СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННАЯ РАДИОЭКОЛОГИЯ

Под редакцией академика ВАСХНИЛ Р.М. Алексахина
и академика ВАСХНИЛ Н.А. Корнеева

Москва
·ЭКОЛОГИЯ·
1991

Научная библиотека НИИ
радиационной медицины
Гомельский филиал

УДК 504.054:636

Авторы: Р.М. Алексахин, А.В. Васильев, В.Г. Дикарев, В.А. Егорова, Т.Л. Жигарева, Ю.А. Иванов, Г.В. Козьмин, Б.П. Кругликов, С.В. Круглов, Е.А. Моргунова, Л.И. Пантелеев, А.П. Поваляев, Г.И. Попова, И.М. Расин, А.Н. Ратников, Н.И. Санжарова, И.А. Сарапульцев, В.А. Соколов, Е.В. Спирин, С.В. Фесенко, А.С. Филипас, И.К. Хвостунов, А.С. Шевченко, Б.И. Шуховцев.

Сельскохозяйственная радиоэкология / Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др.; Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. – М.: Экология, 1992. – 400 с. ISBN 5–7120–0684–7

Изложены основные закономерности миграции естественных и искусственных радионуклидов в почвах, а также накопления их в сельскохозяйственных растениях и животных. Описаны особенности биологического действия ионизирующих излучений на растения и животных. Указаны мероприятия, направленные на снижение накопления радионуклидов в продукции растениеводства и животноводства. Приведены основы радиационного мониторинга сферы сельскохозяйственного производства.

Для научных работников и специалистов АПК.

Табл. 127. Ил. 53. Библиогр.: 275 назв.

С $\frac{3702020000-191}{037(01)-91}$ 14–91 агропром

ISBN 5–7120–0684–7

© Коллектив авторов, 1992

ВВЕДЕНИЕ

Сельскохозяйственная радиоэкология – это наука, изучающая закономерности миграции радионуклидов по биологическим цепочкам в агропромышленной сфере и действия ионизирующих излучений как одного из ведущих экологических факторов в современной биосфере на сельскохозяйственные растения и животных, а также агроценозы [79]. В прикладном плане эта научная дисциплина разрабатывает способы изменения (как правило, ограничения) вовлечения радионуклидов в биологический круговорот, снижения содержания радиоактивных веществ в растениях и животных и продукции растениеводства и животноводства и, в конечном счете, обосновывает систему ведения агропромышленного производства, обеспечивающую минимальное радиационное воздействие на человека, а в некоторых случаях и на растения и животных. Сельскохозяйственная радиоэкология обосновывает принципы функционирования АПК на территориях с повышенным содержанием радиоактивных веществ (в том числе на сельскохозяйственных угодьях, подвергшихся радиоактивному загрязнению после радиационных аварий).

Важное значение исследований в области сельскохозяйственной радиоэкологии стало особенно очевидным в период, когда началось активное освоение атомной энергии в различных отраслях народного хозяйства, в первую очередь когда стала развиваться ядерная энергетика. Как известно, следствием использования атомной энергии явились рассеяние искусственных радионуклидов в биосфере, в том числе и в сфере агропромышленного производства, и ускорение темпов передвижения естественных радионуклидов с последующим включением их в цепи миграции в системе радиоактивные выпадения – почва – сельскохозяйственные растения – сельскохозяйственные животные.

Облучение человека от радионуклидов техногенного происхождения, поступивших в среду его обитания, в общем виде складывается из четырех источников: 1) внешнего облучения от осевших на земную поверхность (почвенно-растительный покров) радионуклидов; 2) ингаляции радионуклидов, находящихся в зоне дыхания человека; 3) погружения человека в облако, содержащее радиоактивные аэрозоли (если имеет место выброс радиоактивных веществ в атмосферу); 4) облучения от радионуклидов, поступивших в организм человека с

продуктами питания и водой. Как показывает анализ различных радиологических ситуаций, последний из четырех источников облучения в большинстве случаев играет ведущую, а иногда и решающую роль в формировании лучевой нагрузки на человека. Доминирующее значение пищевого пути поступления радионуклидов как фактора дополнительного (сверхфонового) облучения человека среди всех других источников воздействия ионизирующих излучений на человека в условиях повышения радиационного фона Земли и предопределило исключительное внимание к проблемам сельскохозяйственной радиоэкологии.

В истории развития сельскохозяйственной радиоэкологии можно выделить несколько этапов. На первом этапе (довоенные годы) основное внимание было обращено на изучение особенностей накопления тяжелых естественных радионуклидов (^{238}U, ^{226}Ra, ^{232}Th и др.) растениями. Этот интерес был связан прежде всего с разработкой биогеохимического метода поисков урана, а также с академическим изучением закономерностей поглощения тяжелых элементов растениями. К довоенному времени относятся первые исследования действия повышенного естественного радиационного фона на популяции растений. В конце 30-х годов были выполнены работы по изучению распространения в почвах тяжелых естественных радионуклидов. Инициатором и руководителем этих исследований был академик В.И. Вернадский, впоследствии эти работы были продолжены его учеником академиком А.П. Виноградовым.

Второй этап развития сельскохозяйственной радиоэкологии связан с проведением в 50-х – первой половине 60-х годов интенсивных ядерных испытаний в атмосфере, сопровождающихся, как известно, выпадением на земную поверхность большого количества искусственных радионуклидов, включающихся в биологический круговорот с участием растений, животных и человека. Именно в этот период произошло оформление сельскохозяйственной радиоэкологии в рамках ее современной структуры как самостоятельной научной дисциплины.

В эти годы в результате глобального мониторинга природной среды, загрязненной радиоактивными выпадениями после ядерных испытаний, были изучены закономерности миграции в почвенно-растительном покрове Земли таких представителей продуктов деления, как ^{90}Sr и ^{137}Cs (основные долгоживущие искусственные радионуклиды в составе смеси осколков деления), особенности накопления растениями большого набора радиоактивных продуктов деления, нуклидов с наведенной активностью и некоторых трансурановых радионуклидов. Были определены параметры метаболизма этих радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных, а также оценены закономерности накопления искусственных радионуклидов в продукции растениеводства и животноводства. Эти многочисленные данные послужили основой для определения дозовых нагрузок на население и объективного анализа последствий загрязнения биосферы радиоактивными выпадениями после ядерных испытаний и сыграли важную роль в заключении в 1963 г. Московского договора о запрещении испытаний ядерного оружия в атмосфере, в космическом пространстве и под водой, способствуя предотвращению радиоактивного загрязнения природной среды в глобальных масштабах.

Наконец, в последний, третий этап своего развития сельскохозяйственная радиоэкология вступила в конце 60-х – начале 70-х годов, в период интенсивного роста ядерной энергетики и использования радиационных технологий в различных отраслях народного хозяйства. В эти годы стало ясно, что ядерная энергетика в ближайшие десятилетия явится одним из основных источников удовлетворения непрерывно растущих энергопотребностей человечества – с одной стороны, и что общий прогресс в развитии ядерной энергетики зависит от решения экологических проблем охраны природной среды от радиационного воздействия, связанного с полным ядерным топливным циклом (ЯТЦ), – с другой стороны. Последнее обусловлено тем, что на всех этапах ЯТЦ, начиная с добычи уранового сырья и кончая переработкой отработавшего топлива и захоронением высокоактивных отходов, происходят высвобождение искусственных радионуклидов в окружающую среду, в том числе в агропромышленную сферу, а также ускорение темпов миграции тяжелых естественных радионуклидов, в том числе в сельскохозяйственных звеньях круговорота. Таким образом, решение проблемы экологической безопасности работы атомных электростанций, а точнее, всех предприятий ЯТЦ, тесно сопряжено с анализом радиационной обстановки, складывающейся в сфере агропромышленного производства на территориях, прилегающих к АЭС и другим предприятиям ЯТЦ, а в аварийных ситуациях – и с принятием мер по ограничению перехода радионуклидов в сельскохозяйственную продукцию. Такое положение является следствием того, что присутствие радионуклидов в пищевых продуктах является в большинстве радиологических ситуаций ведущим дополнительным источником облучения человека.

Основными задачами сельскохозяйственной радиоэкологии на современном, третьем этапе ее развития является изучение особен-

ностей миграции радионуклидов, появление которых связано с деятельностью предприятий ЯТЦ. На разных этапах ЯТЦ в биосферу, в том числе в сферу сельскохозяйственного производства, поступают различные радионуклиды, причем на всех этапах в составе смесей выбрасываемых радионуклидов находятся биологически подвижные и способные интенсивно включаться в сельскохозяйственные цепочки. Так, на этапах добычи уранового сырья и его первичной переработки к числу достаточно подвижных можно отнести ^{210}Pb, ^{210}Po, ^{226}Ra, ^{238}U и некоторые другие тяжелые естественные радионуклиды. При работе АЭС во внешнюю среду переходят очень большое число радиоактивных продуктов деления, среди которых к интенсивно мигрирующим следует отнести ^{90}Sr, ^{131}I, ^{137}Cs и ряд других, а также многие нуклиды с наведенной активностью (^{54}Mn, ^{60}Co, ^{65}Zn и др.). При работе радиохимических заводов и захоронении высокоактивных отходов в окружающую среду, помимо продуктов деления и нуклидов с наведенной активностью, поступают долгоживущие трансурановые радионуклиды (^{237}Np, ^{239}Pu, ^{241}Am и др), которые хотя и не обладают высокой мобильностью в пищевых цепочках, однако относятся к числу очень высокотоксичных веществ.

Развитие ядерной энергетики привело к росту концентраций в биосфере средне- и долгоживущих радионуклидов ряда биофильных элементов. В их число входят, в частности, ^{3}H, ^{14}C, ^{129}I. Включение этих радионуклидов в сельскохозяйственную ветвь круговорота имеет важное значение в оценке долговременной перспективы повышения радиационного фона Земли. Следует подчеркнуть, что по интенсивности переноса потоки миграции искусственно образованных количеств ряда радионуклидов (^{3}H, ^{14}C) уже приблизились к соответствующим показателям для транспорта естественных количеств тех же радионуклидов или даже превзошли их.

Особую актуальность проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии приобретают в случае аварийных ситуаций, связанных с выбросами радиоактивных веществ в атмосферу, как это имело место при ядерной аварии на Южном Урале (взрыв емкости, содержащей радиоактивные отходы) в 1957 г., при радиационной аварии на промышленном ядерном реакторе в Уиндскейле (Великобритания) в 1957 г. и при аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. В этих случаях мероприятия в сельском хозяйстве, направленные на ограничение поступления радионуклидов с пищевыми продуктами в организм человека, являются одними из основных в комплексе мер по обеспечению радиационной безопасности. Это отражает важную роль продукции агропромышленного производства, содержащей радионуклиды, в формировании суммарной дозы облучения на население.

Помимо работы предприятий ЯТЦ, перед сельскохозяйственной радиоэкологией важные задачи ставят и некоторые другие стороны хозяйственной деятельности человека, ведущие к возрастанию естественного радиационного фона в сфере агропромышленного производства. Так, к числу существенных источников увеличения содержания радионуклидов в сельскохозяйственной сфере нужно отнести расширяющееся использование органических и минеральных удобрений и различных химических мелиорантов с повышенным содержанием радионуклидов, а также растущее использование в орошаемом земледелии вод с повышенной радиоактивностью.

В последние годы заметно возросло внимание к оценке роли естественного фона ионизирующих излучений как важного экологического и гигиенического фактора. Это дало стимул и к детальному изучению круговорота большого числа естественных радионуклидов (в первую очередь тяжелых естественных радионуклидов), в том числе в системе почва – сельскохозяйственные растения – сельскохозяйственные животные. В формировании суммарной дозовой нагрузки на население от естественного радиационного фона заметная роль принадлежит внутреннему облучению, т.е. облучению, обусловленному отложением в организме человека инкорпорированных радионуклидов, поступавших с сельскохозяйственными продуктами (молоком, мясом, хлебом и др.). Это послужило причиной широкого радиационного мониторинга сельскохозяйственной сферы, включающего оценку содержания ведущих естественных радионуклидов в основных видах сельскохозяйственной продукции.

Выдающуюся роль в становлении и развитии сельскохозяйственной радиоэкологии сыграл академик ВАСХНИЛ В.М. Клечковский (1900–1972). Ему принадлежит введение в литературу термина "сельскохозяйственная радиоэкология" в 1956 г. [98]. Ближайший ученик основоположника отечественной агрохимии академика Д.Н. Прянишникова В.М. Клечковский был одним из основателей первого в нашей стране научно-исследовательского учреждения, ведущего работу в области сельскохозяйственной радиоэкологии, – Биофизической лаборатории (БФЛ) в Московской сельскохозяйственной академии имени К.А. Тимирязева. В этой лаборатории с 1948 г. по инициативе академика И.В. Курчатова под руководством В.М. Клечковского стала выполняться широкая программа исследований по изучению накопления радионуклидов (в первую очередь из числа продуктов деле-

ния) сельскохозяйственными растениями и действия на них ионизирующих излучений. В 1956 г. в Академии наук СССР была опубликована работа коллектива авторов под редакцией В.М. Клечковского "О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае" [118], которая явилась первым итогом выполненных в нашей стране экспериментальных исследований в области сельскохозяйственной радиоэкологии. В конце 40-х – начале 50-х годов В.М. Клечковским было сформулировано основополагающее положение, которое можно назвать парадигмой современной сельскохозяйственной радиоэкологии: при широком использовании ядерной энергии в мирных целях, связанном с выведением в окружающую среду искусственных радионуклидов и интенсификацией круговорота естественных радионуклидов, основное значение имеет не прямое радиационное воздействие на сельскохозяйственные растения и животных (хотя эту проблему нельзя игнорировать), а накопление ими радионуклидов, поступающих с сельскохозяйственными продуктами в организм человека, что приводит к его дополнительному (сверхфоновому) облучению. Эта парадигма предопределила главное направление исследований в сельскохозяйственной радиоэкологии. В.М. Клечковский и его сотрудники описали физико-химические закономерности взаимодействия большого набора искусственных радионуклидов с почвами, оценили количественные закономерности накопления различных радионуклидов сельскохозяйственными растениями.

Особое место в становлении отечественной радиоэкологии заняли исследования на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа, образовавшегося при ядерной аварии в 1957 г. [69, 141]. На этом уникальном природном полигоне под руководством В.М. Клечковского были начаты многолетние комплексные исследования круговорота большого количества искусственных радионуклидов в системе почва – сельскохозяйственные растения – сельскохозяйственные животные [4]. Эти работы стали частью широких радиоэкологических исследований по оценке миграции радионуклидов в различных природных ландшафтах (помимо сельскохозяйственных, также изучались лесные, речные, озерные и другие типы биогеоценозов).

В целом в 50–60-е годы В.М. Клечковским и созданной им школой отечественной сельскохозяйственной радиоэкологии были выполнены фундаментальные исследования по почвенной и агрономической химии основных искусственных радионуклидов – в первую очередь радиоактивных продуктов деления и нуклидов с наведенной активностью (В.М. Прохоров, А.Я. Коготков, Э.Б. Тюрюканова, Ю.А. Поляков, Ф.И. Павлоцкая), их накоплению основными видами сельскохозяйственных растений (И.В. Гулякин, Е.В. Юдинцева, А.В. Егоров), поведению в организме сельскохозяйственных животных (Б.Н. Анненков, А.Н. Сироткин, И.Я. Панченко, Н.И. Буров). Для этих исследований был характерен комплексный характер, а большинство экспериментов было выполнено в естественных условиях с охватом различных типов агроэкосистем (Е.А. Федоров, Н.А. Корнеев, Г.Н. Романов, А.П. Поваляев, Б.С. Пристер, Н.П. Архипов). Итогом этих работ явилась разработка комплекса агротехнических, агрохимических и зооветеринарных мероприятий, целью которых было получение агропромышленной продукции с минимальным содержанием радионуклидов. На примере ведения сельскохозяйственного производства на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа были впервые в СССР созданы рекомендации по организации агропромышленного производства на территории с повышенным содержанием радиоактивных веществ. В эти годы в нашей стране коллективы ученых, работающих в области сельскохозяйственной радиобиологии и радиоэкологии, помимо Москвы, сформировались в С-Петербурге (Г.Г. Воккен, М.К. Мельникова, Н.Ф. Батыгин), Казани (В.А. Киршин), Тбилиси (Г.Г. Глонти), Челябинске, Свердловске, Краснодаре, Ташкенте, Ереване и других городах.

Значительное развитие получила сельскохозяйственная радиоэкология и за рубежом, при этом особое значение имели исследования в странах, располагавших крупными ядерными центрами, где проводились работы в области атомной промышленности и ядерной энергетики (Брукхевенская национальная лаборатория в США, лаборатории в Ок-Ридже, Хэнфорде, на полигонах ядерных испытаний – в США, Центр ядерных исследований в Кадараше – во Франции). Наиболее важные результаты исследований в области сельскохозяйственной радиоэкологии по оценке переноса радионуклидов в системе радиоактивные выпадения – почва – растения – животные, выполненных в 50–60-х годах в Западной Европе и США, были обобщены в фундаментальной монографии "Радиоактивность и пища человека", вышедшей в 1966 г. под редакцией Р.С. Расселла [144] и сыгравшей важную роль в развитии этого научного направления*. Существенный вклад в сельскохозяйственную радиоэкологию был внесен С.Л. Комаром, Р.Х. Вас-

*Эта монография была переведена в 1971 г. в СССР под ред. В.М. Клечковского.

серманом, Р.Х. Шулзом, А.Х. Спэрроу, Дж.Х. Редиске, А.А. Селдерсом, Е.М. Ромни, Р.Г. Мензелом, Х. Нишитой в США, Р.С. Расселом, Л.Дж. Миддлтоном, Г.М. Милбурном в Великобритании, Ф. Шеффером, Ф. Людвигом в ФРГ, А. Гроби во Франции, Р. Ичакавой, К. Теншо в Японии, Х. Райсихом в ГДР, Л. Фредрикссоном в Швеции.

Для современной сельскохозяйственной радиоэкологии характерны широкие междисциплинарные контакты. Родившуюся на стыке ряда фундаментальных и прикладных аграрных наук сельскохозяйственную радиоэкологию можно рассматривать как часть сельскохозяйственной радиологии – научной дисциплины, которая охватывает изучение всех аспектов использования достижений радиобиологии, применения источников ионизирующих излучений, радионуклидов и ядерно-физической аппаратуры в различных отраслях агропромышленного производства и в сельскохозяйственных исследованиях, а также оценку действия ионизирующих излучений на объекты сельскохозяйственного производства [79]. Тесные контакты связывают сельскохозяйственную радиоэкологию с другими разделами радиоэкологии – континентальной, морской и лесной радиоэкологией. Экспериментальные данные о закономерностях передвижения радионуклидов в разных природных средах и действия ионизирующих излучений на различные виды растений и животных позволяют получить более целостное представление о круговороте радионуклидов в сфере агропромышленного производства и влиянии ионизирующих излучений на сельскохозяйственные растения и животных.

Ряд общих задач объединяет сельскохозяйственную радиоэкологию и радиационную гигиену, одной из основных целей которой является обеспечение радиационной безопасности населения. Оценка дозовых воздействий на человека предполагает получение большого объема информации о переносе радионуклидов по сельскохозяйственным цепочкам до человека. Первостепенный интерес для радиационной гигиены представляют сведения, получаемые сельскохозяйственными радиоэкологами, о распределении радионуклидов в агропромышленной сфере, где возможно профессиональное воздействие радиационного фактора. Характерной чертой развития отечественной сельскохозяйственной радиоэкологии является ее связь с исследованиями в области коммунальной радиационной гигиены (Л.А. Ильин, Л.А. Булдаков, А.Н. Марей, Ю.И. Москалев, В.А. Книжников).

Тесные контакты всегда отличали сельскохозяйственную радиоэкологию и радиационную геофизику, основной задачей которых явилось изучение закономерностей рассеяния радионуклидов в разных

природных средах (в первую очередь в атмосфере) и распространения радионуклидов от источника выбросов (Ю.А.Израэль, Е.Н. Теверовский, К.П. Махонько, Ф.Я. Ровинский, В.В. Писарев, В.А. Борзилов).

Настоящая монография представляет коллективный труд, подготовленный специалистами Всесоюзного научно-исследовательского института сельскохозяйственной радиологии. По структуре содержание книги можно разделить на четыре части. Экологическую оценку последствий увеличения фона ионизирующих излучений для живых организмов, их популяций, биогеоценозов и биосферы в целом, а также характеристику роста концентраций радионуклидов в природных объектах как генеральную задачу радиоэкологии принято рассматривать в рамках анализа классического треугольника: миграция радионуклидов – формирование поглощенных доз – радиационные эффекты. Применительно к задачам сельскохозяйственной радиоэкологии этой проблеме посвящены первые три части книги: последовательно описывается миграция радионуклидов в почвах, звене почва – растение и в организме сельскохозяйственных животных (с оценкой накопления радионуклидов в продукции растениеводства и животноводства), далее изложены особенности формирования поглощенных доз у сельскохозяйственных растений и животных и, наконец, рассматривается биологическое действие ионизирующих излучений на растения и животных. В последней, четвертой, части книги изложены прикладные вопросы сельскохозяйственной радиоэкологии – мероприятия по снижению накопления радионуклидов в агропромышленной продукции, радиационный мониторинг сельскохозяйственной сферы, моделирование миграции радионуклидов в агроценозах, а также оценена роль потребления сельскохозяйственных продуктов, содержащих радионуклиды, как источника дополнительного облучения человека в различных радиологических ситуациях. Отдельно рассмотрены проблемы ведения агропромышленного производства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению после радиационных аварий с выбросом радионуклидов в окружающую среду.

ГЛАВА 1. ПОЧВЕННАЯ ХИМИЯ РАДИОНУКЛИДОВ

ПОЧВА КАК ИСХОДНОЕ ЗВЕНО МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРИРОДНОЙ СРЕДЕ

Почвенная оболочка биосферы – педосфера – один из основных компонентов в природе, где происходит локализация искусственных радионуклидов, сбрасываемых в окружающую человека среду вследствие его техногенной деятельности. Почвенный покров не всегда является первоначальным звеном, в которое поступают искусственные радионуклиды. Во многих случаях таким первичным резервуаром служат нижние слои атмосферы, куда производятся выбросы радионуклидов. Однако вследствие достаточно интенсивно протекающего очищения приземного воздуха от примесей радионуклиды быстро оседают на почвенный покров. Возможно также поступление в почву радионуклидов и после их сброса в гидрографическую сеть с паводковыми водами, при орошении и т.п. Почва обладает исключительно большой емкостью поглощения радионуклидов, как, впрочем, и других техногенных примесей, и интенсивная их сорбция в почвах обеспечивает создание в наземной среде мощного депо радионуклидов.

Сорбция радионуклидов в почве имеет двоякое значение для их миграции в биосфере и, в частности, в сельскохозяйственной сфере. С одной стороны, закрепление их в верхних горизонтах почвы – в корнеобитаемом слое растений – обеспечивает существование в природе длительно действующего источника радионуклидов для корневого накопления растениями. С другой стороны, сильная сорбция твердой фазой почвы радионуклидов ограничивает их усвоение через корневые системы растений. Это диалектическое противоречие в роли сорбции радионуклидов почвенным поглощающим комплексом обусловливает поддержание в наземной среде длительно протекающих процессов накопления радионуклидов растениями из почвы.

В различных радиологических ситуациях, связанных с выведением радионуклидов в сельскохозяйственную сферу (особенно это касается случаев, когда в окружающую среду поступают долгоживущие радионуклиды), аккумуляция радионуклидов растениями из почвы определяет исходные масштабы включения радионуклидов в пищевые цепи в системе радиоактивные выпадения – почва – сельскохозяйственные растения – сельскохозяйственные животные – человек. С этим связано важное значение звена почва – растение в общем цикле круговорота радионуклидов в наземной среде в целом и в агропромышленной сфере в частности. Поглощение радиоактивных веществ растениями из почвы в первую очередь зависит от ее свойств – от почвенной химии радионуклидов. Почва является одним из важнейших сельскохозяйственных объектов, которые подвергаются интенсивному воздействию со стороны человека при агропромышленном использовании – механической обработке, обводнительной или осушительной мелиорации, внесении удобрений и др. Все эти воздействия влияют и на почвенную химию радионуклидов.

СОРБЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ПОЧВАМИ

Почва является многофазной, полидисперсной, полифункциональной системой. Для подавляющего большинства радионуклидов поглощение их почвой определяется процессами распределения между двумя основными фазами – твердой и жидкой (почвенным раствором) и осуществляется в основном за счет процессов сорбции–десорбции радионуклидов, осаждения – растворения труднорастворимых соединений и коагуляции – пептизации коллоидов. В.М. Прохоров [144] выделил 3 группы факторов, влияющих на подвижность радионуклидов в почвах: связанные со свойствами почв, зависящие от характеристик радионуклидов и определяемые климатическими условиями. Основные особенности почв как адсорбентов заключаются в ряде специфических особенностей почв как ионитов.

Во-первых, почвы отличаются полифункциональностью, вызванной различиями в природе ионообменных мест ввиду неоднородности минералогического состава и присутствия органического вещества. С полифункциональностью почв связана различная прочность адсорбции ионов твердой фазой почвы.

Во-вторых, почва – полидисперсная система, что в первую очередь оказывает влияние на кинетику адсорбции и десорбции ионов и определяет степень достижения равновесного распределения.

В-третьих, в почве всегда присутствует органическое вещество, которое в зависимости от физико-химических свойств радионуклидов влияет на их сорбцию. В целом в сорбции определяющим являются следующие свойства почвенного органического вещества: способность образовывать растворимые комплексные соединения и способность взаимодействия с минеральными частицами, приводящая к экранированию их поверхности.

В четвертых, в почвах обитают микроорганизмы, которые, поглощая радионуклиды, способны после включения их в метаболические реакции трансформировать форму нахождения радионуклидов и выводить их в почву в форме ионов или нуклидорганических соединений.

В-пятых, почвы способны к фиксации (необменной адсорбции) некоторых ионов.

В-шестых, свойства почв непостоянны во времени, что вызвано изменениями температуры, влажности и окислительно-восстановительного потенциала, а также ростом и отмиранием корневых систем растений, хозяйственной деятельностью человека и др.

Показателем распределения радионуклидов между твердой и жидкой фазами почвы является коэффициент распределения K_p, представляющий отношение равновесных концентраций радионуклида в твердой и жидкой фазах. Частотное распределение значений K_p в почвах соответствует логнормальному закону (табл. 1). Указанные выше особенности почв, а также физико-химические свойства радионуклидов определяют распределение радионуклидов между жидкой и твердой фазами почв в соответствии со следующими противоположно направленными процессами: 1) соосаждением при образовании осадков и растворением осадков; 2) адсорбцией и десорбцией; 3) коагуляцией и пептизацией коллоидов.

Радионуклиды, как правило, находятся в почвах в ультрамикроконцентрациях. Например, при содержании $3{,}7 \cdot 10^{10}$ Бк/км² (1 Ки/км²) массовая концентрация радионуклидов в пахотном слое почвы составляет: ^{90}Sr ($T_{1/2}$ = 28,6 года) – $2{,}4 \cdot 10^{-12}$ %, ^{137}Cs ($T_{1/2}$ = 30,17 года) – $3{,}9 \cdot 10^{-12}$ %, ^{95}Zr ($T_{1/2}$ = 64,05 сут) – $1{,}6 \cdot 10^{-14}$ %. Исключение составляет небольшая группа радионуклидов с периодами полураспада порядка десятков – сотен миллионов лет и больше; например, тяжелые естественные радионуклиды ^{238}U ($T_{1/2} = 4{,}49 \cdot 10^9$ лет) и ^{232}Th ($T_{1/2} = 1{,}39 \cdot 10^{10}$ лет), массовая концентрация в почве которых составляет соответственно $(3–4) \cdot 10^{-4}$ и $(4–9) \cdot 10^{-4}$ % (по активности эти величины равны соответственно 37,5–50,0 и 16,4–36,9 Бк/кг почвы). Очень низкая массовая концентрация искусственных и естественных радионуклидов с $T_{1/2} < n10^2$ — 10^4 лет в почвах и почвенных растворах обусловливает существенную зависимость поведения радионуклидов в почвах от концентрации и свойств их изотопных или неизотопных носителей (стабильных изотопов данного химического элемента или химических элементов, сходных по физико-химическим свойствам с радионуклидами).

1. Параметры распределения K_p радионуклидов в почвах различного гранулометрического состава [127, 263]

Радионуклид или элемент	Почва	$\bar{K}_p \pm \sigma$, см³/г Пределы варьирования	Параметры логнормального распределения	
			$\bar{\mu}$	$\bar{\sigma}$
^{59}Fe	РП	6,8 4,4–9,6	–	–
^{65}Zn	ПП	622±912 $0{,}1–2{,}12 \cdot 10^3$	1,76	1,69
	ИП	51,8+68,2 3,6–100	1,28	1,02
	ГП	$(4{,}0±4{,}9) \cdot 10^3$ $70–1{,}3 \cdot 10^4$	3,19	0,83
^{90}Sr	ПП	26,0+30,2 2,0–114	1,16	0,50
	ИП	49,5±72,4 8,0–300	1,44	0,43
	ГП	449±416 $8{,}0–1{,}15 \cdot 10^3$	2,29	0,82
	РП	27 0,37–400	1,40	0,90
^{90}Y	РП	219 95–440	–	–
$^{95}Zr–^{95}Nb$	РП	164 $50–6{,}3 \cdot 10^3$	2,50	1,0
^{99m}Tc	РП	0,03 0,003–0,28	–1,5	0,5
^{131}I	ПП	0,55±0,36 0,2–1,2	–0,34	0,29
^{137}Cs	ПП	$(2{,}16±3{,}23) \cdot 10^3$ $10–1 \cdot 10^4$	2,67	0,93
	ИП	$(1{,}14±0{,}78) \cdot 10^4$ $650–1{,}10^4$	3,91	0,42
	ГП	$(0{,}84±1{,}36) \cdot 10^4$ $65–3{,}2 \cdot 10^4$	2,95	1,22

Продолжение

Радионуклид или элемент	Почва	$\overline{K}_p \pm \sigma$, см³/г Пределы варьирования	Параметры логнормального распределения	
			$\overline{\mu}$	$\overline{\sigma}$
	РП	$\frac{1{,}1\cdot10^3}{10-5{,}2\cdot10^4}$	3,0	0,8
^{141}Ce	РП	$\frac{1{,}1\cdot10^3}{5{,}8-6{,}0\cdot10^3}$	3,0	0,6
^{226}Ra	ПП	$\frac{(1{,}04\pm2{,}08)\cdot10^4}{106-3{,}8\cdot10^4}$	3,40	1,29
	ИП	$\frac{(3{,}0\pm4{,}4)\cdot10^5}{(0{,}2-9{,}5)\cdot10^5}$	5,10	0,69
	ГП	$\frac{(1{,}56\pm1{,}72)\cdot10^4}{6{,}96-5{,}6\cdot10^4}$	3,96	0,55
^{232}Th	РП	$\frac{6\cdot10^4}{(0{,}2-51)\cdot10^4}$	4,8	0,6
^{238}U	РП	$\frac{45}{11-4{,}4\cdot10^3}$	1,6	0,6
Np	ПП	$\frac{37{,}6\pm94{,}6}{0{,}16-390}$	0,678	0,973
	ИП	$\frac{47{,}4\pm35{,}9}{1{,}27-95}$	1,426	0,693
	ГП	$\frac{1327\pm1529}{41-3200}$	2,619	0,922
	ОП	$\frac{857{,}5\pm101{,}1}{786-929}$	2,932	0,051
Pu	ПП	$\frac{(1{,}04\pm1{,}57)\cdot10^3}{33-6{,}87\cdot10^3}$	2,663	0,596
	ИП	$\frac{(1{,}39\pm3{,}08)\cdot10^4}{230-9{,}0\cdot10^4}$	3,474	0,791
	ГП	$\frac{(4{,}28\pm6{,}89)\cdot10^4}{316-1{,}9\cdot10^5}$	3,706	1,05
	ОП	$\frac{(2{,}29\pm2{,}82)\cdot10^4}{(0{,}16-6{,}2)\cdot10^4}$	3,970	0,747

Продолжение

Радионуклид или элемент	Почва	$\overline{K}_p \pm \sigma$, см³/г Пределы варьирования	Параметры логнормального распределения	
			$\overline{\mu}$	$\overline{\sigma}$
Am	ПП	$\frac{(6{,}5\pm11{,}2)\cdot10^3}{82-4{,}35\cdot10^4}$	3,105	0,817
	ИП	$\frac{(1{,}44\pm1{,}13)\cdot10^4}{0{,}16-2{,}98\cdot10^4}$	3,946	0,538
	ГП	$\frac{(6{,}05\pm12{,}9)\cdot10^4}{25-4{,}0\cdot10^5}$	3,832	1,23
	ОП	$\frac{(6{,}40\pm1{,}23)\cdot10^3}{(5{,}53-7{,}27)\cdot10^3}$	3,802	0,084

Примечание. $\overline{\sigma}$ – дисперсия; $\overline{\mu}$ – среднее логнормального распределения; РП – разные почвы (среднее для K_p радионуклидов в дерново-подзолистой почве, черноземе и красноземе); ПП – песчаные почвы; ИП – почвы с повышенным содержанием илистой фракции; ГП – глинистые почвы; ОП – органогенные почвы.

Соосаждение радионуклидов может протекать с изотопными и неизотопными носителями, а также вследствие "захвата" осадками с сильно развитой поверхностью (соосаждение с "коллекторным" носителем). Образование и растворение осадков зависят от ионного состава, pH и Eh почвенного раствора, а также от присутствия органических и неорганических лигандов. Адсорбция радионуклидов из почвенного раствора твердой фазой, несмотря на различные механизмы протекания (ионообменная адсорбция, хемосорбция, адсорбция молекулярных веществ и т.д.), тесно связана со свойствами минеральных, органических и органо-минеральных почвенных коллоидов. Ионообменная адсорбция химических элементов, в том числе радионуклидов, в катионной форме зависит от свойств катионов (заряда ионов и радиуса гидратированных ионов), свойств адсорбента (химической природы и структуры органических, минеральных и органо-минеральных почвенных коллоидов), объема и концентрации раствора. Адсорбция анионов зависит от заряда ионов, состава коллоидов (в первую очередь от количества полуторных оксидов) и реакции среды.

Количественно закономерности молекулярной и ионообменной адсорбции могут быть описаны эмпирическим уравнением Фрейндлиха:

Научная библиотека НИИ радиационной медицины

$$Q = mC^n, \quad (1)$$

где Q – количество адсорбированного вещества; C – равновесная концентрация; m и n – эмпирические константы,

или уравнением Ленгмюра, являющимся выражением частного случая закона действия масс:

$$Q = \frac{KC}{1 + KC} Q_{max}, \quad (2)$$

где Q – количество вещества, адсорбированного на единицу массы адсорбента; K – константа равновесия; C – равновесная концентрация; Q_{max} – сорбционная емкость адсорбента.

Необменное поглощение радионуклидов связано в основном с минеральными почвенными коллоидами. Свойство необменно фиксировать катионы проявляется у трехслойных глинных минералов с разбухающей решеткой (группы гидрослюд, монтмориллонита). Каолинит и другие минералы с двухслойной решеткой не обладают способностью необменно фиксировать катионы. Свойство к необменной фиксации присуще катионам, радиусы которых близки или немного больше радиуса гексагональных пустот решеток минералов: таковы, например, K^+ ($1{,}33 \cdot 10^{-10}$ м); NH_4^+ ($1{,}43 \cdot 10^{-10}$ м); Rb^+ ($1{,}49 \cdot 10^{-10}$ м); ^{137}Cs ($1{,}65 \cdot 10^{-10}$ м). В табл. 2 приведены показатели сорбции ^{137}Cs минералами и глинами различных групп.

Влияние состава почвенного раствора на распределение радионуклидов между твердой и жидкой фазами почв показано на рис. 1–3.

Распределение радионуклидов между жидкой и твердой фазами почв зависит от физико-химического состояния и свойств радионуклидов, а также от характеристики сопутствующих микро- и макропримесей. К таким свойствам В.М. Прохоров [140] относит величину и знак заряда иона, форму соединений, способность к адсорбции, комплексообразованию, гидролизу и др. Согласно В.А. Ковде [76], ионы элементов, имеющие ионные потенциалы (отношение заряда иона к ионному радиусу) $Z/r < 1{,}4$, характеризуются свойствами сильных оснований и мигрируют в катионной форме в виде истинных растворов (Na^+, K^+, Rb^+, Cs^+, Ra^{2+} и др.). Ионы элементов с параметрами $1{,}4 < Z/r < 3{,}0$ (Li^+, Ca^{2+}, Sr^{2+}, Ba^{2+}, Mn^{2+}, Co^{2+}, Ni^{2+}, Zn^{2+}, La^{3+}, Ce^{3+}, Ac^{3+}, Np^{3+}, Am^{3+} и др.) передвигаются в основном в катионной форме и виде истинных растворов, но при увеличении pH могут образовывать труднорастворимые гидрооксиды и основные соли, а в присутствии карбонат-ионов – труднорастворимые карбонаты. В этом случае возможна миграция в виде коллоидов и взвесей. Ионы элементов с параметрами $3 < Z/r < 7$ обладают высокой чувствительностью к реакции среды, образуют труднорастворимые гидрооксиды, более подвижны в щелочной среде, а их миграция происходит в виде комплексных соединений, коллоидов и взвесей (Y^{3+}, Ti^{4+}, Zr^{4+}, Cr^{3+}, Fe^{3+}, Ru^{4+}, Rh^{3+}, Ce^{4+}, Th^{4+}, U^{4+}, Pu^{4+} и др.). При значениях $Z/r > 7$ перенос элементов происходит, главным образом, в форме анионов в виде истинных растворов (TcO_4^-, BO_3^-, NO_3^-, PO_4^{3-}, SO_4^{2-} и др.).

2. Сорбция ^{137}Cs минералами и глинами [190]

Группа минералов	Тип минерала	K_p, см³/г	Сорбция, % от внесенного	Десорбция, % от поглощенного	
				0,5 н. KNO_3	0,5 н. NH_4NO_3
Монтмориллонитовая	Асканит	1577	99,37	3,28	4,94
	Гумбрин	1483	99,33	7,34	7,85
	Бентонит	603	98,37	18,28	8,34
Каолинитовая	Каолинит	759	98,70	19,50	56,40
Гидрослюд	Вермикулит	2554	99,61	12,60	12,62
	Гидрофлогопит	2030	99,51	6,99	10,03
	Гидромусковит	53	84,20	62,00	71,20
Слюд	Мусковит	194	95,10	54,10	58,50
	Биотит	395	97,53	46,60	49,40
	Флогопит	2212	99,55	7,16	9,40
Полуторных оксидов	Гидрогетит	23	69,39	44,20	39,10
Минералов-солей	Вивианит (в породе)	1744	99,43	44,60	52,30

Н.В. Тимофеевым-Ресовским с соавторами [127] радионуклиды по типу поведения в системе почва – раствор в зависимости от концентрации стабильных изотопных носителей, pH, присутствия в растворе катионов других элементов, наличия несорбирующихся коллоидов и органических лигандов классифицированы следующим образом:

I группа: Zn, Cd, Co. Тип поведения – необменный. Наиболее вероятные механизмы закрепления в почве – адсорбция почвенными минералами и образование комплексов с органическими и органо-минеральными лигандами. Наиболее важный фактор миграции – наличие органических лигандов.

II группа: Na, Rb, Sr. Тип поведения – обменный. Основной меха-

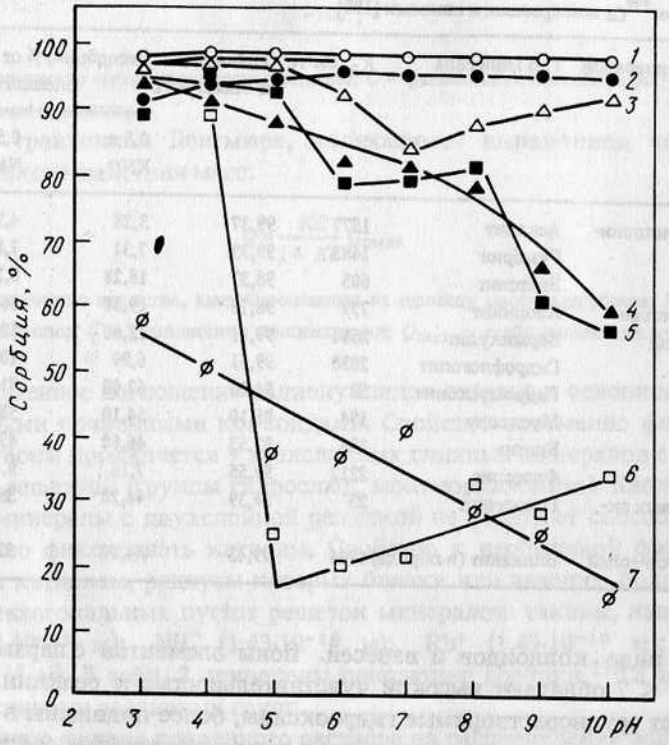


Рис. 1. Зависимость сорбции радионуклидов почвами от pH раствора:
1 – ^{137}Cs; *2* – ^{90}Sr; *3* – ^{86}Rb; *4* – ^{91}Y; *5* – ^{144}Ce; *6* – ^{59}Fe; *7* – ^{106}Ru

низм закрепления в почве – ионный обмен. Наиболее важный фактор миграции – присутствие в растворе других катионов.

III группа: Cs. Тип поведения – обменный в макроконцентрациях и необменный в микроконцентрациях. Механизм закрепления в почве – необменное поглощение (в микроконцентрациях).

IV группа: I, Ce, Pm, Zr, Nb, Fe, Ru. Тип поведения – многоформный. Наиболее вероятный механизм закрепления в почве – образование комплексов и осаждение (коагуляция) коллоидов. Группа характеризуется наличием поглощаемых твердой фазой химических форм и непоглощаемых миграционноспособных форм. Равновесие между формами сдвигается при изменении концентрации стабильных изотопных носителей, pH и в присутствии мигрирующих коллоидов.

V группа: Ag. Тип поведения – многоформный с переменной ва-

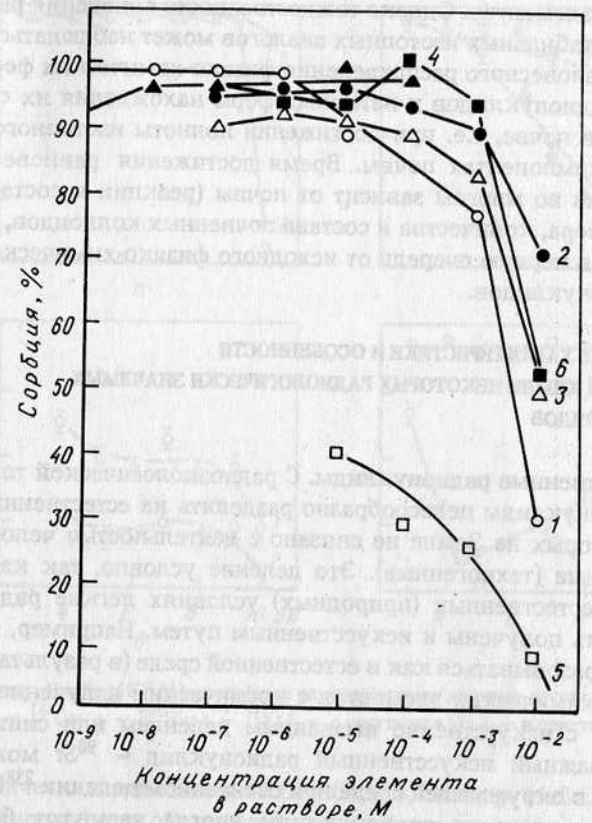


Рис. 2. Зависимость сорбции радионуклидов почвами от концентрации их стабильных изотопных аналогов в растворе:
1 – ^{137}Cs; *2* – ^{90}Sr; *3* – ^{86}Rb; *4* – ^{91}Y; *5* – ^{22}Na; *6* – ^{65}Zn

лентностью, обладает свойствами I, II и IV групп. Важным фактором миграции является наличие восстановительных барьеров.

Наряду с приведенной классификацией все изученные элементы были разделены Н.В. Тимофеевым-Ресовским с соавторами [127] на 4 группы: 1) очень малоподвижные – Zn, Cd, Co; 2) малоподвижные – Y, Ce, Fe, Zr, Nb; 3) подвижные – Na, Rb, Sr, Ru; 4) сильноподвижные – S, I (анионы).

Являясь изотопами химических элементов, радионуклиды характеризуются теми же химическими свойствами, что и стабильные изо-

топы этих элементов. Однако тождественность поведения радионуклидов и их стабильных изотопных аналогов может наблюдаться только в случае равновесного распределения физико-химических форм привнесенных радионуклидов и нативных форм нахождения их стабильных аналогов в почве, т.е. при достижении полноты изотопного обмена в фазах и компонентах почвы. Время достижения равновесного распределения во многом зависит от почвы (реакции и состава почвенного раствора, количества и состава почвенных коллоидов, влажности и др.), но в первую очередь от исходного физико-химического состояния радионуклидов.

ВАЖНЕЙШИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ И ОСОБЕННОСТИ ПОЧВЕННОЙ ХИМИИ НЕКОТОРЫХ РАДИОЛОГИЧЕСКИ ЗНАЧИМЫХ РАДИОНУКЛИДОВ

Естественные радионуклиды. С радиоэкологической точки зрения все радионуклиды целесообразно разделить на естественные (присутствие которых на Земле не связано с деятельностью человека) и искусственные (техногенные). Это деление условно, так как образующиеся в естественных (природных) условиях легкие радионуклиды могут быть получены и искусственным путем. Например, тритий (^{3}H) может образовываться как в естественной среде (в результате ядерных реакций химических элементов с космическим излучением), так и в реакциях с искусственно вызванным делением или синтезом ядер. Другой важный искусственный радионуклид – ^{90}Sr может образовываться в окружающей среде при спонтанном делении ^{238}U. В связи с этим искусственные радионуклиды иногда называют более точно нуклидами антропогенного (техногенного) происхождения.

В биосфере Земли содержится более 80 естественных радионуклидов, которые можно разделить на две категории: первичные и космогенные. Первичные подразделены на две группы. Первая группа включает 43 радионуклида трех семейств (рядов) радиоактивных элементов с периодами полураспада от $3 \cdot 10^{-7}$ с (^{212}Po) до $1{,}41 \cdot 10^{10}$ лет (^{232}Th) (рис. 4). Радионуклиды этой группы называют также тяжелыми естественными радионуклидами. Следует отметить, что в природе ранее существовало четвертое радиоактивное семейство – ряд ^{237}Np ($T_{1/2}$ = $= 2{,}14 \cdot 10^{6}$ лет), все члены которого в естественных условиях распались, в настоящее время они получены искусственным путем. Вторая группа первичных радионуклидов состоит из 24 долгоживущих (период полураспада от $1{,}3 \cdot 10^{9}$ до $1{,}4 \cdot 10^{21}$ лет) радиоактивных изотопов

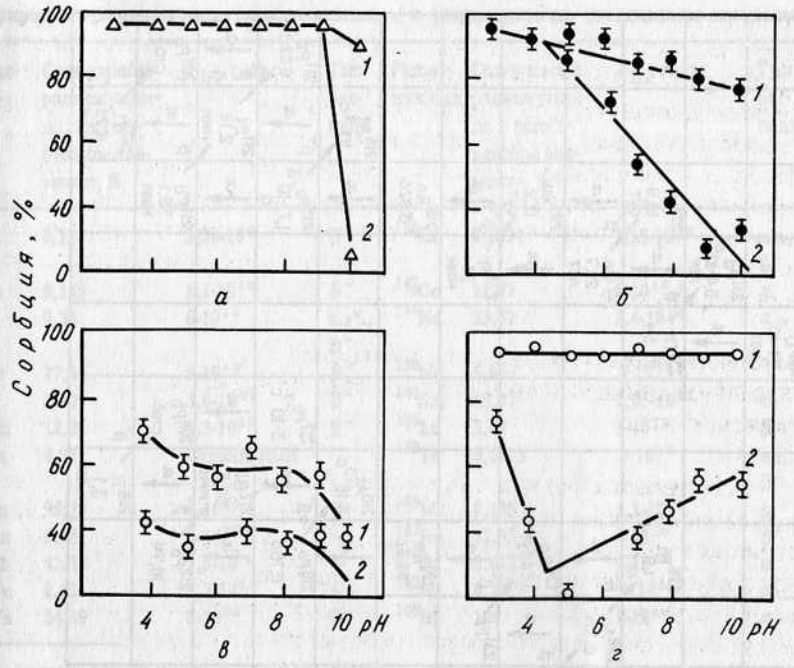


Рис. 3. Влияние pH и Fe (10^{-5} М) на сорбцию радионуклидов дерново-луговой почвой: *а* – ^{60}Co; *б* – ^{144}Ce; *в* – ^{106}Ru; *г* – ^{91}Y; *1* – в отсутствие Fe; *2* – в присутствии Fe

таких химических элементов, как K, Ca, Rb, Sn и др. (табл. 3). Космогенные радионуклиды образуются в основном в атмосфере в результате взаимодействия космического излучения (нейтронов, протонов и др.) с ядрами атомов O, N, Ar, а затем поступают на земную поверхность с атмосферными осадками. Эта группа представлена 20 радионуклидами (табл. 4) с периодами полураспада от 37,3 мин (^{38}Cl) до $7{,}4 \cdot 10^{5}$ лет (^{26}Al). Наиболее значимые в радиологическом плане радионуклиды этой группы – ^{3}H, ^{7}Be, ^{14}C, ^{22}Na и ^{24}Na.

Естественные радионуклиды целесообразно разделить на легкие и тяжелые. В группу тяжелых естественных радионуклидов специально выделены ввиду их большой радиотоксической значимости нуклиды трех радиоактивных семейств – ^{235}U, ^{238}U и ^{232}Th. Все остальные естественные радионуклиды отнесены к легким.

Легкие естественные радионуклиды. Тритий. ^{3}H – единственный радиоактивный изотоп водорода ($T_{1/2}$ = 12,34 года); характеризуется

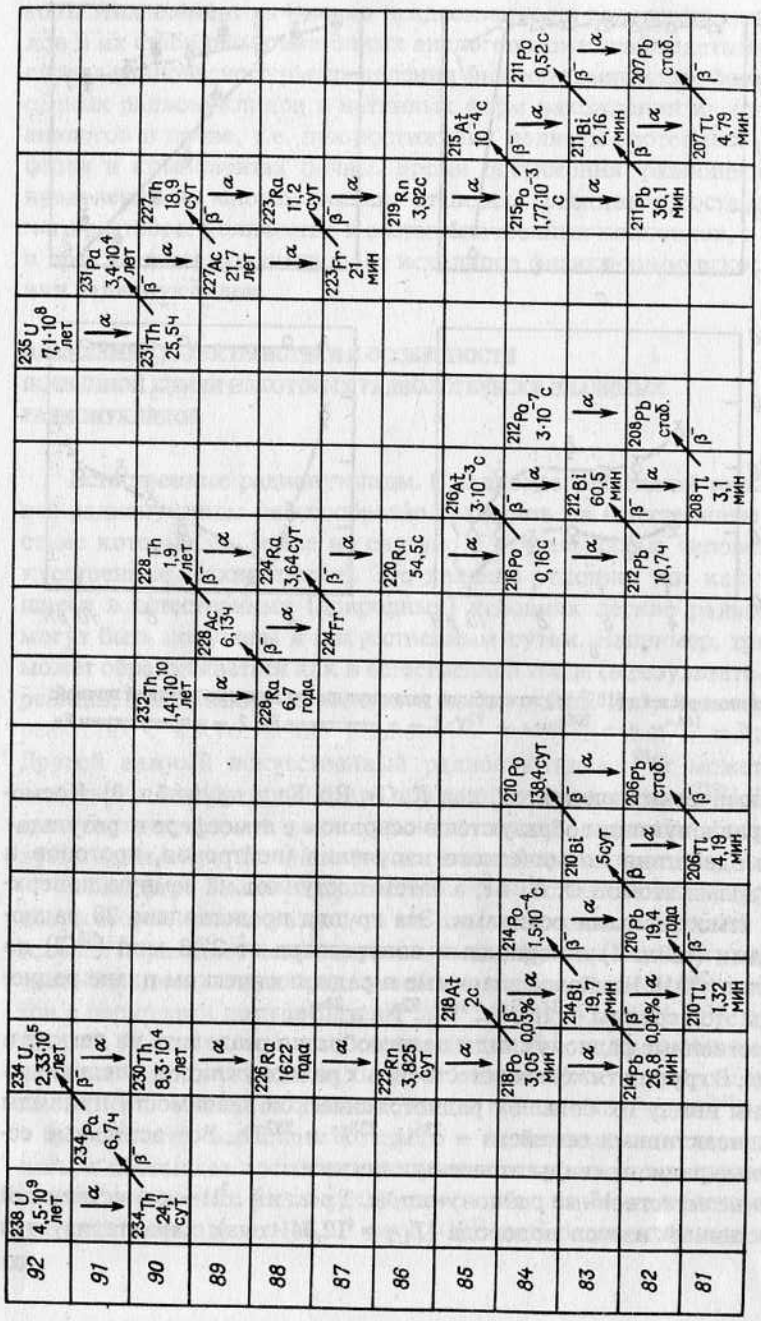


Рис. 4. Схемы распада ^{238}U, ^{232}Th и ^{235}U

3. Природные радионуклиды нерадиоактивных и радиоактивных химических элементов

Радионуклид	Содержание радионуклида в естественном элементе, %	$T_{1/2}$ годы	Тип распада	Радионуклид	Содержание радионуклида в естественном элементе, %	$T_{1/2}$ годы	Тип распада
^{40}K	0,118	$1,28 \cdot 10^{9}$	β^-	^{138}La	0,089	$1,12 \cdot 10^{11}$	э.з., β^-
^{48}Ca	0,185	$1,1 \cdot 10^{18}$	β^-	^{142}Ce	11,07	$5 \cdot 10^{16}$	α
^{50}V	0,24	$6 \cdot 10^{15}$	э.з*., β^-	^{144}Nd	23,87	$2,4 \cdot 10^{15}$	α
^{87}Rb	27,85	$5 \cdot 10^{10}$	β^-	^{150}Nd	5,60	$>10^{16}$	
^{96}Zr	2,80	$3,6 \cdot 10^{17}$	β^-	^{147}Sm	15,07	$1,05 \cdot 10^{11}$	α
^{113}Cd	12,26	$1,3 \cdot 10^{15}$	β^-	^{176}Lu	2,60	$3 \cdot 10^{10}$	β^-
^{113}In	4,23	Стабильный		^{180}Ta	0,0123	$>10^{13}$	э.з., β^-
^{115}In	95,77	$6 \cdot 10^{14}$	β^-	^{180}W	0,135	$1,1 \cdot 10^{15}$	α
^{124}Sn	5,98	$2 \cdot 10^{17}$	–	^{187}Re	62,93	$4 \cdot 10^{10}$	β^-
^{123}Sb	42,75	$1,3 \cdot 10^{16}$	–	^{190}Pt	0,0127	$6 \cdot 10^{11}$	α
^{123}Te	0,87	$1,2 \cdot 10^{13}$	э.з	^{192}Pt	0,78	$\approx 10^{15}$	α
^{130}Te	34,49	$8 \cdot 10^{20}$	β^-	^{209}Bi	100	$2 \cdot 10^{18}$	α

*э.з. – электронный захват,

максимальной массой 3,025 а.е.м. (два другие изотопа водорода – протий и дейтерий – стабильны). Распад ^3H сопровождается β-излучением с очень низкой энергией 0,0186 МэВ. В результате взаимодействия космических излучений (γ- и нейтронное излучение высоких энергий) с N, O и Ar в атмосфере образуется природный ^3H. Равновесное глобальное содержание природного ^3H составляет $1,3 \cdot 10^{18}$ Бк. В Мировом океане находится 65 % природного ^3H, на земной поверхности и в наземной биоте – 27 %. Антропогенный ^3H образуется и поступает в окружающую среду при производстве ядерной энергии на двух этапах ЯТЦ – при работе реакторов и при переработке отработавшего топлива Кроме этого, источником поступления ^3H в окружающую среду являются испытания ядерного и термоядерного оружия. Общее количество ^3H, поступившее в стратосферу только при термоядерных взрывах до 1979 г., лежит в пределах $(1,2–2,4) \cdot 10^{20}$ Бк, что значительно превышает содержание природного ^3H. Около 99 % количества природного ^3H превращается в тритированную воду – H^3HO. Поведение ^3H в

4. Характеристика естественных радионуклидов, индуцированных космическим излучением

Радионуклид	Скорость образования, ат/(см² · с)	Период полураспада	E_β, кэВ
^{3}H	0,20	12,34 года	18,6
^{7}Be	$8{,}1\cdot10^{-2}$	53 сут	э.з.
^{10}Be	$4{,}5\cdot10^{-2}$	$2{,}5\cdot10^{5}$ лет	555
^{14}C	2,5	5730 лет	156
^{22}Na	$8{,}6\cdot10^{-5}$	2,6 года	545(β^+)
^{24}Na	$3{,}0\cdot10^{-5}$	15 ч	1389
^{28}Mg	$1{,}7\cdot10^{-4}$	21,2 ч	460
^{26}Al	$1{,}4\cdot10^{-4}$	$7{,}4\cdot10^{5}$ лет	1170(β^+)
^{31}Si	$4{,}4\cdot10^{-4}$	2,6 ч	1480
^{32}Si	$1{,}6\cdot10^{-4}$	700 лет	210
^{32}P	$8{,}1\cdot10^{-4}$	14,3 сут	1710
^{33}P	$6{,}8\cdot10^{-4}$	25 сут	248
^{35}S	$1{,}4\cdot10^{-3}$	87 сут	167
^{38}S	$4{,}9\cdot10^{-5}$	2,87 ч	3000
^{34m}Cl	$2{,}0\cdot10^{-4}$	32,0 мин	2480(β^+)
^{36}Cl	$1{,}1\cdot10^{-3}$	$3{,}1\cdot10^{5}$ лет	714
^{38}Cl	$2{,}0\cdot10^{-3}$	37,3 мин	4910
^{39}Cl	$1{,}4\cdot10^{-3}$	55,5 мин	3450
^{39}Ar	$5{,}6\cdot10^{-3}$	270 лет	565
^{81}Kr	$1{,}5\cdot10^{-7}$	$2{,}1\cdot10^{5}$ лет	э.з.

почве описывается закономерностями поведения воды и зависит от взаимодействия различных процессов ее переноса.

Поведение ^{3}H в биотической и косной компонентах биосферы практически полностью определяется поведением его стабильного изотопного аналога – протия, стабильного изотопа одного из самых распространенных в биосфере химических элементов – водорода, по классификации Б.Б. Полынова [128] – абсолютного органогена, без которого невозможно физиологическое развитие живых организмов. В виде H^3HO и других соединений ^{3}H включается практически во все реакции, присущие биогеохимическому циклу водорода, включая процессы почвообразования, образования биоорганического вещества и др.

Углерод. В природной среде рассеяно 2 стабильных изотопа: ^{12}C (98, 89 %) и ^{13}C (1, 108 %). Основной радиоактивный изотоп С – ^{14}C (β-излучатель с энергией 156 кэВ и $T_{1/2}$ = 5730 лет). Поступление ^{14}C во внешнюю среду происходит как в результате природных явлений (космическое излучение), так и в результате антропогенных процессов (ядерные взрывы, производство ядерной энергии, сжигание ископаемого топлива, использование препаратов, меченных ^{14}C). Общее количество космогенного ^{14}C в биосфере оценивается $8{,}5\cdot10^{18}$ Бк. За счет ядерных взрывов с 1945 г. по 1980 г. в атмосферу поступило $2{,}2\cdot10^{17}$ Бк ^{14}C. Предполагается, что глобальное поступление ^{14}C вследствие работы АЭС к 2000 г. составит около 10 % от бомбового ^{14}C, или 0,3 % от уровня естественного ^{14}C.

Миграция ^{14}C в биосфере подчиняется закономерностям углеродного геохимического цикла. Образующийся ^{14}C, соединяясь с кислородом, превращается в $^{14}CO_2$, который затем вступает в обычный геохимический цикл С. В круговороте веществ биосферы участвует около 8,2 т/см² С. Из этого количества большая часть (примерно 7,5 т/см²) находится в океанической и морской воде в виде растворенной углекислоты и карбонат-ионов. Благодаря круговороту С в природе происходит постоянный обмен ^{14}C между атмосферой, с одной стороны, и гидросферой, литосферой, педосферой и живыми организмами, – с другой. В почвах ^{14}C входит в состав гумусовых соединений, карбонатов, $^{14}CO_2$ в почвенном воздухе и другие углеродсодержащие соединения. Общеизвестен метод определения возраста почв по содержанию ^{14}C.

Калий. В природной среде присутствуют три основных изотопа калия: два стабильных – ^{39}K и ^{41}K (их распространенность составляет соответственно 93,22 и 6,77 %), а также один радиоактивный – ^{40}K (0,0118 %). ^{40}K является β-излучателем с энергией 1,32 МэВ и $T_{1/2} = 1{,}28\cdot10^{9}$ лет. При распаде ^{40}K превращается в основном в стабильный изотоп кальция ^{40}Ca. В каждом грамме природного калия содержится 27 Бк ^{40}K. Если принять среднее содержание К в разных типах почв изменяющимся от 0,33 до 2,64 %, то это значит, что в пахотном слое почвы ($3\cdot10^{8}$ кг/км²) содержится ^{40}K в количестве (2,7–21,6) х х 10^{10} Бк/км² (0,7–5,8 Ки/км²).

^{40}K – один из основных (по активности) естественных радионуклидов в почвах, растениях и объектах агропромышленного производства. Учитывая это, введено специальное понятие "калийный фон", отражающее вклад ^{40}K в суммарное содержание радионуклидов (на практике это понятие используется в тех случаях, когда нужно оценить содержание искусственных радионуклидов по определению суммарной концентрации всех радионуклидов – общей β-активности).

А.П. Виноградов показал, что радиоактивность почвы определя-

ется в первую очередь содержанием радионуклидов в материнской породе. Максимальная радиоактивность обнаружена у почв, развившихся на кислых магматических породах, а наиболее высокая концентрация радионуклидов наблюдается в мелкодисперсной фракции почв – в глинистых частицах. Среднее содержание К в магматических породах равно: в кислых (граниты, гнейсы) – $3{,}9 \cdot 10^{-4}$ %, в средних (диориты, андезиты) – $2{,}7 \cdot 10^{-4}$ %, в основных (базальты) – $0{,}9 \cdot 10^{-4}$ %, в ультраосновных (дюриты) – $0{,}6 \cdot 10^{-4}$ %. Содержание К в осадочных породах изменяется в широких пределах: песчаники – 1,4 х х 10^{-4} %, известняки – $0{,}4 \cdot 10^{-4}$ %, сланцы глинистые – $2{,}7 \cdot 10^{-4}$ %.

Поведение К в почве и в звеньях биологических цепей полностью определяется поведением его стабильных изотопных носителей – ^{39}К и ^{41}К. Калий почвы представлен: калием почвенного раствора – $К^{р}$; обменным калием – $К^{обм}$; труднообмениваемым калием – $К^{то}$ и калием почвенных минералов – $К^{м}$ [12]. При нарушении равновесия, существующего между этими формами К, при удалении или внесении элемента, ионы $К^{+}$ заново перераспределяются между указанными формами. Равновесие между $К^{р}$ и $К^{обм}$ достигается за несколько минут. Равновесие между $К^{то}$ и $К^{обм}$ или $К^{р}$ устанавливается значительно медленнее (дни, месяцы). Превращение $К^{м}$ идет очень медленно и зависит от природы минерала.

К в почвенном растворе существует в виде $К^{+}$, так как образует незначительное количество ионных пар или растворимых органических комплексных соединений. В почвенных растворах К может быть связан с растворимыми органическими соединениями и его концентрация может варьировать от 0,1 до 100–200 мг/л.

Обменный К удерживается отрицательными зарядами обменных участков почвенных глин и органического вещества. Количество $К^{обм}$ в почвах обычно находится в пределах 40–500 мг/кг. Сила связывания $К^{обм}$ почвами зависит от типа обменных участков (с постоянным и(или) pH-зависимым зарядом) и наличия других катионов.

Труднообмениваемый К (фиксированный) удерживается между сетками глинистого минерала в таком положении, что он с трудом доступен для обмена с катионами раствора.

Основные К-содержащие минералы почвы – биотит, мусковит, ортоклаз, микроклин и иллит. По относительной скорости высвобождения К из частиц одинакового размера минералы располагаются в ряд: биотит > мусковит > ортоклаз > микроклин.

В процессе хозяйственной деятельности человека потоки ^{40}К в компонентах биосферы увеличиваются – в природе в круговорот до-

полнительно вовлечено $6{,}2 \cdot 10^{16}$ Бк ^{40}К. Так, концентрация ^{40}К в используемых в СССР фосфорных удобрениях составляет: в суперфосфате – 120 Бк/кг, в обогащенном концентрате – 70 Бк/кг, в обесфторенном фосфате – 30 Бк/кг. При средних нормах внесения калийных удобрений 60 кг/га в почву поступает ^{40}К в количестве $1{,}35 \cdot 10^{6}$ Бк/га.

Тяжелые естественные радионуклиды. Уран. Природный U состоит из 3 радиоактивных изотопов – ^{234}U, ^{235}U и ^{238}U, причем два последних являются родоначальниками радиоактивных семейств. Наиболее важным в радиологическом и токсикологическом отношениях по химическим свойствам является ^{238}U ($T_{1/2} = 4{,}5 \cdot 10^{9}$ лет, α-излучатель с энергией 4,18 МэВ). $T_{1/2}{}^{235}$U = $7{,}1 \cdot 10^{8}$ лет, это α-излучатель с энергиями 4,6 МэВ (8,3 %), 4,4 МэВ (61 %) и 4,3 МэВ (18 %); $T_{1/2}{}^{234}$U = $= 2{,}33 \cdot 10^{5}$ лет, α-излучатель с максимальной энергией 4,7 МэВ. Содержание ^{238}U, ^{235}U и ^{234}U в природной смеси изотопов U составляет соответственно 99,28, 0,71 и 0,006 %.

Ведущим источником U в биосфере является земная кора. Содержание U в почвах определяется прежде всего его концентрацией в материнских породах. В серых лесных почвах содержание ^{238}U равно $3{,}4 \cdot 10^{-4}$ %, в черноземах (от оподзоленного на севере до южного на юге зоны) – $3{,}0 \cdot 10^{-4}$ %, в верхних горизонтах сероземных почв полупустынь – $2{,}2 \cdot 10^{-4}$ %. Среднее содержание ^{238}U в почвах СССР составляет 25,0 Бк/кг (от 0,49 до 73,8 Бк/кг), среднемировая концентрация в почвах – 24,4 Бк/кг (в единицах массовой концентрации (3–4) х х 10^{-4} %). Глобальные техногенные потоки ^{238}U в биосфере в 1982 г. составляли: при функционировании предприятий топливных циклов на ядерном и ископаемом органическом топливе – около $1{,}5 \cdot 10^{14}$ Бк, за счет использования фосфорных удобрений – $1 \cdot 10^{14}$ Бк. Запас ^{238}U в пахотном слое земледельческих площадей составляет $1{,}4 \cdot 10^{17}$ Бк, а в пресных материковых водах – $7 \cdot 10^{17}$ Бк [175].

Исключительно важным фактором, определяющим поведение ^{238}U, является его высокая массовая концентрация в почвах в силу чего в поведении радионуклида более существенную роль играют химические свойства самого элемента, нежели стабильные аналоги. В то же время для ^{234}U, находящегося в почвах в ультрамикроконцентрациях, в отдельных случаях носителем может быть не ^{238}U, а некоторые химические элементы, типоморфные для отдельных ландшафтов, что подтверждается отклонением отношения ^{234}U/^{238}U от 1 [169].

Состояние и закрепление (сорбция) ^{238}U в почвах зависят от многих факторов [175]. Степень окисления ^{238}U в почвах +4 и +6. В сильновосстановительной среде растворенный ^{238}U находится преимущест-

венно в 4-валетной, а в окислительной – в 6-валентной формах. В почве ^{238}U может присутствовать в виде растворимых в воде соединений, в виде адсорбированных на органических и глинистых коллоидах ионов и молекул, в форме оксидов и других труднорастворимых соединений; он может также входить в состав кристаллических решеток алюмосиликатов. Поведение ^{238}U и формы его нахождения в почве определяются как состоянием самого нуклида, так и физико-химическими свойствами почвы [68]. Зависимость K_p^{238} от pH почвенного раствора нелинейная, отмечено наличие трех максимумов при pH 5–6, 9–10 и 12, минимума – при pH 2–3. Самое слабое поглощение ^{238}U дерново-подзолистой и дерново-луговой почвами происходит при pH 2–3, а максимальное (97–98 %) при pH 5–8. При взаимодействии ^{238}U в виде уранил-иона с почвами разных типов и минералами $K_p{}^{238}U$ колеблется от 7 до 338 $см^3/г$ и снижается более чем в 10 раз при увеличении количества ^{238}U в растворе выше 10^{-4} г/л. Резкое возрастание $K_p{}^{238}U$ (до 2000 $см^3/г$) отмечено в сравнительно узком интервале pH (9,5–10,5) со снижением при более высоких и более низких значениях pH. Доля прочносвязанных и связанных с полуторными оксидами соединений ^{238}U составляет 60–80 %, а содержание водорастворимых, обменных и кислоторастворимых соединений ^{238}U достигает в некоторых почвах до 20 %. ^{234}U как продукт распада ^{238}U может быть более подвижным в почве, чем материнский радионуклид.

Сорбция ^{238}U твердой фазой почв зависит от концентрации радионуклида в растворе, причем коэффициент десорбции уменьшается в степенной зависимости от количества сорбированного радионуклида. ^{238}U интенсивно сорбируется почвами с высоким содержанием илистой фракции, при этом сорбция главным образом происходит за счет глинистых минералов (иллита, каолинита, монтмориллонита) и органического вещества. Очень слабо поглощается ^{238}U известняком, практически не сорбируется кремнеземом. Влияние емкости катионного обмена на сорбцию ^{238}U почвами отсутствует [17]. Большую роль в поведении ^{238}U в почве играет комплексообразование с органическими и неорганическими лигандами, в первую очередь образование растворимых уранилкарбонатных комплексов. Гумусовые вещества и битумы способны избирательно извлекать ^{238}U из растворов с низкой концентрацией. ^{238}U связывается преимущественно с фульвокислотами, в меньшей степени с гуминовыми кислотами. Важным фактором, определяющим закрепление ^{238}U в почве, является окислительно-восстановительный потенциал почв: восстановление UO_2^{2+} до U^{4+}, как правило, приводит к осаждению ^{238}U в виде труднорастворимых соединений.

Исходная физико-химическая форма ^{238}U в процессах закрепления и распределения нуклида в почвах играет существенную роль [58]. Сорбция ^{238}U почвами 17 типов с контрастными физико-химическими свойствами и показателями механического состава составляет 82,2–99,2 %, десорбция: водой 1,1–7,5 %; 1 н. раствором ацетата аммония 2,4–40,8 %; 2 н. раствором HNO_3 51,3–77,2 % [149].

Торий. Природный Th состоит из 6 радиоактивных изотопов, а наиболее важный в радиологическом отношении ^{232}Th является родоначальником радиоактивного семейства, ^{232}Th имеет $T_{1/2}$ = 1,41 х х 10^{10} лет, α-излучатель с энергиями 3,98 МэВ (25 %) и 4,0 МэВ (75 %); ^{230}Th, $T_{1/2} = 8{,}3 \cdot 10^4$ лет, α-излучатель с энергиями 4,68 МэВ (75 %) и 4,61 МэВ (25 %). ^{228}Th, $T_{1/2}$ = 1,9 лет, α-излучатель с энергиями 5,42 МэВ (72 %) и 5,34 МэВ (28 %), ^{234}Th, $T_{1/2}$ = 24,1 сут, β-излучатель с энергиями 0,205 МэВ (80 %) и 0,111 МэВ (20 %), ^{227}Th, $T_{1/2}$ = 18,9 сут, α-излучатель с энергиями 6,04 МэВ (21 %), 5,98 МэВ (24 %), 5,76 МэВ (21 %) и 5,72 МэВ (14 %), ^{231}Th, $T_{1/2}$ = 25,5 ч, β-излучатель с энергиями излучения 0,30 МэВ (44 %) и 0,09 МэВ (45 %). Природный Th в основном представлен ^{232}Th (> 99,9 % по массе) с примесью ^{228}Th, содержание последнего при радиоактивном равновесии составляет $1{,}37 \cdot 10^{-8}$ %. ^{234}Th, ^{227}Th и ^{231}Th в природе встречаются в незначительных количествах. Среднее содержание ^{232}Th в почвах СССР составляет 31,1 Бк/кг (от 0,24 до 400 Бк/кг), среднемировая концентрация в почвах – 24,0 Бк/кг (в единицах массовой концентрации – $8 \cdot 10^{-4}$ %). В почвах дерново-подзолистой зоны Русской равнины содержание ^{232}Th составляет $9 \cdot 10^{-4}$ %, в черноземах (от оподзоленного на севере до южного на юге зоны) среднее содержание ^{232}Th $8{,}6 \cdot 10^{-4}$ %, в каштановых почвах – $7{,}0 \cdot 10^{-4}$ %, в верхних горизонтах сероземных почв полупустынь – $4{,}3 \cdot 10^{-4}$ %. Источником загрязнения внешней среды, особенно сельскохозяйственных угодий, ^{232}Th является широкое применение фосфорных удобрений, где содержание ^{232}Th колеблется от 1,5 до 25 Бк/кг.

Глобальные техногенные потоки ^{232}Th в биосфере в 1982 г. составляли: за счет сжигания ископаемого органического топлива – около $1{,}6 \cdot 10^{13}$ Бк, вследствие использования фосфорных удобрений – 4 х х 10^{12} Бк. Запас ^{232}Th в пахотном слое земледельческих площадей составляет $1{,}4 \cdot 10^{17}$ Бк, а в пресных материковых водах – $2{,}2 \cdot 10^{15}$ Бк [175].

Как и для ^{238}U, основным фактором, определяющим поведение ^{232}Th, является его высокая массовая концентрация в почвах, в силу чего в поведении радионуклида превалирующую роль играют хими-

ческие свойства самого элемента, а не влияние его стабильных аналогов. В то же время на поведение других изотопов Th, находящихся в почвах в ультрамикроконцентрациях, в отдельных случаях может оказывать влияние не только ^{232}Th, а и некоторые типоморфные элементы ландшафтов, что подтверждается отклонением в ряде случаев изотопного отношения генетически связанных изотопов ^{228}Th/^{232}Th от 1 [169].

Содержание водорастворимых, обменных и кислоторастворимых соединений ^{232}Th во всех почвах в сумме не превышает 10 %, а количество прочносвязанных и связанных с полуторными оксидами соединений ^{232}Th равно 80 %. Кислоторастворимая фракция ^{232}Th в удобрениях в несколько раз превышает его подвижную форму в почве и зависит от вида удобрений, т.е. от технологии переработки сырья, но практически не связана с его видом. Содержание растворимых форм ^{232}Th в почвах определяется его физико-химическими свойствами, особенностями экстрагента, а также типом почвы. Концентрация водорастворимых форм ^{232}Th в почвах очень мала. Наименьшую подвижность имеет ^{232}Th на черноземе, максимальную – в подзолистой, дерново-подзолистой и бурой почвах.

Состояние и закрепление (сорбция) Th в почвах зависят от ряда факторов [175]. Степень окисления Th в почвах +4. Значения K_p Th обусловлены в основном pH жидкой фазы гетерогенной системы почва – почвенный раствор и при возрастании pH от 0 до 8 увеличиваются на 6 порядков величин, достигая максимума при pH 8. В закреплении Th в твердой фазе почвы велика роль гидролиза. При pH > 3 за счет сильного гидролиза происходит образование труднорастворимых полиядерных комплексов или коллоидов. Сорбция Th твердой фазой почв снижается с ростом его концентрации в растворе, десорбция в большой степени зависит от количества сорбированного элемента. Интенсивная сорбция Th отмечена в почвах с высоким содержанием илистой фракции. Th практически не сорбируется кремнеземом. Глинистыми минералами (иллитом, каолинитом, монтмориллонитом) Th сорбируется довольно прочно, однако K_p Th в большой степени зависит от pH раствора. Немаловажную роль в распределении Th между компонентами почв играют процессы комплексообразования с органическими и неорганическими лигандами. При взаимодействии с органическим веществом почвы Th преимущественно связывается с фульвокислотами. Сорбция ^{232}Th контрастными по физико-химическим свойствам и механическому составу почвами 17 типов составляет 98,0–99,9 %, десорбция: водой – 0,3–1,3 %; 1 н. раствором ацетата

аммония – 0,4–3,2 %; 2 н. раствором азотной кислоты – 3,6–7,2 % [149].

Радий. Природный Ra имеет 4 основных радиоизотопа: главный из них – ^{226}Ra, $T_{1/2}$ = 1622 года, α-излучатель с энергиями 4,777 МэВ (94,3 %) и 4,589 МэВ (5,7 %). ^{228}Ra, $T_{1/2}$ = 6,7 года, β-излучатель с энергией 0,012 МэВ; ^{223}Ra, $T_{1/2}$ = 11,2 сут, α-излучатель с энергиями 5,704 МэВ (53 %); 5,596 МэВ (24 %) и 5,730 МэВ (9 %); ^{224}Ra, $T_{1/2}$ = 3,64 сут, α-излучатель с энергиями 5,681 МэВ (95 %) и 5,448 МэВ (4,6 %).

Для ^{226}Ra в природе характерно рассеянное состояние. Он не входит в состав отдельных минералов, а широко распространен в виде включений во многих образованиях. В дерново-подзолистых почвах Русской равнины ^{226}Ra содержится от $2{,}5 \cdot 10^{-11}$ до $1 \cdot 10^{-10}$ %, в серых лесных почвах и черноземах концентрация ^{226}Ra в среднем равна 1×10^{-10} %, в верхних горизонтах сероземных почв полупустынь – 7×10^{-11} %. Кларковое содержание ^{226}Ra в почвах составляет $8 \cdot 10^{-11}$ %, а в земной коре – $1 \cdot 10^{-10}$ %. Содержание изотопов Ra в почвах в ультрамалых количествах предопределяет исключительно важную роль носителей (прежде всего щелочноземельных элементов Ca, Sr, Ba) в процессах закрепления и распределения элемента в компонентах почв. Степень окисления Ra в почвах +2. Основной механизм сорбции твердой фазой почв – ионный обмен [262]. Отмечена сильная корреляция сорбции Ra с катионообменной емкостью почв, соосаждается с сульфатами щелочноземельных элементов, карбонатами, гидроксидами железа. При pH < 8 присутствует в почвах в виде растворимых соединений, роль процессов комплексообразования очень невелика. Максимальная сорбция Ra отмечена в почвах с высоким содержанием илистой фракции.

Распределение ^{226}Ra в пахотных почвах удовлетворительно аппроксимируется как нормальным, так и логнормальным законами. В 2-летнем эксперименте с внесением в почву ^{226}Ra в вегетационных условиях этот радионуклид закреплялся в обменно-поглощенном состоянии, оставаясь хорошо доступным растениям. Однако при добавлении ^{226}Ra в торф доля обменного ^{226}Ra уменьшается на 79–85 % через 1 год и на 45–77 % через 2 года; при этом доля кислоторастворимой формы радионуклида не изменяется.

В почвах ^{226}Ra обладает наибольшей миграционной способностью по сравнению с другими тяжелыми естественными радионуклидами. ^{226}Ra характеризуется более высоким содержанием подвижных соединений в почве: сумма водорастворимых, обменных и кислоторастворимых форм равна около 40 %. Содержание прочносвязанных и связанных с полуторными оксидами соединений ^{226}Ra значительно меньше, чем у ^{228}U и ^{232}Th, и составляет 50–60 %.

Полоний. Природный Po имеет 7 радиоизотопов: 6 короткоживущих и один – ^{210}Po с $T_{1/2}$ = 138,4 сут. ^{210}Po – α-излучатель с энергией 5,29 МэВ, его содержание в земной коре равно $2 \cdot 10^{-14}$ %. Концентрация ^{210}Po в сырье и фосфорных удобрениях составляет: в апатите – 30 Бк/кг, в фосфоритной пыли – 480 Бк/кг, в нитроаммонийфосфате – 10 Бк/кг. ^{210}Po в природных водах входит в состав соединений с валентностями –2, +2, и +4. Обычной степенью окисления ^{210}Po является +4. В кислой среде ^{210}Po находится в виде положительно заряженных ионов. Ультрамалые концентрации ^{210}Po в почвах предопределяют важную роль стабильных носителей в процессах его закрепления и распределения в компонентах почв. Отмечена определенная аналогия в поведении в почвах ^{210}Po,с одной стороны, с Bi и Pb, а с другой стороны – с Se и Te. Степень окисления ^{210}Po в почвах +4, реже +2. Исключительно велика роль pH в формообразовательных процессах ^{210}Po в почвах. В интервалах pH 1–5, 7–8 и 12–14 ^{210}Po находится в почвах в растворимых формах, при pH 6–7 и 10–11 – в форме коллоидов [262]. В кислых песчаных и органогенных почвах ^{210}Po присутствует преимущественно в растворимых формах. Характерной особенностью ^{210}Po является его способность к образованию большого числа комплексных соединений, поэтому можно предположить, что в почве ^{210}Po сорбируется органическим веществом или илистой фракцией и вместе с ними может мигрировать. Содержание прочносвязанных и связанных с оксидами соединений у ^{210}Po составляет только 50 %. Значительный вклад у ^{210}Po дают гумуссодержащие соединения (в отдельных случаях до 50 %). Количество обменных форм ^{210}Po и ^{238}U одинаково.

Свинец. Природный Pb состоит из 4 стабильных (^{204}Pb, ^{206}Pb, ^{207}Pb и ^{208}Pb) и 4 радиоактивных изотопов. Содержание стабильного Pb в земной коре $1,6 \cdot 10^{-3}$ %. В связи с этим поведение радиоизотопов Pb в почвах определяется в основном поведением изотопного носителя – стабильных изотопов Pb. Наиболее важный из радионуклидов Pb – ^{210}Pb является дочерним продуктом ^{222}Rn; в почве находится в равновесии с ^{226}Ra, его $T_{1/2}$ = 19,4 года, β-излучатель с энергией 0,018 МэВ. Среднее содержание ^{210}Pb в почвах СССР составляет $1,2 \cdot 10^{-13}$ %. Основное количество ^{210}Pb связано с илистой фракцией почвы. В почве ^{210}Pb активно сорбируется оксидами (преимущественно оксидами Mn). О поведении ^{210}Pb в системе почва – растение можно судить по поведению стабильного Pb. Распределение природного Pb по профилю почв определяется наличием ряда геохимических барьеров в его миграции: щелочного, сорбционного и глеевого. В миграции техногенного Pb основным вертикальным барьером является верхний горизонт почв,

3391

причем накопление его идет более интенсивно в тех почвах, где содержание органического вещества выше.

^{210}Pb образует устойчивые комплексы с гуминовыми кислотами, причем степень их гумификации не оказывает существенного влияния на комплексообразующую способность. В связывании ^{210}Pb участвуют карбоксильные и фенолгидроксильные группы гуминовых кислот. Интенсивность поглощения ^{210}Pb кислыми суспензиями гуминовых кислот изменяется в зависимости от pH раствора, концентрации обменных катионов и характера органического вещества. Даже незначительное изменение pH может повлиять на поглощение ^{210}Pb в почвах. В кислых почвах ^{210}Pb присутствует главным образом в катионной форме при незначительном участии в миграции органических комплексов. В карбонатных почвах ^{210}Pb малоподвижен, так как в этих условиях доминируют нейтральные комплексы при незначительном участии катионных форм. Предполагают, что адсорбция ^{210}Pb может быть не только в катионной форме (Pb^{2+}), но и в анионной $Pb(OH)^-$, так как количество поглощенного ^{210}Pb, как правило, превышает катионообменную емкость почв. При большом содержании кальция сорбция ^{210}Pb зависит главным образом от количества в почве гумуса и ила, при этом органическим веществом ^{210}Pb сорбируется очень прочно, а на глинистых минералах сорбция его носит обратимый характер. Прочно сорбированный органическим веществом ^{210}Pb может передвигаться по профилю почв в составе коллоидов. Содержание связанных и прочносвязанных с оксидами соединений ^{210}Pb достигает 50 %. Содержание обменных форм ^{210}Pb на всех почвах мало́ (менее 2 %), а количество кислоторастворимых соединений достаточно высоко (до 50 %).

Степень окисления ^{210}Pb в почве +2, реже +4. ^{210}Pb образует устойчивые комплексы с гуминовыми кислотами. Интенсивность поглощения ^{210}Pb кислыми суспензиями гуминовых кислот изменяется в зависимости от pH раствора и концентрации обменных катионов. В кислых почвах ^{210}Pb присутствует главным образом в катионной форме при незначительном содержании органических комплексов. В карбонатных почвах ^{210}Pb малоподвижен в силу доминирования нейтральных комплексов при незначительном содержании катионных форм. Твердой фазой почв ^{210}Pb может сорбироваться как в катионной, так и в анионной формах, ^{210}Pb ассоциируется главным образом с глинистыми минералами, оксидами Mn, гидроксидами Fe и Al и органическим веществом. В некоторых почвах ^{210}Pb может концентрироваться в частицах карбоната Ca или в фосфатных конкрециях [70]. При высоких pH ^{210}Pb осаждается в виде гидроксида, фосфата, карбоната, обра-

зует ^{210}Pb-органические комплексы. Органическим веществом почвы ^{210}Pb сорбируется очень прочно, сорбция ^{210}Pb глинистыми минералами носит обратимый характер.

Радон. Радиологический интерес представляют два радиоизотопа Rn: прежде всего ^{222}Rn и несколько меньше ^{220}Rn; ^{222}Rn – газообразный дочерний продукт ^{226}Ra. $T_{1/2}{}^{222}$Rn = 3,825 сут, α-излучатель с энергией 5,48 МэВ. В воздухе над поверхностью суши в среднем содержится 25,9 Бк/м^3 ^{222}Rn. ^{220}Rn, называемый тороном (Tn), продукт распада ^{224}Ra (из семейства ^{232}Th), $T_{1/2}{}^{220}$Rn = 54,5 с, является α-излучателем с энергией 6,28 МэВ. ^{220}Rn и ^{222}Rn образуются в почве из своих материнских радионуклидов, а также поступают из подстилающих пород в почву в газообразной форме. Растворимость ^{222}Rn и ^{220}Rn в воде невелика. Как инертные газы ^{222}Rn и ^{220}Rn мало вовлекаются в круговорот из почвы, но их роль как источников внешнего облучения (компонентов естественного фона) человека и живых организмов весьма значительная.

Искусственные радионуклиды. Появление техногенных, или искусственных, радионуклидов (ИРН) в биосфере связано с деятельностью человека*.

Классификация искусственных радионуклидов. В соответствии с генезисом ИРН подразделяют на 3 группы. Радиоактивные продукты ядерного деления, возникающие в реакциях деления ядер ^{235}U, ^{238}U, ^{239}Pu и др., образуют первую группу. Основные источники этой группы радионуклидов в биосфере – испытания ядерного оружия, функционирование предприятий ЯТЦ и атомной промышленности (ядерно-энергетические установки, радиохимические заводы). Вторую группу ИРН составляют продукты наведенной активации, образующиеся в результате ядерных реакций элементарных частиц (в основном нейтронов) с ядрами атомов стабильных элементов, входящих в состав конструкционных материалов коммуникаций и теплоносителей ядерных реакторов, корпусов ядерных боеголовок и так далее. Третья группа ИРН – радиоактивные трансурановые элементы, возникающие в ядерно-энергетических установках и при ядерных взрывах в результате последовательных ядерных реакций (n, γ) с ядрами атомов делящегося материала и последующего радиоактивного распада образовавшихся сверхтяжелых ядер. Радионуклиды

*Существуют, однако, случаи естественного (без вмешательства человека) появления ИРН в биосфере. В Африке (Окло, Габон), например, существовал природный ядерный реактор.

этой группы (радиоизотопы Np, Pu, Am, Cm и др.) в основном α-активные, характеризуются очень высокой радиотоксичностью, большим периодом полураспада, отсутствием стабильных изотопных аналогов в природе (табл. 5).

ИРН с периодами полураспада менее 10^2–10^4 лет находятся в почвах в ультрамалых концентрациях, чем определяется существенная зависимость их поведения в почвах от концентрации и свойств их изотопных или неизотопных носителей. Важным фактором, определяющим закрепление, распределение и трансформацию ИРН в компонентах почв, является исходная физико-химическая форма, в которой радионуклид инжектирован в биосферу (в составе труднорастворимых стекловидных частиц, образованных при наземных ядерных взрывах; в виде топливных частиц при авариях на АЭС; в виде растворимых форм газоаэрозольных выбросов и жидких сбросов предприятий ЯТЦ и т.п.). В ряде случаев поведение ИРН в почвах определяется не закономерностями поведения стабильных изотопных и неизотопных носителей (химических аналогов), а поведением и распределением в почвах типоморфных элементов ландшафтов.

Продукты ядерного деления. Стронций. Природный Sr состоит из 4 стабильных изотопов с массовыми числами 84, 86, 87, 88. Содержание стабильного Sr в земной коре $3{,}4 \cdot 10^{-2}$ %. В число продуктов деления входят 2 радиоизотопа Sr – ^{90}Sr, относящийся к числу самых биологически подвижных ($T_{1/2}$ = 28,1 года, β-излучатель с максимальной энергией 0,544 МэВ), и ^{89}Sr, более короткоживущий радионуклид ($T_{1/2}$ = 50,5 сут, β-излучатель с энергией 1,463 МэВ).

Закрепление и распределение ^{89}Sr и ^{90}Sr в компонентах почв в основном определяются закономерностями поведения изотопного носителя – стабильного Sr, а также химического аналога – стабильного Ca*, содержание которого в земной коре составляет 2,96 %. Степень окисления Sr в любых природных средах +2. Свойства почвы по убывающей значимости независимого влияния на K_p ^{90}Sr располагаются в ряд: влажность > содержание обменных Ca и Mg > емкость обмена > содержание органического вещества > pH [140].

Основной механизм поглощения ^{90}Sr твердой фазой почв – ионный

*Поведение и распределение ИРН в почвах различных ландшафтов может коррелировать с поведением и распределением типоморфных элементов ландшафтов [126, 174]. Так, распределение ^{90}Sr в заболоченных почвах лесных ландшафтов Полесья коррелирует с распределением типоморфного элемента болотных ландшафтов степной зоны – Fe [124].

5. Характеристики некоторых радиологически значимых ИРН

Радионуклид	Тип распада	$T_{1/2}$	E_β, МэВ		$E_{\gamma max}$, МэВ	E_α, МэВ
			средняя	максимальная		
^{54}Mn	э.з.	312,3 сут	–	–	0,83	–
^{55}Fe	э.з.	2,6 года	–	–	0,0059	–
^{59}Fe	β^-, γ	45,1 сут	0,116	1,560	1,29	–
^{60}Co	β^-, γ	5,272 года	0,094	1,478	1,33	–
^{65}Zn	э.з., β^+	244,1 сут		0,325	1,11	–
^{89}Sr	β^-	50,5 сут	0,583	1,463	–	–
^{90}Sr	β^-	28,1 года	0,200	0,544	–	–
^{90}Y	β^-	64,1 ч	0,931	2,27	–	–
^{95}Zr	β^-, γ	64,05 сут	0,115	0,89	0,756	–
^{95m}Nb	и.п.	3,61 сут	–	–	0,23	–
^{95}Nb	β^-	35,1 сут	0,046	0,160		–
^{103}Ru	β^-, γ	39,35 сут	0,062	0,710	0,610	–
^{103m}Rh	и.п.	56,1 мин	–	–	0,49	–
^{106}Ru	β^-, γ	368,2 сут	0,009	0,039		–
^{106}Rh	β^-	29,9 с	1,415	3,54	1,56	–
^{129}I	β^-	$1{,}57 \cdot 10^7$ лет	0,040	0,150	0,040	–
^{131}I	β^-	8,04 сут	0,180	0,608	0,723	–
^{134}Cs	β^-	2,06 года	0,152	0,662	1,367	
^{137}Cs	β^-, γ	30,17 года	0,195	1,176	–	–
^{137m}Ba	и.п.	2,55 мин	–	–	0,661	–
^{140}Ba	β^-, γ	12,78 сут	0,282	1,010	0,537	–
^{140}La	β^-, γ	40,22 ч	0,490	2,200	2,520	–
^{141}Ce	β^-, γ	32,5 сут	0,144	0,580	0,145	–
^{144}Ce	β^-, γ	284,3 сут	0,081	0,320	0,134	–
^{144}Pr	β^-, γ	17,3 мин	1,208	2,984	2,65	–
^{237}Np	α	$2{,}14 \cdot 10^6$ лет	–	–	0,087	4,787
^{239}Np	β^-	2,32 сут	0,135	0,723	0,278	–
^{238}Pu	α, с.д.	87,75 лет	–	–	0,044	5,456
^{239}Pu	α, с.д.	$2{,}44 \cdot 10^4$ лет	–	–	0,129	5,156
^{240}Pu	α	6580 лет	–	–	0,104	5,168
^{241}Pu	β^-, α	13,2 года	0,005	0,021	0,149	4,896
^{242}Pu	α, с.д.	$3{,}79 \cdot 10^5$ лет	–	–	0,045	4,903
^{241}Am	α, с.д.	432,8 года	–	–	0,059	5,486
^{243}Am	α, с.д.	7950 лет	–	–	0,075	5,276
^{242}Cm	α, с.д.	163 сут	–	–	–	6,12
^{243}Cm	α, с.д.	32 года	–	–	0,278	6,06
^{244}Cm	α, с.д.	17,6 года	–	–	0,043	5,806

Примечание. э.з. – электронный захват, и.п. – изомерный переход, с.д. – спонтанное деление.

обмен. Сорбция ^{90}Sr твердой фазой почв сильно зависит от присутствия макроконцентраций катионов в растворе. Наблюдаются следующие ряды уменьшения влияния конкурирующих ионов на сорбцию ^{90}Sr твердой фазой почв: $Al^{3+} > Fe^{3+} > Ba^{2+} > Ca^{2+}$ [124] и $Sr^{2+} = Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^+ > NH_4^+ > Na^+$, причем при увеличении концентрации конкурирующих ионов от 0,005 до 0,1н. $K_p{}^{90}Sr$ снижается в 6–16 раз (выщелоченный чернозем). На дерново-подзолистой почве значения $K_p{}^{90}Sr$ в присутствии указанных ионов в растворе в 5–15 раз меньше. В связи с вышесказанным требует разъяснения кажущееся противоречие – внесение в почву Ca (например, известкование) используется для снижения перехода ^{90}Sr в растения, хотя увеличение концентрации Ca^{2+} в почве вызывает уменьшение сорбции радионуклида твердой фазой почв. В самом деле, концентрация Ca^{2+} существенно влияет на $K_p{}^{90}Sr$ в почве, однако резкое снижение $K_p{}^{90}Sr$ наблюдается при внесении в систему количеств Ca^{2+}, сравнимых с уже присутствующими в почве (pCa в растворе менее 2–3). При внесении в почву количеств Ca^{2+}, составляющих небольшую долю от содержания его в почве, K_p изменяется незначительно. Однако даже при внесении в почву больших количеств Ca^{2+} одновременно с уменьшением $K_p{}^{90}Sr$ происходит резкое снижение отношения ^{90}Sr к Ca в почвенном растворе, что способствует уменьшению накопления ^{90}Sr растениями.

При увеличении в почве концентрации анионов PO_4^{3-}, SO_4^{2-} и CO_3^{2-} сорбция ^{90}Sr возрастает в первую очередь за счет соосаждения с труднорастворимыми соединениями Ca, Sr и Fe. Глинистой фракцией почв может быть сорбировано до 99 % ^{90}Sr. Предпочтительнее ^{90}Sr сорбируется такими минералами, как асканит, бентонит, вермикулит, флогопит и гумбрин, в значительно меньшей степени – гидромусковитом и гидрогетитом [124]. Сорбция ^{90}Sr контрастными по физико-химическим свойствам почвами 12 типов составила 81,5–98,2 %, десорбция: водой – 1,3–5,6 %; 1 н. раствором ацетата аммония – 81,2–96,9 % от количества сорбированного ^{90}Sr. На почвах семи типов сорбция ^{90}Sr равнялась 66,2–95,8 %, десорбированно 0,5 н. раствором $CaCl_2$ 48,0–86,7 % сорбированного ^{90}Sr.

На поведение ^{90}Sr в почве оказывает значительное влияние органическое вещество. Распределение и подвижность ^{90}Sr в значительной степени определяются количеством и качественным составом гумуса. Предпочтительнее ^{90}Sr связывается фульвокислотами [124]. В выщелоченном черноземе и дерново-подзолистой почве с гумусом связано соответственно 38 и 36 % ^{90}Sr. Распределение его между гуминовой кислотой, фульвокислотой и гуматами составляет 3, 62 и 35 % для вы-

щелоченного чернозема и 3, 69 и 28 % для дерново-подзолистой почвы. ^{90}Sr присутствует в почвах в основном не в виде индивидуальных соединений с органическими веществами неспецифической природы и собственно гумусовыми кислотами, а в форме сложных комплексов, в состав которых входят также Ca, Fe и Al. В зависимости от того, в растворимом или нерастворимом состоянии они находятся в почве, возрастает или уменьшается доля ^{90}Sr в подвижном состоянии.

Снижение доли ионообменно связанных форм ^{90}Sr в почвах с течением времени происходит достаточно медленно [121]. Известкование кислых почв и внесение фосфатов калия повышают прочность закрепления ^{90}Sr почвами и способствует переводу радионуклида из водорастворимой и обменной форм в необменную. Так, при внесении в дерново-подзолистую почву однозамещенного фосфата Ca водорастворимая доля ^{90}Sr составляет 2,7 %, обменная – 44 %, количество ^{90}Sr, находившегося в необменном состоянии, равно 41 %, тогда как в исходной почве содержание ^{90}Sr в обменной форме составляет 85 %. Содержание необменных форм ^{90}Sr возрастает с внесением в почву фосфорных удобрений и извести от 1,5 до 4 раз [124].

Цезий. Природный Cs представлен одним стабильным изотопом ^{133}Cs, содержание которого в земной коре равно $6{,}5 \cdot 10^{-4}$ %. В состав продуктов деления входят 2 радиоизотопа Cs – ^{137}Cs и ^{134}Cs, относящиеся к числу биологически подвижных в сельскохозяйственных цепочках. ^{137}Cs – один из основных дозообразующих радионуклидов среди продуктов деления. $T_{1/2}{}^{137}Cs$ = 30,17 года, он – β- и γ-излучатель с максимальной энергией β-излучения 1,76 МэВ. ^{134}Cs имеет $T_{1/2}$ = = 2,06 года с максимальной энергией β-излучения 0,662 МэВ, γ-излучения 1,367 МэВ. Большая подвижность ^{134}Cs и ^{137}Cs определяется тем, что это радиоизотопы щелочного элемента, химического аналога биогенно важного элемента K, который является в природных системах химическим носителем ^{134}Cs и ^{137}Cs.

Степень окисления ^{137}Cs в любых компонентах природной среды +1. Важной особенностью поведения радиоактивных и стабильного изотопов Cs является их способность наряду с ионообменным связыванием к необменной сорбции (фиксации) твердой фазой почв. Причиной фиксации является взаимодействие ионов Cs^+ с кристаллической решеткой некоторых глинистых минералов. При фиксации ионов почвой наряду с обычными факторами, определяющими ионообменную адсорбцию (такими, например, как концентрация и ионный состав почвенного раствора), играют роль такие характеристики, как минералогический состав почвы, особенности структуры глинистых минералов, форма и размеры частиц этих минералов, их содержание в почве [140]. Совокупность почвенно-химических реакций, ведущих к снижению подвижности ^{137}Cs (в принципе любых радионуклидов) в почве и ослаблению их накопления растениями, получила название старения. Процессы, ведущие к старению ^{137}Cs в почвах, различны. В частности, ^{137}Cs участвует в кристаллохимических реакциях с вхождением радионуклида в межпакетные пространства вторичных глинистых минералов. Прочно фиксированные ионы радиоизотопов Cs в существенно меньшей степени переходят в почвенный раствор и, следовательно, в меньшей степени доступны растениям.

Основной фракцией, ответственной за сорбцию ^{137}Cs в почве, является ил (в илистой фракции почв остается наибольшее количество ^{137}Cs, которое не вытесняется в раствор NH_4Cl после нескольких обработок: в иле дерново-подзолистой почвы – 50 %, чернозема – 70 % от поглощенного). На сорбцию ^{137}Cs значительное влияние оказывает также минералогический состав почв. Сорбция ^{137}Cs на минералах монтмориллонитовой группы (асканит, гумбрин, бентонит), гидрослюдах (вермикулит, гидрофлогопит), каолините, слюдах (флогопит, биотит, мусковит, вивианит) происходит довольно полно, составляя 98–99 %. Исключение составляют минералы дамурит (гидрослюды) и гидрогетит (полуторные оксиды), которые поглощают 70–84 % ^{137}Cs. По снижению прочности закрепления ^{137}Cs почвенные минералы располагаются в ряд: асканит, гидрофлогопит, флогопит, гумбрин, вермикулит, бентонит, каолинит, вивианит, гидрогетит, биотит, мусковит, дамурит.

На сорбцию ^{137}Cs почвами оказывает существенное влияние K: замещение всех обменных катионов почвы на K заметно увеличивает сорбцию ^{137}Cs. Поглощение ^{137}Cs почвой изменяется от присутствия в системе почва – раствор стабильного Cs: чем выше содержание стабильного Cs, тем меньше ^{137}Cs сорбируется почвой. Сорбция радиоизотопов Cs в большой степени зависит от концентрации конкурирующих катионов в растворе. По уменьшению влияния конкурирующих катионов на сорбцию ^{137}Cs твердой фазой почв наблюдаются следующие ряды: $Cs^+ > Rb^+ > NH_4^+ > K^+ > Na^+$ или $Cs^+ > NH_4^+ > K^+ > Mg^{2+} > Sr^{2+} \approx \approx Na^+$, причем увеличение концентрации конкурирующих ионов в растворе от 0,01 до 0,1 н. приводит к снижению $K_p{}^{137}Cs$ в 2–15 раз на выщелоченном черноземе. На дерново-подзолистой почве $K_p{}^{137}Cs$ в присутствии указанных ионов в 1,5–22 раза ниже. Минеральные и органические удобрения, а также известь усиливают прочность закрепления ^{137}Cs в почвах. Поглощенный почвой ^{137}Cs слабее всего вытесня-

ется в том случае, если в почву длительное время вносится навоз совместно с минеральными удобрениями. С увеличением pH почвенного раствора от 4,4 до 8,3 поглощение ^{137}Cs у подзолистых почв возрастает на 220 %, а у краснозема – на 250 %.

Формы нахождения ^{137}Cs в зависимости от свойств почв существенно различаются. Содержание обменного ^{137}Cs практически на почвах всех типов больше кислоторастворимого (необменного) (табл. 6). В супесчаной и среднесуглинистых дерново-подзолистых почвах и красноземе находится в обменной форме более 20 % радионуклида, а в почвах других типов в 1,5–3 раза меньше. На почвах тяжелых по гранулометрическому составу и с высоким содержанием обменных оснований и гумуса количество ^{137}Cs в обменной и кислорастворимой (необменной) формах составляет 15–20 % (каштановая почва, серозем, чернозем). В почвах, имеющих высокую гидролитическую кислотность, малую степень насыщенности основаниями, легких по гранулометрическому составу, содержание доступного растениям ^{137}Cs достигает 35–40 %.

Роль органического вещества в сорбции радиоизотопов Cs твердой фазой почв невелика, закрепление ^{137}Cs в органогенных почвах, как правило, незначительно. Исключение представляют почвы торфяного и болотного рядов (как, например, в регионе аварии на Чернобыльской АЭС), где высокая подвижность ^{137}Cs в системе почва – растение связывается с наличием в почвах большого количества органических соединений, содержащих ^{137}Cs. Сорбция ^{137}Cs контрастными по физико-химическим свойствам почвами 12 типов составляет 96,7–99,9 %, десорбция: водой – 0,03–2,77 %; 1 н. раствором ацетата аммония 9,5–91,7 % [149]. На почвах 7 типов сорбция ^{137}Cs составила 99,1–99,7 %, десорбция: 0,5 н. раствором KNO_3 4,2–63,4 %; 0,5 н. раствором NH_4NO_3 3,4–64,8 % [36].

Йод. Природный I представлен одним стабильным изотопом ^{127}I, содержание которого в земной коре составляет $4 \cdot 10^{-5}$ %, в буровых водах – $3 \cdot 10^{-3}$ %, в морской воде $6 \cdot 10^{-3}$ %. Средняя концентрация ^{127}I в почвах $5 \cdot 10^{-4}$ %. Среди радиоизотопов I наиболее радиологически значимыми являются ^{129}I и ^{131}I. ^{131}I имеет $T_{1/2}$ = 8,04 сут, β-излучатель с максимальной энергией 0,608 МэВ (87,2 %). $T_{1/2}{}^{129}I$ = 1,57 х х 10^7 лет, β-излучатель с энергией 0,150 МэВ. Считается, что равновесное фоновое отношение ^{129}I к ^{127}I в биосфере составляет 10^{-15}–10^{-14}. Попадая в атмосферу, ^{129}I разбавляется в воздухе стабильным ^{127}I и вместе с ним осаждается на поверхность почвенно-растительного покрова. Валовое содержание природного ^{127}I в пределах территории

6. Содержание различных форм ^{137}Cs в почвах, % от внесенного [30]

Тип почвы и гранулометрический состав	Обменная	Необменная (кислоторастворимая)	Фиксированная
Дерново-подзолистые:			
супесь	28,3	10,3	61,4
средний суглинок	21,3	5,2	73,5
Серая лесная, средний суглинок	9,3	5,8	84,9
Аллювиально-карбонатная, тяжелый суглинок	11,8	4,5	83,7
Светлый серозем, легкий суглинок	11,7	3,4	84,9
Каштановая, легкая глина	8,2	8,2	83,6
Типичный серозем, средний суглинок	16,9	2,1	81,0
Луговая, тяжелый суглинок	8,6	6,3	85,1
Черноземы:			
обыкновенный, легкая глина	14,7	3,5	81,8
выщелоченный, средний суглинок	13,2	2,2	84,6
выщелоченный, тяжелый суглинок	13,7	12,6	73,7
солонцеватый, легкая глина	8,3	4,5	87,2
Краснозем, тяжелый суглинок	23,9	11,4	64,7

СССР варьирует в зависимости от типа почвы от $n10^{-1}$ до $n10^{1}$ мг/кг. Содержание I в почве и запасы в ней гумуса находятся в тесной корреляции.

Закрепление и распределение ^{129}I в компонентах почв в основном определяются закономерностями поведения изотопного носителя – ^{127}I. Степень окисления I в почве зависит от почвенно-химических условий, в первую очередь от окислительно-восстановительного потенциала почвы. В обычных условиях ^{129}I может находиться в почве в форме: I^-, I_2, IO_3^-, I-органических соединений. Время установления квазиравновесного состояния поступившего в почву радиойода составляет от 10–100 сут для черноземов и дерново-подзолистых почв до 7 месяцев для карбонатных и высокогумусированных почв [119, 170]. В водной фазе почвы I может находиться в формах: I^-, IO_3^-, I_3^-, IO^- и IO^{3-} [70]. Попадая в почву, I быстро количественно включается во фракцию гумусовых веществ с молекулярными массами до 6–10 тыс. [170]. Специфика взаимодействия I с почвами связана с его нахождением в анионных формах, в связи с чем сорбция I в кислой среде значительно выше, чем в нейтральной. Главную роль в связывании и трансформации I в почве играет органическое вещество почв, в меньшей степени сорб-

ция I твердой фазой почв обусловлена водными оксидами Fe и Al, глинистыми минералами хлорит-иллитовой группы [170, 171]. В связи с образованием I-органических соединений прочность связи I с почвой со временем возрастает. Доля ^{129}I в свободном ионном состоянии даже в почвах с высоким содержанием органического вещества составляет около 15 % [121]. Отмечено резкое (на 4 порядка величин) увеличение подвижности I в почвах в условиях затопления [70].

Церий. Природный Ce состоит из 3 стабильных изотопов с массовыми числами 138, 140 и 143. Содержание стабильного Ce в земной коре $4{,}5 \cdot 10^{-3}$ %. В смеси продуктов деления присутствуют 2 радионуклида – ^{141}Ce и ^{144}Ce, ^{141}Ce, $T_{1/2}$ = 32,5 сут, β- и γ-излучатель с максимальной энергией β-излучения 0,580 МэВ, γ-излучения 0,145 МэВ. ^{144}Ce, $T_{1/2}$ = 284,3 сут, β- и γ-излучатель с максимальной энергией β-излучения 0,320 МэВ, γ-излучения 0,134 МэВ.

Закрепление и распределение ^{141}Ce и ^{144}Ce в компонентах почв в основном определяются закономерностями поведения изотопного носителя – стабильного Ce. Степень окисления Ce в почвах, как правило, +3. Вследствие высокой склонности ^{144}Ce к образованию радиоколлоидов значительное влияние на его закрепление в почвах оказывает pH почвенного раствора. В кислых почвенных растворах ^{144}Ce находится в основном в катионной форме и практически полностью сорбируется твердой фазой почв. При возрастании pH раствора до 8 наблюдается снижение сорбции вследствии перехода ^{144}Ce в радиоколлоидное состояние, что особенно четко проявляется при низких концентрациях в растворе стабильного Ce. Существенное влияние на сорбцию ^{144}Ce твердой фазой почв оказывает присутствие в почвенном растворе Fe^{3+} и Al^{3+}, поскольку в зависимости от pH ^{144}Ce может соосаждаться или адсорбироваться на коллоидах гидроксидов этих элементов. Поглощение ^{144}Ce твердой фазой почв снижается с ростом содержания гумуса в почве за счет образования Ce-органических соединений. ^{144}Ce способен также образовывать растворимые комплексные соединения с растительными экстрактами [124, 149].

Рутений. Природный Ru состоит из 7 стабильных изотопов с массовыми числами 96, 98–102, 104. Содержание стабильного Ru в земной коре $5 \cdot 10^{-7}$ %. Радиологически наиболее значимые радиоизотопы Ru – ^{103}Ru и ^{106}Ru. ^{103}Ru, $T_{1/2}$ = 39,35 сут, β- и γ-излучатель с максимальной энергией β-излучения 0,710 МэВ, γ-излучения 0,610 МэВ. ^{106}Ru, $T_{1/2}$ = 368,2 сут, β-излучатель с максимальной энергией излучения 0,039 МэВ. В закреплении и распределении Ru в компонентах почв исключительно важную роль играют коллекторные носители, окислительно-восстановительный режим почв, присутствие в почве органических и неорганических лигандов, pH почвенного раствора. Он может находиться в почвах в различных степенях окисления и обладает способностью образовывать многочисленные комплексные соединения. В почвенных растворах ^{106}Ru может присутствовать как в катионной, так и в анионной формах. Анионные формы ^{106}Ru более подвижны, а катионные быстро сорбируются твердой фазой почвы. На сорбцию ^{106}Ru оказывает большое влияние pH почвенного раствора: при повышении pH от 4 до 9 поглощение радионуклида твердой фазой почв увеличивается. Сорбированный почвой ^{106}Ru практически не вступает в реакции ионного обмена, что подтверждается слабой десорбцией радионуклида растворами солей и отсутствием зависимости десорбирующего действия катионов от их заряда.

Цирконий. Природный Zr состоит из 5 стабильных изотопов с массовыми числами 90, 91, 92, 94 и 96. Содержание его в земной коре $2 \cdot 10^{-2}$ %. Распределение и закрепление в компонентах почв радиологически значимого радиоизотопа Zr – ^{95}Zr ($T_{1/2}$ = 64,05 сут, β- и γ-излучатель с максимальной энергией β-излучения 0,89 МэВ, γ-излучения 0,756 МэВ) определяются в основном закономерностями поведения изотопного носителя – стабильного Zr. Степень окисления в почве +4. В почвах слабоподвижен. Органические кислоты способствуют переходу ^{95}Zr в раствор и миграции в почвах. Возможно слабое растворение в кислых подзолистых, а также в щелочных почвах. В связи с очень незначительной подвижностью, а также малым периодом полураспада ^{95}Zr представляет радиологическую значимость лишь с точки зрения формирования доз внешнего облучения.

Ниобий. Природный Nb представлен одним стабильным изотопом ^{93}Nb, содержание которого в земной коре составляет $2 \cdot 10^{-3}$ %. Радиологически значимый радионуклид ^{95}Nb ($T_{1/2}$ = 35,1 сут, β-излучатель с максимальной энергией β-излучения 0,160 МэВ) является дочерним изотопом ^{95}Zr. Наиболее устойчивы в почве соединения ^{95}Nb со степенью окисления +5.

Многие соединения ^{95}Nb слаборастворимы как в кислой, так и в щелочной средах. В присутствии органических лигандов возможно увеличение растворимости ^{95}Nb. В почвах гумидного климата ^{95}Nb более подвижен, чем с условиями аридного климата.

Барий. ^{140}Ba, $T_{1/2}$ = 12,78 сут, β- и γ-излучатель с максимальной энергией β-излучения 1,010 МэВ, γ-излучения 0,537 МэВ. ^{140}Ba как представитель щелочноземельных радионуклидов относится к числу достаточно подвижных в почвах.

3391

Лантан. ^{140}La, $T_{1/2}$ = 40,22 ч, β- и γ-излучатель с максимальной энергией β-излучения 2,200 МэВ, γ-излучения 2,520 МэВ. В почвах находится в основном в малоподвижной форме.

Нуклиды с наведенной активностью. Марганец. Природный Mn представлен одним стабильным изотопом ^{55}Mn, содержание которого в земной коре составляет 0,1 %, а в почвах варьирует в пределах 0,01–0,3 %. Радиологически наиболее значимым является радиоизотоп Mn с массовым числом 54. ^{54}Mn имеет $T_{1/2}$ = 31,23 сут, γ-излучатель с максимальной энергией 0,83 МэВ. Поведение его в почвах очень сложно и в основном определяется закономерностями поведения изотопного носителя – ^{55}Mn. Степень окисления Mn в почвах +2 и +4, менее стабильны соединения со степенью окисления +3. Процессы трансформации соединений Mn определяются в первую очередь окислительно-восстановительным режимом почвы и кислотностью почвенного раствора (собственно, окислительно-восстановительный режим почв наряду с окислительно-восстановительными реакциями $Fe^{2+} \rightleftarrows Fe^{3+}$ обусловлен аналогичными реакциями Mn). В зависимости от pH и Eh в почвах и почвенных растворах могут находиться такие формы Mn, как Mn^{2+}, Mn^{3+}, $MnOH^{+}$, $MnOH^{2+}$, $HMnO_2^-$, $Mn(OH)_3^-$, $Mn(OH)_4^{2-}$, $MnOH^{3+}$, $Mn(OH)_3^+$, $MnHCO_3^+$, Mn_3O_4, MnO_2 и др. При увеличении Eh (окислительные условия) и высоких значениях pH преобладают окисленные труднорастворимые соединения Mn. При pH 8,5–8,7 Mn^{2+} осаждается в виде $Mn(OH)_2$ с последующим окислением до $Mn(OH)_4$ или Mn_3O_4, при этом возможно также образование анионных комплексов с неорганическими и органическими лигандами. В восстановительных условиях в кислой среде растворимость Mn увеличивается. Концентрация Mn в почвенном растворе в зависимости от pH и Eh может варьировать в пределах 25–2200 мкг/л [70].

Кобальт. Природный Co состоит из 2 стабильных изотопов – ^{57}Co и ^{59}Co. Содержание стабильного Co в земной коре составляет $4 \cdot 10^{-3}$ %. Закрепление, распределение и трансформация в почве ^{60}Co, наиболее радиологически значимого радиоизотопа Co($T_{1/2}$ = 5,272 года, β- и γ-излучатель с максимальной энергией β-излучения 1,33 МэВ) соответствуют закономерностям поведения в почве его изотопного носителя – стабильного Co. Степень окисления Co в соединениях, находящихся в почве, +2 и +3. ^{60}Co активно сорбируется оксидами Fe и Mn, глинистыми минералами. Сорбция его на кристаллических оксидах происходит по нескольким механизмам; при pH < 7 протекает обмен Co^{2+} на Mn^{2+}, при pH > 7 идет образование $Co(OH)_2$ и его последующее осаждение на поверхности оксидов, причем сорбция Co в щелочной области сни-

жается за счет образования подвижных гидролизных форм [70, 149, 251]. Подвижность ^{60}Co в почве зависит от состава и содержания органического вещества вследствие образования комплексных соединений с органическими и органо-минеральными веществами почвы. В форме катионных комплексов ^{60}Co практически полностью сорбируется твердой фазой почв, тогда как анионные комплексы обладают более высокой подвижностью [70]. Сорбция ^{60}Co контрастными по физико-химическим свойствам почвами 11 типов составляет 90,7–99,2 %, десорбция: водой 0,1–1,0 %; 1 н. раствором ацетата аммония 0,2–12,0 % [149].

Железо. Природное Fe состоит из 4 стабильных изотопов с массовыми числами 54, 56, 57 и 58. Содержание стабильного Fe в земной коре 4,65%, а в почвах 0,5–11 %. Наиболее радиологически значимые радионуклиды Fe – ^{55}Fe и ^{59}Fe ($T_{1/2}{}^{55}Fe$ = 2,6 года, имеет характеристическое излучение с энергией 5,9 МэВ; ^{59}Fe, $T_{1/2}$ = 45,1 сут, β- и γ-излучатель с максимальной энергией β-излучения 1,560 МэВ, γ-излучения 1,29 МэВ), поведение которых в почвах определяется закономерностями поведения в почвах стабильного Fe. Степень окисления Fe в почвах +2 и +3. Поведение Fe в почвах тесно связано с геохимическими циклами O, S и C. Наиболее важными факторами, влияющим на закрепление и распределение ^{55}Fe и ^{59}Fe в почвах, являются окислительно-восстановительный режим почв и кислотность почвенного раствора. В окислительной обстановке при щелочной реакции среды происходит осаждение труднорастворимых соединений Fe, в восстановительных условиях при кислой реакции среды – образование растворимых форм. Наиболее значимые реакции, определяющие образование растворимых и труднорастворимых соединений Fe, – гидролиз и комплексообразование. Существенное влияние оказывает образование труднорастворимых фосфатов, сульфидов, карбонатов, в меньшей степени – образование железоорганических соединений. При обычных для почв уровнях pH содержание Fe в почвенном растворе составляет 30–550 мкг/л, а в очень кислых почвах – до 2000 мкг/л.

Немаловажна роль почвенных микроорганизмов в трансформации Fe в почвах: например, за счет метаболической активности бактерий увеличивается растворимость Fe в условиях заболоченных почв [70]. Водорастворимые железоорганические соединения являются одной из основных форм миграции Fe в подзолистых и дерново-подзолистых почвах. Концентрация ^{59}Fe в почвенном растворе тесно связана с pH, окислительно-восстановительным потенциалом и характером органического вещества. Доля ^{59}Fe, связанная с органическим веществом, невелика (не более 3 % от валового). ^{59}Fe в составе органического ве-

щества находится в форме комплексных солей гумусовых кислот и в виде адсорбированных комплексов. На вхождение ^{59}Fe в состав гумусовых кислот определяющее влияние оказывает pH почвенного раствора. В щелочной и нейтральной средах ^{59}Fe образует более прочные комплексы с OH-ионами, чем с гумусовыми кислотами.

Цинк. Природный Zn представлен 5 стабильными изотопами с массовыми числами 64, 66, 67, 68 и 70. Содержание стабильного Zn в земной коре $8{,}3 \cdot 10^{-3}$ %, а в почве – $5 \cdot 10^{-3}$ %. Поведение наиболее радиологически значимого радионуклида цинка ^{65}Zn ($T_{1/2}$ = 244,1 сут, β- и γ-излучатель с максимальной энергией β^+-излучения 0,325 МэВ, γ-излучения 1,11 МэВ) в почвах определяется закономерностями поведения его изотопного носителя – стабильного Zn. Степень окисления Zn в почве +2.

Основными процессами, контролирующими подвижность и, соответственно, фиксацию ^{65}Zn в почве, являются: адсорбция, окклюзия и соосаждение, образование комплексов с органическими и неорганическими лигандами, в том числе хелатов, микробиологическая фиксация. Адсорбция ^{65}Zn твердой фазой почвы происходит по двум механизмам: в кислой среде – за счет катионного обмена, в щелочной среде – хемосорбция, протекание которой зависит от присутствия органических лигандов. Осаждение $Zn(OH)_2$ с учетом образования гидроксокомплексов начинается при pH почвенного раствора 6,4, достигая полноты осаждения при pH 8,0. Растворение $Zn(OH)_2$ с образованием $Zn(OH)_3^-$, ZnO_2^{2-} и растворимых Zn-органических комплексов начинается при pH 10,5 [119]. Полуторными оксидами Zn преимущественно сорбируется в виде $ZnOH^+$, а при высокой концентрации хлоридов – в форме $ZnCl^+$. При pH < 7 адсорбция ^{65}Zn ослабляется за счет конкуренции со стороны других катионов, что приводит к легкой мобилизации и выщелачиванию ^{65}Zn из кислых почв. Содержание в почве форм ^{65}Zn, ассоциированных с водными оксидами Fe и Al, составляет 14–38 %, а с глинистыми минералами 24–63 %. Содержание в почвах легкоподвижных форм Zn равно 1–20 %, Zn-органических комплексов – 1,5–2–3 % [70].

Сорбция ^{65}Zn контрастными по физико-химическим свойствам почвами 11 типов составляет 99,0–99,9 %, десорбция: водой 0,03–0,35 %; 1 н. раствором ацетата аммония 0,1–51,4 % [149]. В почвах преобладают обменные и кислоторастворимые формы ^{65}Zn. Содержание обменных форм больше для кислых почв и сероземов, в степных почвах доминируют кислоторастворимые формы ^{65}Zn. В почвах с кислой

реакцией ^{65}Zn находится в подвижных соединениях в равновесии с необменной формой одновалентного комплексного катиона.

Трансурановые радионуклиды. Почвенная химия трансурановых элементов (ТУЭ) очень сложна, что обусловлено рядом факторов: отсутствием стабильных изотопных носителей их в окружающей среде, множественностью возможных степеней окисления ТУЭ в их соединениях, высокой склонностью к комплексообразованию и гидролизу (рис. 5).

Весьма сложен вопрос о влиянии неизотопных носителей на поведение ТУЭ в почвах. Множественность возможных степеней окисления и большие различия в периодах полураспада предопределяют неоднозначность влияния тех или иных носителей. Так, для радиоизотопов Am и Cm, находящихся в почвах в ультрамикроконцентрациях и характеризующихся в основном степенью окисления +3, в роли неизотопных носителей могут выступать некоторые лантаниды (Ce, La, Nd). Это же относится к некоторым изотопам Pu(^{238}Pu, ^{240}Pu, ^{241}Pu или ультрамалые количества ^{239}Pu), если они присутствуют в системе в степени окисления +3. Для радиоизотопов Pu, если они находятся в почвах в массовой концентрации менее 10^{-5}–10^{-4} %, в степени окисления +4 неизотопным носителем может быть ^{232}Th, в степени окисления +6 (PuO_2^{2+}) – $^{238}U(UO_2^{2+})$. Очевидно, велика роль коллекторных носителей, например гидроксидов Fe. В то же время массовые концентрации ^{239}Pu и ^{237}Np в почвах могут достигать 10^{-4}–10^{-2} %, что предопределяет необходимость учета в большей степени химических свойств собственно этих элементов (разумеется, речь идет о правильной интерпретации экспериментальных данных, ибо в реальных условиях такие концентрации указанных ТУЭ в окружающей среде не достигаются). Большое влияние на закрепление и распределение ТУЭ в почвах оказывают микроорганизмы, действие которых включает 4 механизма: 1) косвенные механизмы, обусловленные взаимодействием ТУЭ с микробными метаболитами (Np, Pu, Am, Cm) или изменением pH и Eh(Pu); 2) непосредственные превращения, такие, как алкилирование и изменение степени окисления при микробном окислении или восстановлении ТУЭ (Pu); 3) снижение подвижности в результате инкорпорирования в клетках микроорганизмов (Np, Pu, Am, Cm); 4) высвобождение ТУЭ при разложении органических остатков (Np, Pu, Am, Cm) [172].

Нептуний. Известно 15 радиоактивных изотопов Np с массовыми числами 227–241, наиболее долгоживущий из которых ^{237}Np ($T_{1/2}$ = = $2{,}14 \cdot 10^6$ лет, α-излучатель с максимальной энергией 4,787 МэВ), в

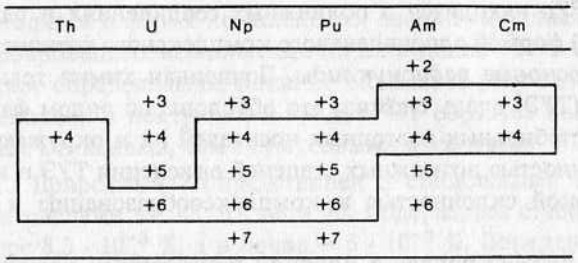


Рис. 5. Степени окисления актинидов в природной среде (обведены наиболее вероятные значения)

ничтожно малых количествах встречающийся в урановых рудах. С учетом периода полураспада и выхода в окружающую среду в результате ядерных взрывов и функционирования предприятий ЯТЦ радиологически наиболее значимыми являются ^{237}Np и ^{239}Np. Наиболее стабильное состояние Np в водных растворах NpO_2^+. Эта химическая форма Np не подвергается значительному гидролизу в диапазоне значений pH, характерных для природных условий. Среди ТУЭ радиоизотопы Np наиболее растворимы в почве и обладают большей подвижностью. Сорбцию NpO_2^+ почвами нельзя объяснить только электростатическим взаимодействием (ионным обменом). Установлено существенное влияние органического вещества на закрепление Np в почве. Устойчивость хелатов Np(V) сравнима с устойчивостью хелатов 2-валентных катионов (Zn^{2+}, Ca^{2+} и др.). Прочность комплексов с гуминовыми кислотами снижается в ряду: $Zn^{2+} > Cd^{2+} > NpO_2^+ > Ca^{2+} > Sr^{2+}$ [172].

Плутоний. Известно 15 радиоизотопов Pu с массовыми числами 232–246, наиболее долгоживущий из которых ^{244}Pu($T_{1/2} = 7{,}5 \cdot 10^7$ лет). Некоторые изотопы Pu в следовых количествах встречаются в урановых рудах. С учетом периода полураспада и выхода в окружающую среду при ядерных взрывах и работе предприятий ЯТЦ радиологически наиболее значимыми изотопами Pu являются $^{238-242}Pu$ (^{239}Pu, $T_{1/2} = 2{,}44 \cdot 10^4$ лет, α-излучатель с максимальной энергией 5,156 МэВ; ^{238}Pu, $T_{1/2} = 87{,}75$ лет, α-излучатель с энергией излучения 5,456 МэВ).

В глобальных выпадениях Pu, вероятно, находится в основном в виде смешанных оксидов $PuO_x \cdot MO$, в выбросах предприятий ЯТЦ – $PuO_x \cdot H_2O$, $PuO_x \cdot MO_x$, нитратов и комплексных соединений с органическими лигандами. Содержание ^{239}Pu в почвах составляет 0,02–1,2 Бк/кг.

Почвенная химия Pu наиболее сложная по сравнению с другими ТУЭ. В наибольшей степени влияют на растворимость Pu состав почв, Eh и pH почвенного раствора, знак и плотность заряда почвенных коллоидов, площадь реактивной поверхности. Наличие в почвах органических лигандов влияет на равновесные и концентрационные формы Pu в растворе в результате комплексообразования и последовательного подавления гидролиза, полимеризации и диспропорционирования. Эти реакции при различных сложных комбинациях комплексов, являющихся результатом различий в характеристиках источника Pu в почвах, свойств почв и протекающих в них процессов, управляют растворимостью Pu в почвах. Видимо, невозможно обнаружить корреляцию сорбции Pu с типом почвы из-за сложного взаимодействия компонентов почвы и соединений Pu в разных степенях окисления с различной устойчивостью [172].

Основными факторами, определяющими поведение Pu в почвах, являются:

1) степень окисления: Pu^{3+}, Pu^{4+}, PuO_2^+, PuO_2^{2+};

2) способность к диспропорционированию: $Pu^{4+} + PuO_2^+ \rightleftarrows Pu^{3+} + PuO_2^{2+}$;

3) гидролиз: $Pu^{4+} + 4H_2O \rightleftarrows Pu(OH)_4 + 4H^+$ ($ПР = 10^{-56}$);

4) комлексообразование.

В аэробных условиях Pu(VI) может быстро восстанавливаться до Pu(III) + Pu(IV). Pu(IV) образует нерастворимые продукты гидролиза, которые сорбируются твердой фазой почв за счет механизмов, отличных от ионного обмена. Основной процесс, определяющий поведение Pu(IV) в растворимой фракции, – гидролиз. Растворимый и способный к диффузии Pu(IV) представлен в основном полимерными формами $Pu(OH)_n$, а также небольшим количеством Pu^{4+} и комплексов (в основном с микробными метаболитами). В интервале значений pH 2–8 около 99 % Pu(VI) осаждается, при этом максимальная сорбция отмечена при pH 5,5. При pH > 8 увеличивается содержание Pu в растворе; данный процесс зависит от ионной силы раствора, т.е. снижение сорбции Pu при указанных значениях pH и концентрации около 10^{-6} М обусловлено рассеянием в растворе мелкодисперсных глинистых частиц, содержащих сорбированные ионы. В почвенном растворе Pu в основном представлен частицами гидролизованных форм с широкими пределами дисперсности. K_p в системе почва – вода составляет $250–4 \cdot 10^6 \cdot K_p$ Pu(IV) в 10–100 раз выше, чем Pu(VI) и зависит от свойств твердой фазы. Так, для суглинка K_p Pu(IV) и Pu(VI) равны $1 \cdot 10^5$ и $7{,}5 \cdot 10^4$, монтмориллонита $2{,}1 \cdot 10^4$ и $2{,}5 \cdot 10^2$, глинистой фракции почвы (1,0–

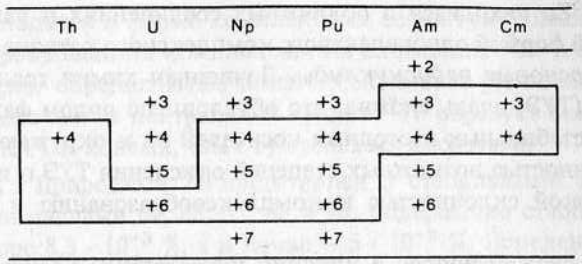


Рис. 5. Степени окисления актинидов в природной среде (обведены наиболее вероятные значения)

ничтожно малых количествах встречающийся в урановых рудах. С учетом периода полураспада и выхода в окружающую среду в результате ядерных взрывов и функционирования предприятий ЯТЦ радиологически наиболее значимыми являются ^{237}Np и ^{239}Np. Наиболее стабильное состояние Np в водных растворах NpO_2^+. Эта химическая форма Np не подвергается значительному гидролизу в диапазоне значений pH, характерных для природных условий. Среди ТУЭ радиоизотопы Np наиболее растворимы в почве и обладают большей подвижностью. Сорбцию NpO_2^+ почвами нельзя объяснить только электростатическим взаимодействием (ионным обменом). Установлено существенное влияние органического вещества на закрепление Np в почве. Устойчивость хелатов Np(V) сравнима с устойчивостью хелатов 2-валентных катионов (Zn^{2+}, Ca^{2+} и др.). Прочность комплексов с гуминовыми кислотами снижается в ряду: $Zn^{2+} > Cd^{2+} > NpO_2^+ > Ca^{2+} > Sr^{2+}$ [172].

Плутоний. Известно 15 радиоизотопов Pu с массовыми числами 232–246, наиболее долгоживущий из которых ^{244}Pu($T_{1/2} = 7{,}5 \cdot 10^7$ лет). Некоторые изотопы Pu в следовых количествах встречаются в урановых рудах. С учетом периода полураспада и выхода в окружающую среду при ядерных взрывах и работе предприятий ЯТЦ радиологически наиболее значимыми изотопами Pu являются $^{238–242}Pu$ (^{239}Pu, $T_{1/2}$ = $= 2{,}44 \cdot 10^4$ лет, α-излучатель с максимальной энергией 5,156 МэВ; ^{238}Pu, $T_{1/2} = 87{,}75$ лет, α-излучатель с энергией излучения 5,456 МэВ).

В глобальных выпадениях Pu, вероятно, находится в основном в виде смешанных оксидов $PuO_x \cdot MO$, в выбросах предприятий ЯТЦ – $PuO_x \cdot H_2O$, $PuO_x \cdot MO_x$, нитратов и комплексных соединений с органическими лигандами. Содержание ^{239}Pu в почвах составляет 0,02–1,2 Бк/кг.

Почвенная химия Pu наиболее сложная по сравнению с другими ТУЭ. В наибольшей степени влияют на растворимость Pu состав почв, Eh и pH почвенного раствора, знак и плотность заряда почвенных коллоидов, площадь реактивной поверхности. Наличие в почвах органических лигандов влияет на равновесные и концентрационные формы Pu в растворе в результате комплексообразования и последовательного подавления гидролиза, полимеризации и диспропорционирования. Эти реакции при различных сложных комбинациях комплексов, являющихся результатом различий в характеристиках источника Pu в почвах, свойств почв и протекающих в них процессов, управляют растворимостью Pu в почвах. Видимо, невозможно обнаружить корреляцию сорбции Pu с типом почвы из-за сложного взаимодействия компонентов почвы и соединений Pu в разных степенях окисления с различной устойчивостью [172].

Основными факторами, определяющими поведение Pu в почвах, являются:

1) степень окисления: Pu^{3+}, Pu^{4+}, PuO_2^+, PuO_2^{2+};

2) способность к диспропорционированию: $Pu^{4+} + PuO_2^+ \rightleftarrows Pu^{3+} + PuO_2^{2+}$;

3) гидролиз: $Pu^{4+} + 4H_2O \rightleftarrows Pu(OH)_4 + 4H^+$ (ПР = 10^{-56});

4) комлексообразование.

В аэробных условиях Pu(VI) может быстро восстанавливаться до Pu(III) + Pu(IV). Pu(IV) образует нерастворимые продукты гидролиза, которые сорбируются твердой фазой почв за счет механизмов, отличных от ионного обмена. Основной процесс, определяющий поведение Pu(IV) в растворимой фракции, – гидролиз. Растворимый и способный к диффузии Pu(IV) представлен в основном полимерными формами $Pu(OH)_n$, а также небольшим количеством Pu^{4+} и комплексов (в основном с микробными метаболитами). В интервале значений pH 2–8 около 99 % Pu(VI) осаждается, при этом максимальная сорбция отмечена при pH 5,5. При pH > 8 увеличивается содержание Pu в растворе; данный процесс зависит от ионной силы раствора, т.е. снижение сорбции Pu при указанных значениях pH и концентрации около 10^{-6} М обусловлено рассеянием в растворе мелкодисперсных глинистых частиц, содержащих сорбированные ионы. В почвенном растворе Pu в основном представлен частицами гидролизованных форм с широкими пределами дисперсности. K_p в системе почва – вода составляет 250–4 $\cdot 10^6 \cdot K_p$ Pu(IV) в 10–100 раз выше, чем Pu(VI) и зависит от свойств твердой фазы. Так, для суглинка K_p Pu(IV) и Pu(VI) равны $1 \cdot 10^5$ и $7{,}5 \cdot 10^4$, монтмориллонита $2{,}1 \cdot 10^4$ и $2{,}5 \cdot 10^2$, глинистой фракции почвы (1,0–

1,7) · 10^5 и 7,5 · 10^4. Основными механизмами миграции Pu в почвах являются перенос с тонкодисперсными частицами и диффузия. В разных типах почв коэффициент диффузии Pu колеблется в пределах (2,3–2,7) · 10^{-7} см²/с [172].

Америций и кюрий. Известно 11 радиоизотопов Am с массовыми числами 237–247 и 14 радиоизотопов Cm с массовыми числами 238–251. С учетом периода полураспада и выхода в окружающую среду в результате ядерных взрывов и функционирования предприятий ЯТЦ радиологически наиболее значимыми радиоизотопами Am являются ^{241}Am и ^{243}Am, а Cm – ^{242}Cm, ^{243}Cm и ^{244}Cm(^{241}Am, $T_{1/2}$ = 432,8 года, α-излучатель с максимальной энергией 5,486 МэВ ; ^{242}Cm, $T_{1/2}$ = 163 сут, α-излучатель с максимальной энергией 6,12 МэВ; ^{244}Cm, $T_{1/2}$ = 17,6 года, α-излучатель с максимальной энергией 5,806 МэВ). Наиболее устойчивые формы Am и Cm в растворе – Am^{3+} и Cm^{3+}, для которых не характерно диспропорционирование. Основной фактор, влияющий на поведение этих радиоэлементов в почвах, – гидролиз. Поскольку гидроксиды Am и Cm обладают более высокой растворимостью по сравнению с гидроксидами Pu, эти элементы характеризуются более высокой подвижностью в почвах. Прочность сорбции ТУЭ твердой фазой почв снижается в ряду: Pu > Am ≈ Cm ≫ Np [172].

МИГРАЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ

Под миграцией радионуклидов в почве понимается совокупность процессов, приводящих к перемещению радионуклидов в почве или перераспределению между различными фазами и состояниями и вызывающих перераспределение радионуклидов по глубине и в горизонтальном направлении. К движущим силам, приводящим к миграции радионуклидов в почвах, относятся: конвективный перенос (фильтрация атмосферных осадков в глубь почвы, капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения, термоперенос влаги под действием градиента температуры); диффузия свободных и адсорбированных ионов; перенос по корневым системам растений; перенос на мигрирующих коллоидных частицах (лессиваж); роющая деятельность почвенных животных; хозяйственная деятельность человека [140]. Перечисленные факторы не являются равнозначными, так как интенсивность и продолжительность их действия различны и зависят от конкретных условий.

Качественное различие в характере действия двух наиболее важных факторов – конвективного переноса с током влаги и диффузии –

3391

состоит в следующем. Если в начальный момент времени радионуклид находится в очень тонком поверхностном слое почвы и в процессе миграции извне не поступает, то первый из этих факторов приводит к перемещению зоны нахождения радионуклида со смещением максимума концентрации радионуклида в глубь почвы. Диффузионный характер вызывает расширение зоны нахождения радионуклида с одновременным уменьшением величины максимума концентрации.

Значимость переноса радионуклидов по корневым системам растений зависит от глубины распространения и густоты корней в почве, физико-химических свойств радионуклидов, биологических особенностей растений и т.д. В условиях, когда суммарный объем корней составляет незначительную долю от объема всего корнеобитаемого слоя почвы, вклад корневого переноса радионуклидов невелик.

Конвективный перенос и диффузия радионуклидов тесно связаны с поглощением и прочностью их закрепления твердой фазой почвы. В качестве примера в табл. 7 приведены средние эффективные коэффициенты диффузии четырех радионуклидов в различных почвах. Конвективный перенос характерен для водорастворимой и, частично, обменной форм радионуклидов; диффузионный перенос и перенос по корневым системам растений – для водорастворимой и обменной форм. Механический перенос на коллоидных частицах или передвижение в результате роющей деятельности почвенных животных характер-

7. Средние эффективные коэффициенты диффузии радионуклидов в почве (слой 0–20 см), 10^{-7} см²/с [103]

Место отбора проб	Почвы	^{90}Sr	^{106}Ru	^{137}Cs	^{144}Ce
США, шт. Нью-Джерси	Песок; подзолистые	7	10	100	–
СССР, южная тайга	Песок; дерново-подзолистые оглеенные	3	–	–	–
США, шт. Джорджия	Супесь; естественные пастбища	4–8	–	–	–
США, шт. Нью-Джерси	Супесь; серо-коричневые; красно-желтые; подзолистые	5	6	2	5
	Супесь; серо-коричневые; подзолистые	3	4–7	3–7	4
СССР; южная тайга	Супесь; торфяно-перегнойно-глеевые	1–3	–	–	–
США, шт. Нью-Джерси	Песчанистая глина; красно-желтые; серо-коричневые; подзолистые	2	8	5	10

Продолжение

Место отбора проб	Почвы	^{90}Sr	^{106}Ru	^{137}Cs	^{144}Ce
СССР, южная тайга	Легкий суглинок; светло-бурые; перегнойно-глеевые	10	–	–	–
США, шт. Нью-Джерси	Суглинок; серо-коричневые; подзолистые	2	4	–	5
	Бурый суглинок; серо-коричневые; подзолистые кислые, коричневые, гумусовые глеевые	2–5	5–6	2–5	2–6
СССР, южная тайга	Суглинок; дерново-глеевые	3–6	–	–	–
США, шт. Нью-Джерси	Пылеватый суглинок; полуболотные	7	5	7	5
СССР, Подмосковье	Тяжелый суглинок; дерново-среднеподзолистые	4	–	–	–
СССР, южная тайга	Торфянисто-железисто-глеевые	100	–	–	–
	Торфяные маломощные	2	–	–	–

ны для всех форм (водорастворимой, обменной, прочнофиксированной) радионуклидов.

В.М. Прохоровым [140] показано, что свойства почв по убывающей степени достоверности их независимого влияния на коэффициент диффузии, например, ^{90}Sr можно расположить в ряд: влажность > емкость поглощения > сумма обменных Ca и Mg > pH > температура > > содержание гумуса.

Глава 2. ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ ИЗ ПОЧВЫ

КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ РАСТЕНИЯМИ ИЗ ПОЧВЫ

Для оценки поступления радионуклидов из почвы в растения используют различные показатели. Одним из наиболее широко применяемых является коэффициент накопления или коэффициент концентрации (КН, или $К_н$) – отношение содержания радионуклида в единице массы растений и почвы соответственно. Более строго этот показатель следовало бы называть концентрационным отношением, так как слово

накопление предполагает, что концентрация радионуклида в растениях выше, чем в почве, тогда как случаи, когда КН < 1, характерны для большого числа радионуклидов. Близким к понятию КН является почвенный коэффициент пропорциональности ($К_п$), который соотносит концентрацию радионуклидов в растениях к площадному загрязнению почвы.

$$К_п = \frac{\text{Концентрация радионуклидов в растениях, Бк/кг}}{\text{Плотность загрязнения, Бк/м}^2}$$ [177].

В биогеохимии и, реже, в радиоэкологии вместо понятия коэффициент накопления применяют термин коэффициент биологического поглощения (КБП), с помощью которого сравнивают концентрацию радионуклида в золе растений и почве [75].

Скорость переноса микроколичеств радионуклидов по трофическим цепочкам в природной среде (в том числе и в звене почва – растение) зависит от содержания сопровождающих их носителей, которые делят на изотопные (изотопы одного элемента, например стабильный ^{88}Sr и радиоактивный ^{90}Sr) или неизотопные (например, ^{90}Sr и стабильный ^{40}Ca – основной стабильный изотоп кальция в природе). При этом часто роль неизотопных носителей для транспорта радионуклидов важнее, чем изотопных, так как количество первых существенно больше, чем вторых. Например, концентрация стабильного ^{88}Sr в почве равна в среднем $(2 - 3) \cdot 10^{-3}$ %, для кальция около 1,4 %. Для оценки переноса радиоактивного нуклида относительно его стабильного макроносителя в трофических цепочках используют понятие наблюдаемое отношение (неудачный перевод с английского observed ratio) (НО).

$$НО = \frac{C_{\text{радионуклид}}/C_{\text{стабильный носитель}_{\text{растение}}}}{C_{\text{радионуклид}}/C_{\text{стабильный носитель}_{\text{почва}}}},$$

где С – концентрация радионуклида и стабильного носителя.

Иногда этот показатель называют коэффициентом дискриминации (КД), подчеркивая предпочтительное поступление одного из нуклидов при передвижении в двух соседних звеньях трофической цепи.

Наиболее детально изучено сравнительное перемещение в пищевых цепочках агросферы одного из наиболее значимых радионуклидов, ^{90}Sr, относительно его основного химического аналога Ca с учетом сходства их с биологической точки зрения. Отношение содержания ^{90}Sr к Ca в биологических объектах получило название стронци-

вые единицы (с.е.). Аналогично этому было введено понятие цезиевые единицы (ц.е.) для отношения содержания ^{137}Cs к К:

$$1\ \text{с.е.} = 1\ \text{пКи}\ ^{90}Sr/\text{г Ca}\ (37\ \text{мБк}\ ^{90}Sr/\text{г Ca});$$
$$1\ \text{ц.е.} = 1\ \text{пКи}\ ^{137}Cs/\text{г К}\ (37\ \text{мБк}\ ^{137}Cs/\text{г К}).$$

Для оценки поступления ^{90}Sr в растения был предложен ряд показателей, учитывающих зависимость поведения этого радионуклида от концентрации в почве обменного Са. Показатель Фредриксона ($П_Ф$) соотносит концентрацию ^{90}Sr в растениях (по отношению к Са, т.е. в стронциевых единицах) и концентрацию ^{90}Sr в почве:

$$П_Ф = \frac{^{90}Sr/Ca\ \text{в растениях (Бк}\ ^{90}Sr/\text{г Ca}}{^{90}Sr\ \text{в почве (Бк/г почвы)}} \text{ [224].}$$

Показатель Клечковского ($K_{Кл}$), или комплексный показатель [9] нормирует отношение содержания стронциевых единиц в растениях к плотности загрязнения почв ^{90}Sr, отнесенной к количеству обменного Са в почве:

$$K_{Кл} = (A_{^{90}Sr} A'_{Ca})/(A'_{^{90}Sr} A_{Ca}),$$

где $A_{^{90}Sr}$ – концентрация ^{90}Sr в растениях, Бк/г; $A'_{^{90}Sr}$ – содержание ^{90}Sr в почве на единицу площади (плотность загрязнения), Бк/м^2; A_{Ca} – концентрация Са в растениях, г/г; A'_{Ca} – концентрация обменного Са в почве, мг · экв/100 г.

Основным носителем радиоцезия (^{137}Cs и ^{134}Cs) в биологических цепочках является его химический аналог среди щелочных металлов – калий, хотя сходство в поведении радиоцезия и калия меньше, чем у пары радиостронций – кальций. В связи с этим отношение $^{137}Cs/К$ используют в оценках транспорта радиоцезия значительно реже, чем $^{90}Sr/Ca$.

ВЛИЯНИЕ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ РАДИОНУКЛИДОВ НА ПЕРЕХОД ИХ ИЗ ПОЧВЫ В РАСТЕНИЯ

Накопление радионуклидов растениями из почвы зависит от комплекса факторов, среди которых можно выделить 4 основные группы: физико-химические свойства радионуклидов; агрохимическая характеристика почвы; биологические особенности растений; агротехника возделывания культур.

Поведение радионуклидов в звене почва – растение в основном аналогично поведению их стабильных аналогов. Исключение составляют изотопы элементов, существенно различающиеся по массе, например, изотопы водорода: протий ^1H и тритий ^3H. Поступление в растения радиоизотопов различных химических элементов в первую очередь определяется их биофильностью, оцениваемой по КБП (табл. 8).

Накопление радионуклидов в растениях хорошо согласуется с содержанием в них стабильных изотопов этих же элементов (табл. 9). По аккумуляции растениями химические элементы разделяют на 5 групп: с сильным накоплением (коэффициент накопления, КН > 10), со слабым накоплением (1–10), с отсутствием аккумуляции (0,1–1), со слабой дискриминацией (0,01–0,1) и с сильной дискриминацией (< 0,01). Возможной причиной различий в поведении радиоактивных и стабильных нуклидов одного и того же элемента может быть разница в формах их нахождения в почвах.

Внесенные "свежие" радионуклиды в первый период пребывания в почве могут быть более доступными для усвоения растениями, чем в более поздние сроки, когда произошло старение радионуклидов. Интенсивность старения зависит от физико-химических свойств радио-

8. КБП некоторых химических элементов растениями [25, 43]

Элемент	КБП	Элемент	КБП
S	59	K	2,2
B	40–50	Ca	2,2
Br	36	Sn	1,8
Zn	18–20	As	1,6
Ag	12,5	Ni	1,5
I	12	Cr	1,0
Mg	11	Li	1,0
Cu	9–10	Zr	0,90
Mo	9–10	Be	0,80
F	8–9	Cs	0,79
Hg	7–8	Ba	0,66
Se	7	Cd	0,63
Mn	7–9	Rb	0,56
Pb	3–7	Sb	0,50
Sr	3,5	Y, V, La, Ti, U	< 0,40
Na	3,2		
Co	1,5–2,7		

9. Коэффициенты накопления радионуклидов растениями [9, 36, 93, 147, 172, 259, 267]

Радионуклид	КН	Радионуклид	КН
^{35}S	20–60	^{140}Ba	$(2–5)\cdot10^{-2}$
^{45}Ca	$(4–6)\cdot10^{-2}$	^{141}Ce, ^{144}Ce	$6\cdot10^{-4}–3\cdot10^{-3}$
^{54}Mn	0,02–15	^{147}Pm	$3\cdot10^{-5}–3\cdot10^{-4}$
^{55}Fe, ^{59}Fe	$(1–8)\cdot10^{-2}$	^{195}W	0,13–0,3
^{60}Co	$4\cdot10^{-3}–5\cdot10^{-2}$	^{210}Pb	0,05–0,43
^{65}Zn	3,3–15	^{226}Ra	$1\cdot10^{-3}–4\cdot10^{-2}$
^{90}Sr	0,02–12	^{232}Th	$1\cdot10^{-3}–7\cdot10^{-1}$
^{91}Y	$3\cdot10^{-5}–7\cdot10^{-4}$	^{238}U	$1,6\cdot10^{-4}–1\cdot10^{-1}$
^{95}Zr	$3\cdot10^{-3}–8\cdot10^{-2}$	^{237}Np	$n\cdot10^{-2}–n\cdot10^{-1}$
^{103}Ru, ^{106}Ru	$(2–3)\cdot10^{-3}$	^{239}Pu, ^{240}Pu	$n\cdot10^{-8}–10^{0}$
^{115m}Cd	$(4,3–8,5)\cdot10^{-2}$	^{241}Am	$n\cdot10^{-6}–10^{-1}$
^{137}Cs	0,02–1,1	^{244}Cm	$n\cdot10^{-4}–n\cdot10^{-3}$

нуклидов. Так, для ^{137}Cs характерно заметное уменьшение поступления в растения с течением времени, тогда как у ^{90}Sr подвижность в системе почва – растение меняется медленно.

Миграционная способность радионуклидов в системе почва – растение в значительной мере зависит от формы поступления их в почву. Внесение ^{59}Fe, ^{60}Co и ^{91}Y в виде комплексов с ЭДТА 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 в почве недостаточно устойчивы.

Накопление растениями радионуклидов зависит от их концентрации в питательном субстрате (рис. 6). Для коротко- и среднеживущих радионуклидов, которые находятся в почве в ультрамикроконцентрациях, характерна линейная зависимость (участок *I*). В большинстве ситуаций, связанных с загрязнением почвенного покрова искусственными радионуклидами, их поступление в растения происходит прямо пропорционально содержанию в почве (плотности загрязнения), так как количество радионуклидов находится в области ультрамалых массовых концентраций. Лишь для долгоживущих радионуклидов, таких, например, как ^{238}U и ^{232}Th, могут проявляться участки *II* и *III* кривой (отклонение от линейной зависимости), т.е. могут быть достигнуты массовые концентрации радионуклидов в почве, при которых наблю-

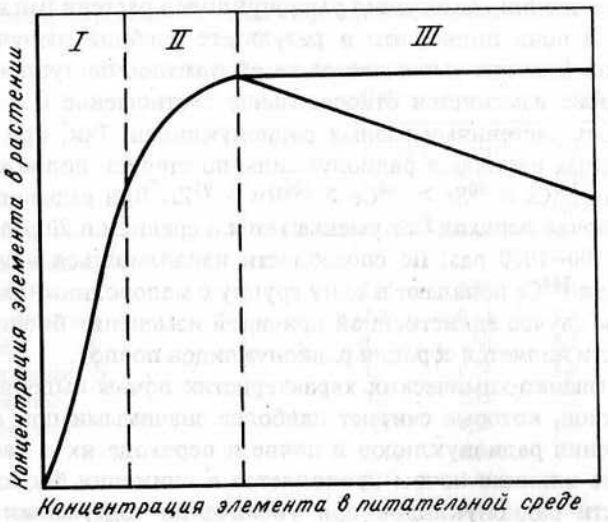


Рис. 6. Типичная зависимость концентрации химических элементов в растениях от концентрации в питательной среде:
участки *I* и *II* – недостаток и оптимальные концентрации элемента в питательной среде; *III* – токсические концентрации элемента в питательной среде [74]

дается эффект пороговости в усвоении радионуклидов растениями [74].

Коэффициенты накопления (КН) радионуклидов в растениях имеют достоверную высокую корреляцию с K_p в почве [262]. В аналитическом виде эта зависимость выражается формулой $K_p = a + b\ln$ КН, где a и b – постоянные, и используется как для определения КН по значениям K_p, так и для обратного расчета. Сильная корреляция между K_p и КН указывает на существенное влияние при поступлении в растения радионуклидов не только их физико-химических свойств, но и почвенных характеристик. Свойства почв по степени их влияния на K_p для щелочноземельных элементов (Ca, Sr, Ba, Ra) располагаются в следующем порядке: концентрация обменного Ca > сумма обменных оснований $\geqslant$ емкость поглощения > содержание гумуса > pH.

ВЛИЯНИЕ СВОЙСТВ ПОЧВЫ НА ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ

Одним из главных факторов, определяющих размеры перехода в растения радионуклидов, является характер их взаимодействия с поч-

вой. При сравнении накопления радионуклидов растениями из водных растворов и почв видно, что в результате сорбции радионуклидов твердой фазой почвы уменьшается их абсолютное поступление в растения, а также изменяется относительное соотношение в количестве накопленных растениями разных радионуклидов. Так, при поглощении из водных растворов радионуклиды по степени подвижности образуют ряд: $^{137}Cs > {}^{90}Sr > {}^{144}Ce > {}^{106}Ru > {}^{95}Zr$. При выращивании растений на почве переход ^{90}Sr уменьшается в среднем в 20 раз, а ^{137}Cs и ^{144}Ce – в 100–1000 раз. По способности накапливаться в урожае из почвы ^{137}Cs и ^{144}Ce попадают в одну группу с малоподвижными ^{106}Ru и ^{95}Zr. В этом случае единственной причиной изменения биологической подвижности является сорбция радионуклидов почвой.

Среди физико-химических характеристик почвы выделяют около 10 параметров, которые считают наиболее значимыми при определении поведения радионуклидов в почве и перехода их в растения. В общем виде влияние почвы проявляется в снижении биологической подвижности радионуклидов 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. В количественном отношении влияние различных свойств почвы проявляется в разной степени. Для большинства радионуклидов накопление 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, а дерново-подзолистые почвы, наоборот, отличаются небольшим количеством питательных веществ, незначительной емкостью обмена, низкими pH, малым содержанием гумуса. В связи с этим проявляется зависимость между поступлением радионуклидов в растения и типом почвы. Накопление радионуклидов растениями снижается в ряду почв: аллювиально-слоистые, дерново-подзолистые, серые лесные, серозем, каштановые, черноземы (табл. 10 и 11).

Оценка влияния различных почвенных свойств на аккумуляцию радионуклидов растениями и выявление среди этих факторов незави-

10. Коэффициенты накопления ^{90}Sr овсом и горохом из почв разных типов (вегетационный опыт) [94]

Тип почвы	Овес		Горох	
	Солома	Зерно	Вегетативные органы	Зерно
Дерново-подзолистые:				
супесчаная	11,5	0,56	18,0	0,46
среднесуглинистая	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	2,0	0,12	5,7	0,17
южный	0,7	0,05	2,0	0,04
выщелоченный	1,2	0,04	3,3	0,08
карбонатный	0,9	0,05	2,6	0,06
солонцеватый	0,5	0,05	2,4	0,06
Солонец мелкостолбчатый	0,8	0,18	–	–

11. Коэффициенты накопления ^{137}Cs в урожае овса из почв разных типов (вегетационный опыт) [193]

Тип почвы	Солома	Зерно
Дерново-подзолистые:		
супесчаная	0,35	0,21
среднесуглинистая	0,14	0,11
Серая лесная	0,13	0,12
Каштановая	0,02	0,01
Серозем типичный	0,04	0,01
Луговая	0,05	0,03
Черноземы:		
обыкновенный	0,03	0,01
выщелоченный	0,12	0,06
солонцеватый	0,05	0,03

симых проводят с помощью уравнений множественной регрессии, учитывающих вклады всех действующих переменных. Так, с помощью дисперсионного и корреляционного анализов показано, что среди всех почвенных свойств содержание обменного Ca в почве оказывает основное и независимое влияние на поступление ^{90}Sr в пшеницу [57]. Сложность решения задачи по вычленению влияния отдельных факторов на поступление радионуклидов в растения обусловлена тем, что большинство изучаемых свойств почв тесно связано между собой и зачастую степень воздействия отдельного из них зависит от влияния всего комплекса.

Емкость катионного обмена и содержание обменных катионов. Емкость катионного обмена характеризует способность почвы сорбировать катионы. Радионуклиды, сорбируемые в почве по обменному типу, являются наиболее доступными для растений. Прочность сорбции радионуклидов в почве тем выше, чем больше емкость катионного обмена. Наряду с обменным поглощением радионуклидов почвой существует необменное поглощение – фиксация.

Емкость катионного обмена и сумма обменных катионов в почве изменяются в зависимости от реакции среды, состава органических и минеральных компонентов и природы глинистых минералов. Увеличение щелочности почв способствует возрастанию их емкости поглощения. Вследствие высокой поглотительной способности гумусовых кислот (до 400–930 мг · экв/100 г), а также монтмориллонита (70–175 мг · экв/100 г) почвы, содержащие большое количество органического вещества и минералов монтмориллонитовой группы, отличаются обычно наибольшей емкостью поглощения (черноземы, черноземно-луговые почвы). Эти почвы характеризуются наиболее прочной сорбцией радионуклидов и минимальной их биологической подвижностью.

Механический состав почв. Сорбционная способность почв существенно возрастает с увеличением степени дисперсности почвенных частиц: мелкодисперсные фракции обладают более высокой поглотительной способностью по сравнению с крупными фракциями. В пределах одного типа почв в зависимости от гранулометрического состава накопление радионуклидов растениями может изменяться до 10 раз (табл. 12). Более прочная сорбция радионуклидов мелкими фракциями почвы обусловлена как большой удельной поверхностью глинистых и илистых частиц, так и различиями в их свойствах. С уменьшением размера гранулометрических фракций повышается содержание в них гумуса и обменных катионов, а также увеличивается емкость

катионного обмена. Кроме того, различия в свойствах гранулометрических элементов разной степени дисперсности объясняются особенностями минералогического состава. Преобладающими минералами фракций мелкого песка и крупной пыли являются кварц и полевые шпаты, в средней и мелкой пыли увеличивается содержание слюд и гидрослюд. В илистой фракции превалируют слюды, гидрослюды и минералы монтмориллонитовой группы.

Минеральная часть почвы. Минеральная часть почвы составляет от 55 до 97 % массы почвы. В почве присутствуют первичные минералы, представленные главным образом скелетными и крупнопесчаными частицами, и вторичные минералы, которые преобладают в глинистых и коллоидных фракциях почвы. К группе первичных минералов относятся кварц, апатит, полевые шпаты, слюды (мусковит, биотит) и др., к вторичным – минералы группы каолинита, монтмориллонита, вермикулита, вторичных гидрослюд (иллитов) и др. Вторичные минералы отличаются высокой поглотительной способностью [11]. Минералы монтмориллонитовой группы характерны для степных и пустынно-степных областей, они преобладают в черноземах, каштановых почвах и солонцах, что обусловливает прочную сорбцию радионуклидов и значительное снижение их перехода в растения.

Органическое вещество почвы. Важное влияние на миграцию радионуклидов в почве и поглощение их растениями оказывает органическое вещество. Для большинства радионуклидов увеличение содержания гумуса в почве является фактором, снижающим их переход

12. Влияние гранулометрического состава дерново-подзолистой почвы на поступление ^{137}Cs в урожай овса (вегетационный опыт) [191]

Гранулометрический состав почв	Фракции, %		Коэффициент накопления	
	< 0,01 мм	< 0,001 мм	Солома	Зерно
Супесчаная	17,7	4,0	0,35	0,21
	9,6	3,5	0,74	0,50
	16,6	5,7	1,10	0,65
Среднесуглинистая	34,8	11,7	0,14	0,11
	35,1	9,3	0,29	0,18
	38,0	14,1	0,11	0,08
Тяжелосуглинистая	39,6	12,4	0,23	0,07
Легкая глина	65,4	16,1	0,74	0,66

в растения [24]. Поведение радионуклидов связано с органическим веществом почв специфической природы – гуминовыми и фульвокислотами. Способность гуминовых кислот адсорбировать ионы, а также образовывать прочные сложные комплексы с радионуклидами оказывает влияние на сорбцию их в почве и поступление в растения. В вегетационных опытах сравнивалась доступность растениям ^{90}Sr и ^{137}Cs при внесении их в кварцевый песок в виде металлоорганических комплексов с H^+-формами гуминовой и фульвокислот и в виде простых солей (хлориды радионуклидов) [45]. КН растениями ^{90}Sr в ионной форме в 2,4–4,4 раза выше, чем из органо-минеральных комплексов, при этом доступность ^{90}Sr из гумата и фульвата различается: переход из фульвата в 2 раза выше. Органические комплексы ^{137}Cs также менее доступны растениям по сравнению с ионной формой, причем фульват ^{137}Cs в 1,3 раза доступнее гумата.

Для ряда радионуклидов, например трансурановых, заметное влияние на их доступность растениям оказывает образование соединений хелатного типа, которые характеризуются высокой мобильностью. Исключительно велика роль органического вещества в поступлении в растения радиоизотопов I вследствие образования йод-гумусовых соединений.

Кислотность почвы. Кислотность почв неоднозначно влияет на биологическую подвижность в них радионуклидов. Для ^{90}Sr, ^{137}Cs и большой группы нуклидов с наведенной активностью при увеличении кислотности возрастает интенсивность поступления радионуклидов в растения. При повышении pH ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{65}Zn и ^{115m}Cd переходят из ионной формы в различные гидролизные и комплексные соединения, что снижает их доступность растениям. Для многих радионуклидов зависимость их поведения от кислотности почв сложна – для некоторых из них характерны два и более пиков максимумов подвижности. Кислотность оказывает и косвенное влияние на сорбцию почвами радионуклидов, изменяя емкость катионного обмена.

Карбонатность почвы. Влияние карбонатности почв на доступность радионуклидов растениям связано с изменением кислотности, соотношения различных фракций органических веществ и состава обменных катионов, в частности содержания обменного Ca. Увеличение карбонатности почв снижает накопление ^{90}Sr в сельскохозяйственных культурах в 1,1–3 раза, а для ^{137}Cs в этих же условиях поступление в растения увеличивается в 1,3–4 раза (табл. 13). В карбонатных почвах происходит необменная фиксация ^{90}Sr. В карбонатном черноземе по сравнению с выщелоченным в 1,5–3 раза ниже содержание водораство-

римого ^{90}Sr и на 4–6 % выше количества необменного ^{90}Sr. Увеличение содержания карбонатов в почве изменяет соотношение между гумусовыми кислотами – уменьшается содержание фульвокислот. Более высокая подвижность ^{137}Cs в карбонатных почвах может быть связана с увеличением количества водорастворимых органических соединений, которые обусловливают десорбцию этого радионуклида [125].

Влажность почвы. Сведения о роли почвенной влаги в миграции радионуклидов в системе почва – растения довольно противоречивы. Отмечено как увеличение перехода радионуклидов в растения с ростом содержания влаги в почве, так и отсутствие влияния влажности. При разных режимах увлажнения могут практически не изменяться КН радионуклидов растениями, но может возрастать общий вынос радионуклидов за счет увеличения биомассы растений [91, 107]. Неоднозначность имеющихся данных о роли влажности связана с тем, что различные радионуклиды поглощаются растениями из почвы в зависимости от режима ее увлажнения по-разному. Кроме того, влияние влажности почв на подвижность радионуклидов зависит от свойств почв и биологических особенностей растений.

13. Коэффициенты накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях в зависимости от степени карбонатности черноземов [149]

Культура	Содержание карбонатов, %			
	0	0,7	2,2	3,2
	^{90}Sr			
Ячмень:				
зерно	0,12	0,10	0,04	0,04
солома	0,72	0,67	0,36	0,37
Капуста (кочаны)	0,19	0,16	0,17	0,08
Томаты (плоды)	0,36	0,22	0,16	0,25
Лук (луковицы)	0,98	0,80	0,85	0,74
Суданская трава (сено)	2,20	0,99	0,89	1,57
Кукуруза (на силос)	0,88	0,58	0,59	0,74
	^{137}Cs, $n \cdot 10^{-3}$			
Капуста (кочаны)	39	59	63	116
Томаты (плоды)	37	60	80	142
Лук (луковицы)	53	52	60	72
Суданская трава (сено)	38	35	36	54
Кукуруза (на силос)	43	47	104	70

Распределение радионуклидов в профиле почвы. Распределение радионуклидов в пределах корнеобитаемого слоя почвы влияет на их поступление в растения. В первый период после попадания радионуклидов на почвенно-растительный покров из воздуха они локализуются в верхней части почвы. Многие радионуклиды характеризуются слабой подвижностью и в течение длительного периода времени задерживаются в слое почвы 0–5 см. Наиболее интенсивно переходят в растения радионуклиды при сосредоточении их в луговой дернине. Так, в первый год после внесения ^{90}Sr на дернину содержание его в растениях было в 2–8 раз выше, чем на 3-й год.

Равномерное размещение радионуклидов в пахотном слое при перепашке снижает переход их в растения [178].

ВЛИЯНИЕ БИОЛОГИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЕЙ РАСТЕНИЙ НА НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВЫ

Особенности минерального питания, разная продолжительность вегетационного периода, характер распределения корневых систем в почве, различия в продуктивности и другие биологические особенности растений влияют на накопление радионуклидов разными видами и сортами сельскохозяйственных культур. Межвидовые различия в аккумуляции радионуклидов при корневом пути перехода могут достигать 10–30 раз (табл. 14).

^{90}Sr в 2–6 раз интенсивнее поглощается бобовыми культурами, чем злаковыми. Содержание ^{137}Cs, как правило, выше в зернобобовых культурах по сравнению со злаковыми. КН ^{106}Ru и ^{144}Ce в различных видах растений колеблются более чем в 100 раз [177]. Различия в содержании ^{60}Co в хозяйственно ценной части сельскохозяйственных культур достигают 19-кратной величины, а ^{65}Zn, ^{54}Mn и ^{115}Cd – 2–7-кратной [149]. КН тяжелых естественных и трансурановых радионуклидов растениями очень низки и изменяются в зависимости от вида растений в 10–100 раз. Влияние сортовых различий в накоплении радионуклидов растениями менее значимо, чем видовых, – пределы колебаний концентраций радионуклидов не превышают, как правило, 2–3 раз (табл. 15). Наиболее интенсивно идет накопление радионуклидов в листьях и стеблях и значительно слабее в генеративных органах растений.

Так, в созревших растениях фасоли ^{90}Sr распределяется следующим образом: в листьях 53–68 %, стеблях 15–28 %, створках бобов 12–25 % и зерне 7–14 %.

14. Коэффициенты накопления ^{60}Co, ^{90}Sr и ^{134}Cs разными сельскохозяйственными культурами на выщелоченном черноземе [149]

Культура	^{60}Co		^{90}Sr		^{134}Cs, $n \cdot 10^{-2}$	
	Зерно, плоды, корнеплоды, луковицы, кочаны	Солома, ботва, сено	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	0,10	0,40
Озимый ячмень	0,01	0,04	0,03	0,27	0,07	0,53
Озимая рожь	–	–	0,02	0,34	0,14	0,34
Яровой ячмень	–	–	0,03	0,23	0,31	1,00
Кукуруза	–	–	0,002	0,18	0,19	1,00
Сорго	–	–	0,03	–	0,39	–
Горох	0,04	0,07	0,10	1,44	1,00	4,70
Соя	–	–	0,13	1,08	2,00	4,70
Подсолнечник	–	–	0,02	0,58	0,83	1,80
Свекла сахарная	–	–	0,17 (0,02)	–	–	–
Лук	–	–	0,67 (0,08)	–	1,71 (0,21)	–
Томаты	0,19	0,25	0,38 (0,01)	–	6,60 (0,24)	–
Капуста	–	–	0,38 (0,03)	–	2,17 (0,15)	–
Свекла столовая	0,10	0,24	0,65 (0,08)	–	2,60 (0,31)	–
Огурцы	0,13	0,19	0,31 (0,01)	–	5,20 (0,18)	–
Кукуруза на силос	–	0,05	–	0,43	–	4,57
Люцерна:						
1-го укоса	–	0,09	–	3,80	–	3,68
2-го укоса	–	–	–	1,70	–	4,91
Суданская трава:						
1-го укоса	–	0,04	–	0,77	–	3,06
2-го укоса	–	–	–	0,48	–	2,74

Примечание. В скобках приведены КН в пересчете на сырую массу.

ВЛИЯНИЕ АГРОТЕХНИКИ ВОЗДЕЛЫВАНИЯ КУЛЬТУР НА ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВЫ В РАСТЕНИЯ

При возделывании сельскохозяйственных культур в различных регионах страны используют разнообразные способы агротехнической и агрохимической обработки почв: в засушливых районах ведется

15. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне различных сортов озимой пшеницы и кукурузы на выщелоченном черноземе, Бк/кг (при содержании радионуклидов в почве $3,7 \cdot 10^4$ Бк/м²) [149]

Сорт растения	^{90}Sr	^{137}Cs
Озимая пшеница		
Одесская 16	5,1	0,11
Мироновская 808	4,1	0,12
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
Кукуру		
Wachi	0,74	0,20
Краснодарский 309	0,63	0,59
Castika curcasa	0,70	0,28
Шегорац	0,63	0,26
Местная	0,52	0,21
Аризона	0,48	0,27
Чехочми	0,48	0,27
Айвори Кинг	0,44	0,26
Кубанский ИВЛ	0,41	0,24
Славянская	0,37	0,18
ВИР 42	0,33	0,19
Полузубовидная	0,33	0,21
Высоколизиновая	0,30	0,26

орошаемое земледелие; на заболоченных территориях проводится осушительная мелиорация; на кислых почвах в широких масштабах применяется известкование; для поддержания плодородия почв в условиях интенсивного ведения агропромышленного производства используются минеральные и органические удобрения; для улучшения водного и воздушного режимов почв, заделки дернины применяют различные системы обработки (вспашку, фрезерование и др.).

Способы обработки влияют на агрохимические и водно-физические свойства почвы, что изменяет размеры перехода радионуклидов в сельскохозяйственные растения.

В условиях орошаемого земледелия усиливается интенсивность

круговорота радионуклидов в агроценозах. При поверхностных способах полива (напуском, по бороздам, по чекам) накопление радионуклидов в растениях из почвы увеличивается в среднем в 1,2–1,7 раза (а в отдельные годы до 3 раз) по сравнению с богарными условиями (табл. 16). При непосредственном поступлении радионуклидов из поливной воды в надземную часть растения (полив дождеванием) размеры перехода увеличиваются в 10–1000 раз относительно богарных условий. При этом наблюдается интенсивное накопление в растениях радионуклидов, относительно малоподвижных при поступлении их из почвы. Так, содержание ^{137}Cs в озимой пшенице возрастает в 250–1400 раз по сравнению с содержанием его в пшенице, выращенной в богарных условиях (табл. 17). Усиление поступления радионуклидов в растения при дождевании за счет внекорневого перехода зависит от нормы полива, оросительной нормы, гидрохимического класса воды и степени ее минерализации, фазы развития растений, времени полива. При более поздних сроках дождевания водой, содержащей радионуклиды, их накопление в урожае больше.

Распределение радионуклидов в вертикальном профиле почв влияет на поглощение их растениями. Обработка загрязненного верх-

16. Влияние орошения на поступление ^{90}Sr в надземную массу люцерны и кукурузы на выщелоченном черноземе, кБк/кг воздушно-сухой массы [149]

Культура	Год исследований	Полив по бороздам	Без орошения	Культура	Год исследований	Полив по бороздам	Без орошения
Люцерна	1977	34,8	28,9	Кукуруза	1976	2,2	2,6
	1978	22,2	20,4		1978	1,5	1,5
	1979	18,1	13,0		1979	1,1	3,3
	1980	18,5	15,9		1980	3,7	6,7
	Среднее	23,4	19,6		Среднее	2,1	3,5

17. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs озимой пшеницей в богарных и орошаемых условиях, % [149]

Водный режим	^{90}Sr		^{137}Cs	
	Зерно	Солома	Зерно	Солома
Богарные условия (по отношению к содержанию в почве)	0,003	0,03	0,0005–0,001	0,005–0,01
Орошение дождеванием (по отношению к вносимому с поливной водой)	0,05–0,25	0,2–0,7	0,7	2,5

него слоя (заглубление, вспашка, фрезерование) изменяет расположение его по отношению к основной массе корней и обусловливает снижение накопления радионуклидов в растениях. Равномерное распределение радионуклидов в пахотном слое может привести к 2–3-кратному ограничению их поступления в растения. Такой прием, как захоронение загрязненного слоя почвы за пределы распространения основной массы корней, уменьшает накопление радионуклидов в растениях в 7–11 раз [5].

ПОСТУПЛЕНИЕ ОТДЕЛЬНЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПОЧВЫ В РАСТЕНИЯ

Легкие естественные радионуклиды. Тритий. ^{3}H активно вовлекается в биогенную миграцию и поступает во все объекты биосферы – воздух, почву, воду, растения. Поведение ^{3}H описывается закономерностями переноса газообразного элементарного $^{3}H_2$, тритированной воды $H^{3}HO$ и ее водяного пара, а также различных органических и водородсодержащих соединений. ^{3}H характеризуется очень высокой скоростью включения в биологические процессы. Основным путем поступления ^{3}H в растения является усвоение водной и паровой фаз $H^{3}HO$. На концентрацию $H^{3}HO$ в растениях в первую очередь оказывает влияние обмен водяного пара между атмосферой и растением, а не непосредственное усвоение корнями почвенной влаги. В результате фотосинтеза растения связывают около 0,15 % молекул воды, содержащейся в почве [138].

Концентрация ^{3}H в составе свободной воды растений практически одинакова в различных органах растений при равенстве концентрации ^{3}H в атмосферной и почвенной влаге. В противном случае наблюдаются существенные различия, вызванные градиентом концентрации ^{3}H в системе атмосфера – растение – почва, что обусловлено преимущественным корневым поступлением ^{3}H из почвенной влаги при меньших концентрациях его в атмосфере, когда относительное обогащение им наблюдается в корнях.

Углерод. ^{14}C относится к числу важнейших в радиологическом отношении нуклидов. Миграция его в биосфере подчиняется закономерностям углеродного геохимического цикла. Он накапливается в растениях в процессе фотосинтеза. Коэффициент перехода ^{14}C из атмосферы в растения равен 1. Роль почвенного пути поступления его в растения по сравнению с воздушным путем незначительна [138].

Калий. Концентрация ^{40}K в объектах биосферы составляет

0,0118 % массы калия. Размеры поглощения К растениями определяются биологическими свойствами растений. Характерной особенностью его является большое накопление в продуктивных частях растений (табл. 18). Средние концентрации ^{40}K в сельскохозяйственных растениях меняются по природно-климатическим зонам страны незначительно – коэффициент вариации составляет 20–42 % (табл. 19). КН^{40}К в растениях в южных зонах страны снижаются, а содержание радионуклида в почвах увеличивается от 450–510 Бк/кг в дерново-подзолистых почвах до 710–750 Бк/кг в южном черноземе и каштановых почвах [46].

Тяжелые естественные радионуклиды. Среди тяжелых естественных радионуклидов в системе почва – растение наиболее важными являются ^{238}U, ^{232}Th, ^{226}Ra, ^{210}Po и ^{210}Pb. Поглощение некоторых из этих радионуклидов (^{232}Th, ^{238}U) зависит от концентрации их в почве (см. рис. 6). В первой области концентрация радионуклида в растениях прямо пропорциональна его концентрации в почве, во второй поступление носит нелинейный характер, а в третьей концентрация радионуклида в растениях либо не изменяется, либо уменьшается. Накопление ^{238}U и ^{232}Th растениями из почвы охватывает все три области, концентрация в растениях ^{226}Ra, ^{210}Pb и ^{210}Po линейно увеличивается с возрастанием их содержания в почве. Накопление тяжелых естественных радионуклидов зависит от вида растений и изменяется в 10–100 раз (табл. 20). КН тяжелых естественных радионуклидов в различных культурах минимальны, как правило, для хозяйственно ценной части растений.

По накоплению в зерне злаковых культур тяжелые естественные радионуклиды образуют ряд: $^{226}Ra > {}^{238}U > {}^{232}Th$. В вегетативной массе культур в большинстве случаев максимальным накоплением хара-

18. Содержание К в различных сельскохозяйственных культурах на выщелоченном черноземе, % [108, 164]

Культура	Зерно, клубни	Солома, ботва, вегетативные органы	Культура	Зерно, клубни	Солома, ботва вегетативные органы
Ячмень	0,56	0,90	Овес	0,44	1,97
Просо	0,28	2,12	Фасоль	1,63	1,55
Пшеница	0,41	0,87	Горох	1,28	1,70
Чумиза	0,47	2,50	Бобы	1,25	1,80
Гречиха	0,54	2,32	Картофель	1,77	4,53

19. Накопление ^{40}K в зерне злаковых культур и клубнях картофеля в различных почвенно-климатических зонах СССР [46]

Зона	Тип почвы	Средняя концентрация ^{40}K, Бк/кг		Коэффициенты накопления	
		Зерно	Клубни	Зерно	Клубни
Южно-таежная	Дерново-подзолистые	148	155	0,33	0,30
Лесостепная	Серые лесные; черноземы оподзоленные, выщелоченные, типичные	141	111	0,28	0,25
Степная и сухостепная	Черноземы обыкновенные, южные; темно-каштановые; каштановые	144	115	0,20	0,15

ктеризуется ^{238}U. КН тяжелых естественных радионуклидов в сельскохозяйственных культурах могут колебаться в зависимости от свойств почв более чем в 10 раз (табл. 21). Среди радиоизотопов одного и того же элемента (например, ^{234}U, ^{235}U и ^{238}U; ^{224}Ra и ^{226}Ra; ^{228}Th, ^{230}Th и ^{232}Th) более доступными для растений являются "молодые", т.е. образованные из долгоживущих материнских предшественников. Например, ^{234}U более доступен для растений, чем ^{238}U, а ^{230}Th более подвижен, чем ^{232}Th.

Концентрации ^{210}Pb и ^{210}Po в растениях и почве часто не связаны линейной зависимостью. Основным механизмом поступления ^{210}Pb и ^{210}Po в растения в природных условиях является непосредственное отложение их на надземной массе из воздуха, а корневое поступление имеет второстепенное значение, хотя в ряде случаев переход этих радионуклидов из почвы в растения довольно значителен – до 13,9 % ^{210}Pb и до 19,9 % ^{210}Po [52]. Поступление этих радионуклидов в растения через корневую систему зависит от типа почвы. Наибольшее накопление растениями отмечено на дерново-подзолистых песчаных почвах (табл. 22).

Радиоактивные продукты деления. Стронций. Накопление ^{89}Sr

20. Коэффициенты накопления тяжелых естественных радионуклидов в сельскохозяйственных культурах, $n \cdot 10^{-2}$ [53]

Культура, часть растения	^{226}Ra	^{232}Th	^{238}U
Озимая рожь:			
зерно	0,48	0,56	0,56
солома	2,72	1,05	2,13
Яровая пшеница:			
зерно	0,75	0,30	0,83
солома	3,83	1,15	3,24
Ячмень:			
зерно	0,67	0,53	0,7
солома	3,24	1,30	2,50
Овес:			
зерно	0,65	0,50	0,90
солома	2,82	1,56	4,91
Картофель:			
клубни	1,24	0,98	1,58
ботва	8,38	7,96	12,70
Сахарная свекла:			
корнеплоды	1,58	1,70	13,50
ботва	19,00	9,68	38,60
Однолетние сеяные травы	4,00	2,84	3,73
Многолетние сеяные травы	5,59	3,27	6,36
Разнотравье	12,10	3,53	6,94
Клевер	3,88	2,41	3,92
Люцерна	8,20	0,97	9,50
Кукуруза, зеленая масса	2,77	1,51	3,32

и ^{90}Sr в зависимости от свойств почв и биологических особенностей растений колеблется в очень широких пределах – КН $K_п$ могут различаться в 30–400 раз. На разных типах почв в северо-таежной, южно-таежной, лесостепной, степной, полупустынной и пустынной зонах $K_п{}^{90}Sr$ варьируют для одной и той же сельскохозяйственной культуры от 5 до 15 раз. Для зерна и соломы злаковых культур $K_п$ составляют соответственно 0,6–2,8 и 2,2–10,7, а для клубней и ботвы картофеля 0,7–3,2 и 7,8–48 [(Бк^{90}Sr/кг воздушно-сухой массы растений) / (кБк^{90}Sr/м^2)]. Максимальные величины $K_п{}^{90}Sr$ отмечены в северных и южных зонах, минимальные – в лесостепной и степной зонах, что в основном обусловлено свойствами почв. При определении накопления ^{90}Sr в растениях по показателю Фредрикссона установлено, что для разных культур и различных типов почв он колеблется до 50 раз.

21. Коэффициенты накопления тяжелых естественных радионуклидов сельскохозяйственными культурами на разных типах почв, $n \cdot 10^{-3}$ [165]

Тип почвы	Радионуклид	Озимая пшеница		Кукуруза	
		Зерно	Солома	Зерно	Зеленая масса
Серая лесная	^{226}Ra	7,0	23	–	–
	^{232}Th	0,5	4	0,1	7
	^{238}U	0,4	4	–	–
Черноземы:					
выщелоченный	^{226}Ra	3,0	19	–	–
	^{232}Th	0,3	3	0,1	12
обыкновенный	^{226}Ra	3,0	19	1,0	12
	^{232}Th	0,6	14	0,1	12
	^{238}U	1,0	2	0,6	12
карбонатный	^{226}Ra	4,0	17	–	–
	^{232}Th	0,5	16	0,2	10
	^{238}U	3,0	6	0,1	10

22. Концентрация ^{210}Pb и ^{210}Po в сельскохозяйственных растениях, Бк/г [52]

Культура	^{210}Pb	^{210}Po	Культура	^{210}Pb	^{210}Po
Пшеница	196	96	Гречиха	96	67
Рожь	384	230	Просо	100	56
Ячмень	178	126	Чечевица	204	122
Овес	873	525	Горох	52	19
Рис	163	111			

Варьирование показателя Клечковского ($K_{Кл}$) невелико – от 1,5 до 3,5 раз. Так, в различных почвенно-климатических зонах для зерна и соломы злаковых он будет соответственно 8,1 и 17, а для клубней и ботвы картофеля 26,3 и 10 [(Бк ^{90}Sr/г Ca)/(кБк ^{90}Sr/м^2)/(мг · экв обменного Ca в 100 г почвы)].

Цезий. КН ^{137}Cs сельскохозяйственными растениями изменяются от $n \cdot 10^{-3}$ до $n \cdot 10^{-1}$. Поступление ^{137}Cs в растения из почвы в среднем в 5–10 раз меньше, чем ^{90}Sr, однако для отдельных районов со своеобразными почвенно-климатическими условиями КН ^{137}Cs достигают таких высоких значений, как до 4,5. К таким районам относятся территории Украинского и Белорусского полесий, где распространены дерново-подзолистые и торфяные супесчаные и песчаные почвы, слабо насыщенные основаниями.

Накопление ^{137}Cs растениями в зависимости от свойств почв изменяется в среднем в 20–30 раз, а в зависимости от биологических особенностей растений до 10 раз. Сортовые различия в поглощении ^{137}Cs растениями не превышают 1,5–2 раза.

Хорошо накапливают ^{137}Cs калиелюбивые растения, так как его поглощение растениями из почвы связано с усвоением К. С увеличением содержания обменного К в почвах накопление ^{137}Cs в растениях уменьшается, однако обратной линейной зависимости между этими величинами не установлено (табл. 23). Причиной дискриминации ^{137}Cs относительно К при переходе из почвы в растения является более сильная сорбция твердой фазой почвы ^{137}Cs по сравнению с К. При поступлении в почву ^{137}Cs, как правило, находится в легкодоступной для растений форме. Однако со временем содержание в почве обменного ^{137}Cs снижается. Наиболее интенсивно этот процесс идет в первые 2 года, а примерно с 5-го года содержание обменного ^{137}Cs стабилизируется на уровне 3-кратного уменьшения его содержания в почве по сравнению с первоначальным количеством, что приводит к снижению концентрации ^{137}Cs в растениях [5, 154].

Йод. КН йода из почвы сельскохозяйственными культурами варьируют от 0,1 до 5 для вегетативных и от $5 \cdot 10^{-3}$ до $7 \cdot 10^{-2}$ для генеративных органов. КН йода в вегетативных органах возрастают в ряду: овес – 0,1; пшеница – 0,2; картофель – 0,3; вика – 0,6; люцерна – 2,8 [136]. Основная часть радиойода у злаковых растений сосредоточена в корнях, а у бобовых и картофеля – в надземной вегетативной массе. По мере роста и развития растений происходит перераспределение йода: уменьшается его содержание в корнях и увеличивается в надземной массе. У более старых растений величины КН йода в вегетативных органах обнаруживают тенденцию к уменьшению, что в основном обусловлено снижением потребности в йоде (табл. 24). Вынос йода из почвы с урожаем культурных растений составляет $n \cdot 10^{-3}$ – $n \cdot 10^{-2}$ %. По размерам выноса йода культуры располагаются в следующей последовательности: картофель, злаковые, бобовые.

Накопление йода растениями существенным образом зависит от физико-химических свойств почв: при увеличении емкости поглощения почв и содержания в ней органического вещества КН йода умень-

23. Влияние агрохимических свойств почв на накопление ^{137}Cs в урожае овса (вегетационный опыт) [193]

Тип почвы	Агрохимические свойства почв						Коэффициенты накопления	
	pH солевой	$H_г$	$Ca_{обм}$	S	K_2O, мг/100 г почвы	Гумус, %	Солома	Зерно
		мг-экв/100 г почвы						
Дерново-подзолистые:								
супесчаная	4,5	3,7	5,2	7,4	11,9	1,0	0,36	0,15
среднесуглинистая	4,0	4,8	7,6	8,3	7,8	1,2	0,44	0,16
тяжелосуглинистая	4,3	4,4	7,7	8,8	12,0	2,2	0,23	0,07
Серая лесная среднесуглинистая	5,4	1,9	15,0	18,9	17,4	2,2	0,10	0,04
Чернозем выщелоченный тяжелосуглинистый	5,3	3,7	29,5	31,8	12,2	5,1	0,15	0,05

шается. КН^{125}I овсом на дерново-подзолистой почве в 1,2–5 раз, а на аллювиально-слоистой почве в 5–15 раз меньше, чем на черноземе обыкновенном.

Свойства почв влияют на вынос йода растениями. В вегетационном опыте вынос йода овсом составил $5 \cdot 10^{-3}$ % на черноземе выщелоченном, $2 \cdot 10^{-2}$ % – на дерново-подзолистой почве и 0,3 % – на песке.

Группа долго- и среднеживущих радионуклидов из числа продуктов деления – ^{91}Y, ^{95}Zr, ^{95}Nb, ^{103}Ru, ^{105}Ru, ^{141}Ce и ^{144}Ce. Эти радионуклиды плохо аккумулируются в сельскохозяйственных растениях, что обусловлено значительной сорбцией их в почве. До 99 % от общего содержания этих радионуклидов в растениях задерживается в корневой системе, и лишь очень незначительное количество накапливается в надземной массе. ^{106}Ru и особенно ^{144}Ce являются наименее доступными для растений (табл. 25). Поглощение растениями этих радионуклидов из дерново-подзолистой супесчаной почвы значительно больше, чем из чернозема. Разница достигает 10–30-кратных значений.

Нуклиды наведенной активности. К этой группе относятся ^{54}Mn, ^{55}Fe, ^{59}Fe, ^{60}Co, ^{65}Zn, ^{115}Cd и ряд других продуктов нейтронной активации. Бóльшая часть этой группы нуклидов являются биологически важными микроэлементами, что определяет их высокую подвижность

24. Коэффициенты накопления ^{125}I из почвы в овсе (при различных сроках выращивания), $n \cdot 10^{-2}$ [171]

Тип почвы	10-суточные проростки (выращивание 20 сут)	Фаза колошения (выращивание 55 сут)		Фаза спелости (выращивание 95 сут)	
		Метелки	Листья, стебли	Зерно	Солома
Дерново-подзолистая легкосуглинистая	34,9	0,29	23,2	0,12	20,9
Аллювиально-слоистая песчаная	155	1,13	52,3	1,05	75,3
Черноземы:					
выщелоченный среднесуглинистый	15,9	0,16	8,0	0,06	5,90
типичный среднесуглинистый	15,5	0,14	6,2	0,06	3,75
предкавказский тяжелосуглинистый	13,4	0,15	6,3	0,04	4,10
обыкновенный тяжелосуглинистый	11,5	0,24	4,4	0,07	4,63
Темно-каштановая среднесуглинистая	21,9	0,27	8,7	0,07	7,9
Каштановая легкосуглинистая	15,1	0,10	5,4	0,03	3,9

25. Коэффициенты накопления ^{106}Ru, ^{137}Cs и ^{144}Ce в урожае овса (вегетационный опыт) [36]

Тип почвы	^{106}Ru		^{137}Cs		^{144}Ce	
	Солома	Зерно	Солома	Зерно	Солома	Зерно
Дерново-подзолистые:						
супесчаная	0,30	0,01	2,30	1,33	0,08	0,014
среднесуглинистая	0,12	0,005	0,56	0,29	0,04	0,006
Серая лесная среднесуглинистая	0,05	0,003	0,14	0,05	0,07	0,002
Чернозем выщелоченный тяжелосуглинистый	0,03	0,0006	0,13	0,06	0,003	0,002

при переходе в растения. Наиболее мобилен в системе почва – растение ^{65}Zn (КН варьируют от 3,3 до 15), а наименее подвижен ^{60}Co.

Как правило, основная часть этих радионуклидов концентрируется в корневой системе, однако для ^{65}Zn характерно достаточно равномерное распределение по всем органам растений. Значительная часть ^{65}Zn и ^{54}Mn в надземной части растений накапливается преимущественно в репродуктивных органах. Радиоизотопы Fe, Cd, Cu и другие микроэлементы поглощаются растениями слабо. Содержание радионуклидов в растениях возрастает в ряду: $^{60}Co < ^{54}Mn < ^{115}Cd < ^{65}Zn$. Колебания в накоплении нуклидов наведенной активности в сельскохозяйственных культурах в зависимости от биологических особенностей растений могут достигать 10 раз, причем для ^{54}Mn эти различия больше, чем для ^{65}Zn (табл. 26). На кислых почвах поступление ^{54}Mn и ^{65}Zn в растения выше, чем на нейтральных и щелочных, а колебания в накоплении в растениях составляют от 2 до 90 раз.

26. Коэффициенты накопления ^{54}Mn и ^{65}Zn в урожае сельскохозяйственных культур (вегетационный опыт) [1, 194]

Тип почвы	Овес		Ячмень		Горох		Гречиха	
	Солома	Зерно	Солома	Зерно	Вегетативная масса	Зерно	Вегетативная масса	Зерно
				^{54}Mn				
Дерново-подзолистые:								
супесчаная	15,1	1,5	4,8	0,5	22,9	0,9	27,3	1,5
среднесуглинистая	6,2	1,8	1,8	0,4	7,6	0,3	23,1	0,9
тяжелосуглинистая	8,3	2,5	9,5	0,8	18,9	0,6	82,9	3,8
Серая лесная среднесуглинистая	0,2	0,5	0,8	0,2	0,5	0,07	0,9	0,2
Чернозем выщелоченный тяжелосуглинистый	0,5	1,0	0,9	0,2	0,6	0,1	1,2	0,2
				^{65}Zn				
Дерново-подзолистые:								
супесчаная	11,8	5,1	11,2	8,5	47,0	6,1	63,4	13,8
среднесуглинистая	6,2	12,5	9,5	9,9	26,7	13,4	21,0	9,9
Серая лесная среднесуглинистая	2,5	15,3	4,9	5,1	5,7	7,0	4,6	4,7
Чернозем выщелоченный тяжелосуглинистый	2,6	6,7	4,8	4,7	5,9	8,1	5,1	4,9

Трансурановые радионуклиды. КН растениями трансурановых радионуклидов колеблются в широких пределах – от $n \cdot 10^0$ до $n \times 10^{-10}$. КН трансурановых радионуклидов растениями, определенные NB в лабораторных и вегетационных опытах, ниже, чем в полевых условиях. Сельскохозяйственные растения накапливают трансурановые радионуклиды примерно в равной степени с дикорастущими (табл. 27). Концентрация трансурановых радионуклидов в плодах и зерне в 10–1000 раз ниже, чем в вегетативных частях растений. Накопление трансурановых радионуклидов растениями уменьшается в ряду: Np > > Am > Cm > Pu. Подвижность Pu в значительной степени зависит от формы нахождения и снижается в ряду: Pu(V) > Pu(VI) > Pu(III) > > Pu(IV). Добавление комплексообразователей, увеличивающих растворимость трансурановых радионуклидов в почве, приводит к возрастанию их усвоения растениями в 10–10 000 раз [138].

27. Коэффициенты накопления трансурановых радионуклидов растениями [172]

Радионуклиды	Сельскохозяйственные культуры		Дикорастущие растения	
	Лабораторные исследования	Полевые исследования	Лабораторные исследования	Полевые исследования
^{237}Np	–	–	10^{-2}–10^{-1}	–
^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu	10^{-10}–10^{-3}	10^{-5}–10^{-1}	10^{-6}–10^{-4}	10^{-4}–10
^{241}Am	10^{-7}–10^{-1}	10^{-3}–10^{0}	10^{-5}–10^{-2}	10^{-3}–10^{0}
^{242}Cm	–	–	10^{-4}–10^{-1}	–

Глава 3. ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ АЭРАЛЬНЫМ ПУТЕМ

РАДИОАКТИВНЫЕ ВЫБРОСЫ В АТМОСФЕРУ КАК ИСТОЧНИК АЭРАЛЬНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ РАСТЕНИЙ

Аэральное радиоактивное загрязнение растений происходит при оседании на их надземной части компонентов аэрозольных и газообразных выбросов. Источниками радиоактивного загрязнения могут быть локальные и глобальные выпадения при испытании ядерных устройств, нормальные (штатные) или аварийные выбросы радионуклидов при работе предприятий полного ЯТЦ. Регулярные и аварийные

выбросы АЭС состоят из инертных газов (радиоизотопы Ar, Kr, Xe), летучих радионуклидов (радиоизотопы I, Cs, ^{3}H), нелетучих радионуклидов (радиоизотопы Sr, Rb, La и др.), кроме того, в эти выбросы могут поступать и продукты нейтронной активации, а в некоторых случаях (на предприятиях ЯТЦ) также тяжелые естественные радионуклиды и трансурановые элементы.

Значительная часть продуктов деления и нуклидов с наведенной активностью образует аэрозоли, которые и выводятся в окружающую среду с воздушными выбросами. При подземных ядерных взрывах могут возникать ситуации, в которых создаются условия для попадания радионуклидов в атмосферу (некамуфлетные взрывы). В основном это инертные газы, а также радиоактивные аэрозоли из газообразных предшественников, содержащие ^{88}Rb, ^{89}Sr и ^{137}Cs. Важным компонентом радиоактивных выбросов в атмосферу могут быть радионуклиды, которые плохо сорбируются фильтрующими устройствами в местах сброса. В их число входят биологически подвижные радионуклиды (радиоизотопы I, ^{3}H, ^{14}C и др). Для некоторых из этих радионуклидов внекорневое поступление является основным путем вовлечения в сельскохозяйственные цепи миграции, например ^{14}C.

Радионуклиды, поступившие в атмосферу, образуют аэрозоли и под влиянием гравитационных сил, а также под воздействием ряда метеорологических факторов (дождей, тумана, снега) выпадают на поверхность земли. Оседание радионуклидов на растительный покров происходит и в дни без осадков; иногда доля сухих выпадений очень высока, и причиной этому является турбулентное движение воздушных масс в атмосфере. Значительную роль в аэральном загрязнении растений играют подъем и вторичное переотложение на поверхность вегетирующих растений радиоактивных частиц, осевших на почву, или частиц загрязненной почвы [208].

Размеры частиц, выпадающих на растения радиоактивных аэрозолей, колеблются в очень широких пределах – от 0,001 до 800 мкм. По физическим характеристикам это могут быть сферические оплавленные силикатные частицы грунта, образующиеся при ядерном взрыве, частицы грунта или конструкций, пылевидные частицы, послужившие ядрами конденсации для летучих предшественников, частицы из матриц тепловыделяющих элементов ядерных реакторов. В зависимости от условий образования и происхождения растворимость радионуклидов в воде для этих частиц может очень сильно изменяться – от долей процента до 100 %. В аэрозольных выпадениях после аварии на Чернобыльской АЭС обнаружено большое количество так называемых высокоактивных "горячих частиц", некоторые из них содержали α-излучающие нуклиды [143]. Процесс образования дисперсного состава аэрозолей во время аварии в Чернобыле носил сложный характер, связанный с выносом "горячих частиц", коагуляцией, конденсацией и т.д., а радионуклидный состав аэрозоля определялся накопленными в твэлах продуктами деления и условиями их фракционирования при выносе в атмосферу. Размеры "горячих частиц" изменялись от 1 до десятков микрометров на фоне множества более мелких аэрозольных частиц [63].

Выпадение радиоактивных аэрозолей на поверхность растений приводит к накоплению в их надземной массе всей совокупности оседающих радионуклидов, в то время как при корневом пути поступления радиоактивных веществ в растения почвенный поглощающий комплекс выступает в роли мощного сорбционного фактора,а корневая система растений является селективным барьером, исключающим поступление в надземную фитомассу биологически инертных элементов.

ВНЕКОРНЕВОЕ ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ ИЗ ТВЕРДЫХ АЭРОЗОЛЕЙ

Задерживание выпадающих на растительный покров радиоактивных частиц принято характеризовать отношением количества радионуклидов, сорбированных на надземных частях растений, к выпавшему на данную площадь сельскохозяйственных угодий количеству радиоактивных веществ. Задерживание оседающих на растения радиоактивных частиц и последующие процессы потерь зависят от площади поверхности, способной собирать частицы; фитомассы на единицу площади почвы; формы, размера и ориентации листьев и других надземных органов растений; характеристики их поверхности; скорости ветра, проходящего через посев во время и после выпадения частиц; размера аэрозольных частиц; количества выпавшего материала; относительной влажности во время и после выпадений. Эффективность задерживания растениями частиц увеличивается с уменьшением их размеров. Так, частицы с диаметром 44–88 мкм задерживаются в 2,5 раза сильнее, чем частицы с диаметром 88–175 мкм [268, 274, 275]. Задерживание радионуклидов возрастает при увеличении листовой поверхности растений на единицу площади почвы.

В зависимости от морфологических особенностей сельскохозяйственных культур первичное задерживание попадающих на посев

частиц изменяется в 10 раз и для каждого вида растений характерна специфическая картина локализации задержанных радионуклидов [275]. Так, у бобовых растений около 80 % частиц задерживается листьями и примерно 20 % – стеблями, в то время как у злаковых приблизительно 75 % частиц попадает в пазухи листьев и листовые обертки и только 25 % частиц приходится на листья. Задерживание радиоактивных аэрозолей, выпадающих на травостой луга или пастбища, носит более сложный характер, чем при выпадении на посевы полевых культур, так как в травостое радионуклиды задерживаются не только вегетирующими растениями, но и отмершей массой, составляющей основу будущей дернины [255]. Задерживание радионуклидов травянистыми растениями, имеющими плотный травостой с дерниной, изменяется от 70 до 90 %.

Непосредственно после осаждения на поверхности растений радиоактивных частиц начинается их удаление. Снижение содержания радионуклидов в растениях зависит от размера частиц, типа растительности, темпа роста растений, погодных условий [247]. Частицы, которые попали на поверхность влажных растений, удаляются в 2,25 раза медленнее, чем выпавшие на поверхность сухих растений [246].

Максимальные потери радионуклидов у растений происходят в первые 2–3 сут, и эти потери обусловлены в основном влиянием метеорологических факторов. Так, в интервале от 0 до 7 сут период полупотерь радионуклидов у растений в среднем равен 4,4 и 3,4 сут для частиц 44–88 и 88–175 мкм соответственно и в интервале 7–34 сут соответственно 14,9 и 14,3 сут [274, 275]. После 7 сут влияние ветра и осадков на потери частиц посевом незначительно. В среднем для разных культур до 70–90 % потерь радионуклидов происходит в течение первых 7 сут (табл. 28).

28. Периоды полупотерь радионуклидов, включенных в частицы разного диаметра, у растений (в среднем для 5 культур), различающихся по морфологическим характеристикам фитомассы, сут [274]

Интервал, сут	Диаметр частиц, мкм	
	44–88	88–175
0–1,5	2,76	2,28
1,5–14	7,58	9,05
14–28	26,13	16,12
28–56	86,44	39,40

Снижение концентрации радионуклидов в растениях, подвергшихся аэральному загрязнению, как функции времени для естественных травостоев носит более сложный характер, чем для полевых культур, так как отмечаются различные скорости уменьшения содержания радионуклидов для вегетирующей и отмершей растительности. Падающие с верхних листьев частицы задерживаются нижними вегетирующими и отмершими слоями травостоя. Период полупотерь радионуклидов для отмершей части растений значительно больше, чем для вегетирующих органов (табл. 29). Для вегетирующей части растений процесс потерь радионуклидов можно описать с помощью двух линейных уравнений регрессии, характеризующих скорость суточных потерь для первых 4 нед как 0,04, а для оставшегося интервала наблюдений как 0,003 (рис. 7).

В результате обобщения материалов 25 научных публикаций, в которых содержалось 78 значений периодов полупотерь, были получены данные о периоде полупотерь для естественной растительности и разных типов аэрозолей (табл. 30). Средний период полупотерь для аэрозолей с растений может колебаться в интервале от 7 до 17 сут.

29. Содержание ^{137}Cs в вегетирующих и отмерших частях лугово-пастбищных растений, Бк/м², 10^6 [213]

Дата	Вегетирующие части растений	Отмершие части растений
16 августа	30,9	95,7
23 августа	24,8	–
5 сентября	12,4	88,4
3 октября	8,25	71,1
17 октября	4,66	86,0
13 декабря	1,66	15,8
15 января	1,22	5,4

30. Средние периоды полупотерь аэрозолей с травянистой растительности, сут [248]

Тип аэрозоля	Диапазон значений	Среднее геометрическое
Газообразные аэрозоли	4,5–14	7,2
Аэрозоли радиоактивного йода	2,8–16	8,8
Аэрозоли других элементов	9,0–34	17
Различные аэрозоли (средняя величина)	2,8–34	10

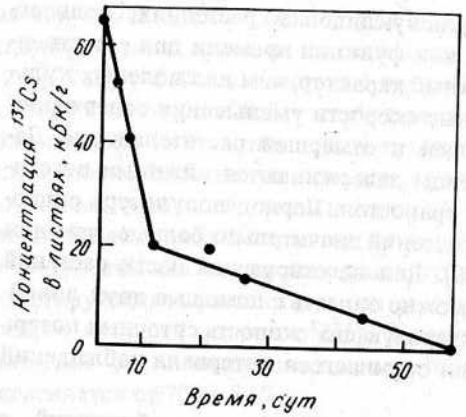


Рис. 7. Потери частиц, содержащих ^{137}Cs, травами [213]

ПОСТУПЛЕНИЕ РАСТВОРИМЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ ИЗ ВОЗДУХА

Задерживание радионуклидов при попадании на посевы в растворимой форме (влажные выпадения) колеблется от 8 до 90 % [51, 78, 244, 245]. Первичное задерживание радионуклидов даже для одной сельскохозяйственной культуры изменяется от 15 до 90 %, в зависимости от фазы развития, когда радионуклиды поступают на растения (табл. 31). Между задерживанием радионуклидов и количеством фитомассы обнаружена прямая корреляционная связь. Для задерживания ^{90}Sr 10 сельскохозяйственными культурами коэффициент корреляции колебался от 0,872 до 0,913 для разных сроков нанесения радионуклида. В табл. 32 представлена зависимость содержания ^{89}Sr в урожае сельскохозяйственных культур от сроков нанесения для 6 природных зон.

Осевшие из воздуха и задержанные на поверхности листьев и стеблей растений радионуклиды могут находиться как в свободном, так и в сорбированном состояниях. На сорбцию задержанных растениями радионуклидов оказывают влияние температура и влажность воздуха, особенности строения поверхности листьев, наличие или отсутствие кутикулы, солевой состав и pH раствора, содержащего радионуклиды (pH атмосферных осадков, с которыми на растения оседают радионуклиды, изменяется в широком интервале – от 3 до 8).

Передвижение задержанных растениями радионуклидов в органы, не подвергшиеся прямому загрязнению, определяется как физико-химическими свойствами радионуклидов, так и биологическими особенностями растений. В частности, ^{90}Sr, ^{106}Ru и ^{144}Ce передвигаются из

31. Первичное задерживание ^{90}Sr и ^{137}Cs пшеницей при нанесении на надземные органы растений в разные фазы развития, % нанесенного [47]

Фаза развития	Запас надземной биомассы, г/м²	^{90}Sr	^{137}Cs
Кущение	90	24,4	16,0
Выход в трубку	280	28,2	24,3
Цветение	586	51,9	48,6
Молочная спелость	836	48,3	61,5
Восковая спелость	926	49,8	61,4

32. Влияние разных факторов на содержание ^{89}Sr в урожае сельскохозяйственных культур при некорневом поступлении, % общей вариации [10]

Источник вариации	Пшеница, солома	Кукуруза, зеленая масса	Картофель, клубни
Природные условия	6,1	17,1	58,6
Сроки загрязнения	75,0	47,1	21,3
Взаимодействие этих двух факторов	10,9	28,7	15,9
Случайные факторы	8,0	7,1	4,2

тех листьев, на которые они первоначально поступили, в 100 раз медленнее, чем ^{137}Cs [189]. Перенос радионуклидов в продуктивные части растений зависит от их возраста и физиологического состояния тканей, на которые нанесены радионуклиды. Передвижение радионуклидов из старых листьев идет интенсивнее, чем из молодых.

Концентрация задержанных радионуклидов в растениях снижается под влиянием дождя, тумана, росы и других факторов; уменьшение концентрации радионуклидов в растениях происходит также в результате разбавления нарастающей фитомассой в процессе роста и развития и из-за усыхания и опада ранее загрязненных частей растений, например листьев. Так, в период интенсивного роста растений снижение концентрации радионуклидов в растениях на 60–90 % обусловливается нарастанием надземной массы, а в период прекращения роста преимущественно воздействием метеорологических факторов.

Потери радионуклидов надземной массой растений, происходящие под влиянием метеорологических факторов, определяются длительностью их воздействия на растения. Для яровой пшеницы от фазы кущения до уборки урожая эти потери составляют 97–98 %, от фазы

выхода в трубку до уборки 50–70 %, а от фазы молочной спелости до уборки 30 % от первоначального количества радионуклидов [47].

Количество радионуклидов, удаляемых с растений дождем, зависит не только от общего количества осадков, но также и от их интенсивности и распределения во времени. Темпы усвоения радионуклидов листьями растений коррелируют с содержанием влаги в атмосфере в периоды между дождями.

Хотя скорость удаления радионуклидов с растений и связана с погодными условиями, прямой зависимости очищения фитомассы от влияния метеорологических факторов не наблюдается [16].

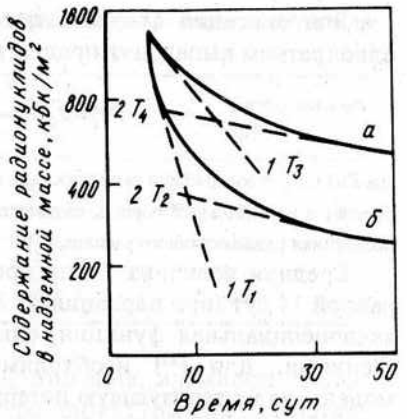
Радионуклиды, задержанные растениями при некорневом поступлении, закрепляются на их поверхности с разной прочностью. Наиболее быстро теряется с растений та часть радионуклидов, которая остается в свободном состоянии на поверхности кутикулы. Скоростью удаления этой фракции радионуклидов и определяется продолжительность первого периода полупотерь. Затем начинается потеря более прочно закрепленной фракции радионуклидов, а также сорбированной, включившейся в процессы метаболизма и передвигающейся в другие органы растений.

На рис. 8 показан процесс потерь ^{90}Sr и ^{137}Cs, задержанных посевами яровой пшеницы при нанесении их в растворимой форме. Отмечен двухступенчатый характер потерь: для слабофиксированной фракции период полупотерь ^{90}Sr составил примерно 5 сут, а ^{137}Cs – около 2 нед; для прочнофиксированной фракции эти величины равны соответственно 70 и 90 сут. Средние периоды полупотерь для фиксированной фракции 6 разных радионуклидов у 10 сельскохозяйственных культур колебались от 1 до 12 сут, для прочнофиксированной фракции – от 15 до 100 сут, в зависимости от фазы развития растений на момент загрязнения [54].

Задерживание растениями радионуклидов, находящихся в газообразном и парообразном состояниях, изучено слабо. Наиболее значим такой путь попадания в продукцию растениеводства для газообразного $^{131}I_2$ и ^{129}I. В связи с небольшим периодом полураспада поглощение ^{131}I растениями из почвы незначительно и основным источником этого радионуклида в растительной продукции является непосредственное загрязнение растений. Задерживание газообразного ^{131}I развитым растительным покровом может достигать 100 % [170]. Захват растительностью паров ^{131}I, выделившихся при ядерной аварии в Уиндскейле, составил 25 % от выпавшего количества.

Накопление газообразного радиойода надземной массой растений

Рис. 8. Потери ^{90}Sr (*а*) и ^{137}Cs (*б*) надземной массой пшеницы:
1 – слабозакрепленная и быстроудаляемая фракция; *2* – прочноудерживаемая фракция; периоды полупотерь: T_1 –5 сут, T_2 – 70 сут, T_3 – 14 сут, T_4 – 90 сут [47]



зависит от влажности воздуха и освещенности. При высокой влажности (более 90 %) количество задержанного растениями ^{131}I в 10 раз больше, чем при низкой (менее 15 %) [202]. На свету задерживание газообразного радиойода растениями может быть в 2 раза больше, чем в темноте, что объясняется ускорением поступления радиойода через открытые устьица листьев на свету. Основная часть задержанного ^{131}I (до 96 %) находится на поверхности растений, и лишь 4 % от общего количества радионуклида проникает в ткани листа [223]. В качестве характеристики аэрального загрязнения растительного покрова радиойодом можно использовать скорость его осаждения (V_d), численно равную объему воздуха, очищаемому от радиойода единицей биомассы растений в единицу времени, м³/кг · с.

$$V_d = V_g / Y, \qquad (3)$$

где V_d – для I_2 (в расчете на сухую надземную массу растений) составляет 100 см³/г; Y – биомасса растений на единице площади, кг/м²; V_g – скорость гравитационного осаждения радионуклида, м/с [170].

Колебания этой величины весьма значительны: например, V_d для зерна составляет 0,08–0,1 см³/г · с, а для листьев риса 2,0 [269].

Значительная часть задержанного растениями газообразного радиойода достаточно быстро сублимируется. Эти потери усиливаются при воздействии атмосферных осадков и отмирании загрязненнных частей растений. С течением времени после осаждения радиойода на растениях происходит его закрепление, и скорость потерь замедляется, через 2 сут фиксированная часть радиойода слабо выщелачивается из растительных тканей под воздействием атмосферных осадков.

Для описания скорости потерь радиойода растительностью при однократном выпадении предлагается выражение:

$$F(t) = F_0 \exp(-0{,}693t/T)\exp(-\lambda t), \quad (4)$$

где $F(t)$ и F_0 – содержание радионуклида в растениях в пересчете на единицу площади на время t и на начальный период, соответственно, Бк/м^2; T – период полупотерь, сут; λ – постоянная радиоактивного распада, сут$^{-1}$ [171].

Средняя величина T для прогностических расчетов принимается равной 14 сут (при вариации от 3 до 18 сут). Для ^{131}I применима одноэкспоненциальная функция, описывающая потери радионуклида растениями. Для ^{129}I необходимо использовать двухкомпонентную модель, характеризующую потери слабо- и прочнозакрепленной фракций радионуклида; периоды полупотерь составляют в этом случае соответственно 7 и 27 сут.

ВТОРИЧНОЕ АЭРАЛЬНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ РАСТЕНИЙ

Радионуклиды могут поступать в растения в результате подъема ветром или дождем с почвенного покрова как самих радиоактивных частиц, так и загрязненных частиц почвы. Это явление называется вторичным радиоактивным загрязнением растений. Такой путь поступления радионуклидов в растения особенно важен для тех из них, которые прочно фиксируются в почве или мало накапливаются при корневом поглощения растениями.

Первым этапом при вторичном переотложении является подъем частиц с подстилающей почвы. Этот процесс оценивается с помощью коэффициента ветрового подъема: отношение концентрации радионуклида в воздухе на высоте 1 м к плотности загрязнения поверхности почвы. Вследствие ограниченных возможностей экспериментального определения коэффициента ветрового подъема в зависимости от состояния подстилающей поверхности, "старения" осевшего радиоактивного вещества, пространственной неоднородности в распределении радионуклидов, использование пределов коэффициентов ветрового подъема (10^{-10}–10^{-4} м$^{-1}$) не дает корректных результатов в прогностических расчетах [235]. При уточнении коэффициентов ветрового подъема радионуклидов необходимо учитывать различные экологические факторы и гранулометрический состав почв (табл. 33).

Наиболее важными факторами, влияющими на ветровую эрозию почв, являются скорость движения воздуха над поверхностью почвы,

33. Относительная доля разных типов перемещения радиоактивных частиц почвы в зависимости от ее свойств, % [172]

Тип подстилающей поверхности	Поверхностное перемещение	Сальтация	Вертикальный поток
Тяжелая глина	24,9	71,9	3,2
Суглинок	7,4	54,5	38,1
Опесчаненный тонкий суглинок	12,7	54,7	32,6
Тонкий песок дюн	15,7	67,7	16,6

турбулентность, плотность, температура, давление, влажность и вязкость воздуха, шероховатость, температура, структура, гранулометрический состав, плотность и влажность почвы, содержание в ней органического вещества и топографические характеристики ее поверхности.

Подъем загрязненных почвенных частиц на территориях, используемых в сельском хозяйстве, может быть обусловлен проведением агротехнических мероприятий: во время выполнения сельскохозяйственых работ изменяется интенсивность ветрового подъема частиц (табл. 34). Подъем почвенных частиц происходит быстрее на сухой неровной поверхности с бедной растительностью в условиях, характерных для засушливых и полузасушливых районов, распаханных полей, выдуваемых склонов и т.д. Неровности поверхности почвы и разрушение почвенного покрова в результате выпаса животных, автомобильного движения и хозяйственной деятельности человека усиливают ветровой подъем пыли.

34. Ветровой подъем пыли при обработке почвы, посеве растений и внесении удобрений на опытном участке вблизи трубы одного из предприятий ядерной энергетики [172]

Мероприятие	Расчетная интенсивность ветрового подъема, с$^{-1}$
Удаление растительности	$9 \cdot 10^{-8}$–$1 \cdot 10^{-6}$
Дискование	$4 \cdot 10^{-8}$
Безотвальная вспашка	$3 \cdot 10^{-8}$–$7 \cdot 10^{-7}$
Внесение удобрений	$1 \cdot 10^{-8}$–$2 \cdot 10^{-8}$
Посев	$6 \cdot 10^{-7}$–$1 \cdot 10^{-6}$
Фрезерование	$9 \cdot 10^{-8}$

При оценке вклада аэрального загрязнения сельскохозяйственных растений ^{137}Cs, находящимся на поверхности пахотной почвы, найдено, что 32–58 % радионуклида, содержащегося в биомассе пшеницы, поступает в растения не корневым путем, а за счет вторичного загрязнения.

Вторичное радиоактивное загрязнение естественных травостоев при глобальных выпадениях достигает 47 % в полупустынной зоне, а в районах умеренного климата не превышает 11 % [101]. 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 [257]. Ливневый дождь может поднять до 225 т/га почвы (до 2,5 мг почвы/г сырой массы растений). При этом до 90 % частиц почвы, поднимаемых каплями дождя, имеет размеры < 125 мкм. Соотношение концентраций Pu в звене растения – почва, обусловленное забрызгиванием частицами почвы, составляет приблизительно 0,05. В большинстве случаев максимальная высота, на которую поднимаются частицы за счет разбрызгивания дождя, не превышает 40 см [256]. 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).

КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ПЕРЕХОДА РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ ПРИ АЭРАЛЬНОМ ПУТИ ПОСТУПЛЕНИЯ

В результате многолетних наблюдений, посвященных изучению загрязнения растительности глобальными выпадениями, и экспериментальных исследований разработаны математические модели, описывающие аэральное загрязнение сельскохозяйственных культур. В наиболее сложных из них посев сельскохозяйственных растений рассматривается как имеющая пространственные характеристики среда, в которой происходят сорбция – десорбция и перенос радиоактивных частиц. Для использования таких моделей необходимо располагать информацией об основных параметрах окружающей среды (направлении и скорости ветра, архитектонике посева и т.п.) с высокой степенью временного разрешения, что делает возможным их применение только в исследовательских целях. Более простой подход использ-

зуется при описании аэрального загрязнения сельскохозяйственных культур в рамках динамических моделей, оценивающих миграцию радионуклидов в системе почва – растения.

Наряду с динамическими моделями для оценки аэрального загрязнения растений применяются и статические модели, в которых используются эмпирические и логические закономерности, связывающие концентрацию радионуклидов в растительности, N, Бк/кг, с плотностью выпадений радионуклидов за период вегетации, Q, Бк/м^2.

$$N = RQ, \tag{5}$$

где R – коэффициент аэрального загрязнения растений, м^2/кг.

При этом, поскольку методы измерений атмосферных выпадений менее точны, чем методы оценки концентрации аэрозолей в воздухе, плотность выпадений радионуклидов за период вегетации обычно находят расчетным путем:

$$Q = V_g \int_0^t q(\tau)d\tau, \tag{6}$$

где $q(\tau)$ – концентрация радионуклидов в приземном слое атмосферы, Бк/м^3.

Полагая, что $q(\tau)$ на протяжении вегетационного периода остается постоянным, получаем:

$$N = Rq(\tau)V_g\tau. \tag{7}$$

Приведенные выше выражения могут быть использованы для оценки аэрального загрязнения растительности как для выпадения радионуклидов из атмосферы, так и для вторичного поднятия их с поверхности почвы вследствие ветрового подъема (дефляции) [117]. В последнем случае путем несложных преобразований может быть получено соотношение, связывающее загрязнение растений с содержанием радионуклидов в верхнем слое почвы, A, Бк/м^3 [100].

$$N = R(\alpha/V_\alpha)AV_g t, \tag{8}$$

где α – коэффициент ветрового захвата, м/с; V_α – скорость восходящего потока частиц пыли, м/с; t – период вегетации,с.

В качестве иллюстрации ниже приведены расчеты по оценке аэрального загрязнения сельскохозяйственных культур вследствие глобальных выпадений и ветрового подъема радионуклидов с поверхности почвы в Нечерноземной зоне СССР (табл. 35).

35. Коэффициенты аэрального загрязнения растительности, R, м²/кг воздушно-сухой массы растений [99]

Радионуклид	Естественное разнотравье	Пшеница	
		Солома	Зерно
^{90}Sr	1,1	0,47	0,06
^{137}Cs	1,5	0,42	0,15

Вклад ветрового подъема в аэральное загрязнение растительности долгоживущими нуклидами глобального происхождения (^{90}Sr и ^{137}Cs) в Нечерноземной зоне СССР летом 1969 г. был невелик, что характерно для районов с достаточным увлажнением (табл. 36). В то же время в засушливых степных районах, а также в годы с небольшим количеством осадков он может существенно возрастать (до 10–15 %).

36. Аэральное загрязнение растений ^{90}Sr и ^{137}Cs глобального происхождения летом 1969 г., Бк/кг [100]

Радионуклид	Естественное разнотравье	Пшеница	
		Солома	Зерно
^{90}Sr	4,07 (6)	1,85 (3)	0,22 (0,3)
^{137}Cs	0,25 (14)	2,59 (4)	0,92 (1,4)

Примечание. В скобках указана доля вторичного загрязнения, связанная с ветровым подъемом частиц почвы, содержащих ^{90}Sr и ^{137}Cs (% от суммарного содержания радионуклидов в растениях).

Глава 4. МЕТАБОЛИЗМ РАДИОНУКЛИДОВ В ОРГАНИЗМЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ ИНТЕНСИВНОСТИ МЕТАБОЛИЗМА РАДИОНУКЛИДОВ У ЖИВОТНЫХ И СКОРОСТИ ПЕРЕНОСА РАДИОНУКЛИДОВ В ТРОФИЧЕСКИХ ЦЕПЯХ С УЧАСТИЕМ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

Транспорт радионуклидов по цепочкам, где участвуют животные, определяют с помощью коэффициентов накопления, пропорциональности, дискриминации, наблюдаемых отношений и др. Вместе с тем

для описания передвижения радионуклидов в миграционных цепочках в животноводстве применяют и специальные показатели.

Кратность накопления F соотносит содержание радионуклида в определенном органе или ткани животного и количество радионуклида, поступающее в организм в условиях длительного введения радиоактивных веществ. Например, при продолжительном кормлении животных загрязненными кормами:

$$F = CM/Q, \qquad (9)$$

где C – концентрация радионуклида в органе или ткани, Бк/г; M – масса органа или ткани, г; Q – количество радионуклида, поступающего с кормом в организм животного ежедневно, Бк.

Следует подчеркнуть, что F зависит от равновесия в обмене радионуклида у животных и достигает постоянного значения в условиях установившегося равновесия в этом обмене, т.е. в условиях, когда количество поступившего в организм животного радионуклида равно количеству выведенного из организма радионуклида.

Коэффициент всасывания $f_{вс}$ радионуклида в организме животных используют для оценки биологической подвижности радионуклида и выражают в процентах:

$$f_{вс} = \frac{\text{Количество радионуклида, перешедшее в кровь, Бк}}{\text{Количество радионуклида, поступившее с рационом, Бк}}.$$

Выведение радионуклидов из организма животных описывается с помощью периода полувыведения $T_{биол}$, т.е. срока, в течение которого из организма выводится половина содержащихся в нем радионуклидов. Это выведение может относиться к конкретным органам или ткани. При этом предполагается экспоненциальный характер выведения радионуклидов из организма животного. Если в дополнение ко всем процессам, обеспечивающим выведение радионуклидов из организма, добавляется учет распада радионуклида ($T_{физ}$ – период полураспада), то говорят об эффективном периоде полувыведения $T_{эфф}$ радионуклида:

$$T_{эфф} = \frac{T_{физ} \cdot T_{биол}}{T_{физ} + T_{биол}}. \qquad (10)$$

Выведение различных радионуклидов из органов и тканей сельскохозяйственных животных обычно описывают с помощью одной или

нескольких экспонент. В последнем случае – для полиэкспоненциальной кривой – можно говорить, по-видимому, о наличии в органах и тканях животных различных по подвижности форм радионуклидов.

ВСАСЫВАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ЖЕЛУДОЧНО-КИШЕЧНОМ ТРАКТЕ

Механизмы всасывания. Поступление радионуклидов с кормом – основной источник радионуклидов для сельскохозяйственных животных, тогда как ингаляционный и перкутанный пути перехода радиоактивных веществ играют, как правило, незначительную роль. Попавшие в организм животных радионуклиды вступают в процессы метаболизма, включающие всасывание, передвижение по отдельным органам и тканям, депонирование и выведение. От интенсивности этих процессов зависит в конечном счете накопление радионуклидов в продукции животноводства.

Всасывание элементов – важнейшая функция желудочно-кишечного тракта (ЖКТ). Оно осуществляется путем активного или пассивного перехода минеральных и органических веществ через мембраны клеток и обусловлено их проницаемостью. Мембрана проницаема для многих веществ, а система, ответственная за ионный транспорт, локализуется в мембране на внутренней поверхности эпителиальных клеток.

Для объяснения всасывания элементов предложена мембранная гипотеза, которая предполагает протекание пассивной диффузии и передвижение элементов с помощью специальных механизмов, таких, как активный транспорт, ускоренная диффузия и пиноцитоз. Пассивная диффузия считается основным механизмом транспорта растворимых веществ, что подтверждается проникновением их через наполненные водой поры в мембране. Вероятный средний радиус большинства пор не превышает $3{,}6 \cdot 10^{-9}$ м, но есть поры большего или меньшего размера. Так, в слизистой желудка 7 % пор имеют радиус 6 х х 10^{-9} м и 93 % – $2{,}5 \cdot 10^{-10}$ м. Сопоставление величины пор с размерами ионных радиусов, например, Na ($1{,}77 \cdot 10^{-10}$ м), Ca ($2{,}18 \cdot 10^{-10}$ м) или Sr ($2{,}24 \cdot 10^{-10}$ м) свидетельствует о возможности диффузии через поры мембран этих элементов и перехода их из содержимого ЖКТ в кровь.

С помощью указанных механизмов поглощения обеспечивается быстрое и эффективное всасывание веществ в ЖКТ против электрохимического градиента, что связано с затратами метаболической энергии. Активным путем в ЖКТ в кровь могут перемещаться Na^+, H^+, Ca^{2+}, Fe^{2+}, Cl^-, а из крови в рубец жвачных животных – K^+, H^+, Sr^{2+}, I^-.

Скорость и место всасывания радионуклидов в желудочно-кишечном тракте. Скорость и место всасывания радионуклидов в ЖКТ можно определить путем учета времени, в течение которого после приема содержащих радиоактивные вещества кормов или воды в крови наблюдается максимальная концентрация радионуклидов. Это время варьирует в широких пределах. Так, у жвачных ^{18}F, ^{22}Na, ^{99}Mo и ^{131}I, для которых отмечается максимальная концентрация в крови в течение 2–8 ч после потребления корма, всасываются в основном в верхней части ЖКТ (по-видимому, в рубце). У ^{3}H, ^{45}Ca, ^{90}Sr, ^{132}Te, ^{137}Cs и ^{185}W пики концентраций в крови регистрируются в более отдаленные сроки – спустя 12–60 ч после орального поступления, эти радионуклиды всасываются главным образом в средней части ЖКТ – в тонком кишечнике. Для ^{32}P отмечается два пика концентраций в крови, которые наступают через 6 и 30 ч, свидетельствуя о всасывании этого радионуклида в рубце и книжке.

У свиней основным методом поступления из ЖКТ в кровь ^{131}I является желудок, а у крупного рогатого скота, овец и коз – рубец, книжка и тонкий кишечник. Так, всасывание в рубце ^{131}I у крупного рогатого скота составляет 80 %, а в книжке и тонком кишечнике – 10 % количества радионуклида, поступившего с рационом [28, 122]. При этом у жвачных животных, имеющих четырехкамерный желудок, скорость резорбции радионуклидов из ЖКТ в кровь медленнее, чем у животных с однокамерным желудком (свиньи).

Роль физико-химических свойств радионуклидов и формы их соединений при всасывании. Интенсивность и величина всасывания радионуклидов в ЖКТ, зависят от химической формы соединения, в которое включен радионуклид, и его физико-химических свойств. В ЖКТ радионуклиды могут поступать в различных формах: в ионизированном состоянии, адсорбированных на поверхности растений аэрозолей, включенными в состав растительных и животных кормов, в составе оплавленных силикатных частиц разной растворимости.

Первый этап в метаболизме радионуклидов, поступивших в организм животного, – перевод их в форму, удобную для всасывания. Для этого в ЖКТ имеются соответствующие условия (физическое измельчение корма, обилие ферментов, кислая среда желудочного сока и др.), обеспечивающие переход радионуклидов в ионизированное и доступное для усвоения состояние. Второй этап метаболизма начинается с всасывания радионуклидов в ЖКТ.

Все элементы I (щелочные) и VII (галогены) основных групп Периодической системы Д.И. Менделеева, а также все элементы 1 (H) и 2 периодов (Li, B, C, N, O, F), за исключением Be и инертных газов, полностью всасываются в ЖКТ. Достаточно хорошо всасываются элементы II главной группы (Mg, Ca, Sr, Ba, Ra), доля всасывания которых колеблется в пределах 0,3–0,1, снижаясь с увеличением атомной массы. Всасывание Be из ЖКТ в 100 раз меньше, чем других щелочноземельных элементов этой группы. Все радионуклиды элементов III главной (за исключением B и Tl, доли всасывания которых равны 1,0 и 0,45 соответственно) и побочной групп, в том числе лантаниды и актиниды, за исключением U, крайне плохо всасываются из ЖКТ. Так же плохо всасываются радионуклиды элементов IV побочной группы (Ti, Zr, Hf).

Доля всасывания элементов IV основной группы уменьшается с увеличением атомной массы от 1,0 (C) до 0,05–0,2 (Sn, Pb). Плохой всасываемостью в ЖКТ обладают элементы V побочной группы (V, Nb, Ta). Всасывание некоторых элементов V основной группы (N, P, As) из ЖКТ практически полное, в то время как Sb и Bi значительно меньшее. Увеличение металлических свойств и в этом случае сопровождается понижением всасывания радионуклидов указанных элементов в ЖКТ.

Всасывание элементов VI основной группы (O, S, Se, Te, Po) колеблется от 0,1 до 1,0 (для всех элементов, кроме O, оксидная форма) и уменьшается до 10 раз с увеличением массы элемента. Элементы VI побочной группы (Cr, W) всасываются в небольших количествах (доля всасывания 0,1) а Mo, занимающий промежуточное положение между Cr и W, поглощается полностью.

Доля всасывания элементов VII побочной группы (Mn, Tc, Re) колеблется в пределах 0,1–0,8. У элементов VIII побочной группы для Fe, Co и Ni она составляет 0,05–0,3, а для Ir и Ru соответственно равна 0,01 и 0,05, снижаясь с увеличением атомной массы. Всасывание элементов I побочной группы (Cu, Ag, Au) также уменьшается с возрастанием их массы.

Основной фактор, определяющий резорбцию радионуклидов в кровь, – величина ионного потенциала [111], с увеличением которого доля элемента, перешедшего из ЖКТ в кровь, снижается. По ионному потенциалу и всасыванию в кровь тяжелые естественные радионуклиды образуют ряд: $^{210}Po^{2+} \geqslant {}^{226}Ra^{2+} \geqslant {}^{232}Th^{4+}$. Максимальные значения усвоения в ЖКТ составляют для ^{226}Ra 20–70 %, а для естественного U и ^{232}Th – менее 1 % от поступившего количества в организм с рационом. Трансурановые радионуклиды – ^{237}Np, ^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{241}Am и ^{242}Cm в результате гидролиза, образования комплексов и варьирования pH

всасываются из ЖКТ в незначительных количествах (табл. 37). Поглощение относительно растворимых соединений Pu (цитратная форма) в ЖКТ свиней не превышает 0,2 %, а диоксида – значительно меньше. Цитратная форма ^{237}Np всасывается в больших количествах, чем нитратная.

37. Коэффициенты всасывания различных соединений ^{239}Pu в ЖКТ свиней [252]

Химическая форма	Длительность опыта, сут	Коэффициент всасывания, %
Цитрат ^{239}Pu (IV)	1	0,19
Нитрат ^{239}Pu	480–695	$(0,6–3,0) \cdot 10^{-4}$
Частицы $^{239}PuO_2$	14	$(0,1–1,7) \cdot 10^{-6}$

Всасывание радионуклидов из ЖКТ тесно связано с особенностями их гидроксидов. Гидроксиды щелочных элементов являются легкорастворимыми соединениями, щелочноземельных элементов (за исключением ^{7}Be и, в меньшей мере, ^{28}Mg), также достаточно хорошо растворимы, а радионуклиды многих остальных металлов (Y, лантаноиды, актиниды и др.) дают гидроксиды, которые образуют нерастворимые соединения. В водных растворах соли этих элементов подвергаются гидролизу, степень которого зависит от концентрации радионуклида и pH среды. При pH 7,36 ионы тяжелых металлов находятся в гидролизованном состоянии. Гидроксиды тяжелых металлов в воде образуют коллоидные растворы и нерастворимые комплексные соединения, что обусловливает плохое всасывание радионуклидов тяжелых металлов в ЖКТ.

Гидроксиды с амфотерными и кислотными свойствами обладают лучшей растворимостью по сравнению с гидроксидами тяжелых металлов, с чем и связано увеличение всасывания радионуклидов этих элементов по мере возрастания их металлоидных свойств. В процессе обмена эти радионуклиды могут в значительных количествах после всасывания выделяться в пищеварительной системе слюнными железами, желудком, тонким и толстым кишечником, поджелудочной железой, печенью и снова частично всасываться.

Всасывание радионуклидов тесно связано с их формой. Например, при оральном поступлении животным ^{106}Ru в форме хлорида или диоксида из ЖКТ всасывается 3 %, а при поступлении в форме нитратнитрозилового комплекса – 13 % введенного количества [21]. Усвоение в ЖКТ жвачных животных ^{131}I в форме йодида равно 70 %, а в форме йодата – 45 % [42].

Роль вида и возраста животных при всасывании радионуклидов. Усвоение радионуклидов у различных сельскохозяйственных животных может варьировать в широких пределах (табл. 38). Действительно, если всасывание ^{131}I в ЖКТ взрослых жвачных составляет 100 %, то у свиней оно в 1,3–3,0 раза меньше. Напротив, ^{137}Cs всасывается из ЖКТ свиней на 100 %, а из ЖКТ представителей жвачных – крупного рогатого скота, овец и коз соответственно в 1,3–2,0, 1,8 и 1,5 раза меньше. У кур всасывание ^{59}Fe и ^{60}Co выше, чем у крупного рогатого скота в 18 и 15 раз, а у свиней соответственно в 4 и 12 раз меньше, чем у кур.

38. Коэффициенты всасывания радионуклидов в ЖКТ взрослых сельскохозяйственных животных, % введенного количества [7, 55, 81, 82, 135]

Радионуклид	Крупный рогатый скот	Овцы	Козы	Свиньи	Куры
^{3}H	92	70–100	70–100	70–100	95
^{45}Ca	11	35	20	–	50–60
^{54}Mn	0,5–1,0	46	1–20	7–20	20–44
^{59}Fe	4,0	1–20	1–20	17–21	72
^{60}Co	2,4	3,5	5,0	3,0	35
^{65}Zn	11,0	10	1–20	51	64
^{89}Sr, ^{90}Sr	6–16	7–10	3–14	13	50–80
^{88}Y, ^{90}Y	0,05	0,05	< 1	1,0	< 1
^{95}Zr	< 0,1	< 1	< 1	< 1	< 1
^{103}Ru, ^{106}Ru	2	0,2	0,1	1,0	3
^{131}I	100	100	70–100	33–76	75–80
^{134}Cs, ^{137}Cs	50–75	57	68	100	67
^{140}Ba	5	1–20	1–20	1–20	1–20
^{141}Ce, ^{144}Ce	0,1	0,04	1	0,5	< 1
^{210}Pb	0,01	–	–	–	–
^{238}U	1,2	< 1	< 1	1,9	1,5

Всасывание радионуклидов зависит от возраста животных, и у очень молодых особей оно может приближаться для некоторых радионуклидов к 100 % (табл. 39). Например, у новорожденных телят, ягнят, козлят и поросят всасывание ^{90}Sr соответственно в 11,6; 14,3; 15,3 и 5,1 раза больше, чем у взрослых животных. Снижение поглощения радионуклидов в ЖКТ взрослых и старых животных по сравнению с этим фактором у молодых объясняется более слабой проницаемостью мембран кишечной стенки и меньшей потребностью взрослого организма в минеральных веществах (табл. 40).

39. Коэффициенты всасывания радионуклидов $f_{вс}$ в ЖКТ сельскохозяйственных животных разного возраста, % введенного количества с рационом [55, 80, 82]

Радионуклид	Крупный рогатый скот		Овцы		Козы		Свиньи		Куры	
	t^*	$f_{вс}$	t^*	$f_{вс}$	t^*	$f_{вс}$	t^*	$f_{вс}$	t^*	$f_{вс}$
^{3}H	1	94	–	–	–	–	–	–	730	95
	90	96	–	–	–	–	–	–	–	–
^{59}Fe	2	97	1	20	540	7	30	66	–	–
	780	4	540	7	–	–	1460	17	–	–
^{60}Co	1	47	–	–	365	7	60	68	120	35
	780	3	–	–	780	5	1100	3	1100	4
^{65}Zn	1	94	1	46	–	–	60	71	1	35
	10	55	1440	15	–	–	120	59	30	27
^{90}Sr	3	93	1	100	3	92	1	97	1	50
	360	8	360	7	360	6	540	19	1100	25
^{106}Ru	–	–	120	0,3	–	–	20	2	–	–
	–	–	1820	0,2	–	–	1460	0,9	–	–
^{137}Cs	90	93	30	90	15	95	1	100	–	–
	780	60	1820	57	120	55	220	70	–	–

*Возраст животных, сут.

40. Зависимость коэффициентов всасывания радионуклидов в ЖКТ у сельскохозяйственных животных от возраста [7, 81]

Животные	Радионуклид	Уравнение
Крупный рогатый скот	^{59}Fe	$f_{вс} = 90\exp(-0{,}071t) + 17\exp(-0{,}002t)$ $2 \leqslant t \leqslant 780$ сут
Свиньи	^{59}Fe	$f_{вс} = 115\exp(-0{,}0313t) + 21\exp\cdot(-0{,}000138t)$ $30 \leqslant t \leqslant 1460$ сут
Свиньи	^{65}Zn	$f_{вс} = 33\exp(-0{,}0101t) + 56\exp\cdot(-0{,}00032t)$ $60 \leqslant t \leqslant 1500$ сут
Крупный рогатый скот	^{90}Sr	$f_{вс} = 86{,}8\exp(-0{,}014t) + 13{,}2\exp\cdot(-0{,}0014t)$ $1 \leqslant t \leqslant 540$ сут
Мелкий рогатый скот	^{90}Sr	$f_{вс} = 0{,}93\exp(-0{,}017t) + 0{,}07\exp\cdot(-0{,}00012t)$ $1 \leqslant t \leqslant 182$ сут
Свиньи	^{90}Sr	$f_{вс} = 73{,}4\exp(-0{,}012t) + 26{,}6\exp\cdot(-0{,}00066t)$ $1 \leqslant t \leqslant 1100$ сут
Овцы	^{137}Cs	$f_{вс} = 80\exp(-0{,}0002t)$ $30 \leqslant t \leqslant 1820$ сут

Примечание. $f_{вс}$ – коэффициент всасывания радионуклида, t – возраст животных, сут.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ОРГАНИЗМЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

Механизм связывания радионуклидов и их переноса в организме. Радионуклиды, всосавшиеся в ЖКТ, поступают в кровь, распределяются в компонентах ее сыворотки и форменных элементов. Распределение радионуклидов в органах и тканях сельскохозяйственных животных определяется их видом, возрастом, длительностью поступления радиоактивных веществ в организм и другими факторами (табл. 41).

В сыворотке крови овец ^{22}Na, ^{42}K и ^{137}Cs практически не связаны с ее белками и находятся в диализированном состоянии (93–99 %), ^{45}Ca и ^{90}Sr лишь частично (29–41 %) концентрируются в белках сыворотки, а ^{90}Y и ^{144}Ce содержатся преимущественно (99 %) в белковосвязанной форме [81, 82]. Радионуклиды Ru, поступившие в кровяное русло, также распределяются в компонентах крови неравномерно: на 52 % они локализуются в альбуминах, остальное количество – в бета- (34 %) и гамма-глобулинах (14 %) [81], а Pu в крови на 90–95 % соединен с белками глобулинового или липопротеинового комплекса и только 15 % переходит в ультрафильтрат [139]. Напротив, связь Am^{3+} и Cm^{3+} с сывороточными белками слабая, неспецифическая и, по-видимому, играет важную роль в захвате полимерного $^{239}Pu^{4+}$, $^{241}Am^{3+}$ и $^{242}Cm^{3+}$ печеночными клетками [183]. $^{239}Pu^{4+}$, $^{241}Am^{3+}$ и $^{242}Cm^{3+}$ с белками сыворотки различных видов млекопитающих связываются значительно прочнее и по-иному, чем $^{241}Am^{3+}$ или $^{242}Cm^{3+}$. При поступлении неорганического ^{131}I (в форме йодид-иона) в эритроцитах содержится около 65 % радионуклида, находящегося в крови. Более 70 % ^{131}I в сыворотке связано с белками, в частности с альбуминами. По прочности связи с белками ^{131}I превосходит другие продукты деления, которые образуют ряд: $^{131}I > {}^{99}Mo > {}^{132}Te > {}^{147}Nd$, $^{143}Pm > {}^{141}Ce > {}^{91}Y > {}^{89}Sr > {}^{140}Ba$ [81, 82].

41. Тип распределения радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных [111]

Тип распределения	Радионуклиды
Равномерный	Радионуклиды элементов I основной группы Периодической системы – ^{3}H, ^{7}Li, ^{22}Na, ^{40}K, ^{85}Rb, ^{137}Cs
Скелетный	Радионуклиды щелочноземельных элементов – ^{7}Be, ^{45}Ca, ^{90}Sr, ^{140}Ba, ^{226}Ra
Печеночный	^{48}V, ^{75}Se, ^{76}As, ^{125}Sb, ^{238}U
Тиреотропный	^{131}I, ^{211}At

Тропность и распределение радионуклидов. Радионуклиды, транспортированные кровью к органам и тканям, частично задерживаются и избирательно концентрируются в них (табл. 42). Так, если концентрация ^{90}Sr в скелете 3-месячных телят не превышает 2 % от введенного количества на 1 кг сырого вещества, то у поросят она в 7 раз больше, а у 18-месячных овец в 5 раз больше, чем у телят аналогичного возраста. У телят, ягнят, козлят и поросят концентрирование радионуклидов больше, чем у взрослых животных. Например, если в скелете и мышцах 20-суточных поросят через 1 сут после однократного орального поступления ^{106}Ru концентрируется соответственно 62 и 7,5 % введенного количества радионуклида на 1 кг сырого вещества, то у 200-суточных свиней этот показатель в 44 и 38 раз меньше [22].

42. Концентрация радионуклидов в органах и тканях сельскохозяйственных животных разного возраста после однократного орального поступления, % введенного количества на 1 кг сырого вещества [81, 82]

Радионуклид	Возраст, сут	Скелет	Мышцы	Сердце	Легкие	Печень	Почки	Селезенка
				Крупный рогатый скот				
^{90}Sr	90	1,9	0,01	0,02	0,04	0,04	0,04	0,03
	540	0,10	0,002	0,002	0,002	0,003	0,005	0,004
				Овцы				
	30	69,0	0,20	0,002	0,02	0,02	0,005	0,002
	540	5,0	0,24	0,002	0,03	0,02	0,007	0,002
				Козы				
	30	49,0	0,21	0,005	0,04	0,03	0,01	0,003
	730	4,0	0,17	0,002	0,02	0,01	0,002	0,001
				Свиньи				
	90	14,0	0,08	0,09	0,22	0,11	0,17	0,10
	1080	1,0	0,01	0,02	0,04	0,02	0,03	0,02
				Крупный рогатый скот				
^{106}Ru	270	0,002	0,0004	0,003	0,01	0,02	0,07	0,001
	360	0,001	0,0008	–	–	0,001	–	–
				Свиньи				
	20	62,0	7,5	12,5	18,1	–	–	20,0
	200	1,4	0,2	0,5	1,3	7,1	17,3	0,6
				Крупный рогатый скот				
^{137}Cs	90	0,27	0,35	3,60	1,70	1,65	4,80	1,10
	3600	0,005	0,11	–	–	0,06	–	–

Примечание. Измерения концентрации радионуклидов проведены через 1 сут после затравки животных.

После длительного орального поступления ^{90}Sr, ^{106}Ru, ^{144}Ce и ^{239}Pu основное количество радионуклидов концентрируется в скелете, а ^{131}I и ^{137}Cs – мягких органах и тканях [21, 81, 82].

Концентрация в органах и тканях радионуклидов при увеличении сроков их поступления в организм возрастает (табл. 43). Если, например, после однократного орального введения 10-месячным телятам ^{137}Cs концентрация его в мышцах не превышает 0,2 % от поступившего количества в организм, то у телят такого же возраста после длительного введения (300 сут) она в 46 раз больше. Это увеличение характерно и для других органов и тканей, а также для метаболизма других радионуклидов. Так, у 18-месячных овец, однократно орально получивших ^{90}Sr, концентрация радионуклида в скелете составляет 5 % от введенного количества на 1 кг сырого вещества, а у 18-месячных овец после длительного введения радионуклида она в 156 раз больше [81, 82].

В условиях длительного поступления радионуклидов в организм

43. Концентрация радионуклидов в органах и тканях сельскохозяйственных животных разного возраста при длительном оральном поступлении, % суточного поступления на 1 кг сырого вещества [81, 82]

Радионуклид	Возраст и длительность затравки, сут*	Скелет	Мышцы	Сердце	Легкие	Печень	Почки	Селезенка
			Овцы					
^{90}Sr	30	2100	0,6	0,8	1,5	0,9	1,4	0,9
	120	2810	0,4	0,6	1,8	1,0	1,2	0,9
			Свиньи					
	60	2190	0,4	1,1	2,9	1,4	1,8	0,9
	120	2810	0,4	0,6	1,8	1,0	1,2	0,9
			Крупный рогатый скот					
^{137}Cs	60	10,9	55,5	40,3	27,7	20,3	59,1	34,5
	300	0,9	9,2	5,4	4,2	4,9	7,0	5,4
			Овцы					
	3	1,0	3,4	9,0	5,5	10,3	16,7	5,8
	30	2,5	12,9	12,1	7,9	19,0	17,9	7,9
			Куры					
	30	3,3	19,0	16,0	7,0	10,0	13,0	15,0
	360	2,7	34	12,0	8,0	9,0	11,0	13,0

*Затравка животных проводилась с момента рождения.

концентрация их в органах и тканях увеличивается, но через определенный период времени устанавливается равновесие между поступившими в организм количествами радионуклидов и их выделением. В этот период, несмотря на продолжающееся поступление радионуклидов, дальнейшего увеличения концентрации их в мясе, молоке и яйце не происходит. Равновесное состояние ^{90}Sr в мягких тканях сельскохозяйственных животных устанавливается на 5–7-е сутки (крупный рогатый скот, овцы, козы) и на 30–90-е сутки (свиньи, куры); для ^{137}Cs оно наступает позднее: у овец через 105 сут, а у крупного рогатого скота через 150 сут после начала введения [21, 81, 82]. При длительном поступлении с рационом овцам ^{144}Ce максимальные концентрации его во внутренних органах отмечаются через 105–300 сут. У свиней, получивших ^{90}Sr с рождения до 20–1440 сут жизни, наибольшая концентрация радионуклида в костной ткани наблюдается через 48 мес. Максимальная концентрация ^{90}Sr в скелете овец и коз при длительном введении его с рождения отмечается через 105–120 сут, а у крупного рогатого скота – через 260–270 сут послеродовой жизни.

Наибольшая концентрация в щитовидной железе сельскохозяйственных животных ^{131}I при длительном поступлении в организм наблюдается на 10–15-е сутки и у крупного рогатого скота составляет 150 % суточного поступления с кормом (в расчете на массу всего органа). Коэффициент накопления ^{131}I в щитовидной железе по сравнению с другими органами примерно в 100 раз больше. Если коэффициент накопления ^{131}I (% от суточного поступления на 1 г) в мышечной ткани, селезенке и поджелудочной железе принять за единицу, то в почках, печени и яичниках концентрации этого радионуклида будет в 2–3 раза, в слюнных железах и моче в 3–5 раз, в фекалиях и молоке в 5–15 раз и в щитовидной железе – в 10 000 раз больше.

В условиях равновесного состояния максимальные коэффициенты накопления ^{90}Sr в мышцах крупного рогатого скота, овец, свиней и кур равны соответственно 0,06; 0,7; 0,3 и 3,2, а ^{137}Cs – 9, 20, 30 и 440 % поступающего суточного количества с рационом на 1 кг мышц. ^{144}Ce концентрируется в мышечной ткани в значительно меньших количествах. Переход его из рациона в мышцы крупного рогатого скота не превышает 0,001 %, а в мышцы овец, свиней и кур – 0,04; 0,25 и 9 % от ежедневного поступления в 1 кг соответственно. Трансурановые радионуклиды концентрируются в мышцах сельскохозяйственных животных еще в меньших количествах. Так, накопление в мышцах крупного рогатого скота ^{239}Pu, ^{241}Am и ^{244}Cm колеблется в пределах $(1 - 4) \cdot 10^{-4}$ %, овец $(0,3 - 1,0)$ х

х 10^{-3} % и кур – (2 – 7) · 10^{-3} % от ежедневного поступившего количества в расчете на 1 кг мышц [252].

ВЫВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ОРГАНИЗМА

Радионуклиды, поступившие в организм, не только концентрируются в органах и тканях, но и выводятся из них через ЖКТ, почки, легкие, кожу и молочную железу. Наиболее быстро удаляются из организма радионуклиды, депонирующиеся в мягких тканях, – ^{99}Mo, ^{131}I, ^{137}Cs и др. (преимущественно почками). Напротив, остеотропные радионуклиды декорпорируются медленно. Например, 65–90 % орально и 7–20 % парентерально поступившего в организм ^{90}Sr выводится через ЖКТ. У коров при однократном оральном введении ^{90}Sr эндогенное выделение его с фекалиями составляет 16–20 % введенного количества [81, 82]. Большая часть ^{90}Sr, поступившего в кровь после парентерального введения, экскретируется почками [6, 82]. При длительном оральном введении этого радионуклида выведение через почки у жвачных животных равно 0,8–2,0 %, а у моногастричных 4–8 % от суточного поступления в организм.

Количественные характеристики выведения радионуклидов у взрослых сельскохозяйственных животных после однократного орального поступления в организм определяются местом локализации радиоактивных веществ. Так, для оценки выделения ^{3}H и ^{59}Fe с яйцом у несушек были использованы взрослые куры, которым на протяжении 30–60 сут орально вводили радионуклиды. После прекращения введения ^{3}H и ^{59}Fe скорость их выведения с яйцом со временем снижается (рис. 9), причем содержание оксида ^{3}H в яйце за 30 сут уменьшается в 35 раз, а ^{59}Fe – в 3 раза. Динамика содержания оксида ^{3}H и ^{59}Fe в яйце описывается уравнениями:

$$Q_t(^{3}\text{H}) = 120\,[\exp - 0{,}4(t-1)]; \quad (11)$$

$$Q_t(^{59}\text{Fe}) = 2{,}2\,[\exp - 0{,}045(t-2)], \quad (12)$$

где Q_t (^{3}H, ^{59}Fe) – содержание радионуклидов в яйце, % суточного поступления ко времени t; 120 и 2,2 – максимальное содержание радионуклидов в яйце; % суточного поступления; t – время, сут.

Отсюда $T_{эфф}$ оксида ^{3}H с яйцом равен 1,7 сут, ^{59}Fe – 10,8 сут, а $T_{биол}$ ^{59}Fe – 15,4 сут [81].

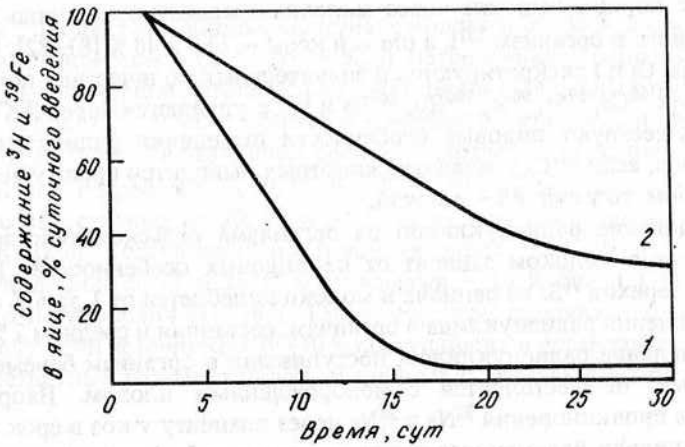


Рис. 9. Выведение ^{3}H (*1*) и ^{59}Fe (*2*) с яйцом у кур [81]

Из мышц крупного рогатого скота, длительно получавшего с кормом ^{137}Cs, выведение радионуклида выражается уравнением

$$A_t = A_0\{0{,}45\exp[(-0{,}228(t-5)] + 0{,}55\exp[(-0{,}015(t-5)]\}, \quad (13)$$

где A_t – концентрация радионуклида в органе или ткани ко времени t после введения этого радионуклида их в организм, Бк/кг; A_0 – концентрация радионуклида в органах и тканях после окончания затравки, Бк/кг; t – период после затравки, сут.

Выведение ^{137}Cs происходит с эффективными периодами T_1 = 3 сут и T_2 = 46 сут. Количество ^{137}Cs, которое выводится с T_1, составляет 45 %, а с T_2 – 55 %.

Как уже указывалось выше, скорость и пути выведения радионуклидов из организма животных зависят от тропности радиоактивных веществ, причем наиболее медленно декорпорируются радионуклиды, локализованные в костной ткани. Так, $T_{1/2эфф}$ из скелета коров ^{90}Sr превышает 3000 сут. При однократном оральном поступлении ^{3}H в организм лактирующих коров его выделение через молочную железу, почки и ЖКТ одинаково и не превышает 30 %, в то же время выделение ^{140}Ba через ЖКТ составляет 98,1 %, почки 1,1 % и молочную железу лишь 0,6 % поступившего количества. После внутривенного введения ^{140}Ba этим животным выведение его из организма через ЖКТ (36,5 %) и почки (34,2 %) не различается, а через молочную железу оно более чем в 18 раз превышает выделение после орального поступления. Лакти-

рующие коровы выводят через молочную железу всего лишь 3,21 % введенного в организм ^{131}I, а овцы и козы – 20,5 и 40 % [81, 82]. Радионуклиды Cs и I экскретируются в значительных количествах почками, тогда как ^{60}Co, ^{89}Sr, ^{90}Sr, ^{106}Ru, ^{140}Ba и ^{144}Ce удаляются через ЖКТ. При этом существуют видовые особенности выведения радионуклидов. Например, если ^{137}Cs у жвачных животных выводится преимущественно с калом, то у свиней – с мочой.

Выделение радионуклидов из организма сельскохозяйственных животных с молоком зависит от их видовых особенностей. Так, у свиней переход ^{90}Sr из рациона в молоко колеблется от 1 до 6 % суточного введения радионуклида в организм, составляя в среднем 2 % [81].

Выделение радионуклидов, поступивших в организм беременных животных, осуществляется с новорожденным плодом. Например, скорость проникновения ^{22}Na и ^{24}Na через плаценту у коз в срок от 9-й до 20-й недели беременности увеличивается в 3–4 раза. В условиях длительного введения ^{90}Sr беременным коровам за 5–6-месячный период эмбрионального развития теленка количество ^{90}Sr, перешедшего от матери в скелет плода, составляет 0,04 и 0,14 %, за 8-месячный период – 0,63, а к моменту родов из организма матери с плодом выделяется около 1 % ^{90}Sr, введенного с кормом корове. Выделение из коров и овец с плодом ^{137}Cs при длительном оральном поступлении в течение всего периода беременности составляет соответственно 0,5 и 2 % количества радионуклида, введенного беременной самке.

Глава 5. ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИЮ ЖИВОТНОВОДСТВА

ПРОДУКЦИЯ ЖИВОТНОВОДСТВА КАК ИСТОЧНИК РАДИОНУКЛИДОВ В РАЦИОНЕ ЧЕЛОВЕКА

Среди пищевых продуктов, с которыми радионуклиды поступают в организм человека, продукты животноводства – молоко, мясо, яйцо и др. занимают одно из ведущих мест. Так, при глобальных радиоактивных выпадениях после ядерных испытаний для населения Западной Европы, США и СССР важным источником искусственных радионуклидов ^{90}Sr, ^{131}I и ^{137}Cs в рационе являлись продукты животноводства. В 60-е годы взрослое население США получало с молоком более 50 %, мясом – 8 и яйцом – до 4 % ^{90}Sr, поступающего с пищевыми продуктами в целом. ^{131}I и ^{137}Cs также в основном переходили в организм

человека с продуктами животноводства: с молоком 24–38 %, а с мясом и мясными продуктами от 12 до 26 % от потребления с рационом. В нашей стране основной источник радионуклидов глобальных выпадений для человека – хлеб и молоко и в меньшей мере мясо и овощи. Так, в этот же период в различных регионах население с хлебом и хлебопродуктами потребляло до 40 % ^{90}Sr, 37 % ^{131}I и 60 % ^{137}Cs, с молоком – соответственно до 20, 47 и 24 % суточного поступления этих радионуклидов. Поступление в рацион человека ^{90}Sr, ^{131}I и ^{137}Cs с мясом составляло 5, 21 и 25 %, а с овощами – 10 % ^{90}Sr и 1 % ^{137}Cs суточного потребления [81, 144]. Таким образом, продукты животноводства служили источником 20–40 % поступавших в организм человека искусственных радионуклидов, связанных с глобальными выпадениями.

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В МЯСЕ

Переход радионуклидов в мясо и субпродукты из рациона животных определяется физико-химическими свойствами радионуклидов, а также видовыми особенностями и возрастом животных (табл. 44). Так, если при однократном поступлении содержание ^{59}Fe в мышцах и субпродуктах взрослого крупного рогатого скота не превышает 0,2 % введенного количества, то у 30-суточных телят оно соответственно в 3,5 и 12 раз больше. Содержание ^{90}Sr в субпродуктах у взрослого крупного рогатого скота равно 0,03 % от введенного количества радионуклида, а содержание в них ^{59}Fe и ^{65}Zn в 7 и 133 раз больше, чем ^{90}Sr.

Накопление радионуклидов в мясе зависит от возраста животных. Если у 3-месячных телят и поросят содержание ^{90}Sr в скелете составляет 21 и 26 % от однократно введенного с рационом количества, то у взрослых животных оно соответственно в 10,5 и 3,7 раза меньше. У взрослого крупного рогатого скота и кур задержка в мышцах ^{239}Pu при однократном введении не превышает $(4–5) \cdot 10^{-3}$ % содержания в рационе, а у свиней она в 2 раза больше. Молодые, растущие животные задерживают в организме радионуклиды всегда интенсивнее, чем взрослые и старые. Так, если содержание ^{137}Cs при разовом поступлении в субпродуктах поросят 3-месячного возраста составляет 52 % суточного поступления, то у свиней в возрасте 1 года эта величина в 17,3 раза меньше.

При длительном оральном введении радиоактивных веществ в организм в первые сутки и недели введения радионуклиды накапливаются в органах и тканях наиболее интенсивно (табл. 45). В последую-

44. Содержание радионуклидов в мясе и субпродуктах сельскохозяйственных животных после однократного орального поступления, % введенного количества [81, 82, 160]

Радионуклид	Животное	Возраст, сут	Скелет	Мышцы	Субпродукты
^{59}Fe	Крупный рогатый скот	30	16	0,7	2,4
		1190	3,5	0,2	0,2
	Свиньи	30	26	2,0	5,1
		60	14	1,0	3,4
^{60}Co	Козы	390	1,0	0,1	0,4
		780	0,2	0,2	0,9
	Куры	120	0,7	0,4	1,4
		600	0,8	0,8	2,3
^{65}Zn	Крупный рогатый скот	60	5,4	2,6	6
		2920	0,9	0,7	4
	Свиньи	60	5	4	8
		270	3	7	7
^{90}Sr	Крупный рогатый скот	90	21	0,40	0,13
		690	2,0	0,14	0,03
	Овцы	30	69	0,20	0,05
		1090	2,3	0,30	0,09
	Козы	30	49	0,21	0,09
		730	3,8	0,17	0,03
	Свиньи	90	26	0,36	0,16
		1100	7	0,41	0,17
^{137}Cs	Крупный рогатый скот	90	3,7	13	7,3
		780	0,8	7	6,4
	Свиньи	90	2	5	52
		360	0,1	0,6	3,0
^{144}Ce	Овцы	25	0,09	0,002	0,02
		180	0,03	0,007	0,03
^{239}Pu	Крупный рогатый скот	Взрослые	—	0,005	—
	Свиньи	Взрослые	0,02–0,002	0,01	0,02
	Куры	Взрослые	—	0,004	—

Примечание. Измерения концентрации радионуклидов проведены через 1 сут после затравки животных.

щем скорость накопления радионуклидов постепенно снижается, и затем устанавливается равновесное состояние, при котором интенсивность отложения их уравнивается со скоростью выведения из организма.

Максимальное накопление радионуклидов и сроки достижения

45. Содержание радионуклидов в мясе и субпродуктах сельскохозяйственных животных при длительном поступлении с рационом, % в расчете на массу всего органа и ткани от суточного введения [22, 81, 160]

Радионуклид	Животное	Длительность введения радионуклида, сут	Возраст к моменту убоя, сут	Скелет	Мышцы	Субпродукты
^{54}Mn	Куры	5	730	0,4	0,22	0,9
		70*	800	5,0	0,20	2,0
^{60}Co	Крупный рогатый скот	960	960	5,0	15	28
		1260*	1260	5,0	14	28
^{65}Zn	Куры	30	30	25	45	18
		240*	240	82	38	35
^{90}Sr	Крупный рогатый скот	60	60	4630	9	1,1
		300*	300	7380	8	2,4
	Овцы	8	Взрослые	—	1,7	0,2
		780*	Взрослые	555	4,6	0,17
	Свиньи	50	50	1320	1,1	7,0
		1440*	1440	220	0,2	1,1
	Куры	5	30	250	1,7	1,2
		254*	354	520	1,8	2,9
^{106}Ru	Свиньи	1	21	0,3	0,14	0,2
		60*	82	4,7	1,3	1,7
^{137}Cs	Крупный рогатый скот	60	60	130	1770	83
		300*	300	22	810	36
	Овцы	3	Взрослые	—	40	9
		105*	Взрослые	—	255	15
	Свиньи	15	20	87	204	1177
		1300*	1300	3,5	22	83
	Куры	30	100	5	143	22
		390*	430	6	342	18
^{144}Ce	Овцы	18	Взрослые	0,3	—	5,2
		1140*	Взрослые	6,0	—	0,5

*В условиях равновесного состояния в накоплении радионуклида у животных.

этого состояния равновесия в аккумуляции радионуклидов при их длительном введении для разных сельскохозяйственных животных различны. У кур, например, максимальное содержание ^{54}Mn в скелете составляет 5 %, а в мышцах – 0,2 %; для ^{65}Zn эти величины равны соответственно 82 и 38 % от поступления с рационом. Наиболее быстро состояние равновесия в накоплении радионуклидов в организме

устанавливается в мышцах и паренхиматозных органах, медленнее – в скелете. У телят, получивших с рождения до 300-суточного возраста ^{90}Sr, из рациона в мышцы поступает 8 % введенного количества, а в скелет этот переход в 923 раза больше. При этом максимальное накопление ^{90}Sr в мышцах отмечается к 60-м суткам введения его в организм, а в скелете – лишь к 150-м. У свиней, длительно получавших с рационом ^{137}Cs, максимальный переход его как в скелет, так и в мышцы наблюдается в период с рождения до 20-суточного возраста, составляя соответственно 90 и 280 % поступившего количества с ежедневным рационом. Если у телят за 110 сут непрерывного введения ^{90}Sr с рождения в организме было накоплено 8,4 %, то у коров даже за 144 сут введения – лишь 0,9 % поступившего количества радионуклида [81, 82].

Переход из рациона в мясо и субпродукты ^{54}Mn, ^{65}Zn, ^{106}Ru, ^{137}Cs и ^{144}Ce также определяется возрастом животных и длительностью введения радионуклидов в организм. Если у 20-суточных поросят после однократного орального поступления ^{106}Ru из рациона в мышцы переходит 0,14 % введенного количества радионуклида, то после 60-суточного введения – в 9 раз больше [22]. При потреблении овцами и курами в течение 3 и 30 сут рационов, содержащих ^{137}Cs, в мышцах овец обнаруживается 40 %, а кур – 143 % количества радионуклида, поступившего в организм в течение суток. После 105 сут (овцы) и 390 сут (куры) введения ^{137}Cs содержание этого радионуклида в мышцах кур и овец возрастает соответственно в 2,3 и 6,3 раза. Поскольку резорбция в ЖКТ сельскохозяйственных животных ^{144}Ce и ^{239}Pu незначительна, концентрация их в мясе (костях, мышцах) и субпродуктах невысока. Так, содержание ^{144}Ce в мышцах, субпродуктах и костной ткани овец достигает соответственно 0,01, 5,2 и 6,0 %, а ^{239}Pu (у свиней) 0,01, 0,02 и 0,02 % суточного введения [81, 139].

Некоторые наиболее значимые в радиологическом отношении нуклиды по переходу в мясо крупного рогатого скота могут быть сгруппированы следующим образом. Наименее подвижные: ^{90}Y, ^{91}Y, ^{95}Zr, ^{95}Nb, ^{141}Ce, ^{147}Pm, изотопы U, Pu (накопление в мышцах равно 1 х х 10^{-4} % от суточного поступления радионуклида на 1 кг). Далее по подвижности располагаются ^{89}Sr, ^{90}Sr, ^{140}Ba – $5 \cdot 10^{-3}$ – (0,5 – 4,0) х х 10^{-3} % от суточного поступления на 1 кг; ^{45}Ca, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{124}Sb, ^{125}Sb, ^{129}I, ^{131}I (0,1–0,4 % от суточного поступления на 1 кг). Максимальный переход в мясо характерен для ^{134}Cs и ^{137}Cs – 8 % от суточного поступления на 1 кг (табл. 46).

46. Коэффициенты перехода радионуклидов из рациона крупного скота в мышцы (мясо) в условиях равновесного их накопления, % от поступления за сутки на 1 кг [81, 82, 252]

Радионуклид	Мышцы	Радионуклид	Мышцы
^{45}Ca	$1 \cdot 10^{-1}$	^{129}I, ^{131}I	$4 \cdot 10^{-1}$
^{89}Sr, ^{90}Sr	$4 \cdot 10^{-2}$	^{134}Cs, ^{137}Cs	8
^{90}Y, ^{91}Y	$1 \cdot 10^{-4}$	^{140}Ba	$5 \cdot 10^{-3}$
^{95}Zr	$1 \cdot 10^{-4}$	^{141}Ce, ^{144}Ce	$1 \cdot 10^{-4}$
^{95}Nb	$1 \cdot 10^{-4}$	^{147}Pm	$1 \cdot 10^{-4}$
^{103}Ru, ^{106}Ru	$3 \cdot 10^{-1}$	Изотопы U	$1 \cdot 10^{-4}$
^{124}Sb, ^{125}Sb	$1 \cdot 10^{-1}$	Изотопы Pu	$1 \cdot 10^{-4}$

ВЫДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В МОЛОКО

После однократного орального поступления в организм лактирующих коров радионуклидов наиболее интенсивное выведение их с молоком наблюдается в течение первых 2 сут. Через 12 ч после введения в 1 л молока коров обнаруживают 0,12 % ^{45}Ca, 0,05 % ^{90}Sr, 0,0005 % ^{95}Zr, 0,002 % ^{106}Ru, 0,12 % ^{137}Cs, 0,011 % ^{140}Ba и 0,001 % ^{144}Ce от количества, поступившего в организм. В дальнейшем концентрация радионуклидов в молоке быстро увеличивается и через 24–48 ч достигает наибольшей величины. В этот период в 1 л молока содержится 0,52 % ^{45}Ca, 0,09 % ^{90}Sr, 0,001 % ^{95}Zr, 0,004 % ^{106}Ru, 1,3 % ^{131}I, 0,42 % ^{137}Cs, 0,01 % ^{140}Ba и 0,002 % ^{144}Ce от введенного количества. За 8 сут с молоком выводится 12,9 % ^{131}I, 18,0 % ^{137}Cs, 2,8 % ^{90}Sr, 0,11 % ^{106}Ru и 0,05 % ^{144}Ce от разового поступившего количества радионуклидов [161]. В условиях длительного потребления загрязненных рационов в состоянии равновесия коэффициенты перехода в молоко у коров составляют для ^{45}Ca 1 %, ^{90}Sr 0,15 %, ^{106}Ru 0,014 % и ^{137}Cs 1 % от поступающего количества с ежедневным рационом на 1 л молока (табл. 47 и 48). У коз и овец выделение ^{90}Sr с суточным удоем соответственно колеблется в пределах 0,6–1,3 и 1,0–6,3 %, а ^{137}Cs – 6,0 и 4,1 %.

Выделение радионуклидов с молоком у животных даже одного вида может варьировать. Например, выведение ^{90}Sr с 1 л молока у отдельных коров в стаде колеблется в пределах 0,1–0,2 %, ^{131}I 0,5–1,0 %, а ^{137}Cs 0,5–1,5 % от суточного поступления с кормом [81, 82]. Выделение радионуклидов с молоком зависит от молочной продуктивности животных. У коров с удоем 3–5 л в сутки с 1 л молока выделяется 0,16 %, а с удоем 12–16 л 0,08–0,10 % ^{90}Sr, поступившего с рационом. Концентрация ^{90}Sr в молоке при постоянном уровне поступле-

устанавливается в мышцах и паренхиматозных органах, медленнее – в скелете. У телят, получивших с рождения до 300-суточного возраста ^{90}Sr, из рациона в мышцы поступает 8 % введенного количества, а в скелет этот переход в 923 раза больше. При этом максимальное накопление ^{90}Sr в мышцах отмечается к 60-м суткам введения его в организм, а в скелете – лишь к 150-м. У свиней, длительно получавших с рационом ^{137}Cs, максимальный переход его как в скелет, так и в мышцы наблюдается в период с рождения до 20-суточного возраста, составляя соответственно 90 и 280 % поступившего количества с ежедневным рационом. Если у телят за 110 сут непрерывного введения ^{90}Sr с рождения в организме было накоплено 8,4 %, то у коров даже за 144 сут введения – лишь 0,9 % поступившего количества радионуклида [81, 82].

Переход из рациона в мясо и субпродукты ^{54}Mn, ^{65}Zn, ^{106}Ru, ^{137}Cs и ^{144}Ce также определяется возрастом животных и длительностью введения радионуклидов в организм. Если у 20-суточных поросят после однократного орального поступления ^{106}Ru из рациона в мышцы переходит 0,14 % введенного количества радионуклида, то после 60-суточного введения – в 9 раз больше [22]. При потреблении овцами и курами в течение 3 и 30 сут рационов, содержащих ^{137}Cs, в мышцах овец обнаруживается 40 %, а кур – 143 % количества радионуклида, поступившего в организм в течение суток. После 105 сут (овцы) и 390 сут (куры) введения ^{137}Cs содержание этого радионуклида в мышцах кур и овец возрастает соответственно в 2,3 и 6,3 раза. Поскольку резорбция в ЖКТ сельскохозяйственных животных ^{144}Ce и ^{239}Pu незначительна, концентрация их в мясе (костях, мышцах) и субпродуктах невысока. Так, содержание ^{144}Ce в мышцах, субпродуктах и костной ткани овец достигает соответственно 0,01, 5,2 и 6,0 %, а ^{239}Pu (у свиней) 0,01, 0,02 и 0,02 % суточного введения [81, 139].

Некоторые наиболее значимые в радиологическом отношении нуклиды по переходу в мясо крупного рогатого скота могут быть сгруппированы следующим образом. Наименее подвижные: ^{90}Y, ^{91}Y, ^{95}Zr, ^{95}Nb, ^{141}Ce, ^{147}Pm, изотопы U, Pu (накопление в мышцах равно 1 х х 10^{-4} % от суточного поступления радионуклида на 1 кг). Далее по подвижности располагаются ^{89}Sr, ^{90}Sr, ^{140}Ba – $5 \cdot 10^{-3}$ – (0,5 – 4,0) х х 10^{-3} % от суточного поступления на 1 кг; ^{45}Ca, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{124}Sb, ^{125}Sb, ^{129}I, ^{131}I (0,1–0,4 % от суточного поступления на 1 кг). Максимальный переход в мясо характерен для ^{134}Cs и ^{137}Cs – 8 % от суточного поступления на 1 кг (табл. 46).

46. Коэффициенты перехода радионуклидов из рациона крупного скота в мышцы (мясо) в условиях равновесного их накопления, % от поступления за сутки на 1 кг [81, 82, 252]

Радионуклид	Мышцы	Радионуклид	Мышцы
^{45}Ca	$1 \cdot 10^{-1}$	^{129}I, ^{131}I	$4 \cdot 10^{-1}$
^{89}Sr, ^{90}Sr	$4 \cdot 10^{-2}$	^{134}Cs, ^{137}Cs	8
^{90}Y, ^{91}Y	$1 \cdot 10^{-4}$	^{140}Ba	$5 \cdot 10^{-3}$
^{95}Zr	$1 \cdot 10^{-4}$	^{141}Ce, ^{144}Ce	$1 \cdot 10^{-4}$
^{95}Nb	$1 \cdot 10^{-4}$	^{147}Pm	$1 \cdot 10^{-4}$
^{103}Ru, ^{106}Ru	$3 \cdot 10^{-1}$	Изотопы U	$1 \cdot 10^{-4}$
^{124}Sb, ^{125}Sb	$1 \cdot 10^{-1}$	Изотопы Pu	$1 \cdot 10^{-4}$

ВЫДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В МОЛОКО

После однократного орального поступления в организм лактирующих коров радионуклидов наиболее интенсивное выведение их с молоком наблюдается в течение первых 2 сут. Через 12 ч после введения в 1 л молока коров обнаруживают 0,12 % ^{45}Ca, 0,05 % ^{90}Sr, 0,0005 % ^{95}Zr, 0,002 % ^{106}Ru, 0,12 % ^{137}Cs, 0,011 % ^{140}Ba и 0,001 % ^{144}Ce от количества, поступившего в организм. В дальнейшем концентрация радионуклидов в молоке быстро увеличивается и через 24–48 ч достигает наибольшей величины. В этот период в 1 л молока содержится 0,52 % ^{45}Ca, 0,09 % ^{90}Sr, 0,001 % ^{95}Zr, 0,004 % ^{106}Ru, 1,3 % ^{131}I, 0,42 % ^{137}Cs, 0,01 % ^{140}Ba и 0,002 % ^{144}Ce от введенного количества. За 8 сут с молоком выводится 12,9 % ^{131}I, 18,0 % ^{137}Cs, 2,8 % ^{90}Sr, 0,11 % ^{106}Ru и 0,05 % ^{144}Ce от разового поступившего количества радионуклидов [161]. В условиях длительного потребления загрязненных рационов в состоянии равновесия коэффициенты перехода в молоко у коров составляют для ^{45}Ca 1 %, ^{90}Sr 0,15 %, ^{106}Ru 0,014 % и ^{137}Cs 1 % от поступающего количества с ежедневным рационом на 1 л молока (табл. 47 и 48). У коз и овец выделение ^{90}Sr с суточным удоем соответственно колеблется в пределах 0,6–1,3 и 1,0–6,3 %, а ^{137}Cs – 6,0 и 4,1 %.

Выделение радионуклидов с молоком у животных даже одного вида может варьировать. Например, выведение ^{90}Sr с 1 л молока у отдельных коров в стаде колеблется в пределах 0,1–0,2 %, ^{131}I 0,5–1,0 %, а ^{137}Cs 0,5–1,5 % от суточного поступления с кормом [81, 82]. Выделение радионуклидов с молоком зависит от молочной продуктивности животных. У коров с удоем 3–5 л в сутки с 1 л молока выделяется 0,16 %, а с удоем 12–16 л 0,08–0,10 % ^{90}Sr, поступившего с рационом. Концентрация ^{90}Sr в молоке при постоянном уровне поступле-

47. Коэффициенты перехода радионуклидов в условиях их длительного поступления из рациона в молоко у коров (равновесное накопление и выведение), % поступления за сутки на 1 л удоя [81, 82]

Радионуклид	Коэффициент перехода	Радионуклид	Коэффициент перехода
^{3}H	1	^{106}Ag	5
^{7}Be	$5 \cdot 10^{-5}$	^{125}Sb	$2 \cdot 10^{-3}$
^{14}C	2		
^{22}Na	1	^{129}I, ^{131}I	1
^{32}P	3	^{134}Cs, ^{137}Cs	1
^{35}S	2	^{140}Ba	$5 \cdot 10^{-2}$
^{40}K	1	^{140}La	$3 \cdot 10^{-4}$
^{45}Ca	1	^{141}Ce, ^{144}Ce	$1 \cdot 10^{-4}$
^{51}Cr	$2 \cdot 10^{-1}$	^{143}Pr	$5 \cdot 10^{-4}$
^{59}Ni	$7 \cdot 10^{-1}$	^{147}Pm	$1 \cdot 10^{-4}$
^{59}Fe	$3 \cdot 10^{-3}$	^{147}Nd	$5 \cdot 10^{-4}$
^{60}Co	$3 \cdot 10^{-2}$	^{185}W	$5 \cdot 10^{-3}$
^{64}Cu	1	^{203}Hg	3
^{65}Zn	$6 \cdot 10^{-1}$	^{210}Po	$3 \cdot 10^{-2}$
^{89}Sr, ^{90}Sr	$1{,}5 \cdot 10^{-1}$	^{210}Pb	$6 \cdot 10^{-2}$
^{90}Y, ^{91}Y	$1 \cdot 10^{-4}$	^{226}Ra	1
^{95}Zr	$1 \cdot 10^{-4}$	^{238}U	$5 \cdot 10^{-2}$
^{95}Nb	$1 \cdot 10^{-4}$	^{237}Np	$5 \cdot 10^{-4}$
^{99}Mo	$9 \cdot 10^{-2}$	^{239}Pu, ^{240}Pu	$1 \cdot 10^{-5}$
^{103}Ru, ^{106}Ru	$1{,}4 \cdot 10^{-2}$	^{241}Am	$4 \cdot 10^{-5}$
^{106}Rh	1,0	^{244}Cm	$2 \cdot 10^{-3}$

48. Коэффициенты перехода радионуклидов в условиях их длительного поступления из рациона в молоко у коз и овец (равновесное накопление и выведение), % поступления за сутки на 1 л удоя [81, 82]

Радионуклид	Козы	Овцы
^{22}Na	–	10,0
^{45}Ca	1,2	–
^{60}Co	–	0,12
^{90}Sr	0,61–1,3	0,95–6,3
^{131}I	3,0	3,0
^{137}Cs	5,6	0,32–2,8
^{238}U	0,14–0,27	–

ния радионуклида с кормом в течение лактации увеличивается. У низкопродуктивных коров (удой 3–5 л молока в сутки) выведение ^{90}Sr с молоком увеличивается с 0,16 % на 1 л в начале лактации до 0,26 % на 1 л в ее конце, а у более продуктивных (удой 12–16 л молока в сутки) этот прирост составляет от 0,09 до 0,21 % [6, 21].

Радионуклиды – представители редкоземельных, тяжелых естественных и трансурановых элементов, как правило, переходят из рациона в молоко в незначительных количествах. Экстремальные значения коэффициентов перехода этих радионуклидов колеблются в пределах $4 \cdot 10^{-5} - 1 \cdot 10^{-2}$ % от суточного поступления с кормом на 1 л молока.

Поступление радионуклидов из рациона в молоко зависит от видовых особенностей животных. Так, если переход ^{90}Sr, ^{131}I, ^{137}Cs и ^{238}U из рациона в молоко коров не превышает соответственно 0,15; 1,1 и 0,05 %, то у коз – 1,3; 3,0; 5,6 и 0,2 % поступившего количества за сутки на 1 л. При длительном введении ^{90}Sr, ^{131}I и ^{137}Cs овцам в 1 л молока обнаруживается до 6,3; 3,0 и 2,8 % радионуклидов от потребленного количества в сутки.

Часть радионуклидов, переходящих в молоко, связана с их эндогенным выделением (из депонированных в тканях запасов). Например, из костной ткани коров в 1 л молока выводится $(1–5) \cdot 10^{-3}$ % ^{90}Sr, содержащегося в скелете [81]. При переходе из рациона в молоко происходит дискриминация ^{90}Sr относительно Ca, т.е. Ca усваивается в организме сельскохозяйственных животных предпочтительнее ^{90}Sr. У коров величина НО в звене рацион – молоко достигает 0,16, у коз колеблется от 0,13 до 0,19, а у свиней она не превышает 0,2. В среднем НО для пары ^{90}Sr – Ca в звене рацион – молоко для коров, коз и свиней принимается равным 0,1.

ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ЯЙЦО КУР

Переход ^{90}Sr из рациона в яйцо не превышает 40 % суточного поступления радионуклида, а у низкопродуктивных кур оно может достигать 60 % [81, 113]. Максимально его содержится в скорлупе (96 %), далее следует желток (3,5 %), а минимальное количество приходится на белок (0,2 %). Наибольшая концентрация радионуклидов в скорлупе, белке и желтке бывает в первые сутки после введения, причем распределение радионуклидов между компонентами яйца неравномерно (табл. 49). ^{89}Sr и ^{140}Ba концентрируются главным образом в скорлупе, ^{134}Cs – в белке, а ^{131}I и ^{132}Te – в желтке. Различия между кон-

центрациями ^{89}Sr и ^{140}Ba в скорлупе и белке достигают 1000 и 1300-кратных значений. Концентрация ^{134}Cs в белке больше, чем в скорлупе и желтке в 3,6 и 7,9 раз. Концентрация ^{131}I в желтке больше, чем в скорлупе и белке почти в 9 и 11 раз. При хроническом оральном введении курам-несушкам ^{131}I в одно яйцо переходит не более 9 % суточного поступления радионуклида (распределение ^{131}I по компонентам яйца составляет: желток – 99,23 %, белок – 0,64 % и скорлупа – 0,13 %).

49. Распределение в яйце кур радионуклидов после однократного введения их в организм, $n \cdot 10^{-3}$ % введенного количества на 1 г вещества [250]

Радионуклид	Скорлупа	Белок	Желток
^{89}Sr	13000	13	17
^{99}Mo	13	5,9	34
^{131}I	19	16	170
^{132}Te	2	3,6	36
^{134}Cs	15	54	6,8
^{140}Ba	920	0,7	36

Примечание. Измерения концентрации радионуклидов проведены через сутки после затравки животных.

У кур-несушек, длительно получавших с кормом ^{137}Cs, с одним яйцом из организма выделяется 1,6 % этого радионуклида от суточного поступления; при этом 68,7 % ^{137}Cs содержится в белке, 25 – в желтке и 6,3 % – в скорлупе. Максимальная концентрация $U_{ест}$ обнаружена в скорлупе, а минимальная – в желтке и белке. Выделение $U_{ест}$ с яйцом у кур колеблется в пределах 0,9–2,5 % количества, поступившего за 30 сут. Основное количество ^{54}Mn, ^{59}Fe и ^{65}Zn концентрируется в желтке (87,5–99,4 %), а ^{3}H – в белке – 70,6 % (табл. 50). При длительном введении равновесие в накоплении радионуклидов в различных компонентах яйца наступает одновременно (рис. 10 и 11). Например, в белке и желтке для ^{59}Fe и ^{65}Zn оно отмечается на 8-е сутки. К этому сроку в 1 г белка, скорлупы и желтка обнаруживается соответственно $2 \cdot 10^{-3}$, $4 \cdot 10^{-3}$ и 0,34 % ^{65}Zn и $4 \cdot 10^{-4}$, $1 \cdot 10^{-3}$ и 0,2 % ^{59}Fe, введенных с суточным рационом. В равновесных условиях в яйцо переходит до 68,6 % суточного введения ^{3}H (в разных частях яйца концентрация его составляет 1,1–1,9 % суточного введения на 1 г).

Равновесие в распределении радионуклидов по компонентам яйца у ^{3}H наступает через 23 сут, у ^{54}Mn – 16 сут, у ^{59}Fe и ^{65}Zn – 8 сут.

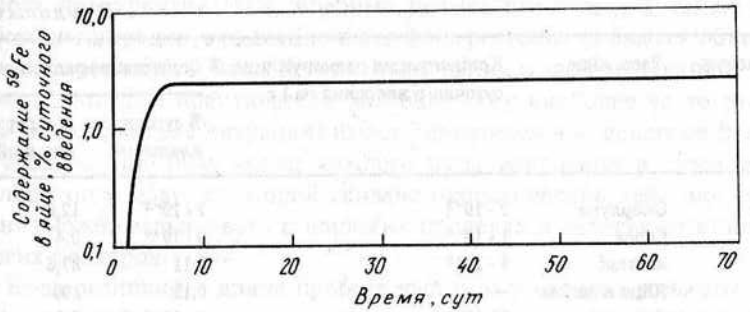


Рис. 10. Динамика содержания ^{59}Fe в яйце кур при хроническом поступлении радионуклида [81]

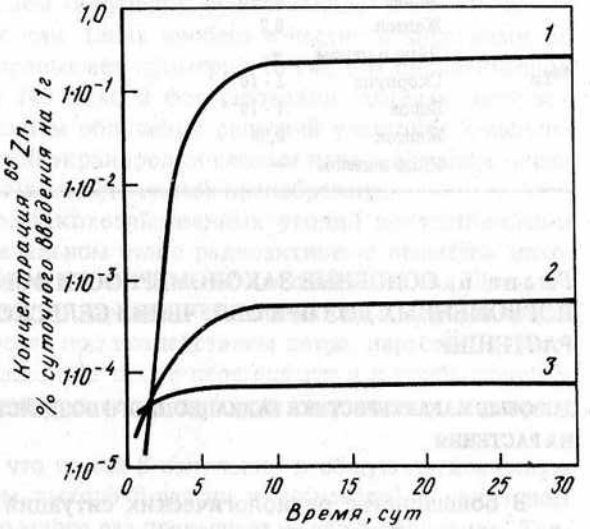


Рис. 11. Динамика концентрации ^{65}Zn в желтке (*1*), белке (*2*) и скорлупе (*3*) яйца кур при длительном поступлении радионуклида в организм [81]

50. Концентрация и содержание в яйце кур радионуклидов при длительном оральном поступлении их в организм в период равновесия [81]

Радионуклид	Часть яйца	Концентрация радионуклида, % суточного введения на 1 г	Содержание радионуклида	
			% суточного введения	% содержания в яйце
^{3}H	Скорлупа	1,1	1,6	2,3
	Белок	1,9	48,0	70,1
	Желток	1,9	19,0	27,0
	Яйцо в целом	–	68,6	100

Продолжение

Радионуклид	Часть яйца	Концентрация радионуклида, % суточного введения на 1 г	Содержание радионуклида	
			% суточного введения	% содержания в яйце
^{54}Mn	Скорлупа	$2 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-2}$	12,0
	Белок	$1 \cdot 10^{-5}$	$6 \cdot 10^{-4}$	0,4
	Желток	$9 \cdot 10^{-3}$	0,11	87,6
	Яйцо в целом	—	0,13	100
^{59}Fe	Скорлупа	$1 \cdot 10^{-3}$	$8 \cdot 10^{-3}$	0,2
	Белок	$4 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-2}$	0,3
	Желток	0,2	3,2	99,5
	Яйцо в целом	—	3,22	100
^{65}Zn	Скорлупа	$1 \cdot 10^{-3}$	$3 \cdot 10^{-2}$	0,67
	Белок	$1 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{-2}$	0,90
	Желток	0,34	4,4	98,43
	Яйцо в целом	—	4,47	100

Глава 6. ОСНОВНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ПОГЛОЩЕННЫХ ДОЗ ПРИ ОБЛУЧЕНИИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ

ДОЗОВЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ РАДИАЦИОННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА РАСТЕНИЯ

В большинстве радиологических ситуаций растения в среде их обитания подвергаются одновременно внешнему (от находящихся вне растений источников излучений) и внутреннему (от инкорпорированных в тканях радионуклидов) облучению. В облучаемом фитоценозе внешними по отношению к рассматриваемому растению источниками излучения могут стать инкорпорированные (накопленные) радионуклиды, содержащиеся в соседних растениях. Для отдельных органов растений внешними являются также источники, находящиеся в других частях этого растения. Лишь в специальных условиях (обычно искусственно моделируемых) растения подвергаются только внешнему (например, на гамма-полях) или внутреннему (например, при накоплении отдельных радионуклидов) облучению.

Как правило, при выведении в окружающую среду радионуклидов

(работа предприятий ЯТЦ, ядерные испытания и др.), а также при действии природного радиационного фона растения являются объектами одновременного воздействия нескольких типов излучений. При этом наибольшее практическое значение (как наиболее часто реализуемая на практике ситуация) имеет одновременное действие β- и γ-излучения. При этом вклад каждого вида излучения в суммарную поглощенную дозу, с которой связано биологическое действие облучения, может варьировать в широких пределах и зависит от влияния многих факторов.

Из-за различий в длине пробега частиц и γ-квантов роль этих видов излучений в формировании поглощенной дозы у растений сильно изменяется. При внешнем облучении существенное значение имеет лишь γ-излучение, так как длина пробега α-частиц с энергиями до 10 МэВ в воздухе не превышает примерно 10 см, а в биологической ткани приблизительно 100 мкм. В формировании дозовых нагрузок при внешнем и внутреннем облучении растений участвует β-излучение, однако из-за сильной экранировки слоями почвы вкладом внешнего β-излучения природных источников пренебрегают.

При загрязнении сельскохозяйственных угодий искусственными радионуклидами на начальном этапе радиоактивные вещества находятся на поверхности почвы и в контакте с массой растений. Лишь по прошествии определенного времени радионуклиды перераспределяются по профилю посева под воздействием ветра, нарастания фитомассы и выпадения осадков, а также перемещаются в глубь почвы в результате миграционных процессов, либо агротехнических мероприятий.

Следует отметить, что вклад β-излучения в общую поглощенную дозу (при одинаковом выходе β-частиц и γ-квантов) в начальном периоде загрязнения во много раз превышает вклад γ-излучения. Так, при загрязнении посевов злаковых растений водным раствором свежей смеси продуктов деления поглощенная доза β-излучения в листьях больше, чем поглощенная доза γ-излучения, в 14–28 раз, а в зародышах семян в 70–130 раз [137]. Основная часть поглощенной дозы β-излучения при этом создается контактным и распределенным в фитомассе посева источником. При выпадении на посев радиоактивных веществ в составе твердых аэрозольных частиц превышение доз β-излучения над дозами γ-излучения не столь велико из-за слабого задержания радионуклидов растениями [260]. Большая неопределенность в оценке дозовых нагрузок на растения от β-излучения возникает, когда основная часть радионуклидов лежит на поверхности

почвы. В этом случае источник нельзя представлять в виде гомогенного слоя и на величину поглощенной дозы влияют различные экранирующие факторы, в том числе микрорельеф почвы, запас массы растений и распределение ее в пространстве, высота органов растений, для которых определяется доза облучения, над землей.

Для решения физических задач дозиметрии растение можно представлять в виде поглотителя с определенным геометрическим строением. Сведения об особенностях роста и развития растений, а также их ответных реакциях на облучение позволяют сделать отбор наиболее значимых для биологического эффекта дозовых характеристик радиационного воздействия.

Поглощенная доза, как интегральный показатель радиационного воздействия ионизирующих излучений – главная характеристика для любого живого организма. При общем равномерном облучении – это поглощенная доза во всем теле или критическом органе, а при локальном – поглощенная доза в облучаемых тканях. Отличительной особенностью растений является высокая степень локализации радиочувствительных тканей. Практически все биологические эффекты на уровне организма вызваны действием излучения на верхушечную меристему растений [31–33, 157]. Даже такие эффекты, как усилие кущения, интенсивный рост боковых побегов или пробуждение спящих почек, связаны с поглощенной дозой в верхушечной меристеме, поскольку поражение конуса нарастания приводит к снятию апикального доминирования. Поглощенные дозы в десятки раз больше тех, при которых в меристемах полностью прекращаются клеточные деления, не сразу приводят к гибели клеток в листьях вегетирующих растений. Несмотря на это, облучение таких органов, как листья и стебель, может внести определенный вклад в биологическую реакцию растения как целостного организма из-за наличия дистационных эффектов, выражающихся в торможении деления клеток в экранированных точках роста. При неравномерном облучении растений роль поглощенных в листьях доз в суммарном эффекте может заметно возрасти. Однако если для человека в случае неравномерного облучения установлены взвешивающие коэффициенты, учитывающие вклад облучения каждого органа в общий биологический эффект, а также индивидуальную радиочувствительность отдельных органов и тканей, то для растений это предстоит сделать.

Распределение поглощенной дозы во времени, характеризующееся мощностью поглощенной дозы, ее изменением во времени и продолжительностью облучения, при анализе лучевых реакций животных

рассматривают лишь в качестве параметра, способного либо усилить, либо ослабить радиобиологический эффект. Для растений в условиях хронического облучения распределение поглощенной дозы во времени имеет не меньшее значение, чем величина накопленной в критическом органе поглощенной дозы. Это связано с тем, что из-за различий в интенсивности и направленности морфогенетических процессов на разных этапах развития радиочувствительность растений значительно колеблется в течение онтогенеза.

ФОРМИРОВАНИЕ ПОГЛОЩЕННЫХ ДОЗ У СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ

Идеализированное представление загрязненной радионуклидами местности – это плоский изотропный источник в бесконечной однородной среде. Влияние всех факторов реальной местности обычно сравнивают с этой идеальной геометрией. Менее всего на дозное поле β- и γ-излучений влияет наличие подстилающей к поверхностному источнику почвы с эффективным атомным номером ($Z_{эфф} \approx 13$), отличающимся от эффективного атомного номера биологической ткани или воздуха.

Причиной наибольших ошибок при расчете поглощенных доз γ-излучения является неопределенность в оценке коэффициента экранировки микрорельефом почвы, определяемого как отношение мощности дозы на высоте 1 м над реальной местностью к мощности дозы над плоским изотропным источником. Существуют разные способы учета влияния микрорельефа почвы на мощность поглощенной дозы γ-излучения, заключающиеся либо в заглублении плоского изотропного источника под слой почвы, либо в прибавлении к высоте над землей дополнительного слоя воздуха, либо в моделировании неровностей почвы концентрическими выступами и так далее. Однако это не снимает неопределенности в оценке коэффициента экранировки, поскольку входные параметры методик расчета зависят от субъективной классификации видов микрорельефа земной поверхности и типов угодий (пашня, луг и др.).

Для разных видов микрорельефа местности коэффициент экранировки изменяется от 0,45–0,6 для пашни до 0,8 – для ровного целинного участка [64]. Если почва равномерно загрязнена на глубину нескольких длин свободных пробегов γ-квантов, влияние микрорельефа на распределение поглощенных доз γ-излучения практически отсутствует.

При выпадении радиоактивных веществ на местность реализуются 3 простейшие геометрии источника: плоский бесконечный источник; полубесконечный объемный источник с активностью, убывающей с глубиной по экспоненте; бесконечный толстослойный источник. Первая геометрия характерна для начального периода поверхностного загрязнения, вторая – для источника, образованного через несколько недель (месяцев) после выпадения радионуклидов, третья – для позднего периода загрязнения или после вспашки почвы.

Наиболее удобным методом расчета поглощенных доз в этих геометриях является аналитическое интегрирование дозовой функции ослабления точечного изотропного источника. На рис. 12 представлены результаты расчетов распределения поглощенных доз γ-излучения ^{137}Cs для разных геометрий источника. Для всех случаев плотность радиоактивного загрязнения отнормирована на 1 Бк/м², а плотность почвы принята равной $1{,}4 \cdot 10^3$ кг/м³. Коэффициент заглубления η, характеризующий скорость убывания концентрации радионуклида в почве с глубиной, может изменяться в пределах от 0,3 до 6 см²/г, в зависимости от типа почв и времени после выпадения радионуклидов [64]. Использованное здесь в расчетах η = 1,35 см²/г характерно для дерново-сильноподзолистой легкосуглинистой почвы.

Распределение поглощенных доз в воздушно-растительной среде можно получить из представленных на рис. 12 зависимостей и соответствия: высоте в посеве $H_п$, м, соответствует высота в воздухе

$$L_п H_п, \text{ м},$$

где $L_п$ – плотность среды посева относительно воздуха, равная $(\rho_в + M_р/H_п)/\rho_в$, отн. ед.; $M_р$ – запас массы растений на единице площади посева, кг/м²; $\rho_в$ – плотность воздуха, кг/м³.

Влияние микрорельефа на распределение поглощенных доз β-излучения не исследовано. В первом приближении можно полагать, что экранировка микрорельефом почвы учитывается в результате представления источника в виде объемного слоя на всех этапах загрязнения поверхности почвы. Такое представление оправдано тем, что проникновение радионуклидов в почву на небольшую глубину, приблизительно 1 г/см², уже позволяет считать источник полубесконечным.

Поскольку выход β-излучения из толстослойного источника имеет угловое распределение, близкое к косинусоидальному, для практических расчетов такой источник удобно заменить плоским источником с косинусоидальным законом распределения β-излучения. В этом случае "видимая" удельная поверхностная активность элементарной

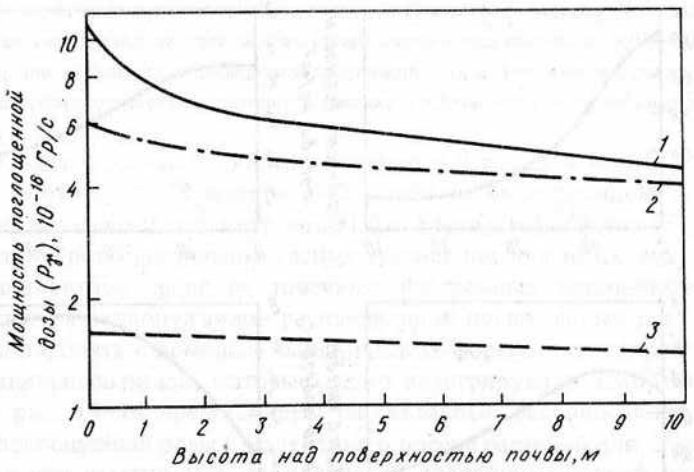


Рис. 12. Распределение поглощенных доз γ-излучения ^{137}Cs:
1 – плоский изотропный источник; *2* – источник с распределенной в почве активностью по экспоненциальному закону; *3* – источник в виде бесконечного слоя толщиной 20 см

площадки из точки детектирования на луче под углом θ к нормали на эту площадку, σ, β-частиц/м² · с определяется из соотношения

$$\sigma = 4WC\cos\theta, \qquad (14)$$

где W – выход β-частиц из толстослойного источника в угол 2π, β-частица · кг/с · Бк · м²; C – концентрация радионуклидов в толстослойном источнике, Бк/кг.

Посев сельскохозяйственных растений для β-излучения представляет собой гетерогенную среду. Для ржи, например, основную часть массы растений составляют стебли, за исключением ранних фаз развития растений (рис. 13).

Учет гетерогенности среды при определении дозного поля β-излучения можно произвести с помощью приближений, упрощающих геометрию растений и архитектонику посева. Таким приближением является представление воздушно-листовой среды в виде гомогенного поглотителя, а стеблей – в виде цилиндров, случайным образом расположенных на концентрических, равностоящих друг от друга окружностях. При таком расположении коэффициент экранировки стеблями растений β-излучения от кольца между i- и $(i + 1)$-окружностями рассчитывается как отношение видимой из центра части кольца к площади кольца с помощью рекуррентных формул:

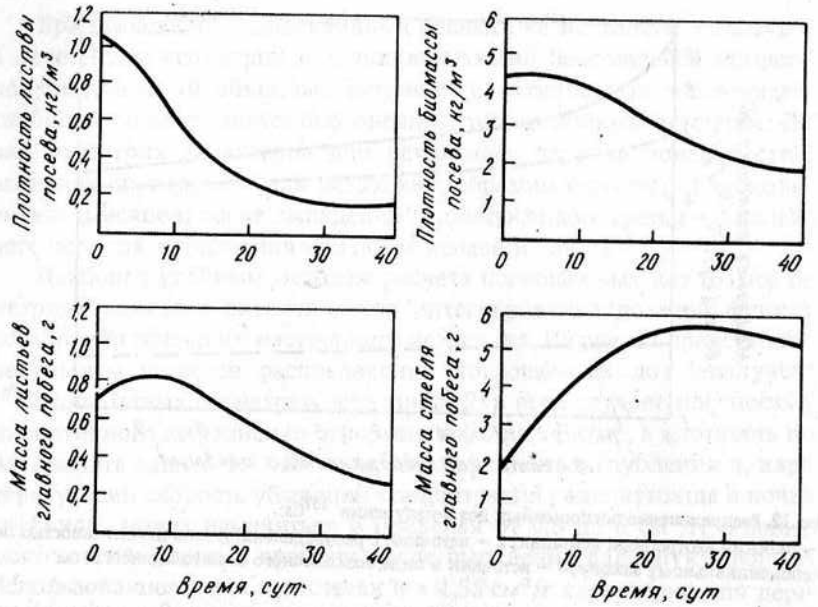


Рис. 13. Биометрические характеристики посева ржи (по оси абсцисс — время после начала измерений — с 17 мая 1979 г. в сутках)

$$\begin{cases} \delta_i = 1 - \psi_i / 2\pi \quad \psi_i = \psi_{i-1} + (1 - \psi_i / 2\pi)\varphi_i; \\ \psi_0 = 0 \quad \varphi_i = \pi a p d (2i - 1)/i, \end{cases} \tag{15}$$

где ψ_i — угол, под которым видна экранированная стеблями часть кольца поверхности почвы между i- и $(i+1)$-й окружностями, радиан; a — расстояние между окружностями, м; p — густота стеблестоя, $м^{-2}$; d — диаметр стеблей, м; φ_i — угол, создаваемый дугой из стеблей на i-й окружности, радиан.

Мощность поглощенной в критическом органе растения дозы β-излучения, P_β (Н), Гр/с, в данной модели определяется из выражения

$$P_\beta(H) = \sum_{i=0}^{\infty} \xi(\delta_i + \varkappa_i^1 + \ldots + \varkappa_i^n) 2\pi \int_{\sqrt{R_i^2 + H^2}}^{\sqrt{R_{i+1}^2 + H^2}} \sigma(\theta) I(x) x\,dx, \tag{16}$$

где ξ — коэффициент, учитывающий ослабление β-излучения в массе критического органа и покрывающих его тканей, отн. ед.; $\varkappa_i^n$ — коэффициент, учитывающий вклад в поглощенную дозу части i-го кольца, n-кратно экранированной стеблями, отн. ед.; R_i — радиус i-й окружности, м; H — высота критического органа растения над землей, м; $\sigma(\theta)$ — удельная поверхностная активность, определяемая по формуле (14); $I(x)$ — дозовая функция ослабления излучения точечного изотропного источника, Гр/β-частиц; x — переменная интегрирования, м.

В качестве дозовой функции точечного источника можно использовать формулу Р. Левингера [142], либо ее модификацию с более точными входными параметрами. М.Дж. Бергером [203] для 75 радионуклидов протабулированы распределения поглощенных доз в тканеэквивалентной среде от точечных изотропных источников. Для большинства радионуклидов распределения поглощенных доз можно интерполировать с помощью эмпирических формул степенного и экспоненциального видов, которые легко интегрируются аналитически.

На рис. 14–16 представлены рассчитанные распределения мощности поглощенной дозы β-излучения в посеве растений для ^{90}Sr и ^{90}Y, отражающие зависимость от плотности воздушно-листовой среды в относительных к воздуху единицах, густоты стеблестоя и высоты над землей. Было принято, что $\xi = 1$, а вклад излучения с площадок, экранированных стеблями, не учитывался. Коэффициент ξ представляет отношение среднепоглощенной дозы в критическом органе растений к поглощенной дозе β-излучения в воздушно-листовой среде в месте расположения этого органа и рассчитывается, исходя из экспоненциального закона ослабления излучения толстослойного источника и представления критического органа и покрывающих его тканей в виде плоскопараллельных слоев, по формуле

$$\xi = \exp(-\mu\Delta)(1 - \exp(-\mu\Delta_0))/(\mu\Delta_0), \tag{17}$$

где μ — массовый коэффициент ослабления β-излучения в ткани, $м^2/кг$; Δ_0 и Δ — массовая толщина критического органа растений и покрывающих его тканей соответственно, $кг/м^2$.

В процессе вегетации растений массовая толщина Δ у некоторых сельскохозяйственных культур уменьшается, а Δ_0 увеличивается. В результате этого, например, для хлебных злаков в поле излучения ^{90}Y коэффициент ξ сохраняет приблизительно постоянное значение, близкое к 0,5.

Некоторые основные параметры растений, такие, как масса или высота точки роста над землей, изменяются во времени по закону, описываемому логистической функцией. На рис. 17 показано изменение высоты конуса нарастания для некоторых злаковых культур.

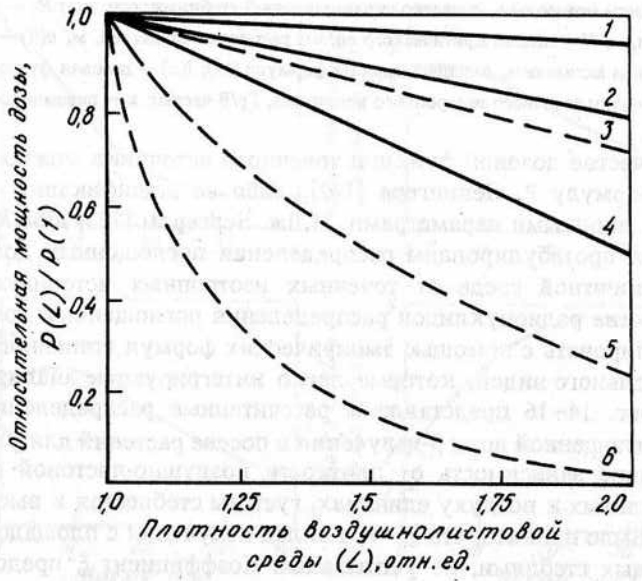


Рис. 14. Зависимость мощности поглощенной дозы в посеве от относительной плотности воздушно-листовой среды в отсутствии стеблей растений:
1, 2 и 4 — ^{90}Y; *3, 5 и 6* — ^{90}Sr; *1 и 3* — H = 10 см; *5* — H = 30 см; *2 и 6* — H = 70 см; *4* — H = 150 см

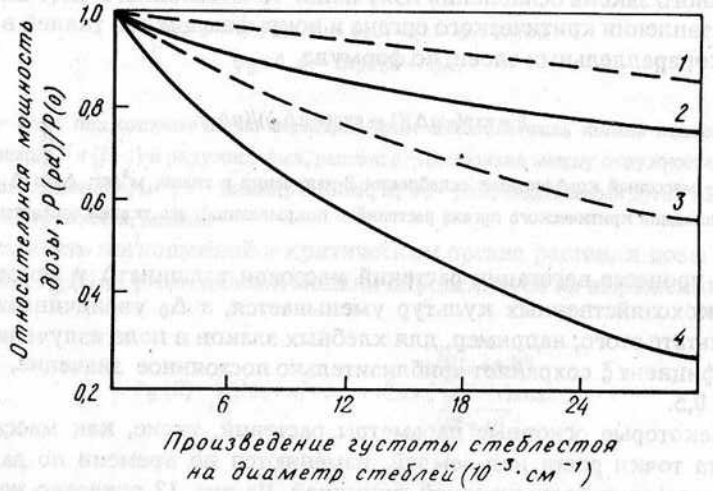


Рис. 15. Зависимость мощности поглощенной дозы в посеве от произведения густоты стеблей на диаметр стеблей в отсутствии листьев (L = 1):
1 — ^{90}Sr, H = 10 см; *2* — ^{90}Y, H = 10 см; *3* — ^{90}Sr, H = 70 см; *4* — ^{90}Y, H = 70 см

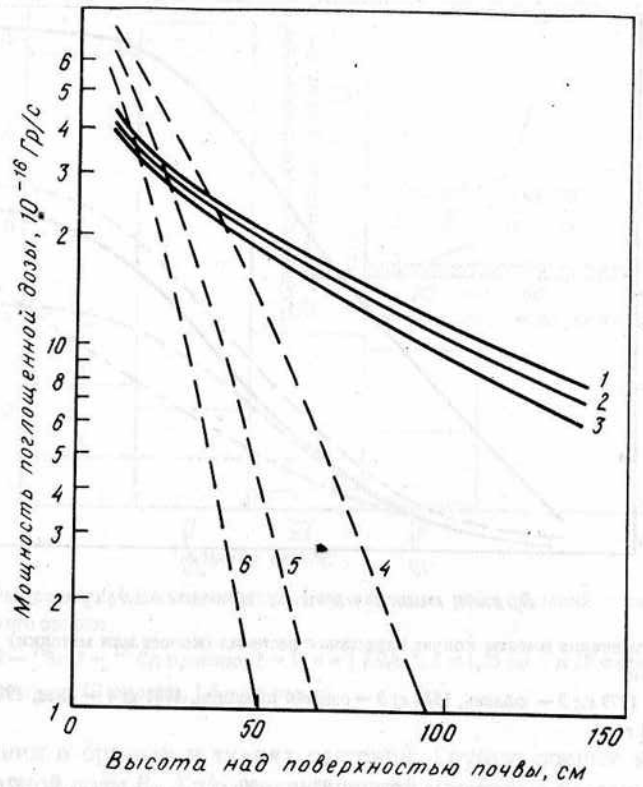


Рис. 16. Распределение мощности поглощенной дозы β-излучения в посеве при pd = 1,2 $м^{-1}$:
1, 2 и 3 — ^{90}Y, L = 1, 1,5 и 2 соответственно; *4, 5 и 6* — ^{90}Sr, L = 1, 1,5 и 2 соответственно

Видно, что кривая роста растений имеет несколько фаз: лаг-фазу, на которой происходят внутренние изменения и подготовка к росту; лог-фазу, когда осуществляется интенсивный рост, затем фазу постепенного снижения скорости роста и фазу стационарного состояния. Для дозиметрических расчетов целесообразно объединить фазу интенсивного роста растений с фазой постепенного уменьшения роста, ввести период, когда конус нарастания находится под поверхностью почвы, и предположить в каждом периоде линейное изменение во времени расстояния от верхушечной меристемы растений до поверхности почвы.

Пример оценки распределения поглощенных доз по периодам раз-

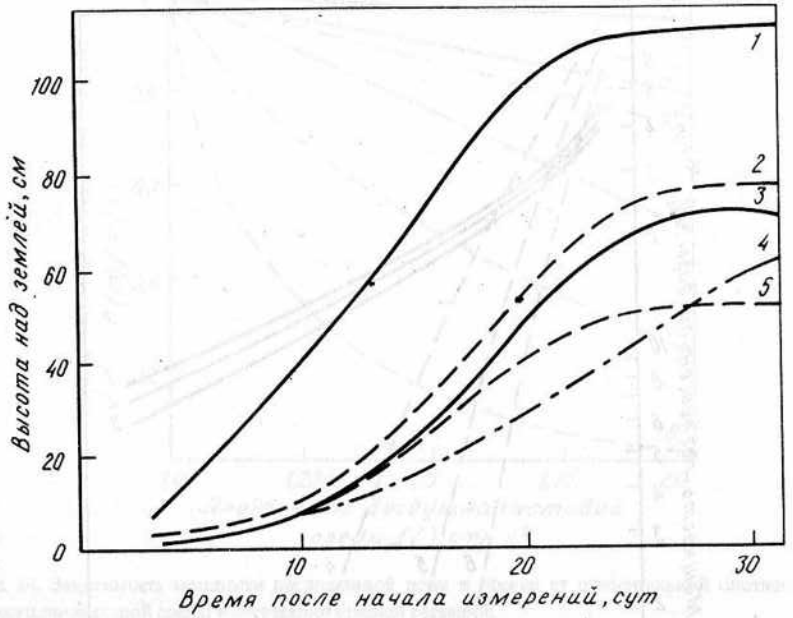


Рис. 17. Изменение высоты конуса нарастания растения (колоса или метелки) над землей во времени:
1 — рожь, 1979 г.; *2* — ячмень, 1982 г; *3* — озимая пшеница, 1981 г; *4* — овес, 1981 г; *5* — ячмень, 1981 г.

вития растений для β-излучения ^{90}Sr и ^{90}Y и γ-излучения ^{137}Cs в предположении, что радионуклиды равномерно распределены в поверхностном слое почвы толщиной 1 г/см², показан на рис. 18. Для случая, когда то же количество этих радионуклидов распределено в слое почвы 0–20 см, поглощенные дозы β-излучения будут меньше приблизительно в 30 раз, а поглощенные дозы γ-излучения – в 3 раза. В результате только за два первых периода развития растений поглощенная доза β-излучения в верхушечной меристеме растений сравнима с поглощенной дозой γ-излучения. Основная часть дозовой нагрузки от β-излучения в этом случае формируется в меристематических клетках кончиков корней.

По сравнению с внешними источниками β- и γ-излучений точный расчет поглощенной дозы α-излучения инкорпорированных в растениях нуклидов произвести невозможно из-за недостатка информации о динамике накопления α-излучателей в течение вегетации и их рас-

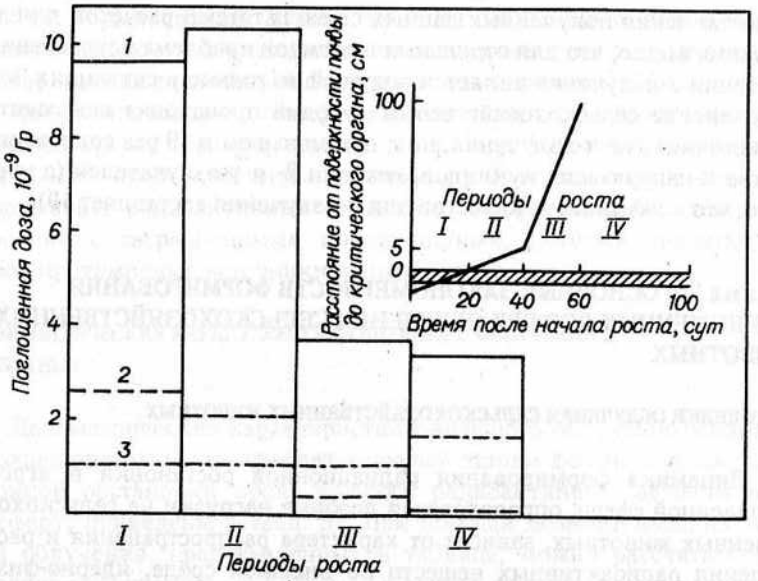


Рис. 18. Распределение поглощенных доз по периодам роста растений и расположение критического органа:
1 — ^{90}Y; *2* — ^{90}Sr; *3* — ^{137}Cs; принято: $\xi = 1$, $\sigma = 1$ Бк/м²; $L = 1{,}25$ во *II* и *IV* периодах, 2,0 — в первой половине *III* периода, 1,5 — во второй

пределении в органах и тканях растений. Грубую оценку мощности поглощенной дозы P_α, Гр/с, в верхушечной меристеме растений можно выполнить с помощью формулы

$$P_\alpha = 1{,}6 \cdot 10^{-13} C E_\alpha \text{КН} K_м, \qquad (18)$$

где $1{,}6 \cdot 10^{-13}$ — коэффициент, учитывающий размерность единиц, Гр · кг/МэВ; C — концентрация радионуклида в почве, Бк/кг; E_α — энергия α-излучения, МэВ; КН — коэффициент накопления радионуклидов растениями, отн. ед.; $K_м$ — относительное содержание радионуклида в верхушечной меристеме по сравнению с растениями в целом, отн. ед.

Вычисления по этой формуле для ячменя показывают, что при плотности загрязнения ^{237}Np и ^{239}Pu 1 Бк/м² (радионуклиды распределены в слое почвы 0–20 см) мощность поглощенной дозы от α-излучения ^{239}Pu может быть в пределах от $7 \cdot 10^{-21}$ до $1{,}4 \cdot 10^{-19}$ Гр/с, а у ^{237}Np приблизительно $3 \cdot 10^{-16}$ Гр/с. Разница обусловлена в основном отличием в коэффициенте накопления радионуклидов растениями. Из

сопоставления полученных данных с результатами расчетов для γ-излучения видно, что для отдельных нуклидов проблема воздействия на растения α-излучения является ведущей не только в ситуациях, когда загрязнение сельскохозяйственных угодий происходит исключительно источниками α-излучения, но и при меньшем в 10 раз содержании в почве α-излучающих нуклидов, чем для β- и γ-излучателей (с учетом того, что коэффициент качества для α-излучения составляет 10).

Глава 7. ОСНОВНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ПОГЛОЩЕННЫХ ДОЗ ПРИ ОБЛУЧЕНИИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

ИСТОЧНИКИ ОБЛУЧЕНИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

Динамика формирования радиационной обстановки в агропромышленной сфере, определяющая дозовые нагрузки на сельскохозяйственных животных, зависит от характера распространения и распределения радиоактивных веществ во внешней среде, ядерно-физических параметров радионуклидов, вида образующихся источников внешнего и внутреннего облучения. Источниками внешнего облучения животных являются радионуклиды, распределенные в различных компонентах окружающей среды, а источниками внутреннего облучения – инкорпорированные радионуклиды, поступившие в организм животных с кормом и водой (пероральный путь), с воздухом (ингаляционный путь) и через кожные покровы (перкутанный путь).

Излучения внешних и внутренних источников взаимодействуют с биологической тканью и передают ей свою энергию. Доза, поглощенная в заданном элементарном объеме облучаемого организма, определяется видом ионизирующего излучения, его спектрально-угловым и временным распределениями, а также биологическими характеристиками объекта. Наряду с миграционными параметрами переноса радиоактивных веществ дозы облучения животных могут стать факторами, лимитирующими функционирование агрозооценозов. В отдельных случаях, например при пероральном поступлении в организм животного труднорезорбируемых радионуклидов, облучение животных может вызвать радиационное поражение и оказаться более значимым фактором по сравнению с радиоактивным загрязнением продукции животноводства. Таким образом, дозиметрические характеристики облучения животных входят в состав параметров экологического нормирования, знание которых необходимо для прогноза биологических последствий и оптимизации ведения животноводства на территориях с повышенным радиационным фоном [253].

Инжектированные в биосферу радионуклиды, распространяясь во внешней среде, образуют характерные виды внешних облучателей: приземный слой атмосферы, растительный и почвенный покровы, содержащие радиоактивные вещества, жилые и производственные строения с загрязненными поверхностями, которые представляют собой протяженные источники ионизирующих излучений.

ДОЗИМЕТРИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ВНЕШНЕГО ОБЛУЧЕНИЯ ЖИВОТНЫХ

Дозиметрические характеристики внешнего облучения животных в последовательности, соответствующей этапам формирования радиационной обстановки после выброса радиоактивных веществ в атмосферу, приведены в табл. 51. При помощи дозиметрических моделей облучения, представленных в таблице, можно рассчитать дозы внешнего облучения на каждом из этапов формирования радиационной обстановки [48].

Геометрия 1 моделирует γ-облучение животных на пастбище при прохождении факела радиоактивного выброса. Мощность дозы γ-излучения, падающего на поверхность тела животного, в точке детектирования, $P_{1\gamma}$, Гр/с, вычисляется по формуле

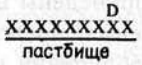
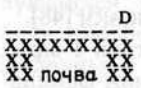
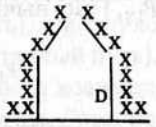
$$P_{1\gamma} = K_\gamma \int dV B(\mu r) q_V(r) \exp(-\mu r)/ r^2, \qquad (19)$$

где K_γ – гамма-постоянная радионуклида, Гр · м^2/с · Бк; dV – элемент объема, м^3; $B(\mu r)$ – дозовый фактор накопления, учитывающий вклад рассеянного в воздухе излучения, отн. ед.; $q_V(r)$ – активность радионуклидов, содержащихся в 1 м^3, на расстоянии r от точки детектирования, Бк/м^3; μ – коэффициент ослабления γ-излучения в воздухе, м$^{-1}$; r – расстояние от излучающего элементарного объема до точки детектирования, м.

Физический смысл формулы заключается в том, что в точке детектирования суммируются вклады от элементарных изотропных источников, обладающих активностью $q_V dV$ и находящихся от точки детектирования на расстоянии r.

Факел выброса, удаляясь от точки инжектирования, расширяется и на некотором расстоянии достигает поверхности земли. Максимальная концентрация радионуклидов в приземном слое атмосферы наблюдается, когда поверхности почвы коснется центральная часть

51. Характерные источники внешнего облучения животных при радиоактивном выбросе в атмосферу

Этапы формирования радиационной обстановки	Источники радиационного воздействия	Дозиметрическая модель излучателя	Геометрия облучения
1	Факел радиоактивного выброса	Объемный изотропный источник	
2	Загрязненный приземный слой атмосферы	Изотропно-излучающее полупространство	
3	Загрязненное пастбище	Бесконечный плоский изотропный источник	
4	Загрязненная почва	Толстослойный изотропный источник	
5	Загрязненные животноводческие помещения	Комбинация экранированных ограниченных плоских изотропных источников	

факела. Для выброса, произошедшего на высоте 100–150 м от поверхности земли, расстояние, соответствующее максимуму концентрации радионуклидов, обычно составляет около 400 м [48]. На данном этапе формирования радиационной обстановки дозиметрической моделью источника γ-излучения может являться изотропно излучающее полупространство (см. табл. 51, этап 2). Количество нуклидов в элементарном объеме может изменяться в зависимости от их рассеивания и вымывания атмосферными осадками. При постоянной концентрации радионуклидов во всем источнике мощность дозы γ-излучения определяется при помощи лучевого равновесия [156], когда в любом элементарном объеме среды излучаемая энергия равна поглощаемой.

3391

Мощность дозы γ-излучения на границе раздела земля – воздух приближенно равна половине мощности дозы при лучевом равновесии. Такой подход для γ-облучения называется гамма-методом [156]. При этом мощность дозы γ-излучения на этапе 2 (см. табл. 51), P_{2_γ}, Гр/с, вычисляется по формуле

$$P_{2_\gamma} = 0{,}5P_\gamma, \tag{20}$$

причем

$$P_\gamma = 4\pi K_\gamma q_V/\mu_a(E_\gamma), \tag{21}$$

где P_γ – мощность дозы, рассчитанная по гамма-методу, Гр/с; K_γ – гамма-постоянная, Гр х х м²/с · Бк; q_V – активность радионуклидов, содержащихся в 1 м³, Бк/м³; μ_a – коэффициент истинного поглощения в воздухе γ-квантов с энергией E_γ, м⁻¹.

Гамма-метод применим для расчета излучения протяженного объемного источника, размеры которого превосходят три длины свободного пробега γ-кванта. Для γ-квантов ^{137}Cs длина свободного пробега в воздухе составляет около 100 м.

Основная часть радионуклидов, входящих в состав выбросов (радиоизотопы йода, стронция, цезия и др.), распадается с испусканием β-излучения. Присутствие этих нуклидов в воздушной среде приводит к β-облучению кожного покрова животных. Этот фактор должен учитываться в расчетах дозы для этапа 2 (см. табл. 51). Мощность дозы β-облучения в геометрии 2 в воздухе с равномерной концентрацией нуклидов, P_β, Гр/с, может быть рассчитана по формуле:

$$P_\beta = k_\beta < E_\beta > q_V/\rho_b, \tag{22}$$

где k_β – дозовый коэффициент, равный $1{,}60 \cdot 10^{-10}$ Гр · г/МэВ; $< E_\beta >$ – средняя энергия β-частиц на 1 распад, МэВ/расп.; q_V – активность нуклидов, содержащихся в 1 м³, Бк/м³; ρ_b – плотность воздуха, г/м³.

Принято считать, что основной дозиметрической характеристикой γ-облучения кожи является поглощенная доза, определенная на глубине залегания активно делящихся базальных клеток, равной минимальной толщине эпидермиса [120] и составляющей 0,045 кг/м² у крупного рогатого скота и 0,02 кг/м² – у овец.

Максимальная оценка дозовой нагрузки на слой базальных клеток может быть получена в предположении, что шерсть животных не влияет на концентрацию радионуклидов вблизи границы раздела

кожный покров – источник. Зависимость мощности поглощенной дозы β-излучения (P_{2_β}, Гр/с), от глубины в кожном покрове (x, г/см²) определяется формулой Р. Левингера [142]:

$$P_{2_\beta} = 0{,}5P_\beta - a[A_1(x) + \exp(1 - \nu x)], \tag{23}$$

где

$$a = 1/[3C^2 - 2{,}71(C^2 - 1)], \tag{24}$$

$$A_1(x) = \begin{cases} C^2\{3 - \exp(1 - \nu x/C) - \nu x[2 + \ln(C/\nu x)]/C\}, & x \leqslant C/\nu, \\ 0, & x > C/\nu. \end{cases} \tag{25}$$

Значения параметров ν, см²/г, и C, отн. ед., зависят от взаимодействия β-частиц с кожным покровом. Для тканеэквивалентного вещества эти параметры могут быть вычислены по формулам [215]:

$$\nu = \begin{cases} 15E_{\beta_{max}}^{-1,7}, & <E_\beta> \leqslant 0{,}5 \\ 18{,}6/(E_{\beta_{max}} - 0{,}036)^{1,37}, & <E_\beta> > 0{,}5; \end{cases} \tag{26}$$

$$C = \begin{cases} 3{,}11, & E_{\beta_{max}} \leqslant 0{,}1 \\ 1{,}35E_{\beta_{max}}^{-0,364}, & 0{,}1 < E_{\beta_{max}} < 2{,}25 \\ 1, & E_{\beta_{max}} \geqslant 2{,}25. \end{cases} \tag{27}$$

Здесь E_{max} – граничная энергия β-спектра, МэВ; $<E_\beta>$ – средняя энергия β-спектра на один распад, МэВ/расп.

Из формулы (23) следует, что на поверхности кожи животного мощность дозы γ-излучения снижается в 2 раза по сравнению с мощностью дозы в воздухе с равномерно распределенной активностью, т.е. P_β в формуле (22). При увеличении глубины x мощность дозы уменьшается, и для $x > 3C/\nu$ она оказывается пренебрежимо малой.

Формула (23) позволяет оценивать дозовую нагрузку на структурную компоненту кожного покрова, находящуюся на расстоянии x от поверхности кожи. Установлено различие эффектов при облучении кожи свиней в одном случае излучателем с ^{204}Tl, в другом – с ^{147}Pm, несмотря на моделирование одинаковых дозовых нагрузок на минимальной толщине эпидермиса [163]. Для более корректной трактовки закономерностей действия β-облучения необходимо связывать радиационные эффекты в различных структурных компонентах кожи с глубинным распределением поглощенной дозы. Размеры структурных слоев кожного покрова отдельных сельскохозяйственных животных представлены в табл. 52.

52. Размеры структурных слоев кожи крупного рогатого скота и овец

Вид животного и порода	Толщина структурных слоев кожи, мкм		
	Эпидермис	Пилярный слой	Сетчатый слой
Телята:			
в возрасте 18 мес, красная степная	44	1160	3070
в возрасте 16–18 мес, черно-пестрая	49–116	1120	3720
в возрасте 16–18 мес, тагильская	102	–	–
в возрасте 15 мес, холмогорская	53	1260	4000
Овцы			
романовская	22	1175–1629	493–595
казахские архаромериносы	21	1453	560
гродненская	22	1465	620
джайдарлинкольны	28	2006	1034
асканийская тонкорунная	22	1792	757
кавказская	21–23	–	–

Хронометраж поведения крупного рогатого скота на открытой откормочной площадке показал, что в течение суток животные лежат от 30 до 60 % времени, в зависимости от сезона. Данный факт свидетельствует с необходимости учета β-облучения кожи вентральной части животного от загрязненной поверхности почвенного и растительного покрова (см. табл. 51, этапы 3 и 4). В этом случае распределение по глубине кожи мощности поглощенной дозы β-излучения, P_{3_β}, Гр/с, можно оценить по формуле Р. Левингера для бесконечного плоского изотропного источника [142]:

$$P_{3_\beta} = 0{,}5k_\beta a\nu\sigma_\beta < E_\beta > [B_1(x) + \exp(1 - \nu x)], \tag{28}$$

где k_β – задана формулой (21); a и ν заданы формулами (24)–(26); σ_β – активность нуклидов, содержащихся на 1 см² поверхности кожи, Бк/см²; $< E_\beta >$ – средняя энергия β-частиц на 1 распад, МэВ/расп.

Функция $B_1(x)$ составляет:

$$B_1(x) = \begin{cases} C[1 + \ln(C/\nu x) - \exp(1 - \nu x/C)], & x \leqslant C/\nu \\ 0, & x > C/\nu, \end{cases} \tag{29}$$

Значимость β- и γ-излучения при внешнем облучении сельскохо-

зяйственных животных различна. Если β-излучение воздействует лишь на внешние покровы животных, то γ-излучение, обладая значительно большей проникающей способностью, также воздействует и на внутренние органы.

Мощность дозы с учетом рассеянных в воздухе γ-квантов для этапа 3 (см. табл. 51), $P_{3\gamma}$, Гр/с, вычисляется по формуле [92]

$$P_{3\gamma} = 2\pi K_\gamma \sigma_s \quad (G_1 + G_2), \tag{30}$$

где σ_s – активность нуклидов, содержащихся на 1 м^2 поверхности почвы, Бк/м^2, слагаемое G_1 учитывает вклад прямого, а G_2 – рассеянного в воздухе излучения.

$$G_1 = E_1(\mu H'), \tag{31}$$

где E_1 – интегральная показательная функция; μ – линейный коэффициент ослабления γ-излучения в воздухе, м$^{-1}$; $H = H + \Delta H$, H – расстояние от детектора до поверхности почвы, м; ΔH – параметр микрорельефа почвы, м.

При $\mu H' \ll 1$ справедливо приближение:

$$E_1(\mu H') = -\ln(\mu H') - 0{,}577; \tag{32}$$

$$G_2 = \exp(-\mu H')[(1 + 7E_\gamma^{2,4} + \mu H')/7E_\gamma^{2,4}], \tag{33}$$

где E_γ – энергия γ-кванта, МэВ.

В случае долговременного загрязнения территории, например ^{137}Cs, за счет миграции радионуклидов по профилю почвы и вследствие ее обработки формируется толстослойный источник (см. табл. 51, этап 4). Доза от источника указанного вида зависит от распределения радиоактивных веществ по профилю почвы $q_V(x)$. При равномерном распределении радионуклидов (q_V = const) доза в воздухе на высоте 1 м определяется нуклидами, содержащимися в верхнем 30-сантиметровом слое почвы [64, 92].

Изменение концентрации радионуклидов в зависимости от глубины ($q_V(x)$, Бк/м^3) обычно аппроксимируется зависимостью

$$q_V(x) = \sigma_0 \exp(-\eta x), \tag{34}$$

где σ_0 – концентрация нуклидов, содержащихся в 1 м^3 почвы вблизи поверхности при $x \to 0$, Бк/м^3; η – величина, характеризующая убывание концентрации нуклидов с глубиной, м^2/кг.

Для зависимости вида (34) мощность дозы γ-излучения на этапе 4 (см. табл. 51) ($P_{4\gamma}$, Гр/с), вычисляется по формуле [92]:

$$P_{4\gamma} = 2\pi K_\gamma \sigma_0 (Y_1 + Y_2)/\eta \rho_п, \tag{35}$$

где $\rho_п$ – плотность почвы, кг/м^3; слагаемые Y_1 и Y_2 учитывают вклад прямого и рассеянного в воздухе излучения соответственно.

$$Y_1 = E_1(\mu_1 H') - \exp(\mu_1 \eta H'/\mu_2) E_1[\mu_1 H'(1 + \eta/\mu_2)]; \tag{36}$$

$$Y_2 = \eta \exp(-\mu_1 H')\{1 + [1 + \mu_1 H' + \mu_2/(\mu_2 + \eta)]/7E_\gamma^{2,4}\}/(\mu_2 + \eta), \tag{37}$$

где μ_1 и μ_2 – массовые коэффициенты ослабления γ-излучения в воздухе и почве соответственно, м^2/кг. Остальные обозначения аналогичны введенным в формулах 30–33.

Формулы (31) и (33) при $\Delta H = 0$ справедливы для идеально гладкой плоской поверхности. Реальная поверхность раздела земля – воздух шероховатая и отличается от идеальной плоскости. Излучение радионуклидов, находящихся в углублениях и в бороздах на пашне, ослабляется почвой. Влияние микрорельефа на угловое распределение дозы γ-излучения эквивалентно помещению детектора над гладкой поверхностью на некоторую дополнительную высоту (ΔH, м) [64, 92, 242].

Мощность дозы γ-излучения на лугу оказывается в 1,3 раза, а на пашне с отвалом пласта в 2 раза меньше, чем на открытой местности с гладкой поверхностью и той же плотностью загрязнения. Величина ΔH тем больше, чем значительнее отличается микрорельеф реальной почвы от гладкой поверхности. В табл. 53 приведены значения ΔH для различных типов микрорельефа и величина параметра η для разных типов почв. Эффективный радиус действия объемного источника меньше, чем поверхностного источника. Например, на высоте 1 м над поверхностью почвы 90 % полной дозы γ-излучения формируется участком, который ограничен радиусом 15–20 м [92].

Мощность дозы достигает максимального значения в центре радиоактивного облака с равномерно распределенными радионуклидами в объеме, размеры которого велики по сравнению с длиной пробега γ-кванта. Удельная активность (σ_V, Бк/м^3) в облаке вычисляется по формуле

$$\sigma_V = A_0/V, \tag{38}$$

где A_0 – суммарная активность, Бк; V – объем облака, м^3.

В этом случае мощность дозы (P, Гр/с) равна ($7{,}1 \cdot 10^{-14}$ Гр · м³/с х х Бк) σ_V (см. табл. 51, этап 1). На краю облака, например, вблизи поверхности почвы, эта величина снижается примерно вдвое (см. табл. 51, этап 2).

При равномерном распределении нуклидов на гладкой плоской поверхности формируется поверхностная плотность загрязнения (σ_S, Бк/м²), которая равна

$$\sigma_S = A_0/S, \qquad (39)$$

где S – площадь загрязнения, м².

Мощность дозы при этих условиях (P, Гр/с) равна ($7{,}6 \cdot 10^{-16}$ Гр х х м²/с · Бк) σ_S (см. табл. 51, этап 3).

53. Значения параметров ΔH и η для различных видов микрорельефа и типов почвы [64, 92, 242]

Вид микрорельефа	ΔH, м	Тип почвы	η, м²/кг
Ровный травянистый участок	2,5–3,5	Темно-серая лесная, суглинистая	0,115
Пашня, степь с неровной поверхностью	12–15	Чернозем оподзоленный суглинистый	0,077
Ровный песчаный участок	2,8–3,9	Дерново-сильноподзолистая	0,135
Ровный участок сухой степи	4–7,3	Торфяная	0,67
Ровный каменистый участок:		Дерново-глеевая	0,23
крупный гравий, 13–15 мм	14,8	Торфяная	0,67
средний гравий, 6,7–9,4 мм	10,3	То же	0,23
мелкий гравий, 2,4–5,6 мм	5,5	Дерново-сильноподзолистая супесчаная	0,114
Пашня с отвалом пласта	17–18	Дерново-песчаная	0,029

Учет экранировки излучения растительностью (параметр ΔH = 3 м из табл. 53) приводит к снижению дозы в 1,3 раза. При глубинном распределении нуклидов по профилю почвы с экспоненциальным законом [формула (34)] вблизи поверхности формируется объемная плотность загрязнения (σ_0, Бк/м³), которая вычисляется по формуле

$$\sigma_0 = A_0 \rho_п \eta / S, \qquad (40)$$

где $\rho_п$ – плотность почвы, кг/м³; η – характеристика убывания радионуклидов с глубиной, м²/кг.

Мощность дозы (P, Гр/с) для дерново-подзолистой почвы с гладкой поверхностью (см. табл. 51, этап 4) равна ($2{,}8 \cdot 10^{-18}$ Гр · м³/с · Бк) σ_0. Учет экранировки растительностью приводит к снижению мощности дозы примерно на 10 % (см. формулу 35).

Зависимость мощности дозы внешнего γ-излучения от ядерно-физических параметров радионуклидов иллюстрирует табл. 54.

Поглощенная доза внешнего γ-излучения в теле животного и доза в воздухе на открытой местности различаются. Дозовые нагрузки на внутренние органы и ткани распределяются неравномерно в зависимости от места их расположения и глубины залегания в теле животного. Особенности углового распределения излучения горизонтальной поверхности загрязненной почвы, показанные на рис. 19, приводят к тому, что максимального значения доза достигает на боковых поверхностях животного и в области головы. Этот факт объясняется тем, что максимум падающего γ-излучения приходится на направления, близкие к горизонтальному, что соответствует $\cos\theta = 0$. С увеличением глубины доза резко падает: в центре тела животного в 5–7 раз для бычков и крупного рогатого скота и в 2–3 раза для овец и свиней.

Воздействие внешнего γ-излучения на организм животного в целом определяется средней мощностью поглощенной дозы ($< P_\gamma >$):

$$< P_\gamma > = \int dV P(\gamma)/V_0, \qquad (41)$$

где V_0 – объем тела, а интегрирование осуществляется по внутренним точкам в теле животного.

Значения $< P_\gamma >$ для основных видов сельскохозяйственных животных отсутствуют, а детальные расчеты весьма трудоемки. Средняя мощность дозы может быть вычислена при помощи моделей, представляющих животных в виде

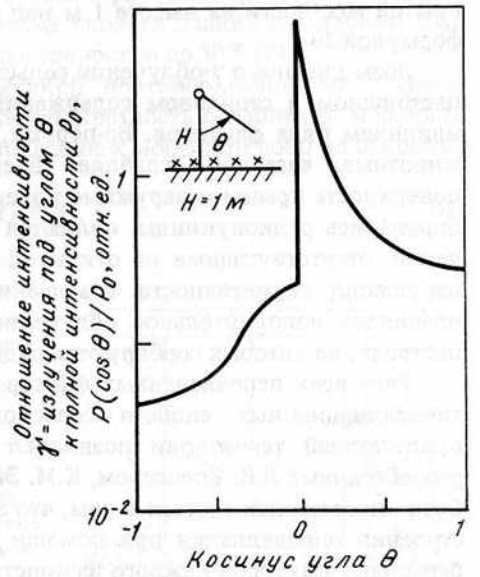


Рис. 19. Зависимость интенсивности γ-излучения, приходящего в точку наблюдения от плоского изотропного источника, от косинуса угла θ [242]

54. Соотношение мощности дозы в воздухе и удельной активности радионуклидов

Этап	Размерность соотношения, 10^{-18}	^{95}Zr	^{131}I	^{134}Cs	^{137}Cs
$1(P_{1\gamma}/\sigma_V)$	Гр · м³/с · Бк	$7{,}2 \cdot 10^4$	$4{,}8 \cdot 10^4$	$19 \cdot 10^4$	$7{,}1 \cdot 10^4$
$2(P_{2\gamma}/\sigma_V)$	Гр · м³/с · Бк	$3{,}6 \cdot 10^4$	$2{,}4 \cdot 10^4$	$9{,}5 \cdot 10^4$	$3{,}5 \cdot 10^4$
$3^*(P_{3\gamma}/\sigma_S)$	Гр · м²/с · Бк	680	—	$1{,}5 \cdot 10^3$	580
$4^{**}(P_{4\gamma}/\sigma_0)$	Гр · м³/с · Бк	3,0	—	6,5	2,4

*Травянистая поверхность, $\Delta H = 3$ м.

**Дерново-сильноподзолистая почва, $\eta = 0{,}135$ м²/кг; $\rho_п = 1400$ кг/м³, с травянистой поверхностью, $\Delta H = 3$ м [64].

правильной геометрической фигуры, а именно параллелепипеда [29], шара [142], эллипсоида [232] с одинаковой массой для всех типов моделей.

Средняя мощность поглощенной дозы представлена в табл. 55 для отдельных видов сельскохозяйственных животных. Мощности дозы приведены для центра тела животного ($P_ц$) и усредненной по объему ($< P_\gamma >$), которые даны в виде отношения к мощности дозы P_0 на открытой местности на высоте 1 м над поверхностью почвы. P_0 задана формулой 30.

Дозы внешнего γ-облучения сельскохозяйственных животных при пастбищном и стойловом содержаниях различаются, что связано с влиянием ряда факторов. Во-первых, здание, в котором содержатся животные, частично ослабляет внешнее γ-излучение. Во-вторых, поверхность крыши и наружные поверхности стен, на которых адсорбировались радионуклиды, являются источниками внешнего γ-излучения, отсутствующими на открытой местности. В-третьих, в случае нарушения герметичности помещений, где содержатся животные, возникает дополнительное облучение от внутренних поверхностей построек, на которых сорбируются радионуклиды.

Учет всех перечисленных факторов в инженерных расчетах противорадиационных свойств сельскохозяйственных сооружений и прилегающей территории позволяют осуществить методы расчета, разработанные Л.В. Спенсером, К.М. Эйзенхауэром и Ж.К. Ле Ду [242]. Суть этих методов состоит в том, что защитные свойства конкретного строения определяются при помощи комбинации геометрических и барьерных факторов каждого из конструктивных элементов строения.

55. Мощности дозы в центре животного $P_ц$ и в среднем по объему $< P_\gamma >$ при внешнем γ-облучении от загрязненной ^{137}Cs поверхности почвы

Вид животного	Масса, кг	$P_ц/P_0$	$< P_\gamma > /P_0$
Овца	30	0,41	0,54
Свинья	100	0,29	0,43
Телка	150	0,24	0,40
Бычок	250	0,19	0,36
Крупный рогатый скот	500	0,13	0,30

Примечание. P_0 — мощность поглощенной в воздухе дозы, Гр/с.

Например, ослабление излучения загрязненной радиоактивными веществами крыши зависит от ее толщины (барьерный фактор) и телесного угла, при которым видна крыша из точки наблюдения (геометрический фактор; рис. 20).

Толщина стен (Δl) (барьерный фактор) и телесные углы, под которыми видны стены из точки наблюдения (геометрический фактор), определяют ослабление γ-излучения нуклидов, находящихся на окружающей строение поверхности почвы. Данный подход позволяет табулировать значения барьерных и геометрических факторов и проводить инженерные расчеты защитных свойств зданий в широком диапазоне изменений их параметров с точностью до 30 % [242].

Количественной характеристикой противорадиационных защитных свойств зданий принято считать кратность ослабления мощности дозы внутри помещения ε по отношению к мощности дозы на открытой местности:

$$\varepsilon = P_\gamma / P_0, \qquad (42)$$

где P_0 — мощность дозы γ-излучения на высоте $H = 1$ м над поверхностью плоского бесконечного изотропного источника, в виде которого представлена загрязненная поверхность почвы.

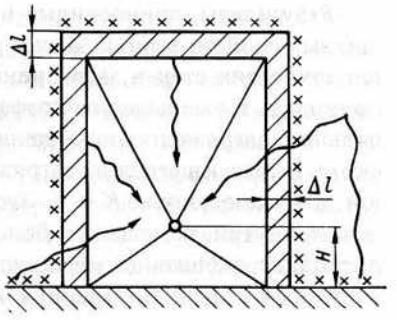


Рис. 20. Вертикальный разрез животноводческого здания, расположенного на загрязненной местности, который иллюстрирует принципы инженерного расчёта защитных свойств строения [242]

Величина, обратная ε, K:

$$K = P_0/P_\gamma. \quad (43)$$

Она называется коэффициентом защиты и показывает, во сколько раз снижается доза внешнего γ-излучения за счет защитных свойств сооружения или типа местности. Значения K, равные 3 для сооружений из дерева, и 10 для кирпичных строений, которые рекомендуют использовать нормативные документы гражданской обороны, не учитывают конструктивных особенностей зданий. Инженерную методику Ж.К. Ле Ду [242] можно адаптировать к расчетам коэффициентов защиты сельскохозяйственных сооружений на местности, подвергшейся радиоактивному загрязнению.

Параметры, определяющие защитные свойства сельскохозяйственных построек, в том числе типовых, изменяются в широких пределах, что приводит к значительной вариации коэффициентов защиты типовых построек, т.е. K изменяется от 3 до 98 (табл. 56).

56. Коэффициенты защиты типовых зданий для содержания сельскохозяйственных животных

Вид типового здания	Коэффициент защиты в центре помещения, $K = P_\gamma/P_0$	Вариации коэффициента защиты в пределах помещения
Для содержания овец	15	От 7 до 15
Для откорма свиней	5	От 3 до 5
Для содержания телят	98	От 60 до 98
Для содержания крупного рогатого скота	27	От 27 до 40

Результаты, приведенные в табл. 56, не учитывают снижения защитных свойств зданий за счет адсорбции радионуклидов на внешних поверхностях стен и загрязнения внутренних помещений, что может приводить к уменьшению коэффициентов защиты в 2–3 раза. В случае сильного загрязнения помещений, характерного для содержания в них скота, выпасающегося на загрязненном пастбище, возможна ситуация, когда в помещениях $K < 1$. Это означает, что мощность дозы γ-излучения внутри помещения больше, чем снаружи. Методика расчета позволяет оценить коэффициенты защиты с учетом загрязненности наружных стен и внутренних помещений. Исходными данными для

этого являются соотношения плотностей загрязнения почвы, стен и внутренних помещений здания. При прохождении радиоактивного облака после аварийного выброса нуклидов формируется примерно одинаковая плотность загрязнения почвы, крыш зданий и их наружных стен [237, 238].

ФОРМИРОВАНИЕ ПОГЛОЩЕННЫХ ДОЗ ПРИ ВНУТРЕННЕМ ОБЛУЧЕНИИ ЖИВОТНЫХ

Радионуклиды, поступившие в окружающую среду, включаются в обмен веществ между компонентами внешней среды и организмом животных. Основными барьерными органами сельскохозяйственного животного, через которые радионуклиды могут поступить в его организм, являются легкие и ЖКТ. Ингаляционный путь наиболее характерен для начального периода аварийной ситуации с инжекцией радиоактивных веществ в атмосферу, когда радиоактивные аэрозоли содержатся в приземном слое воздуха. После оседания радиоактивных аэрозольных частиц на почвенно-растительный покров поступление радиоактивных веществ в организм животных в основном определяется потреблением ими загрязненных кормов.

В организме животных радионуклиды участвуют в различных процессах метаболизма. Поглощенная доза, характеризующая внутреннее облучение какого-либо органа или участка ткани, определяется динамикой изменения в них концентрации нуклидов, зависящей от скоростей радиоактивного распада, интенсивности процессов метаболизма, а также энергетическими характеристиками ионизирующих излучений. При формировании доз внутреннего облучения важную роль играют транспортные и метаболические процессы, определяющие накопление в органах и тканях и выведение из них радионуклидов [120].

Внутреннее облучение организма сельскохозяйственных животных наиболее полно может быть рассмотрено на примере ведения животноводства на местности, загрязненной вследствие тяжелой радиационной аварии на ядерно-энергетической установке с разгерметизацией оболочек и оплавлением твэлов. Основные источники и пути внутреннего облучения животных на различных временных этапах после радиоактивного выброса в атмосферу представлены в табл. 57.

Дозиметрические характеристики облучения организма животных при ингаляционном поступлении радионуклидов. Концентрация радионуклидов в органах дыхания и переход их в кровь и ЖКТ определяются при помощи модели транспорта радионуклидов в организме

57. Источники внутреннего облучения и пути поступления радиоактивных веществ в организм сельскохозяйственных животных

Источник внутреннего облучения	Вероятный состав радионуклидов	Пути и возможные условия поступления радионуклидов в организм
Радионуклиды, распределенные в приземном слое атмосферы (ранний этап аварийной ситуации)	^{103}Ru, ^{131}I, ^{132}I, ^{132}Te, ^{137}Cs, ^{239}Pu и др.	Ингаляционный путь поступления радиоактивных веществ в организм животных при их выпасе, содержании на открытых площадках или в помещениях с доступом загрязненных потоков воздуха
Радиоактивные вещества, выпавшие на поверхность растительности и почвы (первый год после аварии)	^{90}Sr, ^{99}Mo, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{131}I, ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{140}La, ^{141}Ce, ^{144}Ce, ^{239}Pu и др.	Пероральный путь поступления радиоактивных веществ в организм животных вследствие потребления ими загрязненной травы, частиц почвы на пастбище или кормов, полученных из аэрозольно-загрязненной растительности
Радионуклиды, поступившие в растения корневым путем, загрязненная почва (второй и последующие годы после аварии)	Растения – ^{90}Sr, ^{134}Cs, ^{137}Cs Почва – ^{90}Sr, ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{239}Pu и др.	Пероральный путь поступления радиоактивных веществ в организм животных вследствие потребления растений, содержащих радионуклиды, и кормов, полученных с использованием этой растительности, а также частиц загрязненной почвы

животного, предложенной МКРЗ и детально рассмотренной в работах [120, 145, 182]. Мощность поглощенной дозы β-излучения в органах дыхания животного по истечении времени t, ч, после однократного ингаляционного поступления радионуклидов ($P_i^{\beta}(t)$, Гр/с) вычисляется по формуле

$$P_i^{\beta}(t) = k_{\beta} < E_{\beta} > R_i(t)\exp(-\lambda_f t)/m_i, \quad (44)$$

где k_{β} – дозовый коэффициент, равный $1{,}60 \cdot 10^{-13}$ Гр · кг/МэВ; $< E_{\beta} >$ – средняя энергия β-частиц на 1 распад, МэВ/расп.; $R_i(t)$ – активность радионуклидов, задержавшихся в i-м органе дыхания за время t, Бк; λ_f – постоянная распада радионуклидов, $ч^{-1}$; m_i – масса i-го органа дыхания, кг.

$$R_i(t) = Q_0 M_i \sum_{n=1}^{N_i} \alpha_n \exp(-\lambda_n t), \quad (45)$$

где

$$Q_0 = Z_0 q_V [1 - \exp(-\lambda_i \Delta t)]/\lambda_f, \quad (46)$$

где Q_0 – суммарная активность радионуклидов, поступивших в органы дыхания в течение Δt, Бк; M_i – отношение активности нуклидов, задержавшихся в i-м органе, к активности поступивших нуклидов; N_i – число коммуникаций i-го органа (табл. 58); α_n – доля радионуклидов аэрозоля, которая удаляется по коммуникации n; $\lambda_n = 0{,}693 T_{1/2}^n$, где $T_{1/2}^n$ – период полуочищения участка дыхательной системы, ч; $n = a, b, \ldots, j$ (рис. 21); коммуникация $n = j$ не относится к аэральному типу поступления, поскольку соответствует переходу нуклидов из ЖКТ в кровь и поэтому не представлена в табл. 58; Z_0 – объем легочной вентиляции, $м^3$/ч; q_V – активность нуклидов, содержащихся в 1 $м^3$ воздуха на начальный момент поступления, Бк/$м^3$; если Δt много меньше периода полураспада радионуклидов, то $Q_0 = V q_V \Delta t$.

58. Параметры легочного клиренса [120, 182]

Органы и ткани	Коммуникация	A		B		C	
		$T_{1/2}$, сут	α_n	$T_{1/2}$, сут	α_n	$T_{1/2}$, сут	α_n
Носоглотка	*a*	0,01	0,5	0,01	0,1	0,01	0,01
	b	0,01	0,5	0,40	0,9	0,40	0,99
Трахея, бронхи	*c*	0,01	0,95	0,01	0,5	0,01	0,01
	d	0,20	0,95	0,20	0,5	0,20	0,99
Легкие	*e*	0,5	0,8	50	0,15	500	0,05
	f	–	–	1	0,40	1	0,40
	g	–	–	50	0,40	500	0,40
	h	0,5	0,2	50	0,05	500	0,15
Лимфосистема	*i*	0,5	1,0	50	1,0	1000	0,9

В табл. 58 приведены константы транспорта радионуклидов для модели органов дыхания человека. Эти же константы используются для оценки дозовых нагрузок на легкие у селькохозяйственных животных для хорошо растворимых A, среднерастворимых B и трудно-растворимых C форм радионуклидов.

Для определения содержания радионуклидов в легких и щитовидной железе и оценки в них поглощенных доз в табл. 59 приведены необходимые в расчетах массы этих органов и объем легочной вентиляции.

Из табл. 58 видно, что носоглотка, трахея и бронхи не относятся к критическим органам дыхательной системы независимо от раствори-

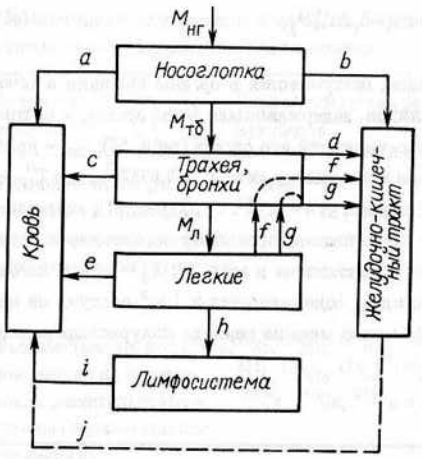
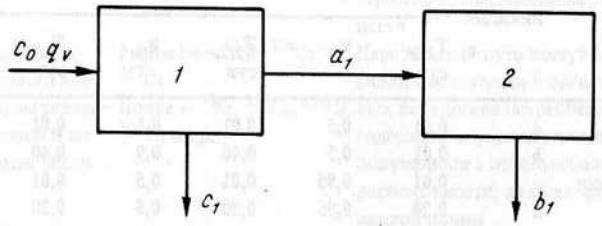


Рис. 21. Модель транспорта радионуклидов по коммуникациям органов дыхания:
M_i – отношение задержавшейся в органе активности к поступившей; a, $b \ldots i$, j – транспортные коммуникации [120]

Рис. 22. Модель транспорта радионуклидов йода при ингаляционном пути поступления в щитовидную железу: *1* – органы дыхания; *2* – щитовидная железа [145]



мости аэрозолей. Аналогичный вывод следует и для легких при поступлении аэрозолей группы *A*. При поступлении аэрозолей групп *B* и *C* в легкие задержка радионуклидов и тканевые дозы в них составляют величину в 50–500 раз большую, чем при поступлении аэрозолей группы *A*.

59. Масса легких и щитовидной железы и объем легочной вентиляции [146]

Биологические параметры	Человек	Крупный рогатый скот	Овца	Свинья
Масса легких, кг	1	3	0,71	0,8
Масса щитовидной железы, г	20	30	5,6	15
Объем легочной вентиляции, Z_0, м³/ч	0,81	5,4	0,36	0,36

При хроническом поступлении радионуклидов мощность поглощенной дозы β-излучения ($P_x^{\beta}(t)$, Гр/с) вычисляется по формуле

$$P_x^{\beta}(t) = k_{\beta} < E_{\beta} > Q_t/m_i, \quad (47)$$

где Q_t – суммарная активность нуклидов, депонированных в органе дыхания с учетом биологического выведения и распада радионуклидов, Бк.

Поглощенная доза в *i*-м органе в течение заданного периода времени вычисляется путем интегрирования формулы (43) при однократном поступлении или формулы (47) – при хроническом.

В табл. 60 приведены дозы от $^{239}Pu(NO_3)_4$ при его хроническом ингаляционном поступлении в организм крупного рогатого скота.

Для расчета поглощенных доз в щитовидной железе от радиоизотопов йода, поступающего в организм ингаляционным путем, можно использовать упрощенную транспортную модель [145], приведенную на рис. 22. Снижение активности попадающих в органы дыхания радионуклидов учитывается за счет их перехода в кровь по пути: органы дыхания – кровь и органы дыхания – ЖКТ – кровь.

Можно показать [145], что поглощенная доза (D_x, Гр) в щитовидной железе при хроническом ингаляционном поступлении радиоактивного йода в течении периода времени, достаточного для распада всех депонированных нуклидов, вычисляется по формуле

$$D_x = k_{\beta} < E_{\beta} > Z_0 q_V T_x / m_{щж}, \quad (48)$$

где

$$T_x = c_0 a_1/(a_1 + c_1 + \lambda_f)(b_1 + \lambda_f), \quad (49)$$

a_1, b_1 и c_1 – константы коммуникации, ч$^{-1}$; $m_{щж}$ – масса щитовидной железы, кг; c_0 = 0,75.

В табл. 61 приведены результаты расчета поглощенных доз в щитовидной железе при поступлении ^{131}I.

Формирование дозовых нагрузок в организме животных при пе-

60. Поглощенные дозы в легких крупного рогатого скота при хроническом ингаляционном поступлении $^{239}Pu(NO_3)_4$ в количестве 1 Бк/сут с аэрозолями разного диаметра за различные сроки, мГр

Диаметр частиц аэрозолей, мкм	1 год	5 лет	10 лет
0,1	1,6	10	17
1	0,9	5	8

61. Поглощенные дозы в щитовидной железе крупного рогатого скота при однократном ингаляционном поступлении ^{131}I в количестве 1 кБк и при хроническом его поступлении в количестве 1 кБк в первые сутки с последующим введением ^{131}I, учитывающем снижение активности за счет распада, мГр

Вид животного	Характер поступления	Продолжительность наблюдения, сут				
		10	20	30	90	100
Крупный рогатый скот	Однократный	0,16	0,22	0,24	0,26	0,26
	Хронический	0,85	1,89	2,57	3,24	3,25
Овцы	Однократный	0,84	1,16	1,19	1,38	1,38
	Хронический	4,56	10,14	13,75	17,37	17,40
Свиньи	Однократный	0,31	0,43	0,48	0,51	0,51
	Хронический	1,70	3,78	5,14	6,49	6,50

роральном поступлении радионуклидов. Радионуклиды могут поступать в организм животного пероральным путем вследствие потребления: растений с осевшими на их поверхности радиоактивными аэрозольными частицами; растений, содержащих радионуклиды в результате корневого поступления; кормов, полученных с использованием загрязненной растительности, и частиц загрязненной почвы. В первый год после аварии, если она произошла в период вегетации растений, в концентрацию перорально поступивших радиоактивных веществ основной вклад вносят аэрально загрязненные растения и корма. В последующие годы для животных, содержащихся на пастбищах, возрастает роль внутреннего облучения за счет потребления частиц загрязненной почвы.

Радиоактивные вещества, попавшие в ЖКТ животного, вовлекаются в движение водных и кормовых масс и облучают стенки ЖКТ, а также внутренние органы и ткани. Характер транспорта радиоактивных веществ в ЖКТ зависит от размеров и плотности частиц, содержащих радионуклиды.

Для жвачных животных характерно замедление скорости транспорта кормовых масс в ЖКТ с ростом размеров частиц корма и плотности (ρ), изменяющейся от 0,9 до 1,4 г/см^3. Частицы корма с $\rho > 1{,}2$ г/м^3 главным образом содержатся в вентральной части содержимого рубца и сетки крупного рогатого скота и овец, а частицы с $\rho > 1{,}4$ г/см^3 преимущественно концентрируются на фундальной поверхности этих отделов ЖКТ [207, 240].

При потреблении животными частиц радиоактивных выпадений,

339/

загрязненной почвы и других радиоактивных веществ с диаметром $d > 40$ мкм и $\rho > 1{,}4$ г/см^3 их транспорт в ЖКТ замедляется по сравнению с переносом кормовых масс [201, 249]. Основными отделами ЖКТ, где происходят задержка или даже частичная фиксация радиоактивных частиц, является двенадцатиперстная и толстая кишки у кроликов, желудок и слепая кишка у свиней, сычуг и вентральный мешок рубца у овец, сетка, сычуг и вентральный мешок рубца у крупного рогатого скота [234].

Характер транспорта таких частиц в преджелудках отличается от характера переноса частиц корма. Частицы корма в результате последовательных сокращений дорзального и вентрального мешков рубца подвергаются своеобразному разделению по размерам и плотности. Мелкие частицы корма при сокращениях переходят в сетку, а затем в последующие отделы ЖКТ. Частицы загрязненной почвы или радиоактивных веществ с $d > 40$ мкм и $\rho > 1{,}6$ г/см^3 под воздействием силы тяжести и моторики рубца, поступая в жидкое содержимое вентрального мешка, быстро выседают на его фундальной поверхности, а затем при сокращениях вентрального мешка постепенно выводятся в преддверие рубца-сетки и сетку. При этом среднее время пребывания этих частиц и частиц корма в этих отделах ЖКТ примерно одинаково. Особенности дальнейшего транспорта радиоактивных частиц заключаются в существенном замедлении, по сравнению с кормовыми массами, их перемещения в отделах ЖКТ, характеризующихся наиболее жидкой консистенцией содержимого. У крупного рогатого скота минимальное содержание сухого вещества приходится на содержимое сетки и составляет 5–7 % [200], а у овец – на содержимое сычуга и равняется 4,5 – 5,5 % [222]. В табл. 62 приведены возможные константы скорости выведения и время задержки химуса и частиц песчаной фракции почвы в отделах ЖКТ крупного рогатого скота и овец.

Закономерности накопления и выведения радионуклидов в ЖКТ можно описать с использованием камерных моделей, в которых отделы ЖКТ представляются в виде отдельных камер, последовательно связанных между собой транспортными коммуникациями. Для труднорезорбируемых радионуклидов типа ^{90}Y, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{144}Ce и некоторых других камерная модель ЖКТ имеет вид, показанный на рис. 23. В этом случае изменение содержания радионуклида без учета радиоактивного распада $q_i(t)$ в i-м отделе ЖКТ представляется:

$$q_i(t) = q_0 K_1 K_2 \dots K_{i-1}[\exp(-K_1 t)/(K_2 - K_1)(K_3 - K_1) \dots (K_i - K_1) + \dots \exp(-K_i t)/(K_1 - K_i)(K_2 - K_i) \dots (K_{i-1} - K_i)], \quad (50)$$

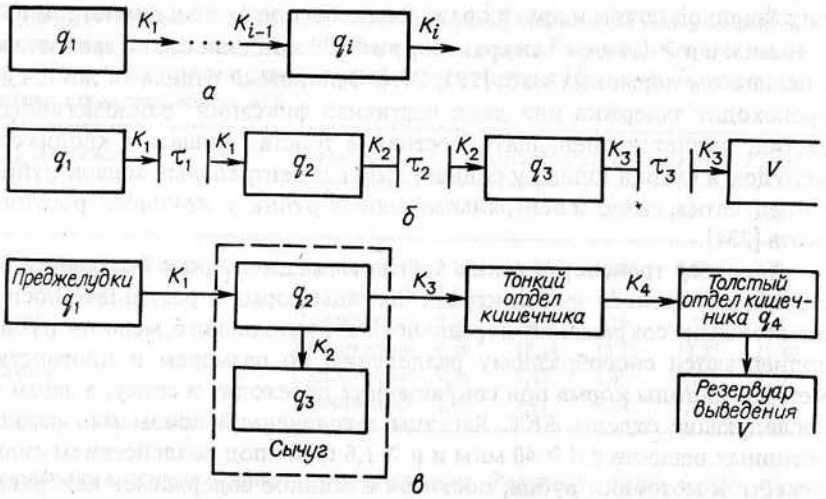


Рис. 23. Камерные модели желудочно-кишечного тракта животных:
а — модель для труднорезорбируемых нуклидов; *б* — модель ЖКТ овец; *в* — модель ЖКТ овец с учетом депо фиксации

где q_0 — активность радионуклидов при однократном поступлении, Бк; K_i — константы скорости выведения радиоактивного вещества из *i*-го отдела ЖКТ, $ч^{-1}$.

Динамика выведения содержимого из ЖКТ жвачных животных с четырехкамерным желудком в основном определяется скоростями выведения из рубца, слепой и ободочной кишок [221], поэтому выведение кормовых масс из организма животных может быть описано с использованием двухкамерных [204, 230] или трехкамерных [219, 221] моделей. Для примера на рис. 23 представлена модель ЖКТ овец, где в качестве камер выбраны три основные его отдела, перемешивающих химус: рубец q_1, сычуг q_2, и начальная часть толстого отдела кишечника (слепая и ободочная кишки) q_3. Роль остальных отделов сведена к задержке в них химуса. В модели учтено время задержки содержимого в книжке τ_1, тонком отделе кишечника τ_2 и дистальной части толстого отдела кишечника τ_3.

Транспорт частиц песчаной фракции почвы в ЖКТ овец с достаточной для дозиметрических расчетов точностью удается описать введением депо фиксации, представляющем фундальную поверхность стенки сычуга. Скопление частиц на фундальной поверхности стенки сычуга объясняется их гравитационным выседанием и особенностью моторики сычуга, выраженной в слабых сокращениях в фундальной части

62. Параметры транспорта ЖКТ крупного рогатого скота и овец

Отдел ЖКТ	Животные	Параметры транспорта
Рубец + сетка	Крупный рогатый скот	$K = 0{,}01 \ldots 0{,}045$ $ч^{-1}$ — содержимое [146, 216, 217]
		$K = 0{,}02 \ldots 0{,}03$ $ч^{-1}$ — частицы мелкой песчаной фракции почвы
	Овцы	$K = 0{,}032 \ldots 0{,}079$ $ч^{-1}$ — жидкая компонента [222, 230, 231, 271]
		$K = 0{,}021 \ldots 0{,}067$ $ч^{-1}$ — частицы корма [222, 231]
		$K = 0{,}0547 \ldots 0{,}0624$ $ч^{-1}$ — содержимое [236]
		$K = 0{,}05$ $ч^{-1}$ — частицы мелкой песчаной фракции почвы
Книжка	Крупный рогатый скот	$\tau = 0{,}5$ ч
	Овцы	$\tau = 0{,}28 \ldots 0{,}67$ ч — жидкая компонента [218, 222]
		$\tau = 0{,}8 \ldots 3$ ч — частицы корма [218, 273]
Сычуг	Крупный рогатый скот	$K = 2$ $ч^{-1}$ — содержимое [236]
		$K = 0{,}015$ $ч^{-1}$ — частицы мелкой песчаной фракции почвы
	Овцы	$K = 0{,}46 \ldots 2{,}45$ $ч^{-1}$ — жидкая компонента [222]
		$K = 0{,}25 \ldots 1{,}12$ $ч^{-1}$ — частицы корма [223, 230]
		$\tau = 0{,}5 \ldots 7$ ч — содержимое [236, 273]
		$K = 0{,}04$ $ч^{-1}$ — частицы мелкой песчаной фракции почвы
Тонкий отдел кишечника	Крупный рогатый скот	$K = 0{,}21$ $ч^{-1}$ — содержимое [219]
	Овцы	$\tau = 1 \ldots 4{,}5$ ч — содержимое [229, 236, 265]
		$K = 0{,}17$ $ч^{-1}$ — частицы мелкой песчаной фракции почвы
Толстый отдел кишечника	Крупный рогатый скот	$K = 0{,}09$ $ч^{-1}$ — содержимое [219]
		$\tau = 9$ ч — содержимое [233]
		$K = 0{,}080$ $ч^{-1}$ — частицы мелкой песчаной фракции почвы
	Овцы	$K = 0{,}1 \ldots 0{,}32$ $ч^{-1}$ — жидкая компонента слепой кишки и проксимального участка ободочной кишки [231]
		$K = 0{,}08 \ldots 0{,}2$ $ч^{-1}$ — частицы корма слепой кишки и проксимального участка ободочной кишки [231]
		$K = 0{,}1$ $ч^{-1}$ — содержимое слепой кишки и проксимального участка ободочной кишки [218]
		$\tau = 6 \ldots 18$ ч — содержимое слепой кишки [228, 236]
		$\tau = 10 \ldots 11$ ч — содержимое ободочной и прямой кишок [236]
		$\tau = 16 \ldots 28{,}9$ ч — содержимое толстого отдела кишечника [233, 265]
		$K = 0{,}076$ $ч^{-1}$ — частицы мелкой песчаной фракции почвы

Примечание. K — константа скорости выведения радионуклида; τ — время пребывания радионуклида в отделе ЖКТ.

при одновременных активных сокращениях пилорической части.

При потреблении животными воды и растений, содержащих радионуклиды, максимальные уровни облучения, сформированные β-излу-

чающими нуклидами с константами радиоактивного распада $\lambda_f < K_i$, приходятся на отделы ЖКТ, концентрирующие кормовые массы: книжку, слепую кишку, конечную часть ободочной кишки и прямую кишку [225, 258]. При потреблении животными воды, содержащей легкорастворимые радиоактивные вещества, дозовые нагрузки на слизистую преджелудков меньше примерно в 2 раза, чем дозы облучения после поступления радиоактивных кормовых масс, что объясняется более быстрым транспортом в ЖКТ водных потоков по сравнению с кормовыми массами и возможностью проникновения радиоактивной воды по пищевому желобу непосредственно в сычуг. При этом дозиметрическая картина облучения кишечника носит обратный характер: дозы облучения после поступления радиоактивного водного раствора больше, чем после поступления радиоактивных кормов.

Распределение поглощенных доз β-излучения в содержимом и в пристеночной части отделов ЖКТ после поступления раствора или корма, содержащих ^{90}Sr, достаточно равномерно: максимальные и минимальные дозы отличаются не более чем в 3 раза, а средняя дозовая нагрузка соответствует расчетному значению дозы, определенному с использованием средних концентраций радиоактивных веществ в содержимом ЖКТ. Вариации уровней β-облучения ЖКТ объясняются различиями в распределении кормовых масс в пределах объема каждого из отделов. Неравномерность γ-облучения отделов ЖКТ, например, после поступления ^{137}Cs значительно меньше вследствие высокой проникающей способности γ-излучения [81].

Радиоактивные вещества с плотностью около 2 г/см^3 и более, попавшие с кормом в ЖКТ, концентрируясь в вентральной части его отделов с наиболее жидкой консистенцией содержимого, вызывают интенсивное облучение фундальных поверхностей рубца, сетки и сычуга. Эти органы подвергаются наибольшей дозовой нагрузке [232]. Другой характерной особенностью облучения стенки ЖКТ такими радиоактивными частицами является существенно неравномерный характер распределения дозовых нагрузок по площади слизистой ЖКТ. Максимальные уровни β-облучения фундальной части стенки критических органов ЖКТ могут в 100 раз превышать дозовые нагрузки, полученные при равномерном распределении радиоактивных веществ. Если радионуклиды распределены гомогенно и при условии, что скорости выведения радионуклидов из любой части рассматриваемого отдела ЖКТ, органа или участка ткани одинаковы, формулы для определения дозовых нагрузок β- или γ-излучения имеют простой аналитический вид.

Поглощенная доза β-излучения (D_1^β Гр), сформированная после однократного поступления нуклидов, активность которых равна A_0, Бк, вычисляется по формуле

$$D_1^\beta = C_\beta A_0 < E_\beta > \int dt E(t) \exp(-\lambda_f t)/m_0, \quad (51)$$

где C_β – коэффициент размерности и геометрии облучения; $< E_\beta >$ – средняя энергия β-частиц на распад, МэВ/расп.; $E(t)$ – функция, описывающая изменение содержания радионуклидов за счет биологического выведения (эта функция определяется экспериментально или вычисляется с помощью камерных моделей); m_0 – масса содержимого отдела ЖКТ, органа или участка ткани, кг (массы отделов ЖКТ крупного рогатого скота представлены в табл. 63).

Поглощенная доза γ-излучения, сформированная в каком-либо элементе объема V ЖКТ после однократного поступления нуклидов и равномерном их распределении в организме, может быть представлена в виде

$$D_1^\gamma = A_0 g_0 K_\gamma \rho_0 \int dt E(t) \exp(-\lambda_f t)/m_0, \quad (52)$$

где g_0 – геометрический фактор для точки, в которой рассчитывается доза, см; ρ_0 – плотность содержимого ЖКТ, г/см^3.

$$g_0 = \int dV B(\mu r) \exp(-\mu r)/r^2, \quad (53)$$

где $B(\mu r)$ – фактор накопления, учитывающий вклад в дозу рассеянного γ-изучения, отн. ед.; μ – линейный коэффициент ослабления, см$^{-1}$; r – расстояние от каждого элементарного объема dV до точки, где рассчитывается доза, см.

Обычно в радиобиологии сельскохозяйственных животных используют средние дозы γ-облучения животных – средние поглощенные дозы, для вычисления которых вводится средний геометрический фактор

$$< g > = \int dV g(r)/V_0, \quad (54)$$

где dV – элемент объема, см^3; V_0 – объем органа, см^3.

Наиболее простой метод определения геометрических факторов состоит в использовании концепции эффективного коэффициента ослабления [142], согласно которой предполагается, что мощность дозы между элементом объема dV и точкой, в которой вычисляется доза, изменяется по закону

63. Массы отделов ЖКТ крупного рогатого скота и овец

Отдел ЖКТ		Крупный рогатый скот		Овцы	
		кг	% массы животного	кг	% массы животного
Рубец	1	12,1	2,4	0,95	1,9
	2	40,4	8,2	6,9	13,8
Сетка	1	2,12	0,4	0,14	0,3
	2	1,17	0,2	0,36	0,7
Книжка	1	7,2	1,4	0,13	0,3
	2	5,54	1,1	0,11	0,2
Сычуг	1	3,9	0,8	0,24	0,5
	2	2,48	0,5	0,28	0,6
Тонкий кишечник	1	7,2	1,4	0,64	1,3
	2	5,54	1,1	0,60	1,2
Толстый кишечник	1	6,7	1,3	1,0	2,0
	2	5,4	1,1	0,92	1,9

Примечание. 1 — стенки; 2 — содержимое отдела; масса животных: крупный рогатый скот 500 кг, овца 100 кг.

$$\exp(-\mu_{эфф}\gamma)/r^2,$$

где $\mu_{эфф}$ — эффективный коэффициент поглощения, составляющий 0,028 $см^{-1}$ для энергии γ-квантов от 0,1 до 2 МэВ [258].

В этом случае

$$g_0 = \int dV \exp(-\mu_{эфф}r)/r^2. \qquad (55)$$

Многие органы и отделы ЖКТ животных можно представить в виде таких геометрических тел правильной формы, как сфера, сфероид или цилиндр. При этом с использованием концепции эффективного коэффициента ослабления излучений несложно получить значения g_0 и $< g >$. Так, например, для центра шарообразного органа с равномерно распределенным радионуклидом g_0 определяется по формуле

$$g_0 = 4\pi[1 - \exp(-\mu_{эфф}R)]/\mu_{эфф}, \qquad (56)$$

где R — радиус шара, см; средняя мощность дозы в сферическом объеме составляет 3/4 от дозы в центре, т.е. $< g > = 3\pi R$ при $R < 10$ см.

Применение концепции эффективного коэффициента поглощения

приводит к переоценке дозы, которая достигает 70 % для энергии γ-излучения ниже 60 кэВ [258]. Использование данного метода также нежелательно в расчетах доз внутреннего γ-облучения крупного рогатого скота. Более точное определение геометрических факторов может быть выполнено с применением функций распределения мощности дозы γ-излучения в самопоглощающих объемных источниках [156, 232]. Выражение (52) с заменой g_0 на $< g >$ может быть использовано для оценки средних поглощенных доз в организме животных от γ-излучающих радионуклидов, легко резорбируемых из ЖКТ и равномерно распределяющихся в органах и тканях животного, например ^{137}Cs или ^{134}Cs.

Для крупного рогатого скота, потребляющего корма, содержащие γ-излучающие радионуклиды с энергией $E_\gamma < 2$ МэВ, выполняются условия применимости гамма-метода. Мощность дозы на поверхности тела животных определяется формулой (20). Для практических оценок средней поглощенной дозы можно принять, что при удалении от боковой поверхности животного доза возрастает в 2 раза на расстоянии $l = \mu^{-1}$, равном среднему пробегу γ-квантов в тканеэквивалентной среде [146]. В случае неравномерного распределения радионуклидов в организме животного оценку поглощенной дозы γ-излучения следует проводить с помощью дозиметрической модели У. Грейтца [227], модифицированной применительно к ЖКТ сельскохозяйственнных животных Р.Дж. Гарнером [225]. В этой модели ЖКТ рассматривается в виде сферы с радиусом R_1, внутри которой расположена концентрическая сфера с радиусом R_2, представляющая рассматриваемую часть ЖКТ. Тогда доза облучения в центре внутренней сферы D_0 равна:

$$D_0 = D(R_2, C_2) + D(R_1, C_1) - D(R_2, C_1), \qquad (57)$$

где C_1 и C_2 — средние концентрации радионуклидов в ЖКТ и в рассматриваемом отделе соответственно.

Для более строгих дозиметрических оценок внутреннего облучения при неравномерном распределении радионуклидов по органам и тканям возможно применение функций дозового ослабления протяженных источников, моделирующих те или иные органы.

Дозиметрические параметры внутреннего облучения животных при однократном поступлении радионуклидов могут быть использованы для оценки дозовых нагрузок в случае выпаса животных на загрязненном пастбище. Потребление травы крупным рогатым скотом и овцами на пастбище происходит в течение нескольких периодов (ча-

ще – четырех) пастьбы, продолжительность каждого из которых составляет не более 2 ч. Указанная длительность каждого периода пастьбы сопоставима со временем перемешивания кормовых масс в рубце животных и значительно меньше среднего времени пребывания частиц корма в ЖКТ животных [146, 217, 222], поэтому каждый период пастьбы считается эквивалентным разовому поступлению. При этом доза внутреннего облучения животных при хроническом потреблении загрязненной радионуклидами растительности и частиц почвы, (D_x, Гр) вычисляется по формуле

$$D_x = \sigma_S D_1^{(\beta,\gamma)} \int \sum_{i=1}^{n} K_b(t_i) \exp(-\lambda_f t_i), \qquad (58)$$

где σ_S – плотность радиоактивного загрязнения пастбища на начало выпаса, Бк/м^2; $D_1^{(\beta,\gamma)}$ – доза β- или γ-излучения, сформированная в организме животного после однократного поступления радионуклидов, имеющих активность 1 Бк, Гр/Бк; n – число периодов выпаса; $K_b(t_i)$ – коэффициент перехода радионуклида с пастбища в ЖКТ за один период пастьбы, представляющий собой отношение активности нуклидов, поступивших в организм, и плотности радиоактивного загрязнения, м^2; t_i – время, прошедшее от начала выпаса до середины интервала каждого из периодов пастьбы, ч; λ_f – константа распада нуклидов, ч$^{-1}$.

В формуле (58) полная доза внутреннего облучения животных связана с плотностью радиоактивного загрязнения σ_S, поэтому можно рассчитать дозы как внешнего, так и внутреннего облучения и оценить условия содержания животных, при которых потери их продуктивности, вызванные лучевым поражением, будут минимальны.

В начальный период после тяжелой радиационной аварии наибольшую опасность представляет ингаляционное и пероральное поступление ^{131}I, а в отдаленный период – пероральное поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs. Дозовые нагрузки на щитовидную железу при ингаляционном и оральном поступлениях рассчитаны на основе следующих предпосылок: 1) всасывание ^{131}I из легких в кровь животных составляет 100 % [145]; 2) 30 % всосавшегося ^{131}I поступает в щитовидную железу [120, 182]; 3 – эффективный период полувыведения ^{131}I из щитовидной железы равен 7,6 сут [145, 182].

Поглощенная доза β-излучения в щитовидной железе при пероральном поступлении ^{131}I была рассчитана по формулам (48) и (49) с учетом данных о биологическом выведении. В табл. 64 и 65 приведены мощности поглощенных доз и поглощенные дозы в щитовидной железе крупного рогатого скота, овец и свиней после однократного поступления 1 кБк ^{131}I и хронического поступления 1 кБк ^{131}I в первые сутки с последующим введением в организм радионуклида, учитывающем уменьшение активности за счет распада нуклидов.

64. Мощности поглощенных доз в щитовидной железе сельскохозяйственных животных после однократного и хронического поступления 1 кБк ^{131}I, мкГр/сут

Вид животного	Характер поступления	Продолжительность наблюдения, сут				
		10	20	30	60	90
Крупный рогатый скот	Однократный	13,5	5,7	2,4	0,2	0,02
	Хронический	130	114	72	11	1,2
Овцы	Однократный	72	31	13	1,0	0,07
	Хронический	72	610	390	59	6,7
Свиньи	Однократный	27	11	4,8	0,4	0,03
	Хронический	260	228	140	22	2,4

65. Поглощенные дозы в щитовидной железе сельскохозяйственных животных после однократного и хронического поступления 1 кБк ^{131}I, мГр

Вид животного	Характер поступления	Время, сут				
		10	20	30	60	90
Крупный рогатый скот	Однократный	0,2	0,3	0,34	0,37	0,37
	Хронический	0,9	2,0	3,0	4,2	4,3
Овцы	Однократный	1,1	1,6	1,8	2,0	2,0
	Хронический	4,9	11,8	16,6	22,2	23,0
Свиньи	Однократный	0,42	0,6	0,7	0,74	0,74
	Хронический	1,8	4,4	6,2	8,3	8,3

При хроническом потреблении животными рациона, содержащего ^{90}Sr, который является остеотропным радионуклидом, наибольшее радиационное воздействие приходится на костную ткань. Мощность поглощенной дозы β-излучения в скелете в 100 раз и более превышает дозовые нагрузки на отделы ЖКТ [81]. Максимальное облучение при поступлении с кормом ^{137}Cs отмечается для мышечной ткани, при этом поглощенные дозы в 30–60 раз превышают дозы от ^{90}Sr при одинаковом количестве поступивших в организм нуклидов [81]. Дозы облучения скелета животных от ^{90}Sr больше, чем от ^{137}Cs примерно в 170 раз [81]. Поглощенные дозы в скелете от ^{90}Sr и в мышечной ткани от ^{137}Cs приведены в табл. 66 и 67.

66. Поглощенные дозы в костной ткани сельскохозяйственных животных при однократном (1 кБк/сут) и хроническом поступлении ^{90}Sr в количестве 1 кБк/рацион ежедневно, мкГр

Вид животного	Характер поступления	Продолжительность наблюдения, сут					
		10	20	30	90	180	365
Крупный рогатый скот	Однократный	0,6	1	1,2	2,4	4	6
	Хронический	2	10	20	128	420	1 360
Овцы	Однократный	4	8	10	20	32	52
	Хронический	22	82	166	1080	3420	11 320
Свиньи	Однократный	8	14	20	40	60	100
	Хронический	40	140	300	1920	6180	20 400

67. Поглощенные дозы в мышцах сельскохозяйственных животных при однократном (1 кБк/сут) и хроническом поступлении ^{137}Cs в количестве 1 кБк/рацион ежедневно, мкГр

Вид животного	Характер поступления	Продолжительность наблюдения, сут					
		10	20	30	90	180	365
Крупный рогатый скот	Однократный	0,07	0,12	0,17	0,37	0,50	0,56
	Хронический	0,32	1,25	2,7	19,7	60	160
Овцы	Однократный	0,5	1	1,4	3,1	4,2	4,7
	Хронический	2,8	10,5	22,6	165	500	1330
Свиньи	Однократный	0,32	0,6	0,9	1,9	2,5	2,8
	Хронический	1,6	6,3	13,5	98,5	300	800

Глава 8. ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РАСТЕНИЯ

ОБЩИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ

Первичные реакции в сложном растительном организме начинаются с действия радиации на биологически активные молекулы, входящие в состав практически всех компонентов живой клетки. Ранние радиобиологические процессы обусловливаются в основном двумя видами действия излучений: прямым и косвенным. Биофизический анализ элементарных радиобиологических процессов, базируясь на экспериментальных данных по зависимости эффекта от физических характеристик излучения (дозы, мощности дозы, линейных потерь энергии, фракционирования облучения) и модифицирующих факторов (температуры, концентрации кислорода и др.), позволил уже к середине 30-х годов сформулировать основные принципы попадания, мишени и усилителя [168].

Согласно принципам попадания и мишени основу биологических реакций при облучении составляют микролокальные события, затрагивающие структуру ДНК и РНК, тогда как принцип усилителя заключается в том, что изменения в структуре ДНК и РНК влекут за собой изменения обмена веществ в облученных клетках. Принципы попадания, мишени и усилителя приобретают особое значение при количественном анализе радиобиологических процессов в таком многоклеточном организме, как растение. Между моментом воздействия излучений на многоклеточный организм и его гибелью проходит довольно большой промежуток времени, включающий латентный период, проявление различных форм лучевого повреждения и лишь затем – гибель.

Биологические процессы, вызванные облучением растений, связаны со множеством обменных реакций в делящихся и специализированных клетках. Вслед за прямым радиационным воздействием, вызывающим переход некоторых молекул из стабильного нативного состояния в новые стабильные и лабильные состояния, начинается последействие. При этом происходит онтогенетическое усиление во времени вначале незаметных повреждений некоторых молекул до ярко выраженных биологических последствий на организменном уровне.

Отличительная черта высших растений (по сравнению, например, с позвоночными животными) состоит в том, что органогенез у них не ограничивается эмбриональным периодом, а протекает в течение всей жизни. Это возможно благодаря наличию у растений эмбриональных тканей – меристем, сохраняющих способность к клеточному делению на протяжении всего онтогенеза. Для этих тканей характерна очень высокая чувствительность к действию повреждающих факторов, включая ионизирующие излучения. Радиочувствительность меристем в десятки и сотни раз больше, чем у дифференцированных и специализированных тканей. Радиационное поражение меристем приводит к повреждению всего растения, а гибель этих тканей – к гибели всего организма. Именно поэтому меристемы растений принято называть критическими тканями. Способность меристем сохранять постоянный клеточный состав и поддерживать нормальные темпы клеточного деления определяет реакцию растения на облучение [32, 33, 35, 90, 179].

Радиационные эффекты на клеточном уровне выявляются в виде цитогенетических повреждений, оцениваемых по снижению митотической активности, увеличению количества хромосомных аберраций и изменению длительности митотического цикла клеток апикальных меристем. Повреждение на клеточном уровне меристематических тканей находит отражение в эффектах на организменном уровне, связанных с нарушением ростовой активности, торможением роста и темпов развития, уменьшением выживаемости растений к концу вегетационного периода [19]. Поэтому по таким визуально обнаруживаемым после облучения признакам, как изменение размеров растений и отдельных органов, массы вещества, количества органов, можно судить о действии излучения на растение в целом. В свою очередь степень выраженности количественных признаков при воздействии излучений на семена и вегетирующие растения адекватно отражает суммарный радиобиологический эффект, учитываемый по общей продуктивности растений в конце периода вегетации [13].

У вегетирующих растений установлена значительная вариабельность изменения обменных процессов, зависящая от дозы облучения и фазы развития в момент воздействия излучений. У разных видов и сортов растений изменения физиологических функций в ответ на облучение часто бывают качественно сходны, хотя и различаются количественно [152]. Реакция растительных объектов на действие γ- и рентгеновского излучения проявляется в виде активации или подавления ростовых процессов, что вызывает изменения темпов клеточного деления. Нарушение темпов ростовых процессов сопровождается накоплением сухого вещества, изменениями физико-химического состояния клетки, т.е. нарушениями проницаемости мембран, вязкости и pH цитоплазмы, дыхания, окислительно-восстановительных процессов, фотосинтеза и обмена нуклеиновых кислот, белков, аминокислот, углеводов, регуляторов метаболизма и роста [13]. Реакция растений на облучение зависит от таких факторов, как генетический потенциал сорта и режим воздействия излучения. Постлучевое восстановление или, напротив, усиление поражения зависят от условий, в которых находится растение после облучения.

Визуально обнаруживаемый эффект угнетения ростовых процессов у растений проявляется после разового облучения обычно в первые 5–7 сут. У злаковых культур, подвергнутых облучению дозами 20–30 Гр, наблюдается торможение роста главного побега в высоту вследствие подавления митотической активности в меристемах узлов стебля. В дальнейшем, вследствие снятия апикального доминирования, происходит активация покоящихся центров и начинается рост боковых побегов. У злаковых культур это выражается в мощном кущении, у двудольных усиливается ветвление.

При облучении злаковых культур часто наблюдается увеличение вегетативной массы. Так, при остром облучении пшеницы в фазу развития 2–4 листьев дозами 20–30 Гр общая кустистость может повышаться до 3 раз. Хроническое облучение в некоторых случаях способствует почти 25-кратному увеличению кущения, что приводит к увеличению вегетативной массы к моменту уборки почти в 6 раз. По нашим наблюдениям, облучение яровой пшеницы в период появления всходов дозой 20 Гр увеличивает общую кустистость в 1,5–2 раза.

При действии повреждающих доз излучений в растениях возникают различные морфологические аномалии. В общем виде эти изменения могут рассматриваться в качестве внешних признаков лучевого поражения растений.

В ряде случаев действие больших доз облучения на растения повышает темпы развития вследствие активации процессов старения –

Морфологические изменения органов растений при действии излучений [179]

Орган растения	Типы морфологических изменений
Лист	Увеличение или уменьшение количества и размеров, изменение формы, скручиваемость, морщинистость, нарушение жилкования, асимметричность, утолщение листовой пластинки, срастание листовых пластинок, фасциации, опухоли, появление некротических пятен, утрата листовой пластинки
Стебель	Угнетение или ускорение роста, нарушение порядка расположения листьев, изменение цвета, снятие апикального доминирования и пролиферация аксиллярных почек, дихотомия, изменения сечения, опухоли, появление аэральных корней
Корень	Ускорение или угнетение роста, расщепление главного корня, его гибель, опушенность зоны меристемы, отсутствие боковых корней, образование вторичного главного корня, опухоли, скручиваемость, нарушение геотропизма
Цветок	Ускорение или задержка цветения, уменьшение или увеличение количества, изменение цвета, аномальное опадение цветков и соцветий, изменение размеров и формы, опухоли, стерильность
Плод	Увеличение или уменьшение количества, изменение цвета, формы и опушенности
Семя	Увеличение или уменьшение количества, изменение размеров, формы и цвета, морщинистость, стерильность, аномальное опадение

растения быстрее зацветают и созревают. Ускоренное развитие облученных растений связывают с интенсивным притоком питательных веществ к поврежденным облучением мембранам и накоплением отдельных метаболитов. Изменение органов облученных растений может быть следствием повреждения чувствительной к радиации фитогормональной системы и снижения уровня ауксинов.

Заметные генетические повреждения выявляются при облучении вегетирующих растений дозами 30–50 Гр. У облученных злаковых и бобовых культур часто проявляются так называемые хлорофилльные мутации, обусловленные нарушением синтеза хлорофилла в листьях, а также изменением в соотношении отдельных компонентов хлорофилла и даже полным исчезновением пигмента.

Многообразны и морфологические типы мутаций. У пшеницы, например, встречаются высокорослые, низкорослые, карликовые, полукарликовые формы, а также растения с ветвящимся или стелющимся стеблями, с вегетативными стеблями, которые появляются из наземных узлов. У некоторых мутантов изменены формы и размер листьев и прилистников, появляется или, наоборот, исчезает восковой налет. Возникают мутантные формы с измененной продолжительностью вегетационного периода.

Наряду с генными мутациями в облученных клетках происходят хромосомные и хроматидные мутационные изменения, присущие и нормальной жизнедеятельности растительного организма. Облучение, однако, увеличивает эти нарушения. Клетки с аберрациями хромосом погибают, причем количество этих клеток тесно коррелирует с числом аберрантных митозов. Для бобовых и некоторых других сельскохозяйственных культур зависимость числа хромосомных аберраций от дозы излучения носит линейный характер, свидетельствуя о беспороговости этой реакции (рис. 24).

При действии на семена или вегетирующие растения дозами излучений в диапазоне 10^4-10^5 Гр наступает так называемая гибель под лучом. Острое лучевое поражение приводит к отмиранию растения через несколько часов после облучения. Причиной этого явления служат не только необратимые цитогенетические изменения, но и поражения специализированных тканей и клеток, участвующих в формировании многосторонних и многоступенчатых физиологических процессов.

Пострадиационное восстановление растений охватывает все уровни организации растительного организма – от молекулярного до организменного и может осуществляться путем ускоренного синтеза

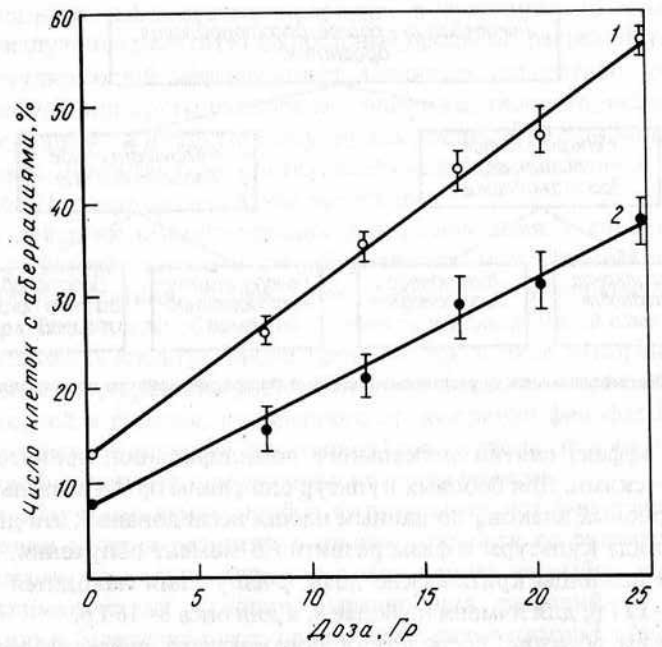


Рис. 24. Влияние острого γ-облучения яровой пшеницы на V этапе органогенеза на количество хромосомных аберраций в интеркалярной меристеме листьев через 2 сут после облучения:
1 – Альбидум 43; *2* – Саратовская 29

новых молекул или воспроизводства клеток взамен пораженных и погибших (рис. 25). Важное значение для восстановления продуктивности культуры при облучении вегетирующих растений имеет регенерационное восстановление, при котором за счет покоящихся тканей и органов развиваются побеги и формируются новые части растений, практически лишенные признаков лучевого поражения. В этом заключается уникальная способность растительного организма достигать частичного или даже полного восстановления жизнедеятельности. По нашим данным, при облучении молодых растений яровой пшеницы дозой 12 Гр продуктивная кустистость увеличивается до 2 раз. Это приводит к тому, что в ряде случаев, вместо уменьшения количества урожая зерна его становится больше по сравнению с урожаем необлученных растений.

Дозы облучения вегетирующих растений, при которых наблю-

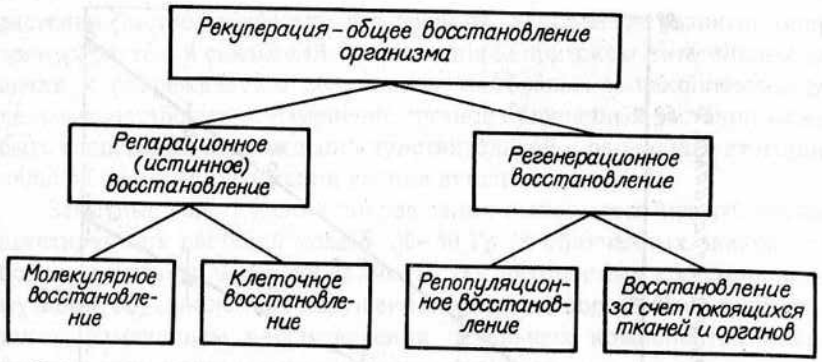


Рис. 25. Взаимосвязь между различными видами пострадиационного восстановления у растений [33]

дается эффект снятия апикального доминирования, принято считать критическими. Для бобовых культур они равны приблизительно 5 Гр, для зерновых злаков, по данным наших исследований, эти дозы зависят от вида культуры и фазы развития в момент облучения. Так, для яровой пшеницы критические дозы γ-излучения находятся в интервале 8–12 Гр, для ячменя не более 4, а для овса 6–16 Гр.

Таким образом, последствия поражающего действия излучений, выявляемые в виде разнообразных радиационных эффектов, обусловлены не только дозой облучения, но и в значительной степени пострадиационым восстановлением.

РАДИАЦИОННАЯ СТИМУЛЯЦИЯ РОСТА И РАЗВИТИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ

При воздействии излучений в интервале невысоких доз (5–10 Гр для семян и около 1–5 Гр для вегетирующих растений) темпы роста и развития растений ускоряются. Это явление носит название радиостимуляции. Феномен радиационной стимуляции роста и развития растений хорошо изучен на многих видах культурных растений с облучением семян различными дозами γ- или рентгеновского излучений. Облучение семян гороха, фасоли, сои и других культур в дозах 0,5–2 Гр положительно влияет на рост, развитие и конечный урожай. Небольшие дозы γ- и β-излучений вызывают стимулирующий эффект в полевых опытах и полупроизводственных посевах у более чем 20 различных видов культурных растений, включая пшеницу, ячмень, овес, просо, гречиху, свеклу, лен и турнепс. При воздействии α-излучения

стимуляции не наблюдается; напротив, в сравнительно невысоких дозах α-излучение действует на ростовые процессы растений угнетающе. Стимулирующий эффект может возникать вследствие того, что образующиеся продукты радиолиза и пострадиационного распада низкомолекулярных и высокомолекулярных соединений при малых концентрациях оказывают на клетку возбуждающее влияние в результате слабой (стимулирующей) интоксикации.

При действии стимулирующих доз γ-излучения у гороха число клеток в единице объема растений увеличивается. Отмечается ускорение темпа деления клеток, чем объясняется увеличение сухой массы растений после облучения. Эффекты радиационной стимуляции семян злаковых культур также проявляются в виде ускорения прорастания семян, усиления роста, более интенсивного нарастания биомассы корней и побегов, ускоренного прохождения фенофаз и сокращения продолжительности вегетационного периода, повышения зерновой продуктивности и улучшения качества урожая.

При облучении семян подбор оптимальных доз γ-излучения для стимуляции роста и развития растений сопряжен со значительными трудностями, поскольку качество семян влияет на выбор дозы. Почвенно-климатические условия выращивания растений и уровень агротехники модифицируют проявление радиостимуляционных эффектов. По величине стимулирующей дозы облучения семян виды культурных растений различаются более чем в 20 раз (табл. 68). Диапазоны стимулирующих доз предпосевного облучения для семян в пределах вида колеблются от 2 до 10–15 раз.

По нашим данным, высокую точность подбора оптимальных стимулирующих доз γ-излучения для различных сортов мягкой яровой

68. Стимулирующие дозы облучения семян некоторых видов сельскохозяйственных культур [35]

Вид растения	Стимулирующая доза, Гр	Вид растения	Стимулирующая доза, Гр
Горох	3–10	Огурцы	3–40
Кукуруза	5–10	Люпин	40–160
Рожь	10	Морковь	20–40
Пшеница	25	Лен	20
Дыня	40	Капуста	2,5–80
Томаты	2,5–10	Клевер	5–40
Хлопчатник	5–30	Редис	10

69. Оптимальные стимулирующие дозы облучения семян различных сортов мягкой яровой пшеницы при оценке по силе роста

Сорт	Оптимальная доза, Гр	Длина ростков 5-суточных проростков, мм	
		Контроль	Облучение оптимальной дозой
Комсомолка	5	52,3±1,2	57,6±1,7
Янус	20	44,5±1,8	52,0±2,0
Лира	20	48,4±1,9	53,2±1,1
Московская 35	5	51,0±0,9	58,3±1,0
Новосибирская 67	5	50,7±1,9	56,8±1,3
Саратовская 52	10	38,8±0,9	44,4±1,7
Ленинградка	10	53,6±0,7	56,8±0,6
Свияга	10	42,7±2,0	49,7±2,0
Саратовская 29	10	48,5±1,2	52,4±0,7

пшеницы может обеспечивать анализ силы роста семян, учитывающий степень развития ростков и корешков 5-суточных проростков (табл. 69). Для разных сортов пшеницы оптимальные дозы предпосевного облучения различаются до 4 раз.

Проростки и вегетирующие растения более чувствительны к действию излучений, чем семена, что обусловливает и гораздо меньшие дозы, стимулирующие рост и развитие. Стимулирующие дозы для молодых растений в фазе активного метаболизма в 10–15 раз меньше, чем для покоящихся семян. Например, оптимальные стимулирующие дозы облучения для семян гороха и кукурузы составляют соответственно 5 и 10 Гр, а для вегетирующих растений – 0,35 и 0,5 Гр.

Значительная изменчивость оптимальных стимулирующих доз установлена не только для семян в пределах вида культурных растений, но и для отдельных партий семян в пределах сорта, что связано с индивидуальной радиоустойчивостью семян и вегетирующих растений.

ВЛИЯНИЕ ВИДОВЫХ И СОРТОВЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ НА ДЕЙСТВИЕ ИЗЛУЧЕНИЙ

До настоящего времени нет единого мнения относительно того, какие показатели наиболее точно отражают реакцию семян и вегетирующих растений на воздействие излучений. Для определения этого

наиболее широко используют следующие критерии: энергию прорастания и лабораторную всхожесть, полевую всхожесть, выживаемость проростков, подавление роста и развития, стерильность растений, число аберраций хромосом в клетках в первом митозе, угнетение митотической активности, интенсивность синтеза ДНК, появление радиоморфозов, выживаемость растений, снижение их массы. Однако не все из перечисленных показателей применимы для характеристики реакции растений на облучение. Так, лабораторная всхожесть хотя и удобна и корректна для оценки реакции семян на облучение, все же не всегда объективно характеризует радиоустойчивость культуры. Причиной этого может быть то, что лабораторная всхожесть определяется не только числом жизнеспособных семян и семян, не вышедших из состояния покоя, но и другими свойствами, характерными для каждой конкретной партии семян в пределах вида и даже сорта. Использование такого показателя, как количество общего хлорофилла в листьях облученных растений или растений, выращиваемых из облученных семян, для оценки радиочувствительности не всегда дает стабильные результаты.

Таким образом, оценка радиорезистентности по какому-либо одному критерию дает представление лишь о реакции конкретной системы, что может не соответствовать уровню общей радиочувствительности организма. Поэтому только анализ комплекса показателей с учетом особенностей изменения каждого из них может обеспечить адекватную оценку радиоустойчивости.

Наиболее подходящим критерием радиочувствительности сельскохозяйственных растений принято считать выживаемость растений к концу вегетационного периода [132]. Этот показатель отражает высокую специфичность реакции популяции на воздействие излучений как фактора стресса. В этом случае учитывается способность тканей к регенерации и репарации радиационных повреждений. В качестве показателя выживаемости облученных растений или растений, выращиваемых из облученных семян, используется летальная доза облучения, при которой погибает 100 %растений ($Л_{100}$)и $ЛД_{70}$ (гибель растений составляет 70 %). $ЛД_{70}$ считается критической дозой облучения семян и чаще, чем $ЛД_{100}$, применяется для характеристики радиоустойчивости вида.

Использование выживаемости растений из облученных семян в качестве теста также имеет ограничения, поскольку характер ответной реакции, определяемый генетическим потенциалом культуры, существенно модифицируется видом излучения, условиями во время

воздействия (температура, свет, влажность и др.) и в процессе выращивания (изменение погодных условий, недостаток или избыток элементов минерального питания и др.). Это затрудняет определение уровня радиочувствительности. Так, выживаемость растений не всегда коррелирует с числом хромосомных перестроек в первых митозах зародышевых корешков проростков облученных семян, поскольку критерий выживаемости учитывает не только способность тканей к репарации, но и модифицирующее влияние внешних факторов. О радиоустойчивости растений можно судить по признакам, характеризующим общую продуктивность растений. В качестве критерия радиорезистентности вегетирующих растений возможно использование показателей задержки роста, снижения продуктивности и гибели к концу вегетации. Трудности оценки радиочувствительности растений сдерживают выяснение общих причин, определяющих отличия в реакции на облучение у разных групп растительных организмов, а также особенностей, связанных с реализацией в онтогенезе генотипических и функциональных свойств целого организма, тканей и отдельных клеток.

К настоящему времени изучена радиочувствительность семян большого числа культурных растений, принадлежащих к различным семействам, родам, видам, подвидам и сортам. По $ЛД_{70}$ и $ЛД_{100}$ у крупных таксономических групп растений разница составляет 30-кратную величину. По радиочувствительности в пределах семейства виды могут различаться до 20 раз, а сорта в пределах вида в 2–3 раза [157]. Согласно классификации Д.М. Гродзинского и др. [179] факторы, определяющие варьирование радиоустойчивости различных видов растений, могут быть разделены на две группы. К первой относятся такие структурные признаки, как размер семян, анатомическое строение растений, объем клеточных ядер и хромосом, число хромосом и плоидность, т.е. факторы, обусловленные филогенезом вида и в большинстве своем не поддающиеся модификации. Ко второй группе относятся факторы, характеризующие функциональное состояние отдельных структур клетки и физиологическое состояние генома: этап онтогенеза, содержание SH-групп, наличие антиоксидантов и макроэргов, способность к пострадиационному восстановлению.

Концепция зависимости радиоустойчивости растений от объема клеточных ядер в интерфазе меристематических клеток является наиболее распространенной. На примере различных видов растений отмечается устойчивая связь среднего объема клеточного ядра с дозой облучения, необходимой для резкого замедления роста (рис. 26). Ра-

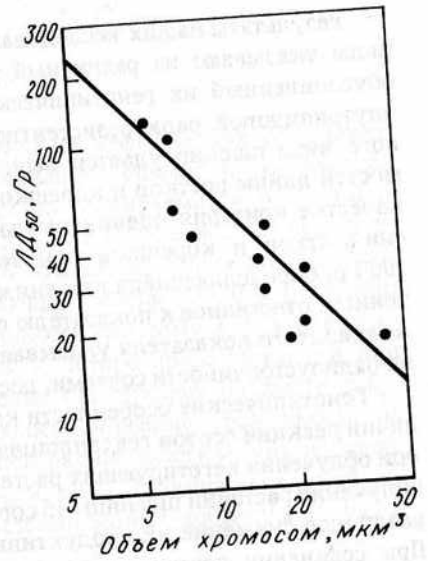


Рис. 26. Зависимость радиоустойчивости сельскохозяйственных растений от объема интерфазных хромосом [264]

стения, имеющие большие размеры хромосом, оказываются чувствительнее к облучению, чем растения с мелкими хромосомами [264]. Радиочувствительность растений коррелирует с содержанием ДНК в расчете на одну хромосому. Однако полиплоидные формы, отличающиеся повышенным содержанием ДНК в ядре, в ряде случаев оказываются более устойчивыми к действию излучения, чем формы с диплоидным набором хромосом. Это подтверждается исследованиями повреждений у разноплоидных форм пшеницы, овса и ячменя. Противоречия в вопросе о роли плоидности в радиоустойчивости растений не разрешены до сих пор.

Согласно многофакторной гипотезе формирования ответных реакций на облучение, радиочувствительность растений определяется рядом свойств, среди которых интенсивность метаболизма играет не менее значимую роль, чем объем клеточного ядра, размер хромосом и другие морфологические признаки. Растения, обладающие различным размером ядра, одновременно характеризуются и иным уровнем метаболизма, что несомненно важно для развития ответной реакции на облучение [173].

Сведений о причинах различной радиорезистентности растений у представителей мелких таксономических групп, среди которых наименьшей является сорт, мало. Высокогетерозисные гибриды кукурузы обладают более высокой устойчивостью к облучению, чем гибриды с низким уровнем гетерозиса. Повышенная радиоустойчивость высокогетерозисных гибридов связана со способностью клеток к быстрому восстановлению хромосомных повреждений. Увеличенная интенсивность восстановления радиационных повреждений хромосом у гетерозисных форм является производной функцией генетически обусловленных метаболических процессов, обеспечивающих общее повышение жизнеспособности растений.

Результаты наших исследований 172 сортов мягкой яровой пшеницы указывают на различный уровень радиорезистентности семян, обусловленный их генотипической природой. Значительный размах внутривидовой радиорезистентности сортов в пределах гексаплоидного вида пшениц удается выявить путем анализа дозовых зависимостей длины ростков и корешков 5-суточных проростков (рис. 27). В качестве критерия оценки выбран показатель радиационной депрессии ростков и корешков при тестирующей дозе облучения семян 100 Гр, определяющийся как снижение показателя в варианте с облучением, отнесенное к показателю в норме, и выраженный в процентах. Анализ этого показателя указывает на различия между контрастными по радиоустойчивости сортами, достигающие 3–10-кратных значений.

Генотипические особенности как возможный ведущий фактор различия реакции сортов гексаплоидной пшеницы наглядно проявляются при облучении вегетирующих растений. Так, по нашим данным, острое облучение растений пшеницы 15 сортов одной и той же дозой вызывает различное снижение их продуктивности вплоть до ее полной утраты. При сравнении сортов по величине дозы облучения, вызывающей потерю зерна в урожае на 50 % ($УД_{50}$), различия между сортами достигают 3–4-кратных величин. Таким образом, особенности реакций сортов на излучение реализуются не только в выживаемости растений к концу вегетации, но и в неодинаковом снижении урожайности облученных культур.

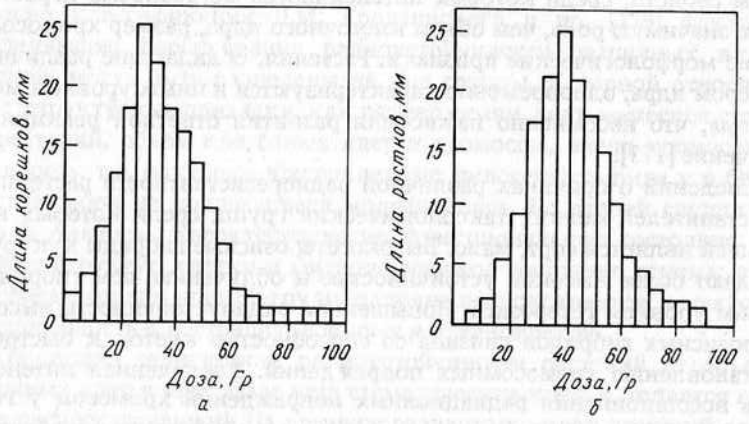


Рис. 27. Распределение сортов пшеницы по уровню радиорезистентности при оценке по длине главных корешков (*а*) и ростков (*б*) 5-суточных проростков облученных семян

ПРОДУКТИВНОСТЬ И КАЧЕСТВО УРОЖАЯ ОБЛУЧЕННЫХ РАСТЕНИЙ

В классических работах биологические эффекты при облучении семян и вегетирующих растений оцениваются обычно по величинам $ЛД_{50}$, $ЛД_{70}$ или $ЛД_{100}$ рассчитываемым по выживаемости растений к концу вегетационного периода [132, 157]. В то же время опыт прикладных исследований показывает, что у большинства сельскохозяйственных культур дозы радиации, вызывающие гибель 50–70 % растений, приводят к полной потере продуктивности. Поэтому для характеристики степени устойчивости растений к потере продуктивности при облучении наибольшее распространение приобретает параметр $УД_{50}$, который соответствует дозе, вызывающей снижение урожайности на 50 % [205, 264]. В зависимости от целей радиобиологических исследований применяются также $УД_{10}$, $УД_{30}$ и $УД_{100}$. Разница между $ЛД_{50}$ и $УД_{50}$ для одного и того же вида растений может достигать 10 раз и более.

Существование межвидового и внутривидового полиморфизма радиоустойчивости обусловливает широкий диапазон $УД_{50}$ для сельскохозяйственных культур. Наибольшая чувствительность растений к облучению наблюдается в репродуктивный период, особенно в фазе выхода в трубку (табл. 70). Для основных зерновых злаков – пшеницы, ячменя и ржи средние $УД_{50}$ для этого этапа развития не превышают 10 Гр с максимумом радиочувствительности в фазе начала выхода в трубку. Исключение составляет овес, у которого в период начала выхода в трубку отмечается достаточно высокая устойчивость к γ-облучению ($УД_{50}$ 16 Гр). Напротив, к концу выхода в трубку радиочувствительность овса заметно повышается и $УД_{50}$ составляет уже 10 Гр. Фаза выхода в трубку максимально радиочувствительна у пшеницы, ячменя и ржи и при облучении дозой, снижающей урожай на 90 %. У овса по $УД_{90}$ наибольшей радиочувствительностью характеризуется фаза выметывания метелки.

Облучение растений в наиболее радиочувствительный период – кущение – выход в трубку приводит к отмиранию конуса нарастания главного побега и снятию апикального доминирования. В результате за счет усиления продуктивной кустистости происходит заметная компенсация потерь урожая зерна. Так, по нашим данным, острое γ-облучение яровой пшеницы в период кущения – выхода в трубку дозами 16–20 Гр увеличивает продуктивную кустистость в 1,5–2 раза, в зависимости от сорта и погодных условий, а у овса продуктивная ку-

стистость при этом возрастает в 2,6 раза. При хроническом облучении посевов злаковых культур полная потеря урожайности достигается при дозе 4,7 Гр. Меньшие дозы облучения, напротив, стимулируют развитие растений и повышают выход зерна.

70. Средние $УД_{50}$ для злаковых культур при остром γ-облучении вегетирующих растений, Гр

Фаза развития в момент облучения	Озимая пшеница	Яровая пшеница	Озимая рожь	Яровая рожь	Яровой и озимый ячмень	Овес	Рис
Всходы	50	60	35	35	30	45	–
Кущение	20	35	30	20	20	30	–
Выход в трубку	8	13	4	4	8	16	75
Колошение	25	24	20	15	12	10	160
Цветение	35	40	35	35	30	35	–

При облучении вегетирующих растений важнейших злаковых культур в период их наибольшей чувствительности к действию излучения – в фазу выхода в трубку – потери урожая зерна находятся в прямой зависимости от радиоустойчивости культуры (табл. 71). Наиболее чувствительна к γ-излучению рожь, у которой при дозе 12,5 Гр урожай снижается на 80 %. Для пшеницы и ячменя подобное уменьшение урожая характерно при воздействии более высоких доз – около 25 Гр. У более радиорезистентной культуры, овса, 25 % урожая сохраняется при облучении растений в дозе 50 Гр. К числу высокоустойчивых к облучению культур относится просо.

71. Влияние γ-излучения на урожай зерна при облучении вегетирующих растений в фазе выхода в трубку, % к контролю

Культура	Доза γ-излучения, Гр							
	7,5	12,5	17,5	25	35	50	80	125
Яровая и озимая пшеница	85	70	50	25	10	0	0	0
Рожь	50	20	0	0	0	0	0	0
Озимый и яровой ячмень	85	70	50	25	10	0	0	0
Овес	100	95	80	60	40	25	0	0
Просо	100	100	100	100	80	60	40	0

3391

Для бобовых культур $УД_{50}$ колеблются в широком диапазоне и в зависимости от видовой принадлежности могут достигать 160 Гр. Одной из наиболее радиочувствительных сельскохозяйственных культур является горох: при его облучении на стадии цветения среднее $УД_{50}$ составляет 2,5 Гр. Для конских бобов, облученных в фазы 2-го листа, 4-го листа, бутонизации и цветения, $УД_{50}$ в среднем равны соответственно 3, 5, 7 и 13 Гр.

Также значительно варьирование $УД_{50}$ для корне- и клубнеплодов и луковичных культур (картофеля, свеклы, редиса, чеснока, лука и др.). Картофель является довольно чувствительным к облучению, особенно в ранние фазы развития ($УД_{50}$ 16 Гр), на более поздних стадиях $УД_{50}$ достигают 93 Гр [205]. У сахарной свеклы наиболее радиочувствительной является фаза первоначального утолщения гипокотиля, тогда как при облучении в период от начала образования корнеплодов до формирования половины их окончательного размера отмечается относительно высокая радиорезистентность этой культуры. $УД_{50}$ по урожаю корнеплодов составляет 30 Гр, по содержанию сахара 17 Гр, а по массе листьев 60 Гр. Наиболее изученными в радиобиологическом отношении масличными культурами являются озимый и яровой рапс и сурепка масличная, для которых характерна высокая радиоустойчивость ($УД_{50}$ 120–160 Гр). Для подсолнечника [264] по данным, полученным на основании определения объема интерфазных хромосом, расчетные $УД_{50}$ составляют 40–60 Гр. Для кормовых и пастбищных культур $УД_{50}$ достигают 200 Гр. Так как в этом случае урожай оценивается по вегетативной массе растений, то $УД_{50}$ фактически совпадает с $ЛД_{50}$.

Под воздействием облучения уменьшается не только количество зерна в урожае, но заметно изменяется и его качество – обычно зерно с облученных растений оказывается щуплым. Это обусловлено снижением содержания основного запасного вещества эндосперма – крахмала, на долю которого у полноценного зерна приходится до 80 % массы зерновки. Уменьшение в зерновке количества углеводов увеличивает содержание азотсодержащих веществ, в первую очередь белков. При облучении растений в фазе выхода в трубку – колошения содержание белка в зерне мягких пшениц увеличивается на 2–4 %, а в зерне твердых пшениц на 4–10 % [205], однако общий выход клейковины и ее качество в щуплом зерне обычно низки, что резко ухудшает хлебопекарные качества муки. По нашим данным, γ-облучение пшеницы в фазу цветения дозами, превышающими 10 Гр, снижает качество зерна, оцениваемое по свойствам клейковины. При облучении пшени-

цы в фазах выхода в трубку – колошения и молочной спелости дозой до 20 Гр хлебопекарные качества зерна остаются удовлетворительными. У ячменя облучение в фазе выхода в трубку дозами до 20 Гр, в фазах колошения и цветения дозами до 30 Гр и в фазе молочной спелости дозами до 70 Гр существенно не изменяет качества зерна.

Воздействие излучений на вегетирующие растения влияет на посевные качества сформировавшихся на них семян, как правило, снижая энергию прорастания и лабораторную всхожесть. Максимальное уменьшение всхожести у яровой пшеницы отмечается при облучении в фазы колошения и цветения. Всхожесть семян в первом пострадиационном поколении при облучении в дозах 25–40 Гр снижается на 13–74 % в зависимости от сорта и фазы развития материнских растений в момент облучения. Полную утрату посевных качеств семян в потомстве вызывает облучение яровой пшеницы в фазах цветения – молочной спелости дозами 50–70 Гр.

Продуктивность облученных сельскохозяйственных культур подвержена существенному влиянию погодных условий, ухудшение которых, как правило, усиливает ингибирующее влияние облучения на ростовые процессы растений, замедляет темпы прохождения фенофаз, удлиняет период вегетации и таким образом негативно сказывается на конечной продуктивности культуры. По нашим данным в опытах с острым γ-облучением яровой пшеницы, ухудшение погодных условий усиливает радиационную депрессию урожая до 4 раз (табл. 72).

72. Влияние погодных факторов на $УД_{50}$ при остром γ-облучении пшеницы

Сорт	Фаза развития в момент облучения	$УД_{50}$		
		15 °С/70 %*	22 °С/60 %*	27 °С/50 %*
Саратовская 29	Кущение	35	30	25
	Выход в трубку	20	16	14
Саратовская 41	Кущение	50	45	12
	Выход в трубку	4	10	4

*В числителе – температура, в знаменателе – относительная влажность воздуха.

В целом уменьшению повреждающего действия излучений способствуют понижение температуры и повышение относительной влажности воздуха в пострадиационный период. Повышенная влажность стимулирует кущение, что также положительно влияет на рост и развитие облученных растений. Повышение температуры и снижение относительной влажности воздуха в пострадиационный период, напротив, усиливают отрицательное действие облучения, и растения уменьшают зерновую продуктивность при более низких дозах облучения. Модифицирующее влияние температуры и относительной влажности воздуха на ростовые процессы у облученных растений зависит также от биологических особенностей культуры. Так, пшеница сорта Саратовская 41 при температуре 15 °С и относительной влажности воздуха 70 % в фазе выхода в трубку в 5 раз чувствительнее к излучению по критерию $УД_{50}$, чем пшеница сорта Саратовская 29. При температуре 27 °С и относительной влажности воздуха 50 % при облучении растений в этой же фазе развития разница в $УД_{50}$ достигает 3,5 раз. Минимальные различия (1,4–1,6 раза) наблюдаются в условиях оптимального развития облученных растений.

Таким образом можно сказать, что реакция растений на действие излучений, как и на влияние других факторов среды обитания, сложна и многообразна. Она включает в себя процессы, происходящие на молекулярном и клеточном уровнях, которые в целом сходны у всех живых организмов. При переходе к более высоким уровням организации начинают проявляться особенности реакции на облучение, характерные только для растений и зависящие от особенностей структуры и функций различных тканей и органов растительного организма.

Наличие в жизненном цикле растений такой особой стадии развития как семя, заключающее в себе зачатки нового организма и находящееся в состоянии своеобразного анабиоза, обусловливает еще одну особенность реакции растений на облучение, так как семена в силу анабиотического состояния своих структур гораздо более радиоустойчивы, чем активно метаболизирующий организм. Поскольку семена являются более удобным для исследований объектом, чем вегетирующие растения, их реакция на действие излучений изучена гораздо более детально, и большинство закономерностей действия излучений на растения на молекулярном и клеточном уровнях получены на семенах.

Вместе с тем изучение многих ответных реакций растений на облучение возможно в силу метаболической гетерогенности их организма в процессе онтогенеза только на вегетирующих растениях. К ним относятся такие особенности, как различная радиочувствительность растений на разных этапах органогенеза, являющаяся следствием разнокачественности процессов функционирования тканей и органов. В ходе онтогенетического развития у растений возникают

многочисленные специализированные ткани и органы, радиационное поражение которых, разное само по себе, имеет неодинаковое значение для судьбы растительного организма в целом и его хозяйственной продуктивности в частности.

Глава 9. ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

РАДИОЧУВСТВИТЕЛЬНОСТЬ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

Радиочувствительность животного организма – способность реагировать на воздействие излучений – определяется генетически и конституционно обусловленными особенностями реактивности животных [26, 196]. Для оценки радиочувствительности животных принято использовать $ЛД_{50/30}$ и $ЛД_{100/30}$ – дозы облучения, которые вызывают смерть соответственно 50 и 100 % животных в течение 30 сут. Половина $ЛД_{50/30}$ приводит к смерти только 5 %, а удвоенная полулетальная доза облучения сопровождается гибелью 95 % поголовья. Диапазон $ЛД_{50/30}$ для разных видов сельскохозяйственных животных сравнительно невелик и составляет 1,25–3,9 Гр (табл. 73). Соотношение поглощенной тканевой дозы по средней линии животного и экспозиционной дозы, измеренной в этой же точке в воздухе, находится в зависимости от размеров животного. У продуктивных животных, подвергнутых жесткому рентгеновскому или γ-облучению, этот показатель для свиней равен 0,60–0,68, для овец 0,58–0,63 и для крупного рогатого скота и ослов 0,40–0,50.

$ЛД_{50}$ является функцией мощности дозы: чем больше мощность дозы, тем, как правило, меньше $ЛД_{50}$. Для овец $ЛД_{50}$ увеличивается в 2 раза при продлении облучения от нескольких минут до 96 ч. В пределах мощностей дозы 30–600 *Р*/ч $ЛД_{50}$ постепенно линейно возрастает приблизительно на 17 *Р* при уменьшении мощности дозы на каждые 100 *Р*/ч, а каждые 100 ч увеличения продолжительности облучения полулетальная доза возрастает на 43 %. Для свиней $ЛД_{50/30}$ при γ-облучении с мощностью дозы 60 *Р*/ч составляет 600 *Р*, а при увеличении мощности дозы до 500–700 *Р*/мин – 330 *Р*.

Радиочувствительность зависит от возраста сельскохозяйственных животных. Телята радиочувствительнее взрослых животных в 2 раза. $ЛД_{50}$ для новорожденных ягнят равна 900*Р*, тогда как для овец она

73. Полулетальные дозы γ-излучения для сельскохозяйственных животных [86]

Вид животного	Мощность дозы, *Р*/мин	$ЛД_{50/30}$		Средняя продолжительность жизни, сут
		Доза в воздухе по средней линии животного, *Р*	Тканевая поглощенная доза, Гр	
Крупный рогатый скот	0,9–6,6	200–543	1,25–1,60	20
Овцы	250–500	276–352	1,47	–
	0,5–4,4	318–363	1,94	23
	0,033–0,06	495–637	3,0–3,9	20
Козы	1,3–7,5	395–550	2,4–3,5	27
Свиньи	10–50	313–450	1,4–2,7	35
Ослы	0,4–0,8	620–770	2,8–2,9	46
Лошади	1,5	400	1,6	–
Птица взрослая	1,5	1100	–	–

составляет 330–360*Р*. Для 6–24-месячных ягнят $ЛД_{50/60}$ практически одинакова и близка к $ЛД_{50/60}$ у взрослых животных. Для поросят $ЛД_{50/30}$ составляет 375*Р* и не отличается от $ЛД_{50/30}$ у взрослых свиней. Видимо, имеются видовые особенности радиочувствительности молодняка в зависимости от срока подсосного периода, в течение которого меняется общая резистентность молодого организма.

Радиочувствительность самок и самцов сравнивали в опытах с хроническим облучением. У коз при ежедневной дозе облучения 0,015 Гр средняя продолжительность жизни и $ЛД_{50}$ составляют соответственно 161 сут и 24,15 Гр, а у козлов – 240 сут и 36,0 Гр. При более высоких мощностях доз (0,03 и 0,04 Гр/сут) различия были выражены слабее. Продолжительность жизни после облучения и $ЛД_{50}$ увеличивается, если исключается действие микрофлоры организма. Например, у обычных поросят $ЛД_{50/30}$ равна 287*Р*, а у гнотобионтов – 337*Р*. Средняя продолжительность жизни у безмикробных поросят при дозах облучения 300*Р* и больше на 7 сут дольше, при меньших же дозах облучения различий не выявлено [243].

Исход радиационного поражения у различных видов сельскохозяйственных животных тесно связан с характерной для каждого из них интенсивностью пострадиационного восстановления. $ЛД_{50}$ для овец примерно на 100*Р* ниже, чем для свиней. При протрагировании облучения (мощность дозы 4*Р*/ч) $ЛД_{50/60}$ для овец составляет 470*Р*, а для свиней превышает 2000*Р*; различия в радиочувствительности этих

видов животных по сравнению с острым облучением достигают для овец 2-кратной величины, тогда как для свиней – 4-кратной. После острого облучения 50 %-ное восстановление отмечается у свиней примерно на 3-и сутки, а у овец через 13 сут. У облученных ослов через 60 сут происходит восстановление на 48 %, а через 90 сут – на 85 %.

МОЛЕКУЛЯРНО-КЛЕТОЧНЫЕ АСПЕКТЫ ДЕЙСТВИЯ ИЗЛУЧЕНИЙ НА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ

В соответствии с общебиологическими положениями наименьшими морфологическими элементами, в которых могут быть обнаружены летальные повреждения при облучении млекопитающих, включая и сельскохозяйственных животных, являются клеточные структуры. Выявленные в клетках облученного организма биологические эффекты подразделяются на две группы: стохастические и нестохастические. Стохастические реакции наблюдаются в отдельных клетках облучаемых органов или тканей, и доля этих клеток увеличивается по мере возрастания дозы. Стохастические эффекты признаются беспороговыми и поэтому могут наблюдаться в отдельных клетках животных после минимальных доз облучения. Для нестохастических реакций с увеличением дозы облучения возрастает степень проявления действия излучений и имеется пороговая доза, ниже которой изменения отсутствуют. К числу стохастических эффектов, в частности, относят [89, 112]: 1) репродуктивную гибель клетки; 2) возникновение генных мутаций; 3) появление хромосомных аберраций; 4) злокачественную трансформацию клеток. Примерами нестохастических реакций в клетках облученных животных являются: 1) радиационная задержка и стимуляция деления клеток; 2) угнетение синтеза ряда веществ, процессов дыхания и окислительного фосфорилирования; 3) пострадиационное разрушение ДНК, вызывающее интерфазную гибель клеток; 4) изменение проницаемости и других функций биологических мембран; 5) нарушения обмена Са, регуляции метаболических процессов циклическими нуклеотидами и функционирования ферментативных систем.

Конечными радиобиологическими эффектами на клеточном уровне при облучении животных летальными или сублетальными дозами являются гибель клеток, выживание клеток при наличии нарушения структурно-функционального состояния (сублетальные повреждения) или выживание клеток без проявлений отклонений от физиологической нормы (скрытые, или латентные, повреждения). Радиационная гибель клеток является стохастическим процессом, и она в

большинстве случаев определяет характер биологических проявлений у облученных животных. Возможная последовательность процессов, происходящих на молекулярном и клеточно-тканевом уровнях после облучения животных, представлена на рис. 28.

При облучении организма энергия излучения поглощается структурными компонентами клеток (макромолекулы, H_2O, метаболиты), приводя к возникновению возбужденных и ионизированных состояний молекул с продолжительностью существования 10^{-16}–10^{-13} с. В течение следующей стадии с продолжительностью 10^{-13}–10^{-10} с происходит образование активных форм радикалов и ионов. Завершающей стадией прямого действия излучения на биоструктуры является взаимодействие образовавшихся ионов и радикалов друг с другом и с интактными молекулами. Эта стадия длится 10^{-6}–10^{-3} с и индуцирует формирование различных структурных повреждений макромолекул в клетке. Важную роль в развитии повреждения клеточных структур играют радикальные формы H_2O [88].

Стадия непрямого (опосредованного) действия облучения может длится от нескольких секунд до нескольких недель и месяцев. Начальным этапом этой стадии является формирование первичных повреждений в критических структурах, или "мишенях" радиационного поражения клеток. Наиболее радиочувствительной структурой в клетке считается ядро, а наименее радиорезистентной макромолекулой – ДНК. Первичной мишенью радиационного поражения в клетке служит молекула ДНК. Одновременно предполагается, что первичное повреждение может быть связано с воздействием излучения на мембранные структуры клетки [112]. Важная роль в развитии радиационного поражения клеток отводится нарушениям процессов окислительного фосфорилирования, белкового синтеза, индукции перекисного окисления липидов, образованию радиотоксинов, изменению функционирования ферментов и систем регуляции клеточного метаболизма (системы цАМФ и цГМФ) [197]. Считается, что нарушение ряда биохимических процессов может усиливать радиационное повреждение критических структур клетки. Одновременно в облученной клетке активируются системы, вовлеченные в процесс восстановления ДНК и структуры мембран. Предложенная А.М. Кузиным [89] структурно-метаболическая теория рассматривает процесс радиационного поражения как интерференцию множества нарушений клеточных структур и реакций обмена, результирующей которой является гибель или выживание облученной клетки.

В организме животных фактически во всех типах клеток присут-

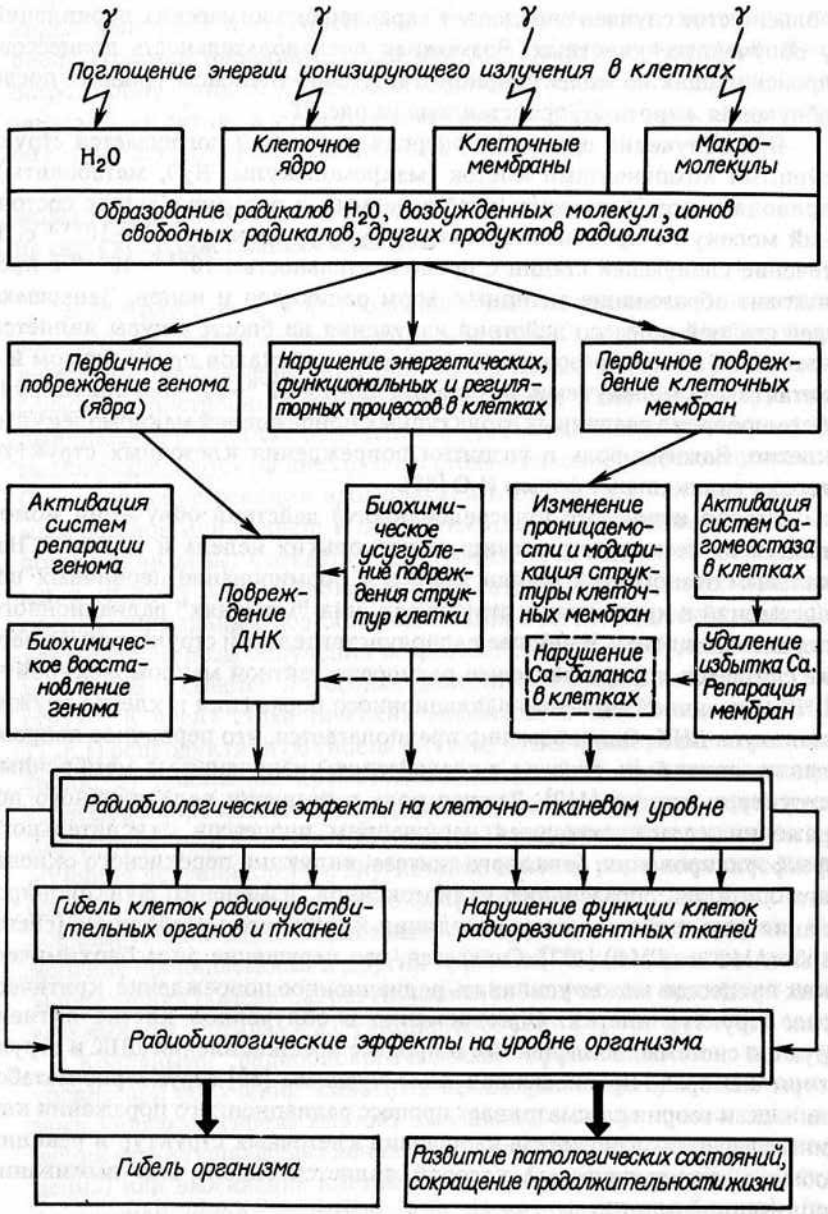


Рис. 28. Схема основных радиобиологических процессов и реакций на молекулярном и клеточно-тканевом уровнях в организме облученных животных

ствуют критические радиочувствительные структуры, но по устойчивости к излучениям между клетками различных органов и тканей наблюдаются существенные различия. Такая реакция клеток организма животных на облучение была установлена уже в первых радиобиологических работах. Сформулированный Бергонье и Трибондо в 1906 г. один из основных радиобиологических постулатов гласит, что ткань или орган тем более радиочувствительны, чем более недифференцированными морфологически и физиологически являются образующие их клетки, чем активнее они митотически и чем дольше остаются в активной стадии пролиферации или клеточного деления. Согласно этому правилу в организме сельскохозяйственных животных и других млекопитающих к числу наиболее радиочувствительных относятся слабодифференцированные клетки костного мозга и крипт кишечника, эпидермальные клетки, низкодифференцированные клетки слизистой желудка, клетки ростовой зоны хрусталика глаза и головного мозга, нейробласты спинного мозга, эмбриональные клетки, сперматогонии и ооциты. Группу наиболее устойчивых к действию излучения клеток организма животных составляют непролиферирующие зрелые клетки печени и мышц, нейроны головного и спинного мозга, эритроциты. Гибель радиочувствительных клеток наблюдается после облучения животных в дозах 0,1–4,0 Гр, тогда как летальное повреждение радиорезистентных клеток происходит при дозах 10–100 Гр [112, 180]. Исключение из правила Бергонье – Трибондо представляют лимфоциты тимуса (вилочковой железы) и периферической крови. Заметная гибель лимфоцитов, которые относятся к дифференцированным и практически неделящимся клеткам, отмечается при дозах облучения больше 0,25 Гр. Характерной особенностью реакции лимфоцитов является примерно одинаковая радиочувствительность при облучении in vivo и in vitro.

Выделяют 3 формы радиационной гибели клеток: репродуктивную гибель клеток; интерфазную гибель высокорадиочувствительных клеток, например лимфоидной ткани животных; интерфазную гибель радиочувствительных клеток при больших дозах облучения.

Вызываемые облучением двунитевые разрывы молекулы ДНК являются одним из наиболее вероятных механизмов репродуктивной гибели клеток. Количественно процесс репродуктивной гибели характеризуется зависимостью выживания клеток от дозы облучения (рис. 29). Для описания экспериментальных дозовых кривых выживания клеток разработан ряд математических моделей, основанных на принципе попадания в критические структуры – молекулы ДНК. По

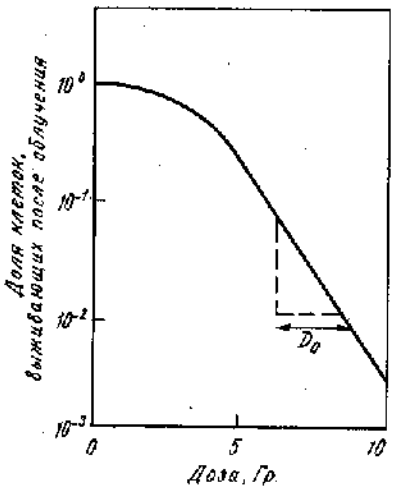


Рис. 29. Типичная кривая зависимости выживания клеток от дозы облучения [112]

экспоненциальному участку кривых выживания определяют величину $Д_0$, которая используется в качестве характеристики радиочувствительности клеток млекопитающих, и соответствует дозе облучения, вызывающей гибель 63 % клеток в клеточной популяции. $Д_0$ для кроветворных колониеобразующих клеток, являющихся детерминантами гибели животных после облучения, варьирует от 0,75 до 1,50 Гр [112].

Характерной особенностью феномена интерфазной гибели облученных клеток являются нарастание повреждения и наличие порога радиочувствительности, выше которого развитие летального повреждения не зависит от дозы [180]. Классическим примером случая интерфазой гибели клеток в организме животных является быстрое уменьшение количества лимфоцитов в периферической крови после облучения. Точный механизм интерфазной гибели облученных клеток не установлен. Существуют два принципиально различающихся подхода при рассмотрении возможных молекулярных механизмов интерфазной гибели клеток в облученном организме животных. Первый исходит из представлений о решающей роли поражения множественных клеточных структур и связанных с этим угнетением или дезинтеграцией процессов метаболизма, а второй основан на постулате первичности структурных повреждений ДНК в радиационных эффектах.

Молекула ДНК, видимо, не является единственной мишенью радиационного действия на клетки. В качестве другой наиболее вероятной мишени в настоящее время рассматриваются мембранные системы клеток. При действии на животных повреждающих факторов различной природы (вирусы, химические агенты, излучения, токсины) во всех случаях в погибающих клетках организма наблюдается общая картина морфологических изменений, обозначаемая как коагулятивный некроз. В качестве универсального механизма гибели летально поврежденных клеток Дж. Л. Фарбер [220] рассматривает нарушение

проницаемости мембраны и накопление Ca^{2+} в клетках. Предполагается, что избыток Ca^{2+} может выступать в качестве первопричины клеточной гибели, так как несбалансированное поступление Ca^{2+} в поврежденные клетки вызывает развитие необратимых изменений структуры белков и ДНК.

В соответствии с этой гипотезой при облучении животных более интенсивное накопление Ca^{2+} отмечается в клетках радиочувствительных органов и тканей. По данным С.П. Гроздова [34], в первые 3 сут после облучения крыс в дозе 900*Р* содержание Са в тимусе и селезенке возрастает в 2–6 раза, тогда как в печени оно фактически не изменяется. Включение ^{45}Ca резко повышается в тимусе, костном мозге, селезенке и кишечнике облученных крыс и слабо изменяется в относительно радиорезистентной ткани сердца, мышц и головного мозга (табл. 74). По нашим данным, при облучении овец в дозе 400Р

74. Включение ^{45}Ca в различные органы и ткани крыс, облученных в дозе 900*Р* (вход ^{45}Ca в ткани необлученных животных принят за 100 %) [34]

Срок исследований	Радиочувствительные клетки				Радиорезистентные клетки	
	Тимус	Костный мозг	Кишечник	Сердце	Мышцы	Головной мозг
0,5–1,5 ч	174	180	176	98	118	82
2,5–3,5 ч	190	259	141	109	113	89
24–25 ч	243	430	178	132	133	109
3-и сутки	132	416	415	143	140	96

75. Изменение показателей Са-обмена в клетках крови облученных овец (доза 400*Р*) и крыс (доза 640*Р*)

Срок исследований, сут	Общее содержание Са		
	Лимфоциты овец	Тромбоциты овец	Тромбоциты крыс
	10^{-15} г/клетка	мкг/мг белка	
До облучения	53,0±1,75	2,48±0,30	1,29±0,09
1	108,8±31,8	–	–
3	70,5±6,8	2,70±0,20	–
7	129,0±12,6	2,43±0,26	1,79±0,11
15	110,2	3,31±0,17	1,40±0,06

Продолжение

Срок исследований, сут	Эритроциты овец	
	Концентрация Ca^{2+} в цитоплазме, нмоль/л	Скорость входа ^{45}Ca в присутствии 4 мМ Na_3VO_4, мкмоль/мин/л эритроцитов
До облучения	51,0±5,6	0,23±0,04
0,5	79,3±2,9	0,26±0,01
1	113,0±13,0	0,37±0,03
3	50,2±1,4	0,36±0,09
5	51,2±1,7	0,31±0,05
7	81,1±5,2	0,53±0,05
10	59,0±4,2	0,19±0,02

уровень Ca в лимфоцитах периферической крови повышается более чем в 2 раза в первые 15 сут (табл. 75).

В то же время в более радиорезистентных тромбоцитах после облучения как овец, так и крыс отмечается только тенденция к повышению содержания внутриклеточного Ca. В норме концентрация ионизированного Ca^{2+}, во внеклеточных жидкостях животных составляет около 10^{-3} М, что в 10^3-10^4 раза выше, чем в цитоплазме клеток. В начальный период облучения овец наблюдается повышение концентрации ионизированного Ca^{2+} и скорости входа ^{45}Ca в эритроциты, поэтому нарушение внутриклеточного Ca-баланса, наряду с повреждением ДНК может быть важной детерминантной гибели клеток в организме животных при острой лучевой патологии.

В условиях хронического облучения животных по сравнению с острым радиационным воздействием большинство эффектов носит менее выраженный характер. Одной из причин является более эффективное функционирование клеточных систем репарации (восстановление повреждений) при пролонгированных радиационных воздействиях. Однако ответная реакция животных и развитие патологического состояния организма как при хроническом, так и при остром облучении также связаны с процессами гибели клеток и нарушениями их функциональной активности. Поэтому реакцию клеток можно рассматривать как основу радиационных эффектов на органотканевом и организменном уровнях при облучении сельскохозяйственных животных.

Действие излучений на систему крови и кроветворения. Патология кроветворения и связанная с ней депрессия всех клеточных элементов крови характерны для клинического синдрома острой лучевой болезни. При этом гематоморфологические изменения являются одним из важнейших патогенетических звеньев, в значительной степени определяющих развитие заболевания.

Степень изменения в кроветворных органах и крови находится в прямой зависимости от дозы облучения. Малые дозы радиации приводят к усилению костномозгового кроветворения. При этом наблюдается повышение числа форменных элементов крови (эритроцитов, лейкоцитов, тромбоцитов) и количества гемоглобина. Подавление костномозгового кроветворения у сельскохозяйственных животных наступает при общем внешнем облучении в дозе больше 100*Р*. В этом случае происходят уменьшение числа клеток (лейкоцитов) в периферической крови и снижение общего количества клеток в костномозговом пунктате. В клетках регистрируются лизис, пикноз и гиперсегментоз ядер, вакуолизация ядра и протоплазмы, появление гигантских гиперсегментированных гранулоцитов и др. Изменяются размер и форма эритроцитов. Эти процессы сопровождаются структурно-метаболическими нарушениями в самих клетках: угнетением биоэнергетических реакций, нарушением ионного баланса, подавлением синтеза ДНК, РНК и белков, усиленным распадом нуклеотидов, деградацией ядерного хроматина. Фаза разгара лучевой болезни характеризуется сильной депрессией лимфоцитов, умеренным уменьшением количества гранулоцитов, тромбоцитов и малым изменением числа эритроцитов.

Эритроциты. В периферической крови у облученных в летальных дозах сельскохозяйственных животных количество эритроцитов снижается. По сравнению с изменениями содержания других форменных элементов это уменьшение является минимальным. Например, в течение 12 лет были изучены гемограммы крупного рогатого скота, облученного в дозах 200–400*Р* (одну группу облучали дважды в дозах по 300*Р* с интервалом 8 нед между воздействиями). Облучение не отразилось на концентрации эритроцитов и гемоглобина в клеточном объеме, а также на других эритроцитарных показателях.

Лейкоциты. Изменение числа лейкоцитов в периферической крови является наиболее распространенным показателем, характеризующим нарушение кроветворной функции организма при острой

лучевой болезни. Концентрация клеток белой крови после облучения резко снижается, причем характер лейкопении сходен у всех видов млекопитающих. С развитием лейкопении существенно изменяется лейкоцитарная формула.

У коров, облученных в дозах от 450 до 700*Р*, в первые сутки после облучения количество лейкоцитов в крови уменьшается до 30 % от исходного уровня, а наименьшее число клеток отмечается между 15 и 25-ми сутками. После максимальной депрессии (на 3-и сутки после облучения) содержание лимфоцитов в крови несколько повышается и остается почти постоянным до 25-х суток. Напротив, количество агранулоцитов продолжает снижаться, и их минимальный уровень наблюдается между 15 и 25-ми сутками.

При воздействии γ-излучения в дозах 300–600*Р* лейкопения у овец к 5-м суткам после облучения достигает 40–50 % исходного числа клеток, а на 12–15-е сутки концентрация лейкоцитов не превышает 20 % первоначального значения. Так, при облучении в дозе 300*Р* число лейкоцитов уменьшается с достижением минимума (3,5–4 тыс. клеток/мкл) на 5–15-е сутки после облучения, а при дозе 1000*Р* – на 7–20-е сутки. У погибающих овец концентрация лейкоцитов составляет 15 % исходного уровня.

Способность к восстановлению клеточного состава крови к исходному уровню у разных видов животных неодинакова. У свиней при облучении в дозе 270*Р* полупериод восстановления лейкоцитов периферической крови равен 5,5 мес, а у животных, которых облучают через 4 мес повторно, этот процесс происходит медленнее. У овец число лейкоцитов возвращается к исходному уровню на 30–40-е сутки при рентгеновском облучении в дозе 300 *Р* и на 40–50-е сутки – в дозе 1000*Р*.

При γ-облучении крупного рогатого скота в дозах 200–400*Р* и 2-кратном воздействии в дозе 300*Р* с интервалом 8 нед гемограммы спустя 5 лет после обучения у опытных и контрольных животных не различаются. Через 8 нед после повторного облучения число тромбоцитов восстанавливается очень быстро, количество гранулоцитов – умеренно, а уровень агранулоцитов – медленно. Спустя 1 год после облучения концентрация тромбоцитов и гранулоцитов у опытных и контрольных животных одинакова, а число агранулоцитов – у облученных животных значительно ниже. В терминальный период проявляются умеренная гранулоцитопения, абсолютный и относительный лимфоцитоз и анемия.

При внутреннем поступлении ^{90}Sr хроническое облучение коров

при мощности дозы на костный мозг 2,5–10,5 мГр/сут не оказывает влияния на морфологический состав крови. Поступление ^{90}Sr в количестве $3,7 \cdot 10^5$ Бк/кг массы животного в день в течение 3 мес вызывает лейкотромбоцитопению, эритроцитопению, гранулоцитоз и аплазию костного мозга у свиней. Концентрация тромбоцитов периферической крови после воздействия излучения менее подвержена изменениям, чем клеточный состав "белой" крови.

Тяжесть и исход лучевого поражения часто связывают с развитием тромбоцитопении, так как количество тромбоцитов влияет на выраженность геморрагического синдрома острой лучевой болезни. У крупного рогатого скота тромбоцитопения отмечается с 7-х суток после облучения и протекает со скоростью 45 тыс. пластинок/мкл. $сут^{-1}$. Минимум концентрации тромбоцитов отмечается на 21-е сутки после облучения. У выживших после облучения животных и коров, которые впоследствие погибли, скорость падения числа тромбоцитов одинакова, однако у выживших минимальная концентрация этих клеток в крови составляет в среднем 4 тыс. пластинок/мкл, а у погибших она падает до нуля.

У овец, облученных в дозе 300*Р* и выживших после этого, концентрация тромбоцитов остается без изменений, а у погибающих она снижается до самой гибели. Тромбоцитограмма у облученных животных характеризуется в это время увеличением числа старых тромбоцитов, форм раздражения и дегенеративных форм, т.е. наблюдается сдвиг тромбоцитограммы вправо. Считают, что основную роль в восстановлении костного мозга после радиационного поражения играют стволовые клетки костного мозга, циркулирующие в небольших количествах в периферической крови животных. Первый, кратковременный этап восстановления клеток белой крови у облученных животных получил название абортивного. Он объясняется дифференцировкой части сохранившихся неповрежденными клеток-предшественниц. Окончательное восстановление функции органов гемопоэтической системы происходит в основном за счет деления сохранившихся стволовых клеток.

Действие излучений на сердечно-сосудистую и нервную системы. При облучении в относительно малых дозах (100–200*Р*) заметных изменений в сердечной деятельности животных отметить, как правило, не удается. При более высоких дозах сразу после облучения отмечается учащение сердцебиения, затем на 2 – 3-и сутки пульс относительно нормализуется. В разгар болезни ритм сокращений становится неустойчивым и вновь ускоряется в предтерминальный период, а в терминальный период он замедляется.

У овец выявляют гемодинамические сдвиги, происходящие в организме как в процессе облучения и сразу после воздействия, так и в отдаленный пострадиационный период. Через 3 сут после облучения в дозе 300*Р*, помимо нарушения проводимости желудочков, регистрируются уширенные, несколько расщепленные у основания желудочковые комплексы в 1-м и 2-м отведениях, сегмент *S–T* ниже изопотенциальной линии, отмечаются инверсия и увеличение амплитуды зубца *Т*. При последующем наблюдении (через 100 сут после облучения) нарушение проводимости не восстанавливается, и, по данным электрокардиограммы, диагносцируется устойчивое диффузное поражение миокарда. Облучение в дозе 600*Р* вызывает более стойкие изменения. По мере сглаживания клинических симптомов лучевой болезни изменения в ЭКГ продолжают нарастать и сводятся к уменьшению вольтажа желудочного комплекса, двуфазности зубца *Т*, снижению и укорочению сегмента *S–T*. Зубец *Р* становится высоким и заостренным, что свидетельствует о понижении функции миокарда. Воздействие в дозе 100*Р* вызывает нарушения сократительной способности миокарда, сопровождаемые глубокими дистрофическими или дегенеративными изменениями. У животных после облучения в дозе 330*Р* отмечаются лишь функциональные отклонения [87]. Изменения, выявленные электрокардиографически, были подкреплены биохимическими исследованиями.

При внутреннем облучении отклонения со стороны сердечно-сосудистой системы выражены слабо. При разовой даче с кормом больших количеств радионуклидов – $(1{,}1 \ldots 2{,}2) \cdot 10^{11}$ Бк смеси продуктов деления на животное – через 30–60 сут после воздействия на электрокардиограмме происходит инверсия зубца *Т*, а через 240–390 сут форма ЭКГ возвращается к исходному уровню [14]. При введении ^{131}I овцам (до 925 МБк на животное) изменений ЭКГ не отмечается. При максимальных количествах введенного радионуклида перед гибелью констатируют инверсию зубца *Т*. Также изменения регистрируются в начале развития дегенеративных процессов в миокарде.

Клинические проявления радиационного поражения нервной системы в диапазоне доз, вызывающих костномозговой синдром острой лучевой болезни, чаще всего встречаются у лошадей и ослов. Их поведение и положение тела в пространстве очень напоминают таковые при коликах. Такой симптом поражения нервной системы может служить признаком неблагоприятного прогноза исхода заболевания.

Влияние излучений на иммунологическую реактивность организма. Под действием излучений изменяется весь комплекс защитных механизмов и реакций организма – резистентность слизистых оболочек и других барьеров, клеточные и гуморальные факторы иммунитета (клеточные реакции, бактерицидность крови, лимфы и секретов), антителогенез. Малые дозы излучения повышают специфическую и неспецифическую клеточную и гуморальную защиту организма. В механизме этого явления, по-видимому, имеет значение развитие таких процессов, как сосудистые изменения, активная гиперемия, повышение скорости обмена веществ, увеличение количества неспецифических бактерицидных веществ, ферментов; ускорение образования антител, стимулирование ретикуло-эндотелиальной системы. При облучении в сублетальных и летальных дозах (300*Р* и выше) у сельскохозяйственных животных развиваются глубокие функциональные и морфологические нарушения клеточных структур, изменяется деятельность всех систем организма. Нарушение факторов иммунитета отмечается значительно раньше проявления клинических признаков лучевой болезни. С развитием лучевой болезни иммунологическая реактивность организма нарушается, что приводит к интенсивному размножению и расселению бактерий аутофлоры. Определение числа кишечных палочек и особенно гемолитических форм микробов на поверхности кожи и слизистых оболочек является одним из тестов, позволяющих установить степень нарушения иммунологической реактивности организма в ранние сроки.

При радиационных поражениях изменяется естественная устойчивость к эндогенным инфекциям. Этот процесс связан с нарушением иммунологической реактивности организма. После воздействия излучений усиливается образование аутоантител. В облученном организме всегда присутствуют иммунологически активные агенты – измененные продукты метаболизма веществ и клеточного распада, обладающие антигенными свойствами, которые, по-видимому, и являются "инициаторами" образования аутоантител.

Излучение существенно влияет на иммуногенез, изменяя реакцию на введение антигена. При этом степень изменений зависит от срока облучения относительно периодов формирования иммунитета. Иммунизация, проведенная за несколько дней до облучения, оказывает благоприятое влияние на течение лучевой болезни. Вакцинация в первые 2–3 сут после облучения среднелетальными и летальными дозами не повышает радиорезистентности, т.е. чем позже после лучевого воздействия производится иммунизация, тем она эффективнее. Вакцинация в острый период лучевой болезни значительно отягощает ее течение и увеличивает смертность животных.

Влияние излучений на воспроизводительную систему животных. Исход беременности зависит от поглощенной дозы и периода беременности, когда происходит облучение. Действие излучений в первые дни после оплодотворения может привести к гибели бластоцист не только до имплантации, но и в начале ее, что может сопровождаться нарушением развития плода в более поздние сроки. $ЛД_{50}$ для ооцитов свиней равна 500*Р*, а для ооцитов коров – 900*Р*. При облучении в дозах 200–400*Р* с мощностью дозы 0,7*Р*/мин. овогенез у 15–18-месячных телок не изменяется.

Зародыш обладает наибольшей радиочувствительностью в период дифференцировки органов. Например, у коров, облученных дозой 400*Р* на 27-е сутки стельности, родились бесхвостые телята, а у облученных на 31–32-е сутки – жизнеспособное потомство, но с различными дефектами костей конечностей. Именно в указанные дни развития у зародыша крупного рогатого скота происходит расчленение зачатков конечностей. Аналогичный эффект наблюдается у ягнят, матери которых были облучены той же дозой на 23-е и 28-е сутки суягности. Овцы же, получившие дозу 550*Р* на последних неделях суягности, принесли нормальных ягнят.

Вопрос о механизме действия облучения родителей на потомство полностью не выяснен. Облучение месячных бычков и хрячков дозой 200*Р* не приводит к половой стерильности, но такие животные продуцируют меньше спермы (32 и 43 % соответственно). Поражаемость семяродного эпителия значительно меньше у бычков и хрячков старше 10 нед. У взрослых же бычков после облучения дозой 400*Р* в течение первых 6 нед в сперме появляются уродливые сперматозоиды, а затем наступает стойкая азоспермия, которая в 5 % случаях длится до 4,5 мес. Полное восстановление сперматогенеза наблюдается не ранее чем через 6 мес.

Облучение супоросных свиней дозой 400*Р* на различных стадиях беременности отрицательно сказывается на сперматогенезе потомства. Облучение на 50-е и 55-е сутки беременности вызывает стерильность 50 и 70 % канальцев семенников соответственно. Полной стерильности потомков при облучении дозой 400*Р* не наблюдается. Пик высокой радиочувствительности половых клеток совпадает с началом образования примитивных семенных канальцев.

Наблюдения в течение 13 лет за коровами показывают, что при дозе 200*Р* потомство у облученных животных, по сравнению с контролем, составляет 99 %, 300*Р* – 95, 400*Р* – 101 и при дозе 300 + 300*Р* – 101 %. У коров, которым перорально вводили однократно молодые

радиоактивные продукты деления в количествах (1,22 . . . 2,22) х х 10^{11} Бк в расчете на животное и которые спустя 7 мес после этого были оплодотворены, нормальные роды происходили лишь у 50 % животных, причем потомство первого поколения в своем развитии не отличалось от контрольных телят. Четыре телки этой группы в возрасте 17–18 мес были оплодотворены и дали потомство второго внучатого поколения, которое также развивалось нормально. Поступление в организм стельных коров смеси продуктов деления в количествах $5{,}55 \cdot 10^{11}$ . . . $1{,}22 \cdot 10^{12}$ Бк с кормом нарушает развитие и дифференцировку органов плода [14].

При ежедневном поступлении $7{,}4 \cdot 10^{6}$ Бк ^{90}Sr на 1 кг живой массы (до 10 лет) у овец и их потомства не обнаруживается заметных изменений. Жизнеспособное потомство, полученное от овец, облученных в сублетальных дозах, по развитию не отличается от контрольных ягнят.

Негативное влияние γ-излучения на воспроизводительную функцию сельскохозяйственных животных и качество потомства определяется в основном поражением эмбриона в период дифференцировки органов, а также семяродного эпителия яичек и яичников родителей.

ДЕЙСТВИЕ ИЗЛУЧЕНИЙ НА ОРГАНИЗМ ЖИВОТНЫХ

Виды радиационной патологии у сельскохозяйственных животных. По клиническому проявлению, характеру течения и исходу заболевания различают острую и хроническую лучевую болезнь. При кратковременном облучении в больших дозах развивается острая лучевая болезнь, например, в результате общего внешнего γ-облучения. При облучении организма небольшими, но хронически воздействующими дозами, например при инкорпорировании радионуклидов в довольно больших количествах, может развиваться хроническая лучевая болезнь [73, 272].

По особенностям периодизации и клинической очерченности патологических процессов, развивающихся в облученном организме, выделяют три основные формы острой лучевой болезни: церебральную, кишечную и костномозговую. При церебральной форме острой лучевой болезни, когда преимущественно поражается центральная нервная система, животное погибает в момент облучения в дозе нескольких сотен Грей или спустя несколько часов после него почти без проявления каких-либо признаков болезни. Кишечная форма острой лучевой болезни возникает после однократного облучения в дозах от 10–100 Гр и больше. Высокая поражаемость кишечника связано с быстрой

сменой клеток кишечного эпителия. Облучение прекращает митозы в криптах, слущивание же старых клеток продолжается в прежнем темпе, что приводит к опустошительным разрушениям эпителия, так как резко нарушается равновесие между физиологической убылью и регенерацией клеток.

Меньшие дозы облучения (до 10 Гр) приводят к костномозговой форме болезни, когда в основном поражается кроветворная ткань. В этом случае облучение всего тела в дозах 0,5–1,0 Гр становится опасным, хотя животные кажутся клинически здоровыми.

Поражение животных при воздействии α- и β-излучений. Внешнее контактное действие α- и β-излучений у сельскохозяйственных животных возможно при попадании радионуклидов на кожные покровы животных. При этом энергия излучений поглощается поверхностными слоями тканей, вызывая специфические поражения кожи и слизистых оболочек – так называемые лучевые ожоги. Лучевые ожоги в отличие от термических малоболезненны или совсем безболезненны, изменения возникают постепенно, а процессы восстановления (заживления) протекают медленно. Лучевые ожоги развиваются в первую очередь в местах нежных и слабо защищенных волосяным покровом участков кожи (область половых органов, вымени, сгибательной поверхности суставов, межкопытной щели и др.). В патологическом процессе, связанном с лучевыми ожогами, выделяют 4 периода – первичной реакции, скрытый, острой воспалительной реакции и восстановления. По тяжести поражения различают 4 степени: легкую (при дозе 5 Гр), среднюю (5–10 Гр), тяжелую (10–30 Гр) и крайне тяжелую (около 30 Гр).

Возможно и совокупное радиационное поражение животных, когда, помимо общего внешнего γ-облучения, радионуклиды могут поступать внутрь организма с пастбищной травой (внутреннее облучение). Развивающаяся при этом лучевая болезнь может также иметь 4 степени тяжести. Комбинированные радиационные поражения могут возникнуть при отягощении острой лучевой болезни травмами и ожогами.

Острая лучевая болезнь. В развитии и течении острой лучевой болезни выделяют 4 периода: 1) начальный, или период первичных реакций; 2) латентный, или скрытый (период кажущегося благополучия); 3) период выраженных клинических признаков, или период разгара болезни; 4) период восстановления с полным или частичным выздоровлением.

Легкая степень лучевой болезни обычно протекает без видимых клинических симптомов, возможно небольшое уменьшение концентрации лейкоцитов в крови.

Средняя степень лучевой болезни характеризуется быстро проходящей первичной реакцией. Латентный период продолжается более 10 сут. В разгар лучевой болезни на слизистых оболочках появляются кровоизлияния, наблюдаются кратковременные диареи с небольшой примесью крови и слизи в кале. Лейкопения развивается постепенно и бывает неглубокой. Возможна гибель до 20 % пораженных животных в основном в результате осложнений, чаще всего со стороны органов дыхания и ЖКТ.

При тяжелой степени лучевой болезни первичная реакция проявляется через несколько часов после облучения и продолжается до 2–3 сут. Уже в первом периоде наблюдаются изменения клеточного состава периферической крови, отмечается кратковременный лейкоцитоз, после чего сразу же наступает лейкопения. Длится латентный период 3–10 сут. В это время животные выглядят внешне здоровыми, однако они начинают терять массу, в периферической крови резко уменьшается количество лейкоцитов, в костном мозге обнаруживается начальная гипоплазия всех ростков кроветворения.

В период разгара лучевой болезни, продолжающейся от 2 до 4 нед, животные становятся вялыми, слабо реагируют на внешние раздражители, отказываются от корма, худеют. Температура тела периодически повышается, возникает лихорадка ремиттирующего или постоянного типа. Кожа теряет эластичность и становится сухой. На слизистых оболочках появляются кровоизлияния. Из-за отека носоглотки и гортани, а также возникновения воспалительных процессов в легочной ткани затрудняется дыхание и появляется одышка. Отмечается катарально-геморрагическое воспаление слизистой оболочки желудка и кишечника, сопровождаемое обычно поносами, чаще с примесью крови в кале. Наблюдаются кровотечения из носа и десен. Последовательность развития признаков болезни может варьировать. Одним из важных показателей тяжести лучевой болезни в этот период является степень угнетения гемопоэза и снижение числа лейкоцитов в периферической крови. В тех случаях, когда животное не погибает в разгар лучевой болезни, начинается 4-й период – выздоровление, которое длится месяцами, даже годами.

При крайне тяжелой степени заболевание протекает очень бурно, продолжительность периодов лучевой болезни сильно укорочена. Болезнь длится 5–12 сут и животное погибает, при этом наблюдается сердечно-сосудистая недостаточность.

Особенности патогенеза острой лучевой болезни у разных видов сельскохозяйственных животных. Лучевая болезнь у сельскохозяйственных животных в основном протекает в сходной форме, однако $ЛД_{50}$, а также клиническое течение и средняя продолжительность жизни у разных видов могут заметно варьировать (см. табл. 73).

Крупный рогатый скот. При облучении в дозе $ЛД_{50/30}$ и больше в течение первых суток наблюдаются возбуждение и дрожь. Характерным признаком лучевого поражения животных являются признаки молочной лихорадки, травматического ретикулита, тимпании и др. У облученных животных нарушается дыхание, причем вначале оно становится частым, поверхностным, с резкими звуками. Нередко развивается отек легких, гортани и глотки. Потеря массы за 30 сут болезни у выживших животных достигает 10 %. Процесс выздоровления обычно начинается через 30–40 сут после облучения. Наиболее характерными патоморфологическими изменениями являются геморрагический диатез, пневмония, атрофия лимфоидной ткани и кроветворного костного мозга, изъязвления слизистой оболочки ЖКТ.

Лошади. Общее состояние лошадей после облучения в дозах $ЛД_{50/30}$ в период первичных реакций первые 2–3 сутки характеризуется повышенной возбудимостью, появлением судорожных подергиваний головы, хвоста и конечностей. В период разгара лучевой болезни появляются отеки конечностей, язвы и кровоизлияния на коже и слизистых оболочках. Дыхание затруднено из-за отека легких, возможны симптомы, характерные для энцефаломиелита. Типичными являются поражения глаз – коньюктивиты, кератиты, помутнение и язвы роговицы.

Овцы и козы. Характерными признаками лучевого поражения при облучении в дозах $ЛД_{50/30}$ и больше являются болезненность кожи и выпадение шерсти (эпиляция). Оголенные участки кожи гиперемированы, с точечными и диффузными кровоизлияниями. Начиная с 3–5-х суток после облучения появляется серозный ринит, расстраивается функция ЖКТ, отмечаются разжижение кала, диарея с примесью слизи и нередко крови.

Свиньи. После облучения в дозе $ЛД_{50/30}$ и больше наблюдается рвота. Скрытый период короткий. К 10-м суткам возникают признаки разгара болезни – кровоизлияние на коже, кровотечение из носа, кровянистый кал. Нередко животные погибают с признаками полного обескровливания вследствие кровотечений.

Куры. Ранними признаками поражения являются дрожание головы, угнетение, сонное состояние, отек гребешков и сережек, помет

зеленоватого цвета и разжижен. Гибель животных начинается с 5–7-х суток после облучения.

Хроническая лучевая болезнь. Выделяют 3 степени тяжести хронической лучевой болезни: легкую, среднюю и тяжелую.

Легкая степень хронической лучевой болезни характеризуется нерезко выраженными функциональными нарушениями органов и систем. Направленность этих изменений может быть как в сторону снижения, так и в сторону усиления функций.

При средней степени хронической лучевой болезни отмечаются признаки морфологического повреждения наиболее радиочувствительных тканей – гипоплазия костного мозга с признаками стойкой умеренной лейко- и тромбоцитопении.

При тяжелой степени хронической лучевой болезни наблюдаются выраженная гипоплазия костного мозга, резкая лейко- и тромбоцитопения, анемия, дистрофические изменения в органах и инфекционные осложнения.

Хроническая лучевая болезнь развивается у крупного рогатого скота после однократного введения ^{131}I в концентрации (0,9–2) х х 10^9 Бк/кг массы животного, перорального введения в течение 8 лет ^{90}Sr в концентрации $7,4 \cdot 10^6$ Бк/кг массы животного, при разовом введении радиоактивных продуктов деления 10-часового возраста в количестве $(1–2) \cdot 10^{11}$ Бк на одно животное. Болезнь при этом характеризуется выраженным гипотиреозом и непрерывным падением молочной продуктивности. Так, во второй лактации молочная продуктивность снижается на 50–70 %, а в третьей – в 3 – 7 раз.

Одним из ярких признаков болезни являются изменения в кроветворной системе: снижается содержание гемоглобина и лейкоцитов при сохранении на прежнем уровне количества тромбоцитов.

У овец хроническая лучевая болезнь развивается при однократном введении с кормом ^{131}I в количестве $7,4 \cdot 10^7$ . . . $1,85 \cdot 10^8$ Бк в расчете на одно животное или при поступлении этого радионуклида в течение 4 лет по $(5–8) \cdot 10^6$ Бк/сут. Хроническую лучевую болезнь у овец вызывает разовое введение внутрь ^{90}Sr в количестве 3,7 х х 10^{10} Бк/кг массы животного, а также многократная дача его по 1 х х 10^8 Бк/кг массы животного в течение 3 мес или по $7,4 \cdot 10^3$ Бк/кг массы животного в течение 8 лет. Клиническая картина хронической лучевой болезни у овец и коров аналогична.

Радиационная патология при внутреннем облучении животных. Характер и степень поражения сельскохозяйственных животных от инкорпорированных радионуклидов зависят от многих факторов:

физико-химических свойств радионуклидов, которые определяют их метаболизм в организме животных; пути поступления радиоактивных веществ; количества поступивших в организм радионуклидов; а также видовых и индивидуальных особенностей животных.

Радиоизотопы I откладываются преимущественно в щитовидной железе: в результате прямого действия β- и γ-излучения радиойода нарушаются ее структура и функции. Этот процесс начинается с первых суток после поступления радиойода в организм и быстро развивается, приводя орган при высоких поглощенных дозах к полному разрушению через 5–10 сут. Клинические признаки острой лучевой болезни возникают при введении в организм животных ^{131}I в количествах от $2 \cdot 10^5$ до $5 \cdot 10^5$ Бк/кг массы животного и больше. Изменения функции щитовидной железы животных начинаются при поглощенной дозе 20–50 Гр, а ее разрушение при дозе 70 Гр и более.

Остеотропные радионуклиды, такие, как ^{90}Sr, накапливаясь в костной ткани и длительное время находясь там, постоянно облучают костный мозг, в связи с чем изменения в кроветворных органах и крови являются ведущими в патогенезе болезни. Тяжелые поражения у взрослых овец наблюдаются при однократном поступлении ^{90}Sr в количестве $3{,}7 \cdot 10^7$ Бк/кг массы животного, а также при поступлении в концентрации $7{,}4 \cdot 10^7$ Бк/кг массы животного в течение 30 сут. У свиней острое течение лучевой болезни наблюдается при введении ^{90}Sr внутрь в течение 3 мес в дозе $1 \cdot 10^8$ Бк/сут, подострое – при введении в течение 9–10 мес $2{,}3 \cdot 10^7$ Бк/сут. У овец острое течение болезни вызывает однократное поступление ^{137}Cs с кормом в количестве 1,85 х х 10^8 Бк/кг массы животного. У овец и крупного рогатого скота при содержании в организме соответственно $2{,}5 \cdot 10^{11}$ и $1{,}85 \cdot 10^{14}$ Бк ^{137}Cs в расчете на одно животное в течение 1 мес развиваются видимые признаки лучевого поражения, напоминающие признаки радиационного синдрома, возникающего при внешнем γ-облучении.

Бета-ожоги кожи. Радиоактивное загрязнение кожного покрова может вызывать его поражение. Бета-ожоги развиваются раньше и протекают тяжелее в местах, где кожа слабо защищена волосяным покровом.

В развитии бета-ожогов различают четыре периода: первичной реакции; скрытой реакции; острой воспалительной реакции и восстановления. По тяжести поражения различают четыре степени: легкую, при дозе до 5 Гр; среднюю, 5–10 Гр; тяжелую, 10–30 Гр и крайне тяжелую, более 30 Гр.

Первый период – первичной реакции – проявляется в зависи-

мости от дозы β-облучения через несколько часов или суток после воздействия и продолжается 2–3 сут. Наиболее ярко он выражен у животных слабо защищенных волосяным покровом, с депигментированной кожей. Места поражения гиперемированы, отечны, болезненны и зудят. Часто животные эти места расчесывают, кусают зубами.

Второй период – скрытый (латентный) – длится в зависимости от дозы облучения от нескольких часов до 2 нед. Он характеризуется повышенной потливостью и зудом пораженных участков.

Третий период – выраженная воспалительная реакция кожи. При легкой степени поражения наблюдаются умеренная эритема, а затем незначительная эпиляция и шелушение поверхностных слоев эпидермиса. При средней степени бета-ожога острое воспаление длится 3–4 нед; отмечаются сильная болезненность, гиперемия и отек поврежденной кожи, развиваются эрозии, повышается температура тела.

Тяжелая степень поражения характеризуется резко выраженной болевой и воспалительной реакцией, гиперемией, отеком пораженных участков кожи. Иногда образуются пузыри, сходные по внешнему виду с пузырями термических ожогов. Быстро появляются эрозии и язвы. Одновременно развиваются общие клинические изменения: повышается температура тела, увеличиваются регионарные лимфатические узлы, ухудшается или теряется аппетит. В крови выявляют нейтрофильный лейкоцитоз, моноцитоз, эозинофилию, тромбоцитоз, ретикулоцитоз, возрастает СОЭ. В сыворотке крови уменьшается количество белков, липидов и увеличивается содержание калия. Часто развиваются признаки общей интоксикации.

При крайне тяжелой степени бета-ожогов все признаки острого воспаления и общей реакции организма выражены наиболее сильно. Интенсивно протекают глубокие гнойно-некротические процессы, ведущие к образованию язв и являющиеся причиной длительной интоксикации и септических состояний организма.

Четвертый период – восстановление. При легкой степени процесс заканчивается полным выздоровлением через 1–2 мес, при средней – через 3–4 мес, но у пораженных животных еще длительное время наблюдаются атрофия кожи и повышенная болевая реакция. При тяжелых поражениях язвы заживают медленно, в течение нескольких месяцев или лет по типу трофических язв с разрастанием рубцовой ткани и развитием гиперкератоза. Образовавшийся эпителиальный покров часто покрывается язвами, появляются рецидивирующие некрозы. Возможны злокачественные перерождения тканей.

Глава 10. МЕРОПРИЯТИЯ ПО СНИЖЕНИЮ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИИ РАСТЕНИЕВОДСТВА

КЛАССИФИКАЦИЯ И ПРИНЦИПЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ПРИЕМОВ ПО УМЕНЬШЕНИЮ ПЕРЕХОДА РАДИОНУКЛИДОВ В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РАСТЕНИЯ И РАСТЕНИЕВОДЧЕСКУЮ ПРОДУКЦИЮ

Для снижения концентрации радионуклидов в сельскохозяйственных растениях могут быть использованы различные приемы, которые разделяют на две большие группы: 1) общепринятые (традиционные) в агропромышленном производстве мероприятия, направленные на сохранение и увеличение плодородия почвы, рост урожайности, повышение качества растениеводческой продукции и одновременно способствующие уменьшению перехода радиоактивных веществ из почвы в растения: 2) специальные приемы (удаление верхнего загрязненного радиоактивными веществами слоя почвы, глубокая вспашка с захоронением загрязненного слоя почвы, внесение в почву специальных мелиорантов, связывающих радионуклиды в труднодоступные для растений формы и т.п.), которые иногда могут привести к определенному уменьшению урожайности растений и некоторому ухудшению плодородия почвы. Аналогичным образом – на традиционные и специальные – могут быть классифицированы и приемы по технологической обработке растениеводческой продукции, используемые для снижения содержания в ней радиоактивных веществ.

Рекомендации к практическому внедрению любых приемов, направленных на ограничение поступления радионуклидов из почвы в растения, должны учитывать экономическую эффективность и санитарно-гигиеническую значимость этих мероприятий. Нецелесообразно использовать дорогостоящие приемы, приводящие к незначительному уменьшению перехода радионуклидов в продукцию растениеводства и далее в рацион человека и, следовательно, не ведущие к снижению дозы его облучения, если эти мероприятия не продиктованы радиационно-гигиеническими соображениями, исходя из современных концепций радиационной безопасности риск – выгода при использовании ионизирующих излучений.

Химизация земледелия (в первую очередь внесение удобрений и различных химических мелиорантов, улучшающих физико-химические свойства почвы и увеличивающих ее плодородие) является одним из важнейших путей ограничения поступления радионуклидов в

сельскохозяйственные растения и далее в продукцию животноводства. Использование минеральных и органических удобрений, добавление в почву извести и торфа, а также другие агромелиоративные мероприятия относятся к числу наиболее эффективных способов уменьшения концентраций радионуклидов в урожае. Эти мероприятия составляют основу комплекса средств защиты по профилактике внутреннего, а иногда и внешнего облучения при ликвидации последствий радиационных аварий на загрязненных сельскохозяйственных угодьях.

АГРОХИМИЧЕСКИЕ СПОСОБЫ УМЕНЬШЕНИЯ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ

Для повышения урожайности сельскохозяйственных культур минеральные и органические удобрения применяют на основании общих рекомендаций для каждой почвенно-климатической зоны страны. Наиболее существенное значение для повышения урожая имеют удобрения, содержащие питательный элемент, недостаток которого ограничивает урожай на данной почве. На дерново-подзолистых почвах чаще в минимуме содержится азот, а на тяжелых по гранулометрическому составу почвах разных типов – азот и фосфор. На черноземах в большинстве случаев ограничивает повышение урожая недостаток фосфора, а на выщелоченных черноземах – малое количество азота. Хорошие урожаи на легких песчаных почвах можно получить при внесении полного минерального удобрения, так как эти почвы бедны питательными элементами. Кроме того, на легких почвах существенное значение при выращивании достаточно высокого урожая имеют удобрения, содержащие магний.

В современных условиях интенсивная технология возделывания сельскохозяйственных культур предусматривает обязательное систематическое внесение органических и минеральных удобрений, а при необходимости и известкование почвы. Фосфорные и калийные удобрения часто применяют в дозах, превышающих потребности растений в этих элементах.

Снижение концентрации радионуклидов в урожае при внесении удобрений может быть обусловлено рядом причин: улучшением условий питания растений и связанным с этим увеличением биомассы и тем самым "разбавлением" радионуклидов; повышением концентрации в почве обменных катионов, в первую очередь калия и кальция; усилением антагонизма между ионами радионуклидов и ионами вно-

симых солей при корневом усвоении; изменением доступности для корневых систем радионуклидов вследствие перевода их в труднодоступные соединения и обменной фиксации в результате реакций радионуклидов с вносимыми удобрениями.

Эффективность внесения минеральных удобрений и известкования кислых почв с точки зрения уменьшения содержания радионуклидов в урожае зависит от плодородия почв: на бедных питательными веществами почвах, почвах легкого гранулометрического состава, почвах с небольшим содержанием гумуса кратность снижения концентрации радионуклидов в растениях (т.е. уменьшение концентрации радионуклидов в урожае относительно неудобренного контроля) существенно выше, чем на почвах плодородных. Эти различия в эффективности добавления извести и минеральных удобрений как приема, снижающего аккумуляцию радионуклидов в растениях, нужно учитывать в оценке эффективности мелиоративных мероприятий на загрязненных почвах с разным уровнем плодородия.

Стронций-90. Длительное пребывание ^{90}Sr (а также ^{89}Sr) в обменной форме после попадания в почву обеспечивает его повышенную доступность для усвоения корневыми системами растений в течение продолжительного времени, в связи с чем химическая мелиорация почв (внесение органических и минеральных удобрений, известкование кислых почв и т.п.) особенно необходима. Так как накопление ^{90}Sr растениями зависит от типа почвы (например, аккумуляция его сельскохозяйственными растениями на дерново-подзолистых почвах легкого гранулометрического состава в 20–60 раз выше, чем на тяжелосуглинистых черноземах), то и эффективность химической мелиорации в отношении снижения перехода ^{90}Sr в урожай зависит от типа почвы.

Меньше всего поступает ^{90}Sr в растения под влиянием известкования и внесения удобрений на малоплодородных бедных гумусом и элементами минерального питания подзолистых, дерново-подзолистых и торфяных почвах, особенно легкого гранулометрического состава. На дерново-подзолистой почве внесение минеральных удобрений уменьшает накопление ^{90}Sr в урожае овса до 2–2,5 раз. При этом совместное внесение азотных, фосфорных и калийных удобрений обеспечивает уменьшение концентрации ^{90}Sr в урожае сельскохозяйственных культур на дерново-подзолистой почве в бóльших размерах по сравнению с их раздельным внесением [36, 189].

Эффективным способом снижения поступления ^{90}Sr в растения на кислых малоплодородных почвах является внесение известковых

удобрений (учитывая антагонизм ^{90}Sr и кальция при их усвоении корневыми системами). При внесении в кислую почву известковых удобрений в почвенном растворе уменьшается концентрация водородных ионов, увеличивается содержание подвижного кальция, что в свою очередь усиливает закрепление ^{90}Sr в почве, тем самым снижая доступность его растениям. Известкование кислых почв не только ограничивает накопление ^{90}Sr в урожае сельскохозяйственных культур, но и увеличивает плодородие почвы, повышает урожай и способствует "разбавлению" радионуклида на единицу массы растительной продукции.

Внесение извести в кислую дерново-подзолистую почву в количестве 0,5 дозы по гидролитической кислотности уменьшает концентрацию ^{90}Sr в зерне пшеницы и гороха в 2–2,5 раза. По мере увеличения дозы извести происходит дальнейшее уменьшение накопления ^{90}Sr в урожае. При повышенной дозе извести в почве (2 дозы по гидролитической кислотности) концентрация ^{90}Sr в зерне пшеницы и гороха уменьшается в 3 раза. На слабокислых почвах добавление извести может и не оказывать положительного влияния на переход ^{90}Sr из почвы в растения, тогда как внесение карбоната калия и натрия уменьшает накопление этого радионуклида в растениях в 2–3 раза [36, 96, 184].

Переход ^{90}Sr в урожай растений под влиянием извести можно снизить в зависимости от биологических особенностей и отдельных частей урожая в 3–20 раз [2, 210, 211]. Известкование кислых почв уменьшает накопление ^{90}Sr в урожае бобовых (горох, клевер) больше, чем в урожае злаковых растений (овес, ячмень, тимофеевка луговая, мятлик луговой). При внесении извести в количестве, эквивалентном 100 % катионообменной способности почвы, содержание ^{90}Sr уменьшается в ботве и корнеплодах сахарной свеклы соответственно в 7,5 и 20 раз, в горохе и клевере в 6–8 раз, а в соломе ячменя, овса и сене тимофеевки в 3–4 раза.

Применение органических удобрений также уменьшает степень накопления ^{90}Sr растениями, причем наибольший эффект отмечается на почвах легкого гранулометрического состава. На бедных гумусом почвах внесение навоза снижает поступление ^{90}Sr в урожай пшеницы и ячменя на 80 %. При добавлении органического вещества в дерново-подзолистую супесчаную почву накопление ^{90}Sr в урожае растений уменьшается в 11 раз, а в дерново-подзолистую суглинистую – только в 2,5–3 раза [36, 40, 189].

Внесение торфа снижает переход ^{90}Sr из почвы в урожай овса на

3391

25 %. При совместном внесении карбоната кальция и торфа отмечается более значительное уменьшение накопления ^{90}Sr в зерне овса, тогда как добавление к торфу сульфата кальция не вызывает его дальнейшего снижения содержания в урожае [96, 109]. Максимальное уменьшение поглощения ^{90}Sr растениями наблюдается при совместном внесении в почву извести и органического удобрения. Добавление извести по полной гидролитической кислотности и низинного торфа в дозе 120 т/га в дерново-подзолистую почву снижает переход ^{90}Sr в 2–3 раза как в первый год действия удобрений, так и в последующий период [96]. Внесение в дерново-подзолистую почву торфа уменьшает накопление ^{90}Sr в зерне злаковых культур и клубнях картофеля в 1,5–3 раза. Наиболее эффективно действие низинного торфа на ограничение поступления ^{90}Sr проявляется при добавлении под картофель и капусту на дерново-подзолистой супесчаной почве (табл. 76). Внесение торфа в дерново-подзолистую супесчаную почву из расчета 3 % ее массы снижает содержание ^{90}Sr в клубнях картофеля в 2,7 раза, а в кочане капусты в 2 раза. Меньшее влияние оказывает торф на поступление ^{90}Sr в растения на дерново-подзолистой тяжелосуглинистой почве.

76. Снижение накопления ^{90}Sr в урожае картофеля и капусты при внесении торфа в дерново-подзолистую почву различного гранулометрического состава, % к контрольному варианту [40]

Вариант	Картофель, клубни	Капуста, кочан
Супесчаная почва		
3 % торфа	37,2	50,7
6 % торфа	22,8	21,6
Тяжелосуглинистая почва		
3 % торфа	68,5	78,5
6 % торфа	55,6	64,8

При ведении агропромышленного производства на загрязненной радиоактивными веществами территории местные органические удобрения (навоз, компост, перегной и др.), а также зола и торф, полученные на площадках, экспонированных к радиоактивным выпадениям, могут содержать радионуклиды в довольно больших концентрациях. Поэтому неправильное использование таких удобрений может быть причиной вторичного загрязнения сельскохозяйственных угодий, в первую очередь огородов.

При применении местных удобрений с повышенным содержанием радионуклидов следует избегать их внесения на отдельные чистые участки почвы. Можно, например, ввести эмпирическое правило: концентрация радионуклидов в местном удобрении должна быть не более, чем в 10 раз выше, чем в почве. Наиболее целесообразно органические удобрения с большой концентрацией ^{90}Sr и ^{137}Cs применять в севооборотах кормового производства, под технические культуры и на семенных участках.

Фосфорные удобрения и различные соли фосфорной кислоты оказывают существенное влияние на снижение поглощения ^{90}Sr растениями. Под влиянием этих удобрений в урожае овса содержание ^{90}Sr уменьшается в 2,3 раза. Содержание ^{90}Sr в урожае озимых и яровых зерновых, зернобобовых и картофеля при внесении суперфосфата в дерново-подзолистую супесчаную почву снижается в 1,5–2 раза. Более заметное уменьшение концентрации ^{90}Sr в урожае этих культур наблюдается при внесении увеличенных доз фосфорных удобрений. На дерново-подзолистой почве на фоне известкования повышенные дозы фосфорных удобрений снижают накопление ^{90}Sr в урожае растений в 5–8 раз. При добавлении больших доз фосфатов в почву со временем повышается прочность закрепления в ней ^{90}Sr. По-видимому, в почве происходит соосаждение микроколичеств ^{90}Sr с труднодоступными фосфатами кальция. Внесение больших доз фосфатов калия (в эквивалентах по обменному кальцию) и однозамещенного фосфорнокислого кальция уменьшает содержание ^{90}Sr в урожае сельскохозяйственных культур в 4–20 раз [96, 149, 189], однако количество вносимых при этом фосфорных удобрений достигает 4–10 т/га, в связи с чем применение этого приема для снижения накопления ^{90}Sr в урожае может быть использовано в исключительных случаях на ограниченной территории, например в овощеводстве.

Улучшение калийного питания растений приводит к существенному уменьшению поступления ^{90}Sr в растения. Внесение сульфата калия в количестве 35 кг/га снижает содержание ^{90}Sr в растениях примерно на 40 %. Действие калия на уменьшение поглощения ^{90}Sr растениями особенно четко проявляется на дерново-подзолистой почве легкого гранулометрического состава. Добавление калийных удобрений на слабоокультуренной дерново-подзолистой почве снижает накопление ^{90}Sr в урожае зерновых (овес, ячмень, озимая рожь, пшеница) и картофеля в 2–3 раза. Эффект от применения калийных удобрений как средства, ограничивающего поступление ^{90}Sr из почвы в растения, заметнее проявляется на почвах с низкой концентрацией

обменного калия. Положительное влияние добавления калийных удобрений на уменьшение поглощения ^{90}Sr растениями можно объяснить антагонизмом между калием, с одной стороны, и кальцием и ^{90}Sr – с другой. Внесение калия для ограничения содержания ^{90}Sr в урожае имеет и отрицательную сторону – при этом снижается не только накопление ^{90}Sr в урожае, но, как правило, уменьшается в нем и содержание Са.

На почвах, богатых питательными веществами, гумусом, с нейтральным pH (черноземы, темно-серые лесные и др.), отличающихся тяжелым гранулометрическим составом, применение минеральных удобрений для уменьшения перехода ^{90}Sr в урожай, как правило, менее эффективно, чем на малоплодородных почвах, а в некоторых случаях на этих почвах уменьшения поступления этого радионуклида в растения не отмечается или даже наоборот (табл. 77). Особенно заметно усиление поступления ^{90}Sr в растения при добавлении в почву азотных удобрений. При внесении физиологически кислых удобрений на некоторых почвах увеличивается их кислотность, что может способствовать накоплению ^{90}Sr в урожае.

77. Накопление ^{90}Sr и ^{137}Cs в зерне пшеницы на выщелоченном черноземе в зависимости от вида минеральных удобрений, кБк/т воздушно-сухой массы (вегетационный опыт) [149]

Удобрение	^{90}Sr	^{137}Cs
0 (контроль)	2,7	0,06
N	3,6	0,06
K	3,4	0,04
P	3,0	0,04
NP	3,4	0,05
NK	3,6	0,07
KP	3,0	0,04
NPK	3,6	0,08

Примечание. Концентрация ^{90}Sr в почве 0,9 кБк/г, ^{137}Cs – 1,8 кБк/г.

Для уменьшения концентрации ^{90}Sr в растениях целесообразно применять повышенные дозы органических и минеральных удобрений. Внесение извести и органических удобрений снижает содержание ^{90}Sr в урожае сельскохозяйственных культур на дерново-подзолистых почвах примерно в 2–5 раз (табл. 78).

78. Эффективность агрохимических мероприятий при снижении содержания ^{90}Sr в урожае сельскохозяйственных культур на почвах разных типов [36, 153]

Тип почвы	Удобрения, дозы	Культура*	Кратость снижения поступления ^{90}Sr в растения
Дерново-подзолистые:			
супесчаные суглинистые	Торф, 90 т/га	Капуста, картофель	2,0
	Известь, 2 дозы**	Пшеница	3,0
	То же	Горох	3,4
среднесуглинистые	Известь, 1 доза	Горох	2,7
	То же	Вика	1,9
	"	Овес	2,2
	Перегной, 40 т/га	Горох	3,3
	То же	Вика	1,8
	Известь + перегной	Горох	5,0
	То же	Вика	2,9
	"	Кукуруза	5,5
	N75 P90 K90	Овес	1,8
тяжелосуглинистые	Известь, 1 доза	Пшеница	1,5
	Торф, 180 т/га	Картофель	1,7
	То же	Капуста	1,6
	N90 P90 K90	Пшеница	1,5
	N90 P90 K90	Овес	1,3
Чернозем выщелоченный тяжелосуглинистый	N60 P90 K60	Овес	1,6

*Содержание ^{90}Sr в хозяйственно ценной части урожая.
**Дозы извести рассчитаны по гидролитической кислотности.

Цезий-137. Основным агрохимическим приемом, ограничивающим поступление ^{137}Cs и ^{134}Cs из почвы в растения, является применение калийных удобрений, что связано с антагонистическим характером отношения цезия и калия в почвенном растворе и эффектом "разбавления" в надземной массе растений. Содержание ^{137}Cs в урожае растений резко понижается при внесении одних калийных удобрений и в комбинациях их с другими удобрениями. За счет добавления калийных удобрений поступление ^{137}Cs из почв разных типов в сельскохозяйственные растения уменьшается от 2 до 20 раз [5, 105, 106, 149, 184, 187, 192].

Различные условия калийного питания не только регулируют накопление ^{137}Cs растениями, но и изменяют распределение этого радионуклида между зерном и соломой. Так, большие дозы калия уменьшают концентрацию ^{137}Cs в зерне по сравнению с соломой в 2–5 раз, и, следовательно, калий выступает в роли защитного фактора для репродуктивной части растений. Наиболее эффективной дозой для уменьшения накопления ^{137}Cs в растениях на дерново-подзолистой среднесуглинистой окультуренной почве является количество калия, эквивалентное 12,5 % емкости поглощения [36, 189].

В растения ^{137}Cs поступает из кислых почв в бо́льших количествах, чем из слабокислых или нейтральных. Нейтрализация кислотности почвенного раствора известкованием уменьшает накопление ^{137}Cs в урожае в 2–4 раза [37, 189, 193]. Внесение извести в кислую дерново-подзолистую почву в количестве 0,5 дозы по гидролитической кислотности снижает содержание ^{137}Cs в зерне пшеницы и гороха в 2–2,5 раза. Под влиянием большой дозы известкового удобрения содержание ^{137}Cs в урожае зерновых уменьшается на дерново-подзолистой супесчаной почве в 2–8 раз. Положительный эффект известкования на ограничение перехода ^{137}Cs в растения сохраняется и после 6 лет взаимодействия радионуклида с почвой. На дерново-подзолистой почве легкого гранулометрического состава увеличение дозы фосфорных и калийных удобрений на фоне известкования снижает накопление ^{137}Cs в урожае в 4–5 раз.

При длительном применении азотных удобрений проявляется тенденция к незначительному уменьшению концентрации ^{137}Cs в зерне овса на дерново-подзолистой почве. Азот, внесенный в форме нитратов, практически не влияет на накопление ^{137}Cs в урожае [189]. На почвах с высоким плодородием азотные удобрения в аммонийной форме (90 кг/га) увеличивают концентрацию ^{137}Cs в зерне гороха на 18–52 % на черноземе и на 72–83 % на дерново-подзолистой почве. На аллювиально-слоистой почве этот эффект ниже. Дополнительное внесение азота в почву с высоким содержанием этого элемента усиливает поглощение ^{137}Cs растениями [5, 106, 189].

Внесение фосфорных удобрений снижает поступление ^{137}Cs в растения. При добавлении фосфора в выщелоченный чернозем содержание ^{137}Cs в надземной массе пшеницы уменьшается на 30 % (см. табл. 77). Внесение фосфорных удобрений (90 кг/га) на выщелоченном черноземе в лесостепной зоне увеличивает концентрацию ^{137}Cs в зерне гороха. Азотно-фосфорные удобрения (N90 P90 кг/га) стимулируют поступление ^{137}Cs в растения на выщелоченном черноземе, а на дерново-подзолистой и аллювиально-слоистой почвах влияние удобрений на вынос ^{137}Cs с урожаем незначительно [106]. Положительный эффект от внесения фосфорных удобрений, выражающийся в уменьшении перехода ^{137}Cs в урожай растений, заметно проявляется в Нечерноземной зоне на почвах, слабо обеспеченных питательными веществами, особенно доступными для растений фосфором и калием. Внесение больших доз фосфорных удобрений снижает концентрацию ^{137}Cs в растениях на дерново-подзолистых супесчаных и песчаных почвах в 2–2,5 раза.

Добавление в почву органических удобрений уменьшает поступление ^{137}Cs в урожай растений, причем наибольший эффект отмечается на почвах легкого гранулометрического состава. Накопление ^{137}Cs в зерне гороха на дерново-подзолистой супесчаной почве при внесении перегноя уменьшается в 3 раза, а на дерново-подзолистой среднесуглинистой – в 1,5 раза [5, 36, 96]. Известно, что органическое вещество почвы обладает способностью сорбировать микроколичества ^{137}Cs, однако радионуклид при этом остается в довольно подвижном состоянии, поэтому из торфяных почв, богатых органическим веществом, ^{137}Cs поступает в растения интенсивнее, чем из почв с более низким содержанием органического вещества, но тяжелых по гранулометрическому составу [5, 30, 37]. Накопление ^{137}Cs в урожае растений на торфяно-болотных и дерново-глеевых супесчаных почвах, имеющих в илистой фракции много органического вещества, значительно выше, чем на таких же почвах, в состав илистой фракции которых входят монтмориллонит и гидрослюды. При внесении в почву органического вещества в виде навоза, перегноя, низинного торфа и торфонавозного компоста переход ^{137}Cs из почвы в растения уменьшается в 2–3 раза. При длительном применении минеральных удобрений добавление навоза увеличивает концентрацию ^{137}Cs в растениях в 2–4 раза [96, 189].

В целом мероприятия, направленные на сохранение и повышение плодородия почв и обеспечивающие получение максимального урожая сельскохозяйственных культур, одновременно способствуют снижению накопления ^{137}Cs в продукции растениеводства от 2 до 5 раз (табл. 79). Значительное повышение урожая достигается в том случае, если питательные элементы вносятся в соотношении, отвечающем потребностям растений. Для зерновых и пропашных культур в среднем соотношение $N:P_2O_5:K_2O$ равно 1:1:0,7, для картофеля и столовой свеклы – 1:1,2:1,2, а для овощных культур – 1:1,4:1,4. На почвах, загрязненных ^{90}Cs и ^{137}Cs, целесообразно применение минеральных удобрений

со значительным преобладанием фосфора и калия над азотом. Внесение азотных удобрений нужно проводить в таких дозах, которые обеспечивают наиболее высокие прибавки урожая в данных почвенно-климатических условиях.

79. Эффективность мероприятий по снижению поступления ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения

Тип почвы	Мероприятия	Кратность снижения поступления ^{137}Cs в растения
Подзолистые, дерново-подзолистые	Заглубленная вспашка + NPK + известь	10
Серые лесные, черноземы	Заглубленная вспашка	10
Подзолистые	Известкование	2
Дерново-подзолистые	N для получения максимального урожая +3P + 3K	3
Серые лесные	Органические удобрения, 40 т/га и более	2–3
	Совместное проведение всех мероприятий	До 4–5
Черноземы	NPK для получения максимального урожая	2
Луговые почвы всех типов	Поверхностное улучшение лугов	1,5–2
	Коренное улучшение лугов и пастбищ	10–12

АГРОТЕХНИЧЕСКИЕ ПРИЕМЫ ДЛЯ ОГРАНИЧЕНИЯ ПЕРЕХОДА РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ

В большинстве случаев радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий выпавшие на поверхность почвенно-растительного покрова радионуклиды первоначально сосредоточиваются в самом верхнем слое почвы (0–2 см). Пахота почв приводит к перераспределению радиоактивных веществ в корнеобитаемом слое почвы (как правило, 0–25 см). Так, для ^{90}Sr, выпавшего в составе глобальных выпадений, распределение на целинных участках составляло: в слое 0–5 см 79 %, а в нижележащих слоях 5–15 и 15–30 см соответственно 13 и 8 % от общего содержания в почве. При регулярной перепашке распределение ^{90}Sr в пахотном слое стало следующим: в слое 0–5 см 31–57 %, а в

слоях 5–15 и 15–30 см 24–42 и 14–27 % соответственно. Пахота почв и связанное с нею перераспределение радионуклидов в пахотном слое уменьшают переход радионуклидов в растения (по сравнению с усвоением из слоя 0–2 см) [105].

Еще одним важным следствием вспашки почв является снижение мощности дозы γ-излучения за счет заглубления радионуклидов (их распределения по пахотному слою). Обычная вспашка почв на глубину 18–20 см понижает мощность дозы γ-излучения в несколько раз [187]. При обработке почвы на глубину 28 см поступление ^{90}Sr уменьшается по сравнению с контролем (ротационная обработка на глубину 11 см) у люцерны на 40 %, пшеницы на 25, а у сахарной свеклы на 10 %. Глубокая запашка (на 30 см) снижает накопление ^{90}Sr у растений с мелкой корневой системой более чем в 3 раза по сравнению с контролем, где радионуклид остается на поверхности, но не оказывает влияния на поглощение ^{89}Sr растениями с глубокой корневой системой [82, 85, 114]. Усвоение радионуклидов растениями при вспашке почвы на 30 см уменьшается на 20–30 % по сравнению с поверхностной вспашкой (на 15 см), эффективность глубокой пахоты в снижении поступления радионуклидов в растения зависит от биологических особенностей растений [82, 97].

СПЕЦИАЛЬНЫЕ ВИДЫ МЕЛИОРАЦИИ ПОЧВ С ЦЕЛЬЮ ИХ ДЕЗАКТИВАЦИИ И УМЕНЬШЕНИЯ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ

Выше рассматривались приемы, позволяющие снизить поступление радиоактивных веществ в растения. Наряду с ними при мелиорации сельскохозяйственных угодий, загрязненных радионуклидами, могут быть применены и специальные приемы, единственной целью которых является уменьшение содержания радиоактивных веществ в почве.

Одним из важнейших приемов является механическое удаление верхнего слоя почвы, концентрирующего основное количество радионуклидов. Этот способ очень трудоемкий и дорогостоящий. Следует учесть, что дезактивация почв этим методом сопровождается образованием больших объемов почв, которые по существу могут рассматриваться как радиоактивные отходы (снятие слоя 0–5 см с площади 1 га соответствует отчуждению около 500 т почвы). Кроме того, невозможно точно убрать такой тонкий слой на рыхлых пахотных почвах, и объем удаляемой земли возрастает до 1500 $м^3$/га [129, 270]. По-видимому, этом прием может быть использован только на очень ограниченных площадях, например на огородах.

К механической дезактивации почв может быть отнесен также такой прием, как глубокая пахота почв с захоронением верхнего, наиболее загрязненного слоя почвы на глубину 40–60 см и глубже. При этом на поверхность выворачивается малоплодородный иллювиальный горизонт, требующий окультуривания. Глубокая вспашка с захоронением верхнего слоя практически неприменима на песчаных почвах, особено дерново-подзолистого типа, так как приводит не только к выходу на поверхность малоплодородных песчаных почвообразующих пород, но и создает серьезную угрозу ветровой и водной эрозии.

При глубокой заделке загрязненного слоя почвы поглощение радиоактивных веществ растениями заметно снижается. Наибольшее влияние на поступление ^{90}Sr в овес оказывает вспашка на глубину 50 см с перемещением загрязненного 10-сантиметрового слоя почвы на дно борозды и последующим внесением минеральных удобрений в верхний слой почвы 0–10 см. При заделке загрязненного слоя на глубину 60–70 см с окультуриванием вывернутого наверх неплодородного слоя дерново-подзолистой почвы возможно уменьшение накопления радиоактивных продуктов деления в урожае в 5–10 раз по сравнению с заделкой на глубину 30 см [97, 189]. Перемещение загрязненного слоя при помощи плантажного плуга ППС-60 на глубину 20–40 см снижает поступление ^{90}Sr в растения в 2–3,5 раза, а при перемещении на глубину 60–80 см – в 8–10 раз [80, 82, 114]. Положительное влияние глубокой вспашки (с перемещением содержащего ^{90}Sr слоя почвы на глубину) на уменьшение перехода этого радионуклида в урожай сохраняется в течение 15 лет после проведения этого мелиоративного мероприятия. В качестве дезактивирующего приема рассматривается глубокая засыпка радиоактивного слоя чистой почвой или смесью почвы с соломой и соломы с глиной [83, 270]. Очевидны трудности осуществления этого мероприятия на значительных территориях.

В дополнение к вспашке с перемещением слоя почвы, содержащего радионуклиды, на глубину предлагается отделять формирующийся новый верхний горизонт почвы от нижележащего с повышенной концентрацией радионуклидов экранирующим барьером из токсичных химических соединений, препятствующих проникновению корней растения в нижние объемы почвы. Проведение этих работ связано с серьезными техническими трудностями и большими экономическими затратами.

Одним из способов, ограничивающих аккумуляцию в растениях радионуклидов, является их перевод в трудноусвояемые формы. Для

этого можно вносить в почвы различные химические реагенты. Например, для ^{90}Sr в качестве фиксирующих химических соединений рассматриваются большие дозы фосфатов, растворимых силикатов (калия, натрия) и др. Эти приемы пока проверены лишь в экспериментальных условиях. Можно также промывать почву используя растворы кислот, щелочей, нейтральных солей и комплексонов. В регионах орошаемого земледелия вымывание радионуклидов из почв может иметь важное значение.

МЕЛИОРАЦИЯ ЛУГОВ И ПАСТБИЩ, ПОДВЕРГШИХСЯ РАДИОАКТИВНОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ

Выпавшие на поверхность лугов радионуклиды более доступны растениям, чем на пахотных землях, вследствие чего содержание радиоактивных веществ в кормах на естественных пастбищах, и сенокосах существенно выше, чем в кормовых растениях на пашне. Это связано с длительным пребыванием осевших из воздуха радионуклидов в так называемой луговой дернине (полуразложившихся остатках растений вместе с верхним слоем почвы), что обеспечивает нахождение радионуклидов в доступной для растений форме.

Первоочередными задачами агромелиоративных мероприятий на загрязненных лугах являются разрушение этого дернинного слоя и перемешивание радионуклидов в корнеобитаемом слое почвы (с минеральной фракцией почвы), т.е. перевод естественных пастбищ в искусственные. При ведении кормопроизводства с целью повышения продуктивности сенокосов и пастбищ применяются обычные агротехнические приемы улучшения малопродуктивных естественных лугов: перепашка, известкование, подкормка минеральными удобрениями, пересев трав. Эти мероприятия одновременно позволяют значительно уменьшить радиоактивное загрязнение кормов.

Существенное влияние на поступление радионуклидов из почвы в растения на лугах оказывает механическая обработка, приводящая к перераспределению радионуклидов по профилю почвы. На лугах, расположенных на черноземах, при фрезеровании ^{90}Sr сравнительно равномерно перемешивается с дерниной в слое 0–10 см. Перепашка же лугов на глубину 25 см приводит к неравномерному перераспределению радионуклида по профилю почвы. При обработке таких лугов на глубину до 60 см основное количество ^{90}Sr перемещается в подпахотные горизонты – от 40 до 55 см [82, 114]. Урожайность сеяных по обработанной почве злаковых многолетних трав (овсяница луговая, тимо-

феевка луговая и костер безостый) в 2,5 раза выше по сравнению с естественным лугом (табл. 80). Накопление ^{90}Sr в злаковом травостое на черноземе при обработке почвы фрезами, отвальными и плантажными плугами снижается в 2–4 раза. Обработка лугов плантажным плугом не имеет больших преимуществ по сравнению со вспашкой отвальным плугом на глубину до 25 см. Очевидно, при улучшении лугов нет необходимости (на черноземах) перемещать верхний, загрязненный слой в глубокие горизонты почвы с целью захоронения радиоактивных веществ, так как эффект от этого мероприятия невелик, а затраты средств в 5–6 раз выше по сравнению со вспашкой на глубину до 25 см. Обработка лугов плантажным плугом оправдана лишь в том случае, если по технологии при коренном улучшении луговых почв она необходима и экономически выгодна.

80. Влияние обработки естественного луга на урожайность многолетних злаковых трав и поступление ^{90}Sr в растения

Способ обработки почвы	Урожай зеленой массы, ц/га	Поступление ^{90}Sr, % контроля	
		по содержанию в 1 кг	по стронциевым единицам
Естественные травы (контроль)	89	100	100
Фрезерование	220	45	40
Вспашка на глубину:			
25 см	223	27	33
60 см	218	25	24

Улучшение естественных угодий на дерново-подзолистых почвах, поймах и торфяниках является также эффективным средством уменьшения поступления радионуклидов в кормовые растения. Обработка (типа фрезерования или перепашки) естественных лугов с известкованием и залужением снижает переход ^{90}Sr в бобовые в 2–6 раз на дерново-подзолистой почве и торфяниках. Накопление ^{90}Sr в злаковом сене на обработанной дерново-подзолистой почве уменьшается в 5–16 раз, а на торфянике – в 14–31 раз по сравнению с естественными угодьями [178]. Перемешивание ^{90}Sr в слое почвы 0–10 см снижает поступление радионуклида в злаковые травы на суходоле в 5–6 раз, а

на торфяниках более чем в 13 раз. Перемешивание ^{90}Sr в слое почвы 0–18 см уменьшает накопление радионуклида в растениях бобовых трав в 2–5 раз, а в злаковых травах в 7–10 раз на суходольном лугу и в 20–30 раз на торфянике [83, 178]. Известкование кислой дерново-подзолистой почвы из расчета полной гидролитической кислотности снижает поступление ^{90}Sr в растения в 1,5–3 раза [82, 109]. Внесение извести на торфянике, где содержание обменного кальция равно 55,4 мг·экв/100 г почвы, не дает эффекта.

Для дезактивации луговых почв может быть использован такой прием, как удаление верхнего слоя почвы (0–5 см) бульдозером или скрепером. При срезке бульдозером слоя почвы 0–5 см и его удалении степень дезактивации составляет 90–100 %. Обработка ротационным скрепером отчуждает от 80 до 90 % радиоактивных веществ; применение дорожного грейдера также эффективно на большинстве почв, за исключением почв пылеватого суглинистого состава, где устраняется не более 60 % радионуклидов. Удаление верхнего, загрязненного радиоактивными веществами слоя почвы ухудшает ее плодородие, в связи с чем снятие верхнего слоя возможно лишь до определенных пределов в зависимости от мощности пахотного горизонта и рельефа местности. Если рельеф местности спокойный, а почва имеет тяжелый гранулометрический состав и глубина распространения радионуклидов не превышает 2–3 см, то для уменьшения содержания радионуклидов в почве на 90 % потребуется снятие слоя 4–5 см [114].

При радиоактивном загрязнении территории целесообразно включение лугов в кормовые севообороты, так как система таких севооборотов предусматривает многократную обработку почвы, при которой радиоактивные вещества перемешиваются в пределах корнеобитаемого слоя и более прочно сорбируются минеральной частью почвы по сравнению с дерниной на лугах. В севообороте имеется возможность выбирать для посева такие культуры, которые в относительно небольших размерах накапливают радионуклиды. При такой обработке продуктивность пашни в кормовом севообороте повышается в 2–10 раз, а содержание ^{90}Sr в кормовых продуктах снижается до 2–50 раз [82, 97, 114].

Опыт ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в сфере агропромышленного производства показал, что коренная мелиорация загрязненных лугов (глубокая пахота с известкованием и внесением минеральных удобрений) обеспечивает устойчивое 3–4-кратное снижение перехода ^{137}Cs в кормовые растения (и, следовательно, такое же уменьшение концентрации ^{137}Cs в молоке) на распространен-

ных в этом районе Украинского и Белорусского полесий дерново-подзолистых и торфянистых почвах. В отдельных случаях этом уменьшение аккумуляции ^{137}Cs в кормовых растениях за счет указанной коренной мелиорации лугов достигает 10 раз. Очень важным при этом являются качество агромелиоративных мероприятий на лугах, обеспечивающее разрыхление дернинного слоя и его тщательное перемешивание в пределах пахотного горизонта, а также равномерное распределение извести и минеральных удобрений на мелиорируемых лугах. Некачественное выполнение этих приемов сильно снижает их эффективность. Агромелиоративные работы на лугах при их радиоактивном загрязнении относятся к числу наиболее важных в комплексе мер по ликвидации последствий радиоактивного загрязнения сферы АПК, с одной стороны, и самых эффективных с точки зрения снижения дозовых нагрузок на население, связанных с внутренним облучением, – с другой.

ПОДБОР СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ КАК СРЕДСТВО ДЛЯ УМЕНЬШЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИИ РАСТЕНИЕВОДСТВА

Способность сельскохозяйственных растений (в пределах как отдельных семейств, так и родов, видов и сортов) накапливать радионуклиды в разных концентрациях может быть использована при организации растениеводства с целью получения продукции с минимальным содержанием радиоактивных веществ. Так, концентрации ^{90}Sr в растениях, относящихся к семействам злаковых, бобовых и масличных, выращенных на выщелоченном черноземе, различаются в несколько десятков раз [66, 82, 84, 97, 108, 154]. Разница в накоплении ^{137}Cs в урожае 21 культуры, возделываемой на дерново-подзолистой почве, достигает 10–20-кратных значений, а в аккумуляции зерновыми и бобовыми культурами – 1,5–3-кратных значений [30], в зерне и соломе различных злаковых растений – в 8–10 раз [154].

В порядке убывания концентрации ^{137}Cs в продовольственной части урожая сельскохозяйственные культуры распределяются следующим образом: зерновые, бобовые и зернобобовые – люпин > овес > гречиха > горох > ячмень > пшеница > кукуруза > просо > соя > фасоль; овощные и картофель – капуста > картофель > свекла > морковь > огурцы > томаты; травы – овсяница > райграс > костер > клевер > тимофеевка. По аккумуляции ^{137}Cs культуры можно разделить на 3 группы: зерновые (ячмень, пшеница и овес) – слабонакапливающие; крупяные (просо, чумиза и гречиха) – средненакапливающие; зернобобовые (фасоль, горох и бобы) и сильнонакапливающие. Картофель занимает промежуточное положение между горохом и бобами.

По концентрации ^{90}Sr в хозяйственно ценной части урожая овощные культуры располагаются в следующем порядке: свекла > огурцы > морковь > капуста > томаты > картофель [40].

Кормовые растения также значительно различаются по накоплению ^{90}Sr и ^{137}Cs. Так, концентрация ^{90}Sr в сене бобовых в 2–10 раз выше, чем злаковых [80–82, 178]. На лугах, где ^{90}Sr сосредоточен в верхнем (0–3 см) слое, максимальная концентрация радионуклида отмечается в бобовых травах (чина, клевер), а из разнотравья – в люцерне едком. Злаковые травы накапливают ^{90}Sr в несколько раз меньше, чем другие виды луговой растительности, однако и среди злаковых трав наблюдаются существенные различия в его содержании. Плотнокустовые злаки, такие, как овсяница овечья и мятлик полевой, аккумулируют ^{90}Sr в 1,5–3 раза больше, чем корневищные злаки – пырей ползучий и костер безостый.

При загрязнении сельскохозяйственных угодий ^{90}Sr и ^{137}Cs следует учесть, что при подборе культур для севооборотов нужно принимать во внимание не только разницу в накоплении растениями абсолютных количеств этих радионуклидов, но и относительную их концентрацию соответственно к Са и К, как основным химическим макроаналогам ^{90}Sr и ^{137}Cs, т.е. оценивать содержание в растениях стронциевых и цезиевых единиц. Такой принцип выбора растений для возделывания определяется тем, что переход ^{90}Sr и ^{137}Cs в трофических цепях от растений к сельскохозяйственным животным и далее к человеку определяется не только абсолютной концентрацией радионуклидов, но и количеством стронциевых и цезиевых единиц в растениях. Так, рекомендации о предпочтительном посеве злаковых растений на загрязненных ^{90}Sr почвах относительно бобовых, известных повышенным накоплением этого радионуклида, не всегда обоснованны: опасность от ^{90}Sr определяется не только его абсолютным количеством, но и отношением ^{90}Sr к Са, а по этому показателю злаковые и бобовые могут быть равноценны.

ФИТОМЕЛИОРАЦИЯ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ

Как известно, растения способны аккумулировать химические элементы и радионуклиды, причем концентрация этих веществ в фитомассе может быть больше, чем в почве, т.е. КН выше 1. Учитывая эту

накопительную способность растений были высказаны предложения о биологическом очищении почв, подвергшихся радиоактивному загрязнению, с помощью отчуждения растительной массы. Этот прием предложено называть фитомелиорацией почв.

Накопление растениями радионуклидов зависит от их физико-химических свойств, особенностей почв и биологических характеристик растений. Максимальное накопление отмечено на легких по гранулометрическому составу (песчаных и супесчаных) малоплодородных подзолистых и дерново-подзолистых почвах. Так, вынос ^{90}Sr растениями из песчаных почв, больше, чем из глинистых в 5–7 раз [36, 189]. Максимальный вынос за один укос клевера на кислой песчаной почве в вегетационном опыте составляет 4–6% ^{90}Sr и 0,13 % ^{137}Cs, содержащихся в почве. В естественных лугово-пастбищных биоценозах в круговорот вовлекается 0,08–0,4 % ^{90}Sr и 0,01–0,2 % ^{137}Cs [82, 114, 131]. Общий вынос ^{90}Sr из почвы в условиях закрытого грунта овощными культурами, зависящий от запаса биомассы, биохимических особенностей растений, условий их питания, составляет 0,5–10 % [40].

Накопление радионуклидов в растениях (валовой надземной фитопродукции) в полевых условиях существенно меньше, чем в вегетационных опытах. Так, максимальный вынос ^{90}Sr полевыми культурами на разных типах почв колеблется в пределах 1–2 %, а ^{137}Cs – 0,1–0,5 % от их содержания в почве [2, 30, 66, 189]. Для сравнения целесообразно учесть, что за счет радиоактивного распада почва ежегодно очищается от ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно на 2,5 и 2,2 %. Таким образом, распад ^{90}Sr и ^{137}Cs более эффективен, чем вынос этих радионуклидов с надземной фитомассой, что делает фитомелиорацию почв от радиоактивного загрязнения нерациональной. Даже если взять в расчет очень высокие КН ^{90}Sr и ^{137}Cs для сельскохозяйственных растений (соответственно 5 и 0,5) и очень большой урожай растений (1000 ц/га надземной массы в расчете на сырое вещество), то и в этом крайнем случае отчуждение фитомассы не ведет к заметному очищению почвы – с урожаем будет вынесено (и может быть удалено) лишь соответственно менее 3 и 0,3 % содержащихся в почве ^{90}Sr и ^{137}Cs. Кроме того, если рассматривать фитомелиорацию как способ дезактивации почвенного покрова, то неизбежно встает такая проблема, как утилизация загрязненных растений (они могут быть непригодны в пищу, для технического использования и на корм скоту, являясь по существу радиоактивными отходами, требующими захоронения). Кроме того, очищение почвы от ^{90}Sr и ^{137}Cs с помощью растений явится также "очищением" от химических аналогов этих радионуклидов – биогенно важных Са и К (учитывая, что растения относительно слабо дискриминируют эти химические элементы при усвоении из почвы), а также и от многих других биофильных веществ. Таким образом, фитомелиорация почв не может рассматриваться в качестве эффективного приема дезактивации почв.

ТЕХНОЛОГИЧЕСКИЕ ПРИЕМЫ ПЕРЕРАБОТКИ РАСТЕНИЕВОДЧЕСКОЙ ПРОДУКЦИИ ДЛЯ УМЕНЬШЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ

При переработке различных видов растительного сырья в конечном продукте значительно уменьшается количество радионуклидов. К таким процессам следует отнести получение растительного масла из подсолнечника и сои, крахмала и спирта из картофеля, сахара из сахарной свеклы. Чем меньше содержание химических элементов в конечном продукте, тем меньше будет в нем концентрация радионуклидов.Однако в процессе переработки могут появляться такие продукты, в которых концентрация радионуклидов больше, чем в исходных продуктах, например, в жмыхах растительного происхождения. Концентрация радионуклидов в растениеводческой продукции может измениться при консервировании продукции, засолке и других видах обработки.

Специальные приемы дезактивации растительного сырья целесообразно, по-видимому, использовать только в случае поверхностного загрязнения растений (различного рода промывки). Очистка структурно загрязненного радионуклидами растительного сырья, как правило, малоэффективна. Например, после корневого накопления радионуклидов в растениях.

ПЕРЕПРОФИЛИРОВАНИЕ РАСТЕНИЕВОДЧЕСКОЙ ОТРАСЛИ АПК КАК СРЕДСТВО УМЕНЬШЕНИЯ ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ

В условиях радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий с выраженным градиентом в плотностях содержания радионуклидов в почвах в основу ведения агропромышленного производства, в том числе растениеводства, должен быть положен принцип зонального размещения различных отраслей АПК. Это позволит максимально эффективно использовать угодья и получать пригодную (в первую очередь по нормативам содержания радиоактивных веществ)

продукцию. Необходимость соблюдения этого принципа связана с тем, что допустимая концентрация радионуклидов в разных видах сельскохозяйственной продукции (как растениеводства – в зерне, овощах, фруктах, технических растениях, кормах для сельскохозяйственных животных и др., так и животноводства – в молоке и продуктах его переработки, мясе, яйце и др.) может варьировать в широких пределах. Это объясняется прежде всего тем, принадлежит ли производимый в АПК продукт к пищевым продуктам, непосредственно или опосредовано (например, через кормовые растения в животноводстве) поступающим в организм человека, или к продуктам пищевого назначения не относится (например, технические культуры, семена и др.).

В общем виде в первой зоне (с наименьшим содержанием радионуклидов) агропромышленное производство ведется практически без каких-либо ограничений и без мелиоративных мероприятий, направленных на снижение перехода радионуклидов в сельскохозяйственные растения. Это касается площадей с таким содержанием радионуклидов, которое гарантирует получение сельскохозяйственных продуктов, где концентрация радиоактивных веществ будет меньше установленных пределов.

Во второй зоне, где радионуклидов в почве больше, чем в первой, концентрация радиоактивных веществ в ряде сельскохозяйственных продуктов, если не выполняются специальные мелиоративные мероприятия, уже превышает допустимые нормативы.

В третью зону попадают территории, где концентрация радионуклидов для ряда важных продуктов агропромышленного производства превышает допустимые нормы.

Наконец, в четвертой, наиболее загрязненной, зоне может оказаться исключенным производство любых видов продукции, используемой человеком или идущей на корм сельскохозяйственным животным. В севооборотах этой зоны можно предусматривать производство технических масличных и эфиромасличных культур (хлопчатник, лен, сахарная свекла, подсолнечник, конопля, клещевина), а также ведение семеноводства любых видов сельскохозяйственных растений. Сельскохозяйственные культуры в этой зоне и в зонах с меньшим загрязнением можно вводить в севообороты с последующим использованием урожая на корм скоту, семенные цели и техническую переработку (сахар, спирт, крахмал, растительное масло и др.).

В пределах каждой из указанных зон (их число, естественно, зависит от градиента плотностей загрязнения, дифференцированности АПК, почвенно-климатических условий и др.) в области растениеводства возможно варьирование в выборе видов и сортов сельскохозяйственных культур, различающихся по накоплению радионуклидов.

Перепрофилирование отраслей АПК (в частности, растениеводства) в соответствии с уровнями радиоактивного загрязнения местности преследует основную цель – максимальное использование земель с повышенным содержанием радионуклидов в сфере АПК. Несмотря на очевидную простоту этого принципа, необходимо иметь в виду, что его внедрение связано с большими экономическими и организационно-техническими трудностями. Теоретически можно представить себе организацию производства ряда видов агропромышленной продукции, отвечающей допустимым нормативам содержания радионуклидов, даже при очень большом радиоактивном загрязнении территории, однако при этом неизбежно возникнут проблемы радиационно-гигиенического и экономического характера.

Глава 11. МЕРОПРИЯТИЯ ПО УМЕНЬШЕНИЮ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИИ ЖИВОТНОВОДСТВА

ПУТИ И СПОСОБЫ УМЕНЬШЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИИ ЖИВОТНОВОДСТВА

Мероприятия по уменьшению концентрации радионуклидов в продуктах животноводства можно подразделить на четыре группы: 1) приемы, используемые при содержании животных на лугах и пастбищах, подвергшихся радиоактивному загрязнению, которые включают широкий комплекс мероприятий, начиная от временного прекращения их использования до коренной мелиорации лугов и пастбищ, ведущей к снижению концентрации радионуклидов в растительности и, как следствие, к уменьшению перехода радионуклидов в продукты животноводства; 2) изменения в рационе кормления сельскохозяйственных животных, в том числе введение в него специальных добавок, ускоряющих декорпорацию радионуклидов из организма животных; 3) технологическую переработку продуктов животноводства и 4) наиболее радикальное, хотя, по-видимому, и самое экономически дорогое мероприятие – перепрофилирование (перемена специализации) отраслей животноводства, например замена молочного скотоводства на мясное или скотоводства на свиноводство или птицеводство и т.п.

При радиоактивном загрязнении сельскохозяйственных угодий

АПК на первое место по объему работ и их значимости выходят проблемы накопления радионуклидов в животноводческой продукции, тогда как аспекты радиационного воздействия на сельскохозяйственных животных, в том числе лучевого поражения, играют, как правило, менее важную роль. Это является следствием того, что при тех плотностях радиоактивных выпадений, при которых уже происходит превышение временных допустимых уровней содержания радионуклидов в продукции животноводства (т.е. имеет место превышение санитарно-гигиенических нормативов, определяющих возможность употребления этой продукции человеком) формирующиеся поглощенные дозы у животных, как правило, не вызывают признаков лучевой патологии. Лишь при относительно высоких плотностях загрязнения встает проблема радиационного поражения животных. При этих уровнях загрязнения внешней среды концентрация радионуклидов в продукции животноводства значительно превышает временные допустимые уровни.

Таким образом, при решении радиоэкологических проблем ведения животноводства на загрязненных территориях на первом месте стоят санитарно-гигиенические аспекты (проблема загрязнения продукции), а ветеринарно-санитарная сторона (поражение и лечение животных) имеет подчиненное значение.

При организации животноводства на площадях с повышенным содержанием радионуклидов (особенно долгоживущих) основное направление профилактических мероприятий по получению продуктов, отвечающих допустимым нормативам содержания радиоактивных веществ, связано с производством такой продукции, тогда как снижение концентрации радионуклидов в уже произведенных молоке, мясе и других видах продуктов за счет технологической переработки (т.е. их очистка или дезактивация) должно носить подчиненное значение. Технологическая переработка продукции животноводства с целью уменьшения содержания радионуклидов, как правило, значительно более сложна и экономически менее выгодна, чем использование приемов по ограничению накопления радионуклидов в молоке, мясе и яйце и других продуктах животноводства.

МЕРОПРИЯТИЯ, УМЕНЬШАЮЩИЕ КОЛИЧЕСТВО РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИИ ЖИВОТНОВОДСТВА ПРИ ПАСТБИЩНОМ СОДЕРЖАНИИ ЖИВОТНЫХ

Корм – основной источник поступления радиоактивных веществ в организм сельскохозяйственных животных. Радионуклиды, выпавшие

на поверхность естественных сенокосов и пастбищ, более доступны растениям и при равных плотностях загрязнения накапливаются в лугопастбищной растительности в больших количествах, чем в кормах искусственных сенокосов и пастбищ. Выпавшие на пахотные земли радиоактивные вещества при агротехнической обработке почвы распределяются в массе ее пахотного горизонта, а на естественных кормовых угодьях концентрируются в дернине и медленно перемещаются в поверхностные слои почвы. При относительно высоких плотностях радиоактивного загрязнения естественные пастбища можно рассматривать как горячие радиоэкологические территории, особенно остро нуждающиеся в проведении мелиоративных работ. Это обусловлено не только поверхностной аккумуляцией радионуклидов в дернине, но и значительно большим (в 2–5 раз) поступлением их из "дернинного резервуара" в лугопастбищную растительность по сравнению с культурными кормовыми угодьями.

Кроме того, следует учесть, что при выпасе на пастбищах животных в их организм поступает значительное количество почвы. Особенно значимым путь перехода радионуклидов в организм животных с поступающей в ЖКТ почвой является на малопродуктивных пастбищах, т.е. с невысоким запасом низкорослых луговых и пастбищных растений. Если выпас происходит на немелиорированных, естественных пастбищах, подвергшихся радиоактивному загрязнению, в организм животных переходит почва из самых верхних слоев, т.е. с наиболее высокой концентрацией радионуклидов. Данные о "поедании земли" и оценка вклада почвенного и растительного каналов поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных показывают, что крупный рогатый скот на пастбище может потреблять ежегодно с травой до 600 кг почвы, а овцы – до 75 кг почвы. В ряде случаев поедание животными загрязненной почвы с кормом может обеспечивать почти такой же вклад в суммарное поступление, как поступление радионуклидов с загрязненным кормом.

Во многих радиологических ситуациях в смеси выпадающих радионуклидов важную роль играют короткоживущие компоненты. В этих случаях эффективным средством снижения поступления радионуклидов в животноводческую продукцию может стать временное прекращение выпаса, т.е. перевод животных на стойловое содержание с кормлением чистыми кормами. Этот прием очень эффективен в отношении радиологически опасных короткоживущих нуклидов, в первую очередь радионуклидов йода, особенно ^{131}I, и относится к числу наиболее важных мероприятий, проводимых при загрязнении кормовых

угодий в пастбищный период этими радионуклидами. Траву, загрязненную короткоживущими радионуклидами, можно использовать для производства сена, гранул или силоса, которые перед скармливанием подвергают выдержке, обусловливающей снижение концентрации радионуклидов за счет распада короткоживущей компоненты. Убранные после выпадения радиоактивных веществ травы содержат, как правило, более высокие количества радионуклидов, чем отрастающая трава, так как первоначальное аэральное загрязнение растений во много раз превышает корневое.

Следовательно, основным мероприятием по ограничению поступления радионуклидов в организм животных после выпадения радиоактивных веществ на пастбища являются прекращение выпаса животных и перевод их на стойловое содержание. Стойлово-выгульное содержание крупного рогатого скора по сравнению с пастбищным уменьшает поступление ^{137}Cs в рацион животных в 3–5 раз, в молоко в 3–5 раз и в мясо в 2–3 раза. Если имеются трудности в организации кормления животных, переведенных на стойловое содержание (отсутствие запасов "чистых" кормов), возможно 4–8-суточное голодание животных.

Уменьшение поступления радионуклидов в организм животных и продукты животноводства может быть достигнуто путем коренного улучшения сенокосов и пастбищ: преобразования естественных сенокосов и пастбищ в искусственные, культурные, подбора сортов возделываемых культур, агротехники их возделывания, мелиорации земель, способа использования продукции. Проведение этих приемов уменьшает поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в рацион продуктивных животных, а следовательно, в молоко и мясо соответственно в 10 и 20 раз. В летний период замена пастбищного содержания крупного рогатого скота стойлово-выгульным уменьшает переход ^{90}Sr, ^{131}I и ^{137}Cs в рацион и далее в молоко и мясо, соответственно в 10, 10 и 8 раз [81, 82, 145]. При этом в зависимости от типа фитоценоза, состава рациона и режима использования кормовых угодий содержание радионуклидов в рационе животных, молоке и мясе колеблется в широких пределах (табл. 81). Наиболее высокая концентрация ^{90}Sr отмечена в скелете новорожденных ягнят от овец, кормившихся на протяжении беременности сенным рационом. У ягнят, родившихся от овец, получавших смешанный и концентратный рационы, отложение ^{90}Sr в костной ткани соответственно в 4,2 и 4,5 раза меньше [150].

81. Влияние рациона на поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в организм крупного рогатого скота и получаемую продукцию, % [82]

Рацион	Поступление с рационом		^{90}Sr		^{137}Cs	
	^{90}Sr	^{137}Cs	в мышцах	в молоке	в мышцах	в молоке
Сенной	100	100	100	100	100	100
Смешанный	35	44	33	36	43	50
Силосно-концентратный	18	48	20	18	50	57

Примечание. За 100 % принято содержание радионуклидов в сенном рационе, мясе (мышцах) и молоке. Предполагается, что все виды рационов получены на территории с одинаковой плотностью загрязнения.

ИЗМЕНЕНИЕ РЕЖИМА КОРМЛЕНИЯ И СОСТАВА РАЦИОНОВ ЖИВОТНЫХ ДЛЯ УМЕНЬШЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИИ ЖИВОТНОВОДСТВА

Изменение режима кормления и состава рациона сельскохозяйственных животных с целью уменьшения содержания радионуклидов в животноводческой продукции может включать три группы приемов: 1) исключение из рациона кормов, содержащих радионуклиды (т.е. переход на использование "чистых" кормов) или организация подбора кормов – ингредиентов рациона, различающихся по содержанию радионуклидов, таким образом, чтобы ограничить суммарное поступление радиоактивных веществ в организм животных; 2) обогащение рациона добавками, которые используются в нормальной практике кормления (т.е. физиологически обычными); 3) обогащение рациона специальными ингредиентами, которые не применяются в практике кормления и введение которых имеет единственной целью изменение интенсивности метаболических реакций с участием радионуклидов, например, способствующих ускорению выведения радионуклидов из организма животных или, наоборот, уменьшающих инкорпорацию радионуклидов в теле животных.

Прекращение кормления животных радионуклидсодержащими кормами – простейший и наиболее эффективный способ уменьшения содержания радиоактивных веществ в организме животных и продуктах животноводства, например в мясе. В этом случае происходит де-

корпорация радионуклидов из органов и тканей животных, зависящая от тропности радионуклида (места его депонирования в теле животного), вида и возраста животного, физико-химических свойств радионуклида и длительности его накопления (это определяет степень фиксации радионуклида в органах и тканях), а также от продолжительности периода выведения.

После однократного орального введения радионуклидов телятам и курам практически одинакового возраста (300 и 365 сут) в момент поступления в их организм ^{137}Cs и при одинаковой длительности выведения (10–130 и 10–150 сут) снижение концентрации этого радионуклида в скелете телят 450-суточного возраста составляет 8 раз, а у 365-суточных кур выведение ^{137}Cs идет из скелета в 81,5 раза интенсивнее (табл. 82). У 300-суточных телят концентрация ^{137}Cs в скелете, мышцах и субпродуктах уменьшается за 150 сут выведения в 16, 350 и 232 раза, а у 450-суточных животных это снижение за тот же срок выведения в 2, 5,3 и 2,5 раза меньше. Чем длительнее период выведении ^{90}Sr и ^{137}Cs, тем меньше концентрация этих радионуклидов в организме животных. Так, через 4 сут после однократного орального поступления ^{90}Sr взрослым овцам концентрация радионуклида в скелете, мышцах и субпродуктах уменьшается в 1,5, 5 и 5,5 раза, а через 64 сут $K_{эфф}$ в 1,6, 4,2 и 10 раз выше.

После окончания длительного орального поступления продуктивным животным ^{90}Sr и ^{137}Cs концентрация их в органах и тканях уменьшается. Однако это снижение по сравнению с однократным введением радионуклидов протекает менее интенсивно (табл. 83). Если у взрослых кур после однократного поступления ^{137}Cs $K_{эфф}$ спустя 60 сут составляет для скелета 435, для мышц 60 и для субпродуктов 400, то за этот же срок выведения ^{137}Cs у кур после длительного орального поступления $K_{эфф}$ соответственно в 27,2 и 11 раз меньше.

Выведение ^{137}Cs у крупного рогатого скота после длительного введения радионуклида происходит интенсивнее, чем ^{90}Sr (табл. 84, 85). За 300 сут вследствие выведения концентрация ^{90}Sr в скелете, мышцах и субпродуктах снижается в 4–7, 9–28 и 15–23 раза, а для ^{137}Cs эти величины равны соответственно 17–470, 120–500 и 90–470 раз.

При организации кормовой базы на загрязненной территории возможно получение кормов с разной концентрацией радионуклидов. Это следует учитывать при составлении рационов. Путем подбора кормов и включения в них растений с минимальным накоплением радионуклидов (злаковые, корне-, клубнеплоды) можно снизить концентрацию ^{90}Sr и ^{137}Cs в молоке и мясе по сравнению с использованием кормов

82. Снижение концентрации ($K_{эфф}$)* ^{90}Sr и ^{137}Cs у животных разного возраста после однократного орального введения радионуклидов и выведения их из организма [81, 82]

Вид животного	Длительность выведения, сут	Возраст животных, сут		$K_{эфф}$		
		при затравке	при убое	Скелет	Мышцы	Субпродукты
		^{90}Sr				
Овцы	4	730	734	1,5	5	5,5
	16	730	746	2	9	22
	64	730	794	2,5	21	55
		^{137}Cs				
Крупный рогатый скот (телята)	10	1	11	4	2	2,5
	60	1	61	9	10	17
	150	1	151	80	100	494
	10	150	160	2	1,2	2
	60	150	210	11	12	39
	150	150	300	16	350	232
	10	300	310	1,6	3	3
	60	300	360	2,5	–	13
	150	300	450	8	66	92
Куры	10	365	375	14	3	27
	60	365	425	435	60	400
	130	365	495	652	–	–

*Коэффициент эффективности показывает кратность уменьшения концентрации радионуклидов в органах и тканях животных по отношению к аналогичной концентрации на момент, когда поступление радионуклидов в организм животного прекращено. Исходная концентрация радионуклидов определялась через 1 сут после затравки.

естественных сенокосов в 2–3 раза. При кормлении лактирующих коров силосно-концентратным рационом, содержащим ^{90}Sr и ^{147}Cs, переход этих радионуклидов в молоко и мышцы меньше соответственно в 5 и 2 раза по сравнению с потреблением сенного рациона из кормов естественного луга.

Наиболее распространенными добавками, внесение которых снижает накопление радионуклидов в организме животных, являются макроносители (химические стабильные изотопные и неизотопные

83. Уменьшение концентрации ($K_{эфф}$) ^{90}Sr и ^{137}Cs в скелете, мышцах и субпродуктах у сельскохозяйственных животных разного возраста после прекращения поступления радионуклидов с рационом в условиях длительного орального введения радиоактивных веществ [20, 81, 82]

Вид животного	Длительность, сут		Возраст животного, сут		$K_{эфф}$		
	введения	выведения	в начале затравки	при убое	Скелет	Мышцы	Субпродукты
			^{90}Sr				
Свиньи (новорожденные поросята)	90	40	1	131	2	–	–
	90	90	1	181	6	–	–
Овцы	845	180	365	1390	4	3	3
	845	270	365	1480	5	3	3
			^{137}Cs				
Овцы	105	4	365	474	4	3	3
	105	60	365	530	3	23	32
	105	180	365	650	4	283	64
Куры (петушки)	360	30	430	820	6	6	18
	360	60	430	850	16	29	38
	360	120	430	910	70	186	208

носители) радионуклидов. Классическим примером такиих добавок является обогащение рациона животных Са – неизотопным носителем ^{90}Sr, когда необходимо ограничить аккумуляцию этого радионуклида у животных или снизить его выделение с молоком.

Сравнение содержания Са в рационе и накопления ^{90}Sr в скелете животных показывает, что при увеличении количества кормового Са (добавление бобового сена) в рационе в 10 раз уменьшает отложение радионуклида в скелете по сравнению с дефицитным по Са рационом более, чем в 8 раз. Накопление ^{90}Sr в костной ткани коров уменьшается почти пропорционально увеличению количества кормового Са в рационе. С применением минерального Са (в составе трикальцийфосфата) подобной закономерности не наблюдается. Так, при увеличении количества Са с минеральной подкормкой более чем в 10 раз по сравнению с бедным по Са (12 г ежедневно) рационом отложение ^{90}Sr в скелете оказывается ниже всего лишь в 1,6 раза. Следовательно, действие кормового Са на снижение накопления ^{90}Sr в скелете более

84. Снижение концентрации ($K_{эфф}$) ^{90}Sr в скелете, мышцах, крови, субпродуктах и коже крупного рогатого скота после прекращения поступления радионуклида с рационом в условиях длительного орального введения радиоактивных веществ [81]

Длительность поступления ^{90}Sr в организм и возраст животных, сут	Длительность кормления кормами, не содержащими ^{90}Sr, сут	Возраст животных при убое, сут	$K_{эфф}$				
			Скелет	Мышцы	Кровь	Субпродукты	Кожа
60	60	120	2	6	–	8	1
60	150	210	4	4	2	13	2
60	300	360	7	28	12	23	2
150	60	210	3	4	10	11	5
150	150	300	5	9	18	12	4
150	300	450	7	17	70	22	13
300	60	360	1	2	3	4	–
300	150	450	2	9	3	5	1
300	300	600	4	9	10	15	–

Примечание. Введение ^{90}Sr в организм с кормом началось с рождения животного.

85. Снижение концентрации ($K_{эфф}$) ^{137}Cs в скелете, мышцах, крови, субпродуктах и коже крупного рогатого скота после прекращения поступления радионуклида с рационом в условиях длительного орального введения радиоактивных веществ [81]

Длительность поступления ^{137}Cs в организм и возраст животных, сут	Длительность кормления кормами, не содержащими ^{137}Cs, сут	Возраст животных при убое, сут	$K_{эфф}$				
			Скелет	Мышцы	Кровь	Субпродукты	Кожа
60	60	120	370	10	30	40	18
60	150	210	430	90	40	150	4
60	300	360	470	120	50	300	100
150	60	210	20	20	20	70	40
150	150	300	20	190	40	300	50
150	300	450	40	500	50	470	140
300	60	360	3	3	7	10	9
300	150	450	5	10	20	20	15
300	300	600	17	160	25	90	40

Примечание. Введение ^{137}Cs в организм с кормом началось с рождения животного.

эффективно, чем Са минеральной подкормки. Аналогичные результаты получены в опытах на коровах, потреблявших повышенные количества углекислого Са [81]. Добавление углекислого кальция в корм 45–60-суточных поросят, получавших с рационом в течение 30 сут ^{90}Sr, уменьшает содержание этого радионуклида в скелете в 2 раза [116].

В эмбрионах и у новорожденных телят при кормлении коров-матерей рационами с повышенным содержанием Са снижается концентрация ^{90}Sr. Увеличение ежедневно вводимого в течение всего периода стельности коров количества Са с 18 до 52 г уменьшает концентрацию радионуклида в костной ткани эмбрионов примерно в 2 раза, причем эти различия сохраняются на протяжении всего срока эмбриогенеза. В постэмбриональный период накопление ^{90}Sr в скелете определяется не только содержанием Са в рационе, но и возрастом животных. У телят 6, 12 и 25-месячного возрастов, получавших с первых суток жизни с рационом ^{90}Sr и повышенные количества Са в составе корма, содержание радионуклида оказывается соответственно на 25, 21 и 49 % меньше, чем у животных, содержащихся на рационах с нормальным содержанием Са. В случае длительного поступления в организм ^{90}Sr и повышенного содержания Са в рационе, достигнутого введением минеральной подкормки (трикальцийфосфата), также наблюдается положительный эффект. Различия в накоплении ^{90}Sr в скелете 30, 90 и 180-суточных телят, получающих с рождения до указанного возраста радионуклид и минеральную подкормку, относительно животных, содержащихся на дефицитном по Са рационе, достигают соответственно 1,2; 1,4 и 1,9-кратных значений. Однако в 1 г трикальцийфосфата содержится 18 мг стабильного Sr, вследствие чего накопление его в скелете подопытных телят больше, чем у контрольных, в 8–10 раз, что ухудшает клиническое состояние жвотных [23, 81, 82]. Накопление ^{90}Sr в организме животных путем обогащения рациона Са уменьшается только в том случае, если рацион содержит нормальное или несколько уменьшенное количество этого элемента. У коров, рацион которых содержит 120 г кормового Са, накопление ^{90}Sr в скелете в 8,3 раза меньше, чем у коров, получающих с рационом 12 г Са, и в 5 раз ниже, чем у коров, рацион которых содержит 128 г Са, входящего в минеральную подкормку.

Выбор добавления Са в рацион животных как профилактического средства, ограничивающего накопление ^{90}Sr в костях и его переход в молоко, обусловлен эффективностью, доступностью и широким использованием этого метода в практике кормления сельскохозяйственных животных. При нормальном содержании в рационе Са (40–80 г) его

эффект по ограничению перехода ^{90}Sr в молоко невелик. Если в рационе содержание Са меньше 40 г, поступление ^{90}Sr из корма в молоко возрастает, а при количестве Са 80–230 г снижается в 8–11 раз. Поскольку дефицит Са в рационе коров приводит к увеличению загрязнения молока ^{90}Sr, кормление лактирующих животных необходимо проводить по рационам, полноценным или обогащенным Са, входящим в состав незагрязненного корма или минеральной подкормки.

По аналогии с поведением пары ^{90}Sr – Са ограничение перехода ^{131}I, а также других радиоизотопов йода в молоко достигается путем введения в минеральную подкормку коров и коз стабильного йода (йодсодержащих солей). Ежедневная добавка в рацион коров KI в количествах от 0,5 до 2 г уменьшает выведение ^{131}I с молоком на 50 %.

В качестве примера специальной добавки в рацион для уменьшения накопления ^{137}Cs в организме животных (мышцах) можно указать на применение аммониево-железо-гексацианоферрата (по 1,5–3 г дважды в сутки). У овец, которые в течение 6 недель получают эту соль, содержание ^{137}Cs уменьшается в мышцах на 66 %, печени на 78 % и почках на 84 %, а переход ^{137}Cs в молоко коров снижается на 80–90 % [226]. Для декорпорации ^{137}Cs из организма продуктивных животных применяется добавление в рацион и других соединений (цеолитов, солей лития, комплексонов и др.), но эффективность их незначительна, а практическое использование в промышленном животноводстве весьма проблематично.

Применение рационов с целью снижения поступления радионуклидов в организм животных и получаемую от них продукцию может иметь негативные последствия, так как при этом не исключается несбалансированность рациона по ряду его компонентов (белки, углеводы, минеральные вещества и др.). Это может привести к белковому, углеводному и другим видам голодания (или перекорма) животных. Чтобы выйти из этого положения, нужно применять различные добавки, нормализующие обмен веществ в организме: белково-витаминные концентраты, кормовые дрожжи, минеральные подкормки, кормовые антибиотики и др.

ТЕХНОЛОГИЧЕСКАЯ ПЕРЕРАБОТКА ПРОДУКЦИИ ЖИВОТНОВОДСТВА В ЦЕЛЯХ УМЕНЬШЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ

Технологические приемы по снижению содержания радионуклидов в животноводческой продукции делятся на обычные (т.е. применяемые в традиционной обработке) и специальные.

Обычная переработка молока в молочнокислые продукты (сливки, сметану, творог, брынзу, сыр) и масло снижает концентрацию радионуклидов в продуктах переработки. Например, после сепарирования молока 85–90 % ^{90}Sr, ^{131}I и ^{137}Cs из цельного молока остается в обрате и 8–16 % – в сливках, а 2–3-кратная промывка сливок теплой водой и обезжиренным молоком уменьшает содержание в них ^{90}Sr еще в 50–100 раз [104]. При переработке сливок в сливочное масло основное количество указанных радионуклидов переходит в пахту и промывные воды. Концентрация ^{90}Sr, ^{131}I и ^{137}Cs в сливочном масле не превышает соответственно 36, 76 и 49 % концентрации их в молоке. Перетопка сливочного масла удаляет из этого продукта практически полностью ^{90}Sr, ^{137}Cs, а также 10 % ^{131}I. Переработка молока на сыры, творог, порошковое и сгущеное молоко, которые могут быть подвергнуты длительному хранению, позволяет существенно уменьшить или исключить содержание в этих продуктах относительно короткоживущих радионуклидов – ^{90}Sr, ^{131}I и ^{140}Ba. Из обезжиренного молока вырабатывается сыр типа коттедж, в который переходит лишь 2,7 % ^{90}Sr и 1,1 % ^{137}Cs. Сыворотка, обрат и пахта могут использоваться на корм животным.

Уменьшение концентрации радионуклидов в мясе происходит при его выварке в воде и удалении бульона. Переход ^{90}Sr из кости в бульон после длительного поступления радионуклида животным колеблется в пределах 0,009–0,19 %, а при затравке животных перед убоем 4–10 % и более. Из костей коровы, которой был введен за 14 сут до убоя ^{131}I, в бульон переходит 2,5 % количества радионуклида. Выварка ^{106}Ru из костей козы, затравленной за 8 сут до убоя, не превышает 33 %. После варки мяса телят, козлят и поросят, получавших в рационе ^{137}Cs, в бульон переходит 77–87 % радионуклида. Концентрация радионуклидов в мясе при длительном хранении его в засоленном виде и после вымачивания солонины снижается. Применение этого технологического приема уменьшает концентрацию ^{137}Cs в мясе на 63–99 %. Перетопка сала сопровождается удалением 95 % ^{137}Cs в шкварку, в результате чего концентрация радионуклида в топленом жире снижается почти в 20 раз и становится примерно в 100 раз меньше, чем в мышцах [104]. В случае непригодности мяса для пищевых целей оно может быть использовано на кормление пушных зверей.

Среди специальных приемов очистки молока от долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs нужно выделить ионообменный метод и электродиализ. Важным аспектом этой проблемы является сохранение пищевых качеств молока после обработки.

ПЕРЕПРОФИЛИРОВАНИЕ ЖИВОТНОВОДЧЕСКОЙ ОТРАСЛИ АПК КАК СРЕДСТВО СНИЖЕНИЯ ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ

При сильном радиоактивном загрязнении сельскохозяйственных угодий получение пригодной по содержанию радионуклидов продукции становится невозможным, точнее нерациональным с экономической или радиационно-гигиенической точек зрения. В этих случаях может стать целесообразным перепрофилирование ведения отдельных отраслей АПК, включая животноводство.

Применительно к продукции животноводства наиболее уязвимым в отношении получения пригодной продукции (по концентрации радионуклидов) является производство молока. Получение молока, в котором содержание радионуклидов превышает временные допустимые уровни (ВДУ), отмечается, как правило, при таких плотностях загрязнения, когда практически все другие виды агропромышленной продукции содержат радионуклиды в концентрациях ниже ВДУ. Особенно острыми в этом отношении являются ситуации с выпасом животных на загрязненных пастбищах. При таких уровнях загрязнения организуется переработка молока на молочнокислые продукты и масло или кормление животных "чистыми" кормами: содержание радионуклидов в этих кормах должно обеспечивать при их скармливании животным получение молока, где концентрация радионуклидов ниже ВДУ. Как крайняя мера, не исключены временное прекращение получения молока при указанных плотностях загрязнения и перепрофилирование молочного животноводства на другие направления.

Получение мяса, пригодного по ВДУ содержания радионуклидов, как правило, возможно при более высоких плотностях радиоактивного загрязнения, когда получение "чистого" молока становится уже невозможным. При загрязнении сельскохозяйственных угодий ^{137}Cs и ^{134}Cs, как это имело место при аварии на Чернобыльской АЭС, важнейшим способом производства мяса, отвечающего ВДУ, является предубойный откорм животных (до 2–3 мес) "чистыми" кормами. Как и при производстве молока, главный прием при получении мяса, соответствующего нормативам содержания радионуклидов, – правильная организация кормовой базы.

При перепрофилировании мясных отраслей АПК следует учитывать, что наиболее "чистое" мясо производится в свиноводстве, далее идет получение говядины. Максимальные количества радионуклидов содержатся в баранине. Эти отрасли животноводства расположены в соответствии с различной значимостью выпасного содержания живот-

ных, а также с разной ролью в питании животных в указанных отраслях концентрированных кормов, которые содержат, как правило, меньше радионуклидов в расчете на единицу массы, чем трава на пастбищах. Сравнительно мало радионуклидов содержится в мясе и яйцах птицы.

Следовательно, при загрязнении кормов с радиоэкологической точки зрения наиболее рациональными отраслями животноводства являются птицеводство и свиноводство [153]. Ведение этих отраслей базируется на использовании наименее загрязненных кормов – корне- и клубнеплодов, комбикормов, зернофуража и на стационарном содержании животных в помещениях. Мясо-молочное скотоводство и мясошерстное овцеводство с точки зрения загрязнения получаемой от них продукции находятся в менее выгодных условиях, поскольку, как правило, основываются на пастбищной технологии содержания животных.

При относительно высоких плотностях радиоактивного загрязнения территории, когда получение любого вида животноводческой продукции для потребления человеком становится невозможным, целесообразно использовать эти угодья для организации звероводческих хозяйств.

Таким образом, в животноводческой отрасли АПК имеются значительные ресурсы для организации ведения хозяйства на загрязненной территории с получением пригодной по радиологическим стандартам продукции.

Глава 12. МОДЕЛИРОВАНИЕ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В АГРОЦЕНОЗАХ

СИСТЕМНЫЙ ПОДХОД В ИЗУЧЕНИИ ПРОЦЕССОВ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В АГРОЦЕНОЗАХ

В последние два десятилетия в экологических исследованиях широкое распространение получил системный подход, разработанный первоначально применительно к техническим объектам. По отношению к биологическим и физико-химическим системам его можно сформулировать как подход, построенный на использовании совокупности научных направлений, объединенных общей методологией исследования какого-либо явления (объекта) на основе признания его целостности и необходимости учитывать при его изучении всю сложность

связей между элементами системы, описывающей данное явление (объект) [15, 261]. Очевидно, что такая точка зрения является наиболее целесообразной и в радиоэкологических исследованиях, поскольку при этом требуется объединение усилий как биологов, так и химиков, физиков, математиков.

На основании общих экологических концепций [176] системное исследование миграции радионуклидов в агроценозах можно разделить на ряд этапов, выполняемых последовательно или параллельно: постановка задачи, определение структуры моделируемой системы, идентификация модели, реализация модели, проверка модели, исследование модели, использование модели для решения практических задач, оценка возможности применения модели для других целей.

1-й этап. Постановка задачи. Агроценозы, равно как и их компоненты (почвы, растения, популяции животных), относятся к достаточно сложным природным объектам, вследствие чего описание миграции в них радионуклидов вызывает определенные трудности. Однако и в этом случае можно выделить конечное число характеристик, которые наиболее существенны с точки зрения изучения миграции. Основное назначение этого этапа – уточнение возможных аспектов исследования транспорта радионуклидов в агроценозах с учетом только тех свойств, которые определяют этот процесс.

2-й этап. Определение структуры моделируемой системы. Исходя из постановки задачи, на этом этапе дается описание рассматриваемых объекта и процесса, оцениваются их пространственные и временные границы. Выявляются наиболее существенные внутренние и внешние переменные системы, а также связи между ними. Задачей этапа является обобщение имеющихся сведений и представлений о протекании миграции радионуклидов в агроценозах в виде достаточно полной и непротиворечивой концептуальной модели. При этом следует отметить, что выделение компонентов агроэкосистем осуществляется в соответствии с уровнем агрегирования, который зависит от целей исследования.

3-й этап. Идентификация модели. Целью этого этапа являются установление математических соотношений, связывающих выделенные переменные, а также количественная оценка параметров, которые входят в эти соотношения. Наиболее часто основу моделей миграции составляют балансовые уравнения, описывающие обмен радионуклидов между различными компонентами агроценозов. Система таких уравнений дополняется набором необходимых эмпирических и полуэмпирических зависимостей.

При идентификации моделей, как правило, возникает необходимость в проведении натурных или лабораторных экспериментов с целью проверки теоретических представлений о характере связей между переменными модели или для получения количественных оценок параметров.

4-й этап. Реализация модели. После идентификации модели она реализуется в аналитической форме либо в виде программы для ЭВМ.

5-й этап. Проверка модели. На этом этапе необходимо оценить, насколько адекватно модель может воспроизводить реально наблюдающиеся процессы. Наиболее часто для этого проводится сравнение расчетных и эмпирических данных о содержании радионуклидов в различных компонентах агроценозов в соответствующие моменты времени.

Для оценки согласия модельных и экспериментальных данных используются различные статистические критерии. В случае их невыполнения необходимо вернуться к начальным этапам, после чего все этапы вплоть до настоящего следует повторить. В качестве руководства по методам статистического анализа при проверке моделей можно использовать результаты работы Д. Химмельблау [181].

6-й этап. Исследование модели. Анализ математических моделей миграции радионуклидов в агроценозах, как правило, сводится к изучению зависимости выходных параметров модели (обычно содержание радионуклидов в одном из компонентов агроценоза) от внешних факторов, структуры модели и значений параметров. С этой целью применяются методы технической кибернетики, получившие название методов анализа чувствительности. Их использование позволяет выделить связи между переменными, параметры, а также внешние факторы, оказывающие решающее влияние на получаемые результаты. После этого уточняются список параметров, которые необходимо определить с высокой степенью точности, а также те параметры, которые можно оценить приближенно.

Кроме того, подобный анализ, а также имитация с помощью модели различных ситуаций, в том числе экстремальных, служат дополнительным материалом для проверки модели и могут привести к необходимости ее усовершенствования.

7-й этап. На этом этапе модель используется для решения тех практических и научных задач, для которых она создавалась. Среди них можно выделить прогноз загрязнения продукции агропромышленного производства, оценку эффективности мероприятий, проводимых с целью снижения поступления радионуклидов в рацион питания человека, а также различного рода оптимизационные задачи. При проведении указанных расчетов часто выявляются новые проблемы, решение которых возможно с помощью модели. Однако при этом на основании данных, полученных при ее исследовании, следует оценить, насколько адекватно новые задачи соответствуют реальным возможностям модели, которую предполагается использовать.

Математическое моделирование при системном подходе служит основным средством организации исследований, позволяет выделить существенные стороны исследуемого явления и выразить полученное приближенное описание в виде системы математических выражений (модели), имитирующих с определенной степенью точности поведение реальной системы [116].

Важной особенностью системного подхода является его итеративность. Так, при проверке или исследовании модели устанавливается ее соответствие наблюдаемому явлению, после чего, в случае несоответствия, производится совершенствование ее теоретического описания. Развитие математического описания явления в свою очередь требует усиления и углубления экспериментальных исследований, что позволяет организовать комплексные исследования по принципу динамического взаимодействия модели и эксперимента.

Поскольку настоящая глава посвящена применению методов математического моделирования в радиоэкологической практике, представляется целесообразным привести общую классификацию моделей (рис. 30) и кратко охарактеризовать их особенности.

В зависимости от формы реализации математические модели миграции радионуклидов в агроценозах можно разделить на имитационные и аналитические.

Под имитационными моделями обычно понимают "формализованное описание в ЭВМ изучаемого явления во всей его полноте на грани нашего понимания" [110]. Их широкое применение, начавшееся с развитием электронной вычислительной техники, позволило решить ряд комплексных проблем, в том числе и радиоэкологического характера.

В случае, если модель можно поставить в соответствие с аналитическим выражением, позволяющим для любых входных переменных и начальных условий определить искомые величины в любой момент времени, ее называют аналитической [176]. Такие модели обычно имеют небольшую размерность и предназначены для описания процессов при каких-либо фиксированных координатах. На них часто проводят уточнение необходимых для описания миграции параметров и

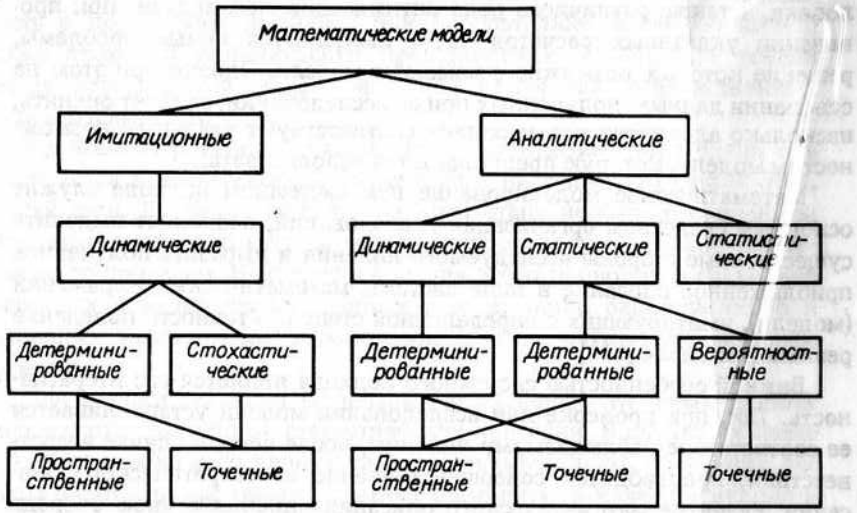


Рис. 30. Классификация моделей миграции радионуклидов в агроценозах

оценку их величин. Значение аналитических моделей определяется также и тем, что они дают достаточно простые формулы для приближенных практических расчетов и часто служить методической основой для создания больших имитационных моделей.

В зависимости от степени определенности получаемых результатов как имитационные, так и аналитические модели делят на детерминированные и стохастические. При этом, если в детерминированных моделях значения переменных определяются точно, то стохастические модели оперируют с распределениями параметров. В этом случае они рассматриваются как случайные величины и характеризуются вероятностными показателями, такими, как математические ожидания, дисперсия и т.п. Точечные и пространственно распределенные модели различаются по размерности пространственного описания, а также учитываемым в них процессам.

Кроме деления моделей в соответствии с критериями, отмеченными выше, их можно классифицировать на статические и динамические в зависимости от того, описывают ли они временную динамику процессов или нет.

Важную группу аналитических моделей составляют статистические модели, в которых зависимость прогнозируемых величин от внутренних и внешних переменных определяется с помощью методов математической статистики.

3391

Наряду с классификацией, основанной на общих признаках, модели миграции радионуклидов по специфике охвата рассматриваемых процессов представляется рациональным разделить на 6 групп:

модели миграции радионуклидов в почвах;

модели аэрального загрязнения посевов сельскохозяйственных культур;

модели миграции радионуклидов в системе почва – растения;

модели переноса радионуклидов по пищевым цепочкам;

модели транспорта радионуклида в агросфере;

модели транспорта радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных.

Первые четыре группы включают в себя модели миграции радионуклидов в основных компонентах агроценозов (почвы, сельскохозяйственные растения), включая модели метаболизма радионуклидов в организме животных. Как правило, эти модели относятся к точечным, детерминированным, динамическим моделям. Пятую группу составляют точечные статические и динамические модели. В шестую группу входят модели, в которых рассматривается транспорт радионуклидов в результате крупномасштабного загрязнения сельскохозяйственных угодий.

Целесообразность подобного деления объясняется тем, что модели первых четырех групп обычно используют при разработке моделей миграции радионуклидов по пищевым цепочкам и они служат основой для прогнозирования транспорта радионуклидов в агросфере. Такое деление моделей сложилось в радиоэкологической практике исторически и является достаточно распространенным. Этот принцип изложения использован в настоящей главе. При этом, поскольку модели аэрального загрязнения растительности и переноса радионуклидов в организме животных рассмотрены совместно с теоретическими и экспериментальными предпосылками для их создания соответственно в гл. 3 и 7, ниже описываются модели, относящиеся к остальным видам. При этом указывается, к какому типу они принадлежат.

МОДЕЛИРОВАНИЕ ВЕРТИКАЛЬНОЙ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОФИЛЕ ПОЧВЫ

В моделях вертикальной миграции радионуклидов обычно учитывается два механизма, определяющих скорость протекания этого про-

цесса, – конвективный и квазидиффузионный. Почва в этом случае рассматривается как среда, состоящая из трех фаз: твердой (почвенные частицы), жидкой (почвенная влага) и газообразной (почвенный воздух). Однако все многообразие процессов, от которых зависит перемещение радионуклидов в профиле почв, сводится к двум их результирующим, описываемым обобщенными параметрами, относящимися ко всем фазам одновременно. Это позволяет рассматривать процесс миграции аналогичным движению микропримеси в колонке с адсорбентом и применить для его описания тарелочную теорию динамики сорбции. Впервые это было сделано в работах С.В. Торнтуэйта с соавторами.

Особое значение в моделировании миграции радионуклидов в профиле почв имеют работы советских ученых В.М. Прохорова, Л.В. Кириченко, В.Л. Анохина, И.Е. Константинова, Ю.М. Свирежева, которыми были обобщены теоретические и экспериментальные исследования в этой области. В предположении о наличии состояния динамического равновесия между радионуклидами, находящимися в твердой и жидкой фазах почвы, в работах этих авторов было предложено и обосновано использование при описании миграции радионуклидов уравнения конвективной диффузии:

$$\partial q(x, t)/dt = D(x, t)\,\partial^2 q(x, t)/\partial x^2 - \omega\,\partial q(x, t)/\partial x - \lambda q(x, t), \qquad (59)$$

где $q(x, t)$ – средняя по всем фазам концентрация радионуклидов; $D(x, t)$ – эффективный коэффициент квазидиффузии; ω – линейная скорость переноса радионуклидов под действием потока влаги; λ – постоянная радиоактивного распада.

Для того чтобы применить уравнение (59) для решения практических задач, его необходимо дополнить начальными и граничными условиями. В общем виде это можно сделать следующим образом.

Начальные условия:

$$q(x, t) = \varphi(x) \qquad \text{при } x > 0,\ t = 0. \qquad (60)$$

Граничные условия на бесконечности:

$$\left.\begin{array}{l} q(x, t) = 0 \\ \partial q(x, t)/\partial x = 0 \end{array}\right\} \text{ при } x \to \infty,\ t > 0. \qquad (61)$$

Условия на границе раздела атмосфера – почва допускают не единственное представление. Так, их можно рассматривать в виде заданного определенным образом потока радионуклидов через поверхность раздела сред:

$$D\partial q(x, t)/\partial x - \omega_q(x, t) = f_1(t) \qquad \text{при } x = 0,\ t > 0, \qquad (62)$$

либо задавая зависимость концентрации радионуклидов на поверхности почвы от времени:

$$q(x, t) = f_2(t) \qquad \text{при } x = 0,\ t > 0. \qquad (63)$$

Обе формы представления граничных условий одинаково правомерны, поэтому применение какой-либо из них зависит от особенностей моделируемой ситуации.

Уравнение (59) с начальными и граничными условиями (60) – (62) или (63) носит достаточно общий характер и широко используется как для разработки приближенных аналитических, так и при создании численных имитационных моделей.

В основе аналитических моделей вертикальной миграции лежит допущение о временно́й и пространственной однородности слоя почвы, в котором рассматривается процесс миграции. Такое упрощение является достаточным для того, чтобы получить аналитические решения уравнения (59) для целого ряда практически важных случаев.

1. Однократное загрязнение поверхности почвы. В этом случае условие на границе раздела атмосфера – почва необходимо рассматривать в потоковой форме [выражение (62)], в которой функцию $f_1(t)$ следует определить как произведение двух сомножителей [72]:

$$f_1(t) = Q\delta(t),$$

где Q – поверхностная плотность выпадений; $\delta(t)$ – дельта-функция Дирака;

$$\delta(t) = \begin{cases} \infty & \text{при } t = 0 \\ 0 & \text{при } t \neq 0, \end{cases}$$

Решение уравнения конвективной диффузии с граничными условиями, описанными выше, и нулевыми начальными условиями [$\varphi(x) = 0$], можно получить в виде [72]:

$$q(x, t) = Q\exp(-\lambda t)\left\{\frac{1}{\sqrt{\pi D t}}\exp\left[-\frac{(x-\omega t)^2}{4Dt} - \right.\right.$$

$$\left.\left. - \frac{\omega}{2D}\exp\left(-\frac{\omega x}{D}\right) erfc\left(\frac{x}{2\sqrt{Dt}} + \frac{\omega}{t}\sqrt{\frac{t}{D}}\right)\right\}, \qquad (64)$$

где $erfc(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}}\int_x^\infty \exp(-t^2)\,dt$ – интеграл вероятности.

2. Аналогично, в потоковой форме на границе раздела сред, можно записать граничные условия и в случае равномерного выпадения радионуклидов в течение некоторого промежутка времени:

$$f_1(t) = \begin{cases} q_0 & \text{при } 0 < t < T. \\ 0 & \text{при } t > T \end{cases}$$

Решение уравнения (59) при таком граничном условии, полученное в работе [72], имеет достаточно сложный вид. Однако для приближенных расчетов при выполнении условия

$$x/2\sqrt{Dt} + \omega\sqrt{t/2D} \geq 1{,}5$$

его можно использовать и в более простой форме:

$$q(x, t) = \frac{q_0}{\sqrt{D}} \exp(2\sqrt{\alpha\beta}) \begin{cases} \Phi(t) & \text{при } 0 < t < T \\ \Phi(t) - \Phi(t-T) & \text{при } t > T \end{cases} \quad (65)$$

$$\Phi(t) = \left(\frac{1}{2\sqrt{c}} + \frac{\beta}{2\lambda\sqrt{c}} - \frac{\sqrt{\beta}}{2\lambda}\right) \exp(-2\sqrt{\lambda c})\, erfc\left(\sqrt{\frac{\alpha}{t}} - \sqrt{ct}\right);$$

$$\beta = \frac{\omega^2}{2D},\ c = \beta + x,\ \alpha = \frac{x^2}{4D},$$

3. Часто встречается такой режим загрязнения, когда радиоактивные выпадения с переменной интенсивностью продолжаются в течение длительного промежутка времени. В этом случае граничные условия на поверхности почвы задают в виде зависимости поверхностной концентрации радионуклидов от времени: $f_2(t) = q(0, t)$. Соответствующее решение уравнения (59) имеет вид:

$$q = (x_1 t) = x \exp\left[-\frac{\omega}{2D}x - \left(\frac{\omega^2}{4D} + \lambda\right)t\right] \int_0^t \frac{q(0, t) \exp\left(-\frac{x^2}{4D(t-\tau)}\right)}{(t-\tau)^{3/2}} d\tau. \quad (66)$$

4. Практический интерес представляют условия загрязнения, при которых содержание радионуклидов в начальный момент времени в слое почвы толщиной l постоянно и равно q_0. Такие условия соответствуют ситуации, когда после выпадения радионуклидов загрязненный участок перепахивается и остается впоследствии без обработки. В этом случае решение уравнения квазидиффузии с начальными и граничными условиями (60) – (62), где

$$\varphi(x) = \begin{cases} q_0 & \text{при } 0 < x < l \\ 0 & \text{при } x > l \end{cases};\ t = 0;$$

$$f_2(t) = 0 \quad \text{при } x = 0,\ t > 0,$$

с помощью несложных преобразований можно представить в следующей форме:

$$q(x, t) = \frac{q_0}{2} \exp\left[\frac{\omega}{2D}x - \left(\frac{\omega^2}{4D} + \lambda\right)t\right]$$

$$\left\{ erf\left(\frac{l-x}{2\sqrt{Dt}}\right) + erf\left(\frac{l+x}{2\sqrt{Dt}}\right)\right\}; \quad (67)$$

$$erf(x) = 2/\sqrt{\pi}\int_0^x \exp(-t^2)\, dt.$$

Выражения (64) – (67) охватывают наиболее простые условия миграции радионуклидов. На основе решения уравнения (59) могут быть получены выражения для расчетов и в других более сложных случаях. При решении таких задач могут быть применены различные математические методы, наиболее часто из которых используется операционный, основанный на использовании преобразований Лапласа – Карсона.

В качестве примера применения аналитических моделей на рис. 31 приведены расчетные на основе выражения (65) данные, описывающие распределение ^{90}Sr в профиле почвы при равномерном поступлении радионуклидов на ее поверхность. Такой режим выпадений в какой-то степени мог быть реализован в случае непрерывных глобальных выпадений [72]. В качестве параметров миграции были выбраны значения (D = 0,3 см²/год, ω = 0,5 см/год), которые примерно характеризуют перенос этого радионуклида в дерново-подзолистых почвах, расположенных в средней полосе европейской части Советского Союза. Пунктиром на этом рисунке приведен рассчитанный также на основе выражения (65) профиль перераспределения ^{90}Sr в почве за 5 лет миграции после выпадений, которые продолжались 10 лет.

Краевые задачи, описывающие вертикальную миграцию радионуклидов, могут быть реализованы не только в виде аналитических выражений (моделей), но и в виде программ для ЭВМ (имитационных моделей). При этом следует отметить, что машинная реализация моделей миграции имеет ряд важных преимуществ, поскольку позволяет отказаться от ограничений, необходимых при использовании аналитических моделей. Вследствие этого применение имитационных моделей

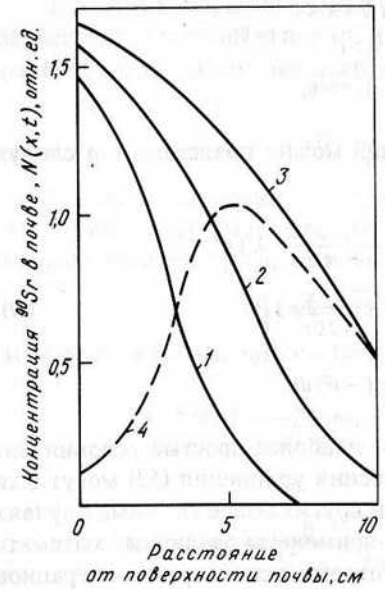


Рис. 31. Распределение концентрации ^{90}Sr в безразмерной форме $N(x, t) = q(x, t)/q_0$ при поступлении на поверхность почвы, равном q_0 [72]. Время выпадения ^{90}Sr на почву t:
1 — 5 лет; *2* — 10 лет; *3* — 15 лет; *4* — через 5 лет после 10-летних выпадений

позволяет прогнозировать перенос радионуклидов в почвах, не отличающихся однородной структурой, учитывать сезонные колебания погодных условий, влияющих на процесс вертикальной миграции.

Помимо непосредственного решения краевой задачи (59) и (63) численными методами, при построении имитационных моделей вертикальной миграции радионуклидов в почве используется и другой подход — компартментный [140]. В его рамках почва рассматривается как среда, состоящая из определенного числа слоев (компартментов), между которыми описывается перемещение радионуклидов. В пределах каждого слоя почвы, на которые поделен профиль, ее свойства, а следовательно, и параметры переноса радионуклидов принимаются постоянными для каждого времени года. Процесс перемещения рассматривается как дискретный во времени и по координате. При этом предполагается, что количество радионуклидов, выходящее из какого-либо слоя почвы, равно их количеству, поступающему в следующий слой.

При такой постановке задачи баланс радионуклидов в i-м слое почвы можно представить в виде:

$$Q_{i+1,\,i} = Q_{j,\,i} + I_{\text{вх}} - I_{\text{вых}}, \qquad (68)$$

где $Q_{j,\,i}$ — содержание радионуклидов в i-м слое в j-й момент времени; $I_{\text{вх}}$ и $I_{\text{вых}}$ — суммарные потоки радионуклидов, поступающих в i-й слой и выходящих из него.

Наибольшее распространение этот подход получил при разработке компартментных моделей миграции радионуклидов в системе почва — растения, в которых потоки радионуклидов между слоями рассматриваются прямо пропорциональными содержанию радионуклидов в отдельных слоях почвы:

$$I_{\text{вх}} = (\lambda_{i,\,i+1}\, Q_{j+1} + \lambda_{i,\,i-1}\, Q_{j,\,i-1})\,\Delta t;$$
$$I_{\text{вых}} = (\lambda_{i+1,\,i}\, Q_{j,\,i} + \lambda_{i-1,\,i}\, Q_{j,\,i-1})\,\Delta t, \qquad (69)$$

где $\lambda_{k,\,n}$ — коэффициент подхода радионуклидов из n-го в k-й слой почвы.

Преимущество такого перехода заключается в его простоте и возможности, в случае замены разностных аналогов на дифференциалы, использования аппарата обыкновенных дифференциальных уравнений.

При описании потока радионуклидов между слоями почвы используются и квазидиффузионные представления. В этом случае для каждого слоя почвы сумму между входящими и выходящими потоками можно представить следующим образом:

$$I_{\text{вх}} - I_{\text{вых}} = \left(-D\,\frac{\partial Q}{\partial x} + \omega Q\right)\Delta t. \qquad (70)$$

В таком виде этот подход приводит к разностному аналогу уравнения (59).

Для иллюстрации применения имитационных моделей можно использовать результаты расчетов, где применялась компартментная модель, в которой описание переноса ^{90}Sr между компартментами соответствовало выражению (70) [140]. Расчет производился для двух случаев. В первом случае имитировали миграцию радионуклидов в условиях, близких к природным, и профиль делили на 4 слоя и для каждого задавали различные значения D и ω (табл. 86).

86. Значения параметров миграции в слоях, составляющих почвенный профиль

Слой почвы, см	D, см²/год		ω, см/год	
	для первой половины года	для второй половины года	для первой половины года	для второй половины года
0—3	1,3	1,3	1,3	0
3—6	7,5	7,5	3,8	0
6—9	1,8	1,8	1,8	0
9—30	7,5	7,5	3,8	0
0—30	6,3	6,3	3,2	0

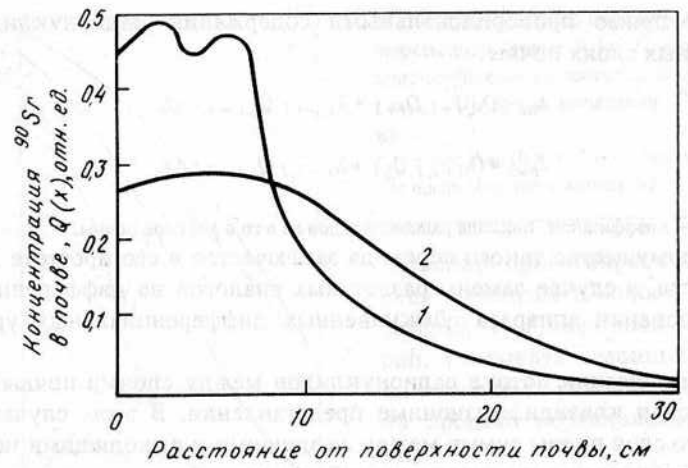


Рис. 32. Распределение ^{90}Sr в почве через 15 лет после поступления радионуклида на ее поверхность. Случай однократного загрязнения:
1 — расчет с учетом неоднородности характеристик почвы; *2* — расчет без учета неоднородности характеристик почвы

Для периодов положительных и отрицательных температур почвы (первые и вторые половины года) взяты различные численные значения. Численные значения D и ω соответствуют почвам с промывным режимом и близки к значениям, найденным для реальных условий [140]. Радиоактивный распад не учитывался.

Во втором случае полагалось, что профиль можно охарактеризовать постоянными параметрами D и ω, в качестве которых использовались средневременные величины из значений, принятых в первом случае. Через 15 лет после поступления ^{90}Sr на поверхность почвы расчетные профили его распределения в первом и во втором случаях существенно различаются (рис. 32). Это позволяет сделать вывод, что представление неоднородной в действительности среды в качестве однородной, как это часто делается при применении аналитических моделей, может привести к существенному искажению полученных оценок. Вследствие этого в случаях, когда распределение радионуклидов в слое почв необходимо определить с достаточной точностью, целесообразно использовать имитационные модели.

Анализируя трудности в применении моделей вертикальной миграции, следует отметить, что в настоящее время их широкое использование сдерживается не отсутствием теоретических подходов и конкретных моделей, а скорее недостатком необходимой информации о параметрах миграции для широкого спектра радионуклидов. При этом следует отметить, что бóльшая часть такого рода исследований относится к изучению влияния характеристик почв на параметры миграции ^{90}Sr и проведена группой ученых под руководством В.М. Прохорова.

Итогом этого цикла работ было полученное В.М. Прохоровым уравнение множественной регрессии, связывающее коэффициент квазидиффузии со свойствами почв [140]:

$$D = a_0 \prod A_i^{\alpha_i} \exp\ (-E/RT), \qquad (71)$$

где A_i — свойства почвы; α_i — численные коэффициенты; E — энергия активации; R — газовая постоянная; T — абсолютная температура.

К сожалению, подобная уникальная по своему характеру работа выполнена только для одного радионуклида и, после трагической гибели В.М. Прохорова, не получила своего развития.

Для измерения коэффициентов диффузии радионуклидов в почвах применяется довольно обширный набор методов [140]. В основе большей их части лежит сопоставление эмпирического распределения радионуклидов в почвенном слое с теоретическим, полученным на основании математической модели, описывающей этот процесс. Параметры миграции находят путем решения обратной задачи или подбором таких значений параметров, при которых теоретическое распределение соответствует эмпирическому.

Аналогичная идея лежит в основе приближенных методов прогноза миграции радионуклидов в неоднородном слое почвы, разработанных на основе использования аналитических моделей. В соответствии с этим подходом по экспериментальным данным, выраженным в виде относительного содержания радионуклидов в слое почвы определенной толщины χ, находят кажущийся коэффициент диффузии, равный такому значению этого параметра, при котором расчетное содержание радионуклидов в этом слое, полученное на основе диффузионного уравнения, соответствует эмпирическому.

Для оценки расчетного относительного содержания радионуклидов в слое почвы используется выражение

$$\varkappa = \int_0^l q\,(x, t)\,dx \,/\, \int_0^\infty q\,(x, t)\,dx. \qquad (72)$$

При вычислении этой величины можно использовать выражения (61) – (64), в которых скорость конвективного переноса ω следует

положить равной нулю и аналогичные выражения из этой же работы. При применении этого метода единственной характеристикой миграции служит кажущийся коэффициент диффузии, найти который можно, решая обратную задачу, с использованием методов минимизации. Определенные таким образом кажущиеся коэффициенты миграции можно применять для приближенного прогнозирования вертикального транспорта радионуклидов в условиях аналогичных тем, в которых они были найдены.

Математические модели миграции радионуклидов в профиле почв нашли широкое применение в радиоэкологической практике. Их значение определяется не только тем, что они позволяют прогнозировать содержание радионуклидов в корнеобитаемом слое почвы и загрязнение сельскохозяйственной продукции. Они используются и при расчетах дозовых нагрузок внешнего облучения населения, при исследовании перехода радионуклидов в грунтовые воды, а также при оценке вымывания радионуклидов из верхнего слоя почв и загрязнения поверхностных вод.

МОДЕЛИ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В СИСТЕМЕ ПОЧВА – РАСТЕНИЕ

Для моделирования миграции в системе почва – растение характерным является использование методов технической кибернетики, лежащих в основе построения и анализа компартментных (камерных) моделей. С точки зрения описания миграции компартментом можно считать любой элемент агроценоза (или его часть), в котором происходит накопление радионуклидов.

В рамках такого подхода агроценоз рассматривается в виде совокупности однородных компартментов, между которыми происходит перенос радионуклидов, характеризуемый некоторыми функциями a_{ij}. Эти функции имеют смысл интенсивностей потоков радиоактивных веществ между компартментами и в общем виде зависят от ряда эндогенных и экзогенных факторов.

При математическом описании переноса веществ в компартментных моделях обычно используют аппарат обыкновенных дифференциальных уравнений:

$$\frac{dq_i(t)}{dt} = \sum_{\substack{j=1 \\ j \neq i}}^{n} a_{ji} - \sum_{\substack{k=1 \\ k \neq 1}}^{n} a_{ik} + a_{0i} - a_{i0}, \qquad (73)$$

3391

где $q_i(t)$ – содержание вещества в i-м компартменте; a_{ji} – количество вещества, поступающего в единицу времени в i-й компартмент из j-го; a_{0i} и a_{i0} – скорости поступления и удаления вещества в системе.

В случаях, когда компартментный подход применяется к моделированию миграции радионуклидов, часто предполагается, что интенсивность перехода радионуклидов из i-го компартмента в j-й пропорциональна содержанию радионуклидов в i-м компартменте.

$$a_{ij} = \omega_{ij} q_i, \qquad (74)$$

где функция ω_{ij} соответствует скорости переноса радионуклидов при единичном их содержании в i-м компартменте.

В настоящее время существует несколько подходов к представлению функций переноса. Наиболее простым и часто используемым из них является замена функций ω_{ij} некоторыми константами, соответствующими средним значениям этих функций на определенном отрезке времени:

$$k_{ij} = \int_0^T \omega_{ij}(\tau)\, d\tau / T. \qquad (75)$$

Полученные таким образом константы зависят от периода осреднения, оптимальный выбор которого часто представляет определенные трудности. На практике период осреднения следует выбирать таким образом, чтобы соблюдалось примерное постоянство осредненных параметров. В частности, при моделировании миграции долгоживущих радионуклидов используется период осреднения, равный 1 году.

В качестве примера, иллюстрирующего применение компартментных моделей миграции радионуклидов в системе почва – растение, ниже рассмотрена модель, предназначенная для прогнозирования загрязнения корне- и клубнеплодов [38].

На схеме миграции, приведенной на рис. 33, компартмент *1* представляет пахотный слой почвы с равномерно распределенной концентрацией радионуклидов, компартмент *2* – подкорневую зону почвы, компартмент *3* – вегетативные надземные части растений, компартмент *4* – хозяйственно ценные части растений. Константы k_{ij} описывают следующие процессы: $k_{1,3}$ – вторичное запыление, $k_{3,1}$ – сдувание ветром и смывание дождем, $k_{1,4}$ – поступление за счет корневого усвоения, $k_{3,4}$ – перенос из корней в надземную часть растений, $k_{1,2}$ – вынос радионуклидов за пределы корнеобитаемого слоя в результате вертикальной миграции, $k_{3,3}$ и $k_{4,4}$ – вынос радионуклидов

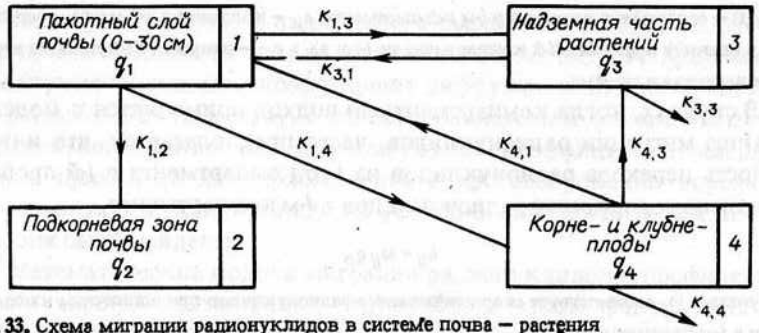


Рис. 33. Схема миграции радионуклидов в системе почва — растения для корне- и клубнеплодов [38]

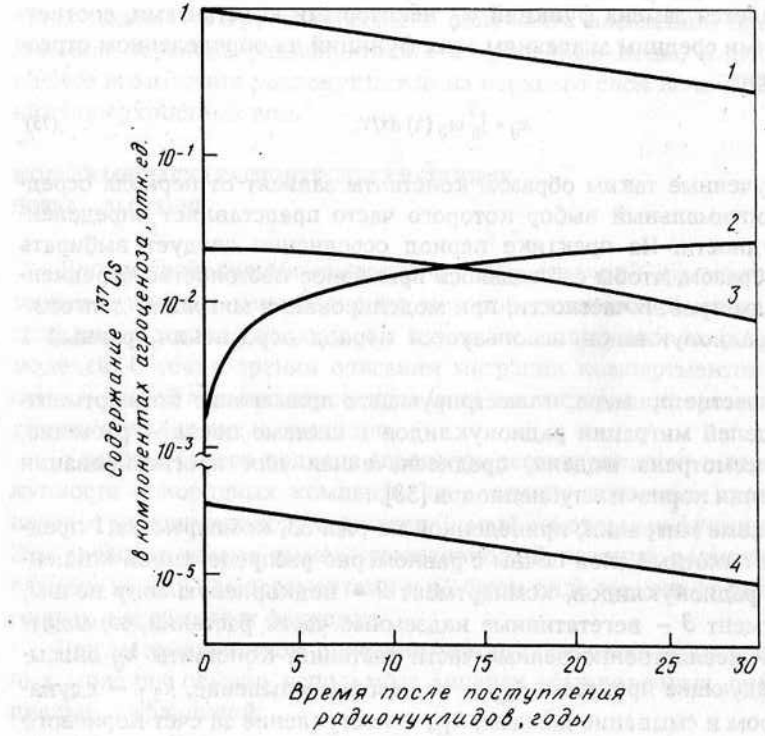


Рис. 34. Содержание ^{137}Cs в компонентах системы почва — корне- и клубнеплоды, рассчитанное с помощью данных табл. 87 [38]:
1 — пахотный слой почвы; *2* — подкорневая зона почвы; *3* — корне- и клубнеплоды; *4* — надземная часть растений; $q(0)$ принято равным единице

при сборе урожая. Коэффициент $k_{4,1}$ — формальная константа, обеспечивающая пропорциональность содержания нуклидов в компартментах *4* и *1*. Система дифференциальных уравнений, соответствующая схеме миграции, приведенной на рис. 33, имеет вид:

$$\frac{dq_1}{dt} = k_{3,1}q_3 + k_{4,1}q_4 - (k_{1,3} + k_{1,4} + k_{1,2} + \lambda)q_1; \quad (76)$$

$$\frac{dq_2}{dt} = k_{1,2}q_1 - \lambda q_2; \quad (77)$$

$$\frac{dq_3}{dt} = k_{1,3}q_1 - (k_{3,1} + k_{3,4} + k_{3,3} + \lambda)q_3; \quad (78)$$

$$\frac{dq_4}{dt} = k_{1,4}q_1 + k_{3,4}q_3 - (k_{4,1} + k_{4,4} + \lambda)q_4. \quad (79)$$

Решения уравнений (76) – (79) позволяют прогнозировать содержание радионуклидов в выделенных в модели компартментах системы почва – растение. Результаты такого расчета, выполненного с использованием констант переноса, приведенных в табл. 87, представлены на рис. 34.

87. Константы переноса радионуклидов в системе почва — корне- и клубнеплоды [38]

Радионуклид	$k_{1,2}$	$k_{1,3}$	$k_{1,4}$	$k_{3,1}$	$k_{3,4}$	$k_{3,3}, k_{4,4}$	$k_{4,1}$	λ, c^{-1}
^{106}Ru	2,2–10	7,0–9	5,6–5	2,7–7	1,4–8	3,2–8	1,0	2,2–8
^{131}I	2,2–10	7,0–9	1,1–4	2,7–7	3,0–8	3,2–8	1,0	1,0–6
^{137}Cs	2,2–10	7,0–9	2,8–5	2,7–7	3,0–8	3,2–8	1,0	7,3–10
^{144}Ce	2,2–10	7,0–9	1,7–5	2,7–7	5,5–9	3,2–8	1,0	2,9–8

Следует подчеркнуть, что указанные на рис. 34 результаты даны только для иллюстрации, поскольку параметры, описанные в табл. 87, являются средними для широкого спектра почвенно-климатических зон и не являются специфичными для какой-либо из них.

Помимо отмеченных выше трудностей с определением параметров, к недостаткам компартментных моделей с постоянными коэффициентами следует отнести их нереалистичность в описании многих процес-

сов, не являющихся линейными. Кроме того, в этих моделях не учитывается и возможное изменение компартментов во времени, что является важным во многих практических задачах, связанных с управлением потоками радионуклидов в агроценозах.

Более сложными, однако и более реалистичными считаются компартментные модели, в которых принимается во внимание взаимосвязь состояния компартментов со скоростью переноса радионуклидов между ними. В таких моделях наряду с миграционной задачей рассматривается система, имитирующая свойства компартментов, которые влияют на процесс миграции в системе почва – растение. Примером такого подхода может служить модель, описывающая накопление Pu в органах бобовых растений [212]. Схема миграции приведена на рис. 35.

Модель состоит из двух подмоделей "Биомасса" и "Накопление". В первой из них с помощью логистической модели рассматривается изменение биомассы отдельных органов:

$$W_{t,i} = \frac{W_{0,i}(1+b_i)}{1+b_i e^{-k_i(t-t_{0,i})}} - W_{0,i},$$

где $W_{t,i}$ – масса i-го органа растения в момент времени t, комбинация индексов 0, i соответствует моменту времени, когда начинается развитие i-го органа; b_i и k_i – положительные константы, характеризующие развитие органов растений.

Подмодель "Накопление" включает в себя систему уравнений, куда входят наряду с уравнениями, имитирующими содержание радионуклидов в каждом компартменте (органе растений), выражения, в которых рассчитывается интенсивность потоков радиоактивных веществ между этими компартментами:

$$\frac{dq_R}{dt} = a_{0,R} - a_{R,B}; \quad (80)$$

$$\frac{dq_B}{dt} = a_{R,B} - a_{B,P} - a_{B,L} \quad (81)$$

$$\frac{dq_L}{dt} = (q_B + a_{R,B})\left(b_{1,L} W_{t,L} + b_{2,L} \frac{dW_{t,L}}{dt}\right); \quad (82)$$

$$\frac{dq_P}{dt} = a_{B,P} - \frac{dq_S}{dt}; \quad (83)$$

$$\frac{dq_S}{dt} = \varkappa \frac{dq_P}{dt}; \quad (84)$$

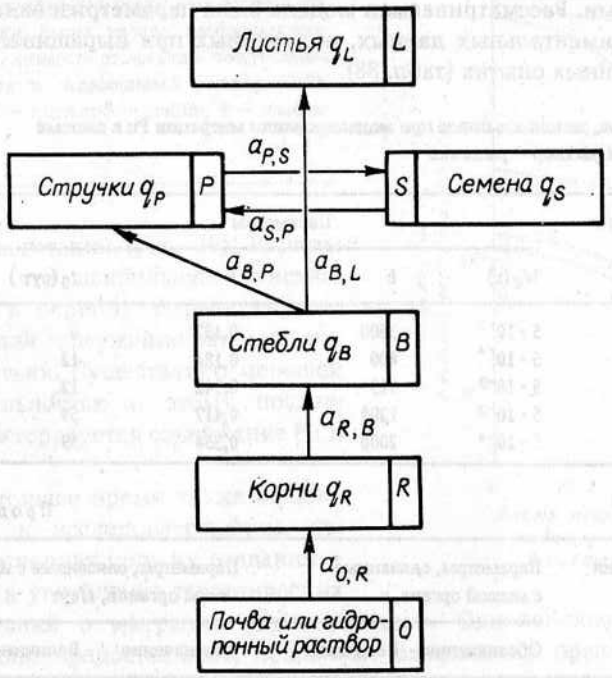


Рис. 35. Схема миграции радионуклидов в системе почва – растения [212]

$$a_{0,R} = q_0\left(b_{1,R} W_{t,R} + b_{2,R} \frac{dW_{t,R}}{dt}\right); \quad (85)$$

$$a_{R,B} = (q_R + a_{0,R})\left(b_{1,B} W_{t,B} + b_{2,B} \frac{dW_{t,B}}{dt} + b_{1,L} W_{t,L} + b_{2,L} \frac{dW_{t,L}}{dt} + b_{1,P} W_{t,P} + b_{2,P} \frac{dW_{t,P}}{dt}\right); \quad (86)$$

$$a_{B,L} = (q_B + a_{R,B})\left(b_{1,L} W_{t,L} + b_{2,L} \frac{dW_{t,L}}{dt}\right); \quad (87)$$

$$a_{B,P} = (q_B + a_{R,B})\left(b_{1,P} W_{t,P} + b_{2,P} \frac{dW_{t,P}}{dt}\right). \quad (88)$$

В системе уравнений (80) – (88) переменные q_R, q_B, q_L, q_P и q_S имеют смысл содержания радионуклидов в органах растений (см. рис.35), $a_{0,R}$, $a_{R,B}$, $a_{B,P}$ и $a_{B,L}$ – скорость переноса радионуклидов

между ними. Рассматриваемая модель была параметризована на основе экспериментальных данных, полученных при выращивании сои в вегетационных опытах (табл. 88).

88. Параметры, использованные при моделировании миграции Pu в системе гидропонный раствор — растение

Орган растения	Параметры			
	W_0 (г)	b	k	t_0 (сут)
Корень	$5 \cdot 10^{-3}$	3600	0,137	0
Стебель	$5 \cdot 10^{-4}$	800	0,184	12
Листья	$5 \cdot 10^{-3}$	919	0,142	12
Стручок	$5 \cdot 10^{-3}$	1200	0,417	59
Семена	$5 \cdot 10^{-4}$	2000	0,354	59

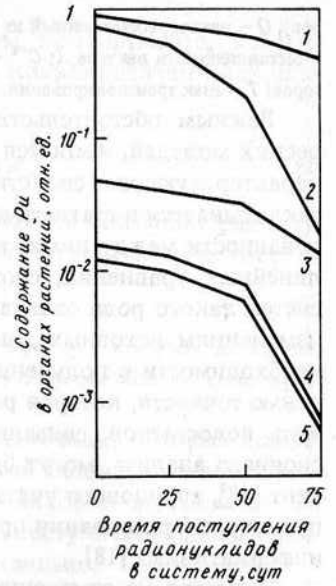
Продолжение

Орган растения	Параметры, связанные с массой органа, г		Параметры, связанные с изменением массы органов, г/сут	
	Обозначение	Величина	Обозначение	Величина
Корень	$b_{1,R}$	100	$b_{2,R}$	28,6
Стебель	$b_{1,S}$	$3,9 \cdot 10^{-6}$	$b_{2,S}$	$1,6 \cdot 10^{-2}$
Листья	$b_{1,L1}$	$3,5 \cdot 10^{-4}$	$b_{2,L2}$	$2,2 \cdot 10^{-1}$
	$b_{1,L2}$	$7,0 \cdot 10^{-3}$	$b_{2,L2}$	4,0
Стручок	$b_{1,P1}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$	$b_{2,P1}$	$2,3 \cdot 10^{-2}$
	$b_{1,P2}$	$2,4 \cdot 10^{-4}$	$b_{2,P2}$	$7,7 \cdot 10^{-2}$

Параметры подмодели "Накопление" можно условно разделить на две части, первую из которых составляют величины, относящиеся к массе органов, а вторую — величины, характеризуемые приростом массы. Совокупность этих параметров отражает специфический перенос питательных веществ и радионуклидов в отдельные органы растения. Переход Pu из стручков в семена рассчитывался из простой пропорции. Значение коэффициента пропорциональности x было принято равным 1,1 [212].

Рассматриваемая модель использовалась для изучения динамики накопления Pu органами растений при загрязнении почвы в разные

Рис. 36. Содержание Pu в различных органах сои на 89-е сутки после начала вегетационного периода в зависимости от времени поступления радионуклида в гидропонный раствор [212]: *1* — корни; *2* — листья; *3* — стебли; *4* — семена; *5* — стручки



периоды вегетации (рис. 36). Расчеты показали, что наибольшая чувствительность к периоду загрязнения характерна для содержания радионуклидов в листьях. Существенно меньшей чувствительностью к этому показателю характеризуется содержание Pu в семенах.

В настоящее время такие модели относятся к исследовательским, поскольку основная цель их создания — проверка и углубление теоретических представлений о миграции радионуклидов. Однако возможности, которые они предоставляют, позволяют ожидать их практического использования [206].

Наряду с методами технической кибернетики при моделировании миграции радионуклидов в системе почва — растение широко используются и статистические модели. Для их построения в большинстве случаев применяется аппарат классического регрессионного анализа. При этом предсказуемой величиной (предиктантом) обычно служит коэффициент накопления радионуклидов (КН) в хозяйственно ценных частях урожая сельскохозяйственных культур. Вектор величин, по которым осуществляется прогноз (предикторов), составляют различные характеристики почв. В этом качестве часто рассматривают следующие параметры: содержание неизотопных носителей, сумму обменных оснований и кислотность почвенного раствора, механический состав почв и содержание гумуса в них. В общем виде стастистические модели можно представить в следующей форме:

$$KH = L^T X = Q^T C^{-1} X, \qquad (89)$$

где L — вектор коэффициентов регрессии; X — вектор независимых величин (предикто-

ров); Q – вектор, составленный из коэффициентов ковариации между предсказуемым KH и составляющими вектора X; C^{-1} – матрица, обратная ковариационной матрице предикторов; T – знак транспонирования.

Важным обстоятельством, затрудняющим применение статистических моделей, является сильная корреляции между параметрами, характеризующими свойства почвы. При этом чем больше переменных закладывается в статистические модели и чем выше степень коррелированности между ними, тем хуже обусловленной является система линейных уравнений, соответствующая соотношению (89). Решение систем такого рода отличается большой чувствительностью к малым изменениям исходных данных, что на практике может привести к необходимости в получении экспериментальных данных с такой степенью точности, которая реально недостижима. Для того чтобы избежать недостатков, связанных с применением классического регрессионного анализа, могут быть использованы методы главных компонент [18], группового учета аргументов [59 – 61] либо всевозможные процедуры просеивания предикторов с целью отбора из них наиболее информативных [18].

Несмотря на отмеченные трудности в их использовании, статистические модели не только находят применение в радиоэкологической практике, но и благодаря своей наглядности и простоте могут быть в некоторых случаях оптимальным средством получения прогностических зависимостей.

МОДЕЛИРОВАНИЕ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ ПО ПИЩЕВЫМ ЦЕПОЧКАМ

В моделировании переноса радионуклидов по пищевым цепочкам, так же как и в случае системы почва – растение, наибольшее применение находят компартментные модели. Однако если при описании миграции в системе почва – растение наиболее распространенным является использование динамических моделей, в моделировании миграции по пищевым цепочкам широко применяются и статические модели.

В основе статических моделей лежит метод коэффициентов накопления. Они имеют наиболее простой вид, поскольку в них полностью игнорируется зависимость процессов, протекающих в агроценозах, от времени. Параметры, описывающие перенос радионуклидов в статических моделях F_{ij}, соответствуют условиям равновесия между содержанием радионуклидов в отдельных компартментах и имеют смысл

доли радионуклидов, содержащихся в j-м компартменте, которая поступает в i-й. Такие величины называют коэффициентами накопления радионуклидов в i-м компартменте.

$$F_{ij} = \int_0^\infty C_i(\tau)\, d\tau / \int_0^\infty C_j(\tau)\, d\tau. \qquad (90)$$

Используя такой метод, статические модели миграции радионуклидов в агроэкосистемах можно представить в следующей форме:

$$q_k = \Sigma\Pi F_{ij}\, q_0, \qquad (91)$$

где q_k – содержание радионуклидов в k-м компартменте; q_0 – плотность выпадений, ΠF_{ij} – произведение коэффициентов накопления между звеньями пищевой цепи, заканчивающейся в k-м компартменте.

Суммирование производится по всем цепочкам, которые описывают поступление в этот компартмент. Такой подход позволяет разложить сложные цепи миграции радионуклидов в агроценозах на отдельные пищевые цепочки и рассчитывать поступление радионуклидов в продукты питания от каждой из них отдельно.

Для описания процессов, которые обычно учитываются в статических моделях миграции радионуклидов по пищевым цепочкам, можно использовать схему, приведенную на рис. 37. В пределах этой схемы выделено 7 цепочек:

растительные цепочки, аэральное загрязнение:

$$q_2 = \nu F_{20}\, q_0; \qquad (92)$$

$$q_8 = \nu F_{20} F_{82}\, q_0; \qquad (93)$$

растительные цепочки, корневое поступление:

$$q_1 = \nu F_{10}\, q_0; \qquad (94)$$

$$q_4 = \nu F_{10} F_{41}\, q_0; \qquad (95)$$

$$q_2 = \nu F_{10} F_{41} F_{24}\, q_0; \qquad (96)$$

$$q_8 = \nu F_{10} F_{41} F_{24} F_{82} q_0 \qquad (97)$$

и

$$q_5 = \nu F_{10} F_{41} F_{54} q_0; \qquad (98)$$

$$q_8 = \nu F_{10} F_{41} F_{54} F_{85} q_0; \qquad (99)$$

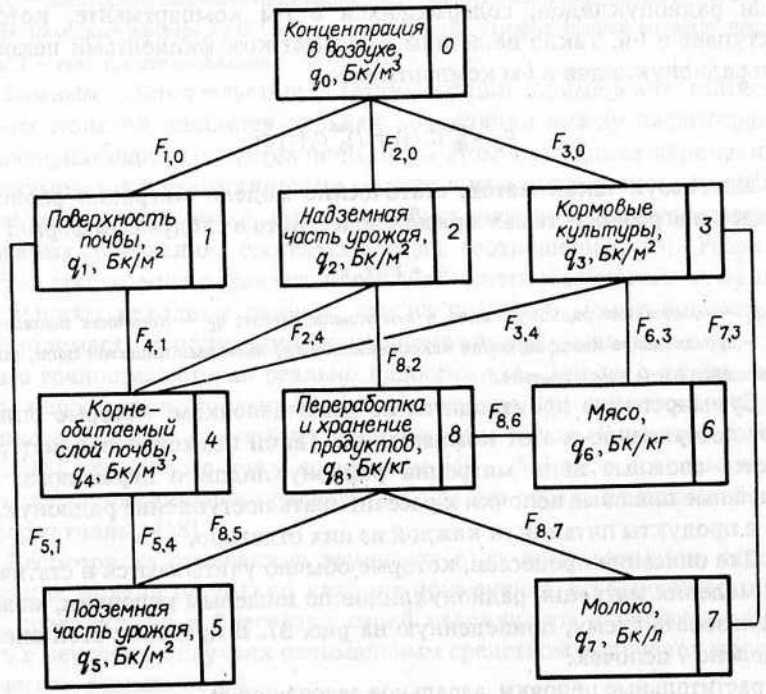


Рис. 37. Схема миграции радионуклидов по пищевым цепочкам [34]

молочные цепочки, аэральное загрязнение и корневое поступление;

$$q_3 = \nu F_{30} q_0; \tag{100}$$

$$q_7 = \nu F_{30} F_{73} q_0; \tag{101}$$

$$q_8 = \nu F_{30} F_{73} F_{87} q_0 \tag{102}$$

и

$$q_3 = \nu F_{10} F_{41} F_{34} q_0; \tag{103}$$

$$q_7 = \nu F_{10} F_{41} F_{73} q_0; \tag{104}$$

$$q_8 = \nu F_{10} F_{41} F_{34} F_{73} F_{87} q_0; \tag{105}$$

мясные цепочки, аэральное загрязнение и корневое поступление:

$$q_6 = \nu F_{30} F_{63} q_0; \tag{106}$$

$$q_8 = \nu F_{30} F_{63} F_{86} q_0 \tag{107}$$

и

$$q_6 = \nu F_{10} F_{41} F_{34} F_{63} q_0; \tag{108}$$

$$q_8 = \nu F_{10} F_{41} F_{34} F_{63} F_{86} q_0. \tag{109}$$

Не останавливаясь на способах оценки коэффициентов накопления, следует отметить процессы, которые обычно учитываются в практических расчетах [38].

Коэффициенту накопления F_{10} соответствует доля радионуклидов, поступающих на поверхность почвы. Он определяется процессами первичного задерживания радионуклидов листовой поверхностью и самоочищения биомассы, скоростью оседания частиц и погодными условиями. Коэффициенты F_{20}, F_{30} – доли радионуклидов, задержанные листовой поверхностью растительности, зависят от тех же факторов, что и F_{10}. Коэффициент F_{41} описывает переход радионуклидов в глубь корнеобитаемого слоя, его величина связана с характеристиками почвы, определяющими процесс вертикальной миграции радионуклидов, и видом агротехнической обработки. При оценке параметров F_{24}, F_{34} и F_{54}, имеющих смысл коэффициентов накопления, обычно учитываются свойства почвы, определяющие биологическую доступность радионуклидов. В числе таких свойств часто рассматривают pH и гидролитическую кислотность почв, сумму обменных оснований, содержание неизотопных носителей, биогенных элементов и гумуса в почве. Определенные трудности, как правило, вызывает оценка коэффициентов, описывающих переход радионуклидов в продукцию животноводства (F_{63} и F_{73}), поскольку при этом следует учитывать режим содержания и кормления, вид, возраст, рацион питания животных, их продуктивность, в том числе молочную, и периодичность доения молочного скота. Нужно также отметить, что практически все эти коэффициенты зависят от химических свойств радионуклидов.

При расчете поступления радионуклидов в рацион питания населения анализируются пищевые привычки различных групп населения, методы хранения и обработки продуктов агропромышленного производства.

Наиболее адекватно применение статических моделей для оценки последствий хронических выбросов радионуклидов с постоянной мощностью. В этом случае они могут быть с успехом использованы для

идентификации критических радионуклидов и путей загрязнения рациона питания населения, а также для получения различного рода количественных оценок. Однако на практике мощность выброса радионуклидов в окружающую среду часто существенно варьирует. Это приводит к необходимости в определении периода времени, который может быть использован для осреднения параметров моделей без нарушения корректности применяемого метода. Выбор периода осреднения, зависящий от вида выброса и характеристик окружающей среды, часто порождает серьезные проблемы, что затрудняет использование статических моделей в этом случае.

В качестве иллюстрации статических моделей ниже описан гипотетический случай непрерывного поступления ^{131}I в окружающую среду, приводящего к содержанию в приземном слое атмосферы 1 Бк/м^3 этого радионуклида [27]. Принятые для расчетов параметры концентрирования приведены в табл. 89.

При проведении расчетов предполагалось, что начало выброса ^{131}I в окружающую среду соответствует началу вегетационного периода. Это позволило при оценке содержания этого радионуклида в надземной биомассе пренебречь корневым путем его поступления (табл. 90).

Приведенный пример носит гипотетический характер и предназначен для иллюстрации возможных результатов, которые могут быть получены с помощью статических моделей. Вследствие этого соотношение между уровнями загрязнения отдельных продуктов не следует сопоставлять с реальными данными.

Переходя к анализу динамических компартментных моделей, необходимо отметить, что с точки зрения общего подхода модели

89. Параметры концентрирования ^{131}I, использованные для иллюстративного расчета загрязнения пищевых цепочек в первый год после начала выброса [27]

Параметр и единица измерения	Принятое значение	Наблюдаемые пределы	Параметр и единица измерения	Принятое значение	Наблюдаемые пределы
v, см/с	1	0,1–5	F_{51}, сут	$1{,}5\cdot10^{-8}$	$(1{,}2–2{,}1)\cdot10^{-8}$
F_{10}, сут	1,4	0,1–1,9	F_{63}, м^2/кг	0,1	0,034–0,21
F_{20}, сут	9,9	4–55	F_{73}, м^2/л	0,38	0,112–2,1
F_{30}, сут	1,3	0,1–3,0			

Примечание. F_{10}, F_{20} и F_{30} – отнесены к скорости оседания, равной 1 см/с.

90. Содержание ^{131}I в компонентах агроценоза, рассчитанное с помощью статической модели

Компартмент	Номер	Расчетная концентрация
Надземная часть урожая продовольственных культур	2	1,2 кБк/м^2
Поверхность почвы под продовольственными культурами	1	8,5 кБк/м^2
Корне- и клубнеплоды (подземная часть урожая)	5	0,1 мБК/м^2
Кормовые культуры (пастбищная растительность)	3	1,2 кБк/м^2
Мясо	6	0,1 кБк/кг
Молоко	7	0,4 кБк/л

переноса радионуклидов по пищевым цепочкам практически не отличаются от моделей такого же типа, описывающих миграцию радионуклидов в системе почва – растения. Более того, как уже указывалось, модели миграции радионуклидов в этой системе можно рассматривать как составную часть более общих моделей пищевых цепей, соответствующую растительным цепочкам. Так, при моделировании транспорта радионуклидов по мясной и молочной цепочкам (рис. 38) совместно с моделью переноса в пастбищной растительности, являющейся типичной моделью миграции в системе почва – растение, рассматриваются модели миграции радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных. Полный набор таких моделей, реализующих с той или иной степенью детализации различные пути переноса радионуклидов и функционирующих в случае необходимости в единой системе, составляют динамические компартментные модели, которые могут быть применены для прогноза загрязнения рациона питания населения при любых возможных условиях выброса радионуклидов в окружающую среду.

В качестве примера использования динамических компартментных моделей можно использовать данные, полученные с помощью модели, представленной на рис. 38 [209]. При этом для описания содержания радионуклидов в отдельных компартментах q_i применяется система дифференциальных уравнений

$$\frac{dq_i}{dt} = \sum_{j=1}^{15} k_{ji} q_j - \left(\sum_{j=1}^{15} k_{ij}\right) q_i - \lambda q_i + p_i, \qquad (110)$$

в которой коэффициенты k_{ij} отличны от нуля в том случае, если на схеме имеются соответствующие связи между i- и j-м компартментами.

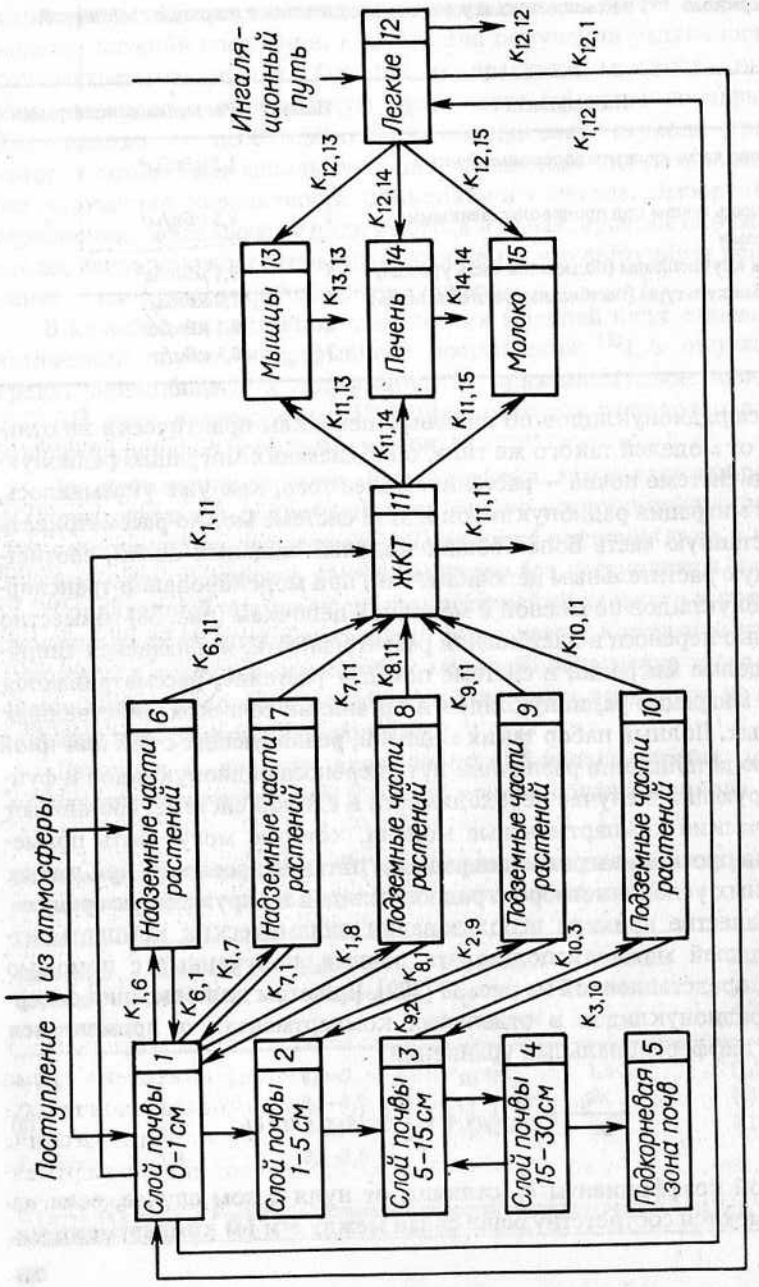


Рис. 38. Схема миграции по пищевым цепям (мясная и молочная цепочки), применимая для всех радионуклидов, за исключением трансурановых [209]

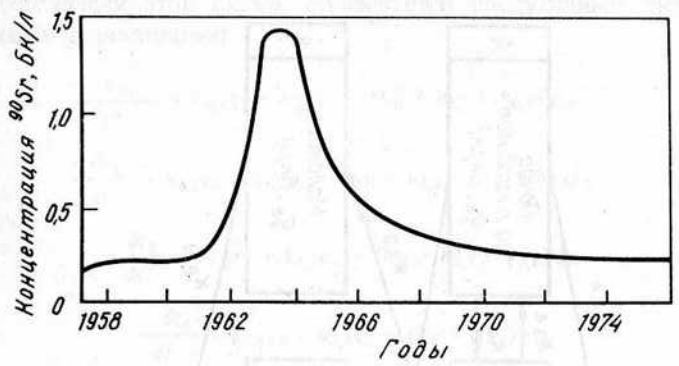


Рис. 39. Концентрация ^{90}Sr в молоке [209]

λ – постоянная радиоактивного распада; p_i – поступление радионуклидов извне в *i*-й компартмент.

Рассматриваемая модель была использована для долгосрочного прогнозирования содержания долгоживущих радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, получаемой в районе расположения ядерно-энергетических установок типа PWR. Результаты расчетов по определению содержания ^{90}Sr в молоке представлены на рис. 39. При оценке параметров модели, которые были получены для условий соответствующего района Великобритании, в целом учитываются те же процессы, которые были описаны выше и принимались во внимание в компартментных статических моделях.

Из рис. 39 видно достаточно хорошее соответствие среднегодовых экспериментальных и расчетных данных. В то же время содержание ^{90}Sr в молоке в различные сезоны года существенно отличается от средних значений, получаемых по модели. Это связано в первую очередь с годовым осреднением параметров модели и является ожидаемым результатом, поскольку модель предназначена для изучения долгосрочных тенденций, обусловленных перераспределением радионуклидов в регионе.

Для иллюстрации моделей, воспроизводящих сезонную динамику переноса радионуклидов по пищевым цепочкам, приведена схема миграции, которая является аналогом схемы, использованной при описании статических моделей (рис. 40). Отличия между ними связаны с введением в схему на рис. 40 дополнительных связей и компартментов, без которых невозможно передать динамический характер рассматриваемых процессов. Динамика поведения радионуклидов,

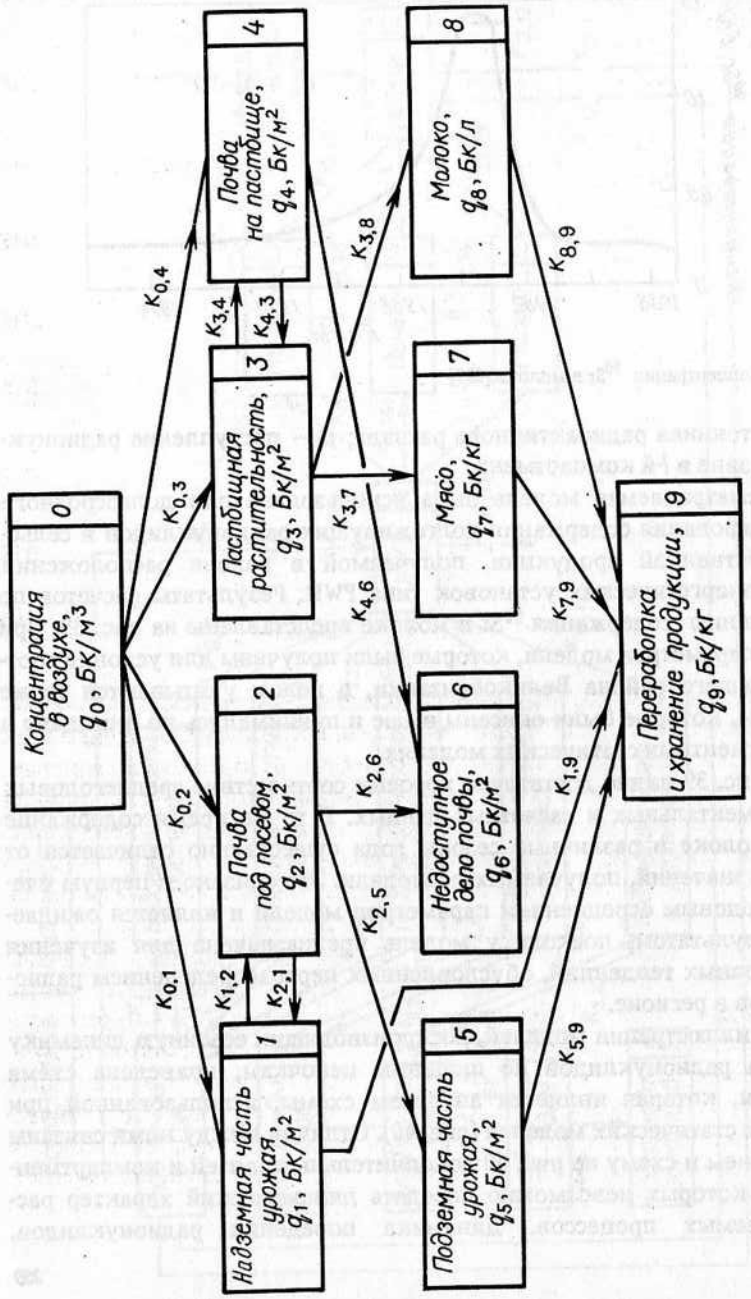


Рис. 40. Схема миграции радионуклидов по пищевым цепочкам, используемая для построения динамических моделей [27]

соответствующая этой схеме, описывается следующими дифференциальными уравнениями:

$$\frac{dq_1}{dt} = k_{0,1}q_0 + k_{2,1}q_2 - (\lambda_R + k_{1,2} + k_{5,9})q_1; \quad (111)$$

$$\frac{dq_2}{dt} = k_{0,2}q_0 + k_{1,2}q_1 - (\lambda_R + k_{1,2} + k_{2,5} + k_{2,6})q_2; \quad (112)$$

$$\frac{dq_3}{dt} = k_{0,3}q_0 + k_{4,3}q_4 - (\lambda_R + k_{3,7} + k_{3,8})q_3; \quad (113)$$

$$\frac{dq_4}{dt} = k_{0,4}q_0 + k_{3,4}q_3 - (\lambda_R + k_{4,6})q_4; \quad (114)$$

$$\frac{dq_5}{dt} = k_{2,5}q_2 - (\lambda_R + k_{5,9})q_5; \quad (115)$$

$$\frac{dq_6}{dt} = k_{2,6}q_2 + k_{4,6}q_4 - \lambda_R q_6; \quad (116)$$

$$\frac{dq_7}{dt} = k_{3,7}q_3 - (\lambda_R + k_{7,9})q_7; \quad (117)$$

$$\frac{dq_8}{dt} = k_{3,8}q_3 - (\lambda_R + k_{8,9})q_8. \quad (118)$$

Физический смысл параметров, входящих в систему уравнений, можно понять с помощью схемы на рис. 40, поскольку при оценке этих коэффициентов учитываются те же процессы, что и в методе, основанном на коэффициентах накопления. Коэффициент λ_R – постоянная радиоактивного распада. В эту систему не включены уравнения, описывающие изменение содержания радионуклидов в продуктах питания в процессе их хранения и переработки, поскольку это является достаточно сложной задачей, требующей отдельного решения.

Для того чтобы сопоставить результаты, получаемые с помощью статических и динамических моделей, следует рассмотреть тот же гипотетический случай хронического поступления ^{131}I, который приводит к содержанию ^{131}I в приземном слое атмосферы, соответствующему 1 Бк/м³ (см. табл. 90). Изменение содержания ^{131}I в различных компонентах пищевых цепочек, рассчитанное с помощью динамической модели, для первого годового периода после начала поступления радионуклидов представлено на рис 41. Числовые значения параметров переноса приводятся в табл. 91.

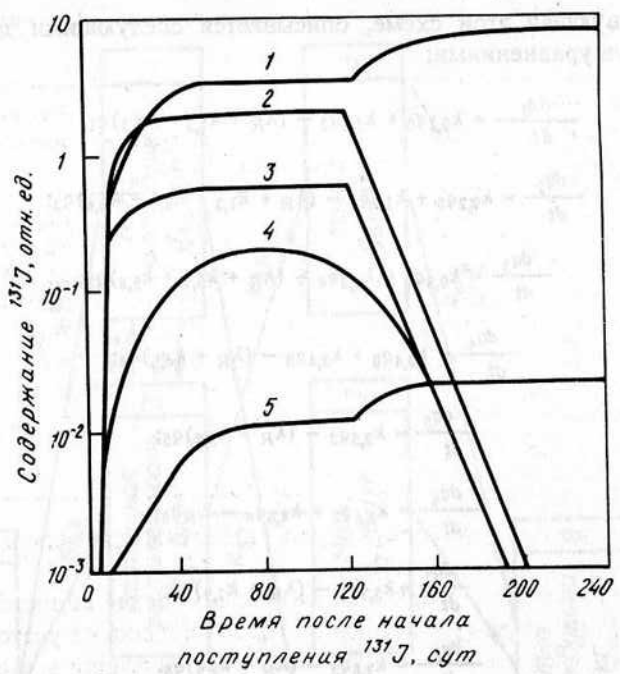


Рис. 41. Содержание ^{131}I в компонентах агроценоза при непрерывном выбросе радионуклида в атмосферу. Концентрация ^{131}I в воздухе равна 1 Бк/м^3:
1 — почва под посевами, Бк/м^2; *2* — надземная часть урожая, Бк/м^2; *3* — молоко, Бк/л; *4* — мясо, Бк/кг; *5* — недоступное депо почвы, Бк/м^2

Сравнивая результаты, полученные с помощью статической и динамической моделей на 365-й день после начала выброса, следует отметить их хорошее согласие. Это связано с тем, что коэффициенты концентрирования, использованные в статической модели, были рассчитаны интегрированием и усреднением соответствующих параметров и зависимостей динамической компартментной модели [27].

Динамические компартментные модели переноса радионуклидов по пищевым цепочкам, как правило, относятся к имитационным. Однако в некоторых случаях они допускают их решение в аналитическом виде, что позволяет существенно упростить их применение. Для получения аналитических моделей используются как классические методы решения систем дифференциальных уравнений, так и операционные методы. В частности, этим способом были получены некото-

91. Значение параметров, использованных для расчета содержания ^{131}I в пищевых цепочках

Параметр и единица измерения	Использованные значения	Наблюдаемые пределы	Параметр и единица измерения	Использованные значения	Наблюдаемые пределы
$k_{0,1}$, м/сут	778	86—864	$k_{3,4}$, 1/сут	0,14	0,087—0,23
$k_{0,2}$, м/сут	86	0—778	$k_{3,7}$, 1/сут	$9\cdot10^{-7}$	$3{,}8\cdot10^{-7} - 2{,}4\cdot10^{-6}$
$k_{0,3}$, м/сут	777	86—864	$k_{3,8}$, 1/сут	$8\cdot10^{-5}$	$2{,}5\cdot10^{-5} - 4{,}4\cdot10^{-4}$
$k_{0,4}$, м/сут	86	0—778	$k_{4,3}$, 1/сут	$8\cdot10^{-5}$	$2\cdot10^{-5} - 8\cdot10^{-1}$
$k_{1,2}$, 1/сут	0,14	0,087—0,23	$k_{4,6}$, 1/сут	10^{-4}	$0—10^{-4}$
$k_{2,1}$, 1/сут	$6\cdot10^{-9}$	$8\cdot10^{-11} — 5\cdot10^{-7}$	$k_{7,9}$, 1/сут	$3{,}8\cdot10^{-3}$	—
$k_{2,5}$, 1/сут	$6\cdot10^{-9}$	$8\cdot10^{-11} — 5\cdot10^{-7}$	$k_{8,9}$, 1/сут	2	—
$k_{2,6}$, 1/сут	10^{-4}	$0—10^{-4}$			

рые модели миграции радионуклидов для случая глобальных выпадений.

Другим путем построения аналитических моделей является создание их на основе обработки экспериментальных данных с учетом представлений авторов об особенностях процессов миграции в рассматриваемой системе. Примером такого подхода является модель миграции ^{131}I в цепи пастбище — молоко при однократном аэральном поступлении этого радионуклида на пастбищную растительность [145].

МОДЕЛИРОВАНИЕ ТРАНСПОРТА РАДИОНУКЛИДОВ В АГРОСФЕРЕ

Необходимость в создании больших имитационных моделей транспорта радионуклидов в агросфере в значительной степени связана с широким развитием ядерной энергетики в регионах, являющихся традиционно аграрными. Таких моделей к настоящему времени разработано не очень много, поскольку создание каждой из них влечет необходимость проведения крупных исследовательских программ, связанных их параметрическим (в первую очередь радиоэкологическим) обеспечением и адаптацией к реальным условиям. Среди них наиболее известны TERRA (Transport of Environmental Released Radionuclides in Agriculture) [259], MARC (Methodology of Assessing Radiological Consequenses) [239], разработанные в США, ECOSYS [199] и RADFOOD [241], созданные в ФРГ и Израиле.

В основе этих моделей лежит модульный принцип построения. В соответствии с ним программа, реализующая модель, компонуется в виде совокупности блоков (модулей), в рамках каждого из которых независимо рассматриваются различного рода процессы, связанные с поступлением радионуклидов в окружающую среду. Этот подход обеспечивает требуемую гибкость в использовании моделей такого класса, поскольку допускает независимую корректировку и замену подмоделей, используемых в отдельных блоках, замену одних блоков другими, а также исключение отдельных блоков, что расширяет их функциональные возможности.

Важной особенностью моделей миграции радионуклидов в агросфере является наличие сопряженных с ними информационных систем, в которых содержатся данные об особенностях районов возможного загрязнения. В частности, в программе TERRA в состав базы данных входят климатические параметры, сведения о структуре землепользования, характерные рационы питания, демографическая структура населения и некоторые другие показатели, которые в информационной системе связаны с географическими координатами.

Таким образом, общую структуру моделей транспорта радионуклидов можно представить в виде совокупности программных модулей, реализуемых последовательно, и сопряженной с ними базы данных, обеспечивающей вычислительный процесс необходимой информацией (рис. 42). Приведенная схема, состоящая из 8 блоков и базы данных, носит условный характер и не имеет реального аналога в практике, однако она является достаточно типичной для наиболее полных моделей такого типа и позволяет получить представление об их особенностях и возможностях.

В первом блоке по характеристикам выброса и стандартным для расчетного времени метеоусловиям рассчитываются перенос и рассеяние радионуклидов в атмосфере, динамика содержания их в приземном слое воздуха и плотность выпадений на поверхность почвы.

На втором этапе оцениваются уровни загрязнения сельскохозяйственной продукции. Для этого используются компартментные модели миграции радионуклидов по пищевым цепочкам; эти модели параметрируются на основе информации, содержащейся в базе данных.

Третий модуль предназначен для расчета содержания радионуклидов в рационах питания различных групп населения. При этом учитываются особенности питания населения, относящегося к различным возрастным группам и уровням обеспеченности, сведения об импортируемых продуктах и демографической структуре населения.

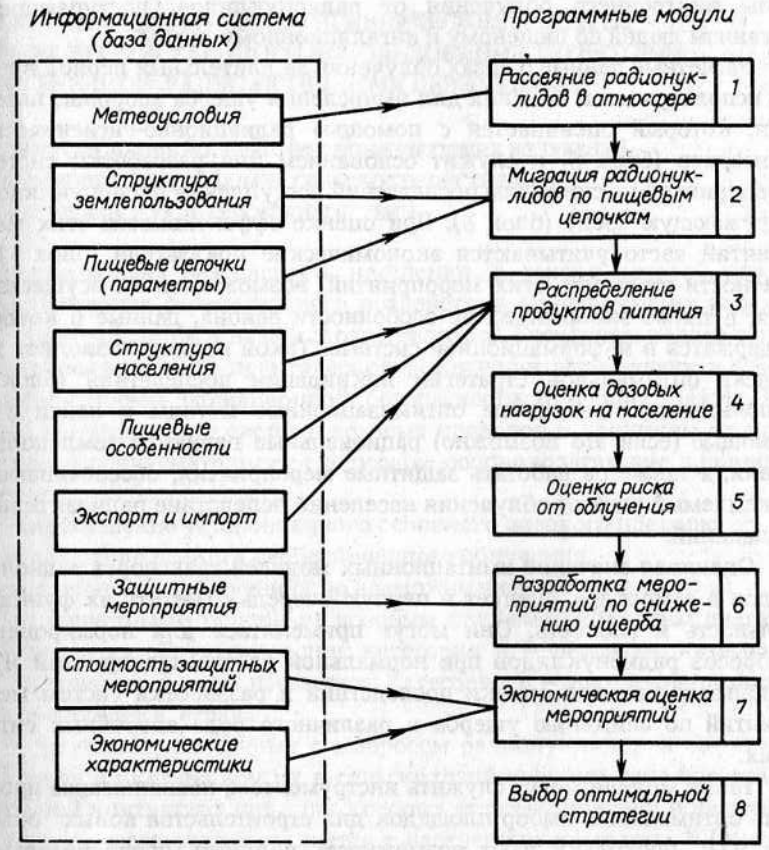


Рис. 42. Общая структура моделей транспорта радионуклидов в агросфере

В наиболее полных моделях, предназначенных для оценки последствий выброса радионуклидов в окружающую среду (например, [239]) наряду с миграцией радионуклидов в атмосфере рассматриваются вопросы, связанные с оценкой последствий употребления населением загрязненной продукции и принятием оптимальной стратегии, позволяющей свести эти последствия к приемлемым пределам. Решение этих вопросов вызвано необходимостью оценок дозовых нагрузок на население районов, подвергшихся загрязнению (блок 4), в которых обычно учитываются дозы внешнего облучения от радионуклидов, находящихся на поверхности почвы и в приземном слое атмосферы, и

дозы внутреннего облучения от радионуклидов, поступающих в организм людей по пищевому и ингаляционному путям.

Расчетные данные о дозах облучения за длительный период времени используются в моделях для вычисления ущерба здоровью населения, который оценивается с помощью радиационно-гигиенических критериев (блок *5*) и служит основанием для разработки системы мероприятий по снижению последствий поступления радионуклидов в окружающую среду (блок *6*). При оценке эффективности этих мероприятий часто учитываются экономические показатели (блок *7*), в частности стоимость этих мероприятий, возможность их осуществления, а также экономические особенности района, данные о которых содержатся в информационной системе. Такой подход позволяет для поиска оптимальной стратегии ликвидации последствий (блок *8*) использовать стандартные оптимизационные методы и найти с их помощью (если это возможно) рациональные варианты землепользования, а также разработать защитные мероприятия, обеспечивающие приемлемый риск от облучения населения вследствие радиоактивных выпадений.

Оценивая значение имитационных моделей транспорта радионуклидов в атмосфере, следует в первую очередь отметить их функциональность и гибкость. Они могут применяться для нормирования выбросов радионуклидов при нормальной работе предприятий ЯТЦ, использоваться для оценки последствий и разработки систем мероприятий по снижению ущерба в различного рода аварийных ситуациях.

Такие модели могут служить инструментом, позволяющим проводить оптимальный выбор площадок для строительства новых объектов ЯТЦ, поскольку дают возможность получить предварительную комплексную оценку ущерба в результате анализа различных вариантов поступления радионуклидов в окружающую среду.

Глава 13. РАДИАЦИОННО-ГИГИЕНИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ТЕРРИТОРИИ ЗАГРЯЗНЕННОЙ РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

РЕГЛАМЕНТИРОВАНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА НАСЕЛЕНИЕ И ОБЩИЕ ЗАДАЧИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ РАДИОЭКОЛОГИИ И РАДИАЦИОННОЙ ГИГИЕНЫ

Радиационная безопасность населения, в основе которой лежит предупреждение отрицательного воздействия ионизирующих излучений, обеспечивается в нашей стране системой Государственного санитарного надзора. Для практической реализации этой задачи в СССР введены "Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87" [115]. Эти нормы устанавливают систему дозовых пределов и принципы их применения и предусматривают следующие основополагающие принципы радиационной безопасности:

непревышение установленного основного дозового предела;

исключение всякого необоснованного облучения;

снижение дозы облучения до возможно низкого уровня.

По допустимым основным дозовым пределам выделены следующие категории облучаемых лиц: категория А – персонал; категория Б – ограниченная часть населения; категория В – население области, края, республики, страны.

В ситуациях, связанных с выбросом радионуклидов в окружающую среду и включением их в сельскохозяйственные цепочки, доминирующий контингент лиц, для которых устанавливаются нормативы облучения, часто отождествляется с населением категории Б (иногда категории В). Не исключается, конечно, отнесение отдельных лиц и категорий работников агропромышленного производства к категории А – персоналу (например, специалисты АПК, работающие с источниками ионизирующих излучений, или специалисты сельскохозяйственного профиля, занятые ликвидацией последствий радиационной аварии в зоне интенсивного загрязнения).

Для каждой категории облучаемых лиц устанавливаются три класса нормативов:

основные дозовые пределы;

допустимые уровни;

контрольные уровни.

В качестве ведущего дозового предела для категории Б установлен предел дозы за год (ПД). Для 1-й критической группы органов (все

тело, гонады и красный костный мозг) ПД равен 5 мЗв (0,5 бэр). Среди вторичных (производных) нормативов для категории Б необходимо выделить часто употребляемые в сельскохозяйственной радиоэкологии понятия предела годового поступления радионуклидов (ПГП) через органы дыхания и пищеварения, допустимой мощности дозы ($ДМД_Б$) и допустимой концентрации ($ДК_Б$) радионуклидов в атмосферном воздухе и воде. Считается, что при поддержании ПГП радионуклидов в течение 70 лет ежегодная доза облучения в критическом органе не превысит ПД.

В "Нормах радиационной безопасности НРБ-76/87" содержатся также понятия, определения и положения, введение которых продиктовано соображениями обеспечения радиационной безопасности населения, необходимостью развития ядерной энергетики и использования ядерной энергии в различных областях народного хозяйства. Применительно к ситуациям радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной территории к этим понятиям относятся:

санитарно-защитная зона – территория вокруг учреждения или источника радиоактивных выбросов, на которой уровень облучения может превысить ПД; в санитарно-защитной зоне устанавливается режим ограничений и проводится радиационный контроль;

зона наблюдения – территория, где возможно влияние радиоактивных сбросов и выбросов предприятия и где облучение населения может достигать установленного ПД; на территории зоны наблюдения проводится радиационный контроль;

критическая группа населения – лица, которые по принадлежности к возрастной группе, условиям жизни или другим факторам подвергаются наибольшему радиационному воздействию.

Помимо этих перечисленных нормативов, в сельскохозяйственной радиоэкологии и радиационной гигиене целесообразно в практическом отношении использовать еще ряд нормативов: временно допустимых уровней (ВДУ), контрольных уровней (КУ), регламентирующих допустимое содержание радионуклидов в отдельных звеньях агропромышленного производства. Основное назначение этих нормативов заключается в установлении предельных величин содержания радионуклидов на самых ранних этапах включения радионуклидов в цепи миграции, ведущие к человеку. Так, к числу часто используемых нормативов при радиационном мониторинге сферы агропромышленного производства относятся КУ содержания радионуклидов в почвах и кормах сельскохозяйственных животных. По смыслу эти нормативы, как и любой другой вторичный норматив, являются производными от

основного дозового норматива – ПД (для лиц категории Б). Нужно подчеркнуть, что чем дальше по пути миграции радионуклида отстоит производный норматив от основного норматива ПД, тем шире возможный диапазон его колебания. Например, КУ плотности загрязнения территории определенным радионуклидом или их смесью зависит от типа почв и характера сельскохозяйственного использования территории.

В соответствии с "Основными санитарными правилами ОСП-72/87" КУ устанавливаются для всех величин, подлежащих нормированию. Для лиц категории Б КУ регламентируются органами Госсаннадзора Министерства здравоохранения СССР по представлению ведомств и организаций. При установлении КУ следует исходить из следующих положений:

необходимости сохранения достигнутого уровня радиационного воздействия ниже допустимого;

планирования мероприятий по снижению этих уровней;

учета неравномерности радиационного воздействия от времени, состава рациона, типа почв и так далее.

Установление вторичных, производных нормативов по содержанию радионуклидов в почвах, кормах и пищевых продуктах, равно как и оценка эффективности любых защитных мероприятий, что является одной из задач радиационной гигиены, невозможны без конкретных сведений о миграции радионуклидов в сельскохозяйственной сфере и биологических цепочках. Эти общие задачи и предопределяют контакты двух научных дисциплин – сельскохозяйственной радиоэкологии и радиационной гигиены. Еще одной областью совместных интересов этих наук является изучение условий труда специалистов АПК при радиоактивном загрязнении сферы агропромышленного производства. Известно, что при радиационных авариях с выбросом радиоактивных веществ именно на сельскохозяйственных предприятиях (фермах, молокозаводах, мясокомбинатах, заводах по переработке шерсти и др.) могут создаваться места повышенной концентрации радионуклидов и, следовательно, сформироваться условия повышенного облучения работающих.

ТИПИЧНЫЕ СИТУАЦИИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ТЕРРИТОРИИ, А ТАКЖЕ ИСТОЧНИКИ И ПУТИ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ ПРИ РАДИОАКТИВНОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ

Поступление радионуклидов в организм человека с сельскохозяйственной продукцией в различных радиологических ситуациях может играть существенную роль в формировании суммарной поглощенной дозы у человека. Так, при глобальных радиоактивных выпадениях в результате ядерных испытаний вклад излучений инкорпорированных в организме радионуклидов в облучение человека, связанное с дополнительным (сверхфоновым) воздействием, составляет 30–60 % и более. В некоторых ситуациях продукция растениеводства и животноводства может стать основным источником дополнительного (искусственного) облучения человека, например при доминирующем значении "молочной цепочки" в случае поступления ^{131}I и других радиоизотопов йода во внешнюю среду, особенно для детского контингента.

Знание типичных радиологических ситуаций позволяет заблаговременно прогнозировать относительную значимость внешнего и внутреннего облучения населения и планировать на этой основе соответствующие профилактические мероприятия. В то же время реальный вклад этих источников радиационного воздействия в суммарную дозу может существенно варьировать даже для одного типа радиологической ситуации, например от преимущественно внешнего облучения (при проживании и ведении трудовой деятельности на загрязненной территории и снабжении населения привозными "чистыми" продуктами) до преобладания внутреннего облучения (при потреблении содержащих радионуклиды продуктов питания за пределами загрязненного региона). Следует учитывать также, что возможности уменьшения внутреннего облучения, обусловленного потреблением загрязненных продуктов питания, гораздо шире, чем внешнего. Это также может существенно изменять опасность от указанных путей радиационного воздействия. Значение тех или иных видов облучения при всех прочих равных условиях будет существенно варьировать от условий проживания, трудовой деятельности и питания населения.

Радиационно-гигиенические принципы и методы оценки радиационной обстановки, нормирования облучения и организации радиационного контроля должны рассматриваться применительно к конкретным радиологическим ситуациям. Можно выделить несколько

типичных ситуаций радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной территории, характеризующихся специфическими условиями воздействия на агропромышленное производство:

разовое образование локальных очагов загрязнения местности в результате радиационной аварии;

непрерывное, медленно убывающее во времени радиоактивное загрязнение сельскохозяйственной территории как следствие глобальных выпадений, обусловленных введением в атмосферу продуктов ядерных взрывов;

непрерывное локальное загрязнение сельскохозяйственной территории вокруг объектов атомной промышленности и ядерно-энергетических установок, работающих в нормальном (штатном) режиме.

Хотя такое деление несколько условно, так как все перечисленные ситуации могут быть связаны последовательно во времени, оно позволяет определить характер радиационной обстановки и наметить соответствующие защитные мероприятия.

Продолжительность радиоактивного выброса в первой ситуации может быть оценена интервалом времени в несколько дней или недель, а в других – годами и десятилетиями. При глобальных радиоактивных выпадениях после ядерных испытаний происходит повсеместное загрязнение сельскохозяйственной территории долгоживущими радионуклидами. Различия в интенсивности дополнительных дозовых нагрузок на население за счет внутреннего облучения определяются природно-климатическими условиями регионов, системой ведения агропромышленного производства, сложившимися особенностями использования окружающей территории и национальными привычками в питании. Улучшение радиационной обстановки в целом происходит со временем, при условии прекращений испытаний ядерного оружия, ведущих к выбросу радионуклидов в окружающую среду. В этой ситуации дополнительное облучение охватывает все население земного шара, и оно выделяется "Нормами радиационной безопасности НРБ-76/87" в особую категорию – категорию В.

При нормальной эксплуатации предприятий ядерной энергетики загрязнение окружающей территории вокруг АЭС и других объектов полного ЯТЦ за счет газоаэрозольных выбросов и жидких сбросов настолько незначительно, что его практически трудно определить как на фоне, обусловленном современными глобальными радиоактивными выпадениями, так и с учетом вариаций естественного радиационного фона. В связи с этим отсутствуют какие-либо ограничения в сельскохозяйственном использовании территории вокруг этих объектов, в

том числе и в пределах санитарно-защитных зон (по согласованию с санитарными органами). Целенаправленное изменение системы агропромышленного производства вокруг объектов – потенциальных источников радиоактивных выбросов в основном преследует (или должно преследовать) цель снижения ущерба в случае крупных радиационных аварий.

Только при радиационных авариях возникают последовательно и во всей полноте и многообразии радиационно-гигиенические проблемы, обусловленные практическим решением вопросов ликвидации последствий радиоактивного загрязнения территории. И эти проблемы непосредственно связаны с вопросами сельскохозяйственного производства в условиях радиоактивного загрязнения как в ближайший, так и в отдаленный периоды.

Значимость основных видов радиационного воздействия на население, таких, как внутреннее облучение при поступлении радионуклидов в организм с вдыхаемым воздухом, пищевыми продуктами и водой и внешнее облучение, можно оценить путем сопоставления данных радиационной обстановки и загрязнения продуктов питания с соответствующими нормативами. Такое сравнение для ситуации с непрерывным выбросом в атмосферу ряда наиболее важных радионуклидов показывает, что вклад в облучение человека за счет ингаляционного поступления составляет не более 1–2 % для ^{131}I и ^{95}Zr, 3 % – для ^{144}Ce, 7 % – для ^{90}Sr и 0,1 % – для ^{137}Cs.

Ингаляционный путь поступления указанных радионуклидов в организм человека несущественен по сравнению с пищевым. При выбросе короткоживущего ^{131}I радиационная опасность практически полностью обусловлена поступлением его с рационом, а роль других путей облучения от этого радионуклида очень мала. Такие радионуклиды, как ^{144}Ce и ^{106}Ru, прочно закрепляются в почвенном поглощающем комплексе и практически не поступают в растения из почвы. Загрязнение этими радионуклидами растений и далее других звеньев пищевой цепи возможно лишь в результате ветрового подъема пыли с почвенного покрова и ее осаждения на поверхности растений. Роль внешнего облучения населения для ^{137}Cs возрастает со временем в результате накопления этого радионуклида при непрерывных выпадениях. При однократном выпадении ^{137}Cs на следующий вегетационный период загрязнение рациона человека будет обусловлено в основном почвенным поступлением радионуклида, что приведет примерно к 4-кратному снижению его содержания в рационе и увеличению роли внешнего γ-облучения.

Анализ возможных ситуаций по ведущим радиационным факторам показывает, что пищевое поступление радионуклидов при радиоактивных выбросах во внешнюю среду важно практически для любых радионуклидов или их смесей.

УСТАНОВЛЕНИЕ КОНТРОЛЬНЫХ УРОВНЕЙ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В АГРОПРОМЫШЛЕННОЙ ПРОДУКЦИИ И РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИИ

В соответствии с "Нормами радиационной безопасности НРБ-76/87" длительное проживание населения и ведения агропромышленного производства регламентируются для ограниченной группы населения пределом доз (ПД), равным 5 мЗв за год для 1-й критической группы органов. В каждом конкретном случае КУ загрязнения территории σ_k, при котором облучение населения (суммарно от внешнего и внутреннего) будет соответствовать ПД, обусловливается двумя группами факторов, влияющих либо на состав рациона (природно-климатические условия проживания, национально-бытовые традиции и т.п.), либо на характер загрязнения рациона и его компонентов (физико-химическое состояние радионуклидов в почве, тип ведения сельского хозяйства и так далее).

Пренебрегая ингаляционным путем поступления радионуклидов, КУ загрязнения территории $\sigma_{k\Sigma}$, Бк/м^2, в случае однократного выброса можно определить из условия

$$\sigma_{k\Sigma} = \left(\sum_i \frac{\delta_i \sum_j КП_{ij}\, m_j}{ПГП_i} + \sum_i \frac{\delta_i\, КДП_i}{ПД} \right) \leqslant 1 , \qquad (119)$$

где δ_i – доля активности 1-го радионуклида в смеси, отн. ед.; $КП_{ij}$ – коэффициент пропорциональности между концентрацией i-го радионуклида в j-м продукте рациона и плотностью загрязнения территории этим радионуклидом, м^2/кг; m_j – потребляемая человеком масса j-го продукта за год, кг; $ПГП_i$ – предел годового поступления i-го радионуклида в организм человека, Бк; $КДП_i$ – коэффициент дозового преобразования для i-го радионуклида (отношение эквивалентной дозы при внешнем облучении от i-го радионуклида за год к плотности загрязнения этим радионуклидом, (Зв/год)/(Бк/м^2); ПД – предел дозы облучения, Зв/год.

В первый аварийный год радионуклидный состав растениеводческой продукции можно считать таким же, как состав выпадений, поскольку превалирует поверхностное загрязнение растений. Радионуклидный состав мяса и молока в результате различного всасывания

радионуклидов из ЖКТ животных значительно изменяется. Величина $\sigma_{k\Sigma}$ смеси радионуклидов в первый год после аварии сильно зависит от сезона, когда произошел выброс. Выпадения в ранний весенний период приводят к воздушному загрязнению пастбищных угодий и ранних овощей. Радиоактивное загрязнение зерновой продукции и картофеля в расчетах можно не учитывать, поскольку в пищу используются урожаи этих культур прошлых лет. В этом случае основным источником поступления радионуклидов в рацион населения будут мясо и молоко.

В следующий после аварии вегетационный период ведущий путь загрязнения сельскохозяйственной продукции – почвенный, что обусловлено корневым поступлением радионуклидов и вторичным пылевым загрязнением растений. Основными радионуклидами, определяющими загрязнение рациона, будут ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{89}Sr и ^{90}Sr. Выброс в окружающую среду указанных пар радионуклидов, имеющих одинаковый атомный номер, происходит, как правило, в определенной пропорции, поэтому уровень загрязнения территории лучше характеризовать плотностями выпадений долгоживущих ^{137}Cs и ^{90}Sr. Для определения σ_k необходимо установить закономерности радиоактивного загрязнения пищевых продуктов. Задача состоит в установлении коэффициентов пропорциональности КП, т.е. в нахождении связи между плотностью загрязнения сельскохозяйственных угодий (Бк/км^2) и концентрацией радионуклидов в пищевых продуктах (Бк/кг).

Существенно могут варьировать КП в зависимости от физико-химического состояния радионуклида и времени его контакта с почвой, а также от различных природных факторов, влияющих в конечном счете на доступность радионуклидов растениям. Поэтому определение КП для каждого конкретного случая локального загрязнения почвы является необходимым и важным исходным звеном в предупредительном санитарном надзоре. Устанавливается этот коэффициент путем параллельного отбора и анализа проб почвы и образцов сельскохозяйственной продукции, сырья и пищевых продуктов. Определение его для различных продуктов имеет методические особенности. Так, например, известно, что содержание сельскохозяйственных животных делится на два периода – стойловое и пастбищное. Это означает, что концентрация радионуклидов в молоке и мясе в разные периоды года отражает загрязнение разных угодий – соответственно сенокоса и пастбища. И поэтому при расчете КП в звене молоко (мясо) – почва необходимо относить содержание радионуклидов в молоке в летний

период к уровню загрязнения пастбища, а в зимний – к плотности загрязнения использованного сенокосного участка и других кормовых угодий. При планировании и организации отбора проб для определения КП нужно учитывать характер использования территории и отдельных ее угодий с тем, чтобы каждая проба пищевого продукта представляла определенный по размерам участок территории, обусловивший загрязнение этой пробы.

Зная годовое потребление местных пищевых продуктов и КП для каждого из них в отдельности, можно рассчитать КП и σ_k для рациона в целом. Исходные данные для расчета в случае попадания в дерново-подзолистую песчаную почву легкодоступных растворимых форм ^{137}Cs приведены в табл. 92.

Как видно, годовое поступление ^{137}Cs в рацион человека на территории с единичной плотностью загрязнения этим радионуклидом 1 Бк/м^2 составляет 1,12 Бк. Поскольку ПГП ^{137}Cs равен $4{,}44 \cdot 10^5$ Бк (12 мкКи), σ_k составляет примерно $4 \cdot 10^5$ Бк/м^2. В рассмотренном примере критическими продуктами являются мясо и молоко, на долю которых приходится более 85 % поступающего с рационом ^{137}Cs. Отсюда следует, что критическими угодьями станут пастбища и сенокосы и наиболее целесообразными будут мероприятия, направленные на уменьшение содержания ^{137}Cs в молоке и мясе, даже если эти мероприятия малоэффективны. Так, например, уменьшение загрязнения молока и мяса в 2 раза увеличит σ_k в 1,7 раза, а замена на чистые таких продуктов, как картофель, овощи, хлеб и питьевая вода, ведет к возрастанию σ_k только на 15 %.

Используя КП для основных продуктов питания, можно оценить σ_k для ^{90}Sr и ^{137}Cs в зависимости от типа почвы (табл. 93). Как видно, только из-за типа почвы σ_k может колебаться в 20 раз, а учитывая разновидности основных типов почв, эти различия могут быть еще значительнее. Меньшее влияние может оказывать состав рациона. Приведенные в табл. 93 σ_k характеризуют неограниченное использование окружающей территории без проведения каких-либо специальных мероприятий; σ_k может быть увеличен либо за счет изменения характера питания (ограничения в потреблении продуктов, замена "грязных" на "чистые", использование привозных продуктов), либо за счет проведения дезактивационных или агромелиоративных мероприятий. Это должно быть учтено при составлении долгосрочных прогнозов, но при этом необходимо принимать во внимание целесообразность, эффективность и осуществимость этих мероприятий.

В табл. 92 и 93 не учтено внешнее облучение человека. Однако при

92. Парциальные коэффициенты перехода ^{137}Cs в пищевой рацион человека

Продукт	КП, $м^2/кг \cdot 10^{-3}$ (исходный продукт)	Доля перехода в готовый пищевой продукт	КП, $м^2/кг \cdot 10^{-3}$ (готовый пищевой продукт)	Потребление, кг/год	Вклад в рацион, $м^2$/год
Зерно, (хлеб)*	0,8	0,5	0,4	150	0,06
Молоко	2,0	1,0	2,0	200	0,4
Картофель	0,3	0,8	0,24	200	0,05
Мясо (говядина)	8,0	1,0	8,0	70	0,56
Овощи	0,3	0,6	0,18	80	0,02
Вода открытых водоемов	0,05	1,0	0,05	550	0,03

* Если для получения хлеба используется местное зерно.

93. Пределы загрязнения почв ^{90}Sr и ^{137}Cs (σ_k), $Бк/м^2 \cdot 10^4$

Тип почвы	^{137}Cs	^{90}Sr
Дерново-подзолистая песчаная	37	0,74
Дерново-подзолистая суглинистая	110	2,22
Чернозем мощный суглинистый	740	15

загрязнении территории ^{137}Cs опасность для населения обусловлена как внутренним, так и внешним облучением. Вклад в суммарную дозовую нагрузку внешнего облучения зависит от времени пребывания людей на открытом воздухе, экранирующих свойств жилищ и производственных помещений, характера работы и мероприятий по дезактивации территорий, а не от типа почв. От типа почв существенно зависит дозовая нагрузка на человека при внутреннем облучении. Относительная значимость двух видов радиационного воздействия может быть оценена по соотношению КУ, рассчитанных только по внешнему облучению σ_{k_1} и только по внутреннему σ_{k_2} (табл. 94).

Как видно из табл. 94, при совместном действии внешнего и внутреннего облучения для дерново-подзолистых песчаных почв оба вида воздействия равнозначны, в то время как для черноземов внутренним облучением можно пренебречь. Эффективного снижения дозовых

94. Значимость внешнего и внутреннего облучения ^{137}Cs для различных типов почв

Тип почвы	σ_{k_1}, $Бк/м^2 \cdot 10^5$	σ_{k_2}, $Бк/м^2 \cdot 10^5$	σ_{k_1} (внешнее) / σ_{k_2} (внутреннее)
Дерново-подзолистая песчаная	3,7	3,7	1:1
Дерново-подзолистая суглинистая	3,7	11	1:3
Чернозем мощный суглинистый	3,7	74	1:20

нагрузок для дерново-подзолистых песчаных почв можно добиться только параллельным проведением защитных мероприятий от воздействия как внешнего, так и внутреннего облучения. Для черноземов предпочтение должно отдаваться мероприятиям, направленным на уменьшение внешнего облучения.

Рассмотрим еще один пример, когда почва загрязнена одновременно ^{90}Sr и ^{137}Cs. В этом случае опасность обусловленна внутренним облучением за счет ^{90}Sr и ^{137}Cs и внешним за счет ^{137}Cs. Если анализировать каждый вид радиационного воздействия отдельно, то σ_k равны (гранулометрический состав почвы – песчаный): ^{90}Sr (внутреннее облучение) $7{,}4 \cdot 10^3$ $Бк/м^2$; ^{137}Cs (внутреннее облучение) $3{,}7 \cdot 10^5$ $Бк/м^2$; ^{137}Cs (внешнее облучение) $3{,}7 \cdot 10^5$ $Бк/м^2$. При таком отношении плотностей загрязнения почв этими радионуклидами все перечисленные виды радиационного воздействия будут одинаково значимыми. В реальных условиях радионуклидный состав выпадения может быть различным, как и разными по интенсивности будут виды радиационного воздействия. Поэтому при установлении допустимого уровня загрязнения территории должно выполняться условие, при котором сумма отношений плотности загрязнения по каждому радионуклиду и типов радиационного воздействия (внешнего и внутреннего облучения) к соответствующему σ_k не превышает единицы.

САНИТАРНО-ОХРАННАЯ ЗОНА

Максимальное содержание радионуклидов, при котором возможно длительное и безопасное проживание населения при условии неограниченного использования сельскохозяйственных угодий для получения продуктов питания, определяет КУ загрязнения территории.

Говоря о длительном и безопасном проживании, имеется в виду непревышение ПД, установленного "Нормами радиационной безопасности НРБ-76/87", для ограниченной части населения (категория Б). Неограниченное использование территории для агропромышленного производства подразумевает снятие временных ограничений, которые были определены в первый период аварии, но неприемлемы для условий длительного проживания. К таким ограничениям могут относиться, например, запрещение потребления каких-либо продуктов питания, ограниченния в режиме проживания и деятельности, бракераж сельскохозяйственной продукции и проведение сплошного радиационного контроля за качеством продовольствия.

Территория, уровни загрязнения которой превышают установленную σ_k , является непригодной для длительного и безопасного проживания сельского населения. В то же время эти площади в зависимости от уровня их загрязнения могут быть ограниченно использованы в сельскохозяйственном производстве. Имеется много специальных приемов и способов, обеспечивающих получение доброкачественной сельскохозяйственной продукции и сырья даже при сравнительно высоких плотностях радиоактивного загрязнения местности. Агропромышленное использование такой территории проводится по согласованию с санитарными органами на основе специальных рекомендаций, предписывающих характер работ, радиационно-гигиенические условия труда и проведение радиационного контроля. Таким образом, по перечисленным критериям (режиму ограничений и радиационному контролю) территория, подвергшаяся аварийному загрязнению долгоживующими радионуклидами с уровнями выше σ_k, соответствует определению санитарно-защитной зоны вокруг предприятия атомной промышленности или ЯТЦ, работающего в нормальном режиме ("Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87").

Чтобы избежать терминологической путаницы для обозначения территории, подвергшейся аварийному радиоактивному загрязнению с уровнями выше σ_k, вводится понятие санитарно-охранной зоны (СОЗ) с тем же определением, что и санитарно-защитная зона в "Нормах радиационной безопасности НРБ-76/87". Специальным решением определяются охранный режим, а также режим проведения на этой территории сельскохозяйственных и других работ, а с населением проводится разъяснительная работа. С течением времени размеры СОЗ могут быть уменьшены благодаря проведению агромелиоративных и дезактивационных мероприятий, а также в результате естественных процессов миграции радионуклидов.

КОНТРОЛЬНЫЕ УРОВНИ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКТАХ ПИТАНИЯ

Установление СОЗ является основой предупредительного надзора, обеспечивающего безопасное проживание населения. Поскольку σ_k, по которому определяется граница СОЗ, является величиной максимальной, то превышение ПД за пределами СОЗ теоретически невозможно. Однако это не исключает необходимости радиационно-гигиенического контроля на прилегающей к СОЗ территории для предотвращения случайного или преднамеренного нарушения режима СОЗ со стороны местного населения (сенокошение, охота, рыбная ловля, сбор грибов и ягод и т.п) и обнаружения миграции радионуклидов с территории СОЗ за счет естественных процессов и хозяйственной деятельности.

В целях предупреждения необоснованного внутреннего облучения населения, проживающего на окружающей СОЗ территории, устанавливается КУ содержания критических радионуклидов в сельскохозяйственной продукции и продуктах питания, который рассчитывается по формуле

$$КУ_{ij} = КП_{ij}\,\sigma_{k_i}, \qquad (120)$$

где $КУ_{ij}$ – КУ содержания i-го радионуклида в j-м продукте, Бк/кг, л; $КП_{ij}$ – коэффициент пропорциональности i-го радионуклида в j-м пищевом продукте, (Бк/кг)/(Бк/м^2); σ_{k_i} – предел загрязнения территории i-м радионуклидом, Бк/м^2.

Как видно из формулы, КУ – это такое содержание радионуклида в продуктах питания, которое соответствует уровню загрязнения, равному σ_k, и которое обеспечивает непревышение ПГП при неограниченном потреблении этих продуктов. Используя КП, можно рассчитать КУ содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs для основных продуктов питания при годовом потреблении (табл. 95).

От типа почв КУ не зависят, но являются функцией от состава рациона и ПГП радионуклидов, поэтому они должны сравниваться и утверждаться с учетом конкретных условий. Используемые в целях предупредительного надзора и текущего контроля КУ позволяют по анализу пробы пищевого продукта: выявить случаи нарушения установленного режима СОЗ; определять уровень загрязнения используемых угодий; оценивать эффективность проводимых защитных мероприятий; контролировать качество агропромышленной продукции в случае использования угодий в СОЗ.

В отличие от временных допустимых уровней содержания радио-

95. Контрольное содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в продуктах питания, Бк/кг

Пищевой продукт	^{90}Sr	^{137}Cs
Молоко	37	740
Мясо (говядина)	7,4	3000
Хлеб	15	300
Картофель	11	110
Овощи	11	110

нуклидов, устанавливаемых на первый период после аварии и предназначенных для бракеража продовольствия, КУ необходимы для обоснования дополнительных мероприятий, уточнения рекомендаций и контроля за динамикой радиационной обстановки. Они могут быть аналогично рассчитаны также для любого вида сельскохозяйственной продукции, сырья и т.п., исходя из КУ, установленных для продуктов питания.

КРИТИЧЕСКАЯ ГРУППА НАСЕЛЕНИЯ И ОБОСНОВАНИЕ РАЗМЕРОВ ЗОНЫ НАБЛЮДЕНИЯ

Как следует из приведенных в "Нормах радиационной безопасности НРБ-76/87" определений и понятий, к категории Б могут относиться ограниченные контингенты населения, длительное время проживающие на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в процессе эксплуатации объекта либо в результате аварии с наличием в выпадениях долгоживущих радионуклидов. И в том и в другом случаях имеет место хроническое (многолетнее) воздействие ионизирующих излучений. Установленный "Нормами радиационной безопасности НРБ-76/87" ПД для такой категории лиц обусловливает очень малую степень риска. Соматические эффекты любого вида и степени при этом исключаются, а вероятность дополнительных отдаленных эффектов стохастической природы при таких дозах облучения значительно меньше по сравнению с их естественным (фоновым) уровнем.

Отличие ПД (категория Б) от ПДД (категория А) состоит, в частности, в том, что ПД контролируется не непосредственно оценкой индивидуальной дозы, а косвенно, путем измерения радиоактивности внешней среды, т.е. мощности дозы γ-излучения, загрязнения почвы, воздуха, пищи и т.п. с последующим расчетом годового поступления радионуклидов в организм и годовой дозы облучения. При такой

оценке действительные дозы у конкретных людей из контролируемой группы могут отличаться от расчетных в зависимости от таких факторов, как возраст, масса, рост человека, обмен веществ, привычки питания, особенности жилья и профессиональной деятельности и др. Например, при одинаковой мощности дозы γ-излучения на местности доза внешнего облучения будет зависеть от экранирующих свойств жилых и производственных помещений, а также от времени нахождения на открытой местности, что может быть связано с профессиональной деятельностью и возрастом населения. При равномерном загрязнении территории годовое поступление радионуклидов с рационом может быть функцией его состава, а также зависеть от возраста и пищевых привычек. И, наконец, при одинаковом годовом поступлении радионуклидов с рационом накопление их в организме и создаваемые ими дозы могут варьировать в зависимости от возраста, обмена веществ и других физиологических особенностей конкретного человека.

Перечисленные выше биологические особенности отдельных людей и вариации социально-экономических условий могут быть причиной колебаний доз облучения. Дети, например, могут быть всегда критической группой населения на любом удалении от источника выброса радионуклидов. Влияние большинства из указанных факторов в принципе не может быть выявлено контролем за радиоактивным загрязнением внешней среды, а может быть оценено только с помощью индивидуального контроля доз облучения, но тогда это будет уже не ПД, а индивидуальная доза. Таким образом, обусловленные названными выше факторами вариации доз облучения не зависят от степени загрязнения внешней среды. Существование этих колебаний доз предусмотрено 10-кратным отличием ПДД (категория А) от ПД и ПГП, которые трактуются как максимальные величины, регламентирующие в среднем облучение ограниченной группы лиц (категория Б). В условиях равномерного радиоактивного загрязнения (глобальные выпадения) колебания доз внутреннего облучения, обусловленные перечисленными биологическими и социально-экономическими факторами, незначительны (коэффициент вариации 40–50 %).

Характерной особенностью локального загрязнения является его территориальная неравномерность: плотность загрязнения убывает к периферии от источника или центра очага, причем градиент загрязнения территории может быть различным. Контроль за радиоактивностью внешней среды проводится на любом расстоянии от источника загрязнения, насколько это позволяет чувствительность используе-

мых методов и приборов. Однако обязательный радиационный контроль, согласно "Нормам радиационной безопасности НРБ-76/87", должен осуществляться на той территории, где облучение проживающего населения может достигнуть установленного ПД. Это требование ограничивает размеры контролируемой территории и является по сути обоснованием размеров зоны наблюдения.

При загрязнении долгоживущими радионуклидами облучение населения связано с хозяйственной деятельностью и использованием окружающей территории для получения продуктов питания, работы и отдыха. Размеры такой территории (ареал) могут существенно варьировать в зависимости от количества проживающего на ней населения, природно-климатических особенностей региона и продуктивности угодий. При этом различные участки ареала имеют разное хозяйственное значение и, следовательно, с ними связана различная радиационная опасность.

При равномерном загрязнении территории сельского населенного пункта колебания в загрязнении продуктов питания и рациона у отдельных жителей будут несущественны, так как почвенные и другие характеристики в пределах сравнительно ограниченной территории будут примерно одинаковы. В случаях неравномерного распределения радионуклидов на местности загрязнение одного и того же продукта питания, полученного в различных частях ареала, может отличаться тем больше, чем выше градиент плотности загрязнения. Подобная ситуация будет характерна и для продукции общественного агропромышленного производства (колхозов, совхозов). Территория одного колхоза или совхоза включает, как правило, несколько населенных пунктов, и вероятность неравномерного загрязнения угодий, используемых ими, больше. Следовательно, радиационная обстановка (дозы внешнего и внутреннего облучения) в сельской местности не может прогнозироваться на основе данных только об уровне загрязнения территории населенного пункта, а необходимо иметь сведения о загрязнении различных частей ареала и характере его использования. Различия в степени облучения отдельных лиц, проживающих в одном населенном пункте, могут быть тем больше, чем выше градиент радиоактивного загрязнения в пределах используемой территории. Таким образом, критическая группа населения в этих условиях – это совокупность лиц, которые подвергаются наибольшему облучению из-за неравномерного загрязнения используемой для проживания территории.

Такая трактовка позволяет на основании контроля за уровнем и

характером загрязнения внешней среды и с учетом изучения социально-экономических условий проживания данного контингента оценить возможные уровни облучения критической группы и ее численность, а также обосновать целесообразность и объем защитных мероприятий. Фактически речь идет не о выявлении каких-то конкретных лиц, а об определении угодий, использование которых может привести к повышенному облучению, т.е. об организации предупредительного надзора.

Таким образом, необходимо и достаточно, чтобы в зону наблюдения входили те населенные пункты и хозяйства, территория землепользования которых соприкасается с границами СОЗ (т.е. фактически ограниченная по размерам территория – зона наблюдения, где действительно существует вероятность достижения установленных ПД и ПГП). Выделение зоны наблюдения позволяет с большей эффективностью организовывать предупредительный радиационно-гигиенический надзор, соблюдая важный принцип – контроль в месте получения продовольствия, а не в местах его потребления.

ОБЩИЙ ПОРЯДОК ДЕЙСТВИЙ ПРИ ЛИКВИДАЦИИ ПОСЛЕДСТВИЙ КРУПНОЙ РАДИАЦИОННОЙ АВАРИИ

В случае крупной радиационной аварии внезапному и интенсивному загрязнению подвергается окружающая объект (источник аварии) сельскохозяйственная территория. При ликвидации последствий аварии одной из первых по важности и очередности задач являются обоснование, организация и осуществление экстренных защитных мероприятий в целях предупреждения облучения населения в дозах, способных вызывать лучевую болезнь. Внезапность и неожиданность аварийных ситуаций, непредсказуемость масштабов и интенсивности радиоактивного загрязнения, быстрота формирования дозовых нагрузок обусловливают необходимость экстренного изучения радиационной обстановки и определения ее опасности. Для оценки обстановки, принятия решения и особенно для осуществления защитных мероприятий требуется определенное время, которое зависит от масштабов аварии. В идеальном случае это время должно быть меньше, чем сроки формирования опасных для здоровья дозовых нагрузок. В свою очередь эти сроки зависят как от темпов формирования дозовых нагрузок (от радионуклидного состава выпадений), так и от интенсивности загрязнения. Поэтому в тех случаях, когда времени для оценки обстановки нет или оно резко ограничено, сам факт аварии в сочетании с приближенными оценками ее опасности и распростране-

ния служит основанием для проведения таких защитных мер, как укрытие населения в убежища, запрещение потребления молока, йодная профилактика и др. В сельском хозяйстве такими мерами могут быть перевод животных на стойловое содержание и временное прекращение кормления кормами, которые подверглись непосредственному воздушному загрязнению.

Определение мощности доз внешнего излучения на местности может быть проведено в короткие сроки при помощи авиационной или автомобильной γ-съемки. Эти данные позволяют оценить дозовые нагрузки на население в различные интервалы времени без учета снижения мощности дозы за счет радиоактивного распада, т.е. по худшему варианту. Большое значение имеет оперативное определение радионуклидного состава выпадений с целью прогнозирования формирования дозовых нагрузок во времени, а также для установления критических радионуклидов, которые в данной ситуации создадут максимальные дозы в организме и критических органах при поступлении радиоактивных веществ человеку с пищей, воздухом и водой. При наличии такой информации необходимо хотя бы по единичным измерениям установить связь между мощностью дозы внешнего излучения и содержанием критического радионуклида в основных продуктах питания с тем, чтобы по результатам γ-съемки определить размеры территории, где загрязнение продуктов питания будет превышать установленные на период аварии допустимые уровни.

Подобные экспресс-методы могут дать весьма приближенные, но своевременные представления о радиационной обстановке, особенно по внутреннему облучению, из-за возможной неравномерности загрязнения местности и различий в радионуклидном составе и физико-химическом состоянии выпадений, в связи с чем возникает необходимость организации текущего контроля для непосредственного (непрогностического) определения содержания радиоактивных веществ в различных продуктах питания. Этот контроль осуществляется на территории, размеры которой должны заведомо превышать территорию, определенную по экспрессному прогнозу для определения фактической оценки качества продовольствия в соответствии с установленными временными допустимыми уровнями (ВДУ) содержания радионуклидов. Неопределенность в характере и масштабах загрязнения территории делает необходимым в таких случаях сразу, по данным сплошного текущего контроля, принятие решения о пригодности проверенных партий продовольствия (бракераж). Следует, таким образом, иметь в виду, что необходимость бракеража продовольствия и

кормов по результатам повсеместного текущего контроля во многом обусловлена отсутствием надежного и своевременного прогноза их загрязнения.

Осуществление экстренных мероприятий не означает полную ликвидацию последствий аварии, так как необходимо выполнить комплекс мероприятий для создания условий длительного и безопасного проживания населения, т.е.обеспечить переход от временных нормативов облучения к нормативам, установленным "Нормами радиационной безопасности НРБ-76/87" для лиц категории Б, и последующую реализацию принципа снижения дозы облучения до возможно низкого уровня (ALARA). В отличие от экстренных мероприятий первого периода эти мероприятия являются плановыми. Они предусматривают уточнение закономерностей поведения радионуклидов в системе почва – человек, составление долгосрочного прогноза радиационной обстановки, оценку эффективности различных мероприятий и рекомендаций, проведение при необходимости дезактивационных и агромелиоративных работ, перепрофилирование агропромышленного производства и т.п.

Возможно также дополнительное отселение людей, эвакуация которых была нецелесообразной по критериям радиационной безопасности первого периода, но может быть необходимой по нормативам, установленным для длительного проживания на загрязненной территории.

Характер и особенности радиационной обстановки во времени после однократного загрязнения внешней среды являются основанием для подразделения ситуации на так называемые периоды, например периоды йодной или стронциевой (цезиевой) опасности, периоды, когда доминируют поверхностный (аэральный) или почвенный пути загрязнения продуктов питания. Имеется, однако, при крупных радиационных авариях совокупность критериев радиационно-гигиенического, природного, социально-экономического и организационного характера, которая делает целесообразным деление аварийной ситуации на два периода с точки зрения осуществления мероприятий по ликвидации ее последствий (табл. 96).

Конечная цель первого периода ликвидации последствий радиационной аварии – предупреждение соматических последствий облучения у населения. Продолжительность этого периода, когда выполняются мероприятия по предупреждению переоблучения за счет внешнего облучения и облучения щитовидной железы, исчисляется днями или неделями. Достижение этой конечной цели не исключает времен-

96. Периодизация мероприятий по ликвидации последствий радиационной аварии с выбросом радиоактивных веществ и критерии анализа событий

Критерии	Первый период	Второй период
Радионуклидный состав	Короткоживущие радионуклиды	Долгоживущие радионуклиды
Загрязнение сельскохозяйственной продукции	Поверхностное (аэральное)	Почвенное
Облучение населения	Острое	Хроническое
Нормативы облучения	Аварийные	"Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87" (категория лиц Б)
Последствия, которые подлежат предупреждению у населения	Соматические	Отдаленные (стохастические)
Методы оценки обстановки	Экспрессные	Детальные
Вид радиационно-гигиенического контроля	Текущий	Предупредительный
Назначение радиационного контроля в сфере агропромышленного производства	Бракераж	Зонирование территории
Оценка дозовых нагрузок на население	По средним значениям	По критической группе
Контроль внутреннего облучения у населения	По временным допустимым концентрациям радионуклидов в продуктах	По годовому поступлению радионуклидов
Экспертиза	По суммарной концентрации радионуклидов	По критическому радионуклиду
Мероприятия	Экстренные	Плановые
Условия проживания	С ограничениями	Без ограничений
Принятие решений	Централизованно (комиссия по ликвидации последствий аварии)	Местными органами управления
Приоритетные вопросы	Радиологические	Социально-экономические

ного проживания населения на загрязненной территории, где уровни внешнего и внутреннего облучения выше тех значений, которые гарантируют радиационную безопасность для условий длительного проживания населения.

Окончательная цель мероприятий по ликвидации последствий аварии предусматривает, однако, не только снижение дозовых нагрузок до безопасных при длительном проживании уровней, но и создание нормальных условий проживания, трудовой деятельности и отдыха людей, т.е. обеспечение нормального социально-психологического климата. Для решения этой задачи требуется определенное время, которое зависит от масштабов аварии и экономических ресурсов. До достижения этой цели население вынуждено временно (возможно, в течение нескольких лет) проживать на загрязненной территории в условиях, предусматривающих введение различного рода ограничений, нарушающих привычный образ жизни. К таким ограничениям могут относиться исключение потребления некоторых местных продуктов питания, ограничения в использовании окружающей территории (например, в рекреационных целях), необходимость проведения постоянного радиометрического и дозиметрического контроля и др. Для предотвращения или снижения неизбежных в этом случае социально-психологических последствий уже в первый период аварии необходимо определить предел загрязнения для этой территории, обеспечивающий безопасное и длительное проживание. Такой предел для различных природно-климатических зон должен быть установлен заранее, а впоследствии он может быть уточнен. Наличие этого предела позволяет оценить общий объем мероприятий по ликвидации последствий аварии, определить сроки их осуществления, а также разработать комплексную программу ликвидации последствий аварии. Наличие такой программы позволит эффективно работать среди населения и избежать неоправданных социальных последствий.

Знание предела загрязнения территории и структуры питания местного населения делает возможным предварительный расчет контрольных уровней загрязнения продуктов питания как задачи проведения защитных мероприятий. Обязательным условием в общей концепции ликвидации последствий аварии должна быть согласованность между пределом дозы для длительного проживания населения, пределом загрязнения территории и контрольными уровнями содержания критических радионуклидов в продуктах питания.

Глава 14. РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ СФЕРЫ АГРОПРОМЫШЛЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА

РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Расширяющаяся хозяйственная деятельность человека приводит к ухудшению качества окружающей его среды, а в крайних случаях и к разрушению природных сообществ живых организмов. Задачам выра-

96. Периодизация мероприятий по ликвидации последствий радиационной аварии с выбросом радиоактивных веществ и критерии анализа событий

Критерии	Первый период	Второй период
Радионуклидный состав	Короткоживущие радионуклиды	Долгоживущие радионуклиды
Загрязнение сельскохозяйственной продукции	Поверхностное (аэральное)	Почвенное
Облучение населения	Острое	Хроническое
Нормативы облучения	Аварийные	"Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87" (категория лиц Б)
Последствия, которые подлежат предупреждению у населения	Соматические	Отдаленные (стохастические)
Методы оценки обстановки	Экспрессные	Детальные
Вид радиационно-гигиенического контроля	Текущий	Предупредительный
Назначение радиационного контроля в сфере агропромышленного производства	Бракераж	Зонирование территории
Оценка дозовых нагрузок на население	По средним значениям	По критической группе
Контроль внутреннего облучения у населения	По временным допустимым концентрациям радионуклидов в продуктах	По годовому поступлению радионуклидов
Экспертиза	По суммарной концентрации радионуклидов	По критическому радионуклиду
Мероприятия	Экстренные	Плановые
Условия проживания	С ограничениями	Без ограничений
Принятие решений	Централизованно (комиссия по ликвидации последствий аварии)	Местными органами управления
Приоритетные вопросы	Радиологические	Социально-экономические

ного проживания населения на загрязненной территории, где уровни внешнего и внутреннего облучения выше тех значений, которые гарантируют радиационную безопасность для условий длительного проживания населения.

Окончательная цель мероприятий по ликвидации последствий аварии предусматривает, однако, не только снижение дозовых нагрузок до безопасных при длительном проживании уровней, но и создание нормальных условий проживания, трудовой деятельности и отдыха людей, т.е. обеспечение нормального социально-психологического климата. Для решения этой задачи требуется определенное время, которое зависит от масштабов аварии и экономических ресурсов. До достижения этой цели население вынуждено временно (возможно, в течение нескольких лет) проживать на загрязненной территории в условиях, предусматривающих введение различного рода ограничений, нарушающих привычный образ жизни. К таким ограничениям могут относиться исключение потребления некоторых местных продуктов питания, ограничения в использовании окружающей территории (например, в рекреационных целях), необходимость проведения постоянного радиометрического и дозиметрического контроля и др. Для предотвращения или снижения неизбежных в этом случае социально-психологических последствий уже в первый период аварии необходимо определить предел загрязнения для этой территории, обеспечивающий безопасное и длительное проживание. Такой предел для различных природно-климатических зон должен быть установлен заранее, а впоследствии он может быть уточнен. Наличие этого предела позволяет оценить общий объем мероприятий по ликвидации последствий аварии, определить сроки их осуществления, а также разработать комплексную программу ликвидации последствий аварии. Наличие такой программы позволит эффективно работать среди населения и избежать неоправданных социальных последствий.

Знание предела загрязнения территории и структуры питания местного населения делает возможным предварительный расчет контрольных уровней загрязнения продуктов питания как задачи проведения защитных мероприятий. Обязательным условием в общей концепции ликвидации последствий аварии должна быть согласованность между пределом дозы для длительного проживания населения, пределом загрязнения территории и контрольными уровнями содержания критических радионуклидов в продуктах питания.

Глава 14. РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ СФЕРЫ АГРОПРОМЫШЛЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА

РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Расширяющаяся хозяйственная деятельность человека приводит к ухудшению качества окружающей его среды, а в крайних случаях и к разрушению природных сообществ живых организмов. Задачам выра-

ботки научного подхода к оценке состояния биосферы в целом и ее отдельных компонентов, определения тенденций происходящих в них изменений под влиянием антропогенных факторов, а также прогнозирования возможных негативных последствий таких превращений служит система, получившая название мониторинга окружающей среды [62]. Из-за исключительной сложности организации универсальной системы многоцелевого мониторинга, рассматривающей весь комплекс вероятных воздействий на биосферу и учитывающей все возможные пути такого влияния, на практике чаще разрабатывают и реализуют программы мониторинга отдельных факторов воздействия (физических, химических, биологических и др.) и их источников, осуществляют наблюдения за состоянием отдельных составляющих биосферы на ограниченной территории, в определенной природной среде или сфере деятельности человека.

Одним из видов такого мониторинга является радиационный мониторинг окружающей среды, предусматривающий измерения уровня радиоактивного загрязнения и доз облучения биологических объектов от всех существующих источников (естественный радиационный фон, радиоактивные выпадения и др.) и проводимый в целях контроля воздействия внешнего излучения и инкорпорированных радионуклидов на человека. Основные принципы мониторинга, осуществляемого в этих целях, изложены в публикациях Международной комиссии по радиологической защите [133]. В зависимости от конкретных задач он выполняется как мониторинг источника, предусматривающий измерение и оценку мощности поглощенных доз излучения в воздухе и количества радионуклидов, попавших в природную среду из данного источника, или как мониторинг окружающей среды. В первом случае наблюдения проводятся в пределах зоны расположения источника персоналом, обслуживающим данный источник излучения. Во втором случае измерения мощности поглощенной дозы в воздухе и концентрации радионуклидов в объектах окружающей среды выполняют за пределами расположения источника излучения радиологические службы организаций и ведомств, которым законодательно вменено в обязанность контролировать радиоактивное загрязнение природной среды.

Радиационный мониторинг окружающей среды также может быть связан с контролем источника и выполняться для оценки вклада в облучение от данного источника. К этому виду следует отнести радиационный мониторинг природной среды в районах расположения АЭС и других предприятий полного ЯТЦ [48–50, 102]. Вместе с тем радиационный мониторинг окружающей среды может проводиться для контроля облучения человека и использоваться для оценки общего вклада в облучение от нескольких источников, действующих в данной местности или в глобальном масштабе. Мониторинг радиоактивного загрязнения окружающей среды осуществляется в СССР в рамках Государственной службы наблюдений и контроля за загрязненностью объектов природной среды [62].

Распределение радионуклидов в биосфере, их способность мигрировать по экологическим цепочкам и концентрироваться в отдельных звеньях пищевых цепей привели к возникновению проблемы контроля радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий, почв, поливных вод, кормов, растительной, животноводческой продукции, что вызывает необходимость проведения целенаправленного радиационного мониторинга агропромышленного комплекса (РМАПК) [80, 151]. Важность осуществления этого вида мониторинга обусловлена не только тем обстоятельством, что поступление радионуклидов в организм человека с сельскохозяйственными продуктами часто является определяющим в дозообразовании, но и тем, что этот путь радиационного воздействия является наиболее управляемым и регулируемым. Кроме того, перечисленные виды мониторинга не дают объективной оценки состояния природной среды, так как измерение содержания радиоактивных веществ в объектах природной среды проводится не с целью определения влияния на них радиационного фактора, а с контрольной функцией – выяснить, не содержат ли данные объекты радиоактивные вещества в концентрациях, представляющих опасность для здоровья человека. Для проявления радиационных эффектов, т.е. реакции животных и растений, в том числе и сельскохозяйственных, и других живых организмов на действие ионизирующих излучений, необходимы достаточно высокие дозы облучения, что маловероятно в обычных условиях, но может стать возможным на определенной территории при радиационных авариях.

РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ СФЕРЫ АГРОПРОМЫШЛЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА

Это система непрерывных наблюдений (измерений), оценки и прогноза радиоактивного загрязнения компонентов природы и элементов биоты, являющихся объектами или продуктами сельскохозяйственной деятельности человека, и реакции биотической составляющей на действие излучений.

В условиях нормальной радиационной обстановки решающее значение имеют гигиенические аспекты РМАПК – наблюдения за уровнем радиоактивного загрязнения основных звеньев пищевых цепочек, определяющих накопление радионуклидов в продуктах растениеводства и животноводства, используемых в рационе человека. В то же время радиационно-гигиенический подход не во всех случаях является достаточным для того, чтобы обеспечить одновременно радиационную безопасность человека и других живых организмов. Реальные дозовые нагрузки на человека и другие живые объекты при поступлении радионуклидов в природную среду могут существенно отличаться, причем поглощенные дозы у растений и животных часто больше, чем у человека. Это объясняется наличием принципиальных отличий в процессе формирования поглощеннной дозы, а для человека и животных также и различными поведенческими реакциями. Так, β-излучающие нуклиды не играют сколь-нибудь заметной роли во внешнем облучении человека, но определяют основной вклад в дозу, формирующуюся у растений. Для обеспечения радиационной безопасности человека разработан комплекс активных методов защиты (переселение, регулирование нахождения в загрязненном районе, постоянное или временное запрещение потребления загрязненных пищевых продуктов, использование защитных сооружений и др.). По техническим или экономическим причинам выбор и применение активных методов защиты сельскохозяйственных растений и животных крайне ограниченны.

Специфика формирования поглощенной дозы у человека и других биологических объектов приводит к тому, что в определенных ситуациях радиоэкологические нормативы воздействия могут быть более жесткими, чем радиационно-гигиенические [3, 48–50]. В частности, экологические принципы РМАПК, включающие наблюдение, оценку и прогноз физиологического состояния биологических объектов, вовлекаемых в сферу агропромышленного производства и подвергшихся радиационным воздействиям, могут стать значимыми в аварийных условиях. В первую очередь это касается сельскохозяйственных животных, а возможно, и человека, как участника агропромышленного производства, вступающего в непосредственный контакт с загрязненными объектами, в меньшей степени – сельскохозяйственных растений, обладающих большей радиоустойчивостью. Радиоэкологический подход, задача которого состоит в обеспечении нормального существования биогеоценозов, не исключает из рассмотрения вопрос о

защите человека, являющегося элементом биогеоценоза, и включает в себя гигиенические аспекты РМАПК.

Основными задачами РМАПК являются:

1. Наблюдения и оценка уровня радиоактивного загрязнения компонентов природы и элементов биоты, вовлекаемых в сферу сельскохозяйственной деятельности человека, в частности, в целях предупреждения возможных негативных последствий для здоровья человека.

2. Выявление закономерностей пространственно-временной миграции радионуклидов в биологических цепочках и составление на этой основе прогноза будущих уровней радиоактивного загрязнения.

3. Оценка и прогноз дозовых нагрузок на сельскохозяйственных животных и растения.

Целью РМАПК является накопление информации, необходимой для принятия решений по управлению и регулированию радиоактивного загрязнения агропромышленной продукции путем разработки и внедрения системы агротехнических, агрохимических и зоотехнических или организационных мероприятий, а также сохранения продуктивности сельского хозяйства. С учетом конкретных задач и целевого назначения разрабатываются программы мониторинга, устанавливающие выбор объектов наблюдения, вид, частоту и периодичность измерений, методы измерений, отбора образцов и последующего лабораторного анализа, приемы статистической обработки результатов, принципы сбора, накопления и обработки информации, интерпретации данных и так далее.

ПРИНЦИПЫ ОРГАНИЗАЦИИ И СТРУКТУРА РМАПК

Общие положения. Несмотря на большую трудоемкость и значительные материальные затраты, единственным источником объективной информации о радиационной обстановке в сфере агропромышленного производства являются прямые наблюдения и измерения.

РМАПК должен включать:

периодические измерения мощности дозы γ- и β-излучения на местности;

периодический отбор образцов в специально выбранных местах наблюдения и контрольных точках, определение концентрации радионуклидов в этих образцах, радионуклидного состава загрязнения и физико-химических форм радионуклидов;

расчет дозовых нагрузок на биоту на основании первичных данных РМАПК;

оценку текущего состояния радиационной обстановки;

прогноз возможных изменений радиационной обстановки;

подготовку информации, необходимой для осуществления контроля радиационной обстановки.

Оценка радиационной обстановки производится путем сравнения результатов измерений и расчетов с системой специально выработанных критериев, определяющих допустимый уровень радиационного воздействия на биоту. При радиационно-гигиеническом подходе к оценке загрязнения сельскохозяйственных угодий и продукции АПК основой для выработки таких критериев являются нормативы содержания радионуклидов в продуктах питания и воде, определяемые "Нормами радиационной безопасности НРБ-76/87" или вводимые на определенный период после аварии временные допустимые уровни содержания критических радионуклидов в пищевых продуктах. На основании этих нормативов могут быть рассчитаны предельно допустимые концентрации радионуклидов в агропромышленной продукции, пределы допустимого содержания радионуклидов в рационе животных или предельно допустимое содержание наиболее опасных в биологическом отношении радионуклидов в почве (плотность ее радиоактивного загрязнения). Для решения этих задач необходимы не только систематические наблюдения за содержанием радионуклидов в контролируемых объектах, но и исследования влияния природных (физико-химических, биогеохимических, микробиологических) и техногенных (агротехнических, агрохимических, зоотехнических) факторов на миграцию радионуклидов по биологическим цепочкам.

Прогноз возможного изменения радиационной обстановки осуществляется на основании первичных данных РМАПК, выявленных тенденций и закономерностей миграции радионуклидов, а также результатов лабораторных и натурных экспериментов. Необходимым условием прогнозирования является разработка концептуальных или математических моделей рассматриваемых процессов, оснащение моделей эмпирическими параметрами и проверка их на адекватность. Использование математических моделей в целях прогнозирования радиационной обстановки в АПК рассмотрено в главе 12.

Структура системы РМАПК строится по иерархическому принципу: первичная сеть (пункты наблюдения) → центр сбора и обработки информации → региональный (республиканский) центр → главный центр данных.

В качестве промежуточного звена, осуществляющего накопление и обработку информации, могут выступать научно-исследовательские

учреждения, отвечающие за соответствующее направление исследований. Начальным звеном РМАПК является сеть пунктов наблюдения, где осуществляются измерения уровня радиации на местности, производятся отбор, подготовка и последующий лабораторный анализ образцов, выполняется первичная обработка информации. Основными задачами на этом этапе являются:

обеспечение правильности выбора места и времени проведения измерений и отбора образцов;

отбор репрезентативной пробы;

соблюдение правильности режима подготовки образцов к анализу;

обеспечение достоверности результатов измерения.

В рамках системы РМАПК наблюдения и измерения должны проводиться на основе единых методов сбора, хранения и выдачи данных полевых и лабораторных исследований. Для решения задач РМАПК необходимы высокочувствительные, экспрессные, обладающие необходимой точностью методы массового анализа. По причинам экономического и организационного характера первичные звенья не всегда могут располагать соответствующим оборудованием, поэтому часть наиболее сложных и дорогостоящих видов измерений должны выполнять учреждения, отвечающие за научно-методическое обеспечение системы РМАПК. Для оценки состояния радиационной обстановки и динамики ее развития необходима организация накопления, хранения и оперативного доступа к первичным данным РМАПК в целях ретроспективного анализа имеющейся информации. Обилие информации, получаемой в процессе РМАПК, исключает возможность хранения ее в архивах и ручной обработки. Современный уровень развития вычислительной техники позволяет использовать для этого специализированные системы и банки данных, оперирующие не только параметрами радиационной обстановки, но и другой необходимой информацией (тип почв, обеспеченность их элементами минерального питания растений, возделываемые культуры и их агротехника, природно-климатические особенности зоны и др.). Работы подобного типа проводятся на базе региональных (республиканских) центров. Интерпретация конечных результатов РМАПК и подготовка информации для выработки и принятия решений по контролю радиоактивного загрязнения осуществляются главным центром данных.

Объекты наблюдения РМАПК. В первую очередь при РМАПК интерес представляют те звенья экологических цепочек, которые определяют уровни загрязнения продукции растениеводства и животноводства. Общая схема миграции радиоактивных веществ в сельскохозяйственной сфере приведена на рис. 43.

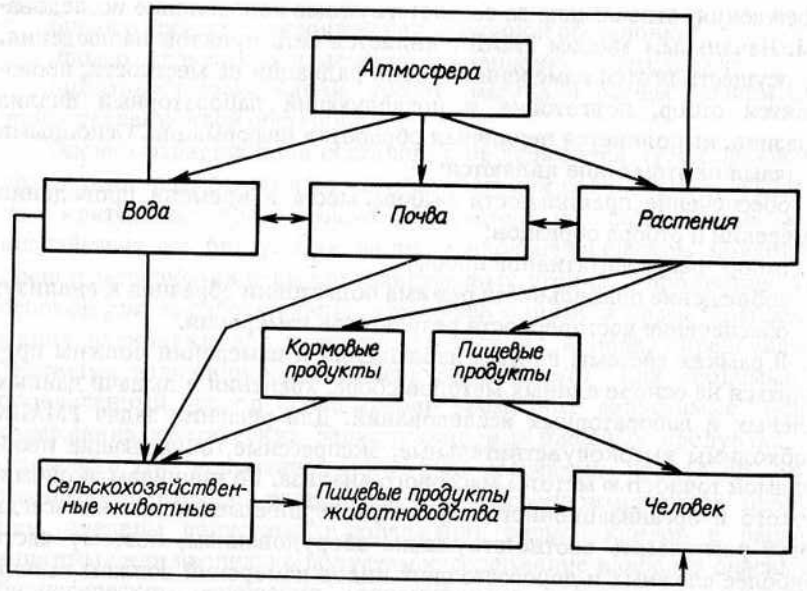


Рис. 43. Схема миграции радионуклидов в сфере сельскохозяйственного производства [81]

Основным источником поступления радионуклидов в наземные пищевые цепи является почва. В результате выпадений радионуклиды поступают на земную поверхность, аккумулируются в почве, включаются в биогеохимические циклы миграции и становятся новыми компонентами почвы. Почва является наиболее важным и инерционным звеном, и от скорости миграции радионуклидов в почве во многом зависят темпы их распространения по всей цепочке. В результате перемещения в почве и последующего корневого поглощения радиоактивные вещества поступают в части растений, представляющие пищевую или кормовую ценность. Накопление радионуклидов в растительной массе может происходить и за счет удерживания части радиоактивных выпадений из атмосферы на поверхности растений – аэральный путь загрязнения. Такое загрязнение играет особенно большую роль в период интенсивных радиоактивных выпадений из атмосферы. Следует учитывать также механическое загрязнение урожая сельскохозяйственных культур и естественных трав в процессе уборки или в результате вторичного ветрового подъема радионуклидов с поверхности почвы. Возможные пути радиоактивного

загрязнения растений должны приниматься во внимание при разработке программ РМАПК.

Основным источником поступления радионуклидов в организм животных является корм, в меньше степени вода (около 2 % от общего содержания в рационе). Нельзя, однако, не учитывать и такие пути поступления, как заглатывание сельскохозяйственными животными частиц почвы и ингаляция радиоактивных частиц из воздуха или при вторичном подъеме с травостоя. Вследствие всасывания радионуклидов в ЖКТ животных происходит поступление радиоактивных веществ в органы и ткани и накопление их в продуктах животноводства. Этот процесс зависит не только от физико-химических свойств радионуклидов, но от вида и возраста животных, их физиологического состояния, рациона и других факторов.

Таким образом, поступление радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных и получаемую от них продукцию следует рассматривать во взаимосвязи с источниками их питания – кормовыми растениями, а накопление радионуклидов в растениях – в зависимости от загрязнения почвы, атмосферы и воды. Поэтому объектами РМАПК должны быть: почва пахотных и кормовых угодий; вода, используемая для полива и орошения сельскохозяйственных угодий; пищевые и кормовые растения, играющие основную роль в рационе человека и животных; сельскохозяйственные животные; продукты животноводства.

Следует учитывать различия между пахотными и постоянными кормовыми угодьями (пастбища, сенокосы). Пахотные земли, как правило, ежегодно перепахивают на глубину до 25 см, тогда как почвы постоянных кормовых угодий долгое время остаются нетронутыми. Обработка почвы приводит к изменению в распределении радионуклидов в почве, что должно приниматься во внимание при отборе образцов для лабораторных анализов.

Так как невозможно вести наблюдения за всеми культурными растениями, выращиваемыми и используемыми человеком, необходимо ограничиваться наиболее важными из них. Этот выбор может быть различным в зависимости от пищевых привычек населения и специализации сельского хозяйства региона. Среди полевых культур различают растения, непосредственно потребляемые человеком или перерабатываемые для его нужд, и кормовые растения для животных. В первой группе наиболее важное значение имеют: зерновые культуры, картофель, листовые овощи, корне- и клубнеплоды. Среди кормовых культур должны учитываться растения на естественных и

искусственных лугах и пастбищах, зерновые культуры, картофель, свекла, кукуруза. Из продуктов животноводства в первую очередь необходимо контролировать молоко, мясо крупного рогатого скота, свинину. Учитывая возможность загрязнения растений и почвы в результате орошения сельскохозяйственных угодий, необходимо вести наблюдения за содержанием радионуклидов в воде открытых водоемов.

Контролируемые параметры. Наиболее объективным источником информации о радиационной обстановке в агропромышленной сфере являются прямые измерения мощности дозы β- и γ-излучения в воздухе у поверхности земли и на высоте 1 м и содержания естественных и искусственных радионуклидов в природных объектах и агропромышленной продукции. Мощность экспозиционной дозы $\vec{P}$ ($Р/ч$) измеряется непосредственно на местности с помощью полевых приборов (дозиметров или радиометров) и служит исходной величиной для определения дозовых нагрузок на биоту.

Для определения уровня радиоактивного загрязнения почвы, растительности и продуктов животноводства производят отбор образцов и последующий анализ их в лаборатории. Отбор и первичная обработка образцов являются важным этапом, оказывающим решающее влияние на обеспечение правильности конечных результатов анализа. Основные требования, предъявляемые к образцам, – представительность, адекватность, стабильность, отсутствие каких-либо изменений, затрагивающих определяемые компоненты. Способы отбора и подготовки образцов зависят от целей и задач анализа [95, 155, 159]. Количественным выражением уровня радиоактивного загрязнения объектов природной среды служит удельная активность (концентрация) C_m (Бк/кг) или объемная активность C_v (Бк/л) нуклида в образце. Для оценки радиоактивного загрязнения территории часто используют понятие плотности радиоактивного загрязнения σ_s (Бк/м^2).

Для определения содержания радионуклидов в объектах и продуктах агропромышленного производства применяют различные методы анализа. Наименее трудоемкими, но использующими дорогостоящее оборудование, являются методы полупроводниковой или сцинтилляционной гамма-спектрометрии, применяемые при определении γ-излучающих нуклидов. К сожалению, эти методы непригодны для измерения содержания таких важных в биологическом отношении радионуклидов, как ^{89}Sr и ^{90}Sr. Анализ содержания радиостронция возможен с использованием методов общей радиометрии лишь после выполнения достаточно длительных и трудоемких операций по отде-

лению его от мешающих определению радионуклидов (например, ^{140}Ba) и выделению ^{89}Sr и ^{90}Sr или дочерного нуклида ^{90}Sr – ^{90}Y в радиохимически чистом виде. В выполнении этих трудоемких операций нет необходимости, если ^{90}Sr является единственным загрязняющим радионуклидом и концентрация его выше предела обнаружения данного метода. Для анализа α-излучающих нуклидов применяют методы радиометрии или альфа-спектрометрии. Эти измерения возможны только после проведения длительной радиохимической процедуры разделения и концентрирования радионуклидов. Таким образом, полный радионуклидный анализ объектов природной среды может быть осуществлен лишь при совместном использовании методов альфа-, бета- и гамма-спектрометрии и радиохимии.

Если известен радионуклидный состав загрязнения и установлены критические радионуклиды, можно применять более простые и дешевые методы общей радиометрии образцов или упрощенные экспрессные методики, пригодные для выполнения массовых анализов без предварительного концентрирования радионуклидов. Основные затруднения при этом возникают из-за необходимости учета вклада различных радионуклидов в суммарную активность образца. Так, например, необходимо учитывать присутствие в почвенных и растительных объектах радионуклидов естественного происхождения (продуктов распада ^{238}U и ^{232}Th, ^{40}K), активность которых зачастую превышает активность радионуклидов искусственного происхождения. Как правило, такой учет не может быть осуществлен с необходимой точностью, поэтому погрешность результатов анализа увеличивается.

В практических целях полезным является установление корреляционных зависимостей между параметрами, характеризующими радиационную обстановку. Так, для γ-излучающих нуклидов плотность радиоактивного загрязнения (Бк/м^2) может быть выражена как функция мощности экспозиционной дозы излучения в воздухе на высоте 1 м над поверхностью земли: $\sigma_s = K\vec{P}$. Уровни радиации на местности могут быть измерены и использованы в тот период, когда еще не выполнены в достаточном объеме анализы образцов, позволяющие дать точную оценку характера загрязнения. На практике эта зависимость будет лишь приблизительной из-за влияния таких факторов, как макро- и микрорельеф почвы, заглубление радионуклидов в почву, неодинаковый радионуклидный состав загрязнения.

Другим весьма эффективным приемом является установление корреляционных зависимостей между содержанием в объектах природной среды достаточно легко и надежно измеряемых радионукли-

дов и концентрацией в тех же объектах радионуклидов, требующих для своего определения более длительной процедуры. В качестве примера может быть приведено установленное на основании лабораторных анализов соотношение между содержанием в почве глобальных ^{137}Cs и ^{90}Sr, продолжительное время сохранявшееся постоянным [62, 102]. Следует заметить, что оценки, сделанные на основании этих зависимостей, будут корректны лишь в том случае, когда загрязнение местности носит достаточно равномерный характер и однородно по составу.

Поступление радионуклидов в растения, организм сельскохозяйственных животных и продукты животноводства хотя и подвержено влиянию ряда факторов, находится в прямой зависимости от содержания радиоактивных веществ в почве. Поэтому данные о плотности выпадений радионуклидов на сельскохозяйственные угодья (запас радионуклидов в корнеобитаемом слое или уровень радиации на местности) могут служить основой для определения размеров поступления радионуклидов в агропромышленную продукцию. Для этого необходимо располагать рядом информативных параметров, устанавливающих связь между плотностью радиоактивного загрязнения территории или концентрацией радионуклидов в почве, – с одной стороны и их содержанием в растениях, кормах, организме животных и животноводческой продукции в различных экологических условиях – с другой [80, 177, 262].

Объем работы по РМАПК резко возрастает в условиях аварийной ситуации, что требует привлечения дополнительных сил и средств. В целях получения информации, необходимой для оперативного принятия решений, в этих условиях также целесообразно использовать эмпирические зависимости. Например, проводя отбор образцов растений, кормов и молока с одновременным измерением мощности экспозиционной дозы излучения в воздухе в этом месте, можно установить средние для данного района значения коэффициента $K = C_m/P$. Средние значение K, определенные по результатам 15–20 измерений, можно использовать затем в пределах данного района для экспрессной оценки вероятного уровня радиоактивного загрязнения соответствующих продуктов. Естественно, что погрешность такой оценки будет достаточно велика, поэтому полученную информацию можно применять в первые дни после аварии лишь для принятия неотложных решений о необходимости эвакуации населения, прекращения выпаса скота и его перевода на стойловое содержание с использованием имеющегося запаса кормов, запрещения потребления молока населением и

др. После стабилизации радиационной обстановки должно быть проведено уточнение полученной информации.

Необходимым условием получения достоверной информации в процессе осуществления РМАПК являются унификация применяемых методик отбора образцов и проведения измерений, а также проверка сопоставимости результатов, получаемых различными службами радиологического контроля. Один из способов калибровки аналитических методов и приборов, проверки правильности и точности анализа состоит в использовании стандартных образцов или образцовых растворов, для которых паспортизирована концентрация радионуклидов, подобраны инертные носители или матрица, эквивалентные составу проб объектов природной среды. Еще один способ, называемый методом интеркалибрации, заключается в проведении тщательных измерений различными организациями и ведомствами аликвот одних и тех же образцов и сопоставлении результатов анализа.

Периодичность наблюдений. Обычно рассматривают два типа радиационной обстановки, требующие осуществления различных видов РМАПК – текущего и оперативного. Текущий РМАПК проводят в условиях, когда поступление радионуклидов носит постоянный, более или менее равномерный характер и существенного биологического действия это загрязнение не оказывает. Отмечаются колебания в размерах поступления радионуклидов во времени (например, сезонные) и в пространстве (на локальном, региональном или глобальном уровнях), но в целом они не выходят за рамки допустимого. Практически невозможно осуществлять текущий РМАПК в полном объеме на всей территории, где ведется агропромышленное производство. В условиях нормальной радиационной обстановки в этом и нет необходимости. Наблюдения проводятся на стационарных площадках, закладываемых как на пахотных, так и на естественных залежных землях (лугах, пастбищах) с учетом имеющихся на территории СССР природно-климатических зон, типов ведения агропромышленного производства, размещения источников радиоактивного загрязнения. Объектами наблюдения являются почва, наиболее важные растения, имеющие основное значение в рационе сельскохозяйственных животных и человека, и продукты животноводства, в первую очередь молоко. Определяется содержание наиболее опасных в биологическом отношении (критических) радионуклидов.

Программу оперативного РМАПК разрабатывают для ситуаций, связанных с разовым или растянутым на несколько дней поступлением в природную среду радиоактивных веществ в количествах, кото-

рые могут представить угрозу здоровью или жизни человека, оказать негативное влияние на физиологическое состояние и продуктивность сельскохозяйственных животных или растений (крупные радиационные аварии). Выбор объектов контроля, критических радионуклидов, объем и периодичность наблюдений зависят от сложившейся радиационной обстановки и этапа ее развития. Критические радионуклиды устанавливаются после определения состава загрязнения.

Основные принципы организации РМАПК в аварийных ситуациях. При ведении агропромышленного производства на загрязненных радиоактивными веществами территориях необходимо обеспечить получение доброкачественной (по содержанию радионуклидов) продукции как для населения, проживающего в данном районе, так и предназначенной для вывоза за пределы загрязненной территории. Пригодность продукции определяется соответствием нормам содержания в ней радионуклидов. Одновременно необходимо обеспечить радиационную безопасность населения и работников, занятых на всех стадиях агропромышленного производства на загрязненной территории [71].

Основными факторами, определяющими дозовые нагрузки на население, являются внешнее γ-облучение от радионуклидов, рассеянных в почвенно-растительном покрове, и внутреннее облучение за счет поступления радионуклидов в организм человека с загрязненными продуктами питания, водой и воздухом. Относительный вклад этих факторов в суммарную дозу облучения может быть различным и зависит от конкретной радиационной обстановки. Для сельскохозяйственных животных, выпасающихся на пастбищах или потребляющих загрязненные корма, значимыми могут быть также оба эти фактора, но часто преобладающим является внутреннее облучение. Радиационное воздействие на агроценозы обусловлено главным образом β-, γ-излучением нуклидов, выпавших на поверхность почвы и растений.

В случае серьезных аварий, происходящих на предприятиях полного ЯТЦ и связанных с поступлением во внешнюю среду значительных количеств радиоактивных веществ, необходима информация для оперативного принятия решений по защите населения и сельскохозяйственных животных, а также по характеру использования загрязненных территорий.

Резкое увеличение объема РМАПК и периодичности его осуществления в аварийных условиях требует привлечения дополнительных сил и средств и вызывает необходимость выделения основных этапов РМАПК, установления очередности осуществления различных защитных мероприятий и определения объема работы (табл. 97). Сжатые сроки формирования опасных дозовых нагрузок и необходимость оперативного принятия решений по реализации системы защитных мероприятий приводят к тому, что в первые сутки и недели после аварии предпочтение должно отдаваться прогностическим и экспрессным методам оценки радиационной обстановки.

Путем измерения мощности дозы γ-излучения на местности с помощью авиационной, автомобильной или пешей разведки определяются уровень и границы радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий. Для съемки территории наиболее эффективно применение квадратной сетки, часто-а которой может быть определе-

97. Основные этапы РМАПК в аварийных ситуациях

Этап	Цель	Объекты и измеряемые параметры	Период после аварии	Критерии
1	Предупреждение радиационного поражения населения и сельскохозяйственных животных	1. Мощность экспозиционной дозы γ-излучения на местности 2. Уровни радиоактивного загрязнения кормов 3. Уровни радиоактивного загрязнения молока	1—4 сут	Дозы, вызывающие острое радиационное поражение человека и сельскохозяйственных животных
2	Предотвращение угрозы здоровью населения и сельскохозяйственных животных	1. Мощность экспозиционной дозы γ-излучения 2. Содержание радионуклидов в организме животных (щитовидная железа, ЖКТ) 3. Уровни радиоактивного загрязнения молока 4. Уровни радиоактивного загрязнения кормовых и листовых овощей	1—100 сут	Временные допустимые уровни содержания радионуклидов в агропромышленной продукции

Продолжение

Этап	Цель	Объекты и измеряемые параметры	Период после аварии	Критерии
3	Предотвращение отдаленных последствий действия излучений для человека и снижения продуктивности сельскохозяйственных животных и растений	1. Мощность экспозиционной дозы γ- и β- излучения 2. Уровни радиоактивного загрязнения кормов, продукции растениеводства и животноводства	Период снижения мощности дозы на местности и и уменьшения загрязнения агропромышленной продукции до санитарных норм	"Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87"
4	Обеспечение длительного проживания населения и ведения агропромышленного производства	1. Детальное картирование территории по уровню радиоактивного загрязнения почв 2. Загрязнение агропромышленной продукции	До 100 лет	"Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87"

на, исходя из требуемой точности оценки уровня радиоактивного загрязнения. Используя выражение

$$\Delta = \frac{2(A_{max} - \bar{A})}{\bar{A}(N-2)} = \frac{2(K-1)}{N-2}, \qquad (121)$$

где Δ – ошибка, отражающая возможное отклонение измеряемой величины A (мощность дозы излучения, плотность загрязнения и др.) от ее среднего значения на расстоянии, равном расстоянию между узлами сетки; K – коэффициент неравномерности, равный отношению максимального значения измеряемой величины A_{max} к ее среднему значению $\bar{A}$; N – число измерений.

Можно по требуемому значению Δ и известной величине K определить минимально необходимое число измерений и размер сетки.

Определение коэффициента неравномерности радиоактивного загрязнения территории площадью S может быть произведено путем

прямого измерения мощности дозы γ-излучения или определения поверхностной плотности загрязнения в 5–10 точках на местности.

Если вероятное значение коэффициента неравномерности лежит в пределах 3–10, а площадь обследуемой территории 100 км², то минимальное число измерений N_{min} при оценке загрязнения территории с ошибкой 20 % ($\Delta = 0{,}2$) составит:

$$N_{min} = \frac{2(K-1)}{\Delta S} + 2;$$

$$\text{при } K = 3 \quad N_{min} = \frac{4}{0{,}2} + 2 = 22;$$

$$\text{при } K = 10 \quad N_{min} = \frac{18}{0{,}2} + 2 = 92,$$

а площадь ячейки сетки отбора проб (S_i):

$$\text{при } K = 3 \quad S_i = \frac{S}{N_{min}} = \frac{100}{22} \simeq 5 \text{ км}^2;$$

$$\text{при } K = 10 \quad S_i = \frac{S}{N_{min}} = \frac{100}{92} \simeq 1 \text{ км}^2.$$

При этих условиях в 80 % случаев среднее значение измеряемой величины не будет превышать значения $A = K \cdot \bar{A}$.

При проведении наземной разведки одновременно с измерением мощности экспозиционной дозы γ-излучения в воздухе над загрязненной территорией производится отбор образцов почвы, продукции растениеводства, кормов для сельскохозяйственных животных и молока. На основании результатов измерения и определения содержания радионуклидов в отобранных образцах устанавливаются эмпирические зависимости между мощностью дозы γ-излучения, плотностью радиоактивного загрязнения почвы и содержанием радионуклидов в продукции, производимой на загрязненной территории. Эти зависимости, усредненные для 15–20 точек измерения, применяются в пределах района разведки для экспрессной оценки радиационной обстановки в первые несколько суток после аварии и выработки рекомендаций по режиму использования загрязненной территории: укрытие или эвакуация населения, прекращение выпаса скота и перевод его на "чистые" корма, запрещение потребления населением молока и других пищевых продуктов и так далее.

После решения этих задач на территории, где уровни облучения населения не превышают аварийных нормативов, вводится сплошной

радиологический контроль продукции агропромышленного производства. Его целью является выявление партий пищевых продуктов и сырья, непригодных для использования. Существующая в первый период неопределенность в характере и размерах аварийного загрязнения местности в сочетании с длительностью формирования радиоактивного следа делают практически невозможным прогнозирование загрязнения продуктов питания на основании известных закономерностей (цепочка атмосфера – продукты питания). Поэтому возникает необходимость в проведении контроля уровней загрязнения агропромышленной продукции на территории, заведомо большей по размерам, чем территория, где они фактически могут быть выше, чем временные предельно допустимые нормативы. Вводится система бракеража продукции, когда оценка пригодности пищевого продукта производится на основании сопоставления результатов измерения с временными допустимыми уровнями содержания радионуклидов в продуктах питания, устанавливаемыми из расчета их среднего суточного потребления. При этом не учитывается тот факт, что потребление данных продуктов у части населения может носить эпизодический характер. Решение о пригодности продуктов принимается не по содержанию в них критического радионуклида, а по суммарной β- или γ-активности. Введение бракеража на основе сплошного радиационного контроля является временным защитным мероприятием на период, когда основное загрязнение продукции происходит за счет аэрального пути.

После того как основным источником радиоактивного загрязнения агропромышленной продукции становится почва, на первый план выдвигаются задачи обеспечения длительного безопасного проживания населения и ведения агропромышленного производства на территориях, уровень загрязнения которых не представляет непосредственной опасности для здоровья населения. Задачами РМАПК в этих условиях являются:

определение радионуклидного состава и уровня загрязнения территории;

составление карт радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий в масштабах отдельных хозяйств по наиболее опасным радионуклидам;

определение контрольных уровней радиоактивного загрязнения почвы, гарантирующих соблюдение радиационных норм.

Контролю подвергаются пахотные и пастбищные угодья, агропромышленная продукция, производимая на загрязненной территории, в первую очередь молоко, мясо, корм сельскохозяйственных

животных, овощи и урожай зерновых культур. Наблюдения ведутся регулярно в течение всего вегетационного периода и времени пастбищного или стойлового содержания скота. При неравномерном загрязнении зоны наблюдения концентрация радионуклидов в одних и тех же продуктах может колебаться в зависимости от градиента радиоактивного загрязнения в пределах территории, используемой жителями населенного пункта или хозяйства. Организация текущего РМАПК должна предусматривать своевременную оценку этой ситуации.

Следует рассмотреть особенности радиационного контроля некоторых пищевых продуктов, которые наиболее часто могут попасть в категорию критических.

Молоко, мясо. Контроль за загрязненностью молока является главным звеном в общей система РМАПК за поступлением радионуклидов с рационом. Во-первых, молоко в большинстве радиологических ситуаций является критическим пищевым продуктом, во-вторых, молоко является хорошим индикатором уровня загрязнения окружающих пастбищ, сенокосов и других кормовых угодий, в-третьих, по загрязнению молока можно достаточно надежно прогнозировать загрязнение мяса, в-четвертых, сбор, транспортировка и анализ молока по сравнению с другими пищевыми продуктами, сопряжены с относительно меньшими трудностями и затратами, в-пятых, при одном и том же количестве проб анализ молока дает более полную радиационно-гигиеническую характеристику загрязнения территории, чем при анализе почвы, растительности и других объектов внешней среды.

В летний период сельскохозяйственные животные выпасаются на пастбищах, обычно расположенных в непосредственной близости от населенного пункта. Размеры пастбищ сравнительно невелики, поэтому загрязнение отдельного пастбища будет достаточно равномерным. Но даже в этом случае концентрация радионуклидов в молоке отдельных коров, выпасающихся вместе, может отличаться в 2–3 раза, что объясняется физиологическими особенностями, поведенческой реакцией коров, их подкормкой и т.д. Колебания содержания радионуклидов в молоке коров, выпасающихся на разных пастбищах, в основном зависят от типа пастбища и его продуктивности. В целом поступление радионуклидов с молоком населению отдельного населенного пункта в течение пастбищного сезона примерно одинаково и зависит больше от количества потребляемого молока, чем от неравномерности его загрязнения у отдельных коров, поэтому отбор и анализ нескольких проб или средней пробы молока от нескольких коров в течение паст-

бищного сезона дают нужную информацию для оценки качества потребляемого молока. Постоянное использование одних и тех же пастбищ исключает возможность непредсказуемого повышения концентрации радионуклидов в молоке и мясе и является основой предупредительного контроля.

Сено и другие грубые корма. Используемые для кормления животных в зимний (стойловый) период корма заготавливают с больших по размерам территорий и поэтому при неравномерном загрязнении существует вероятность различий в степени загрязнения отдельных сенокосных участков. В общественных хозяйствах, когда запасы сена (кормов) скармливаются всему поголовью, а молоко объединяется перед сдачей, для контроля достаточно проанализировать на каждой ферме одну пробу молока, что дает усредненное значение.

Владельцы личного скота могут заготавливать сено в различных частях загрязненного ареала. При этом каждое индивидуальное хозяйство использует сравнительно небольшой по площади сенокосный участок (1–2 га). В течение стойлового периода молоко и мясо потребляются в основном одной семьей. Все это может привести к большим колебаниям в загрязнении молока и мяса, производимых в разных личных подсобных хозяйствах. Как следствие этого будет существенно различаться потребление радионуклидов с молоком и мясом определенными семьями. При проведении РМАПК необходимо установить наличие и количество хозяйств с повышенным загрязнением молока и мяса. Для этого в течение стойлового периода отбираются одномоментно пробы молока, по возможности в большем числе хозяйств, и каждая проба анализируется отдельно. При обработке результатов определяется количество проб с разной концентрацией радионуклидов, в том числе загрязненных выше контрольных уровней (КУ). Если такие образцы обнаружены, то необходимо выяснить, где располагаются использованные сенокосные участки и не носит ли повышенное загрязнение молока случайный характер из-за использования привозных кормов. Указанные сведения позволяют в случае необходимости обосновать проведение дополнительных защитных мероприятий.

Хлеб. Обеспечение населения хлебом централизовано, поэтому его нельзя рассматривать как местный продукт. При локальном загрязнении территории содержание радионуклидов в хлебе в местах его потребления не отражает загрязнения этой территории, поэтому в зоне наблюдения загрязненность хлеба будет всегда ниже расчетных КУ.

Зерно. Оно производится, как правило, только в общественном секторе сельскохозяйственного производства. В процессах уборки,

подработки, транспортировки и хранения происходит значительное перемещение зерна, поэтому особенности методики отбора проб и анализа зерна зависят от поставленных перед радиационным контролем задач (оценка загрязнения зерна на отдельном поле, в хозяйстве, на элеваторе и др.).

Питьевая вода. Источники водоснабжения населения почти всегда находятся непосредственно в населенном пункте и являются общими для всех жителей. Контроль осуществляется 1–2 раза в год. Практически в большинстве радиологических ситуаций загрязнение воды и вклад радионуклидов в рацион с водой относительно менее значимы по сравнению с другими пищевыми продуктами.

Картофель и овощи. Индивидуальные огородные участки размещены обычно в населенном пункте или в непосредственной близости от него, поэтому первоначальная плотность загрязнения огородных участков и территории населенного пункта примерно равна. Содержание радионуклидов в картофеле и овощах на разных приусадебных участках приблизительно одинаково, однако необходимо иметь в виду, что использование для удобрения навоза может привести к повышению плотности загрязнения участка. Это может иметь существенное значение в том случае, когда загрязнение навоза обусловлено поверхностным загрязнением кормов, использованных в первый после аварийного выброса стойловый период. Учитывая, что загрязнение сенокосных участков может быть неоднородно, внесение навоза может привести к неравномерному загрязнению отдельных приусадебных огородов. Размеры дополнительного привнесения радионуклидов зависят от количества добавленного на огород навоза и особенно от уровня загрязнения сенокосного участка. При прогнозировании возможного дополнительного загрязнения приусадебных огородов необходимо исходить из того, что при худших вариантах расчета плотность загрязнения огородного участка и использованного сенокосного участка может быть примерно равна. Роль вторичного загрязнения огородов за счет навоза при почвенном пути поступления радионуклидов в растения (корма) незначительна.

Рыба, дичь, грибы и ягоды. Как правило, при равномерном загрязнении территории эти продукты дают незначительный вклад в годовое поступление радионуклидов населению. Однако при большой неравномерности локального загрязнения указанные продукты могут стать критическими, особенно для тех контингентов, в рационе которых они имеют существенное значение. Радиационно-гигиеническая значимость этих пищевых продуктов оценивается в каждом конкрет-

ном случае. При этом принимается во внимание уровень загрязнения близлежащих угодий (лесов, водоемов), которые могут быть использованы для этих целей окружающим населением.

Таким образом, в условиях неравномерного загрязнения территории потребление одного и того же пищевого продукта может оказывать различное влияние на уровень годового поступления радионуклидов с рационом. Выявление критических пищевых продуктов является важным этапом в организации предупредительного радиационно-гигиенического контроля. В каждом конкретном случае необходимо изучать характер использования населением окружающей территории, а также условия получения и реализации пищевых продуктов. При этом нужно учитывать, что в целом контингент людей, проживающий в зоне наблюдения, является критической группой по отношению к окружающему сельскому и городскому населению.

Целесообразно использовать зональный принцип организации РМАПК. В соответствии с этим принципом вычленяются территории, в пределах которых плотность радиоактивных выпадений можно считать одинаковой. Данных, которые позволили бы строго математически, с учетом погрешности измерений и оценки воздействия излучений на биогеоценозы рассчитать, каким именно перепадом плотности радиоактивных выпадений можно пренебречь, пока явно недостаточно. На основании общей информации об ответных реакциях экосистем на воздействие факторов различной природы можно полагать, что допустимо пренебрежение изменением плотности радиоактивных выпадений на границах зоны в 1,5–2 раза [48–50]. Для зонирования территории, подвергшейся загрязнению ^{137}Cs в результате аварии Чернобыльской АЭС, были использованы более широкие пределы: до 15, 15–40 и более 40 Ки/км² (соответственно $5{,}55 \cdot 10^5$; $5{,}55 \cdot 10^5$ – $1{,}48 \cdot 10^6$ и выше $1{,}48 \cdot 10^6$ Бк/м²).

В условиях длительного проживания населения на загрязненной территории особое значение приобретает картирование сельскохозяйственных угодий по плотности радиоактивного загрязнения. Картографической основой для проведения работ по радиологическому картированию могут быть почвенные карты, на которые с помощью крупномасштабной съемки с привязкой к контуру почвенной разновидности наносятся результаты измерений фона γ-излучения и анализа смешанных почвенных образцов. Цель этой работы – определить границы территорий с заданным превышением уровня радиации над естественным радиационным фоном и охарактеризовать интенсивность загрязнения отдельных ее участков. Предварительно должны быть решены следующие вопросы:

с учетом радионуклидного состава загрязнения и биологической опасности радионуклидов определить радионуклид (или радионуклиды), по которому (которым) будет проводиться картирование территории;

оценить величину естественного фона γ- и β-излучения, если для съемки территории предполагается использование полевой дозиметрической аппаратуры;

определить суммарное содержание радионуклидов естественного происхождения в верхнем слое почвы, если будут применены методы радиометрии;

определить глубину залегания радионуклида в почве различных сельскохозяйственных угодий (целинные, пахотные земли) с тем, чтобы проба, отобранная для анализа, характеризовала не менее 80–100 % запаса радионуклида в почве;

разработать методику картирования территории, единую для всех организаций, принимающих участие в этой работе, и определяющую вид и условия измерения мощности дозы излучения в воздухе, методику отбора образцов, их подготовки и измерения, порядок привязки точек измерения и мест отбора проб к карте местности.

На основании собранной информации составляется карта радиоактивного загрязнения с изолиниями, определяющими 2, 4, 8-кратное и более превышение содержания критического радионуклида над естественной фоновой концентрацией. На карту должны быть нанесены населенные пункты, сельскохозяйственные угодья, леса, водоемы и другие участки территории, используемые для хозяйственной деятельности, постоянного или временного нахождения людей. Срок повторного уточнения карты зависит от интенсивности миграции радионуклидов в природной среде и составляет 2–5 лет. При этом повторную съемку можно проводить в меньшем объеме по выборочным измерениям в заранее выбранных реперных точках.

После соответствующей обработки информация, накопленная в результате проведения РМАПК, применяется для выработки рекомендаций и принятия организационных решений по ведению агропромышленного производства на загрязненной территории: использования системы агромелиоративных мероприятий, обеспечивающей получение доброкачественной продуции, применения загрязненной продукции в технических целях, перепрофилирования сельского хозяйства и так далее.

Схема РМАПК в СССР. Как уже отмечалось, целью РМАПК является накопление информации, необходимой для регулирования (контроля) радиоактивного загрязнения. Осуществление радиационного контроля основных компонентов природной среды, с которыми связан переход радионуклидов в продукцию сельского хозяйства, и самой продукции законодательно закреплено за различными министерствами и ведомствами [77]. Общая схема организации этого контроля представлена на рис. 44.

Существующая организационная структура РМАПК предусматривает наличие ряда объектов, контроль радиоактивного загрязнения которых проводится радиологическими службами нескольких ведомств одновременно или на различных стадиях их производства и переработки (объекты смежного контроля). Примером таких объектов является вода, содержание радионуклидов в которой контролируется Министерством воднохозяйственного строительства (основной объект контроля), Государственным комитетом СССР по гидрометеорологии (природная среда), Министерством рыбного хозяйства СССР (среда обитания организмов, имеющих промысловое значение), сетью ветеринарного контроля (составляющая рацион животных), Государственной агрохимической службой (компонент питания растений и носитель химических элементов), Министерством здравоохранения СССР (поступление в организм человека). Примером других объектов смежного надзора могут служить почва (контролируется Государственным комитетом СССР по гидрометеорологии и агрохимслужбой) и рыба (контролируется Министерством рыбного хозяйства СССР и СЭС Министерства здравоохранения СССР). Наличие объектов смежного контроля позволяет обеспечить сопоставление результатов радиохимических, радиометрических и спектрометрических анализов и унифицировать методики их проведения. Целенаправленный РМАПК осуществляется радиологическими службами Государственной комиссии Совета Министров СССР по продовольствию и закупкам, входящим в состав Государственной агрохимической службы и сети ветеринарного контроля. Объектами РМАПК радиологических подразделений агрохимслужбы являются начальные звенья основных пищевых цепочек – почва сельскохозяйственных угодий, вода, используемая для полива и орошения, растения и продукция растительного происхождения.

Общая структура Государственной агрохимической службы, представленная на рис. 45, отражает административно-территориальный принцип ее организации. Основными подразделениями, выполняющими максимальный объем работ, являются радиологические отде-

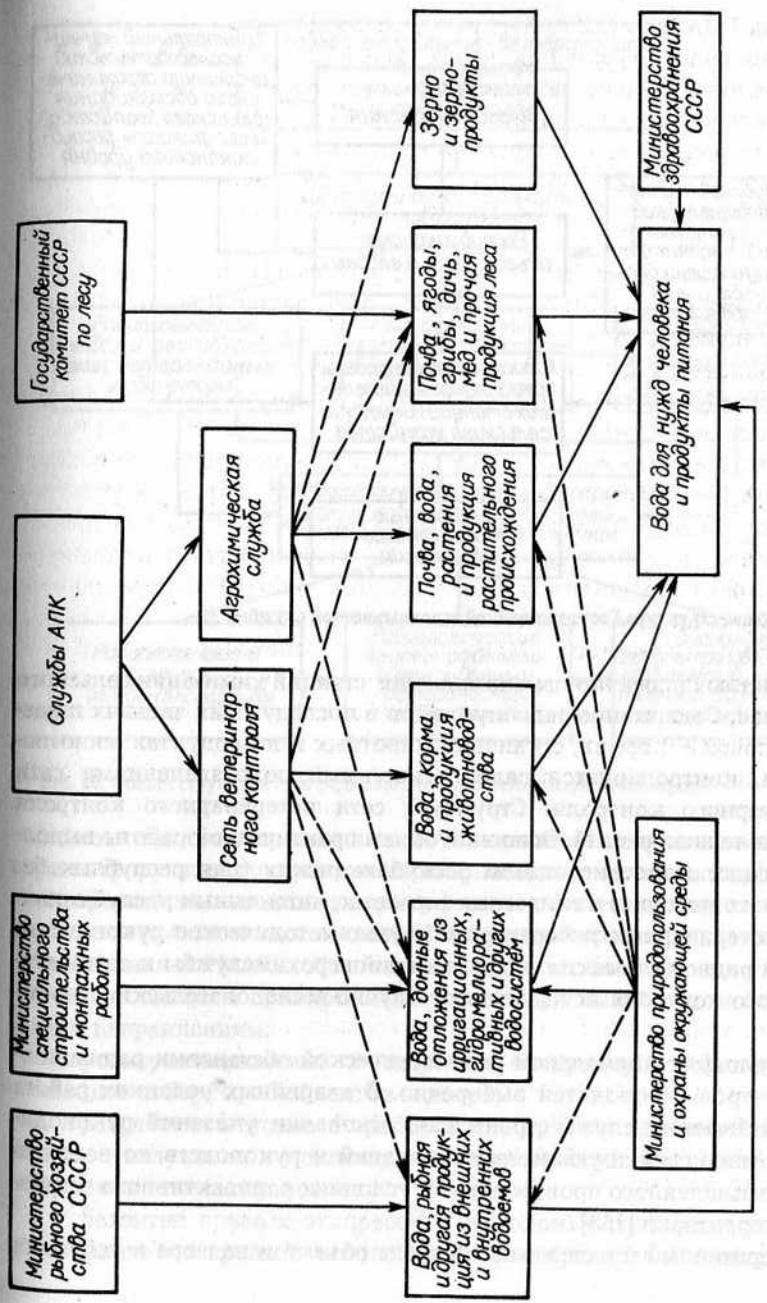


Рис. 44. Общая структура системы радиационного контроля почвы, воды, продукции животного и растительного происхождения

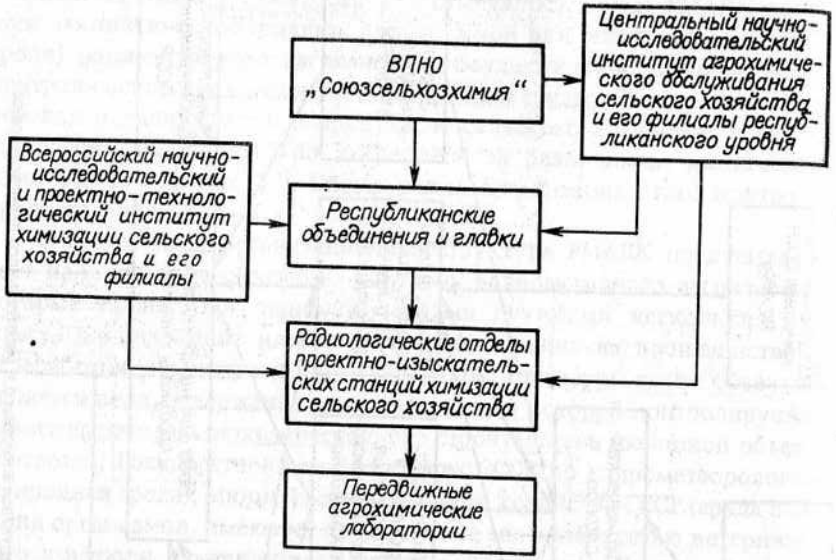


Рис. 45. Общая структура Государственной агрохимической службы

лы областных проектно-изыскательских станций химизации сельского хозяйства. Содержание радионуклидов в последующих звеньях пищевых цепочек – кормах, организме животных и в продуктах животноводства, контролируется радиологическими подразделениями сети ветеринарного контроля. Структура сети ветеринарного контроля представлена на рис. 46. Основной объем практической работы выполняют радиологические отделы республиканских (для республик без областного деления) и областных (краевых, автономных республиканских) ветеринарных лабораторий. Научно-методическое руководство работой радиологических подразделений агрохимслужбы и сети ветеринарного контроля осуществляют научно-исследовательские учреждения.

В условиях нормальной радиологической обстановки радиационный контроль проводится выборочно. В аварийных условиях работа радиологических служб строится на основании указаний руководящих органов, действующих рекомендаций и руководств по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения территории [153].

Оперативный и надежный контроль объектов надзора в условиях

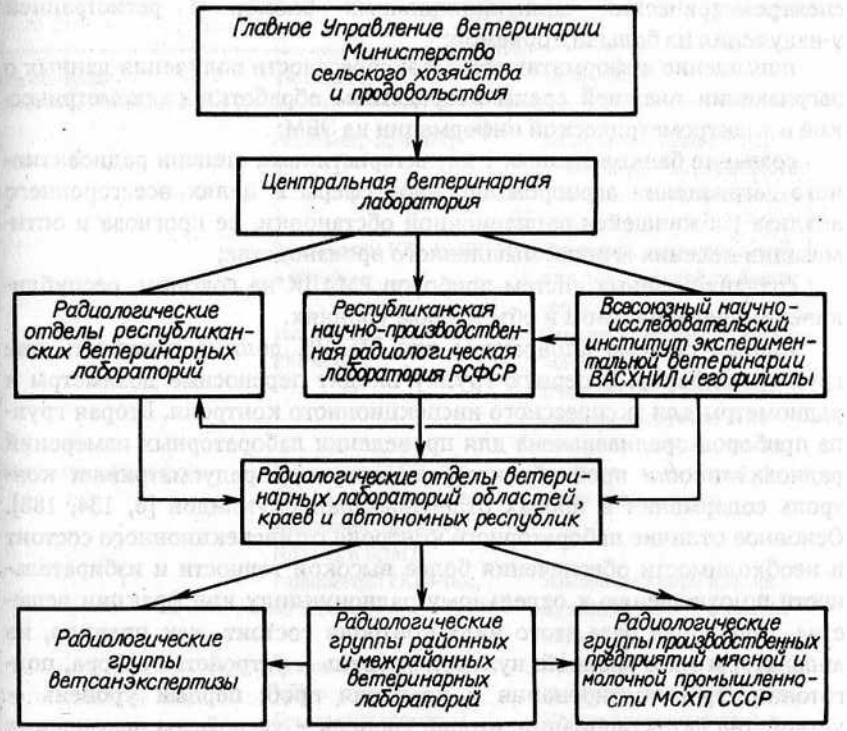


Рис. 46. Общая структура сети радиологического ветеринарного контроля

радиоактивного загрязнения требует применения единых комплексов регистрирующей аппаратуры и измерительных методик, унификации и экспрессности методов контроля в сочетании с максимальной информативностью данных о загрязнении внешней среды. Указанные общие требования к РМАПК обеспечиваются развитием методов и разработкой и созданием приборов контроля окружающей среды по следующим направлениям:

усовершенствование и широкое внедрение унифицированных методов отбора проб объектов надзора;

разработка методов и приборов для прямых измерений мощности дозы γ-излучения и концентрации радионуклидов переносными приборами в полевых условиях;

развитие прямых экспрессных методов инспекционного и лабораторного контроля с использованием твердотельных детекторов и

спектрометрических сцинтилляционных блоков с регистрацией γ-излучения из больших объемов;

повышение информативности и экспрессности получения данных о загрязнении внешней среды посредством обработки радиометрической и спектрометрической информации на ЭВМ;

создание банков данных с характеристиками степени радиоактивного загрязнения агропромышленной сферы в целях всестороннего анализа сложившейся радиационной обстановки, ее прогноза и оптимизации ведения агропромышленного производства;

создание единых систем приборов РМАПК на союзном, республиканском, региональном и объектовом уровнях.

Единая система аппаратуры для РМАПК должна содержать две группы приборов. В первую группу входят переносные дозиметры и радиометры для экспрессного инспекционного контроля. Вторая группа приборов предназначена для проведения лабораторных измерений радиоактивности проб объектов надзора, что предусматривает контроль содержания в пробах отдельных радионуклидов [8, 134, 188]. Основное отличие лабораторного контроля от инспекционного состоит в необходимости обеспечения более высокой точности и избирательности по отношению к отдельному радионуклиду или фракции вещества. Приборная база этого вида контроля состоит, как правило, из аппаратуры трех уровней: нулевой уровень – устройства отбора, подготовки, транспортирования и хранения проб; первый уровень – устройства детектирования; второй уровень – устройства накопления и обработки информации, управления работой блоков детектирования. Назначение и типы приборов, рекомендуемых для оснащения радиологических подразделений служб контроля, приведены в табл. 98.

98. Приборы для оснащения радиологических служб и их назначение

Вид контроля	Тип прибора	Назначение
Инспекционный контроль	Гамма-дозиметр ДП-5Б	Измерение мощности дозы γ-излучения на местности
	Гамма-радиометр СРП-68	Индикаторное измерение мощности дозы γ-излучения на местности и от объектов надзора
	Гамма-дозиметры ДРГЗ-02, ДРГЗ-03, ДРГ-05, ДРГ-01-Т	Точные и арбитражные измерения мощности дозы -излучения

Вид контроля	Тип прибора	Назначение
	Радиометр-дозиметр МКС-01Р	Измерение мощности дозы γ-излучения, загрязненности поверхностей по α- и β-излучениям
	Радиометры КРБ-1, СЗБ-04 и РЗБ-05	Измерение степени загрязнения поверхностей по β-излучению
	Радиометры РКБ4-1ем и РУБ-01П	Измерение объемной и массовой удельной активности по β-излучению воды, почвы, кормов, продуктов питания (например, на рынках)
Лабораторный контроль	Радиометры МКС-01Р, УИМ-2 с блоками детектирования БДЗА2-01, БД32-02 и БДМТ	Контроль α-, β- и γ-загрязненности поверхностей
	Радиометры РКБ4-1ем, КРБП-ЗАБ	Измерение концентрации нуклидов по β- и α-излучениям
	Радиометры РУБ-01П, КРК-1	Измерение концентрации нуклидов по β-излучению
	Гамма-спектрометры АИ-1024-95 с блоком детектирования ДГДК, СЭГ-10 и СЭГ-С-06	Идентификация состава нуклидов и определение их удельной активности в объекте надзора по спектральным линиям γ-излучения
	Альфа-спектрометр СЭА-01 в комплекте с анализатором АИ-1024-95	Определение спектра энергий α-излучения

Приборное оснащение радиологических подразделений производится в зависимости от их места в структуре радиологической службы и функциональных задач. Передвижные агрохимические лаборатории и объектовые ветеринарные лаборатории обычно комплектуются приборами инспекционного контроля, районные и межрайонные ветеринарные лаборатории – приборами инспекционного контроля и радиометрической аппаратурой лабораторного контроля, а радиологические подразделения областного уровня и выше оснащаются приборами всех видов контроля, включая спектрометрическую аппаратуру.

Глава 15. РАДИАЦИОННЫЕ АВАРИИ И АГРОПРОМЫШЛЕННОЕ ПРОИЗВОДСТВО

РАДИАЦИОННЫЕ АВАРИИ И РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ АГРОПРОМЫШЛЕННОЙ СФЕРЫ

Существующий мировой опыт ядерной энергетики свидетельствует о том, что при работе АЭС и других предприятий ЯТЦ в технологически нормальном режиме радиационное воздействие на природную среду существенно ниже естественного фона и уровня глобального загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs. Радиоактивные выбросы и сбросы АЭС и других предприятий ЯТЦ регулируются достаточно жесткими нормативами, в результате чего эти выбросы крайне мало изменяют природный радиационный фон и содержание естественных радионуклидов в объектах природной среды [44, 162, 195]. Выбросы искусственных долгоживущих радионуклидов – ^{90}Sr и ^{137}Cs АЭС и другими предприятиями ЯТЦ при нормальной работе очень незначительны, и эти биологически важные радионуклиды "станционного" происхождения не идентифицируются в почвах, а также в продукции растениеводства и животноводства на фоне глобального загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs после ядерных испытаний (табл. 99 и 100).

Принципиально другая ситуация может сложиться в случае крупной радиационной аварии на АЭС с частичным повреждением активной зоны и выходом газообразных, летучих, а в некоторых ситуациях и тугоплавких радионуклидов за пределы территории АЭС. При такой аварии происходят выброс в окружающую среду большого количества радиоактивных веществ и интенсивное загрязнение природной среды, в том числе сельскохозяйственных угодий, на значительных территориях. Радиоактивное загрязнение сферы сельскохозяйственного производства и агропромышленной продукции относится к числу ведущих факторов, от которых зависят степень радиационной опасности и масштабы мероприятий и соответствующие материальные затраты по ликвидации последствий таких аварий в целом [214]. Это определяется тем, что основные дозовые нагрузки на население, связанные с аварийным выбросом радионуклидов, обусловлены потреблением сельскохозяйственных продуктов, производимых на загрязненных территориях, тогда как роль других путей облучения (прежде всего внешнего за счет загрязнения почвы, жилых помещений и др.) часто, особенно в отдаленные сроки после аварии, является менее важной. Таким образом, выполнение комплекса агротехнических, агрохимических и зооветеринарных мероприятий, направленных на мелиорацию сельскохозяйственных угодий и получение "чистых", отвечающих санитарно-гигиеническим нормам содержания радионуклидов пищевых продуктов, имеет первостепенное значение для обеспечения радиационной безопасности [56, 130, 158, 167]. Одновременно с радиологической значимостью производство "чистой" агропромышленной продукции, особенно в личных подсобных хозяйствах, играет исключительно важную социальную роль для стабилизации инфраструктуры сельского населения и снятия радиофобии.

99. Концентрация радионуклидов в сельскохозяйственных продуктах в районе С.-Петербургской АЭС (1976 – 1985 гг., усредненные данные), Бк/кг [148]

Продукты	^{90}Sr	^{137}Cs
Молоко	0,8 ± 0,3	0,9 ± 0,5
Рожь	0,5 ±0,2	1,2 ± 0,8
Ячмень	0,7 ± 0,3	0,30 ± 0,14
Пшеница	0,50 ±0,14	1,3 ± 1,0
Овес	0,40 ± 0,15	0,6 ± 0,5
Картофель	0,16 ± 0,10	0,5 ± 0,2
Турнепс	0,40 ± 0,13	0,40 ± 0,14
Грибы	1,0 ± 0,7	40 ± 12
Ягоды	2,0 ± 0,6	5,0 ± 1,2

100. Содержание ^{137}Cs в почвах вблизи АЭС, кБк/м² [148]

АЭС	Год обследования	Район АЭС	Контрольный район
С.-Петербургская	1977	2,4 ± 0,1	2,40 ± 0,03
Курская	1978	2,8 ± 0,1	2,70 ± 0,03
Чернобыльская	1979	2,6 ± 0,1	2,64 ± 0,02
Нововоронежская	1980	3,2 ± 0,2	2,61 ± 0,02

Степень радиоактивного загрязнения агропромышленной продукции и дозовые нагрузки на сельскохозяйственные растения и животных при радиационных авариях с выбросом радионуклидов в окружающую среду, а также, в конечном счете, валовой объем работ по ликвидации последствий аварий в АПК зависят от ряда факторов. Наиболее важными среди них являются:

1) общее количество выброшенных в окружающую среду радионуклидов;

2) характер рассеяния этих радионуклидов на местности (т.е. формирующиеся плотности радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий и соответствующие им площади);

3) радионуклидный состав инжектированных в природную среду радионуклидов;

4) биогеохимическая характеристика загрязненной среды (тип почв, особенности растительного покрова, геоморфологические особенности территории и др.);

5) метеорологические и геофизические факторы (количество атмосферных осадков, динамика их выпадений и др.);

6) особенности ведения агропромышленного производства (интенсивность использования земельного фонда, направление сельскохозяйственного производства и др.);

7) сезон, когда произошел выброс радиоактивных веществ в окружающую среду.

В случае гипотетической аварии на реакторе типа ВВЭР-1000, являющемся в настоящее время базовым в ядерной энергетике СССР, выброс биологически значимых, определяющих радиологические последствия радионуклидов может составить более $5{,}6 \cdot 10^{16}$ Бк, включая $1{,}4 \cdot 10^{15}$ Бк ^{131}I и $1{,}1 \cdot 10^{14}$ Бк ^{137}Cs и ^{134}Cs [123]. В результате радиоактивному загрязнению могут подвергнуться сельскохозяйственные угодья и природные экосистемы на значительной территории, что приведет к тяжелым социально-экономическим и радиоэкологическим последствиям, оценить которые можно, исходя из опыта ликвидации имевших место наиболее крупных радиационных аварий (табл. 101). Видно, что разные аварии как по объему выброса и радионуклидному составу, так и по тяжести последствий воздействия этих выбросов и размерам территорий, подвергшихся загрязнению долгоживущими радионуклидами и выведенных из хозяйственного использования, могут существенно различаться.

ПЕРИОДИЗАЦИЯ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ ПОСЛЕ АВАРИИ И ВЕДЕНИЕ АГРОПРОМЫШЛЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА

При радиационной аварии с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду и загрязнением сельскохозяйственных угодий принято выделять несколько периодов в развитии радиационной ситуации, различающихся по мероприятиям, проводимым в сфере агропромышленного производства с целью обеспечения минимального загрязнения продукции и, при необходимости, ограничения дозовых

101. Характеристика выбросов радионуклидов в окружающую среду при крупных ядерных авариях [123, 148, 198]

Место аварии	Суммарный выброс ^{90}Sr	^{131}I	^{137}Cs	Территория, выведенная из хозяйственного использования, км²	Территория, на которой отмечено действие выброса, км²	Примечание
Южный Урал, 1957 г.	$7{,}4 \cdot 10^{16}$	$2{,}0 \cdot 10^{15}$	Отсутствовал	$2{,}7 \cdot 10^{13}$	1000	15 000*	Состав выброшенной смеси радионуклидов: ^{90}Sr + ^{90}Y – 5,4 %, ^{144}Ce + ^{144}Pr – 66 %, ^{95}Zr + ^{95}Nb – 24,9 %, ^{106}Ru + ^{106}Rh – 3,7 %, ^{137}Cs – 0,036 %
Уиндскейл (Великобритания), 1957 г.	–	$7{,}4 \cdot 10^{10}$	$7{,}4 \cdot 10^{14}$	$2{,}2 \cdot 10^{14}$	–	500**	Среди выброшенных радионуклидов присутствовали также ^{89}Sr, ^{132}Te и некоторые другие
АЭС "Три Майл Айленд" (США), 1979 г.	–	–	$7{,}4 \cdot 10^{11}$	–	–	–	Выброс радионуклидов в окружающую среду был очень незначительным

Продолжение

Место аварии	Суммарный выброс	^{90}Sr	^{131}I	^{137}Cs	Территория, выведенная из хозяйственного использования, км²	Территория, на которой отмечено действие выброса, км²	Примечание
Чернобыльская АЭС, 1986 г.	$3,7 \cdot 10^{18}$	$8,1 \cdot 10^{15}$	$(3,7-6,3) \cdot 10^{17}$	$7,4 \cdot 10^{16}$	300	20 000***	Среди других биологически значимых были инжектированы в атмосферу ^{89}Sr, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{134}Cs, ^{141}Ce, ^{144}Ce, ^{239}Pu и некоторые другие радионуклиды
Гипотетическая авария на реакторе типа ВВЭР-1000	$5,6 \cdot 10^{16}$	$8,9 \cdot 10^{10}$	$1,4 \cdot 10^{15}$	$1,1 \cdot 10^{14}$	–	1 000****	

* Исходя из превышения содержания в почве глобального ^{90}Sr выше 0,1 Ки/км² ($3,7 \cdot 10^3$ Бк/м²).

** Исходя из превышения содержания ^{131}I в молоке по нормативу, принятому в Великобритании, $1 \cdot 10^{-7}$ Ки/л ($3,7 \cdot 10^3$ Бк/л).

*** Исходя из превышения плотности выпадения ^{137}Cs 5 Ки/км² ($1,9 \cdot 10^5$ Бк/м²).

**** Исходя из превышения содержания ^{131}I в молоке норматива, принятого в СССР, $1 \cdot 10^{-7}$ Ки/л ($3,7 \cdot 10^3$ Бк/л).

нагрузок на сельскохозяйственных животных. Аналогичную периодизацию проводят в отношении мероприятий по обеспечению радиационной безопасности населения, эта периодизация может иметь некоторые отличия от периодизации для АПК, однако ряд черт у них может быть общим.

При выбросе смеси свежих продуктов ядерного деления при радиационной аварии первый период обычно называют периодом йодной опасности. Основной радиационный фактор, определяющий характер защитных мероприятий, связан с наличием в выпадениях короткоживущих радионуклидов йода, в первую очередь ^{131}I с $T_{1/2}$ = 8,04 сут. Если радиоактивные выпадения происходят в пастбищный сезон, то радионуклиды йода быстро включаются в трофические цепи миграции, в частности интенсивно переходя в молоко при потреблении коровами пастбищной растительности, загрязненной аэральным путем. Период йодной опасности продолжается несколько месяцев. Особенно острыми в радиационном отношении являются первые недели. Через 2 мес после разового выброса ^{131}I его количество уменьшается почти в 250 раз. Главными защитными мероприятиями в агропромышленном производстве в этот период являются перевод животных на стойловое содержание, т.е. исключение выпаса, а для обеспечения радиационной безопасности населения – исключение потребления молока, а также некоторых других продуктов, содержащих ^{131}I. Перевод сельскохозяйственных животных на стойловое содержание ведет также к снижению дозы их облучения от внешнего и внутреннего источников.

Второй период в развитии радиационной обстановки после выброса радионуклидов можно охарактеризовать как период преимущественно внекорневого загрязнения растений и последующего включения задержанных на надземной фитомассе радионуклидов в сельскохозяйственные цепочки миграции. Интенсивность переноса радионуклидов в цепи выпадения – растения – животные достаточно велика, учитывая, что надземные части растений могут обеспечить захват сравнительно большого количества радионуклидов из воздуха. Продолжительность этого периода – первый вегетационный период после радиоактивных выпадений.

Третий период в развитии радиологической ситуации в АПК начинается со второго вегетационного периода после радиоактивных выпадений; основным механизмом вовлечения радионуклидов в сельскохозяйственные цепи миграции становится корневое усвоение радионуклидов из почвы растениями. Продолжительность этого периода

может охватывать десятки лет, если в составе аварийной смеси радиоактивных веществ содержатся такие долгоживущие радионуклиды, как ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{239}Pu и некоторые другие. Корневое поступление радионуклидов из почвы в растения существенно меньше аэрального загрязнения растительной массы благодаря сильной сорбции радиоактивных веществ твердой фазой почвы. Размеры же собственно внекорневого перехода радионуклидов в растения за счет пылевого подъема радиоактивных веществ с почвы и др. значительно меньше аэрального загрязнения растений во второй период развития радиационной обстановки. Вследствие этого радиоактивное загрязнение растениеводческой и животноводческой продукции на этом этапе ликвидации последствий аварии меньше. В течение этого периода снижение накопления долгоживущих радионуклидов в сельскохозяйственной продукции является следствием распада радионуклидов, постепенного уменьшения подвижности радионуклидов в трофических цепочках под воздействием естественных биогеохимических процессов, например вследствие усиления фиксации радионуклидов со временем твердой фазой почв и миграции их за пределы корнеобитаемого слоя почвы и других аналогичных процессов. Снижение вовлечения радионуклидов в сельскохозяйственные цепочки в этот период может явиться также результатом выполнения как обычных, так и специальных мелиоративных работ в сфере агропромышленного производства.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ СФЕРЫ АГРОПРОМЫШЛЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА ПОСЛЕ КРУПНЫХ РАДИАЦИОННЫХ АВАРИЙ

В табл. 101 указаны основные характеристики радиоактивных выбросов в крупнейших радиационных авариях с выбросом радиоактивных веществ (аварии в 1957 г. на Южном Урале, в 1957 г. в Уиндскейле и в 1986 г. на Чернобыльской АЭС). Во всех трех авариях достаточно интенсивному воздействию подвергалась сфера агропромышленного производства.

Авария на Южном Урале. Ядерная авария на Южном Урале в 1957 г. вблизи г. Кыштым относится к числу одной из наиболее тяжелых [69, 141]. В результате аварии образовался радиоактивный след, получивший название Восточно-Уральского. Радионуклидный состав выброса характеризовался преимущественно присутствием $^{144}Ce + ^{144}Pr$ и $^{95}Zr + ^{95}Nb$ (табл. 102). Основная радиологическая опасность аварии связана с наличием в смеси радионуклидов биологически подвижного ^{90}Sr.

102. Радионуклидный состав аварийного выброса на Южном Урале [69, 141]

Радионуклид	Период полураспада	Вид излучения	Вклад в суммарное содержание радионуклидов, %
^{89}Sr	5,05 сут	β, γ	Следы
^{90}Sr (+ ^{90}Y)	64,05 года	β	5,4
^{95}Zr (+ ^{95}Nb)	65 сут	β, γ	24,9
^{106}Ru (+ ^{106}Rh)	368,2 сут	β, γ	3,7
^{137}Cs	30,11 года	β, γ	0,036
^{144}Ce (+ ^{144}Pr)	284,3 сут	β, γ	66
^{147}Pm	2,6 года	β, γ	Следы
^{155}Eu	5 лет	β, γ	То же
^{239}Pu, ^{240}Pu	—	α	»

По структуре радиоактивного загрязнения площади с содержанием $^{90}Sr > 0{,}1$, > 1, > 10 и > 100 км² (соответственно $> 3{,}7 \cdot 10^3$, $> 3{,}7 \cdot 10^4$, $> 3{,}7 \cdot 10^5$ и $> 3{,}7 \cdot 10^6$ Бк/м²) составили соответственно 23 000, 1400, 400 и 280 км² (табл. 103)*. Максимальная плотность радиоактивного загрязнения по оси следа вблизи источника выброса достигала $1{,}5 \cdot 10^5$ Ки/км² ($5{,}6 \cdot 10^9$ Бк/м²) по сумме радионуклидов, или $4 \cdot 10^3$ Ки/км² ($1{,}5 \cdot 10^7$ Бк/м²) по ^{90}Sr. Средняя энергия β-излучения составляла в начальный период существования следа 7,63 МэВ/распад ^{90}Sr, начальная мощность экспозиционной дозы, нормированная по плотности радиоактивного загрязнения территории, достигала 150 мкР/ч на 1 Ки/км² ^{90}Sr ($3{,}7 \cdot 10^4$ Бк/м²). На участках с максимальным загрязнением мощность экспозиционной дозы достигала 0,6 Р/ч. Концентрация суммы радионуклидов, отнесенная к единичной плотности загрязнения, составляла в среднем в траве $1{,}4 \cdot 10^{-5}$, зерне $2{,}2 \cdot 10^{-7}$ и молоке коров $6{,}2 \cdot 10^{-7}$ Ки/кг (л), или соответственно $5{,}2 \cdot 10^5$, $8{,}4 \cdot 10^3$ и $2{,}3 \cdot 10^2$ Бк/кг (л) в расчете на плотность загрязнения ^{90}Sr 1 Ки/км² ($3{,}7 \cdot 10^4$ Бк/м²). В качестве критерия безопасного проживания населения была

* При ликвидации последствий аварии на Южном Урале в нормативной литературе и документах, а также в практической работе, естественно, использовались внесистемные единицы количества радиоактивных веществ (радионуклидов) — кюри. И хотя на момент Чернобыльской аварии была уже введена международная система единиц СИ (SI), где эта величина выражается в беккерелях, в отечественной практике ликвидации и этой аварии, особенно в сельскохозяйственном производстве, сохранилось очень широкое применение единицы кюри. Учитывая это, в данной главе книги для удобства используются одновременно и системная и внесистемная единицы количества активности радионуклидов.

103. Распределение сельскохозяйственных угодий и лесов по содержанию ^{90}Sr, км² [69]

Тип угодий	Содержание ^{90}Sr, Ки/км² (Бк/м²)			
	> 0,1 (> $3{,}7\cdot10^3$)	> 1 (> $3{,}7\cdot10^4$)	> 10 (> $3{,}7\cdot10^5$)	> 100 (> $3{,}7\cdot10^6$)
Лес, кустарник	9200	560	160	120
Целинные территории	4600	280	80	40
Пахотные земли	9200	560	160	120
Всего	23000	1400	400	280

установлена плотность загрязнения 2 Ки/км² по ^{90}Sr ($7{,}4\cdot10^4$ Бк/м²) или 300 мкР/ч по начальной мощности экспозиционной дозы γ-излучения. В течение первого года после аварии предел поступления ^{90}Sr в организм человека был равен $1{,}4\cdot10^{-6}$ Ки/год ($5{,}2\cdot10^4$ Бк/год).

Территория, подвергшаяся радиоактивному загрязнению на Южном Урале, относится к региону достаточно интенсивного сельскохозяйственного использования: 60 % загрязненной площади занимали сельскохозяйственные угодья, в том числе 40 % – пашня. В посевном клине резко преобладали зерновые культуры (зерновое направление растениеводства), а основной сельскохозяйственной культурой являлась пшеница. Направление всего сельскохозяйственного производства на этой территории – животноводческо-зерновое. Население на приусадебных участках выращивало овощи и картофель. Целинные участки земель использовались населением как сенокосные, а чаще – под выпас животных.

Авария произошла в конце сентября 1957 г., когда выпас скота практически заканчивался (хотя скот еще не был переведен на стойловое содержание, в этот период стояла теплая солнечная погода), а уборка всех сельскохозяйственных культур была в основном завершена, что, несомненно, сыграло положительную роль в ограничении уровней загрязнения продукции растениеводства, произведенной в первый аварийный год (осенью). Однако концентрации радионуклидов в пастбищной растительности, а также в различных сельскохозяйственных культурах, пищевых продуктах, фураже и питьевой воде были весьма высокими. Так, на удалении 12,5–18 км от места аварии концентрации смеси радионуклидов в травянистой растительности через несколько суток после выброса достигали 9,3–9,7 Ки/кг $(3{,}4–3{,}6)\cdot10^{11}$ Бк/кг (табл. 104). Через 20 сут эти концентрации радионуклидов в сене составляли $(6{,}2–7{,}0)\cdot10^{-4}$ Ки/кг $(2{,}3–2{,}6)\cdot10^7$ Бк/кг

104. Содержание смеси радионуклидов в почве (Ки/км², Бк/м²) и травянистой растительности через несколько суток после аварии (Ки/кг, Бк/кг) [69]

Объект исследования	Расстояние от места выброса, км						
	12,5	18	23	35	55	75	
Почва	$3{,}0\cdot10^4$ ($1{,}11\cdot10^9$)	$2{,}5\cdot10^4$ ($9{,}25\cdot10^9$)	$2\cdot10^4$ ($3{,}7\cdot10^8$)	$4{,}5\cdot10^3$ ($1{,}67\cdot10^8$)	$1\cdot10^3$ ($3{,}7\cdot10^7$)	$1{,}5\cdot10^2$ ($5{,}55\cdot10^6$)	
Трава	9,7 ($3{,}58\cdot10^{11}$)	9,3 ($3{,}44\cdot10^{11}$)	2,6 ($9{,}62\cdot10^{10}$)	0,7 ($2{,}59\cdot10^{10}$)	0,16 ($6{,}29\cdot10^9$)	0,27 ($9{,}99\cdot10^9$)	

Примечание. Фоновая концентрация радионуклидов в почве и растениях до аварии $2\cdot10^{-8}$ ... $1\cdot10^{-7}$ Ки/кг ($7{,}4\cdot10^2$ – $3{,}7\cdot10^3$ Бк/кг).

105. Концентрации радионуклидов в пищевых продуктах, урожае сельскохозяйственных растений питьевой воде в населенных пунктах на радиоактивном следе на 20-е сутки после аварии [69]

Населенный пункт	Зерно	Картофель	Трава	Сено	Молоко	Мясо	Кости сельскохозяйственных животных	Вода	Хлеб домашний	
1	$1{,}9\cdot10^{-5}$ ($7{,}0\cdot10^5$)	$4{,}5\cdot10^{-6}$ ($1{,}7\cdot10^5$)	$9{,}7\cdot10^{-6}$ ($3{,}6\cdot10^4$)	$7{,}0\cdot10^{-4}$ ($2{,}6\cdot10^7$)	$2{,}6\cdot10^{-6}$ ($9{,}6\cdot10^4$)	$1{,}6\cdot10^{-6}$ ($5{,}9\cdot10^4$)	$2{,}5\cdot10^{-6}$ ($9{,}3\cdot10^4$)	$1{,}44\cdot10^{-6}$ ($5{,}3\cdot10^4$)	$7{,}0\cdot10^{-5}$ ($2{,}6\cdot10^6$)	
2	$8{,}0\cdot10^{-5}$ ($3{,}0\cdot10^6$)	$3{,}0\cdot10^{-7}$ ($1{,}1\cdot10^4$)	$9{,}3\cdot10^{-6}$ ($3{,}4\cdot10^4$)	$6{,}2\cdot10^{-4}$ ($2{,}3\cdot10^7$)	$2{,}2\cdot10^{-6}$ ($8{,}1\cdot10^4$)	–	–	$2{,}8\cdot10^{-6}$ ($1{,}0\cdot10^5$)	$6{,}0\cdot10^{-5}$ ($2{,}2\cdot10^6$)	

Продолжение

Населенный пункт	Зерно	Картофель	Трава	Сено	Молоко	Мясо	Кости сельскохозяйственных животных	Вода	Хлеб домашний
3	$1{,}2\cdot10^{-4}$	$2{,}0\cdot10^{-7}$	$2{,}6\cdot10^{-6}$	$1{,}2\cdot10^{-4}$	$1{,}4\cdot10^{-6}$	$1{,}7\cdot10^{-7}$	$2{,}0\cdot10^{-6}$	$2{,}8\cdot10^{-6}$	$5{,}0\cdot10^{-5}$
	($4{,}4\cdot10^{6}$)	($7{,}4\cdot10^{3}$)	($9{,}6\cdot10^{4}$)	($4{,}4\cdot10^{6}$)	($5{,}2\cdot10^{4}$)	($6{,}3\cdot10^{3}$)	($7{,}4\cdot10^{4}$)	($1{,}0\cdot10^{5}$)	($1{,}9\cdot10^{6}$)
4	$3{,}0\cdot10^{-6}$	–	$7{,}6\cdot10^{-6}$	$2{,}7\cdot10^{-4}$	$6{,}4\cdot10^{-7}$	$1{,}6\cdot10^{-7}$	$3{,}7\cdot10^{-5}$	$1{,}5\cdot10^{-7}$	$2{,}8\cdot10^{-6}$
	($1{,}1\cdot10^{5}$)		($2{,}8\cdot10^{5}$)	($1{,}0\cdot10^{7}$)	($2{,}4\cdot10^{4}$)	($5{,}9\cdot10^{3}$)	($1{,}4\cdot10^{6}$)	($5{,}6\cdot10^{3}$)	($1{,}0\cdot10^{5}$)
5	$1{,}5\cdot10^{-6}$	–	$1{,}6\cdot10^{-6}$	–	$1{,}4\cdot10^{-7}$	$3{,}0\cdot10^{-8}$	$2{,}8\cdot10^{-7}$	$4{,}0\cdot10^{-10}$	–
	($5{,}6\cdot10^{4}$)		($5{,}9\cdot10^{4}$)		($5{,}2\cdot10^{3}$)	($1{,}1\cdot10^{3}$)	($1{,}0\cdot10^{4}$)	(15)	
6	$1{,}2\cdot10^{-6}$	–	$2{,}7\cdot10^{-6}$	$3{,}1\cdot10^{-6}$	$1{,}2\cdot10^{-7}$	–	–	$3{,}0\cdot10^{-10}$	–
	($4{,}4\cdot10^{4}$)		($1{,}0\cdot10^{5}$)	($1{,}1\cdot10^{5}$)	($4{,}4\cdot10^{3}$)			(11)	
7	$8{,}0\cdot10^{-7}$	–	$2{,}0\cdot10^{-5}$	$7{,}0\cdot10^{-7}$	$1{,}0\cdot10^{-8}$	$6{,}0\cdot10^{-8}$	$4{,}0\cdot10^{-8}$	$1{,}0\cdot10^{-10}$	–
	($3{,}0\cdot10^{4}$)		($7{,}4\cdot10^{5}$)	($2{,}6\cdot10^{4}$)	($3{,}7\cdot10^{2}$)	($2{,}2\cdot10^{3}$)	($1{,}5\cdot10^{3}$)	(3,7)	

Примечание. Плотности загрязнения на 20-е сутки после аварии в пунктах 1, 2, 3, 4, 5 и 7 были равны соответственно $3\cdot10^{4}$, $3\cdot10^{4}$, $2{,}5\cdot10^{4}$, $4{,}5\cdot10^{3}$, $1\cdot10^{3}$ и $8\cdot10^{1}$ Ки/км² ($1{,}11\cdot10^{9}$, $1{,}11\cdot10^{9}$, $9{,}25\cdot10^{8}$, $1{,}67\cdot10^{8}$, $3{,}70\cdot10^{7}$ и $2{,}96\cdot10^{6}$ Бк/м²). Концентрации радионуклидов приведены в Ки/кг (в скобках – в Бк/кг).

(табл. 105). С первого по восьмой месяцы после аварии в радионуклидном составе продукции растениеводства и воде преобладали радионуклиды редких земель, а в молоке – ^{90}Sr (табл. 106).

В момент прохождения радиоактивного облака и в последующие дни сельскохозяйственные животные находились на пастбищах, что обусловило загрязнение их внешних покровов и шерсти и интенсивное поступление радионуклидов с травой в организм. В ряде близлежащих к месту выброса населенных пунктов в первые сутки в организм коров могло поступить до 1–5 Ки ($3{,}7\cdot10^{10}$ – $1{,}9\cdot10^{11}$ Бк) радионуклидов, а концентрации β-излучающих нуклидов в разных органах и тканях сельскохозяйственных животных достигали $3\cdot10^{-5}$ Ки/кг ($1{,}1\cdot10^{6}$ Бк/кг) (табл. 107). При этом содержании радионуклидов через 9–12 сут после сформирования следа началась гибель сельскохозяйственных животных при явлениях, свойственных острой лучевой болезни: повышенная кровоточивость слизистых оболочек, кровавый понос, лейкопения. Указанные формы лучевого поражения сельскохозяйственных животных развивались при плотности загрязнения территории $(2–3)\cdot10^{4}$ Ки/км² ($7{,}4\cdot10^{8}$ – $1{,}1\cdot10^{9}$ Бк/м²), мощностях дозы γ-излучения 170–400 мкР/с и поглощенной дозе γ-излучения за 12 сут 1,35–2,9 Гр (табл. 108).

106. Радионуклидный состав сельскохозяйственных продуктов, сена и воды в период с первого по восьмой месяцы после аварии, % [69]

Объект исследования	^{90}Sr + ^{90}Y	^{137}Cs	Сумма редких земель
Зерно	16,4	5,1	64
Сено	16,5	5,1	63
Молоко	70	–	–
Овощи, картофель	16	6	64
Вода	28	–	72

Поглощенные дозы в различных отделах ЖКТ достигали примерно 20–50 Гр (табл. 109), причем максимальные величины отмечались в толстом отделе кишечника, где они были в 15–25 раз больше, чем в скелете (табл. 110).

При плотности загрязнения менее $4{,}5\cdot10^{3}$ Ки/км² ($1{,}67\cdot10^{8}$ Бк/м²), когда концентрация β-излучающих нуклидов в траве $7{,}6\cdot10^{-4}$ Ки/кг ($2{,}8\cdot10^{7}$ Бк/кг), мощность дозы γ-излучения 25 мкР/с, поглощенная доза γ-излучения 0,13 Гр, поглощенная доза в прямой кишке менее 4,15 Гр, а в скелете – 0,15 Гр, гибели сельскохозяйственных животных

107. Концентрации смеси радионуклидов в органах и тканях сельскохозяйственных животных и птицы из населенного пункта 1 [69]

Показатель и объект исследования	Корова	Плод коровы	Коза	Овца	Гуси	Куры
Масса, кг	300	30	30	30	3,2	1,2
Количество животных	1	1	1	1	3	3
Мышцы	$5{,}2\cdot10^{-7}$ ($1{,}9\cdot10^{4}$)	$5{,}4\cdot10^{-7}$ ($2{,}0\cdot10^{4}$)	$6{,}6\cdot10^{-7}$ ($2{,}4\cdot10^{4}$)	$1{,}58\cdot10^{-6}$ ($5{,}8\cdot10^{4}$)	$3{,}0\cdot10^{-8}$ ($1{,}1\cdot10^{3}$)	$8{,}0\cdot10^{-8}$ ($3{,}0\cdot10^{3}$)
Легкие	–	$3{,}8\cdot10^{-7}$ ($1{,}4\cdot10^{4}$)	$6{,}6\cdot10^{-6}$ ($2{,}4\cdot10^{5}$)	$1{,}5\cdot10^{-6}$ ($5{,}6\cdot10^{4}$)	$2{,}8\cdot10^{-7}$ ($1{,}0\cdot10^{4}$)	$5{,}5\cdot10^{-7}$ ($2{,}0\cdot10^{4}$)
Печень	$4{,}1\cdot10^{-6}$ ($1{,}5\cdot10^{5}$)	$1{,}0\cdot10^{-6}$ ($3{,}7\cdot10^{4}$)	$2{,}65\cdot10^{-6}$ ($9{,}8\cdot10^{4}$)	$4{,}71\cdot10^{-6}$ ($1{,}7\cdot10^{5}$)	$9{,}0\cdot10^{-8}$ ($3{,}3\cdot10^{3}$)	$7{,}5\cdot10^{-7}$ ($2{,}8\cdot10^{4}$)
Почки	–	$1{,}06\cdot10^{-6}$ ($3{,}9\cdot10^{4}$)	$6{,}34\cdot10^{-6}$ ($2{,}3\cdot10^{5}$)	$1{,}38\cdot10^{-5}$ ($5{,}1\cdot10^{5}$)	$8{,}0\cdot10^{-8}$ ($5{,}6\cdot10^{3}$)	$1{,}0\cdot10^{-6}$ ($3{,}7\cdot10^{4}$)
Скелет	$1{,}0\cdot10^{-5}$ ($3{,}7\cdot10^{5}$)	$3{,}12\cdot10^{-5}$ ($1{,}2\cdot10^{6}$)	$3{,}05\cdot10^{-5}$ ($1{,}1\cdot10^{6}$)	$5{,}1\cdot10^{-6}$ ($1{,}9\cdot10^{5}$)	$1{,}6\cdot10^{-6}$ ($5{,}9\cdot10^{4}$)	$6{,}3\cdot10^{-6}$ ($2{,}3\cdot10^{5}$)
Толстый отдел кишечника	$5{,}34\cdot10^{-6}$ ($2{,}0\cdot10^{5}$)	$5{,}8\cdot10^{-7}$ ($2{,}1\cdot10^{4}$)	$1{,}1\cdot10^{-5}$ ($4{,}1\cdot10^{5}$)	$5{,}0\cdot10^{-6}$ ($1{,}9\cdot10^{5}$)	$9{,}0\cdot10^{-8}$ ($3{,}3\cdot10^{3}$)	–
Шерсть, перья	–	–	$4{,}1\cdot10^{-3}$ ($1{,}5\cdot10^{8}$)	$1{,}24\cdot10^{-3}$ ($4{,}6\cdot10^{7}$)	$4{,}5\cdot10^{-5}$ ($1{,}7\cdot10^{6}$)	$3{,}35\cdot10^{-4}$ ($1{,}2\cdot10^{7}$)

Примечание. Плотность загрязнения на 20-е сутки после аварии $3\cdot10^{4}$ Ки/км^2 ($1{,}11\cdot10^{9}$ Бк/м^2). Концентрации радионуклидов приведены в Ки/кг (в скобках – в Бк/кг).

108. Содержание радионуклидов в траве и мощность дозы γ-излучения на высоте 1 м над поверхностью почвы в пунктах, где на 9—12-е сутки зарегистрирована гибель сельскохозяйственных животных при их выпасном содержании [69]

Населенный пункт	Концентрация в траве β-излучающих нуклидов, Ки/кг (Бк/кг)	Мощность дозы γ-излучения, мкР/с	Доза γ-излучения за 12 сут, Гр
1	$9{,}75\cdot10^{-3}$ ($3{,}6\cdot10^{8}$)	400	2,9
2	$9{,}3\cdot10^{-3}$ ($3{,}4\cdot10^{8}$)	300	2,0
3	$7{,}60\cdot10^{-4}$ ($2{,}8\cdot10^{7}$)	170	1,35

Примечание. Плотности радиоактивного загрязнения в перечисленных пунктах указаны в табл. 105.

109. Поглощенные дозы за 12 сут в различных отделах ЖКТ овец и коров из населенных пунктов 1, 2 и 3, Гр [69]

Отдел ЖКТ	Овцы			Коровы		
	Населенный пункт			Населенный пункт		
	1	2	3	1	2	3
Рубец	9,10	8,97	2,50	9,30	8,90	2,45
Сетка	7,45	7,12	2,00	6,15	5,90	1,61
Книжка	10,60	10,00	2,52	15,80	15,20	4,20
Сычуг	4,50	4,27	1,19	3,80	3,65	1,00
12-перстная кишка	3,75	3,56	1,00	2,23	2,23	0,61
Тощая кишка	4,92	4,70	1,31	2,60	2,50	0,69
Подвздошная кишка	7,60	7,25	2,03	5,60	5,35	1,47
Большая ободочная кишка	29,80	28,50	7,96	14,00	13,40	3,70
Малая ободочная кишка	34,30	32,70	9,15	17,20	16,50	4,55
Прямая кишка	54,40	52,00	14,50	22,50	21,90	6,00

Примечание. Плотности радиоактивного загрязнения в перечисленных пунктах указаны в табл. 105.

не отмечалось в течение 6 мес. В этот период у них наблюдались преходящие изменения в кроветворной системе. После вывода животных из загрязненной зоны все показатели их жизнедеятельности нормали-

110. Мощности дозы и поглощенные дозы в скелете овец и коров за 12 сут хронического поступления ^{89}Sr и ^{90}Sr с травой [69]

Населенный пункт	Овцы		Коровы	
	Мощность дозы, Гр/сут	Поглощенная доза, Гр	Мощность дозы, Гр/сут	Поглощенная доза, Гр
1	0,323	1,93	0,31	1,85
2	0,314	1,88	0,30	1,80
3	0,0875	0,525	0,08	0,48

Примечание. Плотности радиоактивного загрязнения в перечисленных пунктах указаны в табл. 105.

зовались. В последующие годы эти животные по всем показателям, включая и воспроизводство, не отличались от контрольных. В период пребывания в зоне загрязнения концентрации радионуклидов в большинстве внутренних органов (мышцы, почки, легкие) к 120-м суткам относительно 11-х суток уменьшились в 3–4 раза, тогда как концентрация радионуклидов в скелете возросла (табл. 111).

С течением времени после аварии росла значимость потребления загрязненных сельскохозяйственных продуктов как источника облучения населения. Если в первые 180 сут после аварии доза внешнего γ-излучения в 2 раза превышала дозу на ЖКТ от внутреннего облучения, то к 270-м суткам эти величины сравнялись. Постепенно увеличивалась и становилась все более значимой доза облучения костной ткани ^{90}Sr, поступившим с пищевыми продуктами. К 12-му году после аварии дозы облучения на ЖКТ и костный мозг практически сравнялись (рис. 47 и 48).

Основным источником поступления радионуклидов в организм человека в первый период после аварии является хлеб, выпеченный из зерна, находившегося в личном хозяйстве (табл. 112). Основными продуктами, с которыми поступал ^{90}Sr, были хлеб и молоко. В более поздние сроки после аварии, когда главной трофической цепочкой стала система почва – растение, основными источниками ^{90}Sr были для человека молоко, хлеб и вода (табл. 113). Через 8 лет после аварии с молоком переходило в организм человека 50 % ^{90}Sr от его содержания в рационе (на долю овощей приходилось 15 %, картофеля 12, яиц 8, мяса 7 и хлеба 4 %). Коэффициент пропорциональности для звена

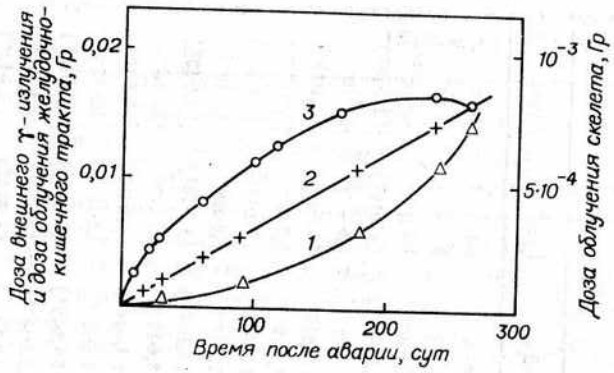


Рис. 47. Дозовые нагрузки на скелет (*1*), ЖКТ (*2*) и дозы внешнего γ-излучения на открытой местности (*3*) при нормированной плотности радиоактивного загрязнения, равной 1 Ки/км² ($3{,}7 \cdot 10^4$ Бк/м²) по ^{90}Sr, в первые 30 сут после аварии [69]

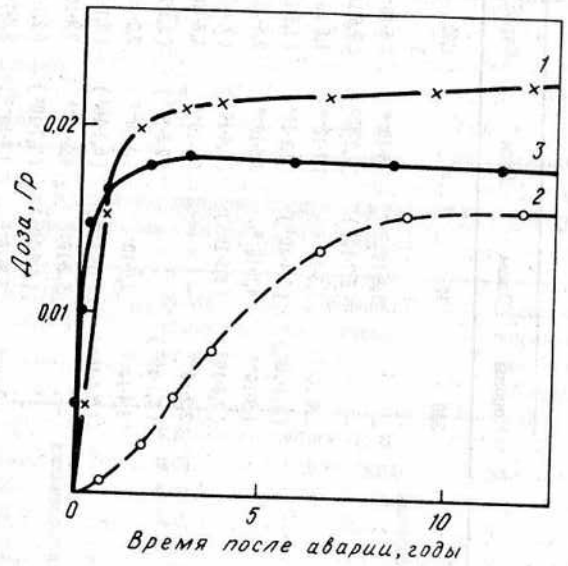


Рис. 48. Дозовые нагрузки на ЖКТ (*1*), скелет (*2*) и дозы внешнего γ-излучения на открытой местности (*3*) при нормированной плотности загрязнения, равной 1 Ки/км² ($3{,}7 \cdot 10^4$ Бк/м²) по ^{90}Sr, в течение 12 лет после аварии [69]

111. Концентрации смеси радионуклидов в органах и тканях различных сельскохозяйственных животных в населенном пункте 4 [69]

Показатель и объект исследования	Сроки исследования, сутки									
	11-е				120-е					
	Коровы	Овцы	Гуси	Куры	Коровы	Овцы	Гуси	Куры		
Масса, кг	300	30	4	1,22	380	48	5,1	1,4		
Количество животных	1	1	3	3	1	1	2	5		
Мышцы	–	$1{,}8\cdot10^{-7}$	$3{,}3\cdot10^{-8}$	$2{,}6\cdot10^{-8}$	$9{,}0\cdot10^{-9}$	$5{,}2\cdot10^{-8}$	$1{,}2\cdot10^{-8}$	$6{,}0\cdot10^{-9}$		
	–	($6{,}7\cdot10^{3}$)	($1{,}2\cdot10^{3}$)	($9{,}6\cdot10^{2}$)	($3{,}3\cdot10^{2}$)	($1{,}9\cdot10^{3}$)	($4{,}4\cdot10^{2}$)	($2{,}2\cdot10^{2}$)		
Легкие	$3{,}9\cdot10^{-7}$	$9{,}3\cdot10^{-7}$	$1{,}1\cdot10^{-6}$	$1{,}6\cdot10^{-7}$	$2{,}2\cdot10^{-7}$	$1{,}4\cdot10^{-7}$	$5{,}0\cdot10^{-7}$	$5{,}7\cdot10^{-8}$		
	($1{,}4\cdot10^{4}$)	($3{,}4\cdot10^{4}$)	($4{,}1\cdot10^{4}$)	($5{,}9\cdot10^{3}$)	($8{,}1\cdot10^{3}$)	($5{,}2\cdot10^{3}$)	($1{,}9\cdot10^{4}$)	($2{,}1\cdot10^{3}$)		
Печень	$1{,}9\cdot10^{-7}$	$4{,}0\cdot10^{-8}$	$3{,}8\cdot10^{-8}$	$2{,}5\cdot10^{-8}$	$6{,}5\cdot10^{-7}$	$1{,}5\cdot10^{-7}$	$8{,}3\cdot10^{-7}$	$7{,}0\cdot10^{-9}$		
	($7{,}0\cdot10^{3}$)	($1{,}5\cdot10^{3}$)	($1{,}4\cdot10^{3}$)	($9{,}3\cdot10^{2}$)	($2{,}4\cdot10^{4}$)	($5{,}6\cdot10^{3}$)	($3{,}1\cdot10^{4}$)	($2{,}6\cdot10^{2}$)		
Почки	$2{,}2\cdot10^{-7}$	–	$5{,}3\cdot10^{-8}$	$5{,}8\cdot10^{-8}$	$7{,}9\cdot10^{-8}$	$1{,}1\cdot10^{-7}$	$3{,}0\cdot10^{-8}$	$7{,}0\cdot10^{-9}$		
	($8{,}1\cdot10^{3}$)		($2{,}8\cdot10^{3}$)	($2{,}1\cdot10^{3}$)	($2{,}9\cdot10^{3}$)	($4{,}1\cdot10^{3}$)	($1{,}1\cdot10^{3}$)	($2{,}6\cdot10^{2}$)		
Скелет	$3{,}4\cdot10^{-7}$	$2{,}0\cdot10^{-6}$	$1{,}1\cdot10^{-6}$	$2{,}2\cdot10^{-6}$	$1{,}7\cdot10^{-6}$	$8{,}4\cdot10^{-6}$	$6{,}6\cdot10^{-6}$	$2{,}3\cdot10^{-6}$		
	($2{,}4\cdot10^{4}$)	($7{,}4\cdot10^{4}$)	($4{,}1\cdot10^{4}$)	($8{,}1\cdot10^{4}$)	($6{,}3\cdot10^{4}$)	($3{,}1\cdot10^{5}$)	($2{,}4\cdot10^{5}$)	($8{,}5\cdot10^{4}$)		
Толстый отдел кишечника	–	$5{,}2\cdot10^{-7}$	$4{,}5\cdot10^{-6}$	$7{,}4\cdot10^{-7}$	$9{,}0\cdot10^{-9}$	$1{,}6\cdot10^{-6}$	$5{,}1\cdot10^{-7}$	$1{,}5\cdot10^{-7}$		
		($1{,}9\cdot10^{4}$)	($1{,}7\cdot10^{5}$)	($2{,}7\cdot10^{4}$)	($3{,}3\cdot10^{2}$)	($5{,}9\cdot10^{4}$)	($1{,}9\cdot10^{4}$)	($5{,}6\cdot10^{3}$)		
Шерсть, перо	$1{,}7\cdot10^{-4}$	$5{,}8\cdot10^{-5}$	$4{,}8\cdot10^{-5}$	$6{,}0\cdot10^{-5}$	–	$2{,}5\cdot10^{-4}$	$1{,}4\cdot10^{-5}$	$2{,}3\cdot10^{-6}$		
	($6{,}3\cdot10^{6}$)	($2{,}1\cdot10^{6}$)	($1{,}8\cdot10^{6}$)	($2{,}2\cdot10^{5}$)		($9{,}3\cdot10^{6}$)	($5{,}2\cdot10^{5}$)	($8{,}5\cdot10^{4}$)		

Примечание. Плотность загрязнения территории на 20-е сутки после аварии $4{,}5\cdot10^{3}$ Ки/км² ($1{,}67\cdot10^{8}$ Бк/м²). Концентрации радионуклидов указаны в Ки/кг (в скобках – в Бк/кг).

почва – рацион был равен $1{,}4\cdot10^{-10}$ Ки/рацион (5,2 Бк/рацион) при плотности загрязнения ^{90}Sr 1 Ки/км² ($3{,}7\cdot10^{4}$ Бк/м²).

Через 30 лет после аварии суточное поступление ^{90}Sr в организм населения с пищевым рационом снизилось в 1300 раз по сравнению с начальным периодом после выброса радиоактивных веществ и в 200 раз относительно 1958 г. Это вызвано более быстрым по сравнению со скоростью радиоактивного распада уменьшением концентрации ^{90}Sr в молоке и в других сельскохозяйственных продуктах (до 110 раз за 30 лет) под действием физико-химических процессов трансформации этого радионуклида в почвах и других природных процессов. Предел

112. Рацион и относительный вклад отдельных продуктов в суммарное содержание ^{90}Sr в нем [69]

Продукт	Масс, кг/сут	Содержание ^{90}Sr в продукте по отношению ко всему рациону, %
Хлеб	0,65	70
Молоко	0,45	20
Картофель	0,5	3
Вода	1,5	7
Рацион	3,1	100

113. Содержание ^{90}Sr в отдельных пищевых продуктах и рационе при плотности загрязнения почвы этим радионуклидом 1 Ки/км² ($3{,}7\cdot10^{4}$ Бк/м²) [69]

Продукт	КП, (Бк/кг)/(Бк/м²)·10^{-6}	Масса продукта, кг/сут	Суточный вклад с продуктом, Ки (Бк)	Содержание ^{90}Sr в продукте по отношению ко всему рациону, %
Хлеб	75	0,65	$4{,}9\cdot10^{-11}$ (1,81)	22
Молоко	180	0,45	$8{,}1\cdot10^{-11}$ (3,00)	36
Мясо	45	0,08	$4\cdot10^{-12}$ (0,15)	2
Картофель	26	0,35	$9\cdot10^{-12}$ (0,33)	4
Огурцы	130	0,05	$6\cdot10^{-12}$ (0,22)	3
Капуста	240	0,05	$1{,}2\cdot10^{-11}$ (0,44)	5
Лук	400	0,01	$4\cdot10^{-12}$ (0,15)	2
Вода (из открытого водоема)	40	1,5	$6\cdot10^{-11}$ (2,22)	26
Рацион	–	3,14	$2{,}25\cdot10^{-10}$ (8,32)	100

годового поступления ^{90}Sr для ограниченной группы населения ($3{,}2 \cdot 10^{-7}$ Ки/год, $1{,}2 \cdot 10^{4}$ Бк/год) превышался при проживании на территории с плотностью загрязнения ^{90}Sr 1 Ки/км^2 ($3{,}7 \cdot 10^{4}$ Бк/м^2) на протяжении первых 4 лет после аварии.

В 1989–1990 гг. годовое поступление ^{90}Sr в организм населения, проживающего на территории с плотностью загрязнения ^{90}Sr 1 Ки/км^2 ($3{,}7 \cdot 10^{4}$ Бк/м^2), составляло в среднем 3 % от предела допустимого поступления. За 30 лет проживания на территории с плотностью загрязнения 1 Ки ^{90}Sr/км^2 ($3{,}7 \cdot 10^{4}$ Бк/м^2) эффективная эквивалентная доза составила 0,012 Зв (эквивалентные дозы на красный костный мозг и кость равны соответственно примерно 0,025 и 0,08 Зв).

В 1957–1959 гг. из употребления было изъято около 10 тыс. т различной сельскохозяйственной продукции. Площадь 6200 га подвергалась дезактивации, которая в основном проводилась с помощью глубокой вспашки: верхний радионуклидсодержащий слой заглублялся на 0,5 м. В 1958–1959 гг. в головной части следа была проведена обычная вспашка на площади 20 тыс. га. В 1958 г. из сельскохозяйственного использования было выведено 59 тыс. га в Челябинской области и 47 тыс. га – в Свердловской области. В 1961 г. все земли в Свердловской области уже использовались, а в Челябинской области к 1990 г. площадь возвращенных в использование земель составила 40 тыс. га.

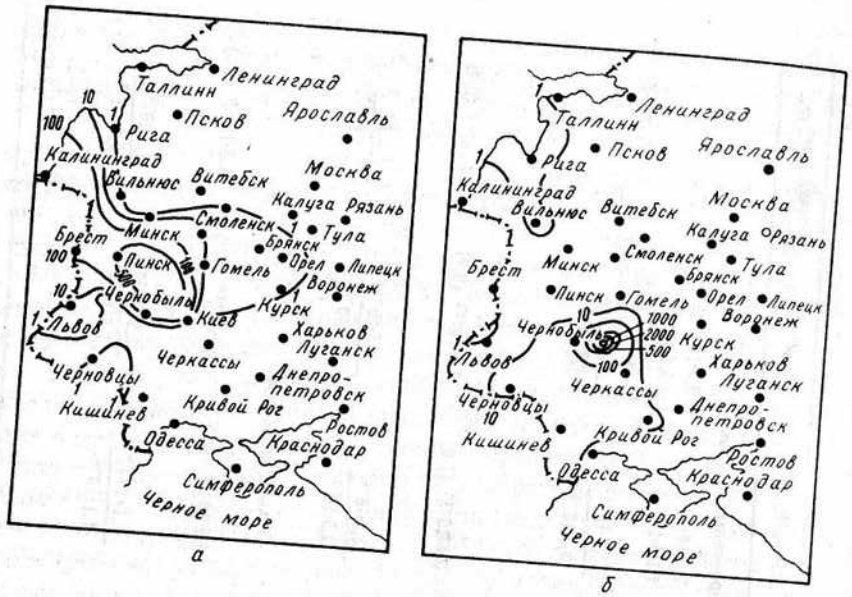
В результате проведения комплекса мелиоративных мероприятий в продукции специализированных хозяйств концентрации ^{90}Sr в мясе и молоке были соответственно ниже в 2–7 и 3–4 раза в сравнении с "неупорядоченным" сельским хозяйством. Эффективность этих мероприятий была ниже в личных подсобных хозяйствах, где основу кормового рациона скота составляли естественные травы (сено), характеризующиеся более высоким содержанием ^{90}Sr, чем корма, получаемые на пахотных почвах (табл. 114).

Авария на Чернобыльской АЭС. Эта авария произошла 26 апреля 1986 г. Она является самой крупной в истории мировой ядерной энергетики. Авария произошла на четвертом блоке ЧАЭС с разрушением активной зоны реакторной установки и части здания, где она располагалась. Произошло это перед остановкой блока на плановый ремонт при проведении испытаний режимов работы одного из турбогенераторов. Мощность реакторной установки внезапно резко возросла, что привело к ее разрушению и выбросу части накопившихся в активной зоне радионуклидов в атмосферу.

Образовавшееся в момент аварии облако сформировало след на местности в западном и северном направлениях в соответствии с

114. Концентрация ^{90}Sr в мясе и молоке крупного рогатого скота [141]

Показатель	1965–1970 гг.	1971–1975 гг.	1976–1980 гг.	1981–1985 гг.	1986–1987 гг.
Специализированные совхозы					
Мясо (говядина):					
концентрация наблюдаемая, Ки/кг (Бк/кг)	$5{,}9 \cdot 10^{-13}$ ($2{,}2 \cdot 10^{-2}$)	$4{,}5 \cdot 10^{-13}$ ($1{,}7 \cdot 10^{-2}$)	$2{,}7 \cdot 10^{-13}$ ($1{,}0 \cdot 10^{-2}$)	$9{,}7 \cdot 10^{-14}$ ($3{,}6 \cdot 10^{-3}$)	–
концентрация нормированная, $\frac{(Ки \cdot кг^{-1})/(Ки \cdot км^{-2})}{(Бк \cdot кг^{-1})/(Бк \cdot м^{-2})}$	$\frac{1{,}2 \cdot 10^{-11}}{1{,}2 \cdot 10^{-5}}$	$\frac{6{,}8 \cdot 10^{-12}}{6{,}8 \cdot 10^{-5}}$	$\frac{3{,}7 \cdot 10^{-12}}{3{,}7 \cdot 10^{-6}}$	$\frac{1{,}8 \cdot 10^{-12}}{1{,}8 \cdot 10^{-6}}$	–
Молоко:					
концентрация наблюдаемая, Ки/л (Бк/л)	–	$3{,}3 \cdot 10^{-11}$ (1,2)	$2{,}8 \cdot 10^{-11}$ (1,0)	$1{,}8 \cdot 10^{-11}$ (0,7)	$1{,}2 \cdot 10^{-11}$ (0,4)
концентрация нормированная, $\frac{(Ки \cdot л^{-1})/(Ки \cdot км^{-2})}{(Бк \cdot л^{-1})/(Бк \cdot м^{-2})}$	–	$\frac{3{,}2 \cdot 10^{-11}}{3{,}2 \cdot 10^{-5}}$	$\frac{2{,}3 \cdot 10^{-11}}{2{,}3 \cdot 10^{-5}}$	$\frac{1{,}5 \cdot 10^{-11}}{1{,}5 \cdot 10^{-5}}$	$\frac{1{,}2 \cdot 10^{-11}}{1{,}2 \cdot 10^{-5}}$
Личные хозяйства					
Молоко:					
концентрация наблюдаемая, Ки/л (Бк/л)	–	$2{,}1 \cdot 10^{-10}$ (7,8)	$1{,}1 \cdot 10^{-10}$ (4,1)	$1{,}4 \cdot 10^{-10}$ (5,2)	$1{,}3 \cdot 10^{-10}$ (4,8)
концентрация нормированная, $\frac{(Ки \cdot л^{-1})/(Ки \cdot км^{-2})}{(Бк \cdot л^{-1})/(Бк \cdot м^{-2})}$	–	$\frac{2{,}2 \cdot 10^{-10}}{2{,}2 \cdot 10^{-4}}$	$\frac{1{,}1 \cdot 10^{-10}}{1{,}1 \cdot 10^{-4}}$	$\frac{1{,}5 \cdot 10^{-10}}{1{,}5 \cdot 10^{-4}}$	$\frac{1{,}4 \cdot 10^{-10}}{1{,}4 \cdot 10^{-4}}$



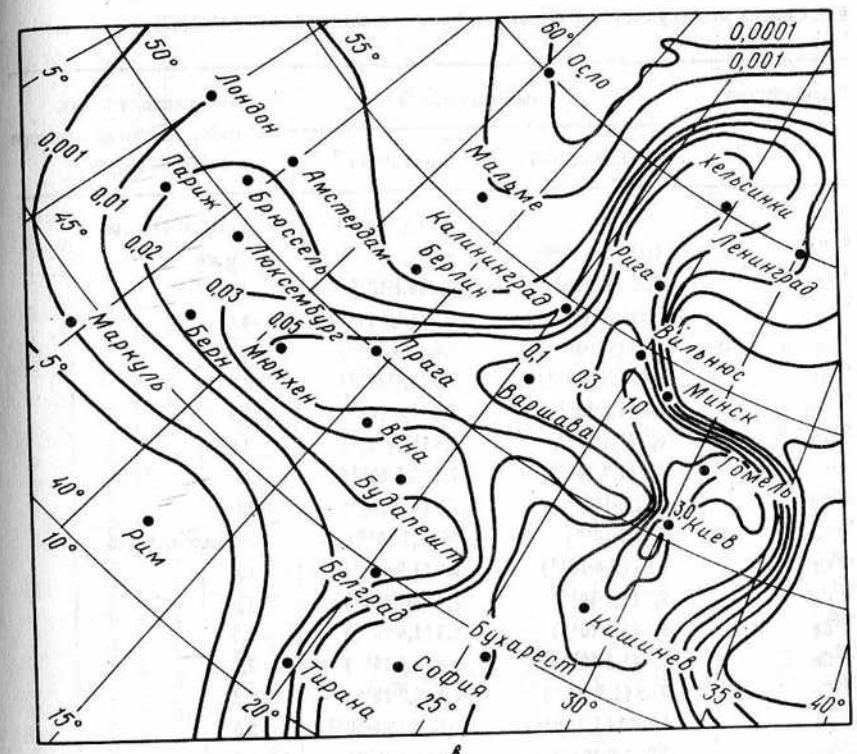


Рис. 49. Карты выпадений ^{131}I (*а* и *б*) и загрязнения территории ^{137}Cs (*в*) в результате аварии на Чернобыльской АЭС [186]

метеорологическими условиями переноса воздушных масс. В последующие 10 сут продолжался интенсивный выброс радиоактивных газов и аэрозолей, что обусловило формирование радиоактивно загрязненной территории сложной конфигурации (рис. 49). Помимо радиоактивных выпадений вблизи ЧАЭС, были сформированы крупные пятна загрязнения в ряде западных областей РСФСР (Брянской, Калужской, Тульской и др.).

Суммарный выброс продуктов деления (без радиоактивных благородных газов) составил около 50 МКи ($1{,}85 \cdot 10^{18}$ Бк), что соответствует примерно 3,5 % общего количества радионуклидов в реакторе на момент аварии (табл. 115). К 6 мая 1986 г. выброс радиоактивных веществ практически завершился [67].

Аварийный выброс в Чернобыле с точки зрения ведения АПК произошел в критический период. В конце апреля скот в регионе аварии был переведен со стойлового на пастбищное содержание. Закончился

сев основных яровых культур, овощей, посадка картофеля. Хорошо была развита надземная масса озимых культур, в частности используемых в качестве зеленой подкормки. Таким образом, возникла опасность йодного загрязнения молока и ряда овощных культур, а также аэрального загрязнения смесью радионуклидов сельскохозяйственных растений.

В длительной перспективе радиационная опасность выброса на Чернобыльской АЭС связана с присутствием в смеси радионуклидов долгоживущих компонентов, главным образом ^{137}Cs, отчасти ^{90}Sr и ^{239}Pu. Особенностью загрязненного региона является преобладание в Украинском и Белорусском полесье дерново-подзолистых и торфяных почв с кислым pH, низкой емкостью обмена, слабой насыщенностью основаниями и легких по гранулометрическому составу. Это приводит к тому, что переход ^{137}Cs из почв в растения, а по кормовой цепочке на лугах и пастбищах и в молоко и мясо в этих условиях в 3–5 раз

115. Оценка радионуклидного состава выброса аварийного блока ЧАЭС [67]

Радионуклид	Выброс, МКи (Бк)		Доля радионуклида, выброшенная из реактора к 6 мая 1986 г., %
	26 апреля 1986 г.	6 мая 1986 г.*	
^{85}Kr	–	0,9 ($3,3 \cdot 10^{16}$)	Возможно ⩽ 100
^{85m}Kr	0,15 ($5,6 \cdot 10^{15}$)	–	То же
^{89}Sr	0,25 ($9,3 \cdot 10^{15}$)	2,2 ($8,1 \cdot 10^{16}$)	4,0
^{90}Sr	0,015 ($5,6 \cdot 10^{14}$)	0,22 ($8,1 \cdot 10^{15}$)	4,0
^{95}Zr	0,45 ($1,7 \cdot 10^{16}$)	3,8 ($1,4 \cdot 10^{17}$)	3,2
^{99}Mo	0,45 ($1,7 \cdot 10^{16}$)	3,0 ($1,1 \cdot 10^{17}$)	2,3
^{103}Ru	0,6 ($2,2 \cdot 10^{16}$)	3,2 ($1,2 \cdot 10^{17}$)	2,9
^{106}Ru	0,2 ($7,4 \cdot 10^{15}$)	1,6 ($5,9 \cdot 10^{16}$)	2,9
^{131}I	4,5 ($1,7 \cdot 10^{17}$)	7,3 ($2,7 \cdot 10^{17}$)	20
^{132}Te	4 ($1,5 \cdot 10^{17}$)	1,3 ($4,8 \cdot 10^{16}$)	15
^{133}Xe	5 ($1,9 \cdot 10^{17}$)	45 ($1,7 \cdot 10^{18}$)	Возможно ⩽ 100
^{134}Cs	0,15 ($5,6 \cdot 10^{15}$)	0,5 ($1,9 \cdot 10^{16}$)	10
^{137}Cs	0,3 ($1,1 \cdot 10^{16}$)	1,0 ($3,7 \cdot 10^{16}$)	13
^{140}Ba	0,5 ($1,9 \cdot 10^{16}$)	4,3 ($1,6 \cdot 10^{17}$)	5,6
^{141}Ce	0,4 ($1,5 \cdot 10^{16}$)	2,8 ($1,0 \cdot 10^{17}$)	2,3
^{144}Ce	0,45 ($1,7 \cdot 10^{16}$)	2,4 ($8,9 \cdot 10^{16}$)	2,8
^{238}Pu	$1 \cdot 10^{-4}$ ($3,7 \cdot 10^{12}$)	$8 \cdot 10^{-4}$ ($3,0 \cdot 10^{13}$)	3,0
^{239}Np	2,7 ($1,0 \cdot 10^{17}$)	1,2 ($4,4 \cdot 10^{16}$)	3,2
^{239}Pu	$1 \cdot 10^{-4}$ ($3,7 \cdot 10^{12}$)	$7 \cdot 10^{-4}$ ($2,6 \cdot 10^{13}$)	3,0
^{240}Pu	$2 \cdot 10^{-4}$ ($7,4 \cdot 10^{12}$)	$1 \cdot 10^{-3}$ ($3,7 \cdot 10^{13}$)	3,0
^{241}Pu	$2 \cdot 10^{-2}$ ($7,4 \cdot 10^{14}$)	0,14 ($5,2 \cdot 10^{15}$)	3,0
^{242}Pu	$3 \cdot 10^{-7}$ ($1,1 \cdot 10^{10}$)	$2 \cdot 10^{-6}$ ($7,4 \cdot 10^{10}$)	3,0
^{242}Cm	$3 \cdot 10^{-3}$ ($1,1 \cdot 10^{14}$)	$2,1 \cdot 10^{-2}$ ($7,8 \cdot 10^{14}$)	3,0

* Указан суммарный выброс радионуклидов на 6 мая 1986 г.

выше, чем на более плодородных почвах тяжелого гранулометрического состава.

В результате аварийного выброса загрязненной оказалась значительная часть территории РСФСР, Украины и Беларуси. Площадь сельскохозяйственных угодий, загрязненных ^{137}Cs в пределах 5–80 Ки/км² ($1,85 \cdot 10^5$ – $2,96 \cdot 10^6$ Бк/м²), составила 1314,5 тыс. га (табл. 116). Изъято из землепользования 143,8 тыс. га. Часть загрязненной терри-

116. Основные показатели загрязнения территории ^{137}Cs после аварии на Чернобыльской АЭС (на 1989 год)

Республика, область	Площадь сельскохозяйственных угодий, тыс. га										Изъято из землепользования, тыс. га
	Всего			В том числе пашня			В том числе луга и пастбища				
	5–15 Ки/км²	15–40 Ки/км²	40–80 Ки/км²	> 80 Ки/км²	5–15 Ки/км²	15–40 Ки/км²	40–80 Ки/км²	> 80 Ки/км²	5–15 Ки/км²	15–40 Ки/км²	40–80 Ки/км²	> 80 Ки/км²	
РСФСР	288,4	68,6	17,2	0,4	204,1	44,4	14,1	0,3	84,3	23,7	3,1	0,1	0,4
Брянская область	220,0	54,0	11,0	6,9	157,0	26,3	8,0	4,0	59,2	9,9	4,8	2,9	57,4
Украина	120,0	37,0	9,0	6,0	107,0	23,0	7,3	3,6	9,2	7,8	4,1	2,4	57,4
В том числе:													
Киевская область	100,0	17,0	2,0	0,9	50,0	3,3	0,7	0,4	50,0	2,1	0,7	0,5	–
Житомирская область	411,0	216,0	28,3	4,4	256,1	125,7	16,3	2,4	156,2	87,8	12,1	2,0	86,0
Беларусь	275,0	153,3	12,5	1,4	170,9	89,4	6,6	0,7	103,2	63,0	6,0	0,7	86,0
В том числе:													
Гомельская область	136,0	62,7	15,8	3,0	85,2	36,3	9,7	1,7	53,0	24,8	6,1	1,3	–
Могилевская область	919,4	338,6	56,5	11,7	617,2	196,4	38,4	6,7	299,7	121,4	20,0	5,0	143,8
Всего													

тории, кроме указанных регионов, находилась в Ровенской и Черниговской областях Украины, Брестской области Беларуси, ряде западных областей РСФСР (Тульской, Калужской, Орловской и др.).

Главными задачами агропромышленного производства были признаны:

организация и проведение системы мероприятий, предотвращающих поступление сверхнормативных количеств радионуклидов в рацион человека с сельскохозяйственной продукцией;

обеспечение радиационной безопасности работников АПК;

организация и проведение мероприятий по снижению потерь в АПК и обеспечению непрерывности процесса производства.

Основными мероприятиями, обеспечивающими выполнение поставленных задач, были определены:

организация системы многоступечатого радиационного контроля (выбраковки) всей сельскохозяйственной продукции в процессе ее производства, переработки и реализации;

разработка и проведение комплекса мероприятий, направленных на получение доброкачественной продовольственной продукции в хозяйствах, расположенных на загрязненной территории.

Крайне тяжелое положение сложилось в АПК загрязненных аварийными выбросами областей в июле 1986 г. На полях площадью более 0,5 млн. га созревал урожай 18–20 видов сельскохозяйственных растений (от основных видов – пшеницы, ржи, ячменя, картофеля, овощей до ягод, табака, хмеля и др.). Учитывая преимущественно аэральный характер радиоактивного загрязнения, значительно более интенсивный, чем загрязнение при почвенном пути поступления радионуклидов, содержание радиоактивных веществ в урожае оказалось достаточно высоким, и большая часть его требовала сортировки и специальных условий переработки.

Ранневесеннее выпадение радионуклидов после аварии обусловило достаточно интенсивное внекорневое (аэральное) загрязнение надземной части ряда сельскохозяйственных культур – озимых, естественных и многолетних сеяных трав. Для остальных видов растений основными источниками загрязнения являлись поступление радионуклидов из почвы и вторичное загрязнение за счет ветрового подъема. Содержание радионуклидов, поступивших на надземную фитомассу, зависело от ее запасов и ряда других параметров, характеризующих взаимодействие радиоактивной примеси и растений. Максимальные коэффициенты перехода (КП) радионуклидов в растения были характерны для естественных травостоев и многолетних сеяных

трав; несколько ниже КП для озимой ржи (табл. 117). Минимальное накопление радионуклидов отмечено для культур, которые незначительно подвергались прямому загрязнению, например ячмень, овес, кукуруза.

В начальный период (спустя 15 сут после прекращения выброса) основная доля выпавших радионуклидов содержалась в почве и дернине, в среднем до 60–80 %. Естественным травостоем удерживалось 30–45 % выпавшего количества γ-излучающих нуклидов и около 30 % ^{137}Cs. Несколько меньше эти значения были для многолетних сеяных трав: 20–40 и 7–15 % соответственно. Для озимой ржи колебания в размерах первоначального задерживания γ-излучающих нуклидов и ^{137}Cs составляли от 10 до 30 % и от 7 до 20 % соответственно. Размах колебаний в этих показателях для одной и той же культуры зависел как от состояния посевов в период выпадений, так и от места расположения поля относительно источника загрязнения: отмечена тенденция снижения КП по мере приближения к АЭС, т.е. с увеличением плотности загрязнения (табл. 118).

В течение вегетационного периода 1986 г. концентрация радионуклидов в растениях снижалась в результате распада радионуклидов, прироста биомассы и воздействия метеорологических факторов. Наиболее интенсивно уровень загрязнения растительности уменьшался в первый период после выпадений. К началу июня 1986 г. вегетативной массой озимой ржи удерживалось не более 10–20 % содержания суммы γ-излучающих нуклидов на период спустя 15 сут после аварии, а ко времени уборки урожая эта величина снижалась до 5–10 %. Для травостоев эти величины были несколько ниже: 9–15 и 1–6 % соответ-

117. Коэффициенты перехода радионуклидов в вегетативную массу растений на 10 июня 1986 г., (Бк/кг)/(Бк/м²)·10⁻²

Культура	КП	
	min	max
Естественные травы	10,0	16,2
Многолетние сеяные травы	1,5	22,5
Озимая рожь	1,1	7,5
Ячмень	0,3	0,5
Овес	0,2	0,3
Кукуруза	0,4	2,0

118. Коэффициенты перехода радионуклидов в надземную массу растений на различном расстоянии от источника загрязнения на 10 июня 1986 г., (Бк/кг)/(Бк/м²)·10⁻²

Расстояние от ЧАЭС, км	Направление	Озимая рожь	Многолетние сеяные травы
5	С–СВ	1,6	1,5
10	С–СВ	2,9	–
15	С	3,6	12,5
20	С–СЗ	4,3	–
20	С	–	10,0
40	С	7,5	12,0
5	Ю–ЮВ	3,5	9,4
10	Ю	9,0	18,0

ственно (рис. 50). Первый период полуочищения для вегетативной массы озимой ржи составлял около 15 сут, а второй, более растянутый, был равен приблизительно 50 сут. Для трав эти величины составляли соответственно 10–12 и 25–30 сут. Сильное уменьшение загрязнения растений в первый период после аварии определялось в основном распадом короткоживущих нуклидов и уменьшением их вклада в суммарное содержание радионуклидов (табл. 119). На более удаленном расстоянии от точки выброса радионуклидов (в С -Петербургской обл.) пастбищной растительностью задерживалось 34–56 % ^{137}Cs, а период ее полуочищения составлял 3–4 сут (рис. 51) [41].

Существенные различия наблюдались в 1986 г. между содержанием радионуклидов в первом укосе трав, подвергшихся аэральному загрязнению, и в травах второго укоса, концентрация радиоактивных веществ в которых обусловлена преимущественно их поступлением из дернины и почвы, а также в результате ветрового подъема радионуклидов. Сено первого укоса содержало в 3–6 раз больше γ-излучающих нуклидов и в 2–3 раза больше ^{137}Cs, чем сено второго укоса. К снижению загрязнения травостоя сенокосов и пастбищ приводила их пере-

119. Вклад отдельных радионуклидов в их

Дата отбора проб	^{95}Zr	^{95}Nb	^{103}Ru	^{106}Ru	^{131}I
8 мая	8–13	7–11	10–15	5–9	20–40
10 июня	9–13	15–20	10–20	10–15	1–3
5 августа	10–20	20–25	7–10	10–15	0

Рис. 50. Изменение содержания суммы γ-излучающих нуклидов в вегетативной массе растений в 1986 г: *1* – озимая рожь; *2* – травы

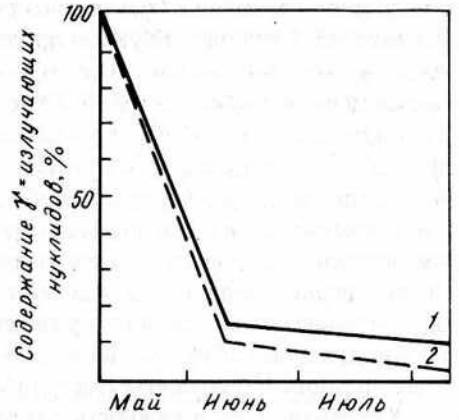
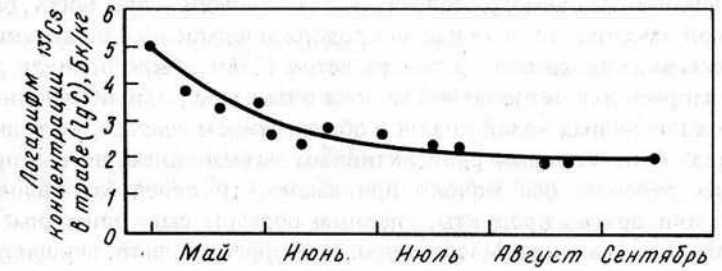


Рис. 51. Динамика концентрации ^{137}Cs в травостое пастбищ в вегетационный период 1986 г. в Ленинградской области после аварии на Чернобыльской АЭС [41]



пашка с последующим посевом травосмесей. Так, уровень загрязнения вико-овсяной смеси был в 8–10 раз ниже, чем травостоев ненарушенных угодий. Основная часть радионуклидов сохранялась в течение всего вегетационного периода 1986 г. в приземной части посевов. Так, при втором укосе трав в нижнем 5-сантиметровом слое травостоя было сосредоточено до 90 % суммарного количества радионуклидов и более 60 % ^{137}Cs.

В первый период аварии на Чернобыльской АЭС (в мае – июне 1986

суммарное содержание в растениях в 1986 г., %

^{134}Cs	^{137}Cs	^{140}Ba	^{140}La	^{141}Ce	^{144}Ce
1–1,5	2–6	0–10	10–15	8–11	11–14
4–6	7–10	2–4	6–8	8–10	20–25
6–7	10–15	0	0	1–10	25–30

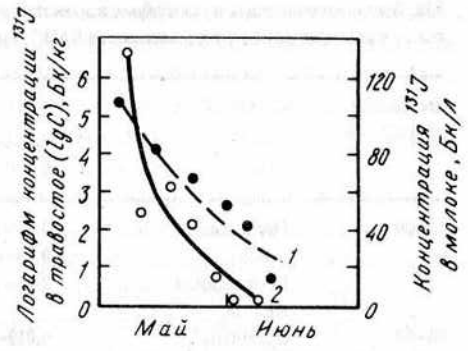
г.) основную радиационную опасность с точки зрения загрязнения сельскохозяйственной продукции представлял ^{131}I, поступающий в организм человека главным образом с молоком, в меньшей степени с овощной продукцией. На юге БССР, в северных районах УССР и в ряде западных областей РСФСР, примыкающих к региону аварии, концентрации ^{131}I в молоке достигали $1{,}1\cdot10^{-6}$ – $1{,}1\cdot10^{-5}$ Ки/л ($4\cdot10^{4}$ – $4\cdot10^{5}$ Бк/л), что существенно превышало временный допустимый уровень ^{131}I в молоке для этого периода, равный $1\cdot10^{-7}$ Ки/л ($3{,}7\cdot10^{3}$ Бк/л). Аналогичный норматив на концентрации ^{131}I в молоке был введен и после ядерной аварии в Уиндскейле. Проведенные мероприятия по ограничению потребления содержащего ^{131}I молока позволили снизить индивидуальные дозы облучения в 5–20 раз [65, 186, 254]. Со временем концентрация ^{131}I в молоке быстро уменьшалась (рис. 52).

Учитывая особую важность предотвращения поступления населению неконтролируемого молока, а также неопределенность радиационной обстановки в связи с продолжавшимися радиоактивными выбросами из аварийного реактора летом 1986 г., было принято решение о запрещении потребления молока в цельном виде, полученного в личных подсобных хозяйствах и в общественном секторе, не только в регионах с выявленным радиоактивным загрязнением, но и в прилегающих районах. Все молоко принималось и перерабатывалось на масло или другие продукты, главным образом сыр, пригодные для длительного хранения. Масло в процессе приготовления очищается от радионуклидов на 90 % и более, а сыры при хранении до 1,5–2 мес должны были полностью освободиться от радиоактивного йода за счет его распада.

Формирование поглощенных доз облучения у сельскохозяйственных растений и животных на территории, подвергшейся воздействию аварии на Чернобыльской АЭС, носило очень сложный характер. Это связано с длительностью выброса, вариабельностью метеорологических параметров в период выброса, вариациями в радионуклидном составе инжектируемых в атмосферу радиоактивных веществ и т.п. Так, например, северо-восточный след сформировался в первые сутки после аварии. Мощность экспозиционной дозы γ-излучения (P_γ) резко падала с расстоянием от источника выброса. Если принять P_γ в точке, находящейся в 10 км от места аварии, за 1, то на расстоянии 20 км P_γ снижалась в 5 раз, а 30 км – в 8 раз. Далее уменьшение P_γ замедлялось, и на расстоянии 50–80 км эта величина практически оставалась неизменной

$$P_{\gamma_L} = P_{\gamma_0} L^{-2,8}. \qquad (122)$$

Рис. 52. Динамика концентрации ^{131}I в травостое (*1*) и в молоке (*2*) весной и летом 1986 г. в С.-Петербургской области после аварии на Чернобыльской АЭС [41]



Спад P_{γ_L} с расстоянием на этой части следа удовлетворительно описывается степенной функцией

$$P_{\gamma_L} = P_{\gamma_0} L^{-1,54} \qquad (123)$$

где P_{γ_0} – мощность экспозиционной дозы γ-излучения в нулевой точке, мР/ч; L – расстояние от места аварии, км.

Измерения P_γ в реперных точках в динамике позволили количественно описать характер уменьшения P_{γ_t}, мР/ч:

$$P_{\gamma_t} = P_{\gamma_0} [a\exp(-\lambda_1 t) + b\exp(-\lambda_2 t)], \qquad (124)$$

где $a = 0{,}535$, $\lambda_1 = 0{,}0247$, $b = 0{,}465$, $\lambda_2 = 0{,}00588$.

В ближней зоне соблюдалось эмпирическое соотношение:

$$P_\gamma = 0{,}01\,\sigma, \qquad (125)$$

где P_γ – мощность экспозиционной дозы γ-излучения на высоте 1 м от земли, мР/ч; σ – плотность выпадения смеси радионуклидов, Ки/км^2.

Если σ выразить в Бк/м^2, то

$$P_\gamma = 2{,}7\cdot10^{7}\sigma\ . \qquad (126)$$

Используя величины P_{γ_t}, соотношение (125) и параметры, характеризующие поведение радионуклидов во внешней среде и организме животных, были рассчитаны дозы внешнего γ-излучения, уровни загрязнения растительности, количество поступивших с кормом радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных, дозы внутреннего γ-облучения животных, дозы β-облучения ЖКТ и щитовидной железы (табл. 120).

В течение первых 10–12 сут после аварии сельскохозяйственные животные из 30-километровой зоны были эвакуированы, что привело к значительному сокращению доз облучения (табл. 121).

При забое коров, вывезенных из 30-километровой зоны, была уста-

120. Поглощенные дозы в организме коров при выпасном содержании в течение 60 сут после аварии на разных расстояниях от ЧАЭС, Гр

Расстояние от АЭС, км	Орган	Время, сут		
		9	30	60
10–30	Организм*	0,25–1,40	0,4–2,2	0,52–2,9
	ЖКТ	0,75–4,10	1,30–7,15	1,63–8,9
	Щитовидная железа	24,6–135	39,6–217	50,3–276
30–80	Организм*	0,019–0,114	0,03–0,18	0,04–0,24
	ЖКТ	0,056–0,340	0,1–0,6	0,12–0,73
	Щитовидная железа	1,80–11,10	3,0–17,9	3,8–22,7

* Вклад внешнего γ-излучения в дозу на организм составляет 25 %.

121. Поглощенные дозы у коров, эвакуированных из 30-километровой зоны, Гр

Орган	Время, сут		
	9	30	60
Организм	0,18–0,73	0,24–0,80	0,30–0,85
ЖКТ	0,52–2,00	0,77–2,25	0,96–2,38
Щитовидная железа	16,4–59,8	23,2–60,5	28,0–71,4

новлена связь между мощностью дозы γ-излучения животного, измеренной с помощью радиометра (ДП 5) в области левой голодной ямки ($P_{\gamma л.г.я}$) и щитовидной железы ($P_{\gamma щ.ж}$) животного, с одной стороны, и мощностью поглощенной дозы γ-излучения в организме животного в целом, ЖКТ и щитовидной железе ($P_{\gamma орг}$, $P_{\gamma жкт}$, $P_{\gamma щ.ж}$) – с другой стороны:

$$P_\gamma = K_i P'_\gamma, \qquad (127)$$

где P_γ – мощность поглощенной дозы γ-излучения в организме коров в целом, в ЖКТ или щитовидной железе, Гр/сут; P'_γ – измеренная (радиометром ДП 5) мощность дозы γ-излучения в области левой голодной ямки или щитовидной железы животного, мР/ч; K_i – коэффициент пересчета.

Эмпирически коэффициенты пересчета K_i были найдены равными: $K_1 = 3{,}1 \cdot 10^{-4}$ (Гр·ч)/(мР·сут) (для определения мощности поглощенной дозы суммарного внутреннего и внешнего облучения в целом организме по измерению $P'_{\gamma t}$ в области левой голодной ямки); $K_2 = 8{,}2 \cdot 10^{-4}$ (Гр·ч)/(мР·сут) (для определения мощности поглощенной дозы в ЖКТ по измерению $P'_{\gamma t}$ в области левой голодной ямки); $K_3 = 6{,}75 \cdot 10^{-3}$ (Гр·ч)/(мР·сут) (для определения мощности поглощенной дозы в щитовидной железе по измерению $P'_{\gamma t}$ в области щитовидной железы).

Используя закономерности по формированию мощности поглощенной дозы и поглощенной дозы в организме крупного рогатого скота при однократном и хроническом поступлениях радионуклидов, были рассчитаны коэффициенты $a_1(t) - a_6(t)$, позволяющие прижизненно определить поглощенную дозу для животных за 60 сут по измерениям $P'_{\gamma t}$ в любые сроки в течение этого периода (табл. 122). Расчет ведется по уравнению (127) с помощью введения в него дополнительного множителя a_i, соответствующего ритму поступления радионуклидов в организм животных и времени с начала этого поступления.

Поглощенные дозы в организме коров, рассчитанные по поступлению радионуклидов с кормом и определенные прижизненно, оказались между собой схожими. Так, в одном из населенных пунктов, расположенном в 62 км от ЧАЭС, коровы находились на выпасе без ограничения. Расчетные поглощенные дозы в организме в целом, в ЖКТ и щитовидной железе за 60 сут выпаса составили 0,04, 0,12 и 3,8 Гр соответственно. У 30 коров этого населенного пункта 2 мая 1986 г. были измерены мощности доз γ-излучения в области левой голодной ямки и щитовидной железы, которые (за вычетом фона) были равны 19,0 ± 0,8 и 14,0 ± 0,9 мР/ч. Если использовать уравнение (127) и коэффициенты a_i из табл. 122, то поглощенная доза за 60 сут составит на весь организм 0,03 Гр, в ЖКТ – 0,15 и в щитовидной железе – 3,7 Гр.

Так как радиоактивные выпадения при аварии на Чернобыльской АЭС произошли в период пастбищного содержания животных, они подверглись как внешнему, так и внутреннему облучению вследствие потребления загрязненных кормов. Перевод животных на стойловое содержание и эвакуация скота из 30-километровой зоны снизили поглощенные дозы у сельскохозяйственных животных. Наличие в составе выпавшей смеси радионуклидов радиоизотопов иода, прежде всего ^{131}I, привело к тому, что щитовидная железа у крупного рогатого скота подверглась достаточно интенсивному облучению. Так, на удалении 30–80 км на северо-восточном следе (Гомельская обл. БССР) при относительно невысоких дозах облучения всего тела

122. Значения коэффициентов

Орган	Ритм поступления радионуклидов	Коэффициент	Время с начала поступления				
		K	3	4	5	7	10
Щитовидная железа	Однократный	a_1	15	17	19	23	32
	Хронический	a_2	45	38	36	33	30
ЖКТ	Однократный	a_3	4,0	6,0	8,3	14,4	–
	Хронический	a_4	3,45	4,8	6,5	9,6	16
Организм в целом	Однократный	a_5	4,0	6,0	8,3	14,4	–
	Хронический	a_6	3,45	4,8	6,5	9,6	16

(0,04–0,24 Гр) и ЖКТ (0,12–0,73 Гр) поглощенные дозы на щитовидную железу были относительно высокими, до 3,8–22,7 Гр (см. табл. 120). Даже у эвакуированных из 30-километровой зоны животных дозы облучения щитовидной железы достигали 28,0–71,4 Гр (см. табл. 121).

Для оценки состояния сельскохозяйственных животных их было целесообразно разделить по поглощенным дозам на три группы: группа А – животные, находившиеся в зоне отселения 2–4 мес (несколько сот голов); группа Б – животные, эвакуированные из зоны отселения в течение 7–9 сут после аварии (десятки тысяч голов); группа В – животные, находившиеся за пределами зоны отселения. Дозовые нагрузки на щитовидную железу у крупного рогатого скота группы А могли достигать до 800 Гр, группы Б – 100 Гр, а у группы В они не превысили 25 Гр.

Клиническое состояние животных всех трех групп и животных из контрольных (незагрязненных) областей в начале мая 1986 г. не различалось, хотя у отдельных животных из групп А и Б встречались случаи отеков в области межчелюстного пространства. К осени 1986 г. среди эвакуированного скота (группа А) регистрировались признаки угнетения общего состояния, снижение реакции на внешние раздражители, курчавость, матовость и взъерошенность шерстного покрова, уменьшение температуры тела ниже нормы, отклонения со стороны сердечно-сосудистой системы. Эти признаки более четко проявлялись у животных группы А, среди поголовья которой наблюдался падеж. У выживших животных эти признаки исчезли, но в последующее время их хозяйственно полезные признаки уступали аналогичным показателям у здоровых животных. Остальное поголовье по клиническому

$a_1(t) - a_6(t)$

радионуклидов в организм животного, сут						
15	20	25	30	40	50	60
38	74	100	158	368	790	1840
32	38	47	63	112	225	490
–	–	–	–	–	–	–
28	43	59	74	95	130	150
–	–	–	–	–	–	–
28	43	59	74	95	130	150

состоянию не отличалось от животных незагрязненных регионов Белоруссии.

У животных всех трех групп концентрация форменных элементов в периферической крови в основном находилась в пределах физиологической нормы. Отмечались заметное увеличение количества юных нейтрофилов, преобладание юных и палочко-ядерных клеток с обедненной по содержанию зерен протоплазмой. У всех животных количество сегментоядерных форм было ниже нормы на 22–43 %. Индекс сдвига ядра достоверно увеличивался от отбора к отбору. Тенденция к омоложению циркулирующего пула свидетельствовала о напряженности миелопоэза, что, видимо, связано с дефицитом зрелых гранулоцитов в тканях. Около 10 % лимфоцитов несли повреждения ядра и цитоплазмы. Характерно повреждение ядерного материала: двух- и трехъядерность, пикноз, рексис, амитозы, атипичные формы клеток и токсическая зернистость нейтрофилов. Содержание тромбоцитов в крови эвакуированных животных составляло 60 % нормы.

Гематологические показатели коров группы А в 1987–1988 гг. не вызывали серьезных опасений. Концентрация эритроцитов с весны к осени 1987 г. увеличилась с 6 до 9 млн/мкл и через 1 год продолжала находиться в пределах 6–7 млн/мкл. Подобные колебания отмечались и по содержанию гемоглобина и лейкоцитов. У большинства животных все это время регистрировалось пониженное содержание клеток нейтрофильной группы. Эти изменения, по-видимому, не могут быть отнесены к стойким отклонениям от общепринятой нормы. В ряде случаев можно предположить наличие тенденции к снижению концентрации эритроцитов, лейкоцитов и процентного содержания клеток нейтрофильной группы.

В конце 1986 г. у животных с дозовой нагрузкой на щитовидную железу 50–90 Гр отмечались повышение коэффициента стимуляции аденилатциклазы, увеличение содежания цАМФ в клетках крови и снижение показателя осмотической чувствительности тромбоцитов. В последующий 4-месячный период коэффициент стимуляции аденилатциклазы простагландином E_1 (10^{-5} М) снижался в тромбоцитах с 7,5 ± 0,7 до 3,4 ± 0,4, а в лимфоцитах возрастал с 0,92 ± 0,21 до 1,3 ± 0,4. Показатель осмотической реакции тромбоцитов слабо изменялся, тогда как концентрация тироксина в плазме повышалась с 29,3 ± 5,8 до 78,5 ± 4,9 нмоль/л. Через 12–25 мес после аварии коэффициент стимуляции аденилатциклазы у обследованных животных равнялся 1,6 ± 0,4 в тромбоцитах и 0,47 ± 0,10 в лимфоцитах, не обнаруживая достоверных различий по сравнению с таковым у контрольных животных. В 1987 г. было выявлено только несколько животных с коэффициентами стимуляции аденилатциклазы в тромбоцитах около 4,0. В то же время показатель осмотической чувствительности тромбоцитов, составлявший у животных в конце 1986 г. 0,7–0,9 отн, ед., в 1987 г. возрос до 2,57 ± 0,28 отн. ед. и оставался повышенным в 1988–1989 гг. (1,2–1,8 отн. ед.).

Таким образом, в течение 1-го года после аварии у животных повышалась функциональная активность системы цАМФ, тогда как в последующий период резко возрастал показатель осмотической реакции тромбоцитов, указывающий на изменение структурного состояния клеточных мембран. Рост показателя осмотической чувствительности тромбоцитов у животных был максимальным через 12–18 мес после аварии, коррелируя с дозой облучения щитовидной железы.

Спустя 3–4 мес после аварии у всех групп крупного рогатого скота отмечалось снижение показателей тиреоидной функции, степень которого находилась в зависимости от поглощенной щитовидной железой дозы. Минимальное уменьшение уровня тиреоидных гормонов наблюдалось к концу 1986 г. При дозе облучения 50 Гр на щитовидную железу содержание гормонов составляло 31 %, а при дозе облучения 280 Гр – 18 % нормы. Если в сыворотке крови эвакуированных коров в 1986 г. уровень тироксина у животных был на низком уровне и у большинства коров тироксин не обнаруживался, то в 1987–1988 гг. у 60–70 % животных его концентрация достигала физиологической нормы. У коров, получивших на щитовидную железу дозы облучения 280 Гр, за снижением уровня T_4 начиналось его восстановление и наибольшее содержание достигло 51 % нормы. Спустя 1 год после аварии тиреоидная функция продолжала снижаться еще год. Тенденция к уменьшению

гипотиреоза, наметившаяся через 2 года после аварии, была непродолжительной. Стойкий гипотиреоз наблюдался не только у крупного рогатого скота в Гомельской области, но и у коров из загрязненных районов Брянской области. Подобная динамика уровня тиреоидных гормонов отмечалась в крови овец и лошадей из тех же регионов.

У месячных телят, облучившихся в эмбриональный период до 3-месячного возраста, тиреоидная функция была сохранена, а у родившихся спустя 2 мес после аварии был выявлен выраженный гипотиреоз с содержанием тироксина около 20 % нормы. Через 1 год тиреоидная функция возрастала, но не достигала нормы. С течением времени нарастала частота выявления антител к тиреоглобулину. Например, в группе коров, получивших дозу облучения 50 Гр на щитовидную железу, через 8 мес после аварии регистрировались антитела у 20 % обследованных животных, черезе 14 мес – у 32, через 24 мес – у 63, а через 26 мес уже у 78 %. Частота выявленных антител не зависела от дозы облучения.

Эвакуированный скот заметно уступал по продуктивности и воспроизводительным качествам, а у нарождающегося молодняка были пониженными живая масса и суточные привесы, отмечались карликовость и гипотрофия молочной железы. Потери хозяйственно полезных качеств сельскохозяйственных животных определялись в основном дозой облучения щитовидной железы.

Хозяйственно полезные признаки сельскохозяйственных животных на достаточно интенсивно загрязненной территории оказались измененными в силу ряда причин. Если рассмотреть поголовье, которое не было эвакуировано, то, как правило, продуктивность стада даже увеличилась из-за произведенной более тщательной, чем это допускалось в других районах, выбраковки. Так в Гомельской области средний удой на одну корову повысился в наиболее загрязненных районах с 1985 по 1988 гг.: в Брагинском на 716 л; в Наровлянском на 1002 л; в Хойникском на 1030 л (при среднем повышении по области на 590 л). Отмечались также увеличение выхода деловых телят на 100 коров и повышение суточного привеса откормочного поголовья. Аналогичные результаты характеризовали состояние поголовья сельскохозяйственных животных также в Могилевской области БССР и в загрязненных областях Украинской ССР. Оценка суммарных доз облучения крупного рогатого скота показала, что ожидать отрицательного действия хронического облучения животных в дозах, реально складывающихся на загрязненной территории, не следует.

За пределами 30-километровой зоны роль воздействия радиоак-

тивного загрязнения на генетический аппарат сельскохозяйственных животных, по-видимому, не велика. Была оценена возможность радиационного тератогенеза (появления уродств) молодняка крупного рогатого скота и свиней. Анализ радиационной обстановки и содержания радионуклидов в рационе животных в хозяйствах, где отмечено появление уродов, показал, что суммарные дозы облучения этих животных не превышали 0,01 и 0,05 Зв/год для свиней и крупного рогатого скота, соответственно. По экспериментальным данным, такие дозы облучения не могут вызвать увеличения количества уродств среди животных. Следует иметь в виду, что уроды у сельскохозяйственных животных рождались и до аварии, но отсутствовал их учет и практически нет официальных данных по этому вопросу. Результаты обследований за первое полугодие 1989 г. показали, что процент уродств у сельскохозяйственных животных в загрязненных районах Житомирской области (Народичи и Овруч) не превышал показателей по "чистым" районам той же области, а также по районам Ворошиловградской и Крымской областей УССР. Это подтвердило нерадиационную природу тератогенеза у животных, содержащихся на загрязненной радионуклидами территории. Проведенный в 1989 г. эксперимент Украинским филиалом ВНИИ сельскохозяйственной радиологии по облучению стельных коров на разных стадиях беременности в дозах 100 и 300 *Р* подтвердил факт, что радиационный тератогенез может возникнуть лишь при достаточно высоких (более 100 *Р*) дозах облучения.

Последствия радиационного воздействия на сельскохозяйственные растения в регионе Чернобыльской аварии были менее значимы, чем облучения сельскохозяйственных животных. В 30-километровой зоне (зоне отселения) урожай сельскохозяйственных растений в 1986 г. не собирался, а за пределами этой территории дозовые нагрузки на сельскохозяйственные растения радиобиологических эффектов не вызывали ни в первый, ни в последующие годы после аварии. Поглощенные дозы в критических органах зерновых растений в 30-километровой зоне достигали более 12 Гр, резко снижаясь на второй год (табл. 123).

Со второго вегетационного периода после аварии (с 1987 г.) ведущим путем поступления радионуклидов в сельскохозяйственные цепочки стало корневое усвоение растениями из почвы. Почвенное поступление в растения радионуклидов зависит в первую очередь от формы их нахождения в почве. В аварийном выбросе на ЧАЭС выделены три формы радионуклидов: 1) включенные в разрушенную топливную матрицу (оболочек твэлов); 2) аэрозоли различной дисперсности и 3) парогазовая форма. Соответственно были вычленены по крайней мере 3 основных типа радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий в зоне аварии, отличающиеся по соотношению радионуклидов в выпавшей смеси продуктов деления и их физико-химическим характеристикам.

123. Поглощенные дозы в критическом органе (верхней меристеме стебля) озимой пшеницы, Гр

Номер населенного пункта	Плотность загрязнения ^{137}Cs, Ки/км² (Бк/м²)	1986 г.		1987 г.	
		D_β	D_γ	D_β	D_γ
1	86 ($3{,}2 \cdot 10^6$)	1,15	0,18	0,083	0,028
2	150 ($5{,}6 \cdot 10^6$)	2,8	0,33	0,31	0,047
3	280 ($1{,}0 \cdot 10^7$)	3,4	0,60	0,22	0,11
4	164 ($6{,}1 \cdot 10^6$)	6,5	1,35	0,47	0,32
5	240 ($8{,}9 \cdot 10^6$)	11	1,3	1,7	0,11

Первый тип – загрязнение ближней зоны аварии (в радиусе первых нескольких десятков километров от ЧАЭС), обусловленное преимущественно выпадением полидисперсной смеси частиц облученного ядерного топлива, выброшенной из реактора первоначальными взрывами. По соотношению радионуклидов в выпавшей смеси этот тип загрязнения наиболее близок (с соответствующей коррекцией на радиоактивный распад короткоживущих нуклидов) к составу продуктов деления в реакторе на момент аварии. Продукты деления распределены в объеме плохорастворимой матрицы из диоксида урана.

Второй тип – загрязнение дальней зоны аварии (на расстояниях десятков и сотен километров от источника выброса) выпадениями вторичных аэрозолей, образовавшихся по механизму конденсации испарившихся из топлива легко- и среднелетучих нуклидов на матрице разнообразного химического состава. В качестве ядер конденсации могли выступать мелкодисперсные топливные частицы, уносимые из разрушенного реактора конвективными потоками горячего воздуха, частицы графита конструкционных материалов и других веществ, сброшенных на реактор в большом количестве. Для выпадений этого типа характерны преимущественно поверхностное распределение радионуклидов в матрице аэрозольных частиц, обогащение выпавшей смеси продуктов деления летучими нуклидами и более высокие

размеры выщелачивания радионуклидов различными экстрагентами.

Третий тип – загрязнение почвы ряда районов в зоне аварии, носящее промежуточный характер и являющееся результатом наложения следов выпадений первых двух типов.

С сельскохозяйственной точки зрения важное значение имеют влияние формы нахождения радионуклидов на их доступность для усвоения корневыми системами растений и динамика процессов трансформации форм радионуклидов в почвах со временем. Для дальней зоны выпадений в 1987–1989 гг. формы основных дозообразующих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs мало отличались от форм этих радионуклидов, выпавших с глобальными выпадениями после ядерных испытаний (рис. 53) (табл. 124). Напротив, в районах с преимущественно топливным характером загрязнения основная часть ^{90}Sr и ^{137}Cs в 1987 г. была по-прежнему локализована в частицах выпадений. Со временем под влиянием биогеохимических процессов в почве происходят разрушение топливных частиц, выщелачивание и перераспределение радионуклидов в почвенном поглощающем комплексе,что проявляется в изменении соотношения форм радионуклидов в сторону увеличения доли подвижного ^{90}Sr и, в меньшей степени, ^{137}Cs. Более узкие пределы изменения соотношения форм ^{137}Cs в почве

124. Соотношение форм ^{137}Cs в дерново-подзолистых почвах Новозыбковского района Брянской области

Год	Растворители и форма радионуклида	^{137}Cs, общего содержания
1986	H_2O + 1 н. CH_3COONH_4	7–22
	1 н. HCl + 3 н. HCl	15
	прочносвязанная	63
1987	H_2O + 1 н. CH_3COONH_4	12–25
	1 н. HCl + 3 н. HCl	22
	прочносвязанная	50–55
1988	H_2O	0,5–6
	1 н. CH_3COONH_4	8–22
	1 н. HCl	7–15
	3 н.HCl	15–25
	прочносвязанная	40–50

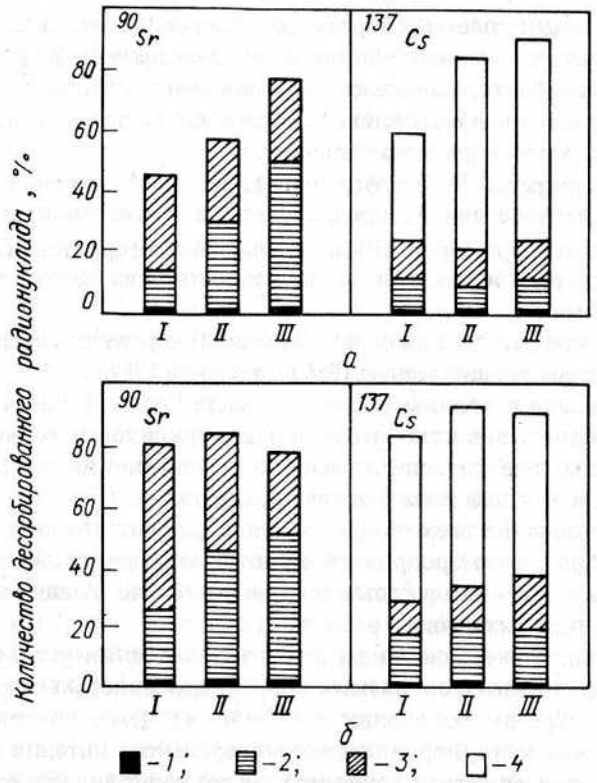


Рис. 53. Динамика форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах сельскохозяйственных угодий в ближней и дальней зонах аварии на Чернобыльской АЭС:
а – ближняя зона (30-километровая зона); *б* – дальная зона; *I* – 1987 г.; *II* – 1988 г.; *III* – 1989 г.; Экстрагенты: *1* – H_2O (отношение твердой и жидкой фаз, Т:Ж = 1:10); *2* – CH_3COONH_4 (pH 7,0, Т:Ж = 1:10); *3* – 1 н. HCl (Т:Ж = 1:10); *4* – 6 н. HCl (Т:Ж = 1:2, 2-кратная обработка при кипячении)

объясняются более высокой сорбирующей способностью почв по отношению к ^{137}Cs, чем к ^{90}Sr.

Низкая растворимость выпадений и невысокое содержание подвижных форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в почве в ближней зоне аварии давали основание для предположения о их малой доступности для усвоения сельскохозяйственными растениями. Однако в 1987–1989 гг. как в ближней, так и в дальней зонах аварии переход из почвы в растения радионуклидов чернобыльского происхождения был сопоставим при

прочих равных условиях с размерами перехода этих радионуклидов из глобальных выпадений (разница не превышала 2–3-кратных значений), а многофакторная зависимость поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва – растение обусловливает достаточно широкую вариабельность размеров их перехода в этой цепочке.

Ведущая роль ^{137}Cs в формировании общей радиационной обстановки в регионе аварии предопределила основную направленность защитных мероприятий в АПК на загрязненных территориях.

Содержание и целевая направленность этих мероприятий были следующими:

заглубленная (на 5 см больше обычной) перепашка всех загрязненных пахотных угодий осенью 1986 г., а весной 1987 г.

перепашка с полным оборотом пласта; этим достигались существенное уменьшение концентрации радионуклидов в корнеобитаемом слое почвы, прекращение опасности интенсивного пылепереноса и снижение в 3–4 раза фона γ-излучения на полях;

известкование всех пахотных угодий, почва которых имела кислую реакцию; это мероприятие являлось обязательной частью культурного земледелия и, кроме того, значительно уменьшала переход радионуклидов из почвы в растения;

ежегодное внесение на загрязненные пахотных угодья повышенных (по сравнению с принятыми в СССР) доз минеральных удобрений (главным образом фосфорных и калийных), чем достигались увеличение урожайности, нормализация минерального питания растений и, как следствие, снижение концентрации радионуклидов в растениях.

Основные мероприятия в земледелии и растениеводстве носили характер интенсивной агромелиорации, были направлены на повышение урожайности и культуры земледелия и, в конечном итоге, позволили не только вести производство на значительной части территории, подвергшейся воздействию выброса радионуклидов, но и повышать его рентабельность.

Проведение комплекса мелиоративных мероприятий на пахотных землях (вспашка, внесение удобрений, известкование и др.) при наиболее благоприятном сочетании приемов обеспечивало 1,5 – 3-кратное снижение перехода ^{137}Cs из почвы в растения. Эффективность агрохимических мероприятий определялась типом почвы и видовым составом сельскохозяйственных культур. Влияние минеральных и органических мелиорантов на переход ^{137}Cs в растения было неоднозначным. Применение торфа с фоновым внесением минеральных удобрений в 1,3–3,5 раза увеличивало накопление ^{137}Cs в вегетативной массе и

зерне растений, что могло быть следствием влияния ряда факторов: подкисление почвы, образование подвижных органических соединений ^{137}Cs и др. Внесение цеолитов на дерново-подзолистой почве в комплексе с торфом в сравнении с применением торфа без цеолитов в 1,2 – 4 раза уменьшало концентрацию ^{137}Cs в растениях, чему, возможно, способствовала щелочная реакция цеолитов (pH 8–9). Комплексное внесение торфа, цеолитов и повышенных доз фосфорно-калийных удобрений снижало накопление ^{137}Cs растениями в большинстве случае еще сильнее. Применение цеолитов с фоновым внесением минеральных удобрений оказывало неоднозначное влияние: в одних случаях накопление ^{137}Cs уменьшалось (до 2,4 раза), в других влияние не проявлялось, при этом доза цеолита существенной роли не играла.

Добавление азотных и азотно-фосфорных удобрений в повышенных дозах, как правило, увеличивало (максимально до 6 раз) концентрацию ^{137}Cs в вегетативной массе и зерне сельскохозяйственных культур. Калийные удобрения в дозе 210 кг/га в 1,2–2,6 раза снижали концентрацию ^{137}Cs в растениях. Применение фосфорно-калийных удобрений в большинстве случаев также уменьшало содержание ^{137}Cs в растениях. Азотно-калийные удобрения в повышенных дозах снижали концентрацию ^{137}Cs в вегетативной массе овса и ячменя соответственно в 2,6 и 1,3 раза, в то же время в 2,1 и 1,5 раза увеличивая его содержание в озимой ржи и кукурузе. Примерно таким же соотношением в накоплении ^{137}Cs характеризовалось зерно этих культур. Эта особенность аккумуляции ^{137}Cs, возможно, обусловлена разной потребностью в питательных элементах растений и различной требовательностью к их оптимальному соотношению в почвенном растворе, что, несомненно, приводило к разнице в накоплении микроэлементов и радионуклидов. Фосфорные удобрения в ряде случаев до 2 раз увеличивали поступление ^{137}Cs в растения.

Внесение полного минерального удобрения, как правило, в первый год существенно не изменяло концентрации ^{137}Cs в растениях. Однако последействие добавления полного минерального удобрения было наиболее выраженным по сравнению с другими вариантами внесения удобрений, что может быть обусловлено значительными потерями по времени азотных удобрений и смещением соотношения питательных элементов в сторону P_2O_5 и K_2O. Последействие добавления минеральных удобрений на накопление ^{137}Cs растениями определялось их соотношением и дозами, а также коэффициентом использования питательных веществ растениями из удобрений в первый год внесения. Последействие внесения повышенных доз калийных и фос-

форно-калийных удобрений в 1,5–2 раза слабее влияния свежевнесенных удобрений и проявлялось не для всех культур. Увеличение аккумуляции ^{137}Cs в растениях под влиянием повышенных доз азотных удобрений во второй год за счет их последействия на дерново-подзолистой почве не обнаружено, в то же время азотно-фосфорные и азотно-калийные удобрения иногда способствовали 1,5–2-кратному возрастанию накопления ^{137}Cs в зерне. Положительное влияние длительно действующих органических удобрений и цеолита на усвоение ^{137}Cs растениями четко проявлялось и во второй год, однако их действие, как правило, слабее в сравнении с действием свежевнесенных удобрений. Снижение влияния азотных удобрений во времени на поглощение ^{137}Cs растениями может быть следствием использования растениями значительной доли азота из удобрений в первый год внесения (до 75 %), вымывания хорошо растворимых азотных удобрений за пределы пахотного горизонта и нитрификации аммония, что уменьшало его конкуренцию с ^{137}Cs в процессе поглощения растениями. Последействие добавления фосфорных удобрений на накопление ^{137}Cs растениями, как правило, незначительно.

Важнейшим защитным мероприятием в земледелии и растениеводстве на территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ЧАЭС, явились окультуривание естественных и малопродуктивных пастбищ и перевод их в искусственные высокопродуктивные. Перепашка и залужение естественных пастбищ с внесением удобрений и известкованием обеспечивали в максимуме 8–10-кратное (в среднем 3–4-кратное) уменьшение концентрации ^{137}Cs в растениях и, как следствие, вели к такому же снижению содержания этого радионуклида в молоке.

Молоко является основным дозообразующим пищевым продуктом (с ним поступало до 90 % ^{137}Cs от его содержания в рационе) на территории аварийного загрязнения. Среди продуктов растениеводства ведущим источником перехода ^{137}Cs был картофель, однако его роль в поступлении ^{137}Cs в организм человека существенно меньше, чем молока. Таким образом, решающее значение в уменьшении дозы внутреннего облучения населения в зоне аварии имеет снижение концентрации ^{137}Cs в молоке. В регионе Белорусского и Украинского полесий – основном районе, подвергшемся радиоактивному загрязнению, где распространены малоплодородные дерново-подзолистые и торфяные почвы, переход ^{137}Cs в цепи почва – корм – молоко повышен. В среднем коэффициент пропорциональности, связывающий концентрацию ^{137}Cs в молоке с плотностью загрязнения почвенно-растительного

3391

покрова, равен $(1–2)\cdot10^{-9}$ (Ки/л)/(Ки/км²), или $(1–2)\cdot10^{-3}$ (Бк/л)/(Бк/м²), повышаясь до $2\cdot10^{-8}$ (Ки/л)/(Ки/км²), или $2\cdot10^{-2}$ (Бк/л)/(Бк/м²), на торфяных почвах и достигая максимума $(4,5–5)\cdot10^{-8}$ (Ки/л)/(Ки/км²), или $(4,5–5)\cdot10^{-2}$ (Бк/л)/(Бк/м²), на наименее плодородных почвах.

После выброса в результате аварии на Чернобыльской АЭС значительная часть радионуклидов (34 % ^{131}I и 56 % ^{137}Cs) вышла за пределы СССР, что привело к загрязнению сельскохозяйственной продукции в других странах, прежде всего в Западной Европе [65]. Максимальные концентрации ^{137}Cs в мясе сельскохозяйственных животных в скандинавских странах достигали $1,1\cdot10^{-7}$ Ки/кг сырого вещества ($3,9\cdot10^{3}$ Бк/кг). В мясе северных оленей концентрация ^{137}Cs была еще выше – $4,3\cdot10^{-7}$ Ки/кг ($1,6\cdot10^{4}$ Бк/кг). В сельскохозяйственных растениях концентрации ^{137}Cs равнялись $2,1\cdot10^{-6}$ Ки/кг сырой массы ($7,7\cdot10^{4}$ Бк/кг). Содержание ^{131}I и ^{137}Cs в молоке в некоторых странах Западной Европы в первый период после аварии составляло соответственно $2,7\cdot10^{-7}$ и $1,1\cdot10^{-8}$ Ки/л ($1\cdot10^{4}$ и $4\cdot10^{2}$ Бк/л). В горных районах Великобритании концентрация ^{137}Cs в мясе овец равнялась $1,1\cdot10^{-7}$ Ки/кг ($4\cdot10^{3}$ Бк/кг). В ряде стран Западной Европы в связи с аварией на Чернобыльской АЭС было введено ограничение на производство и потребление некоторых видов сельскохозяйственной продукции.

ПРИНЦИПЫ ОРГАНИЗАЦИИ АГРОПРОМЫШЛЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА НА ТЕРРИТОРИИ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ

При загрязнении сельскохозяйственных угодий долгоживущими радионуклидами (^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{239}Pu и др.) в результате аварийных выбросов распространение радионуклидов по территории будет, как правило, неравномерным, что ставит задачу зонального ведения сельскохозяйственного производства и проведения комплекса мелиоративных мероприятий по ограничению содержания радионуклидов в продукции и размещения отдельных отраслей АПК в зависимости от уровня радиоактивного загрязнения.

Реализация зонального принципа ведения агропромышленного производства на территории, подвергшейся воздействию аварии на Чернобыльской АЭС, привела к выделению на 2–4-й годы после выброса радионуклидов четырех зон по плотности загрязнения ^{137}Cs: до 15, 15–40, 40–80 и более 80 Ки/км² (соответственно до $5,55\cdot10^{5}$; $5,55\cdot10^{5}$ – $1,48\cdot10^{6}$; $1,48\cdot10^{6}$ – $2,96\cdot10^{6}$ и более $2,96\cdot10^{6}$ Бк/м²). В различные перио-

ды ликвидации последствий аварии в АПК реализовывались временные допустимые уровни (ВДУ) содержания радионуклидов в основных видах пищевых продуктов (табл. 125).

125. Временные допустимые уровни суммарного содержания ^{134}Cs и ^{137}Cs в продуктах питания и питьевой воде (ВДУ-88) для региона Чернобыльской аварии на 1988—1990 гг.

Наименование продукта	Концентрация $^{134}Cs + {}^{137}Cs$,	
	Ки/кг, л	Бк/кг, л
Вода питьевая	$5 \cdot 10^{-10}$	18,5
Молоко и кисломолочные продукты (сметана, творог, сыр)	$1 \cdot 10^{-8}$	370
Масло сливочное, молоко сгущенное	$3 \cdot 10^{-8}$	1110
Молоко сухое	$5 \cdot 10^{-8}$	1850
Мясо (свинина, баранина), птица, рыба, яйца (меланж), мясные и рыбные продукты	$5 \cdot 10^{-8}$	1850
Мясо говяжье	$8 \cdot 10^{-8}$	2960
Жиры растительные и животные, маргарин	$1 \cdot 10^{-8}$	370
Картофель, корнеплоды, овощи, столовая зелень, фрукты, ягоды	$2 \cdot 10^{-8}$	740
Хлеб и хлебопродукты, крупы, мука, сахар	$1 \cdot 10^{-8}$	370
Консервы овощные и фруктовые, соки, варенье, джемы, повидло, мед	$2 \cdot 10^{-8}$	740
Детское питание всех видов	$1 \cdot 10^{-8}$	370
Грибы, свежие дикорастущие ягоды	$5 \cdot 10^{-8}$	1850
Грибы сухие, сухофрукты	$3 \cdot 10^{-7}$	11100

В первой зоне (до 15 Ки/км², до $5{,}55 \cdot 10^5$ Бк/м² по ^{137}Cs) на пахотных угодьях растениеводство велось без ограничений по принятым для данного почвенно-климатического региона технологиям возделывания сельскохозяйственных культур. Минеральные и органические удобрения вносились в дозах, обеспечивающих получение планируемых урожаев. На пойменных пастбищах и сенокосах проводилось поверхностное улучшение с внесением фосфорных и калийных удобрений и подсевом многолетних трав. Неокультуренные пастбища и сенокосные угодья суходолов подлежали коренному улучшению с внесением повышенных в 1,5 раза доз минеральных и органических удобрений.

В животноводстве для получения отвечающего временным допустимым уровням содержания ^{137}Cs в молоке были необходимы проведение коренной мелиорации лугопастбищных угодий, использование сена сеяных трав, добавление в рационы молочных коров корне- и клубнеплодов, картофеля и кукурузного силоса. Было целесообразно использование естественных сенокосов и пастбищ для рабочего и откормочного скота, ремонтного молодняка и молочных коров с переработкой молока на масло.

В личных подсобных хозяйствах производство овощей и картофеля, а также садоводство велись без ограничений. Для сенокошения и выпаса скота выделялись участки с наименьшим содержанием ^{137}Cs.

Во второй зоне (плотность загрязнения ^{137}Cs 15–40 Ки/км², $5{,}55 \cdot 10^5$ – $1{,}48 \cdot 10^6$ Бк/м²) в земледелии производилось интенсивное внесение удобрений: до удвоенных доз относительно зональных нормативов. Известковые материалы добавлялись из расчета 1,5 дозы по гидролитической кислотности. На сенокосах и пастбищах проводилось их коренное улучшение с ежегодным внесением повышенных (в 1,5 раза по сравнению с нормативными) доз фосфорных и калийных удобрений. Органические удобрения животного происхождения применялись в этой зоне без ограничений, а в зоне с плотностью загрязнения ^{137}Cs менее 15 Ки/км² (меньше $5{,}55 \cdot 10^5$ Бк/м²) их использование запрещалось.

В животноводстве в этой зоне выпас молочно-продуктивных животных производился только на мелиорированных пастбищах с преобладанием стойлово-выгульного содержания животных. В кормлении животных предпочтение отдавалось зеленой массе и сену сеяных трав с пахотных угодий, силосу, корне- и клубнеплодам и концентрированным кормам. Если содержание ^{137}Cs в кормах не обеспечивало получение молока, отвечающего ВДУ, эти корма использовались мясному скоту.

В личных подсобных хозяйствах этой зоны производилось интенсивное внесение удобрений и известковых материалов на огородах, что обеспечивало получение картофеля и овощей, отвечающих ВДУ по ^{137}Cs. При откорме птицы, свиней и крупного рогатого скота в последние 1,5–2 мес перед убоем применяли "чистые" корма. Для выпаса коров использовались участки с плотностью загрязнения ^{137}Cs не выше 5 Ки/км² (не более $5{,}55 \cdot 10^5$ Бк/м²). Если не обеспечивалось получение молока, отвечающего ВДУ содержания ^{137}Cs, оно перерабатывалось на масло.

Третья зона (плотность загрязнения ^{137}Cs от 40 до 80 Ки/км², $1{,}48 \cdot 10^6$ – $2{,}96 \cdot 10^6$ Бк/м²) использовалась для строго контролируемого

ведения сельскохозяйственного производства. Поля в этой зоне выводились из севооборота, и на них размещались культуры семенного и технического назначения, а также было организовано производство кормов (корне- и клубнеплоды, картофель, кукуруза на силос) для откормочного скота. Выпас животных на неокультуренных пастбищах не проводился, а выпас скота индивидуального сектора категорически запрещался. Сельскохозяйственное производство на территории, загрязненной ^{137}Cs свыше 80 Ки/км² (более $2{,}96 \cdot 10^6$ Бк/м²), было прекращено, а территория подлежала залесению.

На территории, подвергшейся радиоактивному загрязнению на Южном Урале, были выделены три зоны по плотности загрязнения ^{90}Sr: первая до 2–4 Ки/км² ($7{,}4 \cdot 10^4$ – $1{,}48 \cdot 10^5$ Бк/м²); вторая 1–2 Ки/км² ($3{,}7 \cdot 10^4$ – $7{,}4 \cdot 10^4$ Бк/м²) и третья менее 1 Ки/км² (меньше $3{,}7 \cdot 10^4$ Бк/м²). Внешняя граница первой зоны была одновременно границей санитарно-защитной зоны.

В области растениеводства в первой зоне предполагалось возделывание зерновых культур (семена и фуражное зерно) и одно- и многолетних трав на семена. Во второй зоне рекомендовалось, кроме того, что было возможно в первой зоне, также возделывание зерновых культур общего назначения и кормовых культур. В третьей зоне ведение сельского хозяйства разрешалось без ограничений.

В области животноводства в первой зоне допускалось ведение свиноводства и птицеводства (только кур). Молочное животноводство разрешалось при условии переработки молока на масло. Для обеспечения молоком местного населения, проживающего в этой зоне, рекомендовалось стойловое содержание животных с кормлением сеном, завезенным из второй и третьей зон или из "чистых" районов. В первой зоне допускались выпас молодняка и заготовка для него кормов. Во второй зоне разрешались выпас молочного скота и заготовка сена на открытых пастбищах и сенокосах. В третьей зоне рекомендовались сосредоточение молочного стада индивидуальных хозяйств и заготовка грубых кормов для коров.

Для зоны аварии на Чернобыльской АЭС прогностические расчеты накопления радионуклидов в растениях показывали, что при плотности загрязнения почвы ^{137}Cs до 15–20 Ки/км² ($5{,}55 \cdot 10^5$ – $7{,}4 \cdot 10^5$ Бк/м²) в продукции растениеводства содержание этого радионуклида будет ниже временных допустимых уровней даже без выполнения специальных агромелиоративных мероприятий. Проведение указанных мероприятий позволило снизить переход ^{137}Cs из почвы как минимум в 2–3 раза и тем самым добиться получения доброкачественной продовольственной продукции при плотности загрязнения почв ^{137}Cs 40–50 Ки/км² ($1{,}48 \cdot 10^6$ – $1{,}85 \cdot 10^6$ Бк/м²). Следует отметить, что все расчеты были сделаны для самых малоплодородных типов почв – дерново-подзолистых песчаных. На территориях, загрязненных ^{137}Cs выше 40–50 Ки/км² (более $1{,}48 \cdot 10^6$ – $1{,}85 \cdot 10^6$ Бк/м²), рекомендовалось производство семенных и технических культур, а также кормов для молодняка и откормочного мясного скота. При плотности загрязнения ^{137}Cs выше 80 Ки/км² (более $2{,}96 \cdot 10^6$ Бк/м²) ведение сельскохозяйственного производства запрещалось из-за высокого фона γ-излучения.

Основные мероприятия в животноводстве сводились к исключению из использования для молочного скота естественных неокультуренных малопродуктивных пастбищ. При этом считалось, что по предварительным прогнозам, при плотности загрязнения территории ^{137}Cs ниже 15 Ки/км² (менее $5{,}55 \cdot 10^5$ Бк/м²) молоко в основном должно отвечать временным допустимым уровням содержания ^{137}Cs ($1 \cdot 10^{-8}$ Ки/л, 370 Бк/л). Однако проведенные в 1987–1988 гг. наблюдения за содержанием радионуклидов в молоке коров, выпасающихся на пастбищах с плотностью загрязнения ^{137}Cs от 5 до 15 Ки/км² ($1{,}85 \cdot 10^5$ – $5{,}55 \cdot 10^5$ Бк/м²), показали, что в значительном числе случаев (около 30 %) содержание в молоке ^{137}Cs превышает ВДУ. В связи с этим в 1988 г. было предложено проводить окультуривание естественных пастбищ с уровня загрязнения ^{137}Cs 5 Ки/км² ($1{,}85 \cdot 10^5$ Бк/м²).

С 29 апреля по 4–6 мая 1986 г. из хозяйств и населенных пунктов 30-километровой зоны было выведено около 120 тыс. голов крупного рогатого скота. Это поголовье в течение 5–10 сут после аварии выпасалось на пастбищах, подвергшихся радиоактивному загрязнению. Из-за невозможности передержки скота (1,5–2 мес перед убоем на завозных, не содержащих радионуклиды кормах, что обеспечивало получение мяса, по содержанию радионуклидов отвечающее временным допустимым уровням) в 1986 г. было произведено 31,3 тыс. т мяса с превышением ВДУ. В 1987 г. были разработаны методика прижизненного определения содержания радионуклидов в организме животных и система предубойного откорма на "чистых" кормах. Это позволило резко снизить в 1987–1990 гг. производство мяса со сверхнормативным содержанием радионуклидов. Животные проверяются перед убоем и возвращаются на дополнительную передержку при получении неблагоприятных результатов такого анализа.

Проведение комплекса защитных мероприятий в агропромышленном производстве на загрязненной после аварии на Чернобыльской АЭС территории обеспечило значительное снижение концентрации

126. Динамика количеств молока и мяса в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (на территории РСФСР, УССР и БССР) с превышением временных допустимых уровней содержания радионуклидов в 1986–1989 гг.

Вид продукции	Показатель	1986	1987	1988	1989
Молоко	Объем закупок, тыс. т	4415,5	5017,1	3927,3	8634,7
	В том числе выше ВДУ, тыс. т	1313,7	555,3	300,6	246,0
	С превышением ВДУ, %	29,8	11,1	7,7	2,8
Мясо	Объем закупок, тыс. т	550,7	631,8	520,0	985,6
	В том числе выше ВДУ, тыс. т	31,3	12,4	2,8	1,0
	С превышением ВДУ, %	5,7	2,0	0,54	0,1

Примечание. Увеличение объемов производства молока и мяса в 1989 г. относительно 1986–1988 гг. связано с учетом большей площади, подвергшейся воздействию аварии. В 1989 г. производство зерна, картофеля и овощей с превышением ВДУ в указанном регионе составило соответственно 0,6, 0,1 и 0,02 % валового количества.

127. Предельно допустимые уровни загрязнения дерново-подзолистых почв ^{137}Cs в зоне аварии на Чернобыльской АЭС, обеспечивающие получение продукции с содержанием этого радионуклида ниже временных допустимых уровней в 1989–1990 гг., Ки/км² (Бк/м²)

Продукт	Обычная технология производства продукции растениеводства	Технология производства продукции растениеводства с проведением агромелиоративных мероприятий
Молоко и мясо при выпасе скота на естественных пастбищах	5 ($1{,}85 \cdot 10^5$) – неокультуренные пастбища;	10 ($3{,}7 \cdot 10^5$) – окультуренные пастбища;
	2 ($7{,}4 \cdot 10^4$) – на торфяных почвах	5 ($1{,}85 \cdot 10^5$) – на торфяных почвах
Молоко и мясо при стойловом содержании скота	15 ($5{,}55 \cdot 10^5$)	40 ($1{,}48 \cdot 10^6$)
Картофель	40 ($1{,}48 \cdot 10^6$)	До 80 ($2{,}96 \cdot 10^6$)
Зерновые и силосные культуры	40 ($1{,}48 \cdot 10^6$)	До 80 ($2{,}96 \cdot 10^6$)
Любые овощи и фрукты	60 ($2{,}22 \cdot 10^6$)	До 80 ($2{,}96 \cdot 10^6$)

3391

радионуклидов в сельскохозяйственной продукции и уменьшение объемов продукции с превышением временно допустимых уровней. Так, с 1986 г. по 1989 г. количество производимого в зоне загрязнения молока, содержащего ^{137}Cs выше ВДУ, уменьшилось с 29,8 до 2,8 % от валового производства в этих областях, а мяса – с 5,7 до 0,1 % (табл. 126). За период с мая 1986 г. по декабрь 1989 г. в затронутых радиоактивными выпадениями областях было получено 18 млн. 236 тыс. т молока, в том числе 2 млн. 378 тыс. т. (т.е. 13 %) с содержанием радионуклидов выше временных допустимых норм, которое было полностью переработано на масло. Выполнение комплекса агромелиоративных мероприятий на загрязненных территориях привело к тому, что концентрация ^{137}Cs в полученной на них сельскохозяйственной продукции была такой же, как и на немелиорированных площадях, где плотность загрязнения ^{137}Cs в 1,5–2,5 раза выше (табл. 127).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Основной парадигмой современной прикладной экологии, изучающей последствия растущего антропогенного давления на природную среду, применительно к сфере агропромышленного производства является положение, согласно которому ведущее значение имеет загрязнение сельскохозяйственной продукции токсикантами, ограничивающее ее потребление, тогда как поражение сельскохозяйственных растений и животных проявляется при существенно более высоком содержании токсических веществ в окружающей среде.

Справедливость этого постулата для радиоактивного загрязнения природной среды (сама парадигма была сформулирована основоположником отечественной радиоэкологии В.М. Клечковским в начале 50-х годов) убедительно доказана 40-летней историей развития радиоэкологии. В частности, это проиллюстрировал опыт изучения последствий глобального загрязнения природных сред после интенсивных ядерных испытаний в 50–60-х годах, приведших к беспрецедентному по масштабам исследованию миграции искусственных радионуклидов и загрязнения пищевых цепочек. Это же подтвердил и опыт ликвидаци последствий аварии на Чернобыльской АЭС, когда прямое радиационное повреждение растений (прежде всего хвойных лесов) и незначительное лучевое поражение животных (в частности, сельскохозяйственных животных как следствие накопления радиойода в щитовидной железе) происходили на очень ограниченных площадях, тогда как загрязнение сельскохозяйственной продукции (молока, мяса, растительных продуктов) выше временных предельно допустимых уровней для потребления человеком затронуло существенно большие площади. Сказанное, конечно, не исключает важности задачи изучения вредного действия на растения и животных различных токсических соединений (в том числе радиоактивных), особенно с учетом влияния малых доз или количеств токсикантов, пока еще в целом малоисследованного и в биологии, и в экологии.

Из всех компонентов биосферы загрязнение сельскохозяйственных угодий вызывает наибольшее беспокойство, так как с передвижением токсических веществ, в том числе и радионуклидов, по трофическим цепям связано их поступление в организм человека. Среди различных областей прикладной сельскохозяйственной экологии радиоэкологическое направление оказалось наиболее разработанным. Этому способствовали два обстоятельства. С одной стороны, человек осознал опасность радиоактивного загрязнения природной среды и биологического действия ионизирующих излучений (прежде всего при оценке последствий применения ядерного оружия, в частности после проведения массированных ядерных испытаний) раньше, чем опасность от последствий загрязнения природы химическими токсикантами (тяжелыми металлами, средствами защиты растений, оксидами серы и азота, органическими соединениями и др.). С другой стороны, относительная простота измерения содержания радионуклидов в объектах природной среды и возможность точного определения количества радиоактивных веществ позволили собрать в относительно короткие сроки очень большой объем информации о переносе радиологически значимых естественных и искусственных нуклидов в основных природных и искусственных ландшафтах. Большое насыщение фактическим материалом сделало возможным построение в сельскохозяйственной радиоэкологии количественных моделей транспорта радионуклидов как инструмента для прогноза поведения радиоактивных веществ и оценки их накопления в сельскохозяйственных цепочках в различные сроки после разового или хронического выброса радионуклидов в окружающую среду.

Всесторонний анализ различных радиологических ситуаций, как в нормальном, или штатном режиме работы ядерных установок, так и в аварийных случаях убедительно показал, что с аграрным сектором связано, как правило, формирование основных дополнительных дозовых нагрузок на население, особенно в длительной перспективе при загрязнении окружающей среды долгоживущими радионуклидами. Это указывает на необходимость расширения сельскохозяйственных радиоэкологических исследований с учетом большого разнообразия биогеохимических условий природных сред в районах, где размещаются АЭС и другие предприятия ЯТЦ, а также широкого варьиро-

вания особенностей ведения агропромышленного производства на этих территориях.

Учитывая, что развитие ядерной энергетики и рост использования радиационных технологий в различных областях народного хозяйства, в том числе в АПК, являются важным элементом научно-технического прогресса, есть все основания считать радиоэкологию и ее сельскохозяйственное направление научным фундаментом безопасного экологически рационального применения энергии мирного атома.

3391

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Агрохимические** аспекты поведения ^{65}Zn в почвах и растениях / Е.В. Юдинцева, Л.И. Павленко, С.Д. Соколова, Л.А. Мамонтова // Агрохимия. – 1982. – № 1. – С. 103–109.
2. **Алексахин Р.М.** Радиоактивное загрязнение почвы и растений. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 132 с.
3. **Алексахин Р.М.** Ядерная энергия и биосфера. – М.: Энергоиздат, 1982. – 215 с.
4. **Алексахин Р.М.** Научная деятельность В.М. Клечковского и проблема радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова // Почвоведение. – 1990. – № 10. – С. 7–13.
5. **Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А.** Агрохимия цезия-137 и его накопление сельскохозяйственными растениями // Агрохимия. – 1977. – № 2. – С. 129–142.
6. **Анненков Б.Н.** Метаболизм стронция в организме сельскохозяйственных и лабораторных животных: Автореф. дисс. докт. наук. – М., 1969. – 32 с.
7. **Анненков Б.Н.** Миграция ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{131}I по цепи корм – сельскохозяйственные животные – продукты животноводства // Проблемы и задачи радиоэкологии животных. – М.: Наука, 1980. – С. 131–144.
8. **Артеменкова Л.В.** Методы и приборы, используемые в СССР для определения радиоактивности окружающей среды // Nuclear Techniques in Environmental Pollution. – IAEA, Vienna, 1971. – P. 95–107.
9. **Архипов Н.П., Егоров А.В., Клечковский В.М.** К оценке размеров поступления стронция-90 из почвы в растения и его накопления в урожае // Докл. ВАСХНИЛ. – 1969. – № 1. – С. 2–4.
10. **Архипов Н.П., Февралева Л.Т.** Роль осадков в удалении радионуклидов с растений при их некорневом загрязнении // Экология. – 1979. – № 6. – С. 41–46.
11. **Бакунов Н.А.** Влияние свойств почв и почвообразующих минералов на поступление цезия-137 в растения: Автореф. дисс. канд. наук. – М., 1967.–20 с.
12. **Барбер С.А.** Биологическая доступность питательных веществ в почвах. Механический подход: Пер. с англ. / Под ред. Э.Е. Хавкина. – М.: Агропромиздат, 1988. – С. 224–251.
13. **Батыгин Н.Ф.** Онтогенез высших растений. – М.: Агропромиздат, 1986. – 100 с.
14. **Биологическое** действие продуктов ядерного деления, поступающих в организм сельскохозяйственных животных / Н.И. Буров, А.Н. Сироткин, Л.В. Богатов и др. // Радиоэкология позвоночных животных. – М.: Наука, 1978. – С. 149–170.
15. **Блауберг И.П., Юдин Э.Г.** Становление и сущность системного подхода. – М.: Наука, 1979. – 286 с.
16. **Бондарь П.Ф.** Некоторые аспекты оценки и прогнозирования уровней аэрозольного загрязнения растений радиоактивными и химическими веществами // Агрохимия. – 1986. – № 7. – С. 103–112.
17. **Бондиетти Э.А., Тамура Т.** Физико-химические связи плутония и других актиноидов в почве // Трансурановые элементы в окружающей среде: Пер. с англ. / Под ред. У.С. Хэнсона. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – С. 66–84.
18. **Браверкман Э.М., Мучник И.Б.** Структурные методы обработки эмпирических данных. – М.: Наука, 1983. – 464 с.

А

Аберрации хромосомные 158,176
Аварии радиационные (ядерные)
– гипотетическая (на АЭС) 141, 283–287, 318–320
– в Уиндскейле 6, 319
– в Чернобыле 6, 334–365
– на АЭС "Три Майл Айленд" 319
– на Южном Урале 6, 8, 319, 322–334
Агромелиорация
– внесение минеральных удобрений 196–198, 201–205, 356–358
– внесение органических удобрений 196, 200, 205, 206, 356–358
– внесение цеолитов 357, 358
– известкование 199–200, 203, 204, 356
– на лугах и пастбищах 209–212, 218–220, 358
– подбор сельскохозяйственных культур 212–215
– специальные приемы 196, 207–209
Америций (^{241}Am)
– в животных 96, 100, 103
– в почвах 17
– в растениях 58
Анемия радиационная – см. костно-мозговой синдром
Аэрозоли радиоактивные 80–82, 84–88, 141

Б

Барий (^{140}Ba)
– в животных 98, 100–114
– в почвах 45, 46
Безопасность радиационная 267, 340
Бериллий (^{7}Be) 112
Бета-ожог – см. ожог лучевой
Болезнь лучевая у животных
– острая 174–182, 327
– хроническая 174, 193, 194
Бракераж загрязненной сельскохозяйственной продукции 304, 340

В

Вольфрам (^{185}W) 95
Восстановление пострадиационное 158, 160, 175
Восточно-Уральской радиоактивный след 322–334
Временные допустимые уровни (ВДУ) 229, 284, 360, 365
Всасывание радионуклидов у животных
– место 95
– механизмы 94, 95
– роль вида и возраста животных 98, 99
– роль физико-химических свойств и формы радионуклидов 95–97
– скорость 95
Выбросы радиоактивные – см. выпадения радионуклидов
Выведение радионуклидов
– из животных 104–106, 221–227
– у растений 82–86
Выживаемость (после облучения)
– животных 174
– растений 165
Выпадения радионуклидов
– аварийные 316, 317, 318–322, 334–341
– глобальные 4, 5, 79, 107, 270, 271

Г

Газы инертные (радионуклиды) 96
Генетическое действие радионуклидов 160
Гибель клеточная 176–182
Гибель радиационная 176, 327
Гигиена радиационная 267
Группа населения критическая 268, 379–383

Д

Дезактивация 207–209
Деконтаминация – см. дезактивация
Диффузия радионуклидов в почвах 52, 53
Доза облучения
– критическая 162
– летальная ($ЛД_{100}$) 169, 174
– ожидаемая 129
– поглощенная 344–348
– полулетальная ($ЛД_{50}$) 169–172, 174, 175
– $УД_{50}$ (снижение урожая на 50 %) 169, 170
– экспозиционная 345
Доза-эффект зависимость 156–162
Дозиметрия
– животных 131–133
– общие вопросы 287–289
– растений 116–128
Дозиметры 314, 315
Дозы малые (действие)
– у животных 183
– у растений 162–164

Е

Единицы
– стронциевые 55, 56
– цезиевые 56

Ж

Железо (^{55}Fe, ^{59}Fe)
– в животных 95, 98, 99, 105, 107, 108, 112, 115
– в почвах 15, 20, 38, 47, 48
– в растениях 58, 76

З

Загрязнение аэральное 79–90, 294, 316–322
Загрязнение вторичное – см. загрязнение аэральное
Загрязнение некорневое (внекорневое) – см. загрязнение аэральное
Задержание радионуклидов растениями 84–91, 318–326
Зона
– санитарно-защитная (СЗЗ) 359–365
– санитарно-охранная (СОЗ) 277–279

И

Иммунология радиационная 186, 187
Иод (^{129}I, ^{131}I)
– в атмосфере 42
– в животных 98, 100, 102, 103, 106, 107, 110–114
– в почвах 15, 20, 42–44
– в растениях 57, 75, 76, 237, 256, 257, 261, 262
– в щитовидной железе 103
Иттрий (^{90}Y, ^{91}Y)
– в животных 98, 100
– в почвах 15, 20, 21, 23
– в растениях 58, 76

К

Кадмий (^{115}Cd) 58, 64, 66, 76
Калий (^{40}K)
– в горных породах 27, 28
– в животных 100, 112
– в минеральных удобрениях 29
– в почвах 27, 28
– в растениях 57, 70–72
Кальций (^{45}Ca) 110–112, 181, 182
Канцерогенез радиационный (лучевой) 189–191
Картирование загрязненных сельскохозяйственных угодий 300–304
Кислородный эффект 157
Кобальт (^{60}Co)
– в животных 98, 99, 108, 109, 112
– в почвах 23, 46, 47
– в растениях 57, 58, 64, 67, 76
Контрольный уровень (КУ) 268, 269, 273
Контроль радиационный 287–296
Концепция линейная беспороговая 59, 156, 157
Кормление животных
– корма "чистые" 221, 222
– специальные добавки 222–227
Костно-мозговой синдром 183–185
Коэффициент
– аэрального загрязнения 90, 91
– биологического поглощения (КБП) 55, 57
– ветрового подъема 91
– всасывания ($f_{вс}$) 93
– дискриминации 56
– диффузии 52–54
– дозового преобразования 267
– защиты сельскохозяйственных помещений 140
– квазидиффузии 236
– накопления (КН, $К_н$) 54–67; 72–77
– ослабления γ-излучения 140
– перехода 252, 253
– пропорциональности 55
– распределения (K_p) 13–17
Кратность накопления (F) 93
Кыштымская авария – см. аварии радиационные (ядерные)
Кюрий (^{242}Cm)
– в животных 96, 100, 103
– в почвах 52
– в растениях 58

Л

Лантан (^{140}La) 38, 46, 112
Лейкопения – см. костно-мозговой синдром
Лучевое поражение – см. поражение (повреждение) радиационное

М

Марганец (^{54}Mn)
– в животных 98, 109, 110, 114, 116
– в почвах 38, 46
– в растениях 57, 58, 66, 78
Медь (^{64}Cu)
– в животных 112
– в растениях 57
Международная комиссия по радиологической защите (МКРЗ) 142
Мишени теория 156, 157, 176, 177
Модели
– аналитические 233, 234
– детерминированные 234, 235
– динамические 90, 91, 234, 256
– имитационные 234
– камерные 147
– компартментные 240, 244, 245
– математические 234
– статистические 234
– статические 234, 252–263
– стохастические 234
– транспортные 141–145, 263–265
Модели миграции радионуклидов
– аэрального загрязнения растений 90, 91
– в агросфере 263–265
– в организме сельскохозяйственных животных 141–150
– в почвах 235–244
– в системе почва–растение 244–252
– по пищевым цепочкам 252–263
Молибден (^{99}Mo) 95, 100, 104, 112, 114
Мониторинг радиационный агропромышленного производства
– задачи 289–293
– контролируемые параметры 296–299
– объекты 293–296
– принципы организации 291–293, 300–309
– структура 310–315

Н

Наблюдаемое отношение (НО) 55
Наведенная радиоактивность – см. радионуклиды наведенной активности
Накопление радионуклидов в животных
– в молоке 111–113
– в мясе 107–110
– в яйце кур 113–115
– роль вида и возраста животных 107–110
– роль физико-химических свойств радионуклидов 107–110
Накопление радионуклидов в растениях
– роль биологических особенностей растений 66, 67
– роль свойств почв 59–66
– роль физико-химических свойств радионуклидов 56–59
Натрий (^{22}Na, ^{24}Na)
– в животных 95, 100
– в растениях 57
Неодим (^{147}Nd) 100
Нептуний (^{237}Np, ^{239}Np)
– в животных 96, 112
– в почвах 16
Никель (^{59}Ni) 112
Ниобий (^{95}Nb)
– в животных 110–112
– в почве 38, 45
Носитель
– изотопный 17, 55, 56
– неизотопный 17, 55, 56

О

Облучение животных
– внешнее 128–141, 174
– внутреннее 128, 129, 141–156, 184
– острое 174, 189
– сочетанное 190
– хроническое 182, 189, 190, 211–214
Облучение профессиональное 267, 280, 281
Облучение растений
– внешнее 167–170
– внутреннее 167–170
– острое 160, 172
– предпосевное (семян) 162–164
– сочетанное 117
– хроническое 119, 182
Ожог лучевой 190, 194
Оптимизация принцип 196
Опухоли – см. канцерогенез радиационный (лучевой)
Орган критический 123, 157
Отходы радиоактивные 5, 6

П

Патология радиационная 183, 189–195

Перепрофилирование АПК 215–217
Переработка технологическая
– молоко 227, 228
– мясо 228
– растительное сырье 215
Период
– иодной опасности 270, 285
– полувыведения радионуклида ($T_{эфф}$) 93, 104, 105
– полупотерь радионуклида 82, 83
– стронциевой и цезиевой опасности 285
Плутоний (^{238}Pu, ^{239}Pu, ^{240}Pu)
– в животных 96, 97, 102, 108, 112
– в почвах 16, 50–52
– в растениях 58
Подъем ветровой (радионуклидов) 88–90
Показатель
–Клечковского комплексный ($K_{Кл}$) 56, 74
– Фредриксона ($П_Ф$)
Полоний (^{210}Po)
– в животных 96, 112
– в почвах 34–36
– в растениях 71, 74
Поля дозные 121, 129–131
Поражение (повреждение) радиационное (лучевое)
– у животных 174–182, 472–477
– у растений 156–162
Поступление радионуклидов в организм животных
– ингаляционное 128, 142–146
– перкутанное 128
– пероральное 128, 141–143
Поступление радионуклидов в продукты животноводства
– в молоко 107, 111–113
– в мясо 107–111
– в яйцо кур 113–115
Поступления годового предела (ПГП) 267, 281
Правило Бергонье–Трибондо 179
Празеодим (^{143}Pr) 112
Предел дозы за год (ПД) 267–269
Принцип ALARA 285
Прометий (^{144}Pm, ^{147}Pm) 100–112
Профилактика иодная 218, 219

Р

Радий (^{226}Ra)
– в животных 96, 100, 112
– в почвах 16, 33
– в растениях 71–74
Радикалы свободные 179
Радиоактивность естественная – см. фон радиационной естественный
Радиометрия 312–315
Радиометры 314, 315
Радионуклиды
– естественные 22–36
– естественные тяжелые 29–36
– инкорпорированные 96–102
– искусственные 36–52
– классификация 36–38
– космогенные 26
– критические 37–43, 51
– наведенной активности 46–49
– "старение" 41
– трансурановые 49–52
Радиорезистентность – см. радиоустойчивость
Радиоустойчивость
– животных 174, 175
– растений 164–168
Радиочувствительность
– животных 174–176
– растений 156
– семян 166
Радиоэкология
– общие вопросы 3
– сельскохозяйственная 4–6
Радон (^{222}Rn)
– в воздухе 36
– в почвах 36
Распределение дозовое 116–118, 128, 129
Распределение радионуклидов
– в животных 92–104
– в растениях 54–77
Рацион питания 272–277
Репарация (пострадиационная) – см. восстановление пострадиационное
Родий (^{106}Ph) 112
Ртуть (^{203}Hg) 112
Рутений (^{103}Ru, ^{106}Ru)
– в животных 109–112
– в почвах 20, 44, 45
– в растениях 60, 76, 77, 84

С

Свинец (^{210}Pb)
– в животных 96, 98, 112
– в почвах 34–36
– в растениях 58, 71, 72, 74
Сера (^{35}S) 112
Серебро (^{106}Ag) 112
Служба радиологическая 287–310, 311–315
Сорбция радионуклидов в почвах 13–51
Спектрометрия 312–315
Спектрометры 314–315
Стимуляция радиационная 162–164
Стронций (^{89}Sr, ^{90}Sr)
– авария на Южном Урале 322–334
– в выбросах 338
– в животных 95, 98–115
– в почвах 37–40
– в растениях 55–61, 66–70
Структурно-метаболическая теория 176–178
Сурьма (^{124}Sb, ^{125}Sb) 100, 100–112

Т

Теллур (^{132}Te) 95, 100, 114
Технеций (^{99m}Tc) 15
Торий (^{228}Th, ^{230}Th, ^{232}Th)
– в животных 96
– в почвах 16, 31, 32
– в растениях 58, 71–74
– в удобрениях 31
Торон (^{220}Rn) – см. радон
Трансурановые элементы (ТУЭ) – см. радионуклиды трансурановые
Тритий (^{3}H, T)
– в воде 23, 25, 26
– в выбросах 80
– в животных 95, 98, 100, 104, 105, 112, 115
– в почвах 26
– в растениях 70
Тропность распределения радионуклидов 101–103

У

Углерод (^{14}C)
– в выбросах 26, 27
– в животных 112
– в почвах 26
– в растениях 70, 80
Уиндскейл (ядерная авария) – см. аварии радиационные (ядерные)
Уран (^{235}U, ^{238}U)
– в горных породах 29
– в животных 110–113
– в почвах 16, 29–31
– в растениях 58, 71, 72

Ф

Фактор накопления 151–153

Фитодезактивация — см. фитомелиорация
Фитомелиорация 213–215
Фон радиационный естественный 3–5, 267
Формы нахождения радионуклидов 52–54
Фосфор (^{32}P) 112

Х

Хром (^{51}Cr) 112

Ц

Цезий (^{134}Cs, ^{137}Cs)
— авария на Чернобыльской АЭС 6, 334–365
— в выбросах 316–323, 336–338
— в животных 95, 98–102, 105–114
— в почвах 15, 19–21, 40–43
— в растениях 56, 58, 60–69
Церий (^{141}Ce, ^{144}Ce)
— в животных 98, 100, 102, 108–114
— в почвах 16, 20, 23, 44
— в растениях 58, 60, 76, 77, 84
Цикл ядерный топливный (ЯТЦ) 5, 79, 80, 117, 267, 316
Цинк (^{65}Zn)
— в животных 107–112, 114, 115
— в почвах 15, 21, 48, 49
— в растениях 57, 58, 64, 66
Цирконий (^{95}Zr)
— в животных 110–112
— в почвах 15, 25, 45
— в растениях 58, 60, 76

Ч

Частицы "горячие" 80, 81
Чернобыльская авария — см. аварии радиационные (ядерные)

Э

Электростанции атомные (АЭС) 5, 316
Энергетика ядерная 5–6, 316
Эффекты
— нестохастические 176
— стохастические 176
Эффекты радиационные у животных
— воспроизводительная система 188, 189
— иммунная система 186, 187
— нервная система 185–186
— органы кроветворения 183–185
— сердечно-сосудистая система 185–186
— щитовидная железа 103

3391

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение (*Алексахин Р.М.*) 3

ГЛАВА 1. ПОЧВЕННАЯ ХИМИЯ РАДИОНУКЛИДОВ (*Иванов Ю.А., Алексахин Р.М., Жигарева Т.Л., Ратников А.Н., Попова Г.И.*) 12

Почва как исходное звено миграции радионуклидов в природной среде 12

Сорбция радионуклидов почвами 13

Важнейшие характеристики и особенности почвенной химии некоторых радиологически значимых радионуклидов..... 22

Миграция радионуклидов в почве 52

ГЛАВА 2. ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ ИЗ ПОЧВЫ (*Санжарова Н.И., Ратников А.Н., Алексахин Р.М.*) 54

Количественные показатели накопления радионуклидов растениями из почвы 54

Влияние физико-химических свойств радионуклидов на переход их из почвы в растения..... 56

Влияние свойств почвы на поступление радионуклидов в растения 59

Влияние биологических особенностей растений на накопление радионуклидов из почвы..... 66

Влияние агротехники возделывания культур на поступление радионуклидов из почвы в растения..... 67

Поступление отдельных радионуклидов из почвы в растения..... 70

ГЛАВА 3. ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В РАСТЕНИЯ АЭРАЛЬНЫМ ПУТЕМ (*Егорова В.А.*) 79

Радиоактивные выбросы в атмосферу как источник аэрального загрязнения растений 79

Внекорневое поступление радионуклидов в растения из твердых аэрозолей 81

Поступление растворимых радионуклидов в растения из воздуха 84

Вторичное аэральное загрязнение растений 88

Количественные характеристики перехода радионуклидов в растения при аэральном пути поступления 90

ГЛАВА 4. МЕТАБОЛИЗМ РАДИОНУКЛИДОВ В ОРГАНИЗМЕ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ (*Сироткин А.Н.*) 92

Количественные показатели интенсивности метаболизма радионуклидов у животных и скорости переноса радионуклидов в трофических цепях с участием сельскохозяйственных животных 92

Всасывание радионуклидов в желудочно-кишечном тракте.. 94

Распределение радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных 100

Выведение радионуклидов из организма 104

ГЛАВА 5. ПОСТУПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИЮ ЖИВОТНОВОДСТВА (*Сироткин А.Н.*) 106

Продукция животноводства как источник радионуклидов в рационе человека 106

Накопление радионуклидов в мясе 107

Выделение радионуклидов в молоко 111

Поступление радионуклидов в яйцо кур..... 113

ГЛАВА 6. ОСНОВНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ПОГЛОЩЕННЫХ ДОЗ ПРИ ОБЛУЧЕНИИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ РАСТЕНИЙ (*Спирин Е.В*) 116

Дозовые характеристики радиационного воздействия на растения 116

Формирование поглощенных доз у сельскохозяйственных растений 119

ГЛАВА 7. ОСНОВНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ПОГЛОЩЕННЫХ ДОЗ ПРИ ОБЛУЧЕНИИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ (*Козьмин Г.В., Сарапульцев И.А., Хвостунов И.К., Расин И.М.*) 128

Источники облучения сельскохозяйственных животных 128

Дозиметрические характеристики внешнего облучения животных 129

Формирование поглощенных доз при внутреннем облучении животных 141

ГЛАВА 8. ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РАСТЕНИЯ (*Филипас А.С., Моргунова Е.А., Дикарев В.Г.*) 156

Общие закономерности 156

Радиационная стимуляция роста и развития сельскохозяйственных растений 162

Влияние видовых и сортовых особенностей сельскохозяйственных растений на действие излучений 164

Продуктивность и качество урожая облученных растений ... 169

ГЛАВА 9. ДЕЙСТВИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ (*Кругликов Б.П., Васильев А.В., Шевченко А.С.*)..... 174

Радиочувствительность сельскохозяйственных животных ... 174

Молекулярно-клеточные аспекты действия излучений на сельскохозяйственных животных..... 176

Радиационные эффекты в тканях и органах животных 183

Действие излучений на организм животных 189

ГЛАВА 10. МЕРОПРИЯТИЯ ПО УМЕНЬШЕНИЮ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИИ РАСТЕНИЕВОДСТВА (*Ратников А.Н., Алексахин Р.М., Попова Г.И., Жигарева Т.Л.*) 196

Классификация и принципы использования приемов по уменьшению перехода радионуклидов в сельскохозяйственные растения и растениеводческую продукцию 196

Агрохимические способы уменьшения поступления радионуклидов в растения 197

Агротехнические приемы для ограничения перехода радионуклидов в растения 206

Специальные виды мелиорации почв с целью из дезактивации и уменьшения поступления радионуклидов в растения .. 207

Мелиорация лугов и пастбищ, подвергшихся радиоактивному загрязнению 209

Подбор сельскохозяйственных растений, как средство для уменьшения содержания радионуклидов в продукции растениеводства 212

Фитомелиорация загрязненных почв 213

Технологические приемы переработки растениеводческой продукции для уменьшения содержания радионуклидов ... 215

Перепрофилирование растениеводческой отрасли АПК как средство уменьшения дозы облучения населения 215

ГЛАВА 11. МЕРОПРИЯТИЯ ПО УМЕНЬШЕНИЮ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРОДУКЦИИ ЖИВОТНОВОДСТВА (*Сироткин А.Н.*) 217

Пути и способы уменьшения содержания радионуклидов в продукции животноводства 217

Мероприятия, уменьшающие количество радионуклидов в продукции животноводства при пастбищном содержании животных 218

Изменение режима кормления и состава рационов животных для уменьшения содержания радионуклидов в продукции животноводства 221

Технологическая переработка продукции животноводства в целях уменьшения содержания радионуклидов 227

Перепрофилирование животноводческой отрасли АПК как средство снижения дозы облучения населения 229

ГЛАВА 12. МОДЕЛИРОВАНИЕ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В АГРОЦЕНОЗАХ (*Фесенко С.В.*) 230

Системный подход в изучении процессов миграции радионуклидов в агроценозах 230

Моделирование вертикальной миграции радионуклидов в профиле почв 235

Модели миграции радионуклидов в системе почва — растение 244

Моделирование миграции радионуклидов по пищевым цепочкам 252

Моделирование транспорта радионуклидов в агросфере 263

ГЛАВА 13. РАДИАЦИОННО-ГИГИЕНИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ТЕРРИТОРИИ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ РАДИОАКТИВНЫМИ ВЕЩЕСТВАМИ (*Шуховцев Б.И., Пантелеев Л.И.*) 267

Регламентирование воздействия ионизирующих излучений на население и общие задачи сельскохозяйственной радиоэкологии и радиационной гигиены 267

Типичные ситуации радиоактивного загрязнения сельскохозяйственной территории, а также источники и пути облучения населения при радиоактивном загрязнении сельскохозяйственных угодий 270

Установление контрольных уровней содержания радионуклидов в агропромышленной продукции и радиоактивного загрязнения территории 273

Санитарно-охранная зона 277

Контрольные уровни содержания радионуклидов в продуктах питания 279

Критическая группа населения и обоснование размеров зоны наблюдения 280

Общий порядок действий при ликвидации последствий крупной радиационной аварии 283

ГЛАВА 14. РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ СФЕРЫ АГРОПРОМЫШЛЕННОГО ПРОИЗВОДСТВА (*Круглов С.В., Шуховцев Б.И., Козьмин Г.В.* 287

Радиационный мониторинг окружающей среды 287

Радиационный мониторинг сферы агропромышленного производства 289

Принципы организации и структура РМАПК 291

ГЛАВА 15. РАДИАЦИОННЫЕ АВАРИИ И АГРОПРОМЫШЛЕННОЕ ПРОИЗВОДСТВО (*Алексахин Р.М., Поваляев А.П., Соколов В.А., Кругликов Б.П., Круглов С.В., Егорова В.А., Спирин Е.В., Сарапульцев И.А., Санжарова Н.И., Ратников А.Н., Фесенко С.В., Шевченко А.С.*) 316

Радиационные аварии и радиоактивное загрязнение агропромышленной сферы 316

Периодизация радиационной обстановки после аварии и ведение агропромышленного производства 318

Радиоактивное загрязнение сферы агропромышленного производства после крупных радиационных аварий 322

Принципы организации агропромышленного производства на территории, загрязненной радиоактивными веществами 359

Заключение (*Алексахин Р.М.*) 366

Список использованной литературы 368

Предметный указатель 384

вания особенностей ведения агропромышленного производства на этих территориях.

Учитывая, что развитие ядерной энергетики и рост использования радиационных технологий в различных областях народного хозяйства, в том числе в АПК, являются важным элементом научно-технического прогресса, есть все основания считать радиоэкологию и ее сельскохозяйственное направление научным фундаментом безопасного экологически рационального применения энергии мирного атома.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Агрохимические** аспекты поведения ^{65}Zn в почвах и растениях / Е.В. Юдинцева, Л.И. Павленко, С.Д. Соколова, Л.А. Мамонтова // Агрохимия. – 1982. – № 1. – С. 103–109.
2. **Алексахин Р.М.** Радиоактивное загрязнение почвы и растений. – М.: Изд-во АН СССР, 1963. – 132 с.
3. **Алексахин Р.М.** Ядерная энергия и биосфера. – М.: Энергоиздат, 1982. – 215 с.
4. **Алексахин Р.М.** Научная деятельность В.М. Клечковского и проблема радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова // Почвоведение. – 1990. – № 10. – С. 7–13.
5. **Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А.** Агрохимия цезия-137 и его накопление сельскохозяйственными растениями // Агрохимия. – 1977. – № 2. – С. 129–142.
6. **Анненков Б.Н.** Метаболизм стронция в организме сельскохозяйственных и лабораторных животных: Автореф. дисс. докт. наук. – М., 1969. – 32 с.
7. **Анненков Б.Н.** Миграция ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{131}I по цепи корм – сельскохозяйственные животные – продукты животноводства // Проблемы и задачи радиоэкологии животных. – М.: Наука, 1980. – С. 131–144.
8. **Артеменкова Л.В.** Методы и приборы, используемые в СССР для определения радиоактивности окружающей среды // Nuclear Techniques in Environmental Pollution. – IAEA, Vienna, 1971. – P. 95–107.
9. **Архипов Н.П., Егоров А.В., Клечковский В.М.** К оценке размеров поступления стронция-90 из почвы в растения и его накопления в урожае // Докл. ВАСХНИЛ. – 1969. – № 1. – С. 2–4.
10. **Архипов Н.П., Февралева Л.Т.** Роль осадков в удалении радионуклидов с растений при их некорневом загрязнении // Экология. – 1979. – № 6. – С. 41–46.
11. **Бакунов Н.А.** Влияние свойств почв и почвообразующих минералов на поступление цезия-137 в растения: Автореф. дисс. канд. наук. – М., 1967.–20 с.
12. **Барбер С.А.** Биологическая доступность питательных веществ в почвах. Механический подход: Пер. с англ. / Под ред. Э.Е. Хавкина. – М.: Агропромиздат, 1988. – С. 224–251.
13. **Батыгин Н.Ф.** Онтогенез высших растений. – М.: Агропромиздат, 1986. – 100 с.
14. **Биологическое** действие продуктов ядерного деления, поступающих в организм сельскохозяйственных животных / Н.И. Буров, А.Н. Сироткин, Л.В. Богатов и др. // Радиоэкология позвоночных животных. – М.: Наука, 1978. – С. 149–170.
15. **Блауберг И.П., Юдин Э.Г.** Становление и сущность системного подхода. – М.: Наука, 1979. – 286 с.
16. **Бондарь П.Ф.** Некоторые аспекты оценки и прогнозирования уровней аэрозольного загрязнения растений радиоактивными и химическими веществами // Агрохимия. – 1986. – № 7. – С. 103–112.
17. **Бондиетти Э.А., Тамура Т.** Физико-химические связи плутония и других актиноидов в почве // Трансурановые элементы в окружающей среде: Пер. с англ. / Под ред. У.С. Хэнсона. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – С. 66–84.
18. **Браверкман Э.М., Мучник И.Б.** Структурные методы обработки эмпирических данных. – М.: Наука, 1983. – 464 с.

19. **Бреславец Л.П.** Растение и лучи Рентгена. — М.—Л.: Изд-во АН СССР, 1946. — 194 с.
20. **Булдаков Л.А.** К обмену и биологическому действию ^{137}Cs у овец // Распределение, биологическое действие, ускорение выведения радиоактивных изотопов / Под ред. Ю.И. Москалева. — М.: Медицина, 1964. — С. 167—182.
21. **Булдаков Л.А., Москалев Ю.И.** Проблемы распределения и экспериментальной оценки допустимых уровней ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{106}Ru. — М.: Атомиздат, 1968. — 295 с.
22. **Буров Н.И., Сарапульцев И.А.** Некоторые закономерности обмена ^{106}Ru в организме свиней // Сельскохозяйственная биология. — 1974. — № 1. — С. 114—117.
23. **Влияние** кальциевой подкормки на развитие телят / Т.Н. Тужилкова, И.Я. Панченко, И.А. Сарапульцев, А.Н. Сироткин // Радиоактивные изотопы во внешней среде и организме / Под ред. Ю.И. Москалева. — С.: Атомиздат. 1970. — С. 225—230.
24. **Водовозова И.Г., Погодин Р.И.** Влияние органического вещества почвы на переход радиоактивных изотопов в растения // Радиоактивные изотопы в почвенных и пресноводных системах. — Препринт. Свердловск: 1981. — С. 15—18.
25. **Возбуцкая А.Е.** Химия почвы / Под ред. Д.Л. Ашкинази. — М.: Высшая школа, 1968. — 428 с.
26. **Воккен Г.Г.** Ветеринарная радиология. — 2-е изд. — Л.: Колос, 1973. — 240 с.
27. **Выброс** радионуклидов в окружающую среду. Расчет доз облучения человека. Публикация № 29 МКРЗ / Под ред. А.А. Моисеева и Р.М. Алексахина. — М.: Атомиздат, 1980. — 95 с.
28. **Гельберт М.Д.** Иодный обмен, щитовидная железа и лактация // Сельское хозяйство за рубежом. Животноводство. — 1966. — № 4. — С. 29.
29. **Глубинное** распределение поглощенной дозы при внешнем γ-облучении сельскохозяйственных животных / Н.Д. Евсеев, Г.В. Козьмин, В.И. Рябов, В.В. Ткаченко // Радиобиология. — 1976. — Т.16. — Вып. 4. — С. 624—627.
30. **Горина Л.И.** Накопление радиоцезия сельскохозяйственными культурами в зависимости от свойств почв и биологических особенностей растений: Автореф. дис. канд. наук. — М., 1976. — 17 с.
31. **Гродзинский Д.М.** Надежность растительных систем. — Киев: Наукова думка, 1983. — 368 с.
32. **Гродзинский Д.М.** Радиобиология растений. — Киев: Наукова думка, 1989. — 380 с.
33. **Гродзинский Д.М., Гудков И.Н.** Защита растений от лучевого поражения. — М.: Атомиздат, 1973. — 232 с.
34. **Гроздов С.П.** Пострадиационные особенности обмена кальция в тканях крыс и их связь с состоятнием обмена натрия и фосфора // Радиобиология. — 1974. — Т. 14. — Вып. 3. — С.342—347.
35. **Гудков И.Н.** Клеточные механизмы пострадиационного восстановления растений. — Киев: Наукова думка, 1985. — 222 с.
36. **Гулякин И.В., Юдинцева Е.В.** Сельскохозяйственная радиобиология. — М.: Колос, 1973. — 272 с.
37. **Гулякин И.В., Юдинцева Е.В., Горина Л.И.** Накопление ^{137}Cs в урожае ячменя и овса из разных почв // Известия ТСХА. — 1975. — Вып. 6. — С. 28—106.
38. **Гусев Н.Г., Беляев В.А.** Радиоактивные выбросы в биосфере. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — 223 с.
39. **Действие** ионизирующей радиации на биогеоценоз / Д.А. Криволуцкий, Ф.А. Тихомиров, Е.А. Федоров и др. — М.: Наука, 1988. — 240 с.

40. **Демин В.А.** Накопление стронция-90 и цезия-137 в урожае основных овощных культур: Автореф. дисс. канд. наук. — М., 1968. — 17 с.
41. **Динамика** содержания радионуклидов в выпадениях, пастбищной растительности и молоке в Ленинградской области после аварии на Чернобыльской АЭС / Н.А. Недбаевская, Н.И. Санжарова, Л.Д. Блинова и др. // Атомная энергия. — 1990. — Т. 14. Вып. 3. — С. 100—110.
42. **Дмитриченко А.П.** Результаты исследований по минеральному питанию сельскохозяйственных животных. — М.: Колос, 1973. — С. 5—12.
43. **Добровольский В.В.** География микроэлементов. Глобальное рассеяние. — М.: Мысль, 1983. — 272 с.
44. **Допустимые** выбросы радиоактивных и вредных химических веществ в приземный слой атмосферы / Н.Е. Артемова, А.А. Бондарев, В.И. Карпов и др./ Под ред. Е.Н. Теверовского и И.А. Терновского. — М.: Атомиздат, 1980. — 240 с.
45. **Доступность** ^{90}Sr и ^{137}Cs растениям пшеницы из различных фракций органического вещества почвы / З.А. Баранова, Н.А. Величко, И.Ф. Зубарева, М.К. Мельникова // Агрохимия. — 1985. — № 1. — С. 86—88.
46. **Дричко В.Ф., Лисаченко Э.П.** Фоновые концентрации ^{226}Ra, ^{228}Th и ^{40}K в пахотных почвах и сельскохозяйственных растениях // Экология. — 1984. — № 2. — С. 47—52.
47. **Егоров А.В., Егорова В.А., Краснов А.М.** Некорневое поступление радионуклидов в растения пшеницы при нанесении растворов на вегетирующие посевы // Сельскохозяйственная биология. 1983. — № 5. — С. 54—57.
48. **Егоров Ю.А.** Основы радиационной безопасности атомных электростанций / Под ред. Н.А. Доллежаля. — М.: Энергоиздат, 1982. — 272 с.
49. **Егоров Ю.А.** Радиационно-экологический мониторинг в регионе АЭС — цели и задачи // Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып. 10. — М.: Энергоатомиздат, 1986. — С. 56—70.
50. **Егоров Ю.А.** Контроль радиационной обстановки в окружающей АЭС среде, управление радиационным состоянием системы АЭС — окружающая среда // Радиационная безопасность и защита АЭС. Вып. 11. — М.: Энергоатомиздат, 1987. — С. 76—98.
51. **Егорова В.А., Егоров А.В., Попова Г.И.** Особенности некорневого поступления ^{90}Sr в урожай различных сельскохозяйственных культур // Сельскохозяйственная биология. — 1983. — № 11. С. 37—40.
52. **Ермолаева-Маковская А.П., Литвер Б.Я.** Свинец-210 и полоний-210 в биосфере. — М.: — Атомиздат, 1978. — 160 с.
53. **Естественные** радионуклиды в системе почва — удобрение — растения / А.В. Кузнецов, М.Х. Агишев, В.С. Мгеладзе и др. // Влияние интенсивной химизации сельского хозяйства на накопление естественных радионуклидов в почве и продукции растениеводства. — М., 1986. — С. 3—18.
54. **Закономерности** внекорневого загрязнения сельскохозяйственных растений радионуклидами / Н.П. Архипов, Л.Т. Февралева, Е.Р. Рябова и др. // Докл. ВАСХНИЛ. — 1983. — № 9. — С. 23—24.
55. **Защита** животных от поражения ядерным оружием / В.М. Караваев, В.Л. Коляков, Г.Н. Корженко и др. — М.: Колос, 1970. — 400 с.
56. **Защитные** мероприятия по снижению доз облучения населения и их эффективность / Г.М. Аветисов, Р.М. Алексахин, В.П. Антонов и др. // Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской атомной электростанции. — Киев: Здоровье, 1988. — С. 99—108.

57. **Зубарева И.Ф., Фрид А.С.** Изучение влияния свойств почвы на поглощение ^{90}Sr пшеницей с использованием методов математической статистики // Агрохимия. – 1974. – № 6. – С 115–118.

58. **Иванов Ю.А., Юдинцева Е.В.** Влияние исходной химической формы ^{238}U на долговременную динамику перехода радионуклида из дернины в растения суходольного луга // Радиоэкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. – Сыктывкар, 1987. – С. 113–119.

59. **Ивахненко А.Г.** Долгосрочное прогнозирование и управление сложными системами. – Киев: Техника, 1975. – 311 с.

60. **Ивахненко А.Г.** Индивидуальный метод самоорганизации моделей сложных систем. – Киев: Наукова думка, 1975 – 296 с.

61. **Ивахненко А.Г., Юрачковский Ю.П.** Моделирование сложных систем по экспериментальным данным. – М.: Радио и связь, 1987. – 120 с.

62. **Израэль Ю.А.** Экология и контроль состояния природной среды. – М.: Гидрометеоиздат, 1984. – 560 с.

63. **Израэль Ю.А., Петров В.Н., Северов Д.А.** Моделирование радиоактивных выпадений в ближней зоне от аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Метеорология и гидрология. – 1987. – № 7. – С. 5–12.

64. **Израэль Ю.А., Стукин Е.Д.** Гамма-излучение радиоактивных выпадений. – М.: Атомиздат, 1967. – 224 с.

65. **Ильин Л.А., Павловский О.А.** Радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и меры, предпринятые с целью их смягчения // Атомная энергия. – 1988. – Т. 65, Вып. 2. – С. 119–129.

66. **Ильина Г.В., Рыдкий С.Г.** Изучение поглощения радиоактивных продуктов деления полевыми культурами // Вестник МГУ. Биол., почвовед. – 1965. – № 1. – С. 42–52.

67. **Информация** об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ // Атомная энергия. – 1986. – Т. 61, Вып. 5. – С. 301–320.

68. **Искра А.А., Бахуров В.Г.** Естественные радионуклиды в биосфере. – М.: Энергоиздат, 1981. – 123 с.

69. **Итоги** изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / З.Г. Антропова, Е.И. Белова, И.К. Дибобес и др./ Под ред. А.И. Бурназяна. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 144 с.

70. **Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.** Микроэлементы в почвах и растениях: Пер. с англ. – М.: 1989. – 439 с.

71. **Кириллов В.Ф., Книжников В.А., Коренков И.П.** Радиационная гигиена. – М.: Медицина, 1988. – 336 с.

72. **Кириченко Л.В.** Роль направленного переноса при проникновении в глубь почвы продуктов ядерных взрывов, поступающих на поверхность почвы из атмосферы // Радиоактивность атмосферы, почвы и пресных вод. Тр. ИЭМ. Вып. 5. – М.: Гидрометеоиздат, 1970. – С. 147–154.

73. **Киршин В.А., Белов А.Д., Бударков В.А.** Ветеринарная радиобиология. – М.: Агропромиздат, – 1986. – 175 с.

74. **Ковалевский А.Л.** Биогеохимия растений и поиски рудных месторождений: Автореф. дисс. докт. наук. – М., 1983. – 49 с.

75. **Ковальский В.В.** Геохимическая экология. – М.: Наука, 1974. – 299 с.

76. **Ковда В.А.** Биогеохимия почвенного покрова. – М.: Наука, 1985. – 363 с.

77. **Колбасов О.С.** Правовая охрана природы. – М.: Знание, 1984. – 111 с.

78. **Корнеев Н.А., Корнеева Н.В., Попова Т.П.** Некоторые закономерности внекорневого поступления ^{90}Sr в растения вики и овса в зависимости от фазы развития и условий выращивания // Докл. ВАСХНИЛ. – 1978. – № 11. – С. 10–12.

79. **Корнеев Н.А., Поваляев А.П., Алексахин Р.М.** Задачи и перспективы сельскохозяйственной радиологии // Вестник сельскохозяйственной науки. – 1978. – № 1. – С. 108 – 114.

80. **Корнеев Н.А., Сироткин А.Н.** Итоги и проблемы экологического мониторинга в кормопроизводстве и животноводстве // Сельскохозяйственная биология. – 1986. – № 7. – С. 51–59.

81. **Корнеев Н.А., Сироткин А.Н.** Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. – М.: Энергоатомиздат. 1987. – 208 с.

82. **Корнеев Н.А., Сироткин А.Н., Корнеева Н.В.** Снижение радиоактивности в растениях и продуктах животноводства. – М.: Колос, 1977. – 208 с.

83. **Корнеев Н.А., Фирсакова С.К., Малышева М.Р.** Поступление стронция-90 в луговые травы из почв различных типов Нечерноземной зоны // Почвоведение. – 1975. – № 11. – С. 53–59.

84. **Корнеева Н.В., Корнеев Н.А., Алексахин Р.М.** О накоплении стабильных и радиоактивных изотопов кальция и стронция из почвы разными видами и сортами яровой пшеницы // Агрохимия. – 1974. – № 11. – С. 96–101.

85. **Корнеева Н.В., Корнеев Н.А., Алексахин Р.М.** Влияние глубокого размещения ^{90}Sr в почве и видовых и сортовых особенностей сортов яровой пшеницы на накопление радионуклида в урожае // Агрохимия. – 1976. – № 3. – С. 102–110.

86. **Кругликов Б.П.** Радиочувствительность сельскохозяйственных животных // Сельскохозяйственная биология. – 1986. – № 11. – С. 91–96.

87. **Кругликов Б.П., Ипатова А.Г., Ульяненко Л.Н.** Оценка сердечной деятельности овец по некоторым электрокардиографическим и биологическим показателям в условиях экспериментального лучевого стресса // Сельскохозяйственная биология. – 1983. – № 12. – С. 79–82.

88. **Кудряшов Ю.Б., Беренфельд Б.С.** Основы радиационной биофизики. – М.: Изд-во МГУ, 1982. – 302 с.

89. **Кузин А.М.** Структурно-метаболическая теория в радиобиологии. – М.: Наука, 1986. – 284 с.

90. **Кузин А.М., Каушанский Д.А.** Прикладная радиобиология. – М.: Энергоиздат, 1981. – 224 с.

91. **Куликов Н.В., Молчанова И.В.** Континентальная радиоэкология. – М.: Наука, 1975. – 184 с.

92. **Кухтевич В.И., Горячев И.В., Трыков Л.А.** Защита от проникающей радиации ядерного взрыва. – М.: Атомиздат, 1970. – 192 с.

93. **Мазель Ю.Я., Рачинский В.В., Фокин А.Д.** Изучение поступления тяжелых металлов из различных соединений в растения методом радиоактивных индикаторов // Известия ТСХА. – 1980. – Вып. 3. – С. 101–105.

94. **Макаревич И.К.** Накопление стронция-90 в урожае пшеницы, овса и гороха на разных почвах: Автореф. дисс. канд. наук. – М., 1973. – 16 с.

95. **Максимов М.Т., Оджагов Г.О.** Радиоактивные загрязнения и их измерение. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 223 с.

96. **Мамонтова Л.А.** Поведение в почвах радиостронция и радиоцезия и накопление их в урожае в зависимости от применения торфа, золы торфа, карбонатов и фосфатов кальция и калия: Автореф. дисс. канд. наук. — М., 1977. — 16 с.

97. **Маракушин А.В., Федоров Е.А.** Размеры накопления стронция-90 полевыми культурами при длительном возделывании в условиях севооборота // Агрохимия. — 1977. — № 9. — С. 102—107.

98. **Материалы** Всесоюзного совещания работников сельскохозяйственной науки 15—23 июня 1956 г. / Под ред. А.И. Минкевича. — М.: Государственное издательство сельскохозяйственной литературы, 1956. — С. 115—118.

99. **Махонько К.П.** Вторичное поступление в атмосферу пыли, осевшей на землю // Изв. АН СССР, Физ. атмосферы и океана. — 1979. — № 5. — С. 568—570.

100. **Махонько К.П.** Использование параметров ветрового захвата аэрозольной примеси с поверхности почвы для расчета внекорневого загрязнения растительного покрова // Экология. — 1981. — № 2. — С. 46—51.

101. **Махонько К.П., Работнова Ф.А.** Корневое и аэральное загрязнение ^{137}Cs травянистой растительности на территории СССР // Экология. — 1984. — № 6. — С. 17—24.

102. **Махонько К.П., Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г.** Контроль за радиоактивным загрязнением природной среды в окрестностях АЭС. — Л.: Гидрометеоиздат. — 1985. — 136 с.

103. **Махонько К.П., Чумичев В.Б.** О проникновении некоторых продуктов деления в почву // Радиоактивные изотопы в почвах и растениях. — Л.: Колос, 1969. — С. 57—74.

104. **Мешалкин Г.С.** Влияние технологической и кулинарной обработки продукции животноводства на содержание в ней продуктов деления // Радиобиология и радиоэкология сельскохозяйственных животных. Под ред. Б.Н. Анненкова, И.К. Дибобеса и Р.М. Алексахина. — М.: Атомиздат, 1973. — С. 192—211.

105. **Моисеев А.А., Рамзаев П.В.** Цезий-137 в биосфере. — М.: Атомиздат, 1975. — 182 с.

106. **Моисеев И.Т., Рерих Л.А., Тихомиров Ф.А.** К вопросу о влиянии минеральных удобрений на доступность ^{137}Cs из почвы сельскохозяйственным растениям // Агрохимия. — 1986. — № 2. — С. 89—94.

107. **Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А.** О влиянии влажности почв на поступление ^{137}Cs в растения // Агрохимия. — 1974. — № 7. — С. 124—127.

108. **Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А.** Влияние сортовых особенностей пшеницы и гороха на накопление ^{137}Cs и К в урожае // Вестник МГУ. Серия почвоведение. — 1977. — № 3. — С. 105—109.

109. **Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Рерих Л.А.** О действии и последействии соединений кальция и органического вещества на поступление ^{90}Sr в урожай культур // Агрохимия. — 1978. — № 7. — С. 119—125.

110. **Моисеев Н.Н.** Предисловие к книге Нейлор И. "Машинные имитационные эксперименты с моделями экологических систем" — М.: Мир, 1975. — С. 5—8.

111. **Москалев Ю.И.** Минеральный обмен. — М.: Медицина, 1985. — 288 с.

112. **Москалев Ю.И., Стрельцова В.Н.** Отдаленные последствия радиационного поражения. Неопухолевые формы // Итоги науки и техники. Сер. Радиационная биология. Т. 5. — М.: ВИНИТИ, 1987. — 214 с.

113. **Накопление** и распределение стронция-90 у кур при однократном и хроническом поступлении / К.А. Колдаева, Б.Н. Анненков, И.Я. Панченко и др. // Радиоактивные изотопы в организме. — М.: Медицина, 1969. — С. 23—29.

114. **Накопление** растениями ^{90}Sr при разном размещении его в почве / Н.А. Корнеев, Е.М. Николаева, И.Л. Овечкин, В.В. Суслова // Доклады и сообщения по кормопроизводству. — 1970. — Вып. 2. — С. 71—78.

115. **Нормы** радиационной безопасности НРБ-76/87. — М.: Энергоатомиздат. 1988. — 160 с.

116. **Одум Ю.** Основы экологии. — М.: Мир, 1974. — 740 с.

117. **О некоторых** закономерностях глобальных радиоактивных выпадений из атмосферы в 1967—1969 гг. / С.Г. Малахов, А.Н. Силантьев, В.Н. Чуркин и др. // Труды ИЭМ. — 1972. — Вып. 1 (32) — С. 3—15.

118. **О поведении** радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае. / Под ред. В.М. Клечковского. — М.: АН СССР, 1956. — 177 с.

119. **Орлов Д.С.** Химия почв. — М.: Изд-во МГУ, 1985. — 376 с.

120. **Осанов Д.П., Лихтарев И.А.** Дозиметрия излучений инкорпорированных радиоактивных веществ. — М.: Атомиздат, 1977. — 200 с.

121. **Основы** сельскохозяйственной радиологии / Б.С. Пристер, Н.А. Лощилов, О.Ф. Немец, В.А. Поярков. — Киев: Урожай, 1988. — 256 с.

122. **Особенности** определения коэффициента всасывания радионуклидов в желудочно-кишечном тракте жвачных животных / Н.А. Корнеев, А.Н. Сироткин, И.М. Расин и др. // Докл. ВАСХНИЛ. — 1986. — № 2. — С. 41—42.

123. **Оценка** радиационных последствий возможных гипотетических аварий на АЭС с ВВЭР / В.И. Гришмановский, В.Ф. Кулов, Л.Н. Лузанова и др. // Атомная энергия. — 1989. — Т. 67, Вып. 4. — С. 262—266.

124. **Павлоцкая Ф.И.** Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. — М.: Атомиздат, 1974. — 215 с.

125. **Павлоцкая Ф.И., Сальников В.Г., Моисеев И.Т.** К вопросу о механизме влияния извести и торфа на поступление стронция-90 в растения. — М.: Атомиздат, 1976. — 12 с.

126. **Перельман А.И.** Геохимия ландшафта. — М.: Высшая школа, 1975. — 340 с.

127. **Поведение** радиоактивных изотопов в системе почва — раствор / Н.В. Тимофеев-Ресовский, А.А. Титлянова, Н.А. Тимофеева и др. // Радиоактивность почв и методы ее определения. — М.: Наука, 1966. — С. 46—80.

128. **Полынов Б.Б.** К вопросу о роли элементов биосферы в эволюции организмов // Избр. труды. — М., 1956. — С. 435—449.

129. **Поляков Ю.А.** Радиоэкология и дезактивация почв. — М.: Атомиздат, 1970. — 304 с.

130. **Поступление** радионуклидов по пищевым цепям как фактор облучения населения СССР после аварии на Чернобыльской АЭС / В.А. Книжников, Р.М. Бархударов, Г.Я. Брук и др. // Медицинские аспекты аварии на Чернобыльской атомной электростанции. — Киев: Здоровье, 1988. — С. 66—76.

131. **Почвенная** химия и корневое накопление искусственных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных растений / Н.П. Архипов, Е.А. Федоров, Р.М. Алексахин и др. // Почвоведение. 1975. — № 11. — С. 40—52.

132. **Преображенская Е.И.** Радиоустойчивость семян растений. — М.: Атомиздат, 1971. — 232 с.

133. **Принципы** мониторинга в радиационной защите населения. Публикация 43 МКРЗ / Под ред. А.А. Моисеева и Р.М. Алексахина // Радиационная защита населения. — М.: Энергоатомиздат, 1987. — С. 41—47.

134. **Принципы** построения комплекса технических средств для лабораторных измерений при контроле радиоактивной загрязненности проб окружающей среды / Л.В. Артеменкова,

Ю.С. Залмазон, С.С. Пятрусев и др. // Вопросы атомной науки и техники. Ядерное приборостроение. — 1986. — Вып. 1. — С. 13—20.

135. **Пристер Б.С.** О поведении урана в некоторых звеньях биологической цепи // Докл. ВАСХНИЛ. — 1967. — № 1. — С. 31—32.

136. **Пристер Б.С., Григорьева Т.А., Перевезенцев В.М.** Поведение йода в системе почва — растение // Агрохимия. — 1979. — № 3. — С. 93—99.

137. **Пристер Б.С., Шевченко В.А., Кальченко В.А.** Генетическое действие радионуклидов на сельскохозяйственные растения // Успехи современной генетики. — 1982. — № 10. — С. 27—69.

138. **Проблемы** радиоэкологии. Сер. Радиационная биология. / Под ред. Р.М. Алексахина // Итоги науки и техники. — Т. 4 — М.: ВИНИТИ, 1983. — 147 с.

139. **Проблемы** токсикологии плутония / Л.А. Булдаков, Э.Р. Любчанский, Ю.И. Москалев, А.П. Нифатов. — М.: Атомиздат, 1969. — 368 с.

140. **Прохоров В.М.** Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. — М.: Энергоиздат, 1981. — 98 с.

141. **Радиационная** авария на Южном Урале в 1957 г. / Б.В. Никипелов, Г.Н. Романов, Л.А. Булдаков и др. // Атомная энергия. — 1989. — Т. 67, Вып. 2 — С. 74—80.

142. **Радиационная** дозиметрия: Пер. с англ. / Под ред. Дж. Хайна и Г. Браунелла. — М.: Изд-во иностр. лит., 1958. — 758 с.

143. **Радиоактивное** загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции / Ю.А. Израэль, В.Н. Петров, С.И. Авдюшин и др. // Метеорология и гидрология. — 1987. — № 2. — С. 5—18.

144. **Радиоактивность** и пища человека / Под ред. Р.С. Расселла. Пер. с англ. — М.: Атомиздат, 1971. — 375 с.

145. **Радиоактивный** йод в проблеме радиационной безопасности / Л.А. Ильин, Г.В. Архангельская, Ю.О. Константинов, И.А. Лихтарев. — М.: Атомиздат, 1972. — 272 с.

146. **Радиобиология** и радиоэкология сельскохозяйственных животных / Под ред. Б.Н. Анненкова, И.К. Дибобеса и Р.М. Алексахина. — М.: Атомиздат, 1973. — 220 с.

147. **Радиологические** параметры цепочки "лишайник — северный олень — человек" / П.В. Рамзаев, М.Н. Троицкая, М.С. Ибатуллин и др. // Гигиена и санитария. — 1970. — № 6. — С. 38—42.

148. **Радиоэкологические** проблемы ядерной энергетики / Р.М. Алексахин, И.И. Крышев, С.В. Фесенко, Н.И. Санжарова // Атомная энергия. — 1990. — Т. 68, Вып. 5. — С. 320—328.

149. **Радиоэкология** орошаемого земледелия / Р.М. Алексахин, О.И. Буфатин, В.Г. Маликов и др.; Под ред. Р.М. Алексахина. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 224 с.

150. **Радиоэкология** сельскохозяйственных животных / Н.А. Корнеев, Н.И. Буров, А.Н. Сироткин и др. // Современные проблемы радиобиологии, Т. 2, Радиоэкология. Под ред. В.М. Клечковского, Г.Г. Поликарпова и Р.М. Алексахина. — М.: Атомиздат, 1971. — С. 316 — 325.

151. **Рачинский В.В.** Курс основ атомной техники в сельском хозяйстве. 2-е изд. — М.: Атомиздат, 1978. — 384 с.

152. **Результаты** исследований и внедрение приема предпосевного гамма-облучения семян селькохозяйственных культур в СССР и НРБ / Н.М. Березина, И.К. Бобырь, Х.С. Даскалов и др. — М.: Энергоиздат, 1984. — 96 с.

153. **Рекомендации** по оценке последствий радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий, радиационного поражения животных и ведению сельского хозяйства в этих условиях. — М.: Колос, 1973. — 79 с.

154. **Рерих Л.А.** Агрохимические аспекты поведения цезия-137 в системе почва — сельскохозяйственные растения: Автореф. дисс. канд. наук. — М., 1982 — 24 с.

155. **Ровинский Ф.Я., Иохельсон С.Б., Юшкан Б.Н.** Методы анализа загрязнения окружающей среды. — М.: Атомиздат, 1978. — 264 с.

156. **Руководство** по радиационной защите для инженеров / Под ред. Д.Л. Бродера, Б.Р. Бергельсона, Ю.А. Егорова и др. Т. 2. — М.: Атомиздат, 1973. — 288 с.

157. **Савин В.Н.** Действие ионизирующего излучения на целостный растительный организм. — М.: Энергоиздат, 1981. — 120 с.

158. **Сельскохозяйственная** продукция как источник радионуклидов и некоторые принципы организации сельского хозяйства вблизи ядерно-энергетических предприятий / Р.М. Алексахин, Н.А. Корнеев, Л.И. Пантелеев, Б.И. Шуховцев // Радиационная безопасность и защита АЭС. Под ред. Ю.А. Егорова. Вып. 9. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — С. 70—78.

159. **Силантьев А.Н.** Спектрометрический анализ радиоактивных проб внешней среды. — Л.: Гидрометеоиздат, 1969. — 183 с.

160. **Сироткин А.Н.** Поступление продуктов деления в организм сельскохозяйственных животных и переход радионуклидов в продукцию животноводства // Радиобиология и радиоэкология сельскохозяйственных животных. Под. ред. Б.Н. Анненкова, И.К. Дибобеса и Р.М. Алексахина. — М.: Атомиздат, 1973. — С. 140—171.

161. **Сироткин А.Н., Сарапульцев И.А.** Переход продуктов ядерного деления в молоко коров при однократном и хроническом поступлении через рот // Гигиена и санитария. — 1973. — № 6. — С. 108—110.

162. **Современные** проблемы радиобиологии / Под ред. А.М. Кузина. Т. 2. Радиоэкология / Под ред. В.М. Клечковского, Г.Г. Поликарпова и Р.М. Алексахина. — М.: Атомиздат, 1971. — 422 с.

163. **Сравнительная** оценка радиационного воздействия β-излучений таллия-204 и прометия-147 на кожу свиней / А.П. Завьялов, З.С. Арефьева, В.А. Назаров, Л.А. Хрещева // Радиобиология. — 1977. — Т. 17, Вып. 2. — С. 267—270.

164. **Сравнительная** оценка разных методов изучения поступления ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения из почвы / И.Т. Моисеев, Ф.А. Тихомиров, Р.М. Алексахин, Л.А. Рерих // Агрохимия. — 1975. — № 10. — С. 129—134.

165. **Стасьев Г.Я.** Естественная радиоактивность озимой пшеницы и кукурузы // Влияние интенсивной химизации сельского хозяйства на накопление естественных радионуклидов в почве и продукции растениеводства. — М., 1986. — С. 59—73.

166. **Стронций-90** в организме свиней / И.С. Ивин, И.Я. Панченко, М.А. Углов, В.Г. Овжиганов // Свиноводство. — 1970. — № 7. — С. 30—32.

167. **Сфера** агропромышленного производства — радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и основные защитные мероприятия / Н.А. Корнеев, А.П. Поваляев, Р.М. Алексахин и др. // Атомная энергия. — 1988. — Т. 65, Вып. 2. — С. 129—134.

168. **Тимофеев-Ресовский Н.В., Савич Н.В., Шальнов М.И.** Введение в молекулярную радиобиологию. Физико-химические основы. — М.: Медицина, 1981. — 318 с.

169. **Титаева Н.А., Таскаев А.И.** Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. — Л.: Наука, 1984. — 232 с.

170. **Тихомиров Ф.А.** Радиоэкология йода. — М.: Энергоатомиздат, 1983. — 88 с.

171. **Тихомиров Ф.А., Моисеев И.Т.** Йод-129 в окружающей среде. — ЦНИИатоминформ, 1987. — 49 с.
172. **Трансурановые** элементы в окружающей среде: Пер. с англ. / Под ред. У.С. Хэнсона. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 344 с.
173. **Турбин Н.В., Володин В.Г., Гордей И.А.** Гетерозис и радиоустойчивость. — Минск: Наука и техника, 1977. — 150 с.
174. **Тюрюканова Э.Б.** Радиогеохимия почв полесий Русской равнины (на примере Мещерской низменности). — М.: Наука, 1974. — 156 с.
175. **Тяжелые** естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р.М. Алексахин, Н.П. Архипов, Р.М. Бархударов и др., Под. ред. Р.М. Алексахина. — М.: Наука, 1990. — 350 с.
176. **Федоров В.Д., Гильманов Т.Г. Экология.** — М.: Изд-во МГУ, 1980. — 464 с.
177. **Федоров Е.А., Романов Г.Н.** Количественные характеристики зависимости между уровнями загрязнения внешней среды и концентрациями радиоизотопов в некоторых видах сельскохозяйственной продукции. — М.: Атомиздат, 1969. — 12 с.
178. **Фирсакова С.К.** Накопление стронция-90 луговыми травами при аэрозольном и почвенном поступлении радионуклида: Автореф. дисс. канд. наук. — М., 1974. — 16 с.
179. **Формирование** радиобиологических реакций растений / Д.М. Гродзинский, К.Д. Коломиец, И.Н. Гудков и др. — Киев: Наукова думка, 1984. — 216 с.
180. **Хансон К.П., Комар В.Е.** Молекулярные механизмы радиационной гибели клеток. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 148 с.
181. **Химмельблау Д.** Анализ процесса статистическими методами. — М.: Мир, 1973. — 957 с.
182. **Шамов В.П.** Тканеводозиметрические характеристики основных радиоактивных изотопов. — М.: Атомиздат, 1972. — 127 с.
183. **Швыдко Н.С., Иванова Н.П., Рушоник С.И.** Физико-химическое состояние и обмен плутония и америция в организме. — М.: Энергоатомиздат, 1987. — 144 с.
184. **Ширшова Р.А.** Поступление ^{90}Sr и ^{137}Cs в растения в зависимости от почвенных условий, Автореф. дисс. канд. наук. — М., 1964.—23 с.
185. **Шрейкхайз Р.Г., Клайн Дж.** Сравнительное усвоение и распределение плутония, америция, кюрия и нептуния у четырех видов растений // Трансурановые элементы в окружающей среде: Пер. с англ. / Под ред. У.С. Хэнсона. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — С. 181—188.
186. **Экологические** особенности и медико-биологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС / Л.А. Ильин, М.И. Балонов, Л.А. Булдаков и др. // Гигиена и санитария. — 1989. — № 11. — С. 59—81.
187. **Экологические** последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии Чернобыльской АЭС / Ю.А. Израэль, В.Г. Соколовский, В.Е. Соколов и др. // Атомная энергия. — 1988. — Т. 64. — Вып. 1. — С. 28—40.
188. **Экспресс-методы** измерения радиоактивности окружающей среды, применяемые в СССР / Э.М. Крисюк, Е.И. Долгарев, О.Н. Прокофьев и др. — Rapid Methods for Measuring Radioactivity in the Environment, IAEA, Vienna. — 1971. — P. 843—854.
189. **Юдинцева Е.В., Гулякин И.В.** Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. — М.: Атомиздат, 1968. — 472 с.
190. **Юдинцева Е.В., Гулякин И.В., Бакунов Н.А.** Влияние некоторых природных сорбентов на накопление цезия-137 в урожае овса // Известия ТСХА. — 1966. — Вып. 2. — С. 144—151.

191. **Юдинцева Е.В., Гулякин И.В., Фоломкина З.М.** Поступление в растения стронция-90 и цезия-137 в зависимости от сорбции их механическими фракциями почв // Агрохимия. — 1970. — № 2. — С. 30—39.
192. **Юдинцева Е.В., Левина Э.М.** О роли калия в доступности ^{137}Cs растениям // Агрохимия. — 1982. — № 4. — С. 75—81.
193. **Юдинцева Е.В., Павленко Л.И., Зюликова А.Г.** Свойства почв и накопление ^{137}Cs в урожае растений // Агрохимия. — 1981. — № 8. — С. 86—93.
194. **Юдинцева Е.В., Ходоровский Ю.М., Зюликова А.Г.** Поступление ^{54}Mn в растения из различных почв // Агрохимия. — 1981. — № 9. — С. 119—125.
195. **Ядерная** энергетика, человек и окружающая среда / Бабаев Н.С., Демин В.Ф., Ильин Л.А. и др.; Под ред. А.П. Александрова. — Изд. 2-е. — М.: Энергоиздат, 1984. — 312 с.
196. **Ярмоненко С.П.** Радиобиология человека и животных. — Изд. 2-е. — М.: Высшая школа, 1988. — 424 с.
197. **Alper T.** Cellular Radiobiology // Cambrige University Press. 1979. — 320 p.
198. **Anspaugh L.R., Catlin R.J., Goldman M.** The global impact of the Chernobyl reactor accident // Science. — 1988. — V. 242, N 4885. — P. 1513—1519.
199. **Bachhuber H.** Aktivitätszufuhr über Ingestionspfad und potentielle Strahlenexposition // Zusammenfassender Zwischenbericht. Teil IV. — 1983. — S. 48—73.
200. **Balch C.C.** Movement of digesta through the digestive tract // Digestive Physiology and Nutrition of the Ruminant. London, 1961. — P. 23—44.
201. **Barker G., Jones L.H.P., Wardrop T.D.** Opal phytolith and mineral particles in the rumen of the sheep // Australian Agricultural Research. — 1961. — V. 12, N 3. — P. 462—472.
202. **Barry P.J., Chamberlain A.C.** Deposition of iodine onto plant leaves from air // Health Phys. — 1963. V. 9, N 12. — P. 1149—1157.
203. **Berger M.J.** Distribution of absorbed dose around point sources of electron and beta particles in water and other media // J. Nucl. Med. — 1971. — V. 12, Suppl. 5. MIRD Pamphlet. N. 7.
204. **Blaxter K.Z., Graham N.M., Wainman F.W.** Some observations on the digestibility of food by sheep and on related problems // British J. Nutrition. — 1956. — V. 10, N. 2. — P. 69—91.
205. **Bors J., Fendrich I., Niemann E.G.** Strahlenbelastung von Nutzpflanzen // Landwirtschaft-Angewandte Wissensch. — 1979. — H. 219. — S. 1—158.
206. **Boone F., Yook C., Palms J.M.** Terrestrial pathways of environmental distribution of radionuclides // Health Phys. — 1981. — V. 41, N 5. — P. 735—747.
207. **Campling R.C., Freer M.** The effect of specific gravity and size of the mean time of retention // British J. Nutrition. — 1962. — V. 16, N 4. — P. 507—518.
208. **Chamberlain A.C.** Aspects of the deposition of radioactive and other gases and particles // J. Air Pollut. — 1960. — V. 3, N 1—3. — P. 63—68.
209. **Chester K.O., Garten C.T.** A dynamic modelling system in the transfer of radioactivity in terrestrial food chains // Nuclear Safety. — 1981. — V. 22, N 6. — P. 766—777.
210. **Cline J.F.** Aging effects of the availability of strontium and cesium to plants // Health Phys. — 1981. — V. 41, N 2. — P. 293—296.
211. **Cline J.F., Uresk V.A.** Revegetation of disturbed grounds in the semi-arid climate of south-central Washington // Health Phys. — 1979. — V. 36, N 3. — P. 289—294.
212. **Cowan Ch., Jenne E., Cataldo D.** Nutrient-contaminant (Pu) plant accumulation model // Sci. Total Environ. — 1973. — V. 28. — P. 276—286.
213. **Dahlman R.C., Auerbach S.I., Dunaway P.B.** Behaviour of ^{137}Cs-tagged particles in a fescue

meadow // Environmental Contamination by Radioactive Materials. IAEA. Vienna. – 1969. – P. 153–159.
214. **Damage** to Livestock from Radioactive Fallout in Event of Nuclear War // Nat. Acad. Sci. Nat. Res. Council. Washington. – 1963. – 1078 p.
215. **Effects** of Ionizing Radiation on Aquatic Organisms and Ecosystems // Technical report. Series 172. Vienna. IAEA. – 1976. – 836 p.
216. **Effect** of ruminal pH alteration on digestion of steers fed a high concentrate diet // Goetsch A.L., Ouens F.N., Kautz C.E. et al. // Oklahoma Agricultural Experimental Station. – 1983. – N 114. – P. 10–14.
217. **Ehle F.R.** Influence of food particle density on particulate passage from rumen of Holstein cow // J. Dairy Science. – 1984. – V. 67, N 3. – P. 693–697.
218. **Engelhardt H.R.** Funktionen des Blättermagens bei kleinen Haustieren und Kühen. 1. Zufluss und Verweildauer von festen Teilchen und von Flüssigkeit // Zbl. Veter. Med. Reihe B. – 1975. – V. 22, N 2. – S. 149–163.
219. **Experimental** validation of a dosimetric model of the gastrointestinal tract in cattle / Osanov D.P., Prister B.S., Panova V.P. et al. // Health Phys. – 1974. – V. 26, N 2. – P. 497–503.
220. **Farber T.L.** The role of calcium in cell death // Life Scince. – 1981. – V. 29, N 13. – P. 1289–1295.
221. **Feihney C.J.** Interpretation of the fecal excretion patterns of solute and particle markers introduced into rumen of sheep // J. Agr. Sci. Camb. – 1983. – N 101. – P. 575–581.
222. **Feichney C.J., Griffiths D.A.** Behaviour of solute and particle markers in the stomach of sheep given a concentrate diet // British J. Nutrition. – 1978. – V. 40, N 1. – P. 71–81.
223. **Foliar** sorption of ^{131}I by plants. / Hungate F.P., Cline J.F., Uhler R.L., Selders A.A. // Health Phys. – 1963. – V. 9, N 12. – P. 1159–1166.
224. **Fredriksson L., Eriksson A.** Plant uptake of fission products // Lantbrukshögs Annal. 1970. – V. 36.
225. **Garner R.J.** A model for calculation of radiation doses to the gastrointestinal tract of ruminants // Health Phys. – 1964. – V. 13, N 5. – P. 297–301.
226. **Giese W.O.** Über die Verabreichung hoher Dosen Ammonium–Eisenhexacyannoferratt NH_4F''' $Fe(CN)_6$ an Schafe // Tierärztliche Hochschule Hannover. – 1986. – V. 61. – S. 3–5.
227. **Greitz U.** Dose to the gastrointestinal tract from ingestion of fission products in drinking water and food // Health Phys. – 1963. – V. 9, N 1. – P. 71–77.
228. **Grovum W.L., Hecker J.F.** Rate of passage of digesta in sheep. 2. The effect of level of food intake on digesta retention times and on water and electrolyte absorption in the large intestine // British J. Nutrition. – 1973. – V. 30, N 2. – P. 221–230.
229. **Grovum W.L., Williams V.J.** Rate of passage of digesta in sheep. 1. The effect of level food intake on marker retention times along the small intestine on apparent water absorption in the small and large intestines // British J. Nutrition. – 1973. – V. 29, N 1. – P. 13–21.
230. **Grovum W.L., Williams V.J.** Rate of passage of digesta in sheep. 3. Differential rates of passage of water and dry matter from the reticulorumen, abomasum, caecum and proximal colon // British J. Nutrition. – 1973. – V. 30, N 2. – P. 231–240.
231. **Grovum W.L., Williams V.J.** Rate of passage of digesta in sheep. 6. The effect of level of food intake on mathematical prediction of the kinetics of digesta in the reticulorumen and intestines // British J. Nutrition. – 1977. – V. 38, N 3. – P. 425–436.
232. **Gupta M.M.** Internal γ-ray dosimetry of a spheroidal source – effect of shape parameter // Health Phys. – 1976. – V. 30, N 2. – P. 238–240.

233. **Hecker J.F., Grovum W.L.** Rates of passage of digesta and water absorption along the large intestines of sheep, cows and pigs // Australian Biol. Sci. – 1975. – V. 28, N 2. – P. 161–167.
234. **Hoelzer F.** The rate of passage of internal material through the digestive tract // American J. Physiology. – 1930. – V. 92, N 1. – P. 466–497.
235. **Horst T.W.** The estimation of airborne surface contamination resulting from the deposition-resuspension prosess // Health Phys. – 1982. – V. 43, N 2. – P. 269–272.
236. **Hyden S.** The use of reference substances and the measurements of flow in the alimentary tract // Digestive Physiology and Nutrition of the Ruminant. – 1961. – P. 35–47.
237. **Jacob P., Meckbach R.** Shielding factors and external dose evaluation // Radiation Protection Dosimetry. – 1987. – V. 21, N 1–3. – P. 79–85.
238. **Jensen P.H.** Shielding factors for gamma radiation from activity deposited on structures and ground surfaces // Nuclear Technology. – 1985. – V. 65, N 1. – P. 29–39.
239. **Kelly G.N.** MARC – the NRPB method in assessing the radiological consequences of accidental releases of radioactivity. Res. and Div. Rept. 1979–1981 // Nat. Radiol. Prot. Board. Didcot. – 1982. – P. 223–225.
240. **King K.W., Moore E.C.** Density and size as factors affecting passage of ingesta in the bovine and human digestive tracts // J. Dairy Sci. – 1957. – V. 40, N 2. – P. 528–536.
241. **Koch J., Tadmor J.** RADFOOD – a dynamic model for radioactivity transfer through the human food chain // Health Phys. – 1986. – V. 50, N 6. – P. 721–737.
242. **Le Doux J.C.** Engineering analysis and design. Basis and methods // Radiation Shielding. Washington Office of Civil Defence. – 1966. – V. 5. – P. 1–132.
243. **Mandel L., Travnicek J., Talafantova M.** The $LD_{50/30}$ and the survival time in whole-body gamma-irradiated conventional and germfree Minnesota miniature piglets // Z. Versuchstierk. – 1980. – V. 22, N 2. – P. 96–100.
244. **Middleton L.J.** Radioactive strontium and caesium in the edible parts of crop plants after foliar contamination // Int. J. Rad. Biol. – 1959. – V. 2, N 1. – P. 387–402.
245. **Middleton L.J., Squire H.M.** Further studies of radioactive strontium and caesium on agricultural crops after direct contamination // Int. J. Rad. Biol. – 1963. – V. 6, N 6. – P. 549–559.
246. **Miller C.F.** The retention by foliage of silicate particles ejected from volcano Irazu in Costa Rica // Proc. Int. Symp. on Radioecological Concentration Processes. Stokholm, 1996, April 25–29. Ed. B. Åberg, F.P. Hungate. Pergamon Press, Oxford et al., – P. 501–525.
247. **Miller C.F., Hoffman F.** An analysis of reported values of the environmental half-time for radionuclides deposited on the surface of vegetation // Environmental Migration of Long-lived Radionuclides, Knoxville, July 1981, Vienna. – 1982. – P. 313–328.
248. **Miller C.F., Hoffman F.** An examination of the environmental half-time for radionuclides deposited on vegetation // Health Phys. – 1983. – V. 45, N 3. – P. 731–744.
249. **Miller J.K., Byrue W.F., Lyke W.A.** Comparison of fecal excretions of scandium-46 tagged sand and soluble cerium-144 by calves // Health Phys. – 1972. – V. 22, N 5. – P. 461–465.
250. **Monroe R.A., Wasserman R.H., Comar C.L.** Comparative behaviour of strontium–calcium and cesium–potassium in the fowl // Amer. J. Physol. – 1961. – V. 200, N 3. – P. 535–538.
251. **Motoyima K., Tachikawa E., Kamijama H.** Removal of radiocobalt ion in waste water by oxine-impregnated charcoal. Part II: Column experiments // Nuclear Technology. – 1979. – V. 42, N 2. – P. 172–179.
252. **Müller-Bruneker G.** Zum Verhalten von Cäsium, Strontium, Iod und einiger Transurane in Nutztieren / Gesellschaft für Strahlen-und Umweltforschung, München. GSF-Bericht S–935. – 1982. – 82 S.

253. **Overcamp T.J., Fjeld R.A.** A simple approximation for estimating centerline γ-absorbed dose rates due to a continuous Gaussian plume // Health Phys. – 1987. – V. 53, N 2. – P. 143–146.
254. **Pavlovskij O.** Long-term forecast of the individual and collective irradiation doses of the USSR population after the Chernobyl accident. Biol. Zent. bl. – 1989. – B. 108, H. 5. – S. 431–438.
255. **Peters L.N., Witherspoon J.P.** Retention of 44–88 μ simulated fallout particles by grasses // Health Phys. – 1972. – V. 22, N 3. – P. 261–266.
256. **Rainfall** as a mechanism for soil contamination of plant surfaces / Dreicer M., Hakonson T.E., Whicker F.W., White G.C. // Health Phys. – 1982. – V. 43, N 1. – P. 108.
257. **Rainsplash** as a mechanism for soil contamination of plant surfaces / Dreicer M., Hakonson T.E., White G.C., Whicker F.W. // Health Phys. – 1984. – V. 46, N 1. – P. 177–187.
258. **Roedler H.D., Kaul A.** Berechnung der Strahlendosis durch inkorporierte radioactive Stoffe nach dem erweiterten Konzept der absorbierten Bruchteile: Formal exakte und Näherungslösung // Atomkernenergie. – 1973. – B. 21, H. 4. – S. 249–253.
259. **Schreckise R.G., Cline J.F.** Uptake and distribution of ^{238}U in pea and barley // Health Phys. – 1980. – V. 38, N 3. – P. 341–343.
260. **Schulz R.K., Kantz A.D., Babcook K.L.** Effect of beta radiation on growth and yield of the field pea crop // Rad. Res. – 1973. – V. 56, N 1. – P. 122–129.
261. **Sharp R., Baes C.F.** Simulation of radionuclide transport in U.S. agriculture // Proc. Summer Comput. Simul. Conf. Denver. July 19–21. – 1982. – Jolla. Calif. – P. 252–257.
262. **Sheppard M.J.** Radionuclide partitioning coefficients in soils and plants and their correlation // Health Phys. – 1985. – V. 49, N 1. – P. 106–111.
263. **Soil** nuclide distribution coefficients and their statistical distributions. Sheppard M.J., Beals D.I., Thibault D.H., O' Connor P. // Atomic Energy of Canada Ltd. AECL-8364. Pinawa. Manitoba. 1984. – 64 p.
264. **Sparrow A.H., Schwemmer S.S., Bottino P.J.** The effects of external gamma-radiation from radioactive fallout on plants with special reference to crop production // Radiation Botany. – 1971. – V. 11, N 2. – P. 85–119.
265. **Structure** and function of the large intestine of ruminants / Ulyatt M.J., Dellow D.W., Reid C.S.W. et al. // Digestion and Metabolism in the Ruminants. Sydney. 1974. – 118 p.
266. **Svendsen P.E.** Experimental studies of gastrointestinal anatomy // Digestion and Metabolism in the Ruminant. Sydney, 1975. – P. 563–575.
267. **Takijma V., Katsumi I.** Cadmium contamination of soils and rice plants caused by zinc mining. Use of soli amendment material for the control of Cd uptake by plants // Soil Sci. and Plant Nutr. – 1973. – V. 19, N 4. – P. 235–244.
268. **Taylor F.G., Witherspoon J.P.** Retention of simulation fallout particles by lichens and mosses // Health Phys. – 1972. – V. 23, N 6. – P. 867–871.
269. **Transfer** of gaseous iodine to rice plants / Nakamura Y., Sumiya M., Uchida S. et al. // J. Radiat. Res. – 1986. – V. 27, N 2. – P. 171–182.
270. **Van Dorp F., Eleveld R., Frissel M.J.** Agricultural measures to reduce radiation doses to man caused by severe nuclear accidents // Comm. of the European Communities Radiation Protection. Report, Wageningen. Contract N 185–76. – 1980. – 112 p.
271. **Warmer A.C.J., Stacy B.D.** The rate of the water in the rumen. A critical approval of the use of soluble markers // British J. Nutrition. – 1968. – V. 22, N 3. – P. 369–387.
272. **West Y.L., Bell M.C., Sasser L.B.** Pathology of gastrointestinal tract γ-radiation injury // Survival of Food Crops and Livestock in the Event of Nuclear War. Proc. Symp. held of Brookhaven Nat. Lab. Upton. Long Island. N.Y. – 1971. – P. 208–223.
273. **Weston R.H., Cantle J.F.** The movement of undigested plant particle fractions through the stomach of roughage-feed young sheep // Canadian J. Animal Science. – 1984. – V. 64 (Suppl). – P. 322–323.
274. **Witherspoon J.P., Taylor F.G.** Interception and retention of a simulated fallout by agricultural plants // Health Phys. – 1970. – V. 19, N 4. – P. 493–499.
275. **Witherspoon J.P., Taylor F.G.** Retention of 1–44 μ simulated particles by soybean and sorghum plants // Health Phys. – 1971. – V. 21, N 5. – P. 673–679.