0,58
Свекла сахарная	—	—	0,17	—
Лук	—	—	0,67	—
Томаты	0,19	0,25	0,38	—
Капуста	—	—	0,38	—
Свекла столовая	0,10	0,24	0,65	—
Огурцы	0,13	0,19	0,31	—

Таблица 5.5

Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне различных сортов озимой пшеницы на выщелоченном черноземе, Бк/кг (при содержании радионуклидов в почве $3,7 \cdot 10^4 \text{ Бк/м}^2$) ([2], с изменениями)

Сорт растения	^{90}Sr	^{137}Cs
Одесская 16	5,1	0,11
Мироновская 808	4,1	0,12

Сорт растения	^{90}Sr	^{137}Cs
Предгорная 2	3,9	0,11
Гордеиформ 44	3,7	0,11
Скороспелка 35	3,4	0,07
Мичуринка	3,2	0,13
Кавказ	3,0	0,10
Безостая 2	3,0	0,14
Безостая 1	2,7	0,12
Аврора	2,6	0,11

Так, в созревших растениях фасоли стронций распределяется следующим образом: в листьях — 53—68 %, стеблях — 15—28 %, створках бобов — 12—25 %, в бобах — 7—14 %.

Для древесных растений также установлены видовые различия в накоплении радионуклидов. Самые высокие уровни накопления радионуклидов характерны для ивы, березы, сосны и ели. Корневое поступление радионуклидов зависит от возраста деревьев. Чем старше дерево, тем ниже интенсивность метаболических процессов и, как следствие, ниже скорость поступления и усвоения радионуклидов. Различные органы и ткани деревьев отличаются по способности накапливать радионуклиды. Например, по способности накапливать ^{137}Cs надземные части древесных растений можно расположить в такой последовательности: внешняя кора (пробка) > ветви, сучья > листья и хвоя > внутренняя кора (луб) > стволовая древесина.

Из пищевой продукции леса наиболее загрязнены грибы и некоторые виды ягод (черника, клюква, голубика, брусника), корневая система которых располагается в самой верхней и наиболее загрязненной радионуклидами части почвенного профиля (рис. 5.6). Содержание ^{137}Cs в этих растениях превышает допустимые нормы даже на территориях с небольшой плотностью загрязнения 37—100 кБк/м² (1—3 Ки/км²).

По способности накапливать радионуклиды грибы можно разделить на четыре группы: слабонакапливающие, средненакапливающие, сильнонакапливающие и грибы-аккумуляторы (рис. 5.7).

Слабонакапливающие		Средненакапливающие	
Калина		Земляника	
Рябина		Ежевика	
		Малина	

Сильнонакапливающие			
Клюква		Голубика	
Черника		Брусника	

Рис. 5.6. Классификация лесных ягод по степени накопления ^{137}Cs [12]

Слабонакапливающие		Средненакапливающие	
Опенок осенний		Лисичка настоя- ящая	
Опенок зимний		Рядовка серая	
Опенок летний		Белый гриб	
Зонтик пестрый		Подосиновик и подосиновик красный	
Дождевик		Подберезовик обыкновен- ный	
Вешенка		Подберезовик болотный	
Сильнонакапливающие		Грибы-аккумуляторы	
Груздь белый и черный		Польский гриб	
Волнушка белая и розовая		Свинушка	
Зеленка		Моховик жел- то-бурый и зе- леный	
Сыроежки		Масленок Горькушка	

Рис. 5.7. Классификация грибов по степени накопления ^{137}Cs [12]

Роль растений в миграции радионуклидов в экосистемах. К настоящему времени в мировой литературе накоплены обширные материалы, отражающие закономерности миграции радионуклидов в наземных экосистемах разного типа и роль растительных сообществ в миграционных процессах. Существуют оценки распределения запаса радионуклидов между компонентами экосистем. Примеры оценки распределения запаса основных дозобразующих постчернобыльских радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных экосистемах приведены в табл. 5.6 и 5.7.

Таблица 5.6

Распределение активности ^{137}Cs в загрязненном сосновом лесу в Бураковке вблизи Чернобыля в 1990 г. [17]

Компонент экосистемы	^{137}Cs , МБк/га	% общего запаса
Хвоя	47	0,13
Побеги	189	0,50
Кора	201	0,53
Древесина	108	0,29
Корни	?	?
Подстилка	1612	4,29
Почва		
слой 0—2 см	30350	80,72
слой 2—5 см	4048	10,77
слой 5—10 см	1045	2,78

Таблица 5.7

Запас ^{137}Cs и ^{90}Sr в 30-летнем сосняке мшистом, 2000 г., % суммарного запаса [15]

Компонент экосистемы	^{137}Cs	^{90}Sr
Почва	62	65
Подстилка	31	5
Древесина	2,7	18
Ветки	1	5,5
Хвоя	2,3	2
Однолетние побеги	0,1	0,5
Кора	0,9	4
Всего в наземной фитомассе	7	30

Из представленных данных видно, что больше всего ^{137}Cs и ^{90}Sr накапливается в почве и подстилке. В надземной фитомассе сосредоточена незначительная часть общего запаса ^{137}Cs (1,5—7 %) и несколько больше ^{90}Sr (около 30 %). Однако столь незначительная доля запаса в растительной биомассе ни в коей мере не отражает значимость растительных сообществ в миграции радионуклидов. Равно тому как биомасса не отражает функциональную роль сообществ в экосистеме, так и запас радионуклидов в них не позволяет судить об их роли в миграционных процессах. Необходимы оценки величин потока через различные блоки системы, которые возможно дать только на основании детального исследования процессов продукции и деструкции органического вещества в системе и в целом закономерностей биогеохимического круговорота.

Приемы, ограничивающие переход радионуклидов в растения. *Подбор культур и сортов с минимальным уровнем накопления радионуклидов* является наиболее доступным и широко применяемым приемом, позволяющим снизить уровень загрязнения растительной продукции, получаемой на загрязненных территориях.

По накоплению ^{137}Cs установлен следующий убывающий ряд: зеленая масса рапса, клевера, гороха, вики > зеленая масса люпина > многолетние злаковые травы > солома овса > зеленая масса кукурузы > зерно овса, ячменя > картофель > кормовая свекла > зерно озимой ржи и пшеницы.

Убывающий ряд по накоплению ^{90}Sr : зеленая масса клевера, люпина, гороха, рапса, вики > зеленая масса многолетних злаковых трав > зеленая масса озимой ржи > кормовая свекла > зеленая масса кукурузы > солома овса, озимой ржи > зерно ячменя, овса, озимой ржи > картофель.

Специальные приемы обработки почвы существенно снижают накопление радионуклидов в растениях.

- *Глубокая вспашка* — в наибольшей степени уменьшает поступление радионуклидов в растения (до 5—10 раз), однако заглубляет плодородный слой почвы, вследствие чего снижается урожайность. В условиях Беларуси этот прием имел ограниченное применение.

- *Глубокое рыхление* периодически применяют на переуплотненных, эродированных и избыточно увлажняемых почвах.

- *Известкование кислых почв* — внесение доломитовой муки или других веществ, уменьшающих кислотность почвы, снижает накопление радионуклидов растениями в 1,5—3 раза. Минимальное накопление радионуклидов в растениеводческой продукции наблюдается при оптимальных показателях кислотности, характерных для различных типов почв.

- *Внесение удобрений*: калийных (в почвы с низким содержанием обменного калия); органических; фосфорных (на почвах с низким содержанием доступного растениям фосфора); азотных (повышенные дозы

азотных удобрений усиливают накопление радионуклидов в растениях!); медленнодействующих (типа карбамида и сульфата аммония); микроудобрений (например, сульфата марганца). На посевах злаковых трав эффективно применение препаратов на основе ассоциативных штаммов азотфиксирующих бактерий. Внесение удобрений позволяет снизить накопление радионуклидов в 1,3—3 раза.

- *Применение сорбентов* — препаратов, способных необменно сорбировать радионуклиды, снижая их корневое поступление в растения.

Защита сельскохозяйственных растений от вредителей, болезней и сорняков позволяет увеличивать урожайность и снижать концентрацию радионуклидов в растениеводческой продукции (до 40 %).

Практически все агротехнические приемы, увеличивающие плодородие почв и урожайность, способствуют снижению удельной активности сельскохозяйственной продукции. Однако в случае снижения содержания радионуклидов в единице биомассы при повышении урожайности суммарная величина перехода радионуклидов из почвы может оказаться выше.

Регулирование водного режима переувлажненных земель является действенным приемом, ограничивающим переход радионуклидов в растения. Для большинства торфяных и минеральных заболоченных почв минимальное поглощение растениями радионуклидов достигается при уровне грунтовых вод 90—120 см от поверхности почвы. Подъем грунтовых вод (например, при выходе из строя дренажной сети) до 35—50 см от поверхности почвы приводит к увеличению накопления радионуклидов до 20 раз.

На сельскохозяйственных землях с высокой плотностью загрязнения применяют такой прием, как *фитомелиорация*, — высаживают сильно накапливающие культуры, затем биомасса с высокой удельной активностью удаляется, что приводит к снижению содержания радионуклидов в почве.

Широко используется перепрофилирование хозяйствования на загрязненных территориях. Вместо продовольственных выращивают технические культуры (например, рапс для получения технического масла), лекарственные растения или специализируются на получении семенного материала, что дает возможность избежать прямого потребления загрязненной продукции.

5.2.3. Перенос радионуклидов в организм животных, включение их в метаболизм и транспорт по пищевым цепям

Существует три пути поступления радионуклидов в организм животных: с пищей и водой, с вдыхаемым воздухом и через внешние покровы. Основной путь поступления радионуклидов в организм наземных животных — с загрязненной пищей. Ингаляционный путь составляет суще-

ственную долю поглощенных радионуклидов лишь в период интенсивного выпадения радиоактивных продуктов из атмосферы. Поступление через внешние покровы эффективно для гидробионтов, а среди наземных — только для некоторых видов почвенных животных на определенных стадиях их развития. Неповрежденная кожа позвоночных животных служит барьером для проникновения радионуклидов из внешней среды, поэтому кожный путь поступления радионуклидов для них существенной роли не играет.

Поступившие в организм животного радионуклиды проходят следующие этапы: включение в метаболические процессы, распределение между различными органами и тканями, транспорт по пищевым цепям.

Миграция радионуклидов в зооценозах определяется:

- биологическими и экологическими свойствами животных (положение в пищевой цепи, образ жизни и тип питания, интенсивность обмена, морфология и химический состав различных органов и тканей и др.);
- особенностями среды обитания (в первую очередь, уровень загрязнения пищевых ресурсов, специфика ландшафта, климатические условия и др.);
- физико-химическими свойствами радионуклидов и формой их поступления в окружающую среду.

Вследствие многообразия и сложности биогеоценотических связей, разнообразия условий среды обитания, мозаичности и неоднородности уровней радиоактивного загрязнения в реальных условиях формируется чрезвычайно сложная картина накопления радионуклидов в организмах животных и транспорта их по пищевым цепям, требующая тщательного анализа в каждом конкретном случае. Тем не менее, несмотря на широкую вариабельность данных, установлены общие закономерности миграции радионуклидов в зооценозах [4; 22].

Миграция радионуклидов в цепи «жертва — хищник» носит сложный характер. Однако у *хищных животных наблюдается более высокий уровень накопления радионуклидов по сравнению с растительноядными*, обитающими на одной и той же территории. Это является отражением общебиологической закономерности биоаккумуляции в верхних звеньях трофических цепей. В качестве примера можно привести данные по уровню радиоактивного загрязнения организма волка — около 50 кБк/кг — и лисицы — 47 кБк/кг, что в 10—12 раз превышает удельную активность травоядных животных на той же территории.

Существуют *видовые различия в накоплении радионуклидов животными одного трофического уровня*, что определяется, прежде всего, спецификой питания. Так, среди парнокопытных, являющихся объектами охотничьего промысла, самый высокий уровень радиоактивного загрязнения характерен для кабана, далее в порядке снижения активности следуют косуля

и лось. Дикий кабан имеет смешанный тип питания (популяция вида занимает два трофических уровня). Он добывает большую часть пищи растительного и животного происхождения в верхних слоях почвы, подстилке и напочвенном покрове, т. е. в наиболее загрязненных элементах лесной экосистемы. Косуля является фитофагом, а лось — дендрофагом. Аналогичные закономерности были установлены по результатам исследования накопления радионуклидов глобальных выпадений. Несмотря на то что овцы и чернохвостые олени использовали одни и те же пастбища, концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr у овец была выше, что связано с разным составом пищи. Рацион овец состоял на 7 % из листьев и ветвей деревьев и на 80 % из травы, в то время как у оленей — на 70 и 18 % соответственно.

У растительных охотничье-промысловых животных наблюдаются сезонные изменения накопления радионуклидов. Это объясняется существенными изменениями в зависимости от сезона года состава рациона. Например, дикий кабан в зимний период питается в основном подземными частями растений, которые загрязнены в наибольшей степени, в то время как летом основу его рациона составляют злаковые. Как следствие этого зимой накопление радионуклидов в организме кабана в 4—8 раз выше, чем летом. Украинскими исследователями установлено, что пик загрязнения косули приходится на сентябрь — октябрь. В этот период в рационе косули существенно возрастает доля грибов и папоротников, характеризующихся повышенным накоплением радионуклидов.

Усвоение и накопление радионуклидов в органах и тканях животных напрямую связаны с интенсивностью метаболизма. Как правило, более мелкие животные, интенсивность обменных процессов у которых выше в сравнении с более крупными, при прочих равных условиях, накапливают больше радионуклидов. У молодых особей, характеризующихся повышенным уровнем обменных процессов, концентрация радионуклидов в органах и тканях обычно выше, чем у взрослых. Указывают также на более высокую накопительную способность гомойотермных животных в сравнении с пойкилотермными.

Распределение радионуклидов по органам и тканям животных подчиняется общим закономерностям распределения элементов-аналогов.

Стронций-90, так же как и его остеотропный макроаналог Са, избирательно откладывается в костной ткани позвоночных животных. При этом различные части скелета накапливают неодинаковое количество ^{90}Sr . Считают, что максимальные концентрации этого радионуклида формируются в тех частях скелета, которые имеют повышенный кальциевый обмен. Высокое содержание ^{90}Sr характерно для богатых кальцием хитиновых покровов беспозвоночных и раковин моллюсков.

Распределение ^{137}Cs в органах и тканях животных более однородно. Самая высокая концентрация этого радионуклида у различных видов

позвоночных животных отмечена в мышечной ткани, самая низкая — в костной. По степени убывания содержания ^{137}Cs органы и ткани животных можно расположить в следующей последовательности: мышечная ткань > почки > сердце > селезенка > печень > легкие > костная ткань.

Радиоизотопы иода концентрируются в щитовидной железе.

Радионуклиды выводятся из организма позвоночных животных через желудочно-кишечный тракт, легкие, почки, кожу и молочные железы. Вре-мя, в течение которого исходное количество радионуклидов в организме уменьшается вдвое в результате радиоактивного распада и биологического выведения, называется *эффективным периодом полувыведения* ($T_{\text{эф}}$). Для долгоживущих радионуклидов $T_{\text{эф}}$ определяется главным образом биологическим периодом полувыведения, а для короткоживущих, как правило, скоростью физического распада. Из мягких тканей радионуклиды удаляются легче, чем из костной ткани. Например, $T_{\text{эф}}$ для ^{90}Sr , содержащегося в скелете коров, составляет свыше 3 000 дней, тогда как ^{137}Cs , сконцентрированный в мягких тканях, через 3 дня выводится на 45 %, а через 46 дней — на 55 %.

Контрольные вопросы и задания

1. Перечислите прямые и опосредованные пути поступления радионуклидов в почву.
2. Какие механизмы обеспечивают вертикальную миграцию радионуклидов в почве?
3. Какие свойства радионуклидов определяют их миграционные способности в почве?
4. Назовите наиболее значимые характеристики почв, влияющие на миграцию радионуклидов в почвенном слое.
5. Что означает понятие «коэффициент накопления»? Как он рассчитывается?
6. Что означает понятие «эффективный период получищения»?
7. Чем различается поведение в почве основных дозообразующих черномыльских радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr ?
8. Укажите основные пути аэрального загрязнения фитомассы.
9. В чем заключается различие между аэральным поступлением радионуклидов в растения и посредством корневого питания?
10. Какие факторы определяют корневое накопление радионуклидов растениями?
11. Перечислите грибы-аккумуляторы радионуклидов.
12. В каких органах и тканях животных в наибольшей степени концентрируются ^{137}Cs и ^{90}Sr ?
13. Чем обусловлены сезонные колебания накопления радионуклидов в организме диких животных?

5.3. МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ВОДНОЙ СРЕДЕ

5.3.1. Естественная и искусственная радиоактивность водной среды

В водных экосистемах любого типа присутствуют как естественные, так и искусственные радионуклиды. Естественная радиоактивность природных вод находится в прямой зависимости от уровня их минерализации и радиоактивности пород, которые омываются водами. Источниками искусственных радионуклидов являются глобальные выпадения после испытания ядерного оружия, жидкие и твердые отходы предприятий атомной промышленности и атомной энергетики, выбросы при радиационных авариях, разработка нефтяных и газовых месторождений.

Поступление искусственных радионуклидов в водные экосистемы может быть прямым или опосредованным.

- Прямое поступление — сухое и мокрое осаждение из атмосферы; жидкие стоки; выделение из сбрасываемых в воду твердых отходов.
- Опосредованное поступление — сток с загрязненного водосбора; мобилизация из морских осадков, загрязненных в результате захоронения отходов или аварий на подводных лодках.

Радионуклиды могут поступать в водные экосистемы в составе твердых частиц или в виде растворов. Форма радионуклида, в которой он поступает в экосистему, оказывает влияние на его дальнейшую судьбу, а именно: на скорость и интенсивность включения в биогеохимический круговорот.

5.3.2. Перераспределение радионуклидов между жидкой и твердой фазами в водной среде

Водная среда, так же как и почва, является двухфазной средой. Жидкая фаза — это вода и растворенные в ней органические и неорганические вещества. Твердая фаза представлена взвешенным в толще воды веществом любого характера и происхождения (минеральная взвесь, детрит, планктон), донными отложениями, а также макрофитами, перифитоном и nekтоном. Радионуклиды, поступившие в водную экосистему, перераспределяются между жидкой и твердой фазами.

В перераспределении радионуклидов участвуют следующие механизмы: сорбция $\leftrightarrow$ десорбция; осаждение $\leftrightarrow$ растворение; коагуляция $\leftrightarrow$ диспергирование коллоидов; седиментация $\leftrightarrow$ ресуспензия; биоассимиляция $\rightarrow$ активный транспорт по пищевым цепям; биодеструкция $\rightarrow$ раствор.

Распределение радионуклидов между жидкой и твердой фазами зависит от конкретных условий водной среды. Эти условия формируются в результате взаимодействия большого числа факторов, которые можно объединить в группы.

1. Свойства радионуклидов:

- биофильность;
- валентность;
- способность образовывать комплексные соединения с различными органическими веществами, растворенными в воде.

2. Параметры жидкой фазы:

- общий уровень минерализации и концентрация изотопных и не-изотопных носителей;

- количество и состав растворенных органических веществ;
- гидродинамика;
- температура;
- рН;
- свет.

3. Параметры твердой фазы:

- общее количество и компонентный состав взвеси;
- размерный спектр взвеси;
- количество и особенности макрофитов и ассоциированного с ними перифитона;

- физико-химические свойства грунтов (в том числе и гранулометрический состав частиц седиментов).

4. Скорость и интенсивность биотического круговорота.

Распределение между жидкой и твердой фазами — очень важный показатель, характеризующий поведение радионуклидов в водной экосистеме. Для оценки этого показателя используют коэффициент распределения (K_r или K_d). В случае биоассимиляции радионуклидов чаще используют понятие «коэффициент накопления» (K_n), поскольку здесь происходит не просто перераспределение между жидкой и твердой фазами за счет физико-химических процессов, а каскадное накопление в пищевых цепях.

$$K_n(K_r) = \frac{\text{Концентрация радионуклида в твердой фазе, Бк/кг}}{\text{Концентрация радионуклида в жидкой фазе, Бк/л}}.$$

Концентрацию в твердой фазе рассчитывают в расчете на сухое, сырое органическое вещество.

Некоторые общие положения, рассмотренные при анализе распределения радионуклидов в почве (см. п. 5.2.1), справедливы и для водной среды. Напомним, что рассчитывают K_n (K_r) при условии достижения равновесного состояния (на практике это положение не всегда бывает доказуемо и принимается априори). Допускают, что накопление радионуклидов гидробионтами прямо пропорционально их содержанию в воде, поскольку в большинстве случаев загрязнения водных экосистем искусственными радионуклидами (глобальные выпадения, техногенные аварии

и др.) удельная радиоактивность воды находится в области микроконцентраций (см. рис. 5.3).

Кн (Кр) не является универсальным показателем, он различен для разных радионуклидов и зависит от факторов водной среды. Пределы вариации величин существенны — примерно шесть порядков для разных нуклидов и три порядка для одного нуклида в разных условиях. Тем не менее показатель весьма полезен для сравнения поведения радионуклидов в различных условиях водной среды и для оценки накопительных способностей биологических объектов.

Свойства радионуклидов. В водных экосистемах существует два механизма вовлечения радионуклидов в биотический круговорот — *биоассимиляция гидробионтами и сорбция на их поверхностях*. Интенсивность биоассимиляции радионуклидов определяется в первую очередь их биофильностью. Так, среди наиболее интенсивно накапливающихся можно назвать радионуклиды ^{14}C , ^{32}P , ^{59}Fe , обладающие ярко выраженными биогенными свойствами. Гидробионты, имеющие скелет, хитиновые покровы, раковины, избирательно накапливают кальций и стронций, морские водоросли — иод, рыбы — калий, цезий, фосфор. Все виды харовых водорослей избирательно накапливают стронций. Как известно, харовые водоросли являются активными карбонатоосадителями — концентрируют на поверхности таллома и в межклеточных пространствах карбонат кальция. В условиях радиоактивного загрязнения гидроэкосистем наряду с кальцием осаждается в виде солей угольной кислоты и его химический аналог — стронций.

Виды с очень высокими коэффициентами накопления определенных радионуклидов получили название *специфических накопителей* или *биоиндикаторов*. Выявление видов-биоиндикаторов имеет большое практическое значение. Благодаря избирательной способности концентрировать определенные радионуклиды, виды-индикаторы позволяют выявить даже незначительные уровни загрязнения. Некоторые виды являются специфическими накопителями нескольких радионуклидов одновременно. Например, зеленая нитчатая водоросль *Cladophora fracta* — биоиндикатор ^{32}P , ^{35}S , ^{45}Ca .

Высокими коэффициентами накопления характеризуется также ряд радионуклидов, не обладающих ярко выраженными биогенными свойствами, например ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{239}Pu , ^{210}Pb . Это объясняется тем, что радионуклиды 3- и 4-валентных металлов находятся преимущественно в коллоидном и псевдоколлоидном состоянии и накапливаются в основном в результате сорбции на внешних и внутренних поверхностях гидробионтов. Поскольку удельная поверхность водных организмов, особенно мелкоразмерных фракций планктона, очень велика, уровни накопления сорбирующихся радионуклидов достигают больших значений. С увели-

чением уровня организации живых организмов удельные поверхности тела уменьшаются (табл. 5.8). Соответственно и коэффициенты накопления за счет сорбции снижаются в ряду бактериопланктон — фитопланктон — беспозвоночные — рыбы — млекопитающие. Эта закономерность проиллюстрирована на рис. 5.8 на примере ^{144}Cs . Для ^{137}Cs , накопление которого происходит вследствие биоассимиляции, связь Кн с удельной поверхностью гидробионтов не прослеживается.

Таблица 5.8

Средние значения удельной поверхности океанических гидробионтов [7]

Гидробионты	Удельная поверхность, $\text{см}^2/\text{г}$ сырого вещества
Бактерии	60 000
Фитопланктон	2 200
Зоопланктон	70—600
Ракообразные	50
Рыбы	1,8
Млекопитающие	0,05

Следует помнить, что для большинства радионуклидов имеет место как сорбция на поверхности гидробионтов, так и биоассимиляция.

Параметры жидкой фазы. Накопление твердой фракцией (живой и неживой составляющей) обычно, хотя и не всегда, выше в пресноводных системах, чем в морских (табл. 5.9). Это вызвано различием в общем уровне минерализации пресной и морской воды и, прежде всего, в концентрации стабильных элементов — химических аналогов.



Таблица 5.9

Сравнение значений K_d в пресной и морской среде [17]

Элемент	Пресная вода	Морская вода
I	$3 \cdot 10^2$	10
Na	10^2	10
Ru	10^2	$5 \cdot 10^3$
Sr	10^3	10^2
Cs	10^4	$2 \cdot 10^3$
Pu	10^5	$5 \cdot 10^4$
Лантаноиды	$5 \cdot 10^5$	$5 \cdot 10^5$

В пресных водах наблюдается существенное различие коэффициентов накопления в градиенте общей минерализации и содержания стабильных аналогов. На рис. 5.9 показано соотношение накопления ^{137}Cs сестомом (взвешенным веществом) с концентрацией калия в низкоминерализованных озерах Святское и Ревучее и высокоминерализованном озере Риславское. Как следует из представленных данных, накопление ^{137}Cs в сестоме оз. Риславское почти в 3 раза ниже в сравнении с сестомом озер с низким содержанием калия.

Количество и состав растворенных органических веществ в воде имеет важное значение как для процессов сорбции, так и для биоассимиляции радионуклидов гидробионтами. Многие растворенные органические вещества способны образовывать комплексные соединения с радионуклидами и их химическими аналогами, что является важным механизмом,

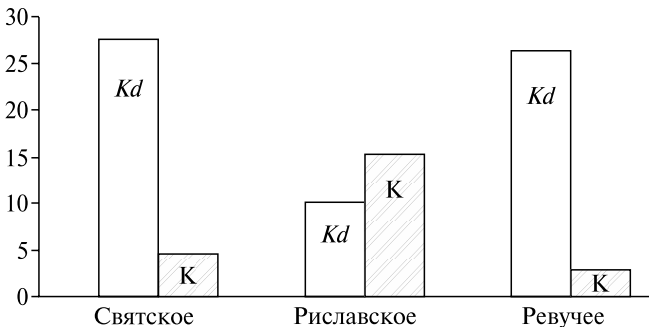


Рис. 5.9. Соотношение коэффициента распределения ^{137}Cs (K_d для взвешенного вещества $\times 10^2$) и содержания калия (K , мг/л) в воде озер, загрязненных радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС, Гомельская обл., Беларусь [13]

контролирующим транспорт радионуклидов. Степень влияния комплексонов на накопление радионуклидов гидробионтами зависит от их химической природы, от константы устойчивости образуемых комплексов не только с радионуклидами, но и с их макроаналогами.

Важной группой органических веществ в природных водах являются экологические метаболиты гидробионтов. Среди экологических метаболитов могут быть комплексоны, изменяющие физико-химическое состояние радионуклидов. В результате прижизненных выделений и особенно при массовом отмирании гидробионтов (например, отмирание однолетних макрофитов в конце вегетационного сезона) может значительно меняться концентрация в воде стабильных неизотопных носителей, что существенно влияет на накопление соответствующих радионуклидов. В составе экологических метаболитов могут быть токсины, угнетающие метаболические процессы, а следовательно, и сопряженные с ними процессы биоассимиляции радионуклидов. Могут выделяться гидробионтами и биостимуляторы, приводящие к обратному эффекту.

Активная реакция (pH) водной среды в первую очередь сильно влияет на форму нахождения радионуклида в воде. Слабая щелочность вод способствует образованию и осаждению металлов в виде гидроксидов, карбонатов, сульфидов и фосфатов. Параллельно с этими процессами идет осаждение тяжелых радионуклидов. Это является важным механизмом удаления их из водной толщи. Подкисление воды, напротив, увеличивает растворимость ряда соединений и их доступность для биоассимиляции водными организмами. В целом при снижении pH химическая форма радионуклидов меняется таким образом, что процессы биоассимиляции имеют тенденцию к увеличению, а процессы сорбции ослабевают.

Освещенность. Условия освещенности важны для процессов биоассимиляции радионуклидов фотоавтотрофами. На свету водные растения активно потребляют радионуклиды, стабильные аналоги которых участвуют в процессах фотосинтеза. Коэффициенты накопления большинства радионуклидов, имеющих биогенные свойства, в темноте меньше, чем при естественном освещении. Результаты эксперимента по оценке накопления в условиях естественного освещения и в темноте ^{137}Cs детритом и тремя видами планктонных водорослей, подтверждающие это положение, представлены на рис. 5.10.

Светозависимость биоассимиляции радионуклидов фотоавтотрофами определяет различие механизмов транспорта радионуклидов в эвтрофной зоне водоемов и на глубинах, куда не проникает солнечная радиация. Это особенно важно для миграции радионуклидов в морских экосистемах и в глубоководных димиктических озерах.

Температура. Температурная зависимость обмена веществ у живых организмов общеизвестна. Повышение температуры в диапазоне термотолерантности стимулирует рост и обменные процессы гидробионтов,

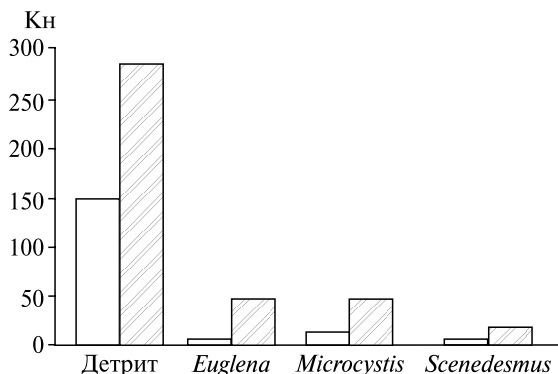


Рис. 5.10. Накопление ^{137}Cs водорослями и детритом [14]:

 — при естественном освещении;
 — в темноте

следовательно, и установление равновесного уровня накопления радионуклидов, имеющих биогенные свойства, происходит быстрее, чем при более низких температурах.

Для радионуклидов, накопление которых обусловлено сорбцией, увеличение растворимости химических соединений при повышенной температуре может привести к некоторому снижению коэффициентов накопления.

Специфические условия для миграции радионуклидов создаются в водоемах-охладителях атомных электростанций. В результате постоянного подогрева изменяется гидрологический, гидротермический, гидрохимический и биологический режимы водоема. Кроме того, в водоем-охладитель поступают техногенные ингредиенты (смазочные материалы, моющие средства, используемые в ядерной энергетике комплексоны и др.), оказывающие влияние как на метаболизм гидробионтов, так и на физико-химическое состояние радионуклидов. Возможен как синергизм, так и антагонизм различных факторов. Исследование транспорта радионуклидов в водоемах-охладителях предполагает детальный анализ конкретной экологической ситуации.

Параметры твердой фазы. *Общее количество взвеси.* Концентрация взвешенного вещества сильно варьирует в зависимости от типа и особенностей экосистем. Кроме того, в одной и той же экосистеме общее количество взвеси существенно изменяется как в пространстве, так и во времени (мелководье, глубоководная зона, межгодовые колебания, сезоны года, штормы, приливы и др.). Диапазон изменения показателя составляет свыше трех порядков: от < 1 до $> 1000 \text{ г/м}^3$. Максимальных значе-

ний концентрация взвешенных веществ достигает в системах с высокой кинетической энергией, таких, например, как реки, эстуарии, прибойные зоны, морской шельф, особенно в период штормов. Соответственно с изменением содержания взвешенного вещества изменяется и доля связанных с ним радионуклидов. Минимальная доля радионуклидов, связанных со взвесью, от общего их содержания в водной толще характерна для озер. В озерах разного уровня трофности основная доля радионуклидов находится в растворенном состоянии. Так, например, в эвтрофных озерах Святское и Риславское относительное количество связанного со взвесью ^{137}Cs составляло всего 1—2 % общего его содержания, а в гиперэвтрофном мелководном оз. Ревучее — около 9 % [13]. В речных экосистемах доля связанных радионуклидов, как правило, существенно выше, чем в озерных, например доля ^{137}Cs может составлять > 20 %.

Состав и свойства взвешенного вещества. Большое значение имеет соотношение в сестоне между планктоном, детритом и минеральной взвесью. Фундаментальной особенностью структурной и функциональной организации водных экосистем является преобладание в сестоне детрита (как правило, свыше 60 % общего количества). Детрит характеризуется высокой сорбционной способностью и прочным удержанием радионуклидов. Указывают на существенное значение детрита в миграции радионуклидов в водных экосистемах.

Планктон, т. е. живая составляющая взвешенного вещества, выполняет особую роль в миграции радионуклидов. *Радионуклиды, аккумулярованные в биомассе гидробионтов вследствие их биоассимиляции и сорбции на поверхностях организмов, включаются в биотический круговорот.* Несмотря на незначительную величину запаса радионуклидов в биомассе бактерио-, фито- и зоопланктона, вследствие высокой скорости оборачиваемости биомассы через этот блок экосистемы идет большой поток радионуклидов. Следует четко представлять, что как биомасса не отражает функциональную роль сообществ в экосистеме, так и *запас радионуклидов в биомассе не позволяет судить о роли гидробионтов в миграционных процессах. Необходимы оценки величин потоков, которые могут быть даны только на основе продукционно-гидробиологических исследований.*

Для иллюстрации значимости гидробионтов в миграции радионуклидов приведем несколько примеров. В соответствии с неопубликованными расчетами [А. П. Остапеня, неопубликованные данные] зоопланктон способен профильтровать весь объем воды оз. Нарочь, который составляет 710,4 млн м³, за 5,5 сут. Не менее значима роль и донных фильтраторов. Так, моллюски в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС за сутки профильтровывают 6 % объема воды, содержащейся в водоеме [21]. За год через фильтрационный аппарат моллюсков проходит объем воды, в 20 раз превышающий объем водной массы водоема-охладителя. В процессе фильтрации воды как моллюски, так и зоопланктеры трансформируют

соединения радионуклидов, изменяют их растворимость и, осаждавая радионуклиды в составе фекалий и псевдофекалий на дно, выводят их из интенсивного круговорота.

Следует также иметь в виду, что метаболические процессы гидробионтов (фотосинтез, дыхание, аммонификация, фильтрация, выделение метаболитов, детритообразование и др.) являются одним из механизмов формирования гидрохимического и гидрооптического режимов водных экосистем, от которых зависит как биоассимиляция, так и физико-химическая сорбция радионуклидов.

Сорбция радионуклидов на частицах минеральной взвеси зависит от их состава. Высокая связывающая способность характерна для глинистых частиц. Имеет значение природа поверхности частиц, например присутствие на поверхности минеральных частиц пленок органического вещества и оксидов железа и марганца повышает их сорбционные возможности.

Мелкодисперсная взвесь (живая и неживая составляющая) обладает большими сорбционными возможностями, чем крупноразмерная. Это объясняется обратной зависимостью удельной поверхности от размера частиц.

В малых и мелководных озерах и водохранилищах, прудах, реках, старицах большую роль в миграции радионуклидов играют *макрофиты и ассоциированный с ними перифитон*.

Накопление радионуклидов макрофитами, так же как и наземными растениями, зависит от их биологических свойств, в частности от особенностей минерального питания как основного пути поступления радионуклидов в растительный организм. Известно, что погруженные макрофиты получают минеральные питательные вещества через поверхность из омывающей воды. Минеральное питание прикрепленных к субстрату макрофитов с плавающими на поверхности листьями в начале вегетационного сезона осуществляется преимущественно через корни, активное поглощение питательных веществ всей поверхностью происходит только после полного развития растений. У воздушно-водных корневое питание преобладает на протяжении всего жизненного цикла. Различается также и величина сорбирующей поверхности макрофитов. Как правило, максимальные показатели этого параметра характерны для погруженных макрофитов — харовых водорослей и сосудистых растений с сильно рассеченными листовыми пластинами (например, уруть, роголистник).

Следует обратить внимание, что корневое минеральное питание водных растений — это один из механизмов рециклинга радионуклидов, депонированных в донных отложениях. Исследование этой проблемы имеет большое значение для оценки вторичного загрязнения водной массы.

Известно, что распределение радионуклидов между органами высших водных растений неравномерно и непостоянно и в значительной степени зависит от физиологических особенностей различных видов, фазы развития растений и от физико-химических характеристик радионуклидов.

Например, содержание ^{90}Sr в воздушно-водных растениях снижается от листьев к стеблям и корням. Исключение составляет кувшинка белая (*Nymphaea alba*), распределение в которой изотопов стронция носит обратный характер: листья содержат только 50 % количества стронция, поглощенного корнями. Радиоизотопы цезия концентрируются в течение вегетационного периода в корнях воздушно-водных растений.

Характер распределения радионуклидов в растениях в значительной степени определяет их дальнейшую судьбу. Радионуклиды, аккумулярованные в корнях, преимущественно захораниваются в донных отложениях. Значительное количество радионуклидов, аккумулярованных в наземной части укорененных и в биомассе неукорененных макрофитов, при их разложении повторно поступает в водную толщу. Значимость этого процесса зависит, с одной стороны, от особенностей отмирания и деструкции различных видов макрофитов, а с другой стороны, — от прочности фиксации радионуклидов в биомассе растений. Так, например, одни макрофиты при отмирании сразу опускаются на дно (рдесты, уруть, харовые водоросли), что способствует переносу аккумулярованных в биомассе радионуклидов в донные отложения. В связи с этим особо следует обратить внимание на роль харовых водорослей в выведении из водной толщи и захоронении в донных отложениях ^{90}Sr , поскольку харовые водоросли являются специфическими накопителями стронция. Растения с крупными воздушными камерами внутри стеблей (рогоз, хвощ, манник), обуславливающими их плавучесть, долго держатся в толще воды. Растения с воздушными камерами внутри стеблей и восковым налетом на поверхности (камыш озерный) при отмирании всплывают, затем ветром или течением выбрасываются на берег, выводя таким образом накопленные радионуклиды из биотического круговорота. Важно также соотношение в биомассе макрофитов биохимически инертного и легко окисляемого (лабильного) органического вещества. При отмирании макрофитов, в биомассе которых преобладает лабильное органическое вещество, наблюдается высокая интенсивность и полнота деструкции. При этом значительное количество радионуклидов либо по детритным каналам, либо переходя в раствор вновь включается в биотический круговорот веществ в водоеме. В случае высокого содержания в макрофитах биохимически инертного органического вещества большое количество радионуклидов вместе с детритом захоранивается в донных отложениях.

В целом следует акцентировать внимание на большой роли отмирающей водной растительности в транспорте радионуклидов. Помимо рассмотренных выше аспектов, она способствует переходу радионуклидов из водной толщи в донные отложения, благодаря высокой сорбционной емкости детрита. При разложении макрофитов в воду поступают различные биологически активные вещества, способные влиять на транспорт радионуклидов.

Существует еще один механизм участия макрофитов в миграции радионуклидов — это интенсификация процессов седиментации, т. е. осаждения взвешенного вещества, а следовательно, и аккумулярованных в нем радионуклидов, в результате формирования специфических гидродинамических и гидробиологических условий в зарослях макрофитов.

Исследования, выполненные на Киевском водохранилище, показали, что в зарослях как воздушно-водных, так и погруженных макрофитов загрязнение донных отложений значительно выше, чем на незарастающих их частях мелководий. Например, в зарослях рдестов содержание в донных отложениях ^{90}Sr в 3,5 раза, а $^{134+137}\text{Cs}$ в 2,5 раза выше, чем на открытых мелководьях.

Очевидно, что повышенная аккумуляция радионуклидов в донных отложениях зарослей является результатом функционирования не только макрофитов, но и всего биоценоза зарослей, включая фитофильных животных, планктон, перифитон.

Особое внимание следует обратить на роль перифитона — формирующегося на поверхности макрофитов комплекса, включающего сообщество гидробионтов (водоросли, бактерии, грибы, беспозвоночные), а также органическое вещество разного происхождения и разной степени переработки (детрит).

Макрофиты в природе без перифитона не существуют, в большинстве пресноводных экосистем они являются основным субстратом для перифитона. Вероятно, исследуя проблему транспорта радионуклидов, следует рассматривать макрофитно-перифитонный комплекс как единую систему. Задача сложная и практически неизученная.

Первые радиоэкологические исследования перифитона в Советском Союзе были выполнены в 1950-е гг. в Институте биологии Уральского филиала АН СССР (ныне Институт экологии растений и животных Уральского отделения АН России) под руководством Н. В. Тимофеева-Ресовского. Еще в период становления радиоэкологической науки перифитон привлек внимание исследователей как чрезвычайно удобный объект для экспериментальных исследований механизмов миграции радионуклидов, а также многих других фундаментальных и прикладных проблем радиоэкологии. В классических работах Е. А. Тимофеевой-Ресовской [23; 24] показано, что удельная активность перифитона достигает максимальных величин, характерных для пресноводной биоты. К сожалению, впоследствии перифитон надолго выпал из поля зрения радиоэкологов.

Результаты многолетних исследований НИЛ гидроэкологии БГУ на озерах Беларуси, расположенных в зоне влияния аварии на ЧАЭС, также показали, что накопительная способность перифитона существенно выше по сравнению с различными компонентами озерной биоты [9; 14]. Например, в июле 1990 г. удельная активность перифитона в оз. Свят-

ское составила 113,2 кБк/кг сухого вещества, а различных видов макрофитов и водных насекомых — 11,5—30 кБк/кг.

Высокие коэффициенты накопления радионуклидов перифитоном указывают на то, что перифитонные сообщества в процессе жизнедеятельности в существенно большей степени, чем другие сообщества литорали, иммобилизуют радионуклиды из водной толщи. Можно предположить, что это обусловлено существованием перифитона на границе раздела жидкой и твердой фаз, где, как известно, создаются более благоприятные, чем в однофазной среде, условия минерального питания гидробионтов, а следовательно, и биоассимиляции радионуклидов. Вероятно, имеют значение и особенности структурной организации перифитона, определяющие его высокие сорбционные свойства. К таким особенностям следует отнести большую удельную поверхность и значительную долю детрита, — как правило, свыше 70 % суммарной массы перифитона.

Важную роль в миграции радионуклидов играет тот факт, что большое количество продуцируемого перифитонными организмами высокоактивного органического вещества уходит во взвесь в результате действия различных механизмов (отрыв обрастания в результате газовыделения в период интенсивного фотосинтеза, механический смыв, формирование мелкодисперсной фракции в перифитоне в процессе детритообразования и ее вымывание и др.) и включается в биотический круговорот через пищевые сети фильтраторов, деструкцию, детритообразование и седиментацию.

На примере модельного водоема — оз. Святское — оценена величина потока радионуклидов через перифитонный блок озерной экосистемы. Величина потока радионуклидов за вегетационный сезон в разные годы составила от 11 до 30 % общего запаса их в водной толще [9; 10].

Высокая скорость роста и способность развития на искусственных субстратах, сопряженные с высокими коэффициентами накопления радионуклидов, позволяют рассматривать перифитон как перспективный блок в системах искусственной доочистки воды от радиоактивного загрязнения. Существует реальная возможность регулирования (стимулирования) роста перифитона и эффективности изъятия радионуклидов, используя достижения теории эвтрофирования и инженерной лимнологии.

5.3.3. Пространственное перераспределение радионуклидов в водных экосистемах и механизмы его обуславливающие

Пространственные переносы радионуклидов и перераспределение их между различными блоками водных экосистем осуществляются в результате разнообразных физико-химических и биологических процессов.

Часто различные процессы протекают сопряженно, сложно взаимодействуя между собой. Механизмы транспорта радионуклидов в водных экосистемах трудно поддаются математическому описанию и моделированию вследствие большого числа переменных, которые не всегда с достаточным уровнем надежности можно оценить эмпирически. Особые сложности возникают при оценке транспорта радионуклидов по биологическим каналам. Методологической основой радиоэкологических исследований водных экосистем должен быть биогеоэкологический подход. Только на базе детальных исследований особенностей биогеохимического круговорота конкретного типа водных экосистем возможен анализ радиоэкологической ситуации и прогноз ее развития.

В качестве основных процессов, приводящих к перераспределению радионуклидов в гидроэкосистемах разного типа, можно выделить следующие:

- перераспределение при переносе раствора и твердой фазы (ламинарные потоки, седиментация, турбулентность);
- ресуспензия осадков;
- перемешивание осадков;
- деструкционная деятельность донной бактериофлоры;
- диффузионные переносы через границы «донные отложения — вода», «эпилимнион — металимнион» и «металимнион — гипolimнион»;
- включение в биотический круговорот и движение радионуклидов по пищевым сетям.

Перераспределение при переносе раствора и твердой фазы. Радионуклиды, находящиеся в растворенном состоянии в толще воды и ассоциированные со взвешенным веществом — планктоном, детритными и минеральными частицами, — переносятся вместе с ламинарным потоком водной массы (горизонтальный вектор переноса). Этот вектор переноса наиболее значим в реках. Реки, дренирующие загрязненные территории, являются основным естественным путем выноса радионуклидов. С увеличением водности реки возрастает и вынос радионуклидов, что иллюстрируют данные по р. Припять (рис. 5.11).

Максимальные величины радиоактивности выносятся с потоком воды во время весеннего половодья. В этот период наблюдается не только самый высокий в годовом цикле расход воды, но и максимальный смыв радиоактивного материала с водосбора (талые и паводковые воды).

При значительных скоростях течения в придонных слоях может взмучиваться поверхностный слой донных отложений, при этом будут вовлекаться в поток частицы седиментов и ассоциированные с ними радионуклиды.

Вынос радионуклидов с ламинарным потоком водной массы является эффективным механизмом самоочищения речных экосистем. Удельная

активность воды в реках загрязненной черновыльскими выбросами зоны снизилась значительно быстрее по сравнению со слабопроточными водоемами (рис. 5.12). Согласно литературным данным, содержание ^{137}Cs в реках загрязненной зоны и днепровских водохранилищах спустя примерно

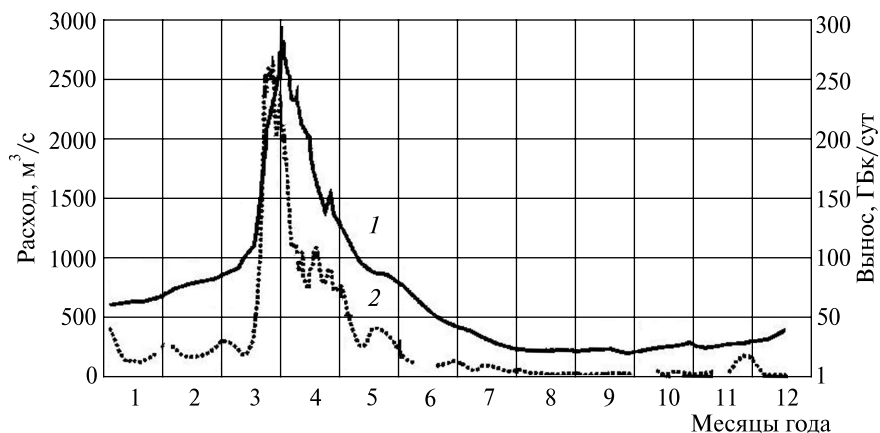


Рис. 5.11. Динамика расхода воды и суточного выноса ^{90}Sr в 1999 г. Припятью возле г. Чернобыля:
1 — расход воды; 2 — вынос ^{90}Sr [21]

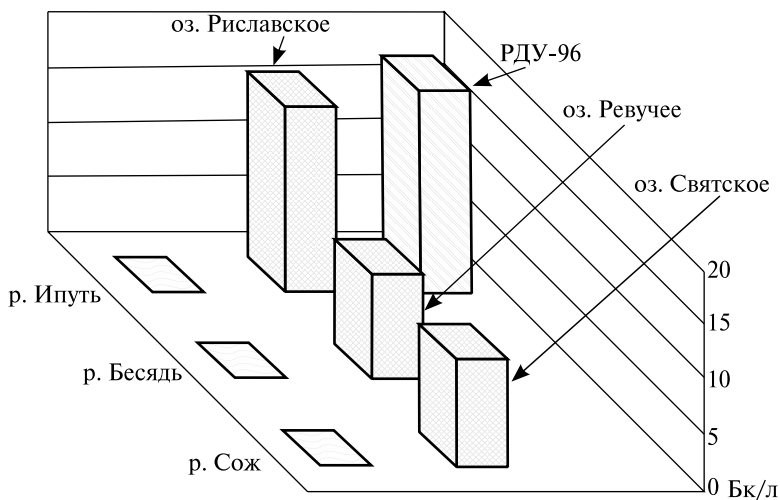


Рис. 5.12. Концентрация ^{137}Cs в воде рек и озер в зоне влияния аварии на ЧАЭС, Беларусь, Гомельская область [13]

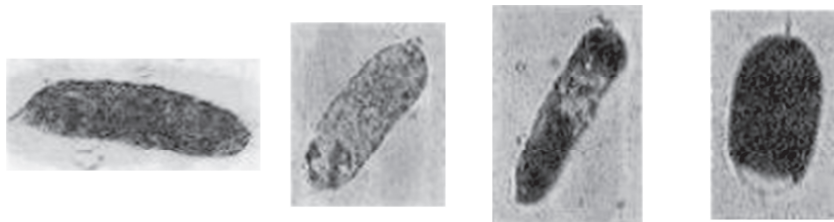
10 лет после аварии составляло доли беккереля в литре, а в слабопроточных озерах — беккерели и даже десятки беккерелей в литре [5; 13; 19; 20].

Слабопроточные озера на загрязненных территориях являются своего рода «ловушками» радионуклидов и представляют определенную опасность с точки зрения использования в практике хозяйственной деятельности их водных, рекреационных и биологических ресурсов.

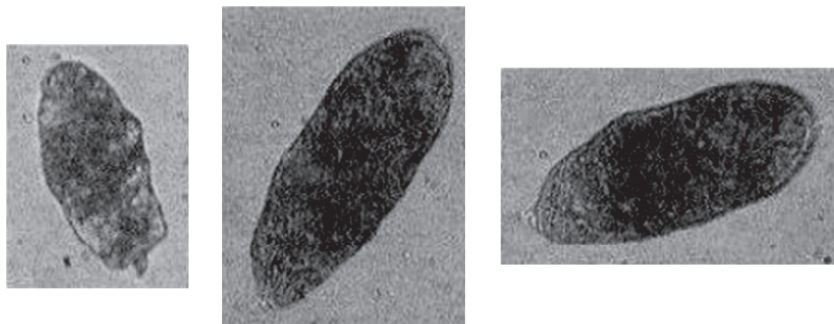
В механизмах функционирования водных экосистем важная роль принадлежит седиментации взвешенных веществ, связывающей в единое целое основные блоки экосистемы — водную толщу и донные отложения. Вместе с седиментируемыми частицами взвеси транспортируются на дно и ассоциированные с ними радионуклиды (вертикальный вектор переноса). Представить масштабность этого процесса позволяют результаты многолетних (1987—1995) радиоэкологических исследований НИЛ гидроэкологии БГУ на модельных водоемах Гомельской области [14]. Согласно осредненным за период исследования данным в слабоэвтрофном димиктическом оз. Святское в течение вегетационного сезона ежесуточно осаждалось на 1 м² дна 1,14±0,53 г сухого вещества, в котором было аккумулировано 50,4±24,9 Бк радиоактивности. В целом для озера с апреля по октябрь осаждалось 19,3 т сухого вещества, что соответствовало $0,97 \cdot 10^9$ Бк ¹³⁷Cs. Таким образом, очевидно, что седиментация взвешенного вещества является важным механизмом самоочищения водной толщи и переноса радионуклидов в донные отложения.

Осаждение частиц взвешенного вещества под действием сил гравитации зависит от размера, плотности и формы частиц, а также от температуры, плотности и турбулентности воды. Наряду с чисто физическими механизмами процесс седиментации в значительной степени определяется жизнедеятельностью гидробионтов, в частности зоопланктона. Роль зоопланктона в седиментационных процессах в озерах подробно освещена в работе [3]. Установлено, что в результате метаболической активности зоопланктона взвешенные в толще воды мелкодисперсные частицы трансформируются в более крупные агрегаты — фекальные пеллеты и фекальные образования. Морфология фекалий разных групп пресноводного зоопланктона различна. *Copepoda* образуют плотно упакованные, окруженные перитрофической мембраной пеллеты, которые осаждаются с высокой скоростью (рис. 5.13). Фекальный материал *Cladocera* не оформлен, мембрана отсутствует, плотность невысока, скорость его седиментации существенно ниже, чем фекальных пеллет *Copepoda*.

В связи с этим процесс седиментации и сопряженный с ним перенос радионуклидов из водной толщи на дно в значительной мере контролируется структурой зоопланктонного сообщества. С увеличением численности *Copepoda* возрастает роль так называемого «фекального экспресса», поставляющего с высокой скоростью на дно органическое вещество и ассоциированные с ним радионуклиды.



Cyclops strenuus



Heterocope appendiculata

Рис. 5.13. Фекальные пеллеты некоторых представителей пресноводных *Copepoda* [3]

Рассмотренный выше материал еще раз подчеркивает, сколь значима роль биологических процессов в миграции радионуклидов в водных экосистемах.

Наряду с ламинарным переносом с водными массами и транспортом с седиментационными потоками перераспределение радионуклидов в водных экосистемах осуществляется и за счет турбулентного перемешивания водных масс.

Вследствие абиотических и биотических процессов основная доля поступивших в гидрэкосистему искусственных радионуклидов с течением времени концентрируется в донных отложениях. Накопительная способность грунтов определяется их физико-химическими характеристиками: гранулометрический и минералогический состав; содержание органического вещества; общая сумма ионов, прежде всего изотопных и неизотопных носителей; окислительно-восстановительные условия; pH среды. Наряду с этим, также как и в водной толще, огромную роль играют донные сообщества.

Пространственное распределение радионуклидов в донных отложениях неоднородно и зависит от типа экосистемы и конкретных условий, формирующихся в бентали. Рассмотрим на примере распределения ^{137}Cs в донных отложениях озер [13].

В гомотермных полимиктических озерах распределение ^{137}Cs по площади дна в основном контролируется процессами *ресуспензии* и *перемешивания донных отложений*. Перемешивание может осуществляться как за счет физических механизмов, например вследствие оползней, так и за счет биотурбации.

В озерах с анаэробным гипolimнионом распределение ^{137}Cs в первую очередь определяется окислительно-восстановительными условиями в различных зонах дна, ресуспензия и перемешивание донных отложений менее значимы. В донных отложениях озер с анаэробным гипolimнионом ^{137}Cs не накапливается, а десорбируется и поступает в воду. Это обуславливает характерное распределение уровня загрязнения донных отложений — высокое в аэробной литоральной зоне и низкое в анаэробной профундальной (рис. 5.14).

Механизм такого распределения заключается в следующем: цезий, связанный с частицами донных отложений, вытесняется аммонием, который интенсивно образуется в анаэробных условиях в *результате бактериального разложения органического вещества*. Этот механизм подтверждают материалы, полученные на оз. Святское (рис. 5.15), где показана

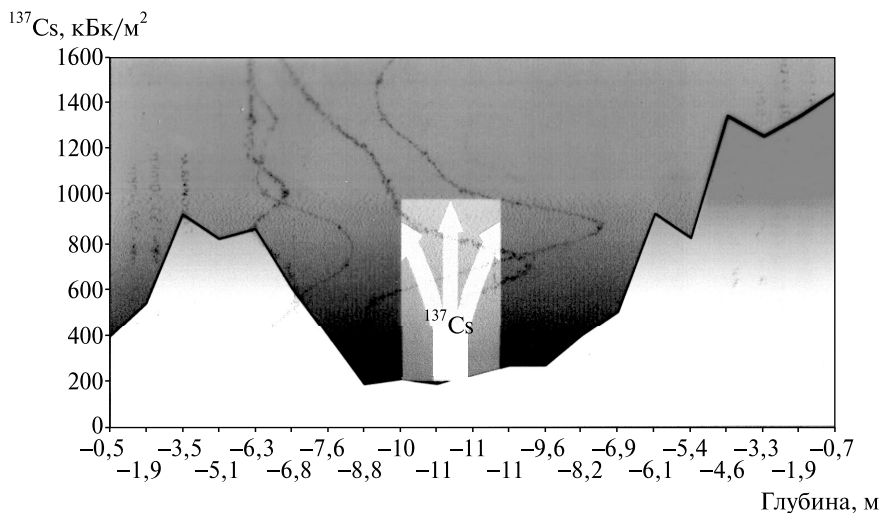


Рис. 5.14. Профиль уровней концентраций ^{137}Cs в донных отложениях оз. Святское [13]

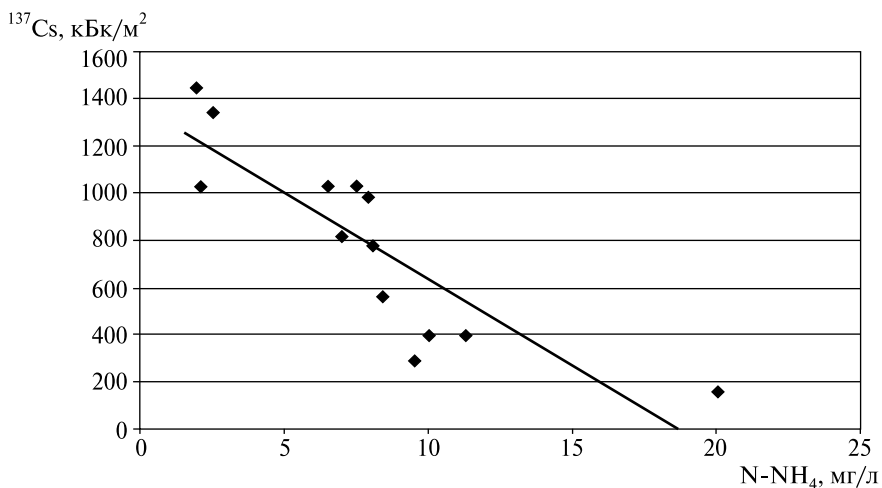


Рис. 5.15. Корреляция между концентрацией N-NH₄ в поровой воде и содержанием ¹³⁷Cs в донных отложениях оз. Святское [13]

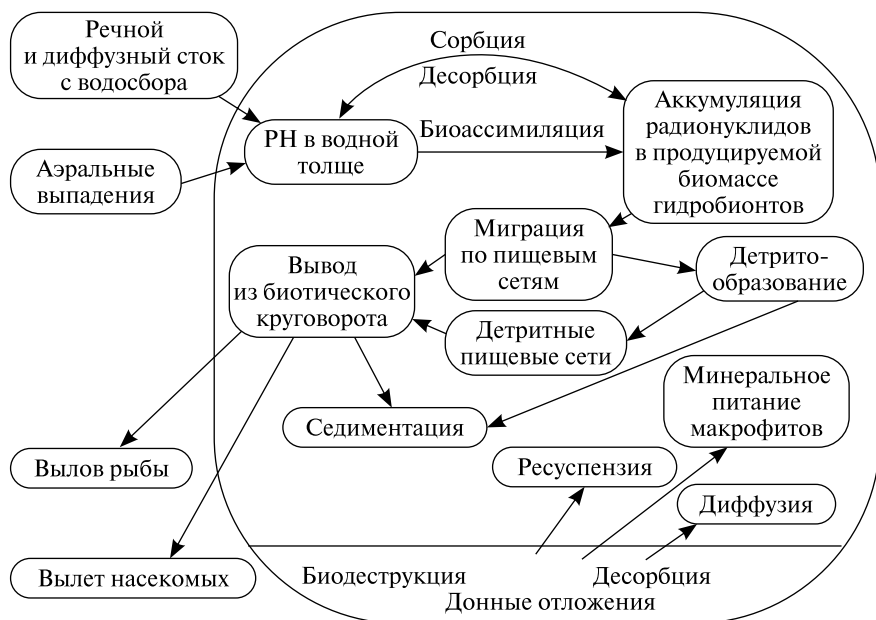


Рис. 5.16. Общая схема включения радионуклидов (РН) в биотический круговорот и их миграции по пищевым сетям в озерной экосистеме

корреляция между аммонийным азотом в поровом растворе донных отложений и содержанием ^{137}Cs в донных отложениях.

К механизмам пространственного перераспределения радионуклидов относится и *диффузионный перенос* через границу «донные отложения — водная толща», а в стратифицированных озерах также и через границы «эпилимнион — металимнион», и «металимнион — гипolimнион». Направленность потоков определяется градиентами.

Таким образом, миграция радионуклидов в водной среде определяется как физико-химическими, так и биологическими процессами. Биотические пути миграции радионуклидов в озерной экосистеме показаны в виде обобщенной схемы (рис. 5.16). В заключение подчеркнем еще раз, что методологической основой радиоэкологических исследований водных экосистем должен быть биогеоэкологический подход.

Контрольные вопросы и задания

1. Чем определяется природная радиоактивность вод?
2. Перечислите источники и пути поступления искусственных радионуклидов в водные экосистемы.
3. Укажите механизмы перераспределения радионуклидов между жидкой и твердой фазами в водной среде.
4. Какие факторы влияют на распределение радионуклидов в водной среде?
5. Какие свойства радионуклидов определяют их накопление гидробионтами?
6. Объясните суть понятия «специфический накопитель». Приведите примеры видов-биоиндикаторов.
7. Почему коэффициенты накопления (распределения), как правило, выше в пресных водах, чем в морских?
8. Накопление радионуклидов в биомассе рыб одного трофического уровня будет выше в озерах с низким уровнем минерализации воды или с высоким? Аргументируйте ответ.
9. В каких экосистемах — речных или озерных — будет выше доля радионуклидов, ассоциированных с взвесью?
10. Объясните разницу между понятиями «запас радионуклидов в сообществе» и «поток радионуклидов через сообщество».
11. Загрязнение радионуклидами донных отложений будет выше в зоне зарослей макрофитов или на открытой литорали? В аэробной литорали или в анаэробной профундали?
12. Чем можно объяснить высокую накопительную способность перифитона?
13. Скорость седиментации радионуклидов будет выше при условии преобладания в структуре сообщества озерного зоопланктона *Cladocera* или *Copepoda*?

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЕ ССЫЛКИ

1. *Агеец В. Ю.* Система радиоэкологических контрмер в агрофере Беларуси. Минск, 2001. 250 с.
2. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р. М. Алексахин [и др.]. М., 1992. 400 с.
3. *Деренговская Р. А., Остапеня А. П.* Зоопланктон и седиментация взвешенных веществ в озерах // Сибир. эколог. журн. 2006. Т. XIII, № 1. С. 43—54.
4. Животный мир в зоне аварии Чернобыльской АЭС / под ред. Л. М. Суше-ни, М. М. Пикулика, А. Е. Пленина. Минск, 1994. 263 с.
5. Концептуальная модель радиоактивного загрязнения рек Беларуси в результате аварии на Чернобыльской АЭС / О. М. Жукова [и др.]. Минск, 1994. (Препринт ИРЭП, 8.). 49 с.
6. *Крышев И. И., Рязанцев Е. П.* Экологическая безопасность ядерно-экологического комплекса России. М., 2000. 384 с.
7. *Крышев И. И., Сазыкина Т. Г.* Математическое моделирование миграции радионуклидов в водных экосистемах. М., 1986. 152 с.
8. *Кузин А. М.* Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли. М., 1991. 117 с.
9. *Макаревич Т. А., Остапеня А. П., Павлютин А. П.* Роль перифитона в миграции радионуклидов в озерной экосистеме // Гидробиол. журн. 1994. Т. 30, № 4. С. 53—58.
10. *Макаревич Т. А.* Перифитон и его роль в продукции органического вещества и миграции радионуклидов в озерных экосистемах : дис. ... канд. биол. наук : 03.00.18. Минск, 1995. 253 с.
11. *Мочалов И. И.* Владимир Иванович Вернадский. 1863—1945 гг. М., 1982. С. 239.
12. Основы радиоэкологии и безопасной жизнедеятельности : метод. пособие для учителей : в 2 т. / под общ. ред. Т. Н. Ковалевой, Г. А. Соколик, С. В. Овсянниковой. Минск, 2005. Т. 1. 356 с.
13. *Остапеня А. П.* Поведение цезия-137 в озерах разного типа / Материалы Междунар. науч. конф. «Озерные экосистемы: Биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды». Минск, 2000. С. 293—302.
14. Оценить динамику изменения радиационного состояния экосистем озерного фонда в зоне техногенного ореола ЧАЭС на территории Беларуси : отчет

о НИР / БГУ, НИЛ гидроэкологии ; рук. темы А. П. Остапеня. Минск, 1995. № Г.р. 19961060. 135 с.

15. *Переволоцкий А. Н., Гаврилов А. В., Булавик И. М.* Радиоэкология : пособие для студентов биол. спец. высш. учеб. заведений. Минск, 2000. 112 с.

16. *Пивоваров Ю. П., Михалев В. П.* Радиационная экология. М., 2004. 240 с.

17. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля / Л. Дж. Апплби [и др.] ; под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. М., 1999. 512 с.

18. Радиация. Дозы, эффекты, риск. М., 1990. 79 с.

19. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / под ред. Д. М. Гродзинского. Киев, 1992. 194 с.

20. Радиоэкология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Киев, 1997. 320 с.

21. *Романенко В. Д.* Основы гидроэкологии : учеб. для студентов высш. учеб. заведений. Киев, 2004. 664 с.

22. *Суцень Л. М., Пикулик М. М., Пленин А. Е.* Животный мир и радиация. Минск, 1991. 113 с.

23. *Тимофеева-Ресовская Е. А.* О скорости подводного обрастания (образование перифитона) в присутствии слабых концентраций излучателей // Бюллетень Уральского отделения МОИП. 1958. Вып. 1. С. 49—55.

24. *Тимофеева-Ресовская Е. А.* Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов // Труды Уральского филиала АН СССР. 1963. Вып. 30. 77 с.

СОДЕРЖАНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ	3
1. РАДИОЭКОЛОГИЯ КАК НАУКА	
1.1. Предмет, цель и задачи радиоэкологии	5
1.2. Структура радиоэкологии и связь с другими науками	6
1.3. Радиоактивность и ядерные излучения	7
1.4. Хроника основных событий, связанных с возникновением и развитием ядерной физики и, как следствие, радиационной экологии.....	13
Контрольные вопросы и задания.....	19
2. ОСНОВЫ ДОЗИМЕТРИИ И РАДИОМЕТРИИ	
2.1. Дозиметрические понятия. Основные дозиметрические величины.....	19
2.2. Способы измерения ионизирующих излучений и определения доз облучения	29
Контрольные вопросы и задания.....	30
3. РАДИАЦИОННЫЙ ФОН ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ	
3.1. Естественная радиоактивность	30
3.1.1. Составляющие радиационного фона окружающей среды	30
3.1.2. Радиация космического происхождения	32
3.1.3. Радиация земного происхождения	36
3.2. Искусственная радиоактивность	48
3.2.1. Основные физические процессы образования искусственных радионуклидов	48
3.2.2. Наиболее важные искусственные радионуклиды	49
3.2.3. Источники поступления искусственной радиоактивности в окружающую среду	52
Контрольные вопросы и задания.....	68
4. РАДИАЦИОННЫЕ АВАРИИ И ИНЦИДЕНТЫ	
4.1. Классификация радиационных событий	68
4.2. Основные радиационные аварии и инциденты	70
Контрольные вопросы и задания.....	81
5. МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРИРОДНЫХ СРЕДАХ	
5.1. Распространение радионуклидов в атмосфере.....	82
5.1.1. Рассеяние радионуклидов в атмосфере.....	82

5.1.2. Удаление радионуклидов из атмосферы.....	83
5.1.3. Вторичное загрязнение атмосферы.....	84
Контрольные вопросы и задания:.....	85
5.2. Наземные пути миграции радионуклидов.....	85
5.2.1. Миграция радионуклидов в почве.....	85
5.2.2. Поглощение и распределение радионуклидов в растениях	94
5.2.3. Перенос радионуклидов в организм животных, включение их в метаболизм и транспорт по пищевым цепям.....	110
Контрольные вопросы и задания.....	113
5.3. Миграция радионуклидов в водной среде.....	114
5.3.1. Естественная и искусственная радиоактивность водной среды	114
5.3.2. Перераспределение радионуклидов между жидкой и твердой фазами в водной среде.....	114
5.3.3. Пространственное перераспределение радионуклидов в водных экосистемах и механизмы его обуславливающие	125
Контрольные вопросы и задания.....	132
БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЕ ССЫЛКИ	133

Учебное издание
Макаревич Тамара Александровна
РАДИОЭКОЛОГИЯ
Пособие

Редактор *Е. В. Павлова*
Художник обложки *Т. Ю. Таран*
Технический редактор *Т. К. Раманович*
Компьютерная верстка *С. Н. Егоровой*
Корректоры *Е. И. Кожушко,*
Е. Г. Дятко

Подписано в печать 30.12.2013.
Формат 60×84/16. Бумага офсетная.
Печать офсетная. Усл. печ. л. 7,9.
Уч.-изд. л. 9,2. Тираж 120 экз. Заказ 7.

Белорусский
государственный университет.
ЛИ № 02330/0494425 от 08.04.2009.
Пр. Независимости, 4, 220030, Минск.

Республиканское унитарное предприятие
«Издательский центр Белорусского
государственного университета».
ЛП № 02330/0494178 от 03.04.2009.
Ул. Красноармейская, 6, 220030, Минск.