

Глава 6

ОСНОВНЫЕ ДОЗОБРАЗУЮЩИЕ ТЕХНОГЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ

В процессе ядерных реакций, протекающих в момент ядерного взрыва или при работе ядерного реактора, образуются радиоактивные изотопы практически всех химических элементов таблицы Д.И. Менделеева (Гусев и др., 1988). Однако в силу своих ядерно-физических свойств (прежде всего, периода полураспада) не все из них представляют радиэкологическую опасность.

Наибольшее внимание уделялось, как правило, изотопам ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{131}I , в значительно меньшей степени ^3H , ^{14}C , трансурановым элементам. В бывшем Советском Союзе и России практически не рассматривались вопросы радиационной опасности от ^{85}Kr , ^{129}I , ^{241}At , "горячих частиц". Это нашло свое отражение и в официальных документах, например, в "Критериях оценки экологической обстановки..." (1992) и в других.

Недоучет данных по этим и другим радиэкологическим показателям, отсутствие полной комплексной оценки всех возможных факторов воздействия и прежде всего β - и α -излучающих компонентов приводили и приводят к недооценке факторов радиационного риска в зоне влияния ядерных полигонов, предприятий и АЭС (А.В. Яблоков, Д.М. Гулд, Б.А. Голдман, Р. Грейб, Дж. Гофман и др.).

6.1. Тритий (^3H)

Радиоизотоп водорода тритий, ^3H (период полураспада $T^{1/2} = 12,3$ года), подобно радиоуглероду, постоянно образуется в атмосфере в результате взаимодействия космического излучения с ядрами атомов азота, кислорода и аргона (например, по реакции $^{14}_7\text{N} + {}^1_0\text{n} \rightarrow {}^{12}_6\text{C} + {}^3_1\text{H}$), а также при расщеплении ядер различных элементов космическими лучами большой энергии.

Искусственно тритий привносится во внешнюю среду двумя путями:

1. Во время атомных и термоядерных взрывов, увеличивающих концентрации ^3H в дождевой воде в 10–100 раз (рис. 6.1). Об уровнях выпадения трития в Си-

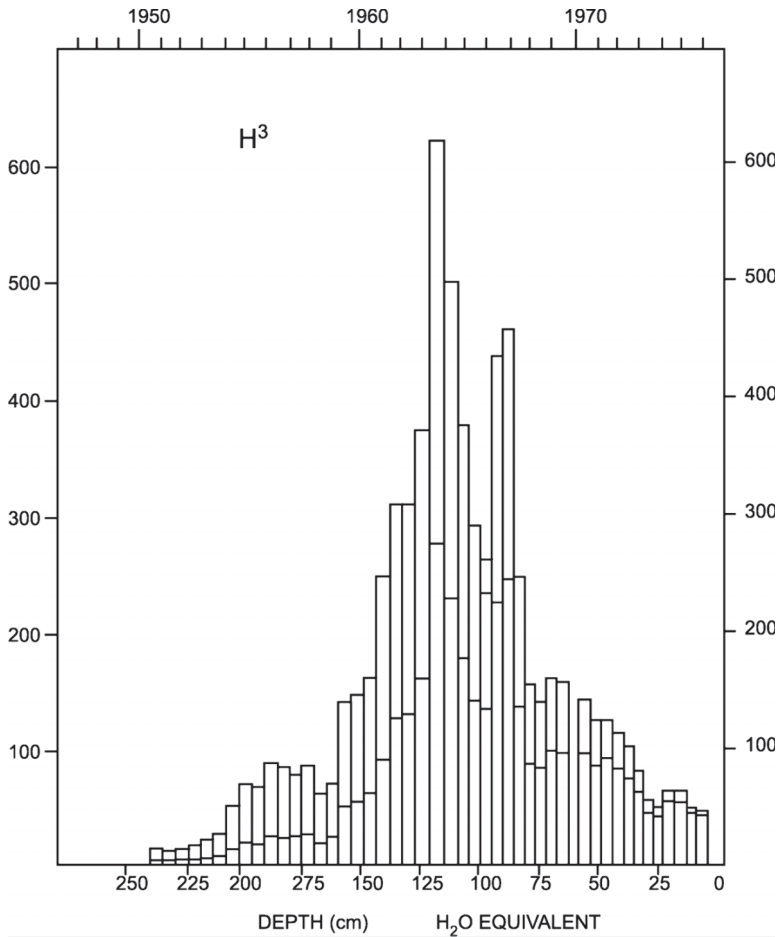


Рис. 6.1. Поступление ^3H в природную среду в период массовых испытаний ядерного оружия в атмосфере. Льды Антарктики (по "Environmental Radioactivity...", 1997)

бири можно судить по результатам изучения атмосферных осадков некоторых городов и снеготалой воде из ледников Монгольского Алтая (рис. 6.2).

2. При производстве ядерной энергии на двух этапах топливного цикла: работе реакторов и переработке отработавшего топлива. Концентрация природного трития в воде Мирового океана оценивается на уровне 0,1 Бк/л.

Образуемый ядерными реакторами ^3H может находиться в форме H^3NO , D^3NO , H^3N , $^3\text{H}_2$, тритидов металлов, органических производных. Вследствие утечек и недостатков в технологии обращения с отходами, в которой ^3H практически не улавливается, выброс трития в окружающую среду осуществляется с газообразными и жидкими отходами.

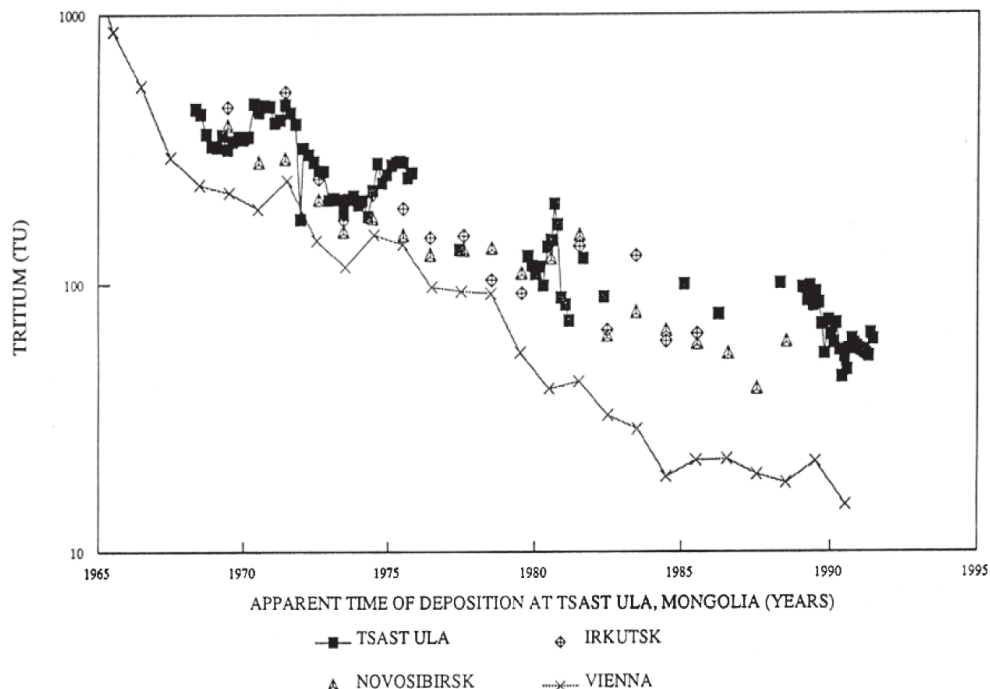


Рис. 6.2. Поступление ^3H в природную среду в некоторых районах Сибири и Австрии, по результатам изучения атмосферных осадков и снеготалой воды из ледников Монгольского Алтая (по P. Zuzaan et al., 2004)

При переработке облученного топлива ^3H высвобождается из отработавших тепловыделяющих элементов. Гипотетический завод мощностью 1500 т/год может сбросить в атмосферу около 30 КБк/год трития.

На других этапах производства ядерной энергии к источникам ^3H в биосфере следует отнести хранилища радиоактивных отходов. Хранение и захоронение низко- и среднеактивных отходов в поверхностных слоях грунта приводит к выделению на поверхность диффундирующих $^3\text{H}_2$ и H^3NO , а также к образованию и выделению тритированного метана CH_3^3H и других органических соединений, к появлению H^3NO в грунтовых водах.

Наиболее обстоятельно тритий в водных объектах изучен на Урале (Уткин и др., 2004). По оценкам этих авторов, техногенный фон трития составляет около 5 Бк/л. В водохранилище Белоярской атомной электростанции концентрация трития колебалась от 5–7 до 100 и более Бк/л (рис. 6.3, 6.4).

Содержание трития в воде рек и озер в Свердловской и Челябинской областях выше, чем таковое в Пермской и Оренбургской областях. В р. Теча этот показатель составляет 55–134 Бк/л, в р. Исеть – 13 Бк/л (рис. 6.5).

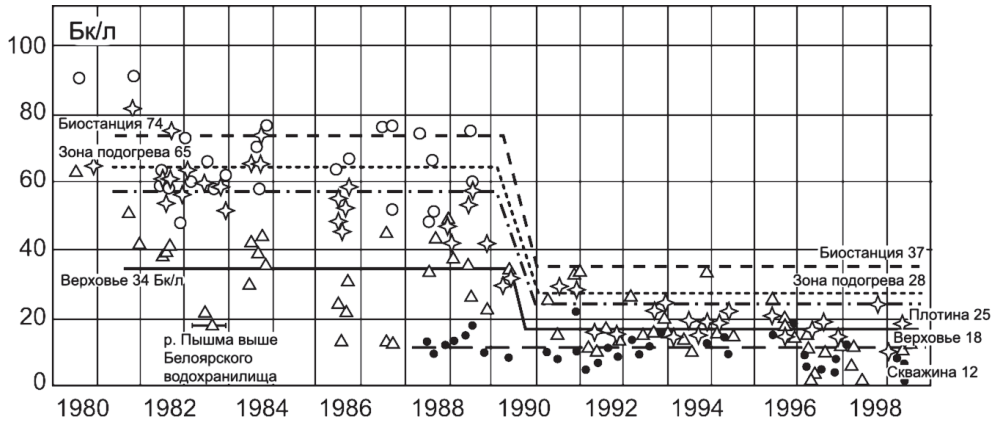
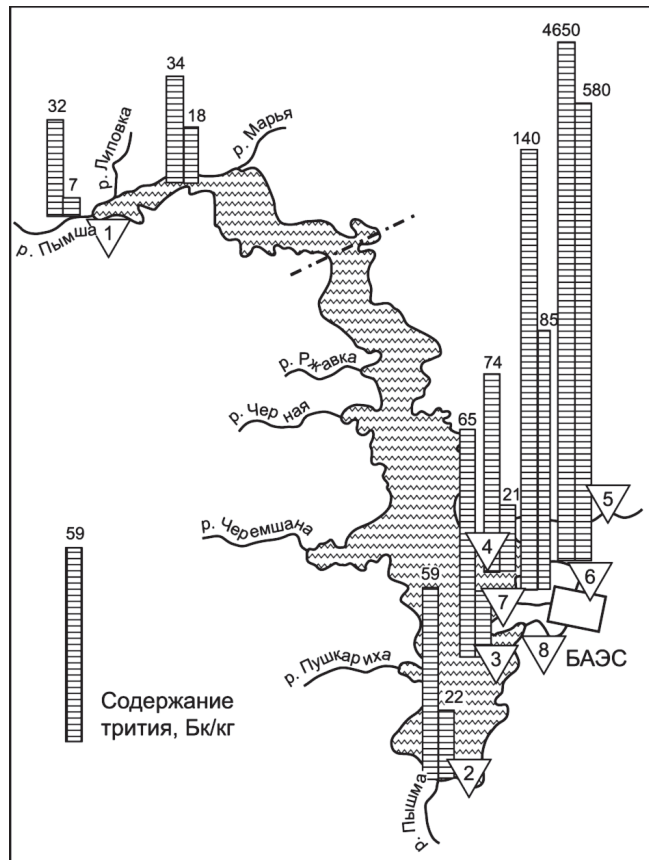


Рис. 6.3. Динамика изменения концентрации трития в постоянных точках наблюдений на акватории Белоярского водохранилища

Рис. 6.4. Средние значения концентрации трития в воде Белоярского водохранилища в период совместной работы второго и третьего блоков БАЭС (левый столбик) и после остановки второго энергоблока (правый столбик): 1 – верховье; 2 – плотина; 3 – Теплый залив; 4 – район биофизической станции; 5 – обводной канал (нагорная канава); 6 – промливневый канал; 7 – водозаборный канал; 8 – водосбросный (теплый) канал



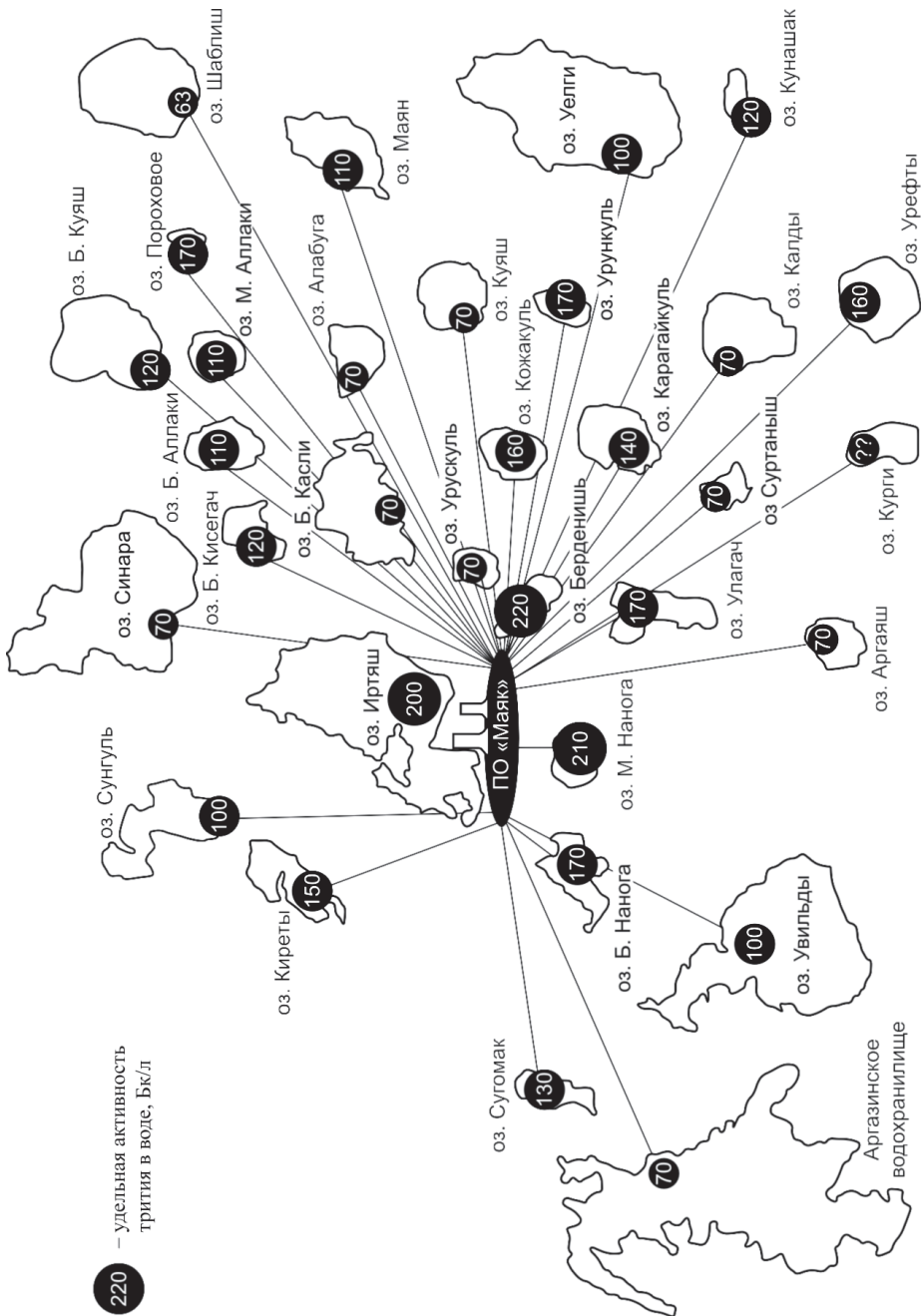


Рис. 6.5. Карта-схема уровней загрязнения обследованных водосемов Челябинской области тритием на 1986 г.

В организм человека ^3H поступает в виде газа и тритиевой воды $^1\text{H}^3\text{HO}$ через легкие, кожу и желудочно-кишечный тракт.

Установлено, что поступивший в организм человека ^3H существует в виде двух отдельных соединений: свободной тритиевой воды $^1\text{H}^3\text{HO}$ и органически связанного ^3H .

Тритий – чистый β -излучатель со средней энергией излучения 0,018 МэВ, что на два порядка меньше энергии β -излучения радиоуглерода. С этим связана особенность производимых тритием повреждений тканей. Обладая наименьшей энергией β -частиц, тритий создает значительную плотность ионизации ткани (число пар ионов, образуемых заряженной частицей на единице ее пути). Кроме того, пробег β -частиц трития значительно меньше геометрических размеров клеток, поэтому поражение тритием локализуется возле самого изотопа, и общее поражение зависит от геометрии его распределения в тканях организма и микрогеометрии распределения в клетке (Мушкачева и др., 1994; и др.). Атомы трития замещают в молекулах ткани атомы водорода.

Биологическое воздействие трития усиливается тем, что при его распаде образуется инертный газ, поэтому водородные связи в этом месте будут рваться, а это должно сказываться на нарушении процесса синтеза органических структур при жизни индивида и оказывать воздействие на наследственность, возможно, отдаленную.

Из вышесказанного следует необходимость контроля за содержанием трития в окружающей среде и продуктах питания, особенно вблизи производств ЯТЦ.

6.2. Углерод-14 (^{14}C)

Радиоуглерод ($T_{1/2} = 5730$ лет) образуется на земле в результате следующих ядерных реакций: $^{14}\text{N}(n; p) \rightarrow ^{14}\text{C}$; $^{17}\text{O}(n; \alpha) \rightarrow ^{14}\text{C}$; $^{13}\text{C}(n; \gamma) \rightarrow ^{14}\text{C}$.

Эти реакции протекают как в верхних слоях атмосферы под воздействием космического излучения (при образовании природного ^{14}C), так и при образовании техногенного радиоуглерода в результате атомных взрывов и работы атомных реакторов, как промышленных, так и транспортных и исследовательских.

Основным поставщиком ^{14}C является первая реакция ввиду большого содержания азота (78%) в составе воздуха. При этом в водографитовых реакторах (именно такой тип реактора работает на Сибирском химическом комбинате) образующийся на азоте ^{14}C практически целиком выносится в атмосферу. Кроме того, в реакторах этого типа часть образующегося ^{14}C попадает во внешнюю среду с жидкими сбросами в виде растворимых карбонатов и углекислоты.

Существуют понятия локального и глобального загрязнения радиоуглеродом.

Источником локального загрязнения можно считать не только атомный взрыв, но и каждую АЭС, предприятия ЯТЦ, изотопные производства по получению препаратов, меченых ^{14}C , научно-исследовательские учреждения.

Среднее поступление реакторного ^{14}C в организм местных жителей, проживающих в районе действия такого источника, может составить в зонах 0–10 км – 0,32 мкКи/год; 10–20 км – 0,08 мкКи/год.

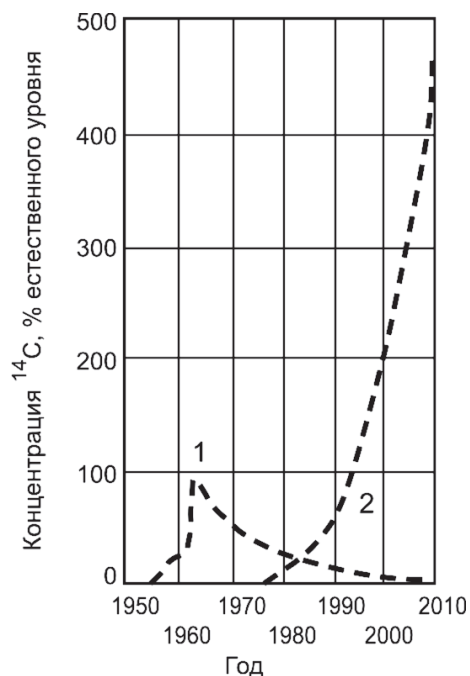


Рис. 6.6. Изменение содержания в биосфере искусственного C^{14} бомбового (1) и реакторного (2) происхождения (по В.П. Рублевскому и др., 1979)

Глобальное радиоуглеродное загрязнение окружающей среды связано с развитием атомной энергетики в целом и ядерными испытаниями. При термоядерных взрывах 90% радиационного фона в атмосфере обусловлено ^{14}C . Как показывают расчеты (Рублевский и др., 1979), ежегодное поступление ^{14}C в организм человека с продуктами питания превысит естественный путь поступления ^{14}C к 2010 г. в 5 раз, а годовая доза на все тело, по сравнению с 1975 г., возрастет с 0,04 до 7 мРад, т.е. увеличится почти в 200 раз (рис. 6.6) и, по подсчетам С.П. Ярмоненко, будет сказываться 11 000 лет, затронув 300 поколений людей. На рисунке 6.7 показана динамика накопления ^{14}C в волосах и крови людей в результате испытания ядерного оружия в атмосфере, а на рисунке 6.8 — изменение удельной активности ^{14}C во французских винах.

Опасные последствия такой динамики связаны с тем, что радиоуглерод, участвуя в обменных процессах наряду с ато-



Рис. 6.7. Концентрация углерода-14 в тропосфере, а также в волосах и крови людей в Скандинавии (по Р. Грейбу, 1994)

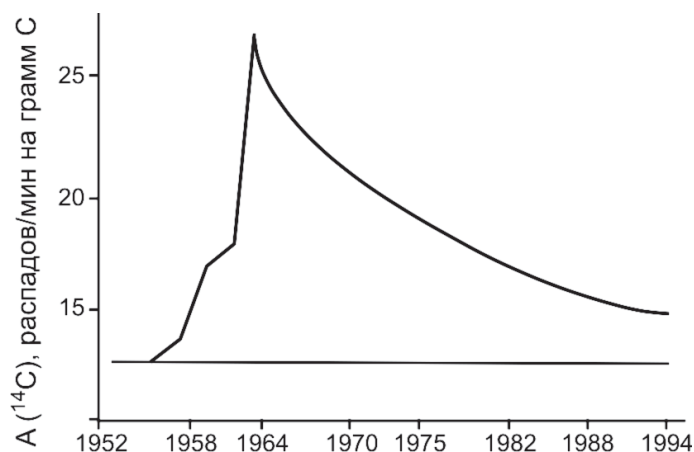


Рис. 6.8. Изменение удельной активности ^{14}C во французских винах во второй половине XX века. Горизонтальная линия – природный уровень удельной активности ^{14}C

мами стабильного углерода, проникает во все органы и ткани организма, включая непосредственно в молекулы органических соединений.

Повреждающее действие ^{14}C , вошедшего в состав молекул белков и особенно ДНК и РНК живого организма, определяется, во-первых, радиационным воздействием β -частиц и ядер отдачи азота, возникающих в результате распада ^{14}C по схеме $^{14}\text{C} \rightarrow ^{14}\text{N}$; во-вторых, изменением химического состава молекулы за счет превращения атома ^{14}C в атом ^{14}N (трансмутационный эффект).

Такие повреждения ДНК приводят зачастую к генным мутациям второго и третьего порядков, которые являются практически необратимыми.

Поэтому увеличение содержания изотопа ^{14}C в биосфере может привести к накоплению вредных мутаций, что чревато серьезной угрозой для человечества. Проблема мониторинга ^{14}C является одной из основных в районах АЭС и ЯТЦ.

Одним из первых отметил биологическую опасность ^{14}C великий гражданин России А.Д. Сахаров (1958), который обратил внимание на непороговые биологические эффекты радиации. Он рассчитал, что при испытании мегатонной бомбы только от ^{14}C будет 2200 жертв, получивших наследственные болезни, а также обратил внимание на возможное увеличение раковых заболеваний и лейкемии.

А.Д. Сахаров оценил, что общие потери от радиоуглерода при имевших место испытаниях (~ 50 Мт) составляют около 330 000 человек (Сахаров, 1958), а если учесть влияние радиоцезия и радиостронция, то общие потери составят 10 тысяч человек на 1 Мт.

Именно тогда гуманист-исследователь Сахаров категорически выступил против испытания ядерного оружия в атмосфере, и его усилиями было изменено решение о взрыве на Новой Земле 108 Мт бомбы (взрывали только 58 Мт). Масшта-

бы возможной опасности этих радионуклидов предвидели Лайнус Полинг и др. (Дж. Гулд и др., 2004).

6.3. Криптон-85 (^{85}Kr)

Из радиоактивных изотопов VIII группы таблицы Менделеева наибольший интерес представляет изотоп ^{85}Kr .

По данным Томаса Кохрана и др. (1992), Сибирский химический комбинат выбрасывает в атмосферу 3 изотопа этой группы:

- ^{85}Kr – 330 000 кКи/год;
- ^{131}Xe – 190 кКи/год;
- ^{133}Xe – 540 кКи/год.

Просачивающийся сквозь изоляционное покрытие ТВЭЛов, ^{85}Kr менее опасен, поскольку он распадается до радиоактивного стронция и составляет незначительную долю, к тому же период его полураспада – 3 мин, поэтому он имеет значение только в пределах зон, близких к реактору.

Время жизни изотопов Хе исчисляется несколькими сутками, и через 10–30 ч они полностью выводятся из организма. ^{85}Kr имеет период полураспада 10,72 года, и его воздействие на организм требует серьезного отношения и дальнейшего изучения.

В малых количествах ^{85}Kr присутствует в окружающей среде вследствие спонтанного и вызванного нейтронами деления природного урана, а также вследствие облучения нейтронами космического излучения атомов атмосферного ^{85}Kr .

Однако количество ^{85}Kr в атмосфере в последние годы существенно возросло (рис. 6.9). По прогнозам, мощность дозы облучения кожи за счет этого фактора может возрасти к 2000 г. более чем в 100 раз, составив примерно 0,03 Зв/год (Криптон-85..., 1978).

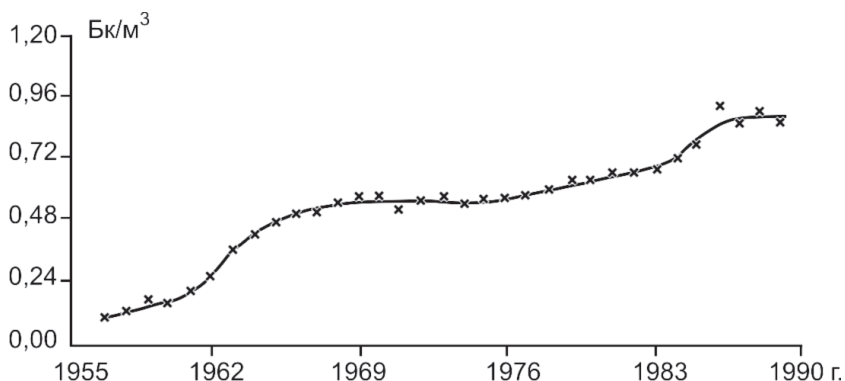


Рис. 6.9. Среднегодовая объемная активность криптона-85 в атмосфере (по В.Н. Капухину и др., 1995)

В настоящее время основным источником поступления ^{85}Kr в окружающую среду являются предприятия по производству плутония. Кроме того, ^{85}Kr может поступать в атмосферу от производимых в мирных целях атомных взрывов и работы атомных реакторов, в том числе и реакторов морских двигателей, но их выбросы являются и будут оставаться незначительными по сравнению с выбросами заводов по производству плутония.

Распад ^{85}Kr сопровождается испусканием β -частицы, либо β -частицы и γ -кванта, превращаясь в изотоп ^{85}Rb .

Будучи инертным, он не вступает в химические соединения, а накапливается в атмосфере, не вовлекается в биологические процессы, а адсорбируется в тканях тела при вдыхании и растворяется в биологических жидкостях. Он характеризуется низкой растворимостью в крови, высокой растворимостью в липидах и быстрой диффузией в тканях. Есть сведения о высоком поглощении ^{85}Kr корой надпочечников.

Органом, наиболее подверженным воздействию ^{85}Kr , является кожа, но она и наиболее устойчива к радиоактивному облучению. Однако параллельное воздействие ультрафиолетового излучения может усилить негативный эффект.

Оба воздействия носят как мутагенный, так и канцерогенный характер. Механизм мутагенеза этих двух факторов различен: β -излучающий ^{85}Kr производит разрыв в цепях ДНК, а УФО образует в них тиминовые димеры), канцерогенное же действие этих факторов, в принципе, не отличается.

В связи с продолжающимся развитием ядерной энергетики на земном шаре вопрос об очистке газовых отходов от радиоактивных газов должен рассматриваться в международном масштабе (на уровне МАГАТЭ и МКРЗ).

6.4. Йод-131 и йод-129 (^{131}I , ^{129}I)

В настоящее время известно 24 изотопа йода, из которых радиозэкологическую опасность представляют, в основном, 2 изотопа – йод-131 и йод-129.

Период полураспада йода-131 всего 8,04 суток. Этим обусловлена его сравнительно невысокая опасность и возможность медикаментозной помощи.

Йод-129 относится к числу наиболее радиологически значимых нуклидов в глобальном масштабе благодаря своему периоду полураспада, который оценивается в 17 млн лет. Его вклад в окружающую среду в отдаленной перспективе оценивается как значительный. Активно включаясь в глобальный цикл, йод-129 является потенциальным глобальным облучателем на протяжении миллионов лет. К сожалению, ^{129}I , как правило, не оценивается как радиационно опасный фактор, хотя его суммарный выброс в атмосферу составил 10^{12} Бк (Уткин и др., 2004).

Антропогенными источниками этих изотопов могут быть заводы по переработке облученного ядерного топлива, АЭС и атомные взрывы. Непосредственно в реакции деления выход этих изотопов невелик, но они образуются в значительных количествах из своих радиоактивных предшественников: ^{129}I из $^{129\text{m}}\text{Te}$ и ^{129}Te , а ^{131}I из $^{131\text{m}}\text{Te}$ и ^{131}Te .

Повышенная концентрация радиоактивных изотопов йода фиксируется во всех

районах размещения ПЯТЦ (Челябинск, Томск и т.д.). На рисунке 6.10 показано поступление ^{131}I в атмосферу на ПО "Маяк".

Анализ этой кривой, выполненный В.И. Уткиным и др., (2004), показывает, что, несмотря на значительную вариабельность данных по мощности выбросов ^{131}I в атмосферный воздух, отмечены определенные закономерности этих выбросов во времени. В частности, достаточно мощные выбросы I относятся к периоду 1957–1959 гг., когда показатели выброса составляли 0,1–1 Ки/сут. (3,7–37 ГБк/сут.). В 1957 г. завод Б был остановлен, в 1959 г. пущен в эксплуатацию новый производственный комплекс – завод ДБ, который обладал более высокими технологическими и экологическими показателями. Период с 1965 г. характеризовался значительным снижением выбросов ^{131}I в атмосферу, что связано с постепенным сворачиванием производства оружейного плутония на ПО "Маяк". На рисунке 6.10 показана динамика мощности выбросов радионуклида в период с 1949 по 1985 гг. (с 1949 по 1957 гг. данные получены путем реконструкции выбросов).

В целом, на кривой динамики выбросов отчетливо видны два пика:

- 1) с момента пуска в эксплуатацию первых производственных мощностей ПО "Маяк" вплоть до 1953 г., когда выбросы I возросли с нескольких десятков до 4000 Ки/мес (148 ТБк/мес), что, возможно, связано с недостатками техно-

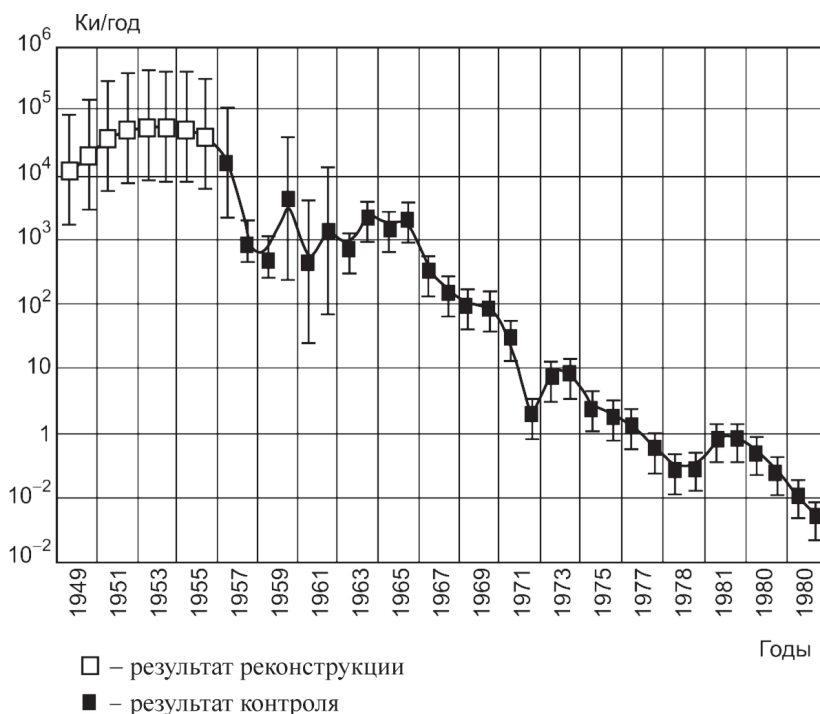


Рис. 6.10. Динамика выброса йода-131 в атмосферу радиохимическим производством ПО "Маяк" при переработке облученного топлива

логического характера, промахами в проектировании и особенностями системы контроля;

- 2) в период с 1961 по 1963 гг., когда выбросы ^{131}I увеличились примерно на два порядка. Этот рост был обусловлен переработкой партии топлива с пониженной продолжительностью выдержки перед его растворением (Уткин и др., 2004).

В обычном режиме работы АЭС выбросы йода также невелики, но в аварийных ситуациях радиоактивная опасность обуславливается (в начальный период) именно изотопами йода, поступающими в организм, в основном, перорально и через органы дыхания. И прежде всего ^{131}I , на долю которого приходится около 99% выбросов всего йода.

Обладая высокой миграцией, он быстро включается в биологические цепи и становится источником внешнего и внутреннего облучения. Особенно большие дозы формируются в щитовидной железе детей, что обусловлено ее малыми размерами, они могут в 2–10 раз превышать дозу облучения железы у взрослого.

На рисунке 6.11 показана зависимость аккумулярованной к концу 1980 г. эквивалентной дозы облучения щитовидной железы от возраста людей (Уткин и др., 2004). Эта зависимость удовлетворительно согласуется с динамикой выбросов йода в атмосферу. Из всех рассмотренных возрастных групп максимальную

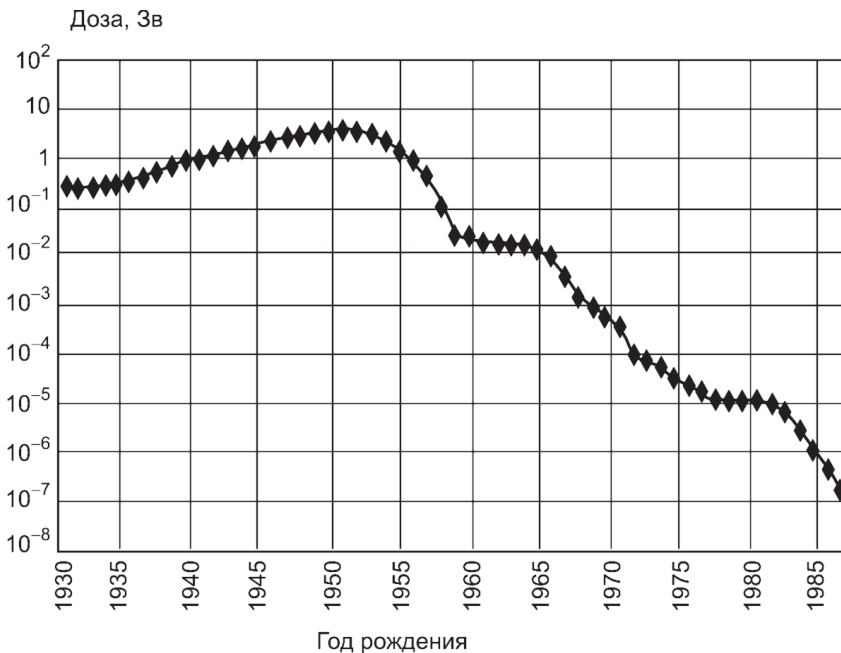


Рис. 6.11. Величина аккумулярованной эквивалентной дозы облучения щитовидной железы у жителей г. Озерска в зависимости от года рождения

годовую дозу (1,57 Зв) получили лица 1952 г. рождения в 1953 г. Максимальную эквивалентную дозу от выбросов ^{131}I (4 Зв) накопили представители возрастной группы 1951 г. рождения.

Радиоактивный йод из организма беременной женщины поступает к плоду, в железе которого поглощаемая доза в десятки раз больше, чем в железе матери.

Проблема йода-129 заключается в том, что этому радионуклиду практически не уделяется внимания. Разработанные в настоящее время методы изоляции йода-129 вместе с отходами обеспечат эту изоляцию лишь на несколько столетий, затем хранилища разрушатся и весь йод-129 рассеется в биосфере.

В качестве примера такого подхода при оценке радиационных факторов можно привести данные из "Бюллетеня МАГАТЭ" (1996, №3, с.25) по остаточным радиоактивным веществам в тридцатикилометровой зоне ЧАЭС (табл. 6.1).

Из анализа этой таблицы видно, что и в 2056 г. уровень остаточной радиоактивности в зоне будет определяться ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , концентрация последнего увеличится с 1986 г. в 400 раз и с каждым годом будет увеличиваться за счет распада Pu .

В таблице присутствие ^{129}I даже не отражено, несмотря на то, что его выход в реакции деления ~ 1% от выхода ^{131}I , т.е. 2–17 ПБк, и его уровень к 2056 г. (за 70 лет) практически не изменится, так как его период полураспада миллионы лет (можно сравнить с ^{239}Pu , период полураспада которого 240 тыс. лет).

Таблица 6.1. Остаточные радиоактивные вещества в глобальной окружающей среде в результате чернобыльской аварии в апреле 1986 г.

Значимый радионуклид	Выброс в 1986 г. (ПБк*)	Остаточный уровень в 1996 г. (ПБк)	Уровень в 2056 г. (ПБк)
^{131}I	200–1700	0	0
^{90}Sr	8	6	1,5
^{134}Cs	44–48	1,6	0
^{137}Cs	74–85	68	17
^{238}Pu	0,03	0,03	0,02
^{239}Pu	0,03	0,03	0,03
^{240}Pu	0,044	0,044	0,03
^{241}Pu	5,9	3,6	0,2
$^{241}\text{Am}^{**}$	0,005	0,08	0,2

Примечание: * – 1 ПБк = 10^{15} Бк. Оценка выброса на 26.04.1986 г., день аварии, с коррекцией на распад; ** – активность америция-241 в 1996 г. возросла по сравнению с 1986 г., поскольку он является дочерним продуктом плутония-241 (период полураспада 14 лет). Такое увеличение должно учитываться во всех радиологических прогнозах, однако дозы от америция-241 не превысят нынешние дозы, получаемые от других радионуклидов.

Расчеты скорости выщелачивания, миграции с подземными водами, конвекционного переноса с учетом сорбции и полураспада йода-129 показали, что через 1000 лет из хранилища в биосферу возможно его поступление 13 ГБк/год (Холина, 1983).

Глобальный вклад йода-129 в ожидаемую дозу облучения за счет ЯТЦ обусловлен на период интегрирования от 10 до 10^8 лет поступлением от заводов по переработке ТВЭЛов и составит 40 ГБк на 1 ГВт (эл.) · год. К настоящему времени суммарный выброс йода-129 в атмосферу достиг 10^{14} Бк.

Специфика йода заключается в многообразии его химических соединений. К наиболее активным формам относится элементарный йод, который под воздействием различных факторов образует многочисленные химические соединения, взаимодействует с твердыми атмосферными частицами, адсорбируясь на их поверхности.

Из всего вышесказанного следует, что проблемы радиозэкологии йода многогранны и требуют создания модели биогеохимического круговорота йода в глобальном масштабе как краткосрочного, так и долгосрочного прогнозов.

6.5. Стронций-90 (^{90}Sr)

Природный стронций является стабильным. Он входит в состав микроорганизмов, растений, животных и человека, являясь строительным материалом костной ткани. Избыток в ней стронция (выше 0,02%) может вызвать ломкость костей, рахит и другие заболевания.

Радиоактивные изотопы стронция образуются при атомных взрывах, вследствие утечек и аварий на атомных реакторах. Наиболее опасным из них считается ^{90}Sr . Его период полураспада 28,5 лет, а период полувыведения из организма (биологический период полураспада) довольно долгий – 11 лет.

Попадая в окружающую среду, ^{90}Sr включается (главным образом вместе с Ca) в процессы обмена у растений, животных и человека. В растения ^{90}Sr может поступать непосредственно через листья или из почвы через корни. Относительно больше ^{90}Sr накапливают бобовые, клубни и корнеплоды, меньше злаки. В семенах и плодах его значительно меньше, чем в листьях и стеблях. К человеку ^{90}Sr поступает в основном с коровьим молоком и рыбой.

Величина отложения ^{90}Sr в организме зависит от возраста. Так, у детей, в связи с быстро растущей костной тканью, она на порядок выше, чем у взрослых.

Биологическое действие ^{90}Sr связано с характером его распределения (накопление в скелете) и зависит от дозы β -излучения, создаваемой им и его дочерним радиоизотопом иттрием (^{90}Y).

При длительном поступлении ^{90}Sr в организм, даже в относительно небольших количествах, в результате непрерывного облучения костной ткани могут развиться лейкемия и рак костей.

Заключение в 1963 г. в Москве договора "О запрещении испытаний ядерного оружия в атмосфере, космосе и под водой" привели к почти полному освобождению атмосферы от ^{90}Sr и уменьшению его подвижных форм в почве.

6.6. Цезий-137 (^{137}Cs)

В природе этот серебристо-белый металл встречается в виде стабильного изотопа ^{133}Cs . Это редкий элемент со средним содержанием в земной коре $3,7 \cdot 10^{-4}\%$. Цезий – постоянный химический микрокомпонент организма растений и животных. Главные накопители цезия в организме млекопитающих – мышцы, сердце, печень. Он малотоксичен, его биологическая роль в организме окончательно не раскрыта.

^{137}Cs – β -, γ -излучающий радиоизотоп цезия с периодом полураспада 30 лет, один из главных компонентов техногенного радиоактивного загрязнения биосферы. Образуется в результате ядерных реакций деления. Содержится в радиоактивных выпадениях, сбросах, отходах радиохимических заводов. Интенсивно сорбируется почвой и донными отложениями. Коэффициент накопления особенно высок у пресноводных водорослей и арктических наземных растений, особенно лишайников, из животных – у северных оленей (через ягель, которым они питаются). В организме человека ^{137}Cs распределен более или менее равномерно и существенного поражающего действия не оказывает, однако нормирование территории по степени загрязненности ее радионуклидами ведется, прежде всего, по цезию-137.

Кроме того, существуют радиоактивные изотопы цезия-134 и 135. Наличие короткоживущего ^{134}Cs (2,3 года) свидетельствует о свежести радиоактивного выброса.

6.7. Плутоний

6.7.1. Общие сведения

Плутоний (Pu) – химический элемент, открытый в 1940 г. Г.Т. Сиборгом, А. Валем и Дж.У. Кеннеди (г. Беркли, Калифорния, США), которые получили его при облучении урана ядрами тяжелого водорода (дейтонами). Это был второй искусственно полученный элемент (первым был нептуний, 1940), который дал начало так называемым трансурановым элементам (ТУЭ), входящим в группу актиноидов, т.е. элементов, обладающих радиоактивностью.

Цепочка рядов радиоактивного распада наиболее хорошо распространенных ТУЭ представлена на рисунке 6.12.

На момент своего открытия в природе элемент не встречался. Сегодня существуют данные, которые позволяют предполагать, что Pu имел материнские изотопы в существующих сегодня рядах урана и тория.

На сегодняшний день известно 15 (с учетом ядерных изомеров) изотопов Pu. Ядерно-физические свойства изотопов Pu приведены в таблице 6.2.

У большинства изотопов при радиоактивном распаде выделяется α -частица с энергией около 4,2–5 МэВ, реже γ -кванты, β -частицы. Долгожителями ($T_{1/2} > 1000$ лет) среди них являются ^{244}Pu , ^{242}Pu , ^{241}Pu , ^{239}Pu и ^{240}Pu .

Именно этим определяется высокая потенциальная опасность Pu для живых

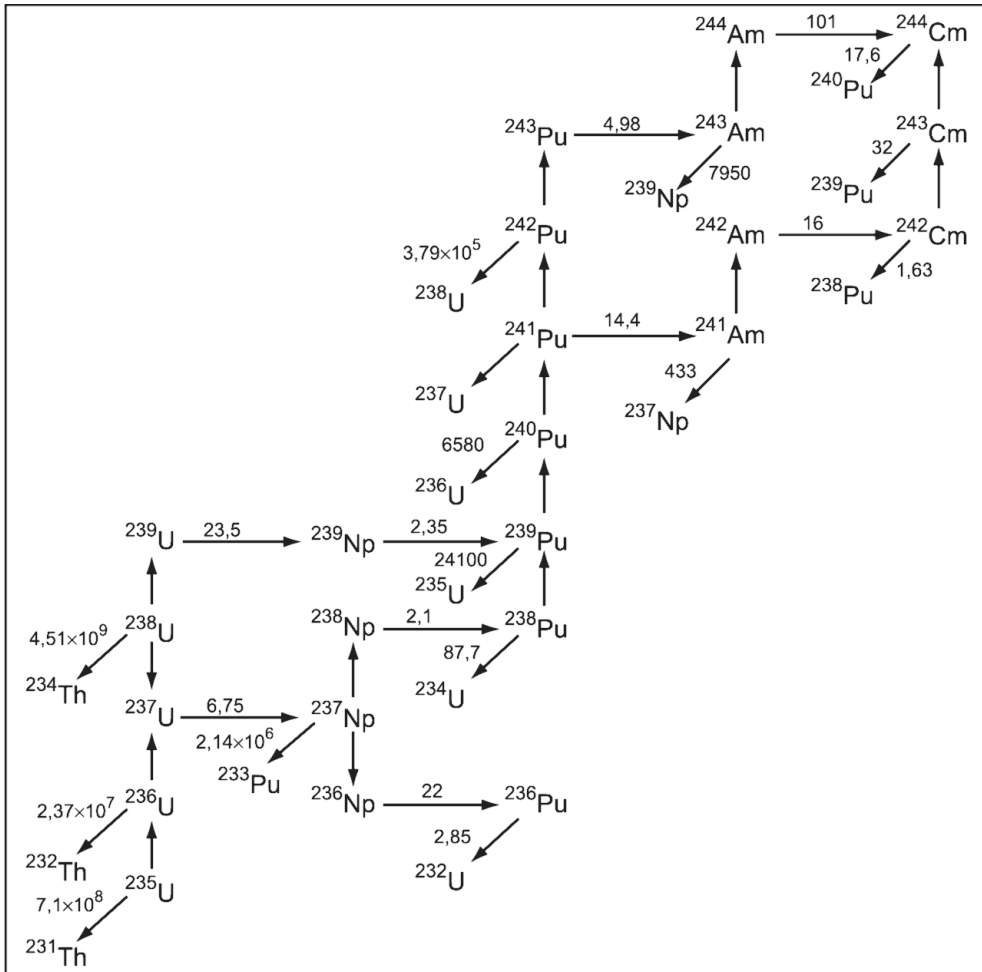


Рис. 6.12. Радиоактивные цепочки некоторых трансураниевых элементов

организмов, а также чрезвычайная трудность обнаружения его в природных объектах. Pu – радиоактивный серебристый металл – активно взаимодействует с кислородом, водяным паром, кислотами, но не щелочами.

Он используется в производстве ядерного оружия как ядерное топливо и как компактный источник энергии.

^{239}Pu под воздействием нейтронов (аналогично ^{235}U) может делиться на два осколка с выделением энергии и новых нейтронов, поддерживающих цепную ядерную реакцию деления.

Критическая масса Pu для оптимальной геометрической формы (шар диаметром около 8 см) составляет около 7 кг и легко умещается на ладони человека.

Таблица 6.2. Ядерно-физические свойства изотопов плутония (по В.П. Атуровой, 2001, со ссылкой на "Вредные химические...", 1990)

Изотоп плутония	Период полураспада	Тип распада	Энергия частиц, МэВ	Дочерние радионуклиды
^{232}Pu	36 мин	э.з. 98%; α 2%	6,58	^{228}U
^{233}Pu	20 мин	э.з. 99%; α 0,12%	6,30	^{229}U
^{234}Pu	9,0 ч	э.з. 94%; α 6%	6,19	^{230}U ; ^{234}Np
^{235}Pu	26 мин	э.з. 99%; α $3,3 \cdot 10^{-30}\%$	5,85	^{231}U ; ^{235}Np
^{236}Pu	2,85 года	э.з. 100%	5,76	^{232}U
^{237}Pu	45,6 дней	э.з. 99%; α $3 \cdot 10^{-30}\%$	5,65	^{233}U
^{238}Pu	86,4 лет	э.з. 100%	4,45	^{234}U
^{239}Pu	24390 лет	э.з. 100%	5,10	^{235}U
^{240}Pu	6620 лет	э.з. 100%	5,15	^{236}U
^{241}Pu	$5,6 \cdot 10^5$ лет	э.з. 99%; $\alpha > 1\%$	0,021; 4,91	^{237}U ; ^{241}Am
^{242}Pu	$7,37 \cdot 10^5$ лет	э.з. 100%	4,87	^{238}U
^{243}Pu	4,98 ч	э.з. 100%	0,51	^{243}Am
^{244}Pu	$7,6 \cdot 10^7$ лет	α		^{240}U
^{245}Pu	12 ч	э.з. 100%		^{245}Am
^{246}Pu	10,85 дней	э.з. 100%	0,33	^{246}Am

Таблица 6.3. Группы плутониевых материалов

Pu наивысшей частоты	97–98%	^{239}Pu	2–3% ^{240}Pu
Pu оружейный	> 93%	^{239}Pu	< 7% ^{240}Pu
Pu топливный	81–93%	^{239}Pu	< 7–19% ^{240}Pu
Pu реакторный	< 81%	^{239}Pu	< 19% и более ^{240}Pu

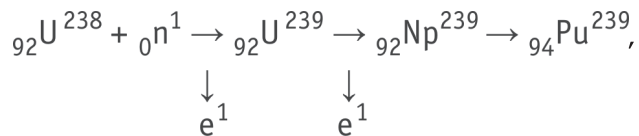
По содержанию оружейного ^{239}Pu все плутониевые материалы Департаментом энергии США (US DOE) делятся на несколько групп (Plutonium..., 1992), (табл. 6.3).

Основными источниками плутония в окружающей среде, прежде всего, являются крупнотоннажные предприятия по получению и переработке Pu для военных целей, испытания ядерного оружия с использованием Pu боезарядов, прежде всего в атмосфере, работа ядерных реакторов, деятельность исследовательских ядерных центров и лабораторий, аварии с космическими аппаратами с конст-

руктивными элементами с использованием Pu (наиболее яркий пример – авария спутника SNAP) и самолетами, несущими ядерные боезаряды.

Ориентировочное количество и состав Pu от различных источников его поступления представлены в таблицах 6.4, 6.5. Несколько иные данные приводятся UNSCEAR (1982) (табл. 6.6).

При этом следует отметить, что, несмотря на чрезвычайно низкие содержания в природе Pu, образующегося при взаимодействии природного ^{238}U с нейтронами космического и земного происхождения по схеме



за исторический масштаб времени планеты ($4,5 \cdot 10^9$ лет) из природного изотопа урана образовалось около 1000 т Pu. Он чрезвычайно рассеян в земном веществе, поэтому до недавнего времени не существовало аналитических методов его обнаружения. Исследования последних десятилетий позволили оценить содержание Pu в природных образцах, прежде всего – в богатых урановых рудах.

Так, исследованиями Д. Кертиса и др. (Curtis et al., 1999) установлено, что в богатых урановых рудах Сигар-Лейк (Канада) существует поток нейтронов от 1,43 до 2,81 нейтрон в минуту на 1 г U, в результате взаимодействия которых с ^{238}U образуется ^{239}Pu . Содержание ^{239}Pu составляет $2 \cdot 10^{-12}$ г/г при $^{239}\text{Pu}/\text{U}$ $14,3 \cdot 10^{-12}$.

Одновременно с ^{239}Pu в этих рудах зафиксированы ^{99}Tc , ^{36}Cl (Curtis et al., 1999) и ^{129}I (Roman et al., 1988).

Таблица 6.4. Количество ТУЭ, поступающее в атмосферу из разных источников, Бк (по В.П. Атуровой, 2001, со ссылкой на "Вредные химические...", 1990)

Радионуклид	Удельная активность, Бк/г	Ядерные взрывы в атмосфере (по 1979 г.)	Работа АЭС (на 1 ГВт в год)	Регенерация отработавшего топлива из легководных реакторов (на 1 ГВт в год)
^{236}Pu	–	–	–	$5,9 \cdot 10^3$
^{238}Pu	$6,36 \cdot 10^{11}$	$3,3 \cdot 10^{14}$	–	$4,0 \cdot 10^7$
^{239}Pu	$2,27 \cdot 10^8$	$7 \cdot 10^{13}$	$1 \cdot 10^7$	$7,8 \cdot 10^6$
^{240}Pu	$8,81 \cdot 10^9$	$5,2 \cdot 10^{15}$	–	$6,7 \cdot 10^6$
^{241}Pu	$3,7 \cdot 10^{12}$	$1,7 \cdot 10^{17}$	$2 \cdot 10^8$	$1,5 \cdot 10^9$
^{242}Pu	–	$1,6 \cdot 10^{13}$	–	$1,8 \cdot 10^4$
^{241}Am	$1,7 \cdot 10^{11}$	–	$4 \cdot 10^6$	$4,1 \cdot 10^6$

Таблица 6.5. Состав плутония в различных источниках поступления его в окружающую среду (за единицу принята активность ^{239}Pu) (по В.П. Атуровой, 2001, со ссылкой на "Вредные химические...", 1990)

Радионуклид	Ядерные взрывы в атмосфере	Аэрозоли первого термоядерного взрыва (США)	Газоаэрозольные выбросы	
			Энергетические реакторы	Легководные реакторы
^{238}Pu	0,00016	44,1	44,1	8,7
^{240}Pu	0,18	1,35	1,65	1,44
^{241}Pu	0,0013	63	306	–
^{242}Pu	0,0034	0,0012	0,0043	0,004

Таблица 6.6. Поступление изотопов Pu в атмосферу

Isotope	Production ($\cdot 10^{15}$ Bq)
^{238}Pu	0,33
^{239}Pu	7,8
^{240}Pu	5,2
^{241}Pu	170

Pu выявлен и в образцах вулканических пород, где его отношение к U (Pu/U) составляло от $1,6 \cdot 10^{-9}$ до $9,5 \cdot 10^{-11}$ (Frid et al., 1985).

В фосфатном веществе метеоритов концентрация ^{244}Pu составляла до $20 \cdot 10^{-9}$ ppb (Crozas et al., 1989), а отношение ^{244}Pu к ^{238}U в метеоритах составило от 0,06 до 0,046 (Jones, 1982).

Количество ежегодно производимых Pu и Am (образуется при распаде ^{241}Pu) пока меньше природного запаса Pu, образовавшегося за $4,5 \cdot 10^9$ лет (рис. 6.13). Но необходимо помнить, что природный Pu рассеян, тогда как искусственный локально сосредоточен в биосфере или сконцентрирован в верхнем 30-сантиметровом слое почвы.

Истинные масштабы производства Pu на сегодняшний день оценить трудно. Разные исследователи, имея тот или иной объем информации, приводят разные цифры, которые колеблются около 800–1050 т (т.е. приближаются к природному количеству Pu на всей планете).

Наиболее осведомленные специалисты в области проблематики плутония А. Макхијани и др. (1992) ориентировочно оценивали в 1990 г. количество оружейного плутония на уровне 205 т (Plutonium..., 1992).

Основные страны-держатели и заводы-изготовители этого материала представлены в таблице 6.7.

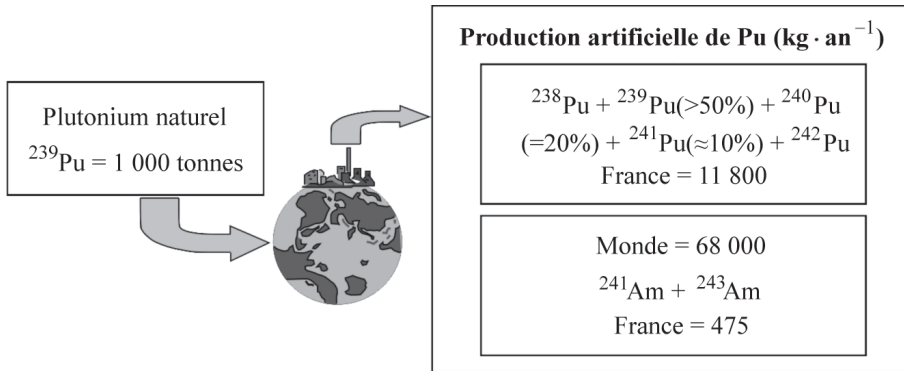


Рис. 6.13. Промышленное производство Pu и Am (кг/год) во Франции и во всем мире и общий уровень накопления природного Pu за всю историю планеты Земля (из диссертации С. Duffa, 2001, со ссылкой на Beauvy, 1996)

Таблица 6.7. Оружейный плутоний, произведенный на 1990 г. (в тоннах)

Страна	Производитель	Количество
Соединенные Штаты	Hanford	60,5
	Savannah River	47,8
Советский Союз	Челябинск-65	40,5
	Томск-7	53,3
	Красноярск-26	28,7
Великобритания	Sellafield	~5,0
Франция	Marcoule	~6,0
Китай	Jiuquan (Subei) и Guangyuan (Sichuan)	1,25–2,5
Индия	Trombay	0,28
Израиль	Dimona	0,4–0,7
Пакистан	New Labs	

Об объемах использования Pu в гражданских целях в 1990 г. можно судить по данным таблицы 6.8. Его общее количество составляет около 120 т.

6.7.2. Основные источники поступления

Основная масса Pu поступила в природную среду при его производстве и испытании ядерного оружия на полигонах. Об этом более чем красноречиво говорят результаты исследования загрязнения почв Pu в районах расположения пред-

Таблица 6.8. Гражданский плутоний, произведенный на 1990 г. (в тоннах)

Страна-производитель	Франция		Великобритания	Бельгия	Германия	СССР	Япония	Индия	США
	La Hague	Marcoule							
Производитель	La Hague	Marcoule	Sellafield	Mol	Karlsruhe	Челябинск	Tokai	Prefre	West Valley
Топливный тип:	Оксид	Металл	Металл	Оксид	Оксид	Оксид	Оксид	Оксид	Оксид
Бельгия	1,17			0,68					
Франция	15,7	5,6							
Германия	14,58				0,94				
Индия								0,5	
Италия			2,8						
Япония	1,17		1,9				2,9		
Нидерланды	0,67								
СССР						25,0			
Швейцария	1,11								
Великобритания			42,9						
США									1,33
Общие количества	34,4	5,6	47,9	0,68	0,94	25,0	2,9	0,5	1,33

приятый, исследовательских лабораторий и полигонов ядерных испытаний в США, приведенные в таблице 6.9.

Общая активность Pu, поступившего в почвы в этих районах (а эта депонирующая среда является основной для данного радионуклида), находится на уровне 17 тыс. Ки (17 000 Ci), что соответствует примерно 2700 кг ^{239}Pu . Из этого количества подавляющая масса Pu сосредоточена в районе оборонного ядерного комплекса Хэндфорд, по существу дела являющегося аналогом российских объектов "Маяк", Северск, Красноярск как по принятым технологическим схемам, мощностям переработки и объема производства, так и по продолжительности работы. Это дает возможность предполагать и сопоставимые масштабы поступления Pu в окружающую среду, прежде всего в Челябинском и Томском районах, т.к., по-видимому, принятая система сброса радионуклидов в Красноярск-26 несколько иная.

О масштабах загрязнения плутонием природной среды в районе Челябинска-45 (г. Озерск) можно судить по материалам исследований уральских специалистов (Уткин, Чеботина, Евстигнеев и др., 2004). ПО "Маяк" (Челябинск-45, Озерск) вырабатывает оружейный плутоний с 1948 г. С 1977 г. на этом комбинате введен в строй завод РТ-1 для переработки облученного топлива от энергетических реакторов с целью извлечения из него плутония (замкнутый ядерный топливный цикл) для его повторного использования. Исследования, датированные 1975–1977 гг., свидетельствует о том, что в то время изотопный состав плутония в верхних горизонтах почвы фактически соответствовал суммарному составу плутония от глобальных выпадений (37–100 Бк/м²) и выбросов оружейного плуто-

Таблица 6.9. Inventory of plutonium contamination in soil for selected sites in the U.S.

Location	Approx. Inventory	Remarks
Hanford Reservation (central Washington)	$6,2 \cdot 10^{14}$ Bq (16,700 Ci)	Pu production facility (and others activities)
Nevada Test Site (near Las Vegas, Nevada)	$> 5,7 \cdot 10^{12}$ Bq (>155 Ci)	Nuclear test site surface and subsurface tests
Rocky Flats Plant (near Denver, Colorado)	$2,9\text{--}3,7 \cdot 10^{11}$ Bq (8–10 Ci)	Weapons fabrication plant (limited cleanup in progress)
Mound Laboratory (Miamisburg, Ohio)	$1,8\text{--}2,2 \cdot 10^{11}$ Bq (5–6 Ci)	^{238}Pu in sediments in canals
Savannah River Plant (southwest South Carolina)	$1,1\text{--}1,8 \cdot 10^{11}$ Bq (3–5 Ci)	Pu and higher isotopes production
Los Alamos Lab (northwest of Santa Fe, New Mexico)	$3,7\text{--}7,4 \cdot 10^{10}$ Bq (1–2 Ci)	Weapons development (high levels in remote canyons)
Trinity Site (near Alamogordo, New Mexico)	$1,6 \cdot 10^{12}$ Bq (45 Ci)	Site of first atomic bomb test

ния от ПО "Маяк". В радиусе 100 км от предприятия доля ^{238}Pu составляла 3–5% от суммы изотопов $^{239, 240}\text{Pu}$ (Уткин и др., 2004).

После ввода в эксплуатацию завода РТ-1 доля ^{238}Pu в почвах начала расти вследствие переработки топлива реакторов ВВЭР-440. В специальном исследовании было установлено, что в отработанном ядерном топливе реакторов ВВЭР-440 концентрация ^{238}Pu резко увеличивается по сравнению с $^{239, 240}\text{Pu}$, при этом отношение изотопов $^{238}\text{Pu} / ^{239, 240}\text{Pu}$ достигает величины 2,9. В 1994 г. во многих местах ВУРСа это отношение достигало 2–3 единиц. В 1994–1996 гг. уральскими специалистами был проведен широкомасштабный мониторинг плутония в почвах Каслинского, Троицкого и Брединского районов Челябинской области.

Эти исследования показали, что на территории Троицкого района суммарная концентрация изотопов плутония ($^{238, 239, 240}\text{Pu}$) в пахотном слое 0–20 см находилась в пределах от 0,08 до 10 Бк/кг воздушно-сухой почвы при средней концентрации 1,5 Бк/кг. Отношение концентрации изотопов $^{238}\text{Pu} / ^{239, 240}\text{Pu}$ варьировалось от 0,03 до 3,0 при средней величине 0,72. В Октябрьском районе средняя концентрация суммы изотопов плутония составила 0,75 Бк/кг, а среднее отношение концентраций $^{238}\text{Pu} / ^{239, 240}\text{Pu}$ – 0,63.

Обследование Брединского района Челябинской области, расположенного в 350–400 км от ПО "Маяк", позволило установить суммарную концентрацию всех трех изотопов плутония 0,04–10,4 Бк/кг при среднем значении 2,0 Бк/кг. Отношение концентраций изотопов $^{238}\text{Pu} / ^{239, 240}\text{Pu}$ составило 0,03–14,0 при средней величине 1,24 (Уткин и др., 2004).

Изучение пространственного распределения общего запаса плутония в почвенном покрове в зоне наблюдения вокруг ПО "Маяк" было проведено сотрудниками ОНИС ПО "Маяк". По данным фактических измерений на 1995 г., характерно превышение содержания этого элемента в почве на территории, примыкающей к санитарно-защитной зоне предприятия (2–40 кБк/м², 4,8–95 Бк/кг), а также к головной части радиоактивного следа. В частности, в районе п. Новогорный плотность загрязнения радионуклидом составляет 10 кБк/м² (23,7 Бк/кг), что примерно в 2,5 раза превышает допустимый уровень, установленный для районов в зоне Чернобыльской аварии 1986 г. Наиболее далекое распространение плутония наблюдается в направлении преобладающих северо-восточных ветров. На расстоянии 10–70 км от предприятия плотность загрязнения снижается в среднем от 2,5 до 0,07 кБк/м² (5,9÷1,7 Бк/кг) на глубину пахотного слоя 30 см.

Изучение почвенного покрова в районе Восточно-Уральского радиоактивного следа, образовавшегося от аварии в 1985 г., подтвердило ранее полученные результаты о наличии повышенных концентраций плутония в почвах зоны ВУРСа по сравнению с контрольным регионом, расположенным за пределами следа (Уткин и др., 2004). Практически во всех пунктах наблюдения (за исключением двух) плотность загрязнения почв $^{239, 240}\text{Pu}$ была выше, чем в контроле. Наиболее высокие показатели отмечены в пос. Мусакаево и Худайбердинск. Повышенная плотность загрязнения ^{238}Pu зарегистрирована на расстоянии до 50 км от ПО "Маяк", на более удаленной территории загрязнение этим радионуклидом не отличалось от контроля (табл. 6.10).

Таблица 6.10. Плотность загрязнения почв плутонием на разном расстоянии от ПО "Маяк", Бк/м² (по В.И. Уткину и др., 2004)

Место отбора проб	Расстояние, км	Направление	²³⁸ Pu	²³⁹ , ²⁴⁰ Pu	²³⁸ Pu / ²³⁹ , ²⁴⁰ Pu
Новогорный	7	Ю-В	73	660	0,11
Худайбердинск	12	Ю-В	217	1300	0,17
Башакуль	25	В	49	770	0,06
–	27	В	25	710	0,03
Мусакаево	32	С-В	75	5 200	0,01
–	34	С-В	6	580	0,01
–	35	С-В	17	106	0,15
Татарская Караболка	37	С-В	4	109	0,04
Пороховое	41	С-В	201	12	0,06
Юго-Конево	53	С-В	12	133	0,09
Багаряк	66	С-В	3	169	0,01
Гаево	73	С-В	2	300	0,005
–	74	С-В	3	77	0,04
Береговая зона оз. Тыгиш	80	С-В	4	190	0,02
–	85	С-В	2	104	0,02
–	86	С-В	3	143	0,02
–	88	С-В	6	756	0,02
Богатенково	93	С-В	5	168	0,03
Черемхово	100	С-В	2	185	0,01
Черноусово	110	С-В	–	83	0,03
Контрольный участок	55	Ю-З	9	96	0,09

В.И. Уткин и др. (2004) оценивают суммарное количество Pu, поступившего в окружающую среду в результате ядерных инцидентов на ПО "Маяк", на уровне 10¹² Бк (около 100 Ки).

Эти исследователи отмечают, что в почве с ненарушенной структурой на территории зоны наблюдения вокруг ПО "Маяк" *80–90% запаса плутония сосредоточено в слое 0–10 см, ниже 20 см обнаруживаются лишь следовые количества*

элемента. В пахотных почвах распределение запаса плутония несколько иное: 99,5% находится в слое до 25 см, остальное количество распределяется до глубины 60 см (Уткин и др., 2004), что подтверждается многими другими исследователями (Павлоцкая и др.). Они отмечают, что плутоний достаточно прочно связан с почвенным поглощающим комплексом. Водорастворимые и обменные его формы составляют не более 2% от общего запаса, а кислотнорастворимые – до 10–20%. Остальная доля радионуклида практически не извлекается из почвы. В пахотной почве 12% запаса плутония связаны с частицами почвы 1–5 мкм и 84% – с частицами 5–10 мкм (Уткин и др., 2004).

Исследование Pu в воде и донных отложениях этого региона показали, что концентрации $^{239, 240}\text{Pu}$ в воде рек и озер на территории ВУРСа варьируются в пределах $(2–11) \cdot 10^{-3}$ Бк/л при средних значениях $(5–2) \cdot 10^{-3}$ Бк/л. Они отличаются от аналогичных значений для прилегающей в ВУРСу территории, однако превышают максимальный уровень плутония в воде водоемов северного полушария. Отмечено повышенное содержание $^{239, 240}\text{Pu}$ в воде водоемов-отстойников ПО "Маяк" (Уткин и др., 2004):

- №4 – 160 ± 6 ;
- №10 – от $0,6 \pm 0,1$ до $3,0 \pm 0,3$;
- №11 – $0,8 \pm 0,1$ Бк/л.

Концентрация радионуклида в донных отложениях наиболее загрязненных радионуклидами рек Теча и Караболка варьирует от 34 до 91 Бк/кг сухой массы при среднем значении 59 Бк/кг. В пределах ВУРСа она мало отличается от такового на прилегающих к нему территориях. Содержание $^{239, 240}\text{Pu}$ в донных отложениях водоемов-отстойников снижается вниз по течению:

- №4 – 6240 ± 210 ;
- №10 – от 0,0 до 1000 ± 40 ;
- №11 – от $0,2 \pm 0,04$ до $3,4 \pm 0,2$ Бк/кг сухой массы грунта.

Специальными исследованиями установлено, что $^{239, 240}\text{Pu}$ в воде водоемов-отстойников находится преимущественно (на 80–90%) в катионной и анионной формах. В донных отложениях прочность закрепления радионуклида возрастает, так как увеличивается его доля в кислотнорастворимых фракциях грунта (Уткин и др., 2004). Данные В.И. Уткина и др. (2004) находятся в удовлетворительном соответствии с материалами, приводимыми В.Н. Позолотиной (2003).

За фоновый уровень Pu от глобального выпадения исследователь предлагает принять интегральную плотность выпадения $^{239, 240}\text{Pu}$ – 60 Бк/км², что примерно соответствует 0,14 Бк/кг² почвы при ее плотности 1500 кг/м³ и мощности 30 см (или 0,5 Бк/кг на мощность слоя 10 см).

В почвах территории ВУРСа основное количество Pu сосредоточено в интервале 0–20 см. Плотность загрязнения почв радионуклидами в этом районе показана в таблице 6.11.

Из анализа этой таблицы видно, что удельная активность почвы составляет около 0,2–0,5 Бк/кг в фоновых районах и достигает 12,4 Бк/кг в 32 км северо-восточнее места инцидента.

Таблица 6.11. Плотность загрязнения почв Уральского региона техногенными радионуклидами (слой почвы 0–30 см)

№ участка	Расстояние	Направление	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239, 240} Pu	²³⁸ Pu	²⁴¹ Am
			кБк/м ²		Бк/м ²		
1	7	юго-восток	16,0	29,0	660	73,5	145,3
2	12	юго-восток	18,0	94,0	1 300	217,0	250,0
3	25	восток	19,0	49,0	770	49,1	136,0
4	25	восток	15,4	50,0	710	25,0	96,6
5	32	северо-восток	2 068,0	93,0	5 200	75,0	475,0
6	34	–	397,0	22,0	580	6,5	69,1
7	34	–	6,0	7,3	106	16,7	20,4
8	37	–	4,6	8,9	109	4,5	29,0
9	41	–	8,2	17,8	201	12,6	43,4
10	53	–	17,8	16,4	133	11,8	25,2
11	66	–	26,0	10,1	169	2,6	35,2
12	80	–	119,0	6,5	190	4,3	38,7
13	73	–	112,0	9,9	300	1,7	39,6
14	74	–	3,0	6,4	77	3,3	31,3
15	86	–	63,4	10,8	143	2,7	27,5
16	86	–	24,0	9,3	не опр.	не опр.	не опр.
17	83	–	3,6	3,8	не опр.	не опр.	не опр.
18	85	–	93,0	14,5	не опр.	не опр.	не опр.
19	88	–	211,0	20,0	756	6,1	95,9
20	85	–	4,0	12,3	104	2,1	25,0
21	93	–	13,8	12,6	168	5,1	40,8
22	100	–	75,0	8,0	185	2,5	41,0
23	110	–	3,2	9,3	83	–	26,0
24	126	север	1,6	5,0	не опр.	не опр.	не опр.
25	55	юго-запад	1,6	4,0	96	9,2	29,0

Полученные ими отношения ²³⁸Pu и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu составляли 0,0115±0,0024, что примерно в 3 раза меньше величин, характерных для глобальных выпадений от испытания ядерного оружия, и значительно ниже, чем в топливных элементах ядерных реакторов (Позолотина, 2003).

Таблица 6.12. Оценочный уровень удельной активности Pu (Бк/кг) в почвах некоторых регионов Сибири (по материалам ЦГСЭН Красноярского края; В.П. Атуровой, 2001; А.И. Чомчоева, 1996)

Регион	$\frac{\text{среднее}}{\text{min-max}}$ количество проб	
Республика Алтай	$\frac{0,41}{10-1,57}$	10
Республика Хакассия	$\frac{0,27}{0,10-0,68}$	30
Иркутская область (только район Прибайкалья)	$\frac{2,77}{0,41-6,47}$	26
Кемеровская область	$\frac{0,37}{0,11-1,74}$	10
Красноярский край, в том числе:	$\frac{1,35}{0,10-48,8}$	576
в 30-километровой зоне ГХК	$\frac{0,68}{0,10-10,6}$	101
в пойме р. Енисей до 1 500 км от ГХК	$\frac{5,6}{0,10-48,8}$	105
Томская область (южная часть)	$\frac{1,0}{0,5-7,2}$	37
Республика Саха (Якутия): районы аварийных выбросов от ПЯВ ("Кратон-3", "Кристалл")	До 300–35 500 Бк/кг	

Pu²³⁸/Pu²³⁹
0,013–0,39

Pu²³⁸/Pu^{239, 240}
0,12–0,13

О масштабах поступления Pu в районах расположения ПЯТЦ в Томске и Красноярске можно судить по удельной активности почв в этих регионах (табл. 6.12).

Из анализа этих данных достаточно отчетливо видно, что в зоне влияния ядерных производств (Томск, Красноярск) фиксируются высокие удельные активности почв по Pu, особенно в пойме р. Енисей.

Пространственные особенности локализации повышенных концентраций Pu в почвах достаточно четко подчеркивают локальный характер поступления радионуклидов от такого рода источников в Красноярском крае (рис. 6.14) и Томской

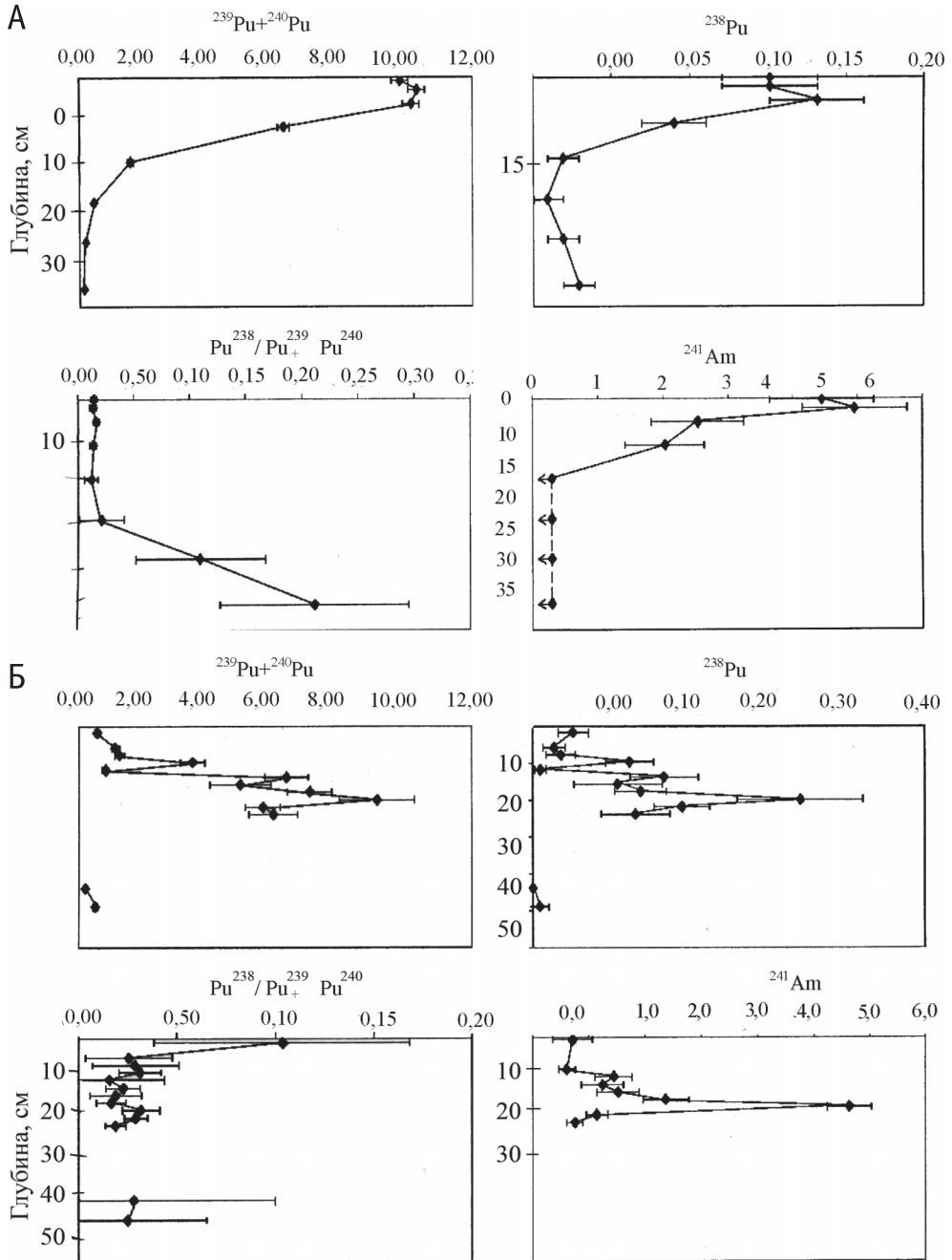
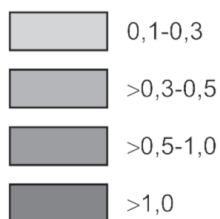


Рис. 6.14. Распределение трансурановых элементов (Бк/кг) и их отношение в почвенном (А) и торфяном (Б) разрезах в зоне влияния СХК (Gautier-Lafaiye et al., 2007)

Абанский – 14; Ачинский – 17; Балахтинский – 28;
 Березовский – 42; Бирилюсский – 8; Боготольский – 15;
 Богучанский – 5; Большемуртинский – 12;
 Большеулуйский – 16; Дзержинский – 13;
 Емельяновский – 19; Енисейский – 2;
 Ермаковский – 41; Идринский – 36;
 Иланский – 23; Ирбейский – 33;
 Казачинский – 10; Канский – 22;
 Каратузский – 39; Кежемский – 6;
 Козульский – 18;
 Краснотуранский – 35;
 Курагинский – 37;
 Манский – 29;
 Минусинский – 38;
 Мотыгинский – 4;
 Назаровский – 25;
 Нижнеингашский – 24;
 Новоселовский – 34;
 Партизанский – 31;
 Пировский – 9; Рыбинский – 21;
 Саянский – 32;
 Северо-Енисейский – 3;
 Сухобузимский – 20; Таймырский
 национальный округ – 45;
 Тасеевский – 11; Туруханский – 1;
 Тухтетский – 7; Ужурский – 27;
 Уярский – 30; Хакасская
 автономная область – 43;
 Шарыповский – 26;
 Шушенский – 40; Эвенкийский
 национальный округ – 44

Удельная активность



Масштаб
 100 0 100 км

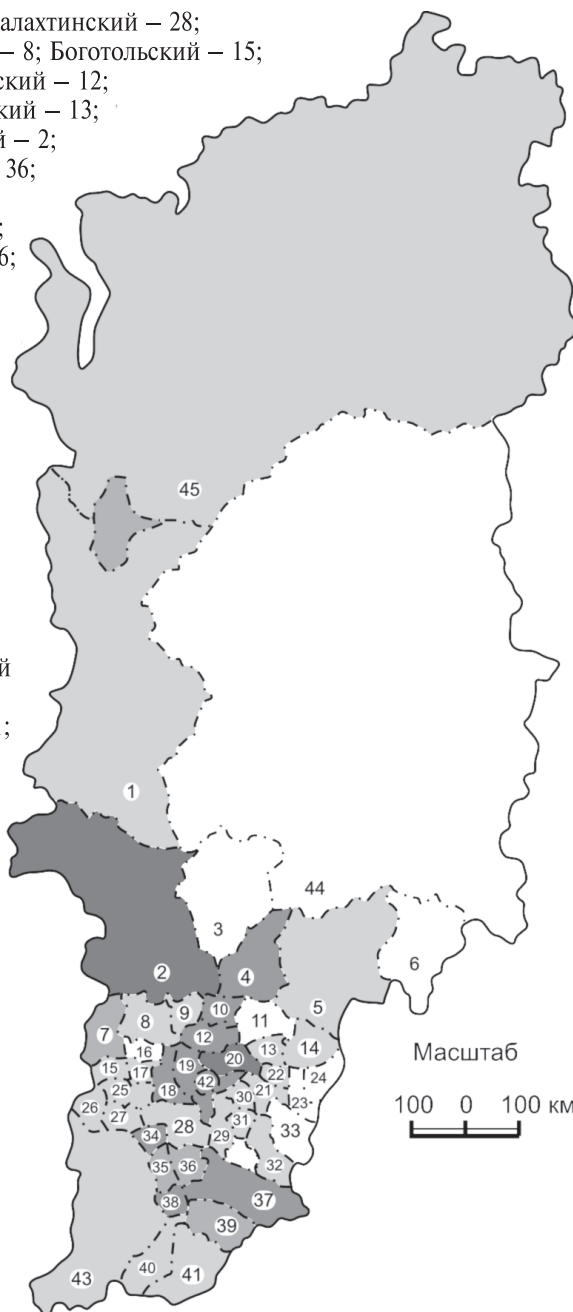



Рис. 6.15. Схематическая карта удельной активности Pu (Бк/кг) в почвах по административным районам Красноярского края и некоторым сопредельным регионам (по материалам ЦГСЭН Красноярского края; В.П. Атуровой, 2001)



Рис. 6.16. Схема загрязнения почв ^{239}Pu

области (рис. 6.16), он аналогичен таковому и вблизи ядерных предприятий других стран мира, например, Англии в районе Саллафилда (рис. 6.17).

Об уровне накопления Pu и характере его поступления в зоне влияния СХК можно судить по данным исследований почв и торфов (см. рис. 6.14), выполненных нами совместно с французскими специалистами.

Следует отметить, что несколько иная картина как по уровню накопления Pu в природных средах, так и по масштабам загрязнения, нежели в Челябинском, Томском и Красноярском регионах, наблюдается в районе расположения такого рода ядерных объектов во Франции, например, в районе предприятия Маркуль.

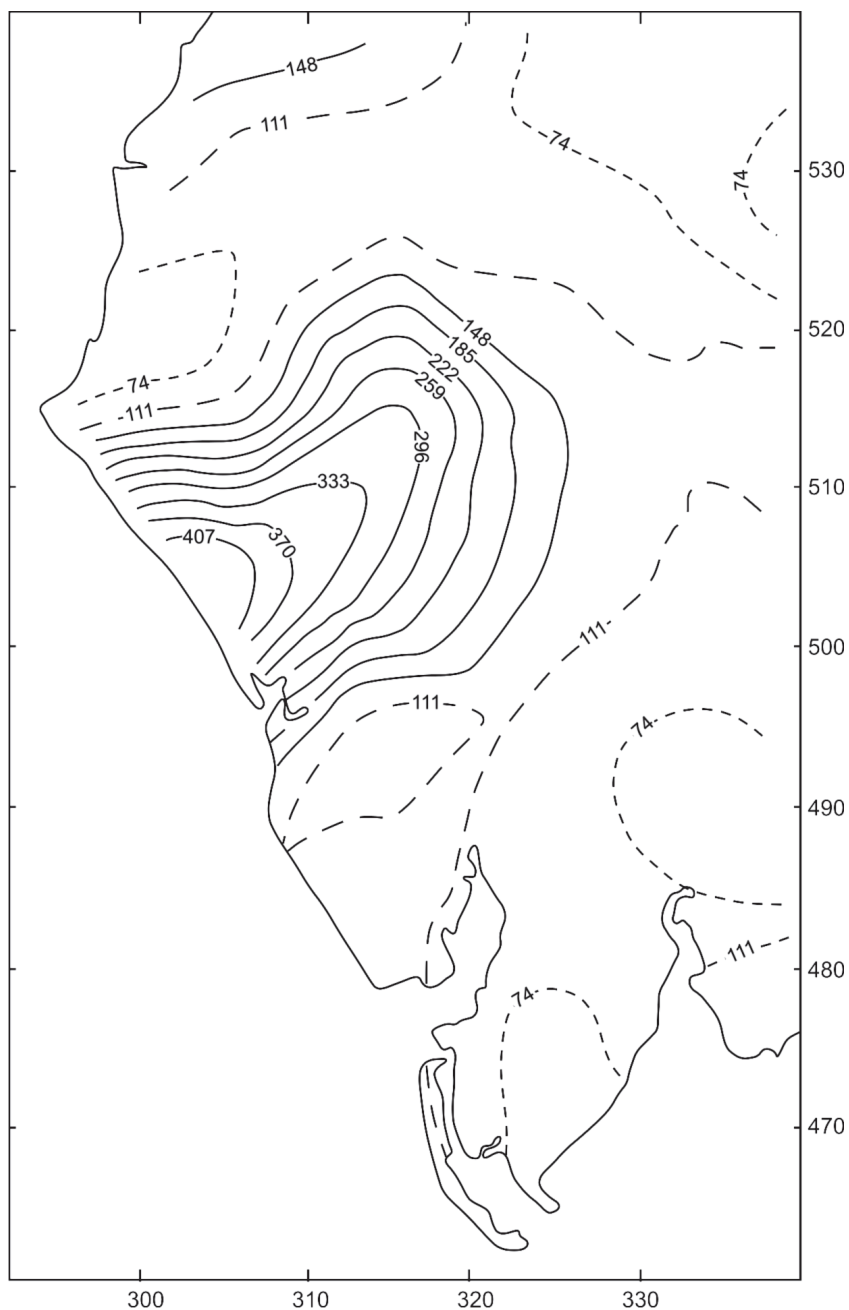


Рис. 6.17. Распределение выпадений радионуклидов на почву ($\text{Бк}/\text{м}^2$) в западной Камбрии. Число на изолинии означает содержание $^{239+240}\text{Pu}$ ($\text{Бк}/\text{м}^2$) в слое почвы толщиной 0–15 см. Интервал между соседними изолиниями – $37 \text{ Бк}/\text{м}^2$

Так, обстоятельное исследование, выполненное Celine Duffa в 2001 г. по территории нижней части бассейна реки Рона в районе ядерного центра в г. Маркуль (Франция), показало, что несмотря на то, что на этом объекте работало три ядерных реактора по наработке оружейного Pu (G1, G2, G3) и с 1958 по 1997 гг. функционировал завод по переработке ядерного топлива UP1, выбросы в окружающую среду весьма незначительны. По оценкам, выполненным этим исследователем, на площади около 30 км² вокруг этого центра дополнительная (к глобальному) радиоактивность изотопов ТУЭ (Pu, Am) составила около $2,8 \cdot 10^3$ Бк (Duffa, 2001).

Уровень удельной активности изотопов Pu и ²⁴¹Am и отношение изотопов Pu в почвах этой территории представлены на рисунках 6.18 и 6.19.

Анализ этих данных показывает, что средний уровень накопления ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – около 0,11 Бк/кг (на глубину 30 см, при плотности почв 1400 кг/м³), ²³⁸Pu – около 0,003 Бк/кг, а ²⁴¹Am – около 0,05 Бк/кг, при среднем отношении ²³⁸Pu к ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – 0,03. Максимальная концентрация ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в почвах, которая была зафиксирована С. Duffa в зоне влияния предприятия Маркуль, составила 1,1 Бк/кг, и только в некоторых образцах мхов, являющихся прекрасным сорбентом, зафиксирована удельная активность 4,77 Бк/кг (район Кодоле, возле церкви).

Можно предполагать, что в силу действующего во Франции законодательства, запрещающего выброс α-излучающих радионуклидов в окружающую среду, на ядерном объекте в Маркуле, который имеет специальное разрешение на выброс этих компонентов, используются весьма эффективные технологии, позволяющие улавливать эти компоненты, и тем самым достигается чрезвычайно низкий уровень загрязнения природной среды. По существу дела, он в 2–3 и более раз ниже, чем принимаемый нами сибирский региональный фон.

На полигонах испытания ядерного оружия концентрация Pu существенно выше и оценивается на уровне десятков и сотен Бк/кг почвы. Так, анализ имеющихся материалов по Семипалатинскому испытательному полигону (СИП, Казахстан) показывает, что через десятилетия после окончания испытания ЯО в атмосфере короткоживущие и среднеживущие ТУЭ распались, сравнительно долгоживущие ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs частично распались, а также мигрировали с поверхности в более глубокие горизонты почв, либо в процессе площадной эрозионной деятельности были перенесены в озера, западины и другие отрицательные формы рельефа. Поэтому традиционно применяемая ранее технология изучения радиозоологической обстановки, по существу дела, не отражает реальной обстановки. Неудивительно, что в публикациях на эту тему, даже по ИЯП, можно встретить высказывание о том, что по уровню накопления ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs исследованные на полигоне почвы не отличаются от общего глобального уровня, а МЭД отражает содержание естественных радиоактивных элементов (U, Th, K). По гамма-излучающим компонентам картина выглядит именно так (табл. 6.13).

Японскими специалистами (Yamamoto, 1999) отмечается, что отношение ²⁴⁰Pu к ²³⁹Pu в районе СИП находится на уровне $0,02 \div 0,05$, достигая в единичных случаях $0,1 - 0,12$, что существенно ниже данного отношения в глобальных выпадениях, составляющего 0,18.

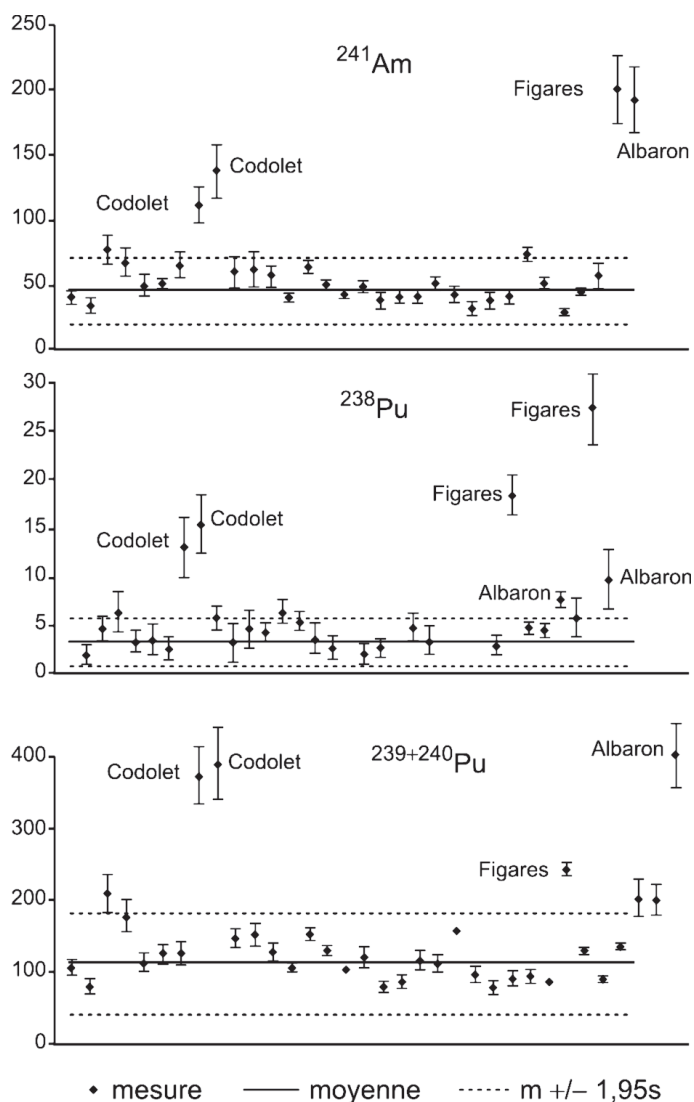


Рис. 6.18. Удельная активность изотопов Pu и Am (мБк/м²) в почвах бассейна р. Рона (Франция) за период с 1991 по 1997 гг. (по С. Duffa, 2001)

Более детальные исследования показывают, что на этих территориях велики концентрации Pu, Am. За пределами СИП плотность радиоактивного загрязнения почв по плутонию составляет от $0,37 \cdot 10^3$ до $3,4 \cdot 10^3$ Бк/м², что составляет примерно 3÷28 Бк/кг почвы при плотности 1500 кг/м³ и на глубину отбора пробы 10 см.

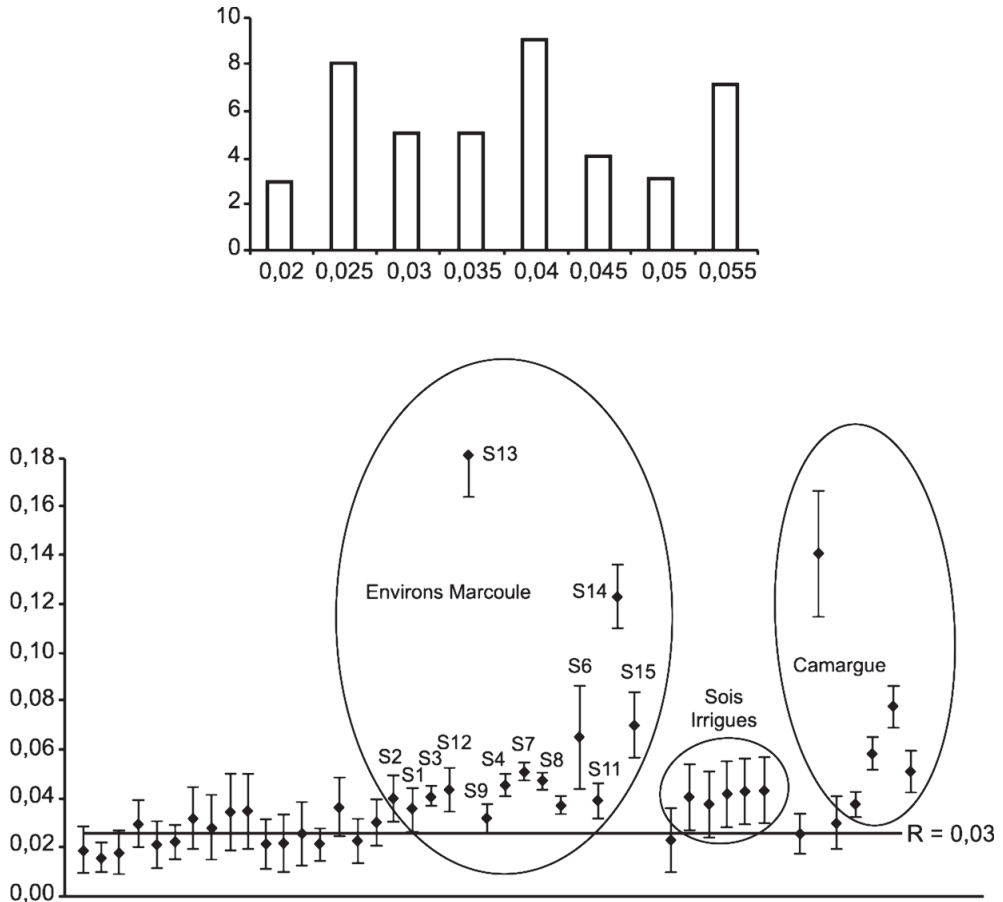


Рис. 6.19. Отношение изотопов Pu в почвах в районе ядерного центра Маркуль (по С. Duffa, 2001)

Уровень накопления ^{241}Am в почвах колеблется от первых Бк/кг до десятков Бк/кг с максимумом своего накопления, например, в районе с. Кайнар (25 км к югу от границы СИП) на глубине 10–20 см.

Радиоэкологическая обстановка на ИЯП и прилегающих к ним территориях в настоящее время определяется в будущем уровнем накопления альфа-излучающих долгоживущих радионуклидов, прежде всего Pu и Am.

Реальное положение дел с загрязнением природной среды Pu и другими ТУЭ еще не изучено. Прежде всего, не определен глобальный уровень их выпадения. Анализ многочисленных публикаций в ведущих радиоэкологических журналах мира, в том числе по территории России, свидетельствует, что за таковой может

Таблица 6.13. Соотношение между мощностью экспозиционной дозы (МЭД) фотонного (гамма) излучения и уровнем накопления радионуклидов в верхнем горизонте (0–5 см) почвы (по материалам Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ Республики Казахстан)

Измеренная мощность экспозиционной дозы (МЭД) мкЗв/ч (мкР/ч)	Уровень накопления радионуклидов, Бк/кг		
	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239,240}\text{Pu}$
	Зимник "Алгабас"		
0,10 (10)	25	5,8	74
	Зимник "Баянсор"		
0,12 (12)	14	3,7	7
0,14 (14)	9	17	24
	Зимник "Жаманкудук"		
0,21 (21)	8	5,1	9
0,23 (23)	28	10	15
	Зимовка "Шаган"		
0,13 (13)	46	64	168
0,15 (15)	4 050*)	2 520	215
0,35 (35)	137	61	69
	Хозяйство "Акжарский"		
0,16 (16)	42	12	3
0,17 (17)	400	38	42

быть принята удельная активность Pu на уровне 0,2–0,3 Бк/кг (М. Baskaran; J. Kirk Cochran и др.).

Исследования, выполненные в ЦГСЭН Красноярского края по регионам Сибири, свидетельствуют о превышении этого уровня в 2–3 и более раз, а в ряде мест – на порядок (пойма р. Енисей, Прибайкалье и др.). На основании этих материалов был принят документ "Контрольный уровень загрязнения Pu почв Красноярского края", утвержденный главным санитарным врачом С.В. Куркатовым в 2001 г. Этим документом установлено, что уровнем регистрации или уровнем освобождения от действия является удельная активность Pu в почвах меньшая или равная 1 Бк/кг. Уровень более 1 Бк/кг является уровнем изучения или уровнем действия (Атурова, 2001).

Представляется необходимым придерживаться именно этих уровней удельной активности Pu в почвах при оценке радиоэкологической обстановки, в том числе на ИЯП.

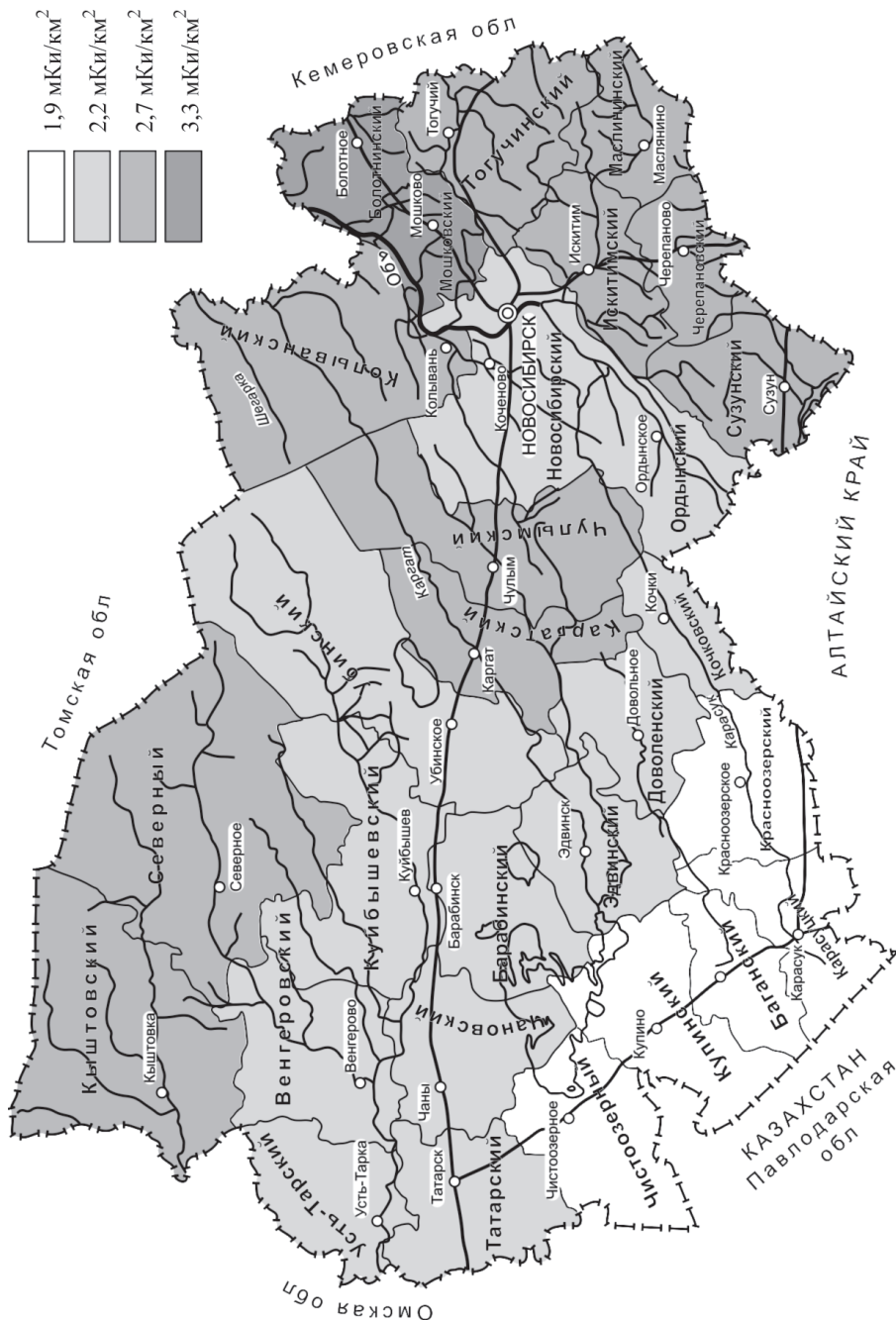


Рис. 6.21. Содержание ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu (мКи/км²) в Новосибирской области вследствие испытания ядерного оружия в атмосфере в 1949–1962 гг. на глубине почвы 5–10 см

В какой-то мере это согласуется с данными по содержанию ^{13}Cs и ^{239}Pu , приведенными В.П. Суслиным в 2001 г. для пахотных почв регионов России по состоянию на 1965 г.

Анализ этих данных (к сожалению, В.П. Суслин не указал точный источник этих материалов) показывает, что уровень накопления ^{239}Pu в почвах колеблется от 0,06 Бк/кг (Тамбовская область) до 0,33 Бк/кг (Иркутская область) при величине среднего значения 0,17 Бк/кг, что близко к оценке глобального выпадения Pu от испытания ядерного оружия.

Характер выпадения глобальных радиоактивных осадков, содержащих Pu, носит неравномерный характер, что хорошо видно по схематическим картам плотности выпадения ^{239}Pu в почвах Новосибирской области (рис. 6.20, 6.21). При этом отмечается быстрое уменьшение уровня накопления Pu в почвах с глубиной. Так, по сравнению с верхним интервалом опробования (0–5 см) на интервале глубин 5–10 см его количество уменьшается почти в 5, а на глубине 10–15 см – в 30 раз.

6.7.3. Оценка глобального и регионального уровней накопления плутония

Исследование плотности выпадения Pu в глобальных масштабах производится в разных природных средах.

Так, изучение вечных полярных льдов, выполненное в разных странах и в разное время, показало, что уровень выпадения существенно зависел от широты местности, на которой производился отбор проб (табл. 6.14).

Анализ распределения ^{238}Pu и его отношение к $^{239+240}\text{Pu}$ относительно глубины отбора льда (рис. 6.21, 6.22) позволяют со спутника фиксировать аварии и все события, связанные с испытанием оружия.

Отмечено, что в период с 1955 по 1959 гг. во льдах Антарктики выпало макси-

Таблица 6.14. Плотность выпадения плутония в полярных зонах

Место отбора, охарактеризованный временной интервал	Плутоний, мКи/км ² (Бк/м ² льда)			Pu ²³⁸ /Pu ^{239, 240}
	Pu ²³⁸	Pu ^{239,240}	Pu ²⁴¹	
Антарктика, 82°22'S, 168°40'W, 1950–1976 г.	0,014*	0,04 (1,5)	0,44	0,35
Южный полюс, 70–80°S, 1971 г.	0,008	0,03		0,27
Южный полюс, 80–90°S, 1971 г.	0,004	0,01		0,4
Гренландия, 63°31', 6°N, 44°34'W, 1945–1975 г.	0,006	0,7 (26)		0,01

Примечание: * – включает Pu²³⁸, образовавшийся при аварии спутника SNAP-9A в 1964 г., а также в результате аварийных ситуаций других летательных аппаратов (по материалам Minoru Koude et al., 1979).

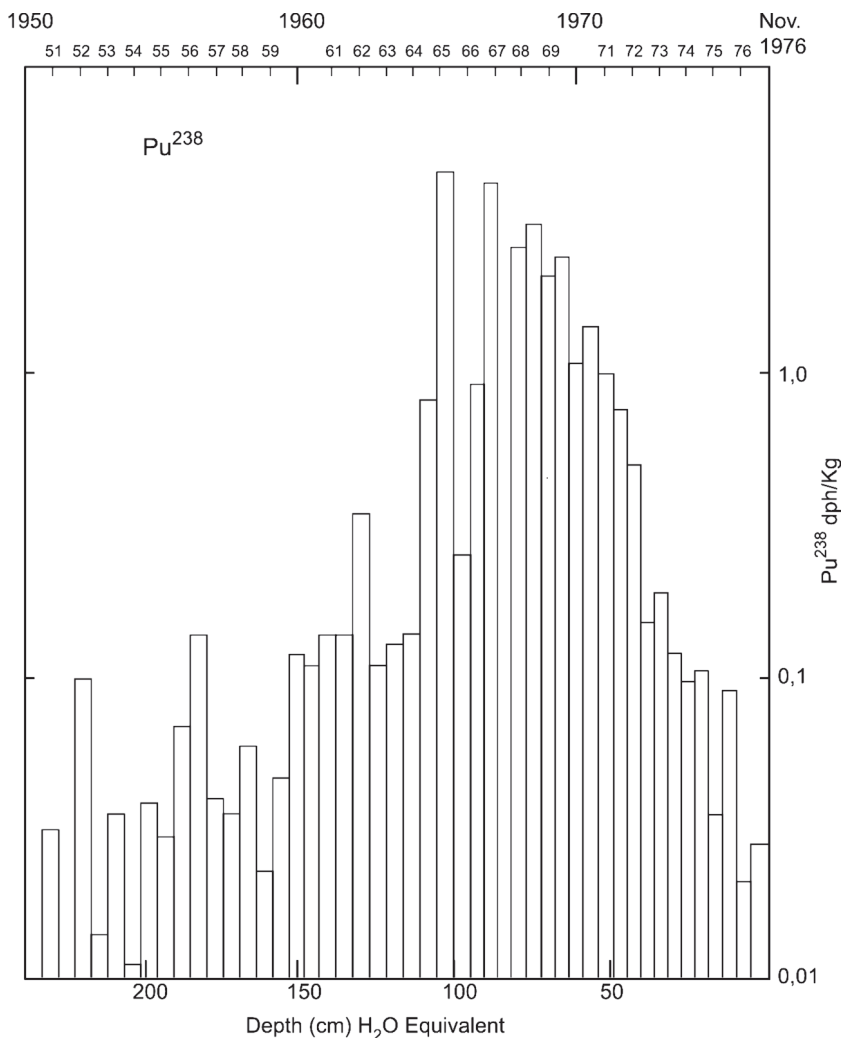


Рис. 6.22. Динамика изменения удельной активности ²³⁸Pu во льдах Антарктики (по Minoru Koude et al., 1979)

мальное количество ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, активность которого в снеговых пробах (снеготалая вода) колебалась от 0,945 до 0,47 Бк на 100 литров при величине отношения ²³⁸Pu / ²³⁹⁺²⁴⁰Pu около 0,0026. Максимальный же пик накопления ²³⁸Pu наблюдается в период с 1965 по 1966 гг. Его поверхностная активность составила 0,05 Бк/м² за год. Это связано, прежде всего, с аварией американского спутника SNAP-9A в 1964 г. в южном полушарии (Cutter et al., 1979).

Анализ уровня накопления Pu в других стратифицированных (последователь-

но формирующихся) образованиях свидетельствует о том, что глобальное выпадение Pu на планете также приурочено к определенным временным интервалам.

Так, исследования озерных осадков Швейцарии показали, что максимум накопления Pu, также как ^{90}Sr и ^{137}Cs , приходится на осадки, образование которых происходило в 1963–1965 гг. Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ достигала 6,1 Бк/кг, а ^{238}Pu – 0,1 Бк/кг. Отношение изотопов ^{238}Pu к $^{239+240}\text{Pu}$ при этом составило 0,02. В осадках, сформировавшихся в 1934–1939 гг., удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ составила менее 0,001 Бк/кг. Первое существенное увеличение удельной активности осадков до 0,2 Бк/кг приходится на 1947 г. (Wan et al., 1986).

Уровень накопления Pu в глубоководных морских красных глинах изменяется от 0,04 Бк/кг сухой массы в самой верхней части колонки этих образований.

На глубине 8–10 см от верхней кромки изучаемой колонки его удельная активность составляет 0,002 Бк/кг. Ниже 12 см по колонке Pu в красных глинах не обнаруживается (Druffel et al., 1984).

Изучение уровня накопления Pu в прибрежных морских осадках у северо-восточного побережья США свидетельствует о том, что его удельная активность колеблется от 3,8 до 0,05 Бк/кг сухой массы. При этом максимальная величина отмечена в бассейне Вилкинсон (район побережья Бостона–Массачусетса), а минимальная – на континентальном склоне. Количество плутония редко уменьшается по мере увеличения глубины нахождения осадка.

В 15–20 см от верхней кромки осадка Pu содержится много меньше предела его обнаружения.

Отмечается высокая корреляционная связь Pu с ^{137}Cs (рис. 6.22), что может свидетельствовать о едином источнике его поступления.

Исследование прибрежно-морских осадков арктического бассейна России в районе впадения рек Енисей и Обь, в бассейне которых расположены предприятия ядерно-топливного цикла, проведенное М. Baskagan et al. (1996), показало, что донные отложения в интервале 0–5 см характеризуются сравнительно высокой удельной активностью (табл. 6.15), превышающей ее уровень в красных глубоководных илах в 50 и более раз (Baskagan et al., 1996). Отношение ^{238}Pu к $^{239+240}\text{Pu}$ является также несколько более высоким. Все это может свидетельствовать о поступлении Pu с континента водными потоками Енисей и Оби (Baskagan et al., 1996).

Удельную активность 0,24 Бк/кг можно рассматривать как региональный сибирийский фон для плутония, если учитывать площадь водосбора рек Енисей и Обь. Этот уровень активности Pu в морских осадках близок к оценке среднего для Pu в почвах континентальной части северного полушария от его глобальных выпадений (Hardy et al., 1973).

Концентрация Pu в поверхностной и приповерхностной морской воде Нью-Йоркского залива в 1977 г. составляла от 0,001 до 0,002 Бк/на 100 л. Отношение активности $^{238}\text{Pu}/^{239+238}\text{Pu}$ было около 0,03–0,04 (Peter H. Santschi et al., 1980).

При этом отмечается достаточно высокая корреляционная связь удельной активности Pu с общей соленостью воды и содержанием в ней Fe и органического углерода (Glen T. Shen et al., 1983).

Таблица 6.15. Оценочные уровни Pu и ^{137}Cs в морских осадках (0–5 см) арктического бассейна России (Baskaran et al., 1996)

Элемент	Бк/кг
$\text{Pu}^{239, 240}$	$\frac{0,239}{< 4,2 - 0,856}$
Pu^{238}	$\frac{0,0087}{< 0,001 - 0,046}$
$\text{Pu}^{238}/\text{Pu}^{239, 240}$	$\frac{0,035}{0,010 - 0,069}$
Cs^{137}	$\frac{14,9}{< 1 - 71,4}$
Глобальные выпадения Pu	$8,8 \cdot 10^{12}$ Бк
Привнесено с предприятий ЯТЦ	$29-59 \cdot 10^{12}$ Бк

Общая активность Pu в морской воде имеет тенденцию к увеличению до глубины 500–710 м, а ниже этого уровня его концентрация – за пределами обнаружения аналитического метода. Так, на глубине до 15 см его концентрация составляет 0,0018 Бк/100 кг воды, тогда как на глубине 500–700 м ее значение составляет 0,01 (Vaughan T. Bowen et al., 1979).

Анализ глобального выпадения плутония Е.Р. Hardy et al. (1973) показывает, что его площадная активность в почвах зависит от широты, на которой производился отбор проб для $^{239+240}\text{Pu}$, этот показатель изменялся в северном полушарии от 0,10 на широте 80–90° до 2,2 мКи/км² на широте 40–50°, что подчеркивает общую закономерность в широтном распределении загрязняющих веществ.

В южном полушарии на тех же широтах эти значения были в 4–10 раз ниже (табл. 6.16).

Площадная активность ^{238}Pu , обусловленная испытанием ядерного оружия в атмосфере в северном полушарии на тех же широтах, соответственно, составляет 0,002 и 0,053 мКи/км². Отношение $^{238}\text{Pu}/^{239, 240}\text{Pu}$ колеблется от 0,02 до 0,024. Эти расчеты выполнены без учета ^{238}Pu , выпавшего на поверхность планеты от аварии спутника SNAP-9А. Максимум его выпадения от данной аварии отмечается в южном полушарии, где на его долю приходится основная масса ^{238}Pu (табл. 6.17), а отношение $^{238}\text{Pu}/^{239, 240}\text{Pu}$ может достигать 0,п.

Таким образом, можно с высокой степенью вероятности предполагать, что глобальная удельная активность Pu в почвах на наших широтах будет находиться на уровне 0,7–1,2 Бк/кг на глубине 0–5 см при плотности почв 1,5 кг/дм³ и 0,1–0,2 Бк/кг на слой пахотной почвы мощностью до 30 см – интервал, в котором содержится 95–97% всего запаса данного радионуклида.

Таблица 6.16. Average Latitudinal Distributions of Cumulative $^{239, 240}\text{Pu}$ and ^{238}Pu Fallout

Hemisphere	Lat. band	$^{239, 240}\text{Pu}$	^{238}Pu (mCi per km)	
			Weapons	SNAP-9A
Northern	90–80	(0,10±0,04)	(0,002±0,001)	(< 0,001)
	80–70	0,36±0,05	0,009±0,001	< 0,001
	70–60	1,6±1,0	0,038±0,025	0,026±0,015
	60–50	1,3±0,2	0,031±0,004	0,013±0,004
	50–40	2,2±0,5	0,053±0,011	0,026±0,011
	40–30	1,8±0,6	0,042±0,014	0,025±0,015
	30–20	0,96±0,07	0,023±0,002	0,011±0,004
	20–10	0,24±0,10	0,006±0,002	0,003±0,002
	10–0	0,13±0,06	0,003±0,001	< 0,001
Southern	0–10	0,30±0,20	0,007±0,005	0,010±0,007
	10–20	0,18±0,05	0,004±0,001	0,036±0,021
	20–30	0,39±0,16	0,009±0,004	0,070±0,042
	30–40	0,40±0,12	0,009±0,003	0,061±0,020
	40–50	0,35±0,21	0,008±0,005	0,069±0,038
	50–60	(0,20±0,09)	0,005±0,002	(0,044±0,023)
	60–70	(0,10±0,04)	0,002±0,001	(0,022±0,012)
	70–80	(0,03±0,01)	0,001±0,001	(0,008±0,005)
	80–90	(0,01±0,004)	< 0,001	(0,004±0,002)

Таблица 6.17. Inventory of $^{239, 240}\text{Pu}$ and ^{238}Pu Fallout

	kCi deposited		
	$^{239, 240}\text{Pu}$	^{238}Pu	
		Weapons	SNAP-9A
Northern Hemisphere	256±33	6,1±0,8	3,1±0,8
Southern Hemisphere	69±14	1,6±0,3	10,8±2,1
Global	325±36	7,7±0,9	13,9±2,2

Именно этот уровень удельной активности для почв северного полушария может быть принят за фон глобального выпадения. Отношение ^{238}Pu к $^{239, 240}\text{Pu}$ при этом может быть оценено величиной 0,024.

6.7.4. Биологическая опасность и уровни накопления Pu в биологических материалах

Специалисты, занимающиеся этими вопросами, отмечают, что биологическая опасность плутония связана с тем, что большинство изотопов плутония имеет длительный период полураспада (^{238}Pu – 87,7 года, ^{239}Pu – $2,41 \cdot 10^4$ лет, ^{240}Pu – 6737 лет, ^{242}Pu – $3,74 \cdot 10^3$ лет, ^{244}Pu – $8,26 \cdot 10^7$ лет). Плутоний является α -излучателем, каждая α -частица дает 15 млн пар ионов; поэтому при попадании в организм он наносит большой биологический ущерб всем органам и тканям. По степени радиотоксичности изотопы $^{238}, ^{240}, ^{242}, ^{244}\text{Pu}$ относятся к группе А (очень токсичные), а $^{241}, ^{243}\text{Pu}$ – к группе Б (токсичные). На единицу веса частицы ^{238}Pu в 240 раз более активен, чем ^{239}Pu (Уткин и др., 2004).

Попадая в биосферу, плутоний мигрирует по земной поверхности, включаясь в биохимические циклы. Его удельная активность в 200 000 раз выше, чем у урана, к тому же освобождения организма от попавшего в него плутония практически не происходит в течение всей жизни человека. Плутоний называют "ядерным ядом", его допустимое содержание в организме оценивается нанограммами. Дело в том, что ^{239}Pu является альфа-излучателем, и каждая его α -частица в биологической ткани образует вдоль своего короткого пробега 150 000 пар ионов, повреждая клетки, производя различные химические превращения. Находясь же в организме, плутоний становится постоянным источником α -излучения для человека, вызывая костные опухоли, рак печени и лейкемию, являясь, таким образом, одним из самых опасных канцерогенов.

В организме человека плутоний депонируется в легких, печени, костях и других тканях и выводится очень плохо. В частности, период полувыведения элемента из скелета составляет 50–80 лет, что соизмеримо с продолжительностью жизни человека. Из печени он выводится с периодом полураспада в 20 лет, а из половых органов – 280–340 суток. Последнее обуславливает высокую вероятность генных нарушений в последующих поколениях (Уткин и др., 2004).

Как считают ведущие специалисты в области радиоэкологии (А.М. Дмитриев, А.С. Дьяков и др., 1994), использование ^{239}Pu в дальнейшем развитии атомной энергетики породит больше новых проблем, нежели сможет решить.

Обмен Pu при поступлении в легкие с воздухом зависит во многом от дисперсности аэрозолей. Так, исследования показывают, что радиоактивные аэрозоли полудисперсны и имеют значение активного медианного аэродинамического диаметра (АМАД) от субмикронных до десятков микрон.

Так, А.Ф. Лызлов, Р.В. Меленьтева и Л.М. Щербакова, используя специальные методы оптико-радиографического анализа, убедительно показали, что доля активных мелкодисперсных аэрозолей (МДФ) на плутониевых производствах только за период с 1972 по 1980 гг. увеличилась с 54 до 94,5%, а соответственно, увеличился фактор риска облучения легких.

Кроме того, в специальном исследовании, выполненном Л.М. Щербаковой в Институте биофизики г. Озерск, на основе анализа мирового банка данных установлено, что удельные активности плутония в почве и атмосферном воздухе связаны между собой прямой экспоненциальной зависимостью, а именно – с уве-

личением удельной активности поверхностного (0–5 см) слоя почвы удельная активность воздушной пыли возрастает (рис. 6.23). Связь между ними может быть описана следующим уравнением:

$$q_{вп} = \exp\{3,87 + 0,29 \ln q_{п0-5}\},$$

где $q_{вп}$ – удельная активность плутония в воздушной пыли (Бк/кг), а $q_{п0-5}$ – удельная активность плутония в слое почвы 0–5 см (Бк/кг).

Текущие эффективные дозы внутреннего облучения взрослых жителей г. Озерск в начале 90-х годов за счет поступления плутония и америция составляли около 100 мкЗв/год. Они на порядок превышали дозы внутреннего облучения от ^{90}Sr и ^{137}Cs (соответственно 10 и 6 мкЗв/год).

А если принять во внимание, что Pu в почвах находится и в форме "горячих частиц", представляющих собой МДФ (наноразмерные частицы), то можно предполагать, что принятые оценки дозовых нагрузок на легкие должны быть пересмотрены как с учетом факторов АМАД, так и с учетом присутствия "горячих частиц".

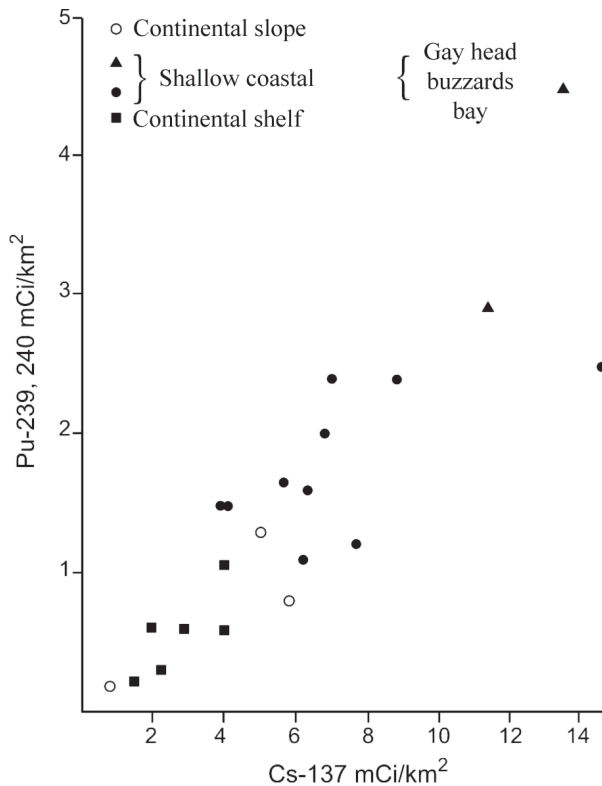


Рис. 6.23. Плотность выпадения $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs в прибрежно-морских осадках в северо-западной части Атлантического океана (по Hugh D. Livingston et al., 1978)

Во всей научной справочной литературе, например в книге Дж. Эмсли "Элементы" (1991), отмечается, что биологическая роль Pu отсутствует, в природе он не встречается и нет данных о значениях содержания его в человеческом организме, "но, вероятно, нулевые" (Эмсли, 1991). К сожалению, как показывают исследования последнего десятилетия, это далеко не так.

Так, обстоятельные исследования ученых Урала (М.Д. Чеботина и др.) показали, что Pu встречается во всех изученных природных средах, в том числе в биологических объектах и материалах, включая человека.

По данным В.И. Уткина и др. (2004), средняя концентрация $^{239,240}Pu$ в луговой растительности ВУРСа ($7,0 \pm 2,0$ Бк/кг воздушно-сухой массы) оказалась примерно в два раза выше по сравнению с окружающей ВУРС территорией ($3,5 \pm 1,0$ Бк/кг). Загрязнение растительности выше среднего отмечено в селах Татарская Караболка (5,2 Бк/кг), Касли (6,8 Бк/кг), Полднево (8,2 Бк/кг), Канзагарово (7,9 Бк/кг), Усть-Багаряк (3,8 Бк/кг). Исследователи отмечают, что имеются сведения о накоплении плутония в организме диких животных, обитающих на территории ВУРСа. В частности, на территориях с концентрацией плутония в почве 30–100 кБк/кг такие мелкие млекопитающие, как лесная мышь, бурозубка обыкновенная, полевка обыкновенная, накапливают в тканях этот радионуклид в количестве от 2 до 9 Бк/кг, а в организмах крупных млекопитающих (косуля, лось, кабан, волк) содержится примерно 4 кБк плутония на кг сухой массы тела.

Эти же ученые дают обстоятельный анализ распределения Pu в организме взрослого человека (Уткин и др., 2004).

Распределение плутония в организме взрослого населения зоны наблюдения ПО "Маяк" изучалось сотрудниками Филиала №1 Института биофизики МЗ Российской Федерации путем посмертной радиометрии тканей, взятых при вскрытии умерших жителей г. Озерска, расположенного в пределах этой зоны. Установлено, что важным фактором, определяющим уровень накопления и характер распределения радионуклида в организме, является срок проживания в зоне наблюдения. В частности, у людей, проживающих в городе с начала 1950-х гг., общее содержание плутония в организме возросло практически линейно до начала 1990-х гг. При этом средняя скорость ежегодного прироста составляла при средней массе работника 60 кг от 0,11 до 0,14 Бк/год. У людей, приехавших в город в 1940–1959 гг., средний уровень накопления изотопа за 40 лет составил 4,5–5,6 Бк (рис. 6.24), что примерно в 40 раз выше фонового показателя для плутония глобального происхождения (0,07–0,12 Бк).

В последние годы прирост накопления данного элемента у жителей г. Озерск замедлился: у людей со сроком проживания в городе более 40 лет наметилась тенденция к снижению его содержания в организме. По-видимому, накопление долгоживущего радионуклида плутония в организме можно рассматривать в качестве наиболее значимого источника внутреннего облучения людей, обусловленного деятельностью ПО "Маяк". Несмотря на значительное превышение фонового уровня, содержание плутония в организме жителей Озерска составляет лишь несколько процентов от допустимого уровня по нормативам НРБ-76/87. Среднее содержание радионуклида в скелете жителей этого города, проживаю-

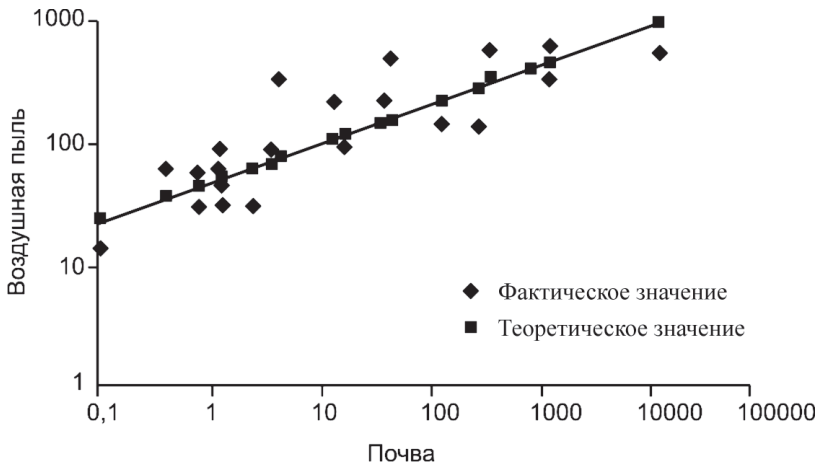


Рис. 6.24. Связь между удельной активностью почвы (0–5 см) и воздушной пыли

щих в нем с момента пуска предприятия по настоящее время, примерно в 30 раз ниже допустимого содержания для лиц категории Б.

Установлено, что плутоний различного происхождения (глобальный фон и техногенные выпадения вокруг предприятия и в помещениях радиохимического производства) распределяется в организме людей по-разному. Удельная активность плутония глобальных выпадений в лимфоузлах человека превышала таковую в легких не более чем в 10 раз. У населения зоны наблюдения это соотношение увеличилось до 10–40, а у персонала ПО "Маяк" удельная активность изотопа в легочных лимфоузлах в отдельных случаях превышала таковую в легких на три порядка величин (примерно в 1000 раз). Эти различия, возможно, связаны с тем, что в глобальных выпадениях выбросов предприятия частицы плутония имеют различные размеры и формы соединений, что в значительной степени обуславливает их растворимость в различных биологических средах.

Основным органом депонирования плутония в организме служит скелет человека. У относительно здоровых людей среднее содержание нуклида в скелете (в долях от его содержания в организме) примерно в 3 раза выше, чем в печени (скелет / печень = 3:1). У профессионалов, работающих с плутонием, даже при отсутствии выраженных изменений печеночной ткани, указанное соотношение смещается в сторону увеличения относительного содержания изотопа в печени (скелет / печень = 1,6:1). Исследования, проведенные в г. Озерске, показали, что перераспределение Pu между скелетом и печенью людей зависит не столько от длительности поступления радионуклида, сколько от состояния их здоровья. При появлении патологических изменений в печеночной ткани происходит перераспределение Pu из печени в скелет. Например, у лиц с явно выраженной патологией (лейкоз, цирроз и рак печени) содержание плутония в скелете может превышать его концентрацию в печени в шесть раз (Уткин и др., 2004).

При этом самые низкие концентрации плутония обнаружены у новорожденных детей (легкие – 11 мБк/кг, печень – 19 мБк/кг, скелет – 311 мБк/кг). С возрастом концентрация плутония возрастает, при этом происходит количественное перераспределение элемента в организме: у людей старше 30 лет средние значе-

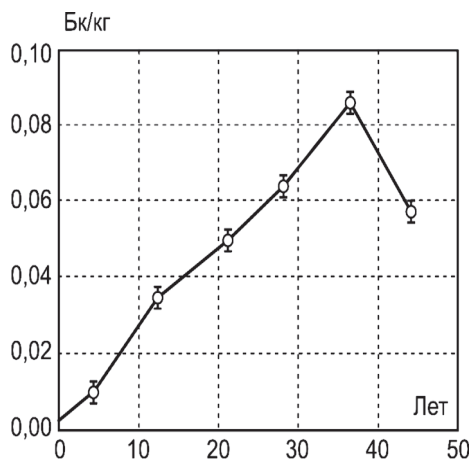


Рис. 6.25. Содержание плутония в организме жителей г. Озерска в зависимости от сроков проживания в городе

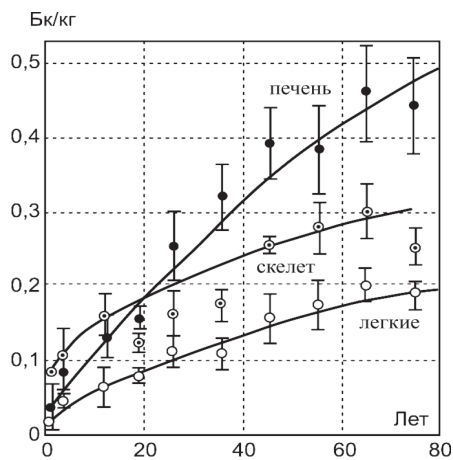


Рис. 6.26. Удельная активность плутония в отдельных органах основного депонирования (легкие, печень, скелет) жителей г. Озерска в зависимости от возраста

Таблица 6.18. Содержание плутония в организме жителей Европейских стран, обусловленное глобальными выпадениями в результате ядерных взрывов, и жителей Гомельской области (диапазон средних концентраций), мБк/кг

Регион	Печень	Легкие	Ребра	Волосы	Источник
Страны Европы, 1956–1984 г.	11,0–26	1,0–2,3	1,5–4,0	–	[11]
Гомельская область, по данным:					
ИРЭП*, 1994 г.	6,3–54	1,0–110	11,0–70	15,0–150	
БГУ**, 1994 г.	3,8–51	1,3–42	–	–	[10]
ГФ НИИ РМ***, 1992 г.	9,0–200	–	17,0–97	–	[3]

Примечание: * – Институт радиозоологических проблем Академии наук Белоруссии (данная работа); ** – Белорусский государственный университет; *** – Гомельский филиал НИИ радиационной медицины.

ния составляют для легких 165 мБк/кг, печени – 410 мБк/кг, скелета – 245 мБк/кг (рис. 6.25, 6.26) (Уткин и др., 2004).

Отмеченные уровни накопления Pu в органах людей из района ПО "Маяк" существенно превышают подобные показатели, обусловленные глобальным выпадением и аварией на Чернобыльской АЭС (табл. 6.18).

Белорусские ученые отмечают, что концентрация Pu в волосах детей Гомельской области превышает уровни, обусловленные радиоактивными выпадениями в результате испытания ядерного оружия в атмосфере.

При этом в волосах детей, проживавших в зоне радиоактивного загрязнения от аварии на ЧАЭС, концентрация Pu во много раз выше, чем у таковых, проживающих вне этой зоны (табл. 6.19).

Таблица 6.19. Содержание ^{239}Pu (в Бк/кг) в волосах детей Минска и Гомельской области (1987 г.)

Ф.И.О.	Место жительства	Год рождения	A (^{239}Pu), Бк/кг
Б.И.*	г. Минск	1982	0,3
Н.И.Б.	– " –	1975	0,42
К.Н.П.	– " –	1976	0,14
Д.Т.В.	– " –	1975	0,21
Х.Л.*	– " –	1974	0,18
И.С.	– " –	1975	0,22
М.Н.	– " –	1975	0,5
	Гомельская область		
К.О.	г. Хойники	Учащийся	15,2
Е.Д.*	– " –	1980	12,6
Ш.Г.П.	г. Брагин	1970	22,9
Ш.Е.И.	– " –	1970	16,4
К.С.Н.	– " –	1976	25,6
Л.Н.*	г. Хойники	1980	8,5
С.Т.М.	д. Шкураты, Брагинский р-н	1975	28,0
К.Л.*	г. Жлобин	1982	1,15
Ф.Г.*	д. Борисовщина, Хойнинский р-н	1975	4,57
К.Е.С.	г. Жлобин	1976	0,82
Л.С.М.	г. Гомель	1978	0,71

Примечание: * – волосы собраны в стационаре Института радиационной медицины Минздрава РБ Е.В. Давыдовой.

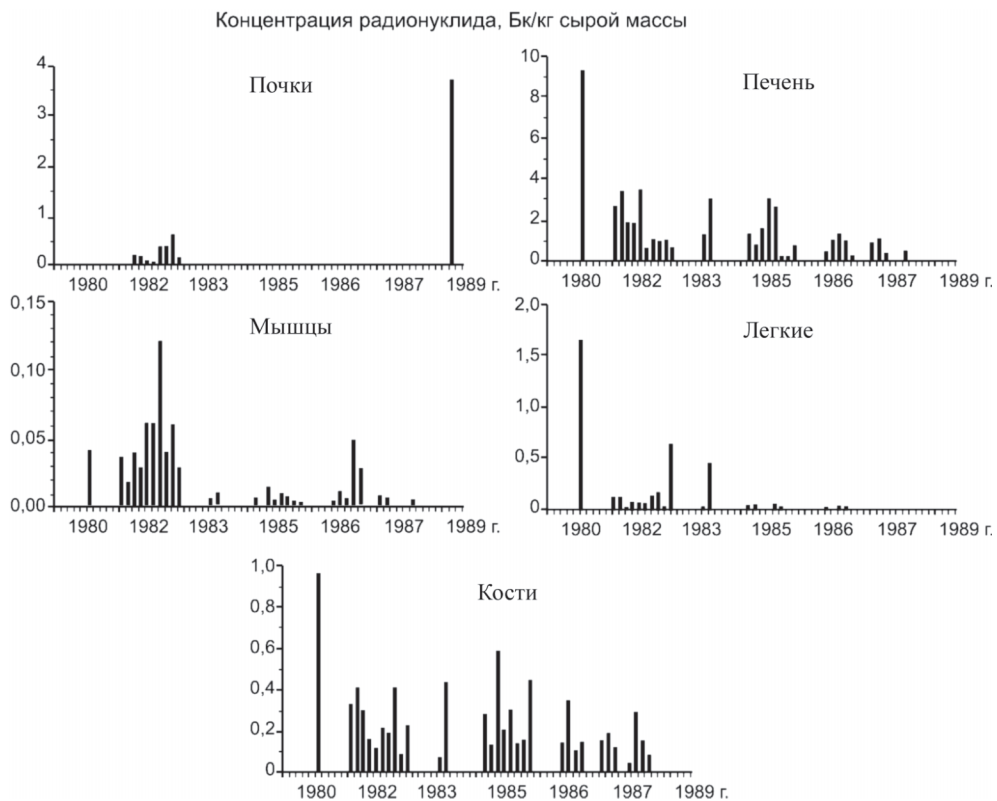


Рис. 6.27. Уровень накопления $^{239, 240}\text{Pu}$ в тканях овец (Пути миграции..., 1999)

Надо предполагать, что аналогичная ситуация будет фиксироваться во всех районах ПЯТЦ и ИЯП. Так, например, в тканях овец, которые паслись на затопляемых пастбищах, граничащих с Ирландским морем, куда поступают отходы с ПЯТЦ Селлафилд (Англия), фиксируется присутствие Pu (рис. 6.27), который, по-видимому, периодически поступает в ткани животных.