

# РАДИОАКТИВНЫЕ ВЕЩЕСТВА В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

---

### 4.1. Естественные радиоактивные элементы

Источниками поступления избыточного количества естественных радиоактивных элементов в окружающую среду могут быть природные образования (месторождения радиоактивных и некоторых других полезных ископаемых, горные породы, содержащие естественные радиоактивные элементы в повышенных количествах, природные воды, в т.ч. в нефтедобывающих районах, с высокими содержаниями продуктов распада урана – радона, радия), а также промышленные предприятия, ведущие добычу и глубокую переработку урановых и некоторых других типов руд; ГРЭС и ТЭС, работающие на некоторых типах углей, горючих сланцев, торфов (Иванов, 1997; и др.).

Примерами регионов с высокими содержаниями естественных радиоактивных элементов на земном шаре могут служить пляжные пески штата Керала (Индия), которые в специальной литературе получили название месторождений монацитовых песков Траванкор, моноцитосодержащие почвы провинции Гуангдонг (Китай), а также район Пасус-де-Кальдес провинции Минас-Жейрас (Бразилия) и некоторые другие участки нашей планеты, но с этими объектами повышенной естественной радиоактивности человек встречается крайне редко. В этих районах мощность экспозиционной дозы гамма-излучения достигает многих сотен и первых тысяч мкР/ч. Так, средняя экспозиционная доза гамма-излучения в районе пляжных песков в штате Керала – около 150 мкР/ч, а в провинции Гуангдонг МЭД составляет 3,3 мГр/год (Eisenbud Gesell, 1997). Высокие содержания естественных радиоактивных элементов в некоторых типах горных пород (табл. 4.1) обуславливают повышенный радиационный фон гамма-излучения в различных регионах и странах, например, Франции, Украине, Швеции и др.

В.М. Гавшин (1996), рассматривая природу формирования радиационных аномалий в осадочных породах, отмечает, что в возникновении аномалий радиоактивности в осадочных толщах исключительную роль играет органическое веще-

**Таблица 4.1.** Содержание естественных радиоактивных элементов в некоторых типах горных пород и их ориентировочная активность

№ п/п	Порода, регион	Уран, г/т	Торий, г/т	Ориентировочная объемная активность 1 кг материала, Бк	
				без учета содержания калия	с учетом содержания калия
1	Фосфориты штата Флорида (США), Марокко	20–120	10–30	300–450	500–750
2	Фосфориты, битуминозные сланцы Швеции, Русской платформы	150–170	5–10	1900–2050	2200–2950
3	Углеродисто-кремнистые, углеродисто-глинистые сланцы Евроазиатского континента	30–300	15–35	460–1200	800–1500
4	Битуминозные аргиллиты баженовской свиты, Западная Сибирь	23	8	330–350	750–800
5	Кислые вулканиты (липариты и др.) некоторых районов Восточного Саяна	17–28	46–73	460–500	1000–1500
6	Фонолиты Италии	20–30	60–90	570–900	1000–1500
7	Гранитоиды Украины	10–20	20–45	230–600	1000–2000
8	Гранитоиды Франции	15–20	20–45	300–600	1000–2000
9	Гранитоиды Макинского массива, Северный Казахстан	7–20	30–60	250–800	1000–2000
10	Нефелиновые сиениты Кольского полуострова	10–20	25–50	260–500	700–750

*Примечание:* норма объемной активности для строительных материалов, используемых для сооружения жилых зданий  $\leq 370$  Бк/кг (Временные критерии для принятия решений..., 1990).

ство, в особенности – гуминовые кислоты и близкие к ним по составу и структуре соединения, образующиеся при разложении лигнинно-целлюлозного материала наземной растительности или белково-углеводного морского планктона.

Именно такого рода образования и обуславливают естественные породные радиационные аномалии с дозовыми нагрузками больше 100 нГр/ч (табл. 4.2), по сравнению с терригенными породами, формирующимися в крупных осадочных бассейнах (табл. 4.3). Вторым по значению агентом, вовлекающим уран в осадочные толщи из природных вод, является фосфат кальция (карбонатфторапа-

**Таблица 4.2.** Содержание естественных радиоактивных элементов в породах, обогащенных органическим веществом, и расчетная мощность поглощенной дозы над ними (по В.М. Гавшину, 1996)

Породы	Кол-во проб	U (по Ra), г/т	Th, г/т	K, %	Доза, нГр/ч
Сапропелевые илы Черного моря	8	17,6±3,2	7,0±0,6	1,27±0,21	130
Горючие сланцы Сибирской платформы (кембрий)	13	34,1±7,1	6,7±0,6	2,83±0,21	238
Баженовиты Западно-Сибирской плиты	30	35,7±1,6	6,3±0,6	1,44±0,22	228

**Таблица 4.3.** Содержание естественных радиоактивных элементов в породах без органического вещества и расчетная мощность поглощенной дозы над ними (по В.М. Гавшину, 1996)

Породы	Кол-во проб	U (по Ra), г/т	Th, г/т	K, %	Доза, нГр/ч
Юрские алевропелиты Западно-Сибирской плиты	26	3,7±0,2	9,8±0,9	2,39±0,15	78,5
	59	4,0±0,2	11,2±0,4	2,78±0,15	89,1
	19	3,3±0,2	10,3±0,8	2,90±0,24	84,6
	10	3,5±0,2	11,9±1,6	2,97±0,56	91,0
	10	2,9±0,2	11,1±1,1	2,77±0,27	82,9
Пермокарбонные алевропелиты Кузбасса	37	3,5±0,2	10,6±0,6	2,45±0,14	81,0
	22	3,8±0,5	10,9±1,0	2,55±0,18	86,5
	25	3,4±0,4	11,2±1,0	2,23±0,23	76,7
Черноморские глинистые илы	30	3,5±0,5	11,6±0,8	2,97±0,2	86,5
Глины (Yuan-hui, GCA, 1991)	30	3,7	12	2,66	86,5

тит). Обогащенность фосфоритов ураном широко освещена во множестве публикаций.

Менее значительные аномалии радиоактивности в осадочных толщах связаны с бокситами, обогащенными и ураном, и торием, калийными солями, в которых радиоактивность полностью определяется калием, некоторыми цеолитами, а также с такими образованиями, как ториеносные битумы в песчаниках нефтеносных толщ или с концентрациями радия в травертинах.

Следует отметить, что у некоторых животных и растений, обитающих на этих территориях, в различных органах происходит накопление естественных радионуклидов. Так, доктор Войс на совещании в Гомеле (1990 г.) сообщал, что от крыс и растений района Пасус-де-Кальдес (провинция Минас-Жейрас, Бразилия) получают контрастные радиографические отпечатки на фоточувствительных материалах (рис. 4.1).

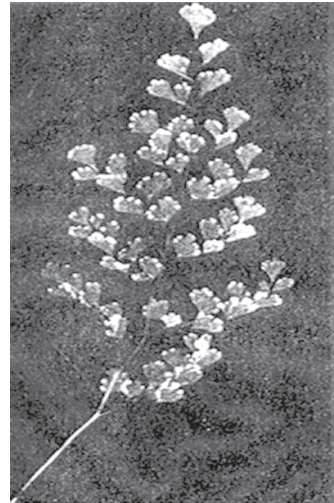
Исследование уровня накопления продуктов распада урана-радия-226 в костях человека отчетливо указывает на значительное содержание радия в костях из регионов, где распространены высоко-радиоактивные породы (табл. 4.4) либо содержатся высокие концентрации урана-радия-226 в водах.

В почвенном воздухе, а также в зданиях этих районов в результате распада урана происходит интенсивное накопление радиоактивного газа без запаха и цвета – радона, основного радиационно опасного фактора, сильно воздействующего на организм человека.

Проблема радонового загрязнения атмосферы – одна из самых важных в оценке среды обитания человека. На данной проблеме остановимся особо в главе 5.

Использование природных материалов (щебень гранита, квасцы, фосфориты и т.д.), содержащих высокие концентрации естественных радионуклидов, в качестве строительных материалов, наполнителей бетонов, фосфогипсов, шлаков и т.д. также приведет к увеличению мощности экспозиционной дозы гамма-излучения внутри сооружений, будет основной причиной накопления радона в помещениях. Такие случаи на сегодняшний день установлены многократно. Так, в Омске в качестве наполнителя бетона использовался гранитный щебень, добываемый из Макинского гранитного массива (Северный Казахстан), который, по нашим данным, содержит 7–20 г/т урана и 30–60 г/т тория. Таким образом, в зданиях были превышены нормативы по мощности гамма-излучения (фон местности + фон помещения > 33 мкР/ч (Временные критерии для принятия решений и организации контроля, 1999)), что потребовало принятия специальных мер.

Использование торийсодержащего монацитового песка на станции Костоусо-



**Рис. 4.1.** Авторадиография растения *Adiantum* из района Паус де Кальвас, штат Минас-Жейрас (Бразилия). Гора Морро до Ферро (Железная гора)

**Таблица 4.4.** Удельная активность радия-226 в костях человека (по А.А. Моисееву и др., 1974, с дополнением)

Страна, район, год исследования	Средняя удельная активность, $10^{-3}$ пКи/г	Возможная причина повышенных концентраций
Аргентина, 1959	11–12	
Германия, 1964	13	
Япония, 1959	4	
Англия, 1959	15	
США, 1959–1970	5–37	В штате Иллинойс распространены урансодержащие фосфориты и др. месторождения урана
Израиль, 1959	36	Ураноносные фосфориты
Украина, 1968	39	Ураноносные граниты
Индия, штат Керал, 1966	143	Монацитовые россыпи
Город в Средней Азии, 1965	1340	Урановое месторождение, предприятие по переработке урановых руд

во (Екатеринбургская область) для строительства жилых зданий (фундамент, штукатурка, кирпичная кладка, отсыпка чердаков и т.д.) привело к радиационному загрязнению зданий, в которых мощность дозы гамма-излучения достигала 150 мкР/ч (Ярмошенко и др., 1996).

В с. Молчаново Томской области были использованы для отсыпки улиц шлаки с Новокузнецкого металлургического комбината, в результате чего радиационный фон (9–10 мкР/ч) был повышен в 2,5–3 раза, что вызвало определенное беспокойство населения, хотя дополнительная радиационная нагрузка от этого была незначительна (ниже нерекомендуемых критериев).

Общеизвестны случаи, когда в Казахстане, Забайкалье и других областях в качестве материалов для отсыпки дорог, дворов, детских и спортивных площадок и т.д. использовались отвалы некондиционных урановых руд, что привело к значительному изменению радиационного фона. Для ориентировочного расчета можно считать, что масса руды с содержанием урана при его равновесии с радием 0,01% дает мощность экспозиционной дозы гамма-излучения около 110 мкР/ч.

Так, в поселке Октябрьский Читинской области использование горной массы с урановорудных отработок в качестве строительного материала привело к тому, что МЭД в жилой части поселка составила 150–3000 мкР/ч (Непомнящих и др., 1996).

Ветровой разнос урановой рудной пыли способствует увеличению концентрации урана в аэрозольных фракциях. Особая опасность от этого вида радиационного загрязнения заключается в том, что уран и многие продукты его распада

являются альфа-излучателями, а альфа-излучение, как правило, при обследовании радиационной обстановки не измеряется. Для его измерения необходима специальная аппаратура и специальные методы исследования, в т.ч. метод радиографического анализа. Опасность этого пылевого фактора в ухудшении радиационной обстановки хорошо показана И.Г. Берзиной с сотрудниками (1993).

При использовании минеральных удобрений может возникнуть радиационно-опасный фактор в виде внешнего гамма- и бета-излучения и пылевого аэрозоля. Это касается тех случаев, когда ведутся работы с хлористым калием, в котором, в силу естественных причин, находится радиоактивный изотоп калий-40. На его долю приходится около 0,012% от всего количества калия. Присутствие калия на складах в больших массах (1 м<sup>3</sup> и более) создает мощность экспозиционной дозы гамма-излучения 60–80 мкР/ч. Это не представляется серьезным радиационным фактором (в силу кратковременности контакта с веществом), хотя 60 мкР/ч – это та мощность экспозиционной дозы гамма-излучения, которая требует контроля и является профессиональной нормой, так как за год она сформирует поглощенную дозу 0,5 бэр (см. табл. 2.3), что является предельной дозой для населения, не связанного с профессиональной работой с радиоактивным излучением.

В отдельных случаях опасная радиационная обстановка может создаваться при использовании фосфатных удобрений, изготовленных с нарушением технологии (неполное извлечение урана и радия в процессе получения удобрений приводит к тому, что мощность экспозиционной дозы  $\gamma$ -излучения от них будет более 100 мкР/ч (100 мкБэр/ч), что может создать поглощенную дозу около 0,9 Бэр/год).

Радиационное загрязнение природной среды и возникновение опасной радиационной обстановки может быть связано с присутствием естественных радиоактивных элементов (уран, торий, калий) и продуктов их распада в технических, пресных питьевых и минеральных водах, рассолах нефтегазоносных районов и т.д.

Так, известны источники с высокой радиоактивностью, обусловленной присутствием калия-40. К ним могут быть отнесены источники: Керкитагское (Туркмения) – 2300 пКи/л; Тыретское (Иркутская область) – 7200 пКи/л (266 Бк/л).

К источникам с высокой концентрацией радона могут быть отнесены Ямкун (Забайкалье) – 94 нКи/л; Исти-Су-18 (Закавказье) – 264 нКи/л; Белокуриха (Алтай) – 13 нКи/л и др.

Высокая концентрация радия в воде известна в Ухтинском нефтегазоносном районе (до 7840 пКи/л), в Западно-Сибирской газоносной провинции (до 1000 пКи/л) и др.

Разливы таких вод приводят к загрязнению больших площадей, на которых экспозиционная доза гамма-излучения может превышать 8 000 мкР/ч.

Так, по данным Е.И. Крапивинского (1995), в районе г. Ухта, где до 1956 г. действовал завод по извлечению радия из пластовых вод нефтепромыслов (Кузнецов и др., 1957), установлено свыше 700 очагов радиоактивного загрязнения, приуроченных к местонахождениям чанов, стыков водоводов, буровым скважинам. При этом содержание радия превышает на 1–3 порядка уровень фона. Загрязненные почвы объемом более 1000 м<sup>3</sup> требуют дезактивации.

Подобная ситуация сложилась на Ставропольском нефтяном месторождении (Хрисанфов, 1995; Поляков, 1996), в пластовых водах которого концентрация радия (226 + 228) составляет 74 Бк/дм. При движении вод по трубам происходит его отложение на поверхности труб, днища емкостей и т.д. Удельная активность твердых осадков от Ra-226 и 228 составляет соответственно 109 и 89,6 кБк/кг, что создает экспозиционную дозу гамма-излучения на уровне от 3 до 20 мГр/ч (~ 300 000 – 2 000 000 мкР/ч). Доза, получаемая персоналом в течение года, соответственно, составит 6,6 и 44 мЗв, что превышает предел годовой дозы для категории Б (5 мЗв).

Технологическое оборудование (трубы и т.д.) может иметь активность от 1000 до 35 000 кБк, а МЭД – до 4700 мкР/ч и, согласно НРБ 76/87, должно относиться к категории радиоактивных отходов (Поляков, 1996). Схема распределения радиоактивности на нефтепромыслах Ставропольского края показана на рисунке 4.2.



Рис. 4.2. Схема распределения радиоактивности в технологическом цикле и ее выход в ОС (оценка 1992 г.), ГБк/год (по В.И. Полякову, 1996)

По мнению Ю.В. Хрисанфова (1995), твердые осадки высохших полей фильтрации будут представлять серьезную угрозу для проживающего населения после завершения отработки месторождения.

Аналогичная ситуация существует в США (штат Луизиана и др.) на нефтепромыслах, где нефтеводяная смесь, поступающая на поверхность, в 5–20 раз более радиоактивна, чем вода, сбрасываемая с АЭС.

Известны подземные и поверхностные воды с высокими содержаниями урана. Так, на участках с урановой минерализацией его концентрация может достигать  $n \cdot 10^{-5}$ – $n \cdot 10^{-2}$  г/л. В ряде источников водоснабжения в Томской области концентрации урана достигают  $7-8 \cdot 10^6$ , а в некоторых случаях и  $10^{-5}$  г/л.

Уровни накопления урана в водах Западной Сибири, по данным В.А. Зуева (1996), приведены в таблице 4.5.

В грунтовых водах засушливых степных районов Западной Сибири содержания урана достигают  $10^{-6}$ – $10^{-5}$  г/л.

В этом случае уран, растворенный в воде, выступает не столько в качестве радиационно опасного фактора, создающего внутреннее облучение организма, но и как тяжелый металл – химически вредный компонент. Общеизвестно, что данный элемент и его соединения характеризуются политропным действием на органы и системы человека, особенно почки, и не случайно уран иногда называют "почечным ядом".

Как правило, источником урана в подземной воде являются породы и руды с повышенным содержанием урана. Для Томской области это могут быть бурые угли и лигниты, осадочные породы, обогащенные цирконом, монацитом.

**Таблица 4.5.** Типичное содержание урана в природных водах Западной Сибири

Разновидности природных вод		Содержание урана		
		г/л	нг/л	
Воды безрудных районов	Поверхностные	Озера	$(6-10) \cdot 10^{-8}$	60–100
		Реки	$(8-12) \cdot 10^{-8}$	80–120
	Подземные	N-Q-отложений	$(6-20) \cdot 10^{-8}$	60–200
		Pg-отложений	$(3-7) \cdot 10^{-8}$	30–70
	Глубоких горизонтов (MZ, PZ)	$(1-15) \cdot 10^{-8}$	10–150	
Воды урановых месторождений	Поверхностные водотоки		$(2-4) \cdot 10^{-7}$	200–400
	Грунтовые горизонты		$(4-6) \cdot 10^{-7}$	400–600
	Буферные горизонты		$3 \cdot 10^{-7} - 3 \cdot 10^{-6}$	300–3 000
	Продуктивные горизонты		$5 \cdot 10^{-7} - 5 \cdot 10^{-5}$	500–50 000
Техногенные приповерхностные аномалии района Сибирского химического комбината			$1 \cdot 10^{-6} - 2 \cdot 10^{-5}$	1000–20 000



В таких водах, кроме урана, в значительных количествах может находиться радий-226 – продукт распада урана. Так, по данным А.В. Соколова, в Магаданской области концентрация радия в воде некоторых постоянных водотоков была столь существенна, что приближалась к ДК<sub>6</sub>. Источником этого накопления был массив горных пород с повышенным содержанием урана, находящийся за много десятков километров от места опробования.

Недоучет данного радиационно опасного фактора, отсутствие информации о концентрациях урана и радия в воде может привести к созданию дискомфортных условий для проживания человека как в виде непосредственного влияния радионуклидов при потреблении воды (отложения в почках, костях и т.д.), так и через создание высоких концентраций радона в помещениях (ванны, кухни и т.д.).

Естественные радиоактивные элементы, например, высокоактивный продукт распада урана – радий, широко использовались и используются для решения ряда народнохозяйственных задач в виде люминесцирующих красок (соли радия) для циферблатов приборов, добавок с целью получения красивых окрасок стекол (богемский хрусталь и т.д.), а также эталонов для калибровки радиометрической и дозиметрической аппаратуры (1 мг Na с фильтром из платины толщиной 0,5 мм на расстоянии 1 см создает мощность экспозиционной дозы, равную 8,4 Рентгена/ч).

Именно этими материалами в большинстве случаев создавалось нарушение радиационного фона в ряде населенных пунктов, на предприятиях, в жилых помещениях. Например, в Томске и Новосибирске значительная часть установленных аномалий радиоактивного фона была обусловлена находками люминесцирующих светосоставов на основе солей радия (бывшие здания манометрового завода и др.).

Загрязнение природной среды естественными радионуклидами происходит на этапе добычи и глубокой переработки как радиоактивных, так и нерадиоактивных руд. Часть урана может выбрасываться с вентиляционными выбросами, сточными техническими водами, накапливаться в прудах-отстойниках и т.д. Это послужило причиной загрязнения природной среды в Читинской и Свердловской областях, Казахстане, Чукотке и других регионах.

Примером такого рода загрязнений природной среды является район завода химконцентратов в Новосибирске, что было установлено после проведения радиозоологической съемки силами ГПП "Березовгеология". Причиной загрязнения соединениями урана и радия явились отходы данного предприятия.

Повышенным содержанием естественных радиоактивных элементов характеризуются также доменные шлаки, жидкие и твердые отходы редкометалльной промышленности, термофосфорные шлаки, красные шламы алюминиевого производства и т.д. (Лисаченко, 1995; Цыганков, 1993; и др.).

Так, В.А. Соколов (главный специалист по радиозоологии Госкомэкологии Магаданской области) отмечает, что в процессе гравитационного обогащения оловорудных концентратов на добычных предприятиях Чукотки (п. Красноармейский) радиоактивность достигает 740 кБк/кг, а загрязненность почв альфа-нуклидами – от 7,4 до 74 кБк/кг. Этот уровень альфа-активности материалов, соглас-

но ОСП 72/87 и СПОР-85, соответствует категории твердых радиоактивных отходов ( $> 7,4$  кБк/кг). Тем не менее, работа с этими материалами проводилась без специальных мер радиационной безопасности.

При этом следует отметить, что сами по себе первичные оловянные руды не содержат высоких концентраций урана и тория. Но микроколичества ( $< 1\%$ ) акцессорных минералов, содержащих повышенные количества урана и тория (циркона, монацита и др.), накапливались в процессе обогащения руд совместно с минералами олова и обуславливали столь высокую альфа-радиоактивность оловоносного концентрата.

Аналогичная картина отмечается и при отработке золоторудных и оловорудных россыпных месторождений Якутии, где радиоактивность оловорудных концентратов нередко достигает 200–3000 мкР/ч (Чомчоев, 1996).

Такая же ситуация может сложиться и при отработке циркон-ильменитовых песков Западной Сибири (Туганское, Тарское и др.), вольфрамовых руд Калгутинского месторождения в Горном Алтае. Поэтому на такого рода предприятиях должен быть налажен четкий радиационный контроль.

Особо следует обратить внимание на загрязнение природной среды естественными радиоактивными элементами (ураном, торием, радием, полонием, изотопами свинца-212, 214, висмутом-214 и др.) в результате сжигания углей на ГРЭС и ТЭЦ.

Угли как природные образования в тех или иных количествах содержат естественные радиоактивные элементы (Рихванов и др., 1996; Волостанов, 2004; Арбузов и др., 2000, 2003; и др.). Их концентрация определяется многими факторами, но прежде всего – процессами окисления (Арбузов и др., 2003). На рисунке 4.3 приведена типизация углей по содержанию урана и тория. При этом выделяются угли с весьма высокими содержаниями урана (Итатское и некоторые другие месторождения).

Эти угли, только исходя из данных показателей, не могут быть использованы для сжигания без специальной их подготовки и полного пылеулавливания, не говоря о том, что в этих углях могут содержаться экологически опасные элементы: ртуть, мышьяк, бериллий и т.д.

Учитывая тот факт, что при сжигании углей происходит концентрирование многих химических компонентов в золе и шлаках (рис. 4.4), нетрудно подсчитать, что одна средней мощности тепловая станция в год будет выбрасывать, при существующих сегодня средствах пылеулавливания, около 3–4 т урана как химического соединения в природную среду, вовлекая его в кругооборот, приводя к накоплению в растениях, живых организмах и т.д.

Не случайно в Томске основной участок с повышенным радиационным фоном фиксируется именно на отвалах ГРЭС-2 (Рихванов и др., 1993), а в твердом остатке снеговых проб в ряде районов города отмечаются концентрации урана до 10 и более г/т.

Можно подсчитать, что (при общей запыленности 100 т на км в год) на этой площади только за 1 год будет сконцентрировано более 1 кг урана. Кроме того, здесь будут присутствовать и полоний-210, и изотопы свинца-212, 214, и другие

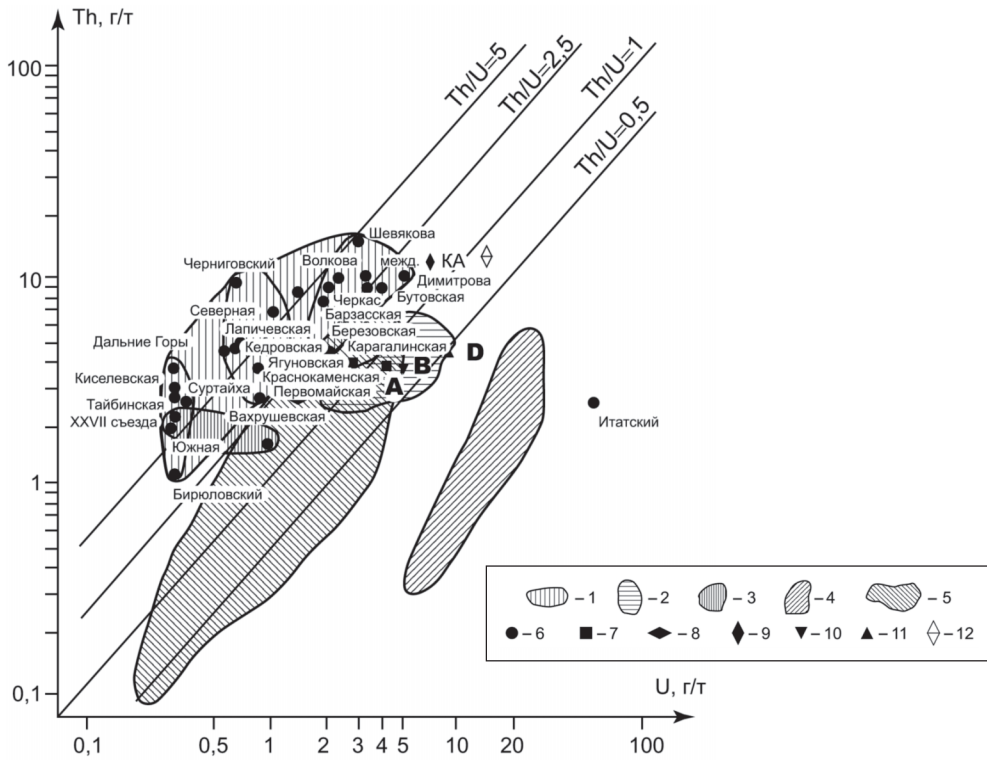


Рис. 4.3. Радиогеохимическая характеристика углей районов мира:

1–2 – поля шахт угольных бассейнов России: 1 – Кузнецкий, 2 – Печорский; 3–4 – поля шахт угольных бассейнов США: 3 – Вайоминг, 4 – Вермион-Крик; 5 – поля шахт угольных бассейнов Канады (Альберта); 6–11 – среднее значение: 6 – отдельные шахты Кузбасса, 7 – Кузбасс (звездочкой указано среднее значение с учетом Итатского месторождения), 8 – Канско-Ачинский бассейн, 9 – Воркута, 10 – Донбасс, 11 – бурые угли

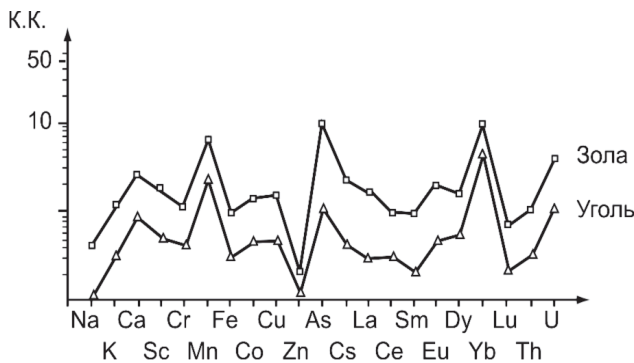


Рис. 4.4. Нормированные кривые распределения микроэлементов в углях и золах

естественные радионуклиды (табл. 4.6), а также токсичные химические элементы (табл. 4.7).

Более подробно эколого-геохимические последствия использования угля, в том числе радиационные, рассмотрены в работах Л.Я. Кизильштейна (2002), Я.Э. Юдовича (2001, 2004), С.И. Арбузова и др. (2000, 2003).

Расчеты, приведенные Л.Я. Кизельштейном и др. (1995), показывают, что в районе Новочеркасской ГРЭС, сжигающей угли Донбасса, только за счет газо-аэрозольных выбросов тория-232 (при среднем содержании тория в угле 7,6 г/т) вокруг ГРЭС образуется поле его концентраций в воздухе, в 17–284 раза превышаю-

**Таблица 4.6.** Оценка ежегодных выбросов в атмосферу радиоактивных материалов от ТЭС на угле электрической мощности 1000 МВт

Изотоп	Выбросы, Бк/год	Изотоп	Выбросы, Бк/год
Ряд 238U		Ряд 235U	
$^{238}\text{U}$	$2,96 \cdot 10^8$	$^{235}\text{U}$	$1,295 \cdot 10^7$
$^{234}\text{Th}$	$2,96 \cdot 10^8$	$^{231}\text{Th}$	$1,295 \cdot 10^7$
$^{238}\text{Pa}$	$2,96 \cdot 10^8$	$^{231}\text{Pa}$	$1,295 \cdot 10^7$
$^{230}\text{Th}$	$2,96 \cdot 10^8$	$^{227}\text{Ac}$	$1,295 \cdot 10^7$
$^{226}\text{Ra}$	$2,96 \cdot 10^8$	$^{227}\text{Th}$	$1,295 \cdot 10^7$
$^{218}\text{Po}$	$2,96 \cdot 10^8$	$^{223}\text{Ra}$	$1,295 \cdot 10^7$
$^{214}\text{Pb}$	$2,96 \cdot 10^8$	$^{224}\text{Ra}$	$1,85 \cdot 10^8$
$^{214}\text{Bi}$	$2,96 \cdot 10^8$	$^{212}\text{Pb}$	$1,85 \cdot 10^8$
$^{214}\text{Po}$	$1,295 \cdot 10^7$	$^{212}\text{Bi}$	$1,85 \cdot 10^8$
$^{211}\text{Pb}$	$1,295 \cdot 10^7$	$^{208}\text{Tl}$	$1,85 \cdot 10^8$
$^{211}\text{Bi}$	$1,295 \cdot 10^7$	Итого $8,18 \cdot 10^8$	
$^{207}\text{Tl}$	$1,295 \cdot 10^7$	Выбросы радона	
Итого $24,2 \cdot 10^9$		$^{220}\text{Rn}$	$1,48 \cdot 10^{10}$
Ряд $^{232}\text{Th}$		$^{222}\text{Rn}$	$2,96 \cdot 10^{10}$
$^{232}\text{Th}$	$1,85 \cdot 10^8$	Итого $452 \cdot 10^8$	
$^{228}\text{Ra}$	$1,85 \cdot 10^8$	Итого от 1 ТЭС на угле в год $5,0 \cdot 10^{10}$	
$^{228}\text{Ac}$	$1,85 \cdot 10^8$		
$^{228}\text{Th}$	$1,85 \cdot 10^8$		
$^{210}\text{Pb}$	$2,96 \cdot 10^8$		
$^{210}\text{Bi}$	$2,96 \cdot 10^8$		
$^{210}\text{Po}$	$2,96 \cdot 10^8$		
Итого $16,28 \cdot 10^8$			

щее допустимый уровень объемной активности радионуклида в воздухе, а предельные эквивалентные дозы от тория-232 превышают нормативные показатели в 17–75 раз. И это без учета вклада урана, радия и продуктов их распада. Как показывают наши расчеты (Юдович и др., 2004), эти значения существенно завышены.

Таким образом, мы можем себе отчетливо представить радиоэкологическую опасность от сжигания твердого горючего топлива по существующим в России на сегодняшний день технологиям сжигания и улавливания выбросов (табл. 4.8).

В регионах должен быть налажен радиационный контроль за качеством угля, завозимого на ГРЭС и ТЭЦ.

**Таблица 4.7.** Количество токсичных элементов в выбросах ТЭС на угле электрической мощностью 1000 МВт

Элемент	Приблизительный ежегодный выброс, т/год
Мышьяк	9
Барий	30
Хлор	2
Марганец	7
Ртуть	2
Никель	7
Ванадий	7

**Таблица 4.8.** Радиоактивность уносов ТЭС, в Бк/кг (Юдович и др., 2006)

Страна	Ряд урана		Ряд тория	
	среднее	min–max	среднее	min–max
Германия	119	93–137	121	96–155
Великобритания	89	72–105	68	3–94
Австралия	90	7–160	150	7–290
Польша	350		150	
Италия	170	130–210	140	100–190
Дания	160	120–210	120	66–190
Швеция		150–200		150–200
Бельгия	181	112–316	150	88–277
Испания	91	80–106	89	77–104
Чехия	129	35–190	90	62–142

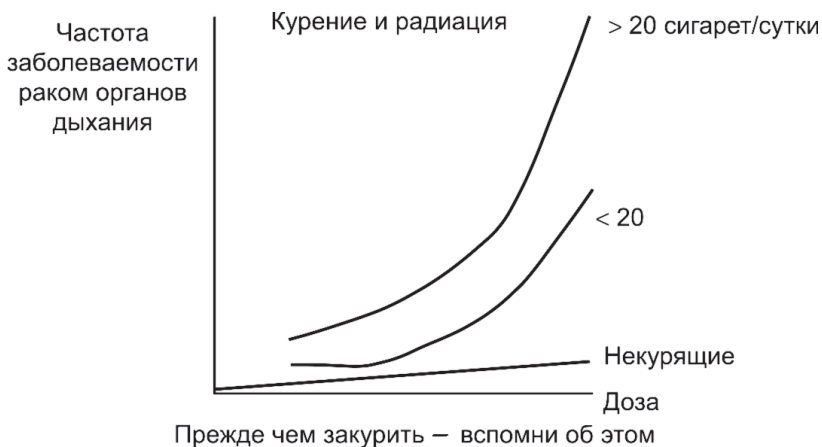
Следует обратить внимание, что некоторые типы углей Подмосковного бассейна, как это показано в работах П.А. Игнатова и др. (1995, 1996), также являются радиозэкологически опасными. По данным В.М. Гавшина (устное сообщение), к аналогичному типу углей могут быть отнесены угли Райчихинского (Дальний Восток), Хоронорского (Забайкалье) и др. месторождений.

Близкая к этому ситуация может возникнуть и при использовании некоторых типов торфов. Например, торф Карийского месторождения, который в 1968–1971 гг. использовался в топливной смеси для ТЭЦ-3 г. Кирово-Чепецка, содержит промышленно значимые концентрации урана (Кочкин, 1996).

По нашему глубокому убеждению, безопаснее построить два атомных источника энерготеплоснабжения, чем запустить ТЭЦ, работающую на угле, особенно буром. Следует отметить, что естественные радиоэлементы имеют свойство избирательно накапливаться в тех или иных биологических объектах. Например, полоний-210, продукт распада урана, наиболее интенсивно концентрируется в табаке и при курении с табачным дымом поступает в организм курильщика (и не только!), накапливается в тканях и тем самым усугубляет действие табачного дыма, содержащего канцерогенные вещества. Не случайно специалисты считают табачный дым одним из самых опасных факторов риска заболевания раком (рис. 4.5, табл. 4.9).

Естественный радиационный фон в любом регионе прежде всего определяется удержаниями естественных радиоактивных элементов: урана, тория, калия и продуктами их распада (радий-226, радон и др.).

М. Эйзенбад (1967), со ссылкой на Хултквиста, приводит видоизмененные формулы для расчета ионизации воздуха над породами и почвами, в состав которых входят естественные радиоактивные элементы. Из этих формул достаточно наглядно виден вклад в мощность экспозиционной дозы различных радионуклидов.



**Рис. 4.5.** Частота заболеваемости раком органов дыхания у курящих и некурящих людей

$$D_{Ra} = 1,84 \cdot 10^{12} S_{Ra}$$

$$D_U = 6,4 \cdot 10^6 S_U$$

$$D_{Th} = 3,1 \cdot 10^6 S_{Th}$$

$$D_K = 13,3 \cdot 10^2 S_K$$

где  $D_{Ra}$ ,  $D_U$  и т.д. – мощность дозы в воздухе (рад/год), измеренная над слоем почвы или горной породы, содержащей  $S_{Ra}$ ,  $S_U$  и т.д. граммов радия, урана и т.д. на грамм породы или почвы.

В таблице 4.10 показан пример расчета экспозиционных доз от пород с различным содержанием урана, тория и калия и примерная мощность экспозиционной дозы, которая может быть измерена на поверхности полевым радиометром СРП-68-01.

Из вышесказанного следует, что естественный радиационный фон, измеряемый радиометрами и дозиметрами в виде мощности экспозиционной дозы (мкР/ч, нГр/ч), в помещениях также прежде всего определяется видом и типом строительного материала, характеризующегося разным содержанием естественных радиоактивных элементов. Это не касается случаев попадания техногенных радионуклидов в строительные материалы или загрязнения ими в тех или иных ситуациях.

По данным Э.М. Крисяка (1989), мощность экспозиционной дозы гамма-излу-

**Таблица 4.9.** Содержание полония-210 в печени и крови человека (по А.А. Моисееву, 1974)

Полоний-210 (пКи/кг) в организме		
	Некурящий человек	Курящий человек
Печень	31,1	57,7
Кровь	4,4	26,0

**Таблица 4.10.** Мощность дозы  $\gamma$ -излучения от радия, урана, тория и калия в породах и почвах

Тип породы	Мощность дозы, мРад/год				Мощность дозы $\gamma$ -излучения, измеренная СРП 68-01, мкР/ч
	$^{226}\text{Ra}$	$^{238}\text{U}$	$^{232}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$	
Вулканические	24	26	37	35	~ 14
Осадочные:					
Песчаники	13	7,7	18	15	~ 6
Сланцы	20	7,7	31	36	~ 11
Известняки	7,7	8,4	4	4	~ 3

Таблица 4.11. Мощность дозы  $\gamma$ -излучения в зданиях различных стран

Страна	Число обследованных зданий	Тип зданий	Мощность дозы в воздухе		Год исследований
			нГр/ч средняя	Средневзвешенная по стране	
Австрия	1 900	Кирпичные	110	71	1980
		Бетонные	81		
		Деревянные	75		
		Каменные	110		
Великобритания	2 000	Различные	62	(62)	1985
ГДР	600	Различные	74	(74)	1969
Дания	82	Кирпичные	60	60	1985
		Бетонные	50		
		Деревянные	30		
Ирландия	223	Различные	62	(62)	1985
Италия	600	Различные	60	(60)	1984
Нидерланды	399	Различные	64	(64)	1985
Норвегия	2 026	Кирпичные	120	95	1977
		Бетонные	105		
		Деревянные	71		
Польша	1 351	Сборные со шлаком	77–120	73	1984
		Кирпичные	57–100		
		Сборные	57–100		
		Кирпично-деревянные	54–68		
		Деревянные	60–79		
Франция	946	Различные	88	75	1980
	5 798	Различные	75		1985
ФРГ	29 996	Каменные	70	70	
		Каркасные	71		
		Сборные	40		
		Деревянные	45		
Швеция	1 189	Кирпичные	92	96	1983
			116		
			172		
			53		



чения в зданиях различных стран мира может составлять от 30 до 172 нГр/ч (табл. 4.11).

Эти данные хорошо согласуются с данными Л.А. Перцова (1973), приводимыми для зданий Европейской части СССР (табл. 4.12).

Повышенная мощность экспозиционной дозы гамма-излучения в Выборге и Железноводске обусловлена использованием в строительстве зданий местных горных пород, содержащих повышенные концентрации калия, тория, урана и продуктов их распада (радий-226 и др.). В этих же зданиях следует ожидать и высокую концентрацию альфа-излучающего радиоактивного газа – радона, хотя более высокая МЭД не всегда свидетельствует о повышенных концентрациях радона. Это объясняется особенностью миграции и накопления урана и продуктов его

**Таблица 4.12.** Мощность экспозиционной дозы (N) в зданиях некоторых городов Европейской части Советского Союза

Город	Географическая область	Число зданий	Материал	N, мкР/ч	
				в здании	на грунте
Архангельск	Дельта Сев. Двины	54	К	7,5±2,1	5,3±1,1
Вильнюс	Зап.-Европ. часть СССР	49	К	7,5±1,11	5,2±0,5
Владимир	Центр. Европ. часть СССР	92	К	10,2±1,1	7
Воронеж	Окско-Донская равнина	107	К	8,2±1,3	5,6±2,1
Выборг	Карельский перешеек	87	К	23,5±2,1	16±1,2
Железноводск	Сев. Кавказ	27	К	24,2±6,1	15,1±1,2
Калининград	Зап.-Европ. часть СССР	69	К	11,3±4,1	6,7±0,9
Каунас	Зап.-Европ. часть СССР	72	К	14,1±0,9	9,7±1,5
Кисловодск	Сев. Кавказ	62	К	16,4±3,2	10,1±3,2
Ленинград	Карельский перешеек	192	К	12,8±1,5	8,1±2,2
Мин. Воды	Сев. Кавказ	24	К	16,1±2,1	10,3±2,1
Москва	Центр. Европ. часть СССР	119	К	11,0±0,9	9,5
Новгород	Зап.-Европ. часть СССР	52	К	10,3±2,9	5,1±0,6
Псков	Зап.-Европ. часть СССР	66	К	10,6±0,6	4,0
Пятигорск	Сев. Кавказ	64	К	16,3±2,1	10,0±0,9
Рига	Зап.-Европ. часть СССР	129	К	8,0±1,4	3,0±1,0
Рязань	Центр. Европ. часть СССР	81	К	5,0±1,0	6,0±1,5
Севастополь	Крым	117	И	3,3±1,3	3,4
Симферополь	Крым	98	И	13,8±0,7	3,5
Ставрополь	Сев. Кавказ	89	К	2,1±1,1	8,3±1,2
Таллин	Зап.-Европ. часть СССР	89	К	4,6±2,1	3,2±2

распада, а также тем, что МЭД может быть обусловлена высокими концентрациями тория и калия в породах.

Выполненная в России работа по построению карт радиационных доз естественного гамма-излучения (Высокоостровская и др., 1996) учитывает вклад как от содержания естественных радионуклидов в поверхностных образованиях земной коры (рис. 4.6), так и от космического излучения (рис. 4.7), зависящего от абсолютных высот (рис. 4.8).

Эти исследования показали, что мощности дозы гамма-излучения горных пород и почв различных ландшафтных зон России отличаются на порядок (150–2070 мкЗв/год). Расчетная средняя мощность дозы естественного гамма-излучения горных пород России близка к 535 мкЗв/год. При средней высоте над уровнем моря территории 430 м доза космического излучения для средних широт составляет 323–333 мкЗв/год.

По величине дозы природного гамма-излучения на территории России выделяются зоны природной радиации:

- пониженной (до 600 мкЗв/год);
- умеренной (600–900 мкЗв/год);
- повышенной (900–1250 мкЗв/год);
- высокой (более 1250 мкЗв/год).

Зона пониженной радиации располагается в равнинной части севера России (абсолютная высота до 200 м), охватывая тундровые и таежные ландшафты Русской платформы, центральной части Западно-Сибирской плиты и север Сибирской платформы. Низкие значения радиационной дозы обусловлены пониженными содержаниями ЕРЭ в осадочном чехле, метаморфических и магматических породах основного, среднего состава и почвах (глеевые, болотно-подзолистые, болотные). Космическая составляющая дозы не превышает 300 мкЗв/год.

Зоны умеренной радиации охватывают лесостепные ландшафты Восточно-Европейской равнины, включая южную часть Русской платформы и Урал. В Азиатской части она сопряжена с таежными ландшафтами северной части Алтае-Саянской области и юго-восточной окраиной Сибирской платформы. Фоновое значение дозы природного гамма-излучения объясняется здесь широким развитием осадочных и магматических формаций с кларковыми концентрациями ЕРЭ, распространением дерново-подзолистых, подзолистых и мерзлотно-подзолистых почв, мощность дозы которых превышает 600 мкЗв/год. Космическая составляющая дозы составляет 310–340 мкЗв/год, так как средние абсолютные высоты не превышают 300–500 м. В зоне умеренной радиации проживает около 70% населения России (Высокоостровская и др., 1996).

Зона повышенной природной радиации сопряжена со степными ландшафтами Предкавказья и горно-таежными ландшафтами обширных территорий Восточного Забайкалья и Дальнего Востока. Преобладающими высотами здесь являются 1000–1400 м и выше, что создает дозу космического излучения более 400 мкЗв/год. В пределах зоны широко распространены кислые магматические породы с повышенными содержаниями ЕРЭ. Среди почв преобладают лугово-черноземные, каштановые (степная зона), дерново-подзолистые и подзолистые (гор-



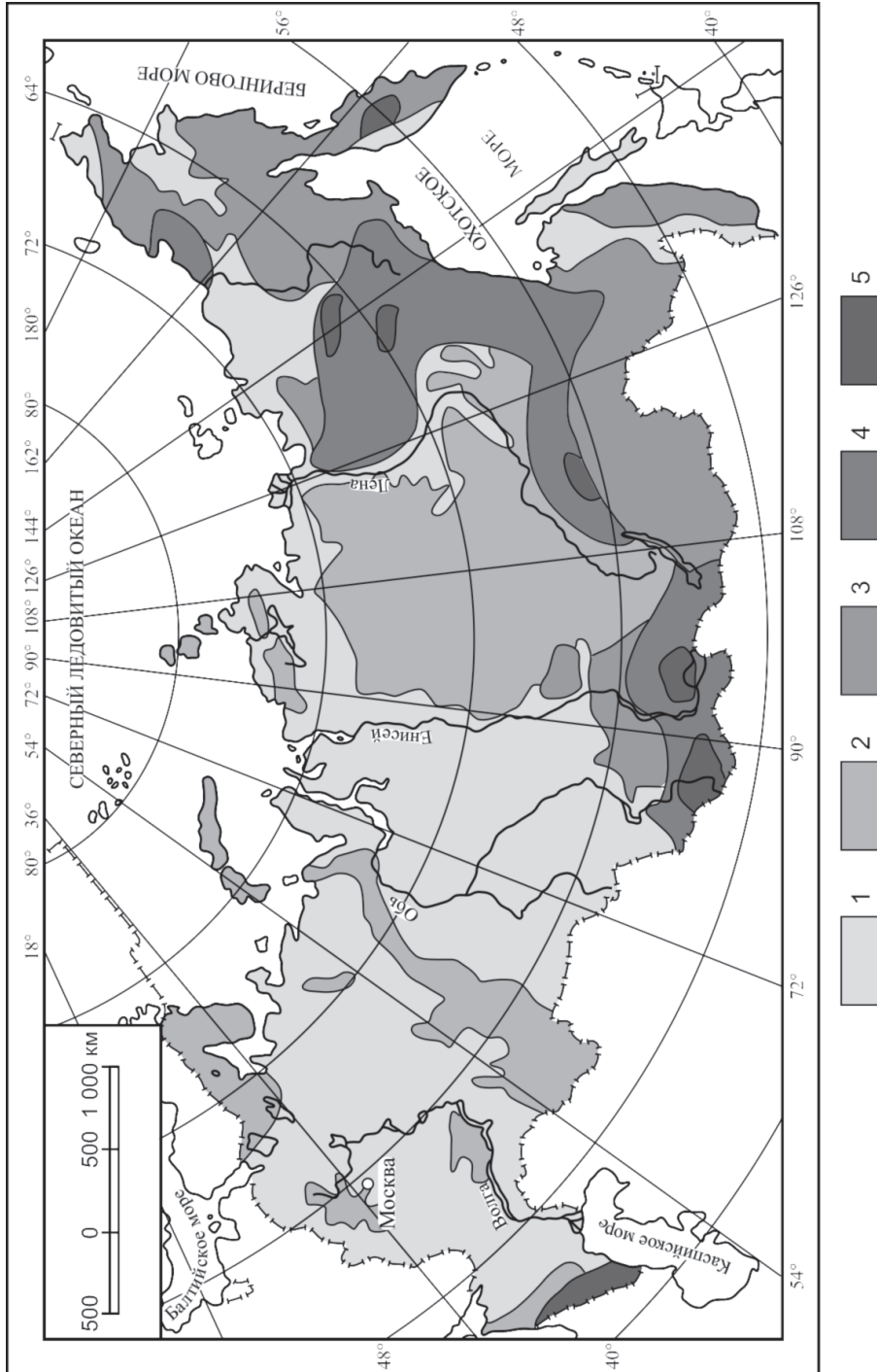


Рис. 4.7. Схема районирования территории России в зависимости от дозы космического излучения (Геологический атлас России, 1996). Зоны космического излучения, мкЗв/год: 1 – < 300, 2 – 300–400, 3 – 400–500, 4 – 500–1000, 5 – > 1000

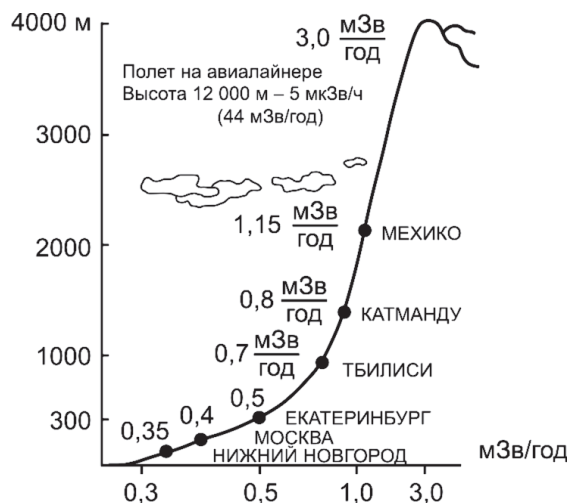


Рис. 4.8. Зависимость дозы, получаемой за счет космического излучения, от высоты местности над уровнем моря

но-таежная зона), мощность дозы от которых достигает 800–900 мкЗв/год. Относительно повышенные значения мощности дозы гамма-излучения установлены и в Предкавказье (1100–1250 мкЗв/год). Как считают специалисты, это, по-видимому, связано с широким развитием в регионе битуминозных повышенно-радиоактивных мезозойских отложений краевого прогиба и радиогеохимических пород, специализированных по урану (Высокоостровская и др., 1996).

Территории с высокими дозовыми нагрузками занимают не более 1,4% площади России и не образуют единой зоны. Как правило, это горные и высокогорные районы южной, юго-восточной и восточной окраин России. Эти территории располагаются на Кавказе, в Горном Алтае, хребтах Аkitкан, Становой, Сунтар-Хаята, Патомском, Алданском, Анабарском нагорьях, Витимском плато и Кольском полуострове. Повышенная доза радиации определяется коренными выходами магматических пород ультракислого, щелочного составов и ультраметаморфическими формациями. Заметный вклад в интенсивность радиации вносят также дозовые нагрузки космического излучения, так как абсолютные высоты достигают 1500–2000 м и выше. Для Томской области, по нашим данным, мощность экспозиционной дозы гамма-излучения составляет 10,0 мкР/ч (100 нГр/ч) при колебании от 4 до 74 мкР/ч (Рихванов, 1997).

В нашем Западно-Сибирском регионе радиационная обстановка определяется прежде всего естественным фактором.

Среди природных факторов повышенной радиационной обстановки на территории бассейна р. Обь можно выделить следующие (Рихванов, 1996):

1. Наличие крупных месторождений ильменит-цирконовых песков и ряда других месторождений, содержащих повышенные концентрации тория, урана,

редких земель, а также месторождений радиоактивных руд (левые притоки рр. Томь, Кия и др.).

2. Распространение гранитоидов с повышенным содержанием урана и тория (белокурихинский, колыванский, чебулинский и другие комплексы).
3. Наличие высокорадоновых вод в виде минеральных источников и озер.
4. Развитие некоторых типов угленосных отложений (бурые угли, лигниты и т.д.), содержащих повышенные концентрации радиоактивных элементов (Итатское буроугольное месторождение в Кузбассе, лигниты Томской области и т.д.).
5. Поступление на поверхность радийсодержащих пластовых вод при отработке нефтяных месторождений.
6. Повышенные концентрации урана (до  $10^{-5}$ – $10^{-4}$  г/л) в питьевых водах за счет особенностей их формирования в геологических формациях, специализированных на уран (Зырянский, Бакчарский и др. районы Томской области).
7. Существование крупных золоотвалов ТЭЦ и ГРЭС с повышенными содержаниями естественных радионуклидов, загрязнение природной среды пылеаэрозольными выбросами от сгорания углей.
8. Отсыпка дорог в населенных пунктах шлаками с повышенным содержанием урана и тория как производимыми на территории, так и привозимыми извне.
9. Эпизодический завоз на территорию фосфатной муки, минеральных удобрений с высоким содержанием естественных радионуклидов.

Несанкционированное использование материалов с высокими содержаниями радиоэлементов приводит к общему повышению радиационного фона выше природного (1–3, 6, 7-й факторы); образованию и накоплению радиоактивного газа без запаха и цвета – радона (1–4, 6-й факторы), являющегося одним из опаснейших канцерогенов в силу того, что он является альфа-излучателем. В ряде случаев радиоактивные элементы (уран, торий) и сопутствующие им редкие земли, накапливаясь в воде до высоких концентраций, становятся мощными **"экологическими бомбами"** с замедленным действием химической природы.

На сегодняшний день на территории Сибири известно достаточно большое число случаев установления зон и площадей высокого радиационного риска, обусловленного природными радиационными факторами. В большинстве случаев эти участки могут быть довольно оперативно и с высокой степенью достоверности установлены методами аэрогамма-спектрометрии, автогамма-спектрометрии и т.д.

Для выполнения этих видов работ в Сибири имеются специализированные высококлассные производственные предприятия "Березовгеология" (г. Новосибирск), "Сосновгеология" (г. Иркутск), Норильский филиал ВСЕГЕИ, Центр радиоэкологического мониторинга при Государственном центре санэпиднадзора Красноярского края. Несколько сложнее обстоит дело с определением альфа-, бета-излучающих компонентов, особенно радона.

Разработки последних лет ГПП "Березовгеология" ("Омега", РРК-103 и др.), Радиевого института им. Хлопина (твердотельные детекторы на основе твердотельных материалов) и других организаций позволили оценить картину радоновой опасности в регионе в первом приближении.



- ☉ – Солнечная система
- – Земля
- ☾ – Луна
- ☾ – Хондриты
- – Валовый состав континентальной коры
- – Океаническая кора
- – Основные породы
- – Ультраосновные породы
- – Породы среднего состава (диориты)
- – Породы кислого состава (граниты)
- ⊠ – Гранодиориты
- ▨ – Сланцы обыкновенные
- ▨ – Алмазонасные кимберлиты, Африка
- ▨ – Глины
- \* – Пылеаэрозольные выпадения
- ⊖ – Вода оз. Байкал
- ⊖ – Вода морская
- ⊖ – Кораллы, южная часть Тихого океана
- ⊖ – Породы чарнокит-гранулитовой формации
- ⊖ – Породы тоналит-трондьемитовой формации
- ⊖ – Гнейсы биотитовые
- ⊖ – Щелочные граниты
- ⊖ – Агпайтовые нефелиновые сиениты
- ⊖ – Карбонатные породы
- ⊖ – Пески прибрежные
- ⊖ – Бокситы
- ⊖ – Галит
- ⊖ – Ангидрит
- – Красные глубоководные глины (ТО – Тихий океан; АО – Атлантический)
- – Биогенные илы Тихого океана
- ⊖ – Зола черники, юг Сибири
- ⊖ – Зола лабазника, юг Сибири
- ⊖ – Коматииты зелено-каменных поясов Сибири
- ⊖ – Асфальтены нефтей
- ⊖ – Асфальтиты нефтей
- ⊖ – Керогены нефтей
- //// – Поле реализации монацитовых пляжных песков
- – Солевые отложения (накись) из питьевых вод населенных пунктов
- – Почвы юга Западной Сибири
- – Почвы Мира
- – Лессы Китая
- – Уголь Сибири
- – Уголь каменный
- – Уголь бурый
- – Торф погребенный (зольность 40%), юга Сибири
- – Торф юга Сибири
- – Зола каменных углей
- – Зола бурых углей
- – Гипс
- – Фосфориты
- – Черные сланцы
- – Глубоководные современные донные отложения оз. Байкал
- – Пелит-диатомовые илы оз. Байкал
- – Алевропелитовые илы оз. Байкал
- – Донные отложения устья рек оз. Байкал
- – Донные отложения оз. Телецкого, Алтай
- – Донные отложения содовых озер, Алтай
- – Донные отложения сульфатно-хлоридовых озер, Алтай
- – Донные отложения хлоридных озер, Алтай
- – Глубоководные Fe-Mn конкреции дна Тихого океана
- – Сапропель, юг Томской области
- ⊖ – Плазма крови человека, юг Сибири
- ⊖ – Скорлупа дроздов, юг Сибири
- ⊖ – Зола травянистой растительности, юг Сибири
- ⊖ – Остромордая лягушка, юг Томской области
- ⊖ – Волосы детей, юг Сибири



Живое вещество эволюционировало и адаптировалось к ионизирующему излучению на протяжении сотен миллионов лет. Не случайно, что в живом мире существуют организмы, выдерживающие ионизирующую радиацию, соответствующую уровням в эпицентре ядерных взрывов (скорпионы и некоторые другие), а их хитиновый покров является лучшим материалом, защищающим организм от радиации.

Существуют многочисленные мнения о том, что радиоактивность была одним из факторов зарождения сложных органических соединений и генетических изменений в живой природе (Неручев, 1982; Кузин, 1991; и др.), а природная бета-активность  $^{40}\text{K}$ , возможно, является источником энергии, поддерживающей функционирование клетки (П.П. Лазаренко, В.П. Казначеев и др.).

## 4.2. Искусственные радиоактивные элементы

Искусственные радиоактивные элементы являются делом рук человеческих, и о них заговорили в конце 30-х – начале 40-х гг., а точнее – с 1938 г., когда О. Ганн и Г. Штрасман открыли явление деления ядра урана-235 под воздействием тепловых нейтронов, что положило начало развитию ядерных технологий различных направлений и типов.

Следует отметить, что так называемые искусственные радионуклиды образуются и в природе при взаимодействии нейтронов и протонов космического излучения с ядрами урана, углерода, азота и др., в т.ч. идут процессы с образованием изотопов плутония и других трансурановых элементов. Однако эти события крайне редки, и концентрация возникающих при этом элементов, осколков и продуктов деления незначительна, поэтому их обнаружение возможно только с использованием высокочувствительной аппаратуры.

На земном шаре сегодня достоверно установлен и тщательно изучен факт работы природного ядерного реактора, что было выявлено на месторождениях урана Окло, Богомбо (Габон) французскими исследователями в 1972 г. При переработке урановых руд было обращено внимание на весьма низкое содержание изотопов урана-235. Так, при переработке 700 т уранового концентрата дефицит изотопа  $^{235}\text{U}$  составил 200 кг (Naudet Roger, 1975).

Есть информация о том, что впервые на этот факт обратили внимание советские исследователи. Первоначально высказывалась идея о хищении материала с завода при его переработке, но дальнейшее расследование этого обстоятельства показало, что этот факт имеет естественную природу.

В мировой терминологии появилось выражение "феномен Окло", т.к. это явление было характерно только для богатых урановых руд этого объекта, несмотря на то, что были изучены все известные типы урановых месторождений.

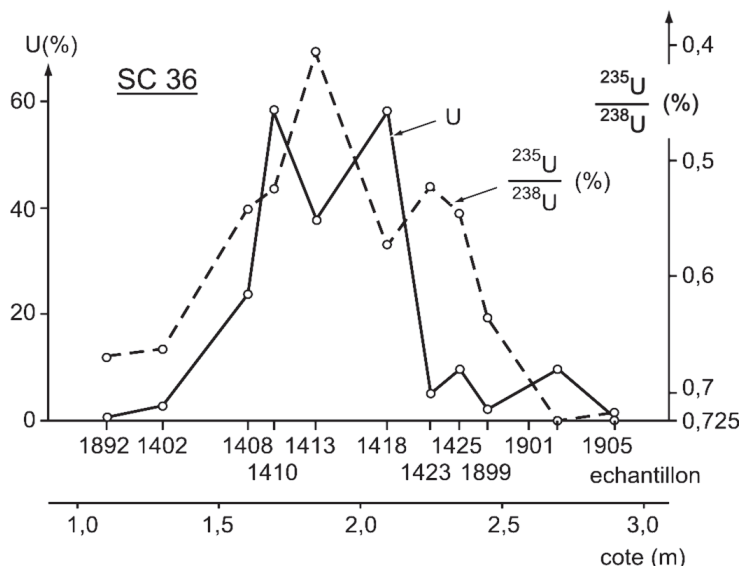
Во всех месторождениях, за исключением Окло, в изотопной смеси природного урана на долю  $^{235}\text{U}$  приходилось от 0,7106 до 0,7108% (Cowan Geore, 1976), что соответствовало стандарту.

Исследование изотопного состава уранового сырья ("желтого кека", представляющего собой закись-окись урана и получаемого из него гексафторида урана)

показало существенное нарушение его изотопного состава. Природное отношение, являющееся строгой физической величиной, составляет для  $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$  137,8 и 0,725 для  $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ , тогда как в рудах месторождений Окло и Богомбо оно колебалось от 136,5 до 203,1 и от 0,7 до 0,4 соответственно. На рисунке 4.10 показано распределение суммарного содержания урана (%) и отношение изотопов  $^{235}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$  в рудном теле месторождения Богомбо.

Это могло произойти только в условиях протекания цепной ядерной реакции, которая происходит в управляемых ядерных реакторах и при взрыве атомной бомбы. Дальнейшее изучение изотопного состава (табл. 4.13) и сопоставление относительной распространенности изотопов химических элементов в месторождениях Окло и Богомбо и их сравнение с выходом этих компонентов в ядерных реакциях (рис. 4.11) подтвердили это.

Многочисленные геолого-геохимические исследования природных ядерных реакторов типа Окло-Богомбо, выполненные Франсуа Готье-Ляфеем и его коллегами (Francis Weber, Vendryes, Simpson, Dran, Apt, Bros, Cancar, Ruffenach, Goffro, Gillon, Diouly-Osso, Kuroda, Nandet Roder, Brookins, Loubet Michel, Walton, Cowah George, Loss, Keller Cornelens et al.) показали, что действительно в этой части земного шара в осадочной толще формации Франсвилль, имеющей возраст около 2150 лет, локализовались богатые урановые руды с содержанием урана до 20–60% и с первичным обогащением на тот период времени (1,8–2,0 млрд лет) по изотопу урана-235 до 3,64%. Именно это, а также сравнительно высокая первичная обводненность пород и существенное количество графитизированного углеродистого материала во вмещающих породах (вода и графит, как хорошо се-

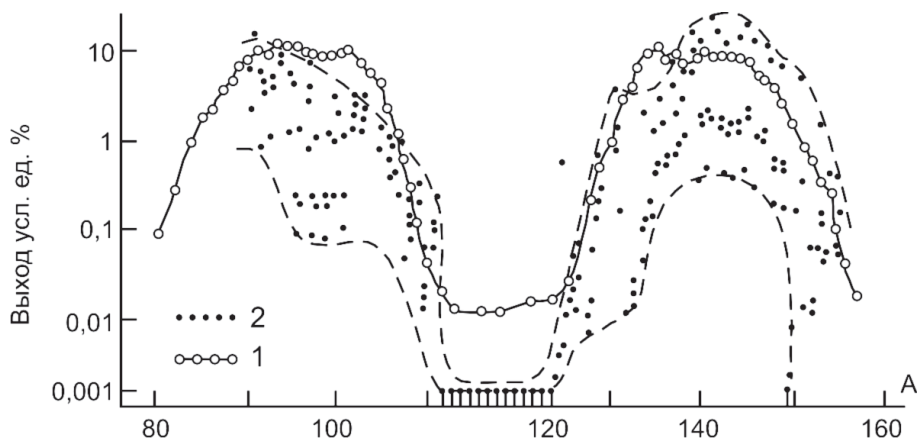


**Рис. 4.10.** Распределение суммарного содержания урана (%) и отношение изотопов  $^{235}\text{U}$  и  $^{238}\text{U}$  в рудном теле месторождения Богомбо

годня известно, являются замедлителем нейтронов) создали необходимые условия для запуска механизма цепной самоподдерживающейся ядерной реакции (рис. 4.12).

**Таблица 4.13.** Аномальные соотношения изотопов некоторых элементов в месторождении Окло (Республика Габон, Африка)

Изотопное отношение	Нормальное значение	Значение при делении тепловых нейтронов		Проба		
		U	Pu <sup>239</sup>	№1	№2	№3
Zr <sup>90</sup> / Zr <sup>91</sup>	4,582	0,988	0,8621	2,5±0,5	1,6±0,3	1,9±0,4
Mo <sup>95</sup> / Mo <sup>97</sup>	1,662	1,030	0,961	1,1±0,2	1,1±0,2	1,2±0,2
Ru <sup>101</sup> / Ru <sup>99</sup>	1,342	0,8227	0,936	1,2±0,2	1,0±0,2	1,3±0,3
Pd <sup>106</sup> / Pd <sup>105</sup>	1,229	0,406	0,768	0,65±0,12	0,79±0,16	0,70±0,14
Pd <sup>108</sup> / Pd <sup>105</sup>	1,202	0,0604	0,375	0,22±0,04	0,28±0,06	0,18±0,04
Pd <sup>110</sup> / Pd <sup>105</sup>	0,5313	0,025	0,111	0,16±0,03	0,16±0,03	0,12±0,02
Ar <sup>107</sup> / Ar <sup>109</sup>	1,055	6,0	2,0	3,5±0,7	4,0±0,8	3,6±0,7
Te <sup>124</sup> / Te <sup>130</sup>	0,1337	0,008	—	0,0031±0,0006	0,0044±0,0008	He опр.
Te <sup>125</sup> / Te <sup>130</sup>	0,2027	0,0181	0,0431	0,015±0,03	0,019±0,004	0,011±0,002
Te <sup>126</sup> / Te <sup>130</sup>	0,542	0,0362	0,083	0,018±0,003	0,025±0,005	0,022±0,005
Te <sup>128</sup> / Te <sup>130</sup>	0,9375	0,1812	0,337	0,18±0,03	0,22±0,04	0,11±0,02



**Рис. 4.11.** Сопоставление относительной распространенности химических элементов в месторождении Окло (1) и кривой выхода осколков деления <sup>235</sup>U тепловыми нейтронами

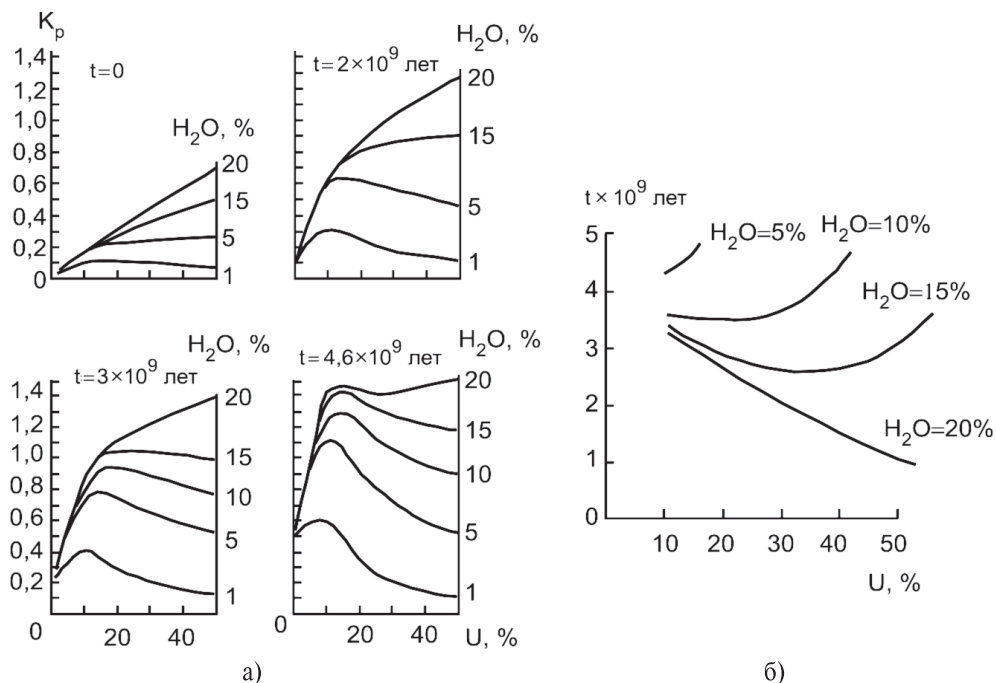
В качестве регулирующего механизма, как полагают исследователи, выступала вода, которая при разогревании реакторной зоны отступала, а при ее охлаждении подступала.

Работа ядерного реактора началась 1750–2000 млн лет назад (по разным методам датирования), и длительность его работы оценивается от 1500 лет до 600 тыс. лет в разных локальных точках протекания ядерной реакции, а их насчитывалось около полутора десятков (рис. 4.13).

За это время расщепилось ориентировочно от 1–1,5 до 5–6 т  $^{235}\text{U}$ . Мощность энерговыделения составляла 2,3 тыс. Мвт/год. Плотность нейтронного потока составляла  $10^{21}$  нейтрон/см<sup>2</sup>.

Линзы богатых урановых руд (> 20% урана), в пределах которых протекала природная цепная ядерная реакция, представляют собой небольшие по размерам тела протяженностью до 10–20 м и мощностью до 1 м. Мощность зон ядерных реакторов составила 0,6–1 м и протяженностью 10–20 м. О реальных размерах месторождений и реакторных зонах можно судить по рисунку 4.14.

Франсуа Готье-Лафей и ряд других исследователей обращают внимание на удивительную самоизоляция природных ядерных реакторов от ОС.



**Рис. 4.12.** Зависимость коэффициента размножения тепловых нейтронов: а) в бесконечно большом рудном теле месторождения критического возраста; б) от концентрации в нем урана и воды (по Ю.А. Шуколюкову и др., 1985)

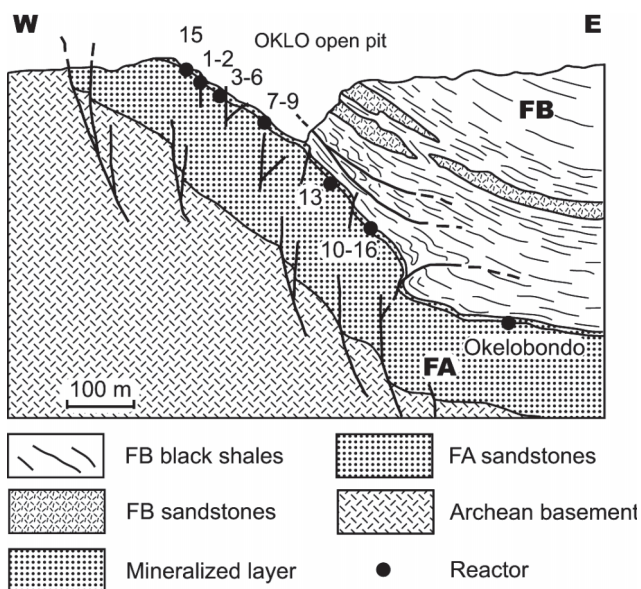


Рис. 4.13. Поперечное сечение месторождений Окло и Окелонбондо с проектированием реакторных зон на их различном уровне (Gauthier-Lafaye, 1966)

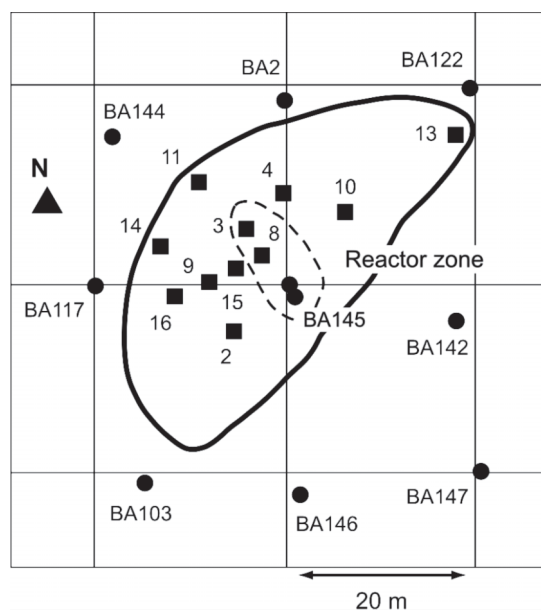


Рис. 4.14. Схема размещения буровых скважин на месторождении Богомбо (Габон). Выделена зона природного ядерного реактора и контур богатых руд (из диссертации S. Salan, 2000)

Прежде всего обращает на себя внимание наличие своеобразной глинистой оторочки (рис. 4.15). В ее строении отмечается определенная минералогическая зональность от внешних зон к внутренним, которая может быть представлена в следующем виде: иллит – Mg и Fe-содержащий хлорит → иллит 2М, магнийсодержащий хлорит с каолинитом → иллит 1М с хлоритом и вермикулитом.

Возникновение такой оболочки они объясняют нейтронным воздействием и гидротермальным преобразованием под влиянием теплового потока из природного ядерного реактора (Gauthier-Lafaye, Weber, 1978; и др.).

Все это предопределило высокую сохранность радионуклидов, образующихся при ядерной реакции в зоне реактора. Они мигрировали не более чем на 1–2 м от зоны реактора (рис. 4.15, 4.16). Эти объекты, как показали исследования Sonia Salan (2000), практически не проявляются на поверхности, несмотря на то, что их глубина залегания сегодня составляет 10–12 м от дневной поверхности.

Таким образом природа смогла надежно изолировать опасный радиационный объект и тем самым показала человечеству, что существует принципиальный подход к решению проблемы обращения с радиоактивными отходами. Это направление, связанное с созданием специфических геохимических барьеров (Ковалев и др.; Рихванов и др., 2004), может помочь в поиске способов изоляции радиоактивных отходов.

Анализ имеющихся геохимических материалов по урановым рудам из реакторных зон Окло и Богомбо (Hidaka, Holliger, 1998; и др.) показывает, что в ядерных зонах происходит образование ряда химических элементов (табл. 4.14), которые являются конечными продуктами цепочки радиоактивного распада (Гусев

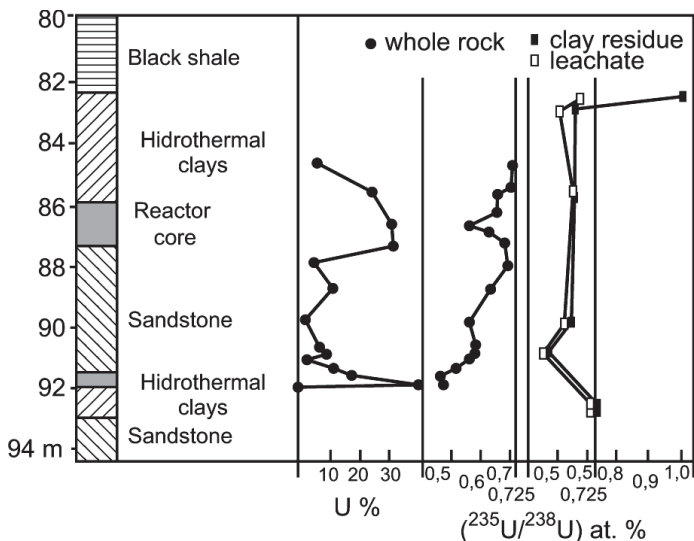
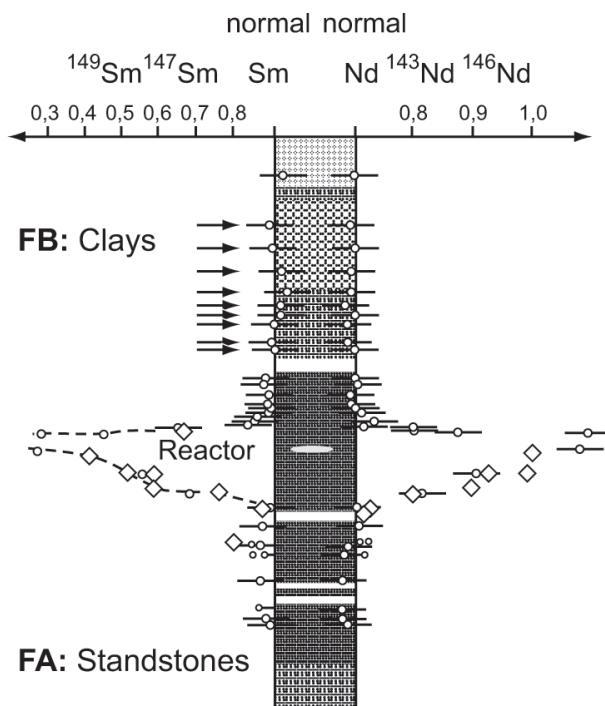


Рис. 4.15. Состав пород, вмещающих природный ядерный реактор, и некоторые характеристики урановых руд (по R. Bros et al, 1993)



**Рис. 4.16.** Характер изменения изотопных отношений Nd и Sm относительно рудной зоны, в которой протекала ядерная реакция (по G. Bracke et al., 2000)

и др., 1964). Таковыми являются редкие земли – лантан, цезий, торий, благородные металлы (Ru, Rh, Rd), а также Te, Zr, Sr.

Уровень накопления в них благородных металлов составляет десятки и сотни г/т, что находится на уровне их промышленно значимых концентраций. Это подсказывает человечеству, что отходы ядерно-топливных производств являются своеобразными техногенными месторождениями будущего (Рихванов и др., 2004; и др.). Сегодня в России и мире уже ведутся поиски технологий по их извлечению.

Имеющиеся геохимические материалы по рудам природных ядерных реакторов позволяют выявить ряд геохимических индикаторов, свидетельствующих о функционировании предприятий ядерно-топливного цикла либо о проведении работ с ядерными материалами (полигоны по испытанию ядерного оружия и т.д.).

Таковыми, на наш взгляд, могут быть не столько уровни накопления элементов, сколько величины их отношений, например La/Yb, легких редких земель к тяжелым и т.д. На сегодняшний день это находит подтверждение в исследованиях почв (рис. 4.17), пылеаэрозольных выпадений (Шатилов, 2000), биоты (Барановская, 2003). Индикаторная роль этих химических элементов может быть существенно усилена за счет изучения их изотопного состава.

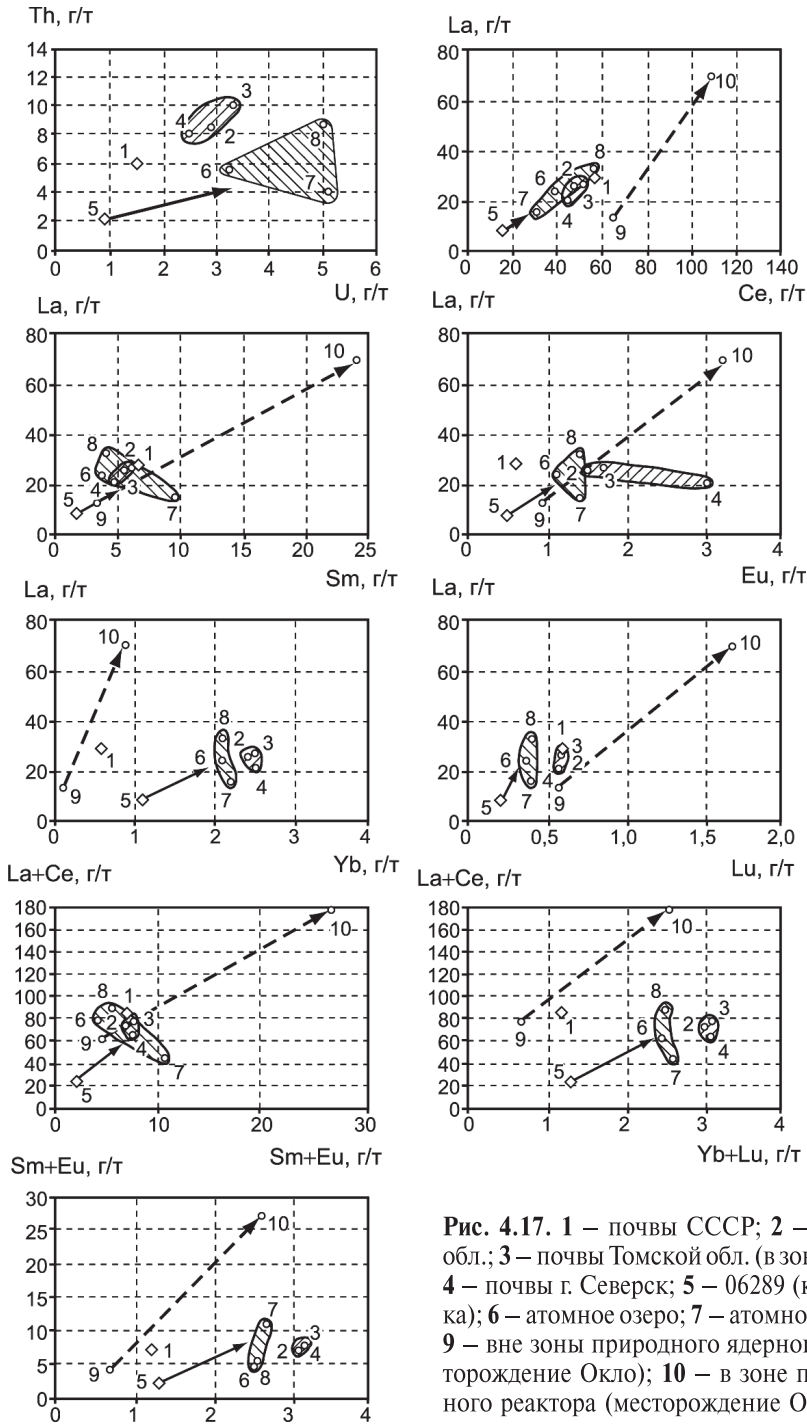
**Таблица 4.14.** Содержание некоторых микроэлементов в урановых рудах из реакторной зоны 10 (Hidaka, Holliger, 1998) и место их отбора

	1400	1469*	1480*	1485	1492*	1640	1700
Rb	0,0900 (2)	6,74 (5)	1,06 (2)	1,40 (2)	8,94 (14)	1,84 (3)	
Sr	247 (1)	89,1 (5)	162 (2)	114 (1)	112 (1)	14,3 (2)	
Zr	2840 (23)	1150 (34)	11600 (92)	4540 (46)	1780 (33)	108 (2)	600 (8)
Ru		200 (4)	71,6 (12)	195 (4)	306 (3)		
Rh		38,0 (9)	14,0 (3)		50,5 (9)		
Pd		26,9 (9)	11,1 (3)		37,2 (7)		
Te		34,5 (3)	12,4 (2)		48,8 (5)		
Cs	0,321 (5)	12,5 (3)	6,02 (7)	14,8 (4)	30,4 (4)	11,1 (3)	
Ba	247 (2)	453 (4)	290 (2)	322 (3)	574 (4)	822 (4)	
La	199 (2)	99,6 (8)	70,0 (5)	119 (1)	210 (2)	1,82 (1)	13,5 (1)
Ce	225 (2)	231 (1)	109 (1)	313 (3)	453 (2)	10,1 (1)	65,1 (5)
Pr	38,8 (6)	95,8 (9)	42,7 (6)	110 (3)	170 (2)	0,533 (5)	3,60 (2)
Nd	224 (2)	357 (2)	144 (1)	382 (1)	575 (4)	1,95 (2)	14,9 (1)
Sm	38,9 (3)	67,9 (5)	23,8 (1)	67,6 (4)	112 (1)	0,431 (3)	3,32 (3)
Eu	2,38 (1)	5,96 (2)	3,19 (2)	6,53 (2)	9,63 (9)	0,121 (1)	0,932 (8)
Gd	42,8 (3)	10,8 (2)	3,87 (4)	15,3 (3)	18,9 (2)	0,317 (4)	2,78 (4)
Tb	3,87 (5)	1,41 (3)	0,565 (7)	1,51 (1)	1,98 (3)	0,0587 (9)	0,369 (7)
Dy	15,8 (2)	6,04 (3)	2,49 (2)	5,63 (3)	9,32 (8)	0,321 (4)	1,73 (2)
Ho	2,78 (4)	1,71 (5)	1,19 (3)	1,97 (3)	2,52 (5)	0,0642 (7)	0,320 (3)
Er	5,69 (4)	3,71 (2)	3,28 (5)	4,28 (4)	5,83 (4)	0,128 (2)	0,665 (7)
Tm	0,672 (8)	0,327 (6)	0,285 (5)	0,442 (8)	0,602 (12)	0,0188 (7)	0,0776 (9)
Yb	3,90 (3)	1,84 (1)	1,67 (4)	2,43 (1)	3,96 (3)	0,0916 (9)	0,567 (7)
Lu	0,643 (3)	0,934 (9)	0,876 (11)	1,19 (2)	1,71 (3)	0,0228 (4)	0,102 (4)
Bi	0,371 (15)	21,7 (7)	6,55 (14)	4,50 (9)	23,6 (6)	0,00686 (12)	0,113 (5)
Th	328 (10)	805 (12)	168 (4)	253 (5)	918 (9)	0,358 (7)	2,04 (4)

Примечание: \* – проба из зоны природного ядерного реактора.

Масштабы загрязнения природной среды искусственными радионуклидами от деятельности человека несоизмеримо значительнее. Основными источниками радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды искусственными (техногенными, антропогенными) радионуклидами – продуктами деятельности человека – могут быть:





**Рис. 4.17.** 1 – почвы СССР; 2 – почвы Томской обл.; 3 – почвы Томской обл. (в зоне влияния SCC); 4 – почвы г. Северск; 5 – 06289 (контрольная точка); 6 – атомное озеро; 7 – атомное озеро; 8 – пл. 6; 9 – вне зоны природного ядерного реактора (месторождение Окло); 10 – в зоне природного ядерного реактора (месторождение Окло)

- 1) испытания ядерных устройств на военных полигонах (Семипалатинский, Новоземельский, Невадский, Лобнорский и др.); ядерные взрывы для повышения нефтеотдачи пластов (Якутия, Поволжье и др.), строительство каналов (Пермская обл.) и т.д.;
- 2) деятельность предприятий ядерного-топливного цикла (ЯТЦ) типа Сибирского химического комбината (Томск-7), НПО "Маяк" (Челябинск-65), Красноярского горно-химического комбината (Красноярск-26), Хенфорд (США) и др., а также энергетических ядерных реакторов (АЭС). Такого рода объектов на территории России и США более чем достаточно;
- 3) аварии на атомных электростанциях и реакторах (Чернобыльская, СССР, 1986; Три-Майл-Айленд (США), 1979; Уиндскейл, Англия, 1957), на надводных и подводных кораблях, космических аппаратах, использующих реакторы и ядерные устройства; инциденты с ядерным оружием (Гренландия, Паломарис и др.);
- 4) боевые действия с использованием снарядов и бомб, в конструкции которых используется  $^{238}\text{U}$ , а также аварии с летательными аппаратами, в которых используется этот материал;
- 5) захоронение радиоактивных материалов;
- 6) халатное хранение и использование технических устройств (индикаторы, эталоны и т.д.), в которых используются радиоизотопы цезия-137, стронция-90 и др.

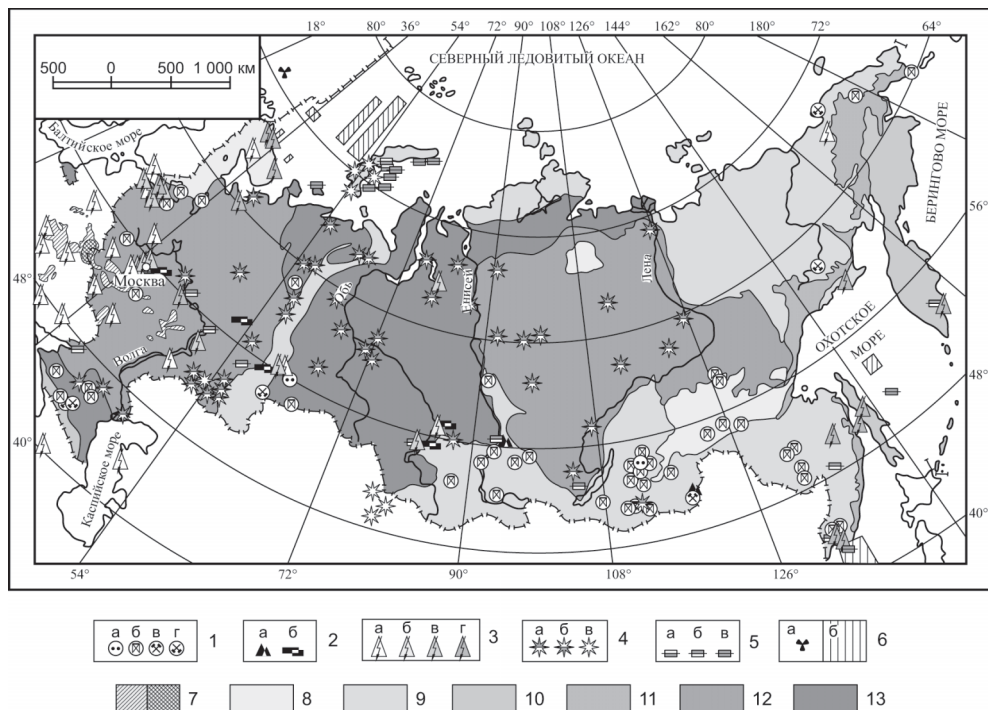
Размещение основных объектов ядерно-топливного цикла приведено на рисунках 4.18–4.20.

Техногенные радиационные факторы, их реальные и потенциальные источники на территории Западной Сибири (85% площади бассейна р. Обь расположено на Западно-Сибирской низменности) весьма разнообразны (рис. 4.21).

Основными реальными и потенциальными источниками радиационного воздействия техногенной природы на территории этого речного бассейна являются и могут являться:

- 1) испытания ядерных устройств на Семипалатинском (Казахстан), Новоземельском и Тоцком полигонах, а также глобальные выпадения аэрозолей от испытания ядерного оружия на полигонах Китая и других стран;
- 2) проведение ядерных взрывов в скважинах для повышения нефтегазоотдачи пластов, решения геолого-геофизических и других задач;
- 3) штатная деятельность предприятий ядерного топливного цикла (НПО "Маяк", Челябинск-65, г. Озерск; Сибирский химический комбинат, Томск-7, г. Северск; Красноярский горно-химический комбинат, Красноярск-26, г. Железногорск, г. Ангарск, Новосибирский завод химконцентратов);
- 4) технологические аварии на предприятиях ЯТЦ (Челябинск-60, 1957; Томск-7, 1993; и т.д.);
- 5) пункты централизованного захоронения и длительного хранения радиоактивных веществ и материалов (спецкомбинат "Радон" в районе станции Чик Новосибирской области; пруды-отстойники, хранилища твердых материалов на предприятиях ЯТЦ);

- 6) закачки жидких радиоактивных отходов в геологические формации (СХК, Красноярский ГХК) на глубины до 400 м;
- 7) проявление халатности и беззаботности при организации хранения и использования технических устройств (индикаторы, эталоны, источники, препараты и т.д.), в которых используются радиоактивные изотопы цезия, стронция, кобальта, плутония и т.д.;



**Рис. 4.18.** Схема размещения объектов ядерного топливного цикла и радиоактивного загрязнения на территории России (по А.А. Смыслову и др., 1995):

**1** – месторождения урана: а) – разведываемые, б) – подготовленные к эксплуатации, в) – эксплуатируемые, г) – отработанные). **2** – комбинаты: а) – горнохимические, б) – радиохимические и металлургические. **3** – электростанции: а) – атомные, б) – технологические, в) – исследовательские, г) – атомные реакторы, базы атомного флота; **4** – места проведения атомных взрывов: а) – подземных в мирных целях, б) – приповерхностных в мирных целях, в) – в военных целях; **5** – пункты захоронения радиоактивных отходов: а) – подземного, б) – приповерхностного, в) – подводного; **6** – загрязнения местности: а) – локальное радиоактивное, б) – места слива жидких радиоактивных отходов в моря; **7** – площадное радиоактивное загрязнение местности, Ки/км<sup>2</sup>: а) – > 1, б) – > 5; **8–13** – тектоническое районирование: **8** – щиты (докембрийские складчатые области), **9** – фанерозойские складчатые области и обрамления щитов, **10** – современные подвижные области, **11** – вулканические пояса, **12** – чехлы древних платформ, **13** – чехлы молодых платформ

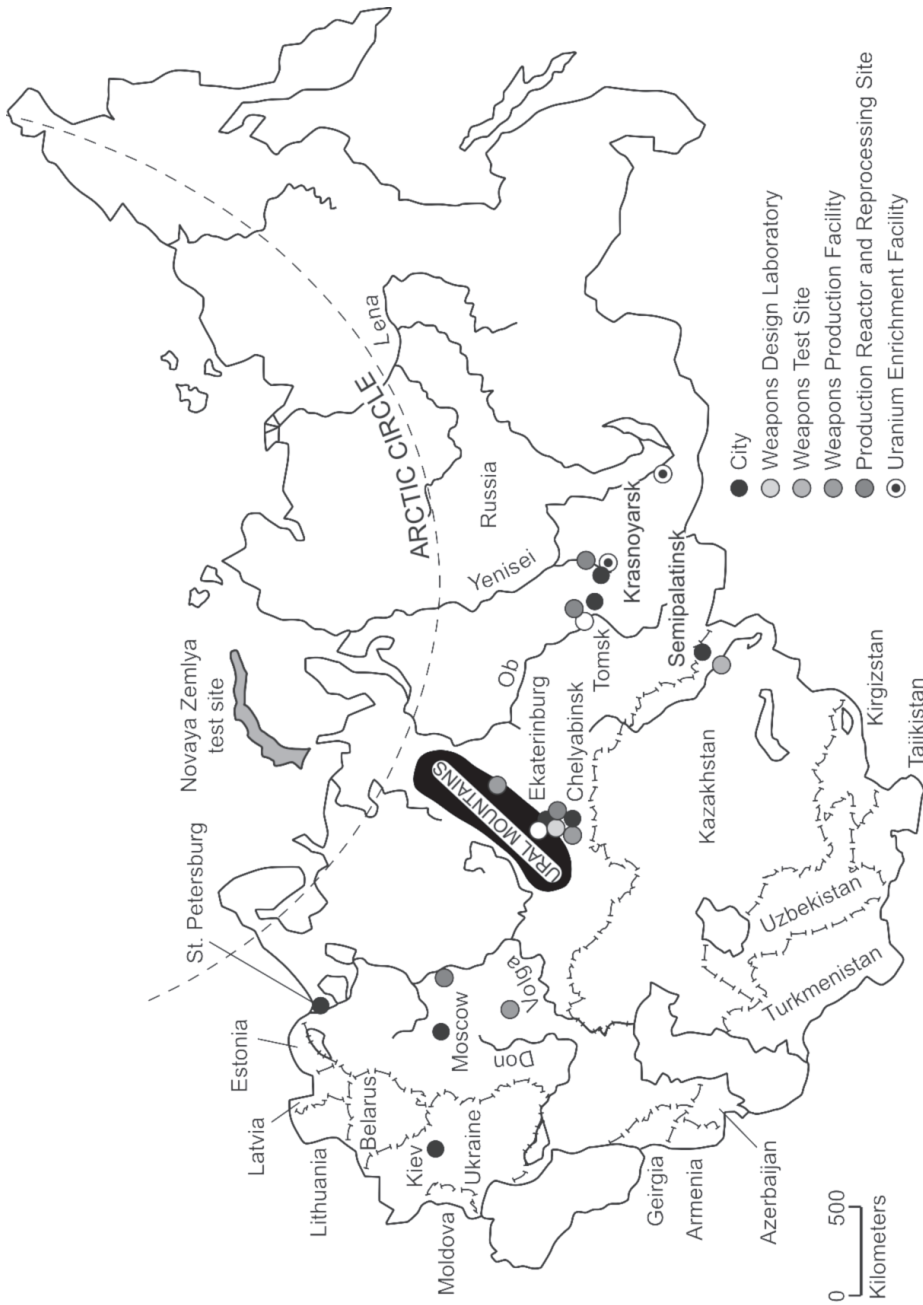


Рис. 4.19. Размещение объектов российского военного ядерного комплекса (по J. Bradley et al., 1996)

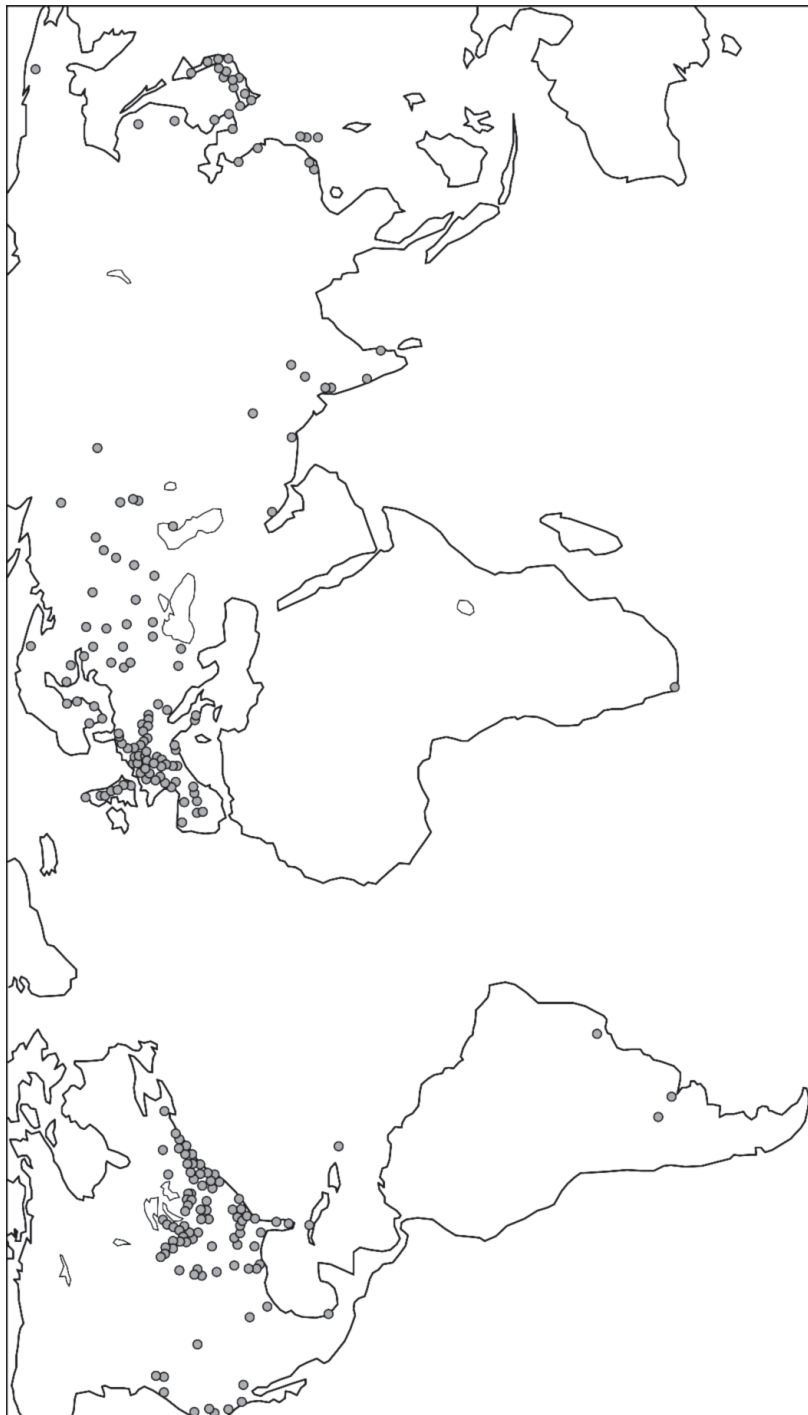
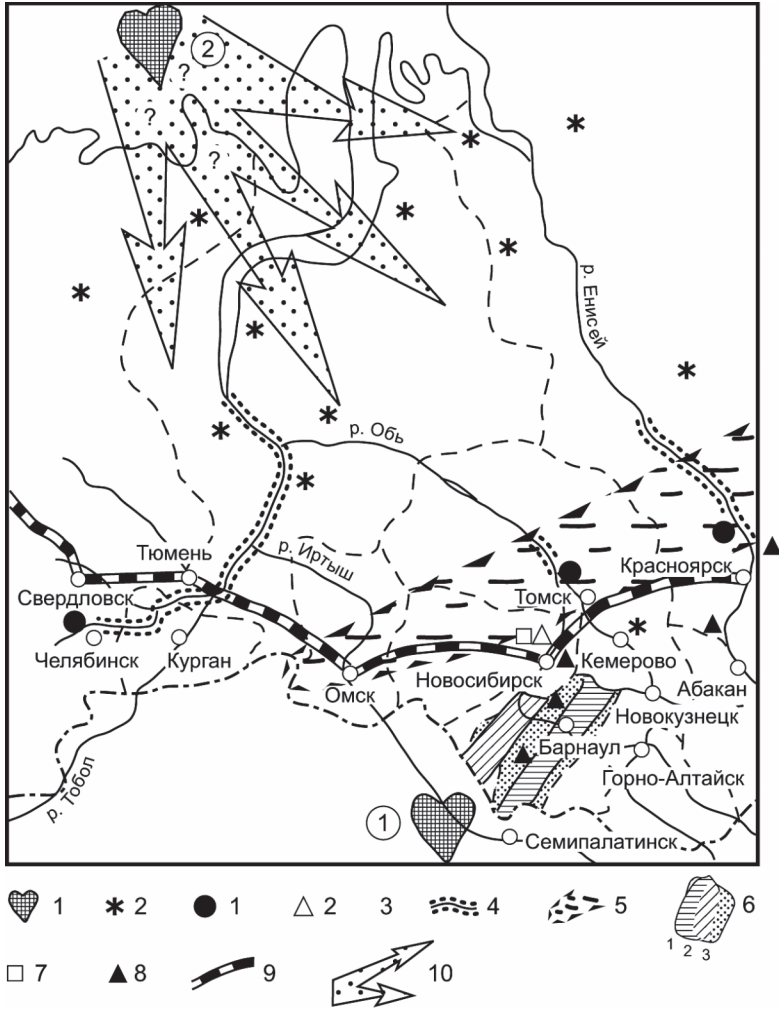


Рис. 4.20. Места размещения ядерных реакторов на планете (Погребление энергии // Природа, 2003, №2)



**Рис. 4.21.** Схематическая карта локализации радиационных факторов техногенной природы, их реальных и потенциальных источников в Западной Сибири:

**1** – полигоны испытаний ядерного оружия: 1) – Семипалатинск, 2) – Новая Земля; **2** – места проведения ядерных взрывов в народно-хозяйственных целях; **3** – предприятия ядерного топливного цикла: 1) – производство плутония, обогащение урана и т.д., 2) – производство ТВЭЛов с прудами-отстойниками, пунктами захоронения радиоактивных отходов; **4** – сброс радионуклидов в открытые водотоки; **5** – зона дальнего выпадения от взрыва на Тозком полигоне; **6** – положение радиоактивных следов на территории Алтайского края от взрывов на Семипалатинском полигоне: 1) – 1949 г., 2) – 1961 г., 3) – 1962 г.; **7** – спецкомбинат "Радон"; **8** – места размещения ядерного оружия (по сообщению ТВ "Губернские новости" от 14.10.95 со ссылкой на Гринпис); **9** – пути транспортировки ядерных материалов; **10** – возможные пути разноса радионуклидов от испытаний на Новой Земле

8) потенциальным источником радиационной опасности могут быть базы хранения и боевого дежурства ракет с ядерными боеголовками, находящихся под контролем Министерства обороны.

На сегодняшний день в мире, согласно реестру геологической лаборатории в штате Оклахома, полученному по сети Internet, проведено около 2060 ядерных взрывов (рис. 4.22), в том числе в СССР – 715, из них 215 – в атмосфере. Из общего числа 124 ядерных взрыва в атмосфере общей мощностью 16,5 млн т тротилового эквивалента (средняя мощность одного взрыва 0,133 млн т ТЭ) проведено на Семипалатинском полигоне (СП) (бассейн реки Иртыш, левый средний приток р. Обь), а 90 воздушных взрывов общей мощностью 273 млн т ТЭ (при средней мощности 1 взрыва 3,03 млн т ТЭ), выполнено на о. Новая Земля (Северный испытательный полигон – СИП) в непосредственной близости от Обской губы, в том числе – взрыв ядерной бомбы в 58 мегатонн. Максимум воздушных ядерных взрывов приходится на 1963 г. (рис. 4.23).

США и СССР прекратили испытания ядерного оружия в атмосфере в 1963 г., тогда как Франция продолжала их до 1975 г., а Китай – до 1981 г.

Полигоны для испытания ядерного оружия находятся в различных точках земного шара, основные из них приведены на рисунке 4.24.

Специалисты считают, что в приземные слои атмосферы было выброшено ос-

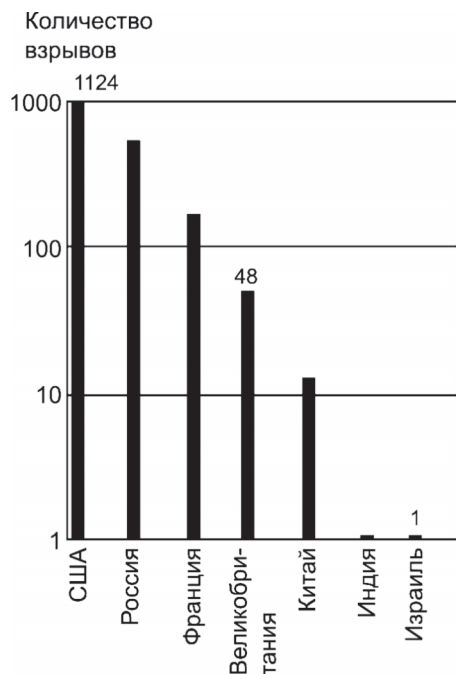


Рис. 4.22. Распределение ядерных взрывов по странам мира

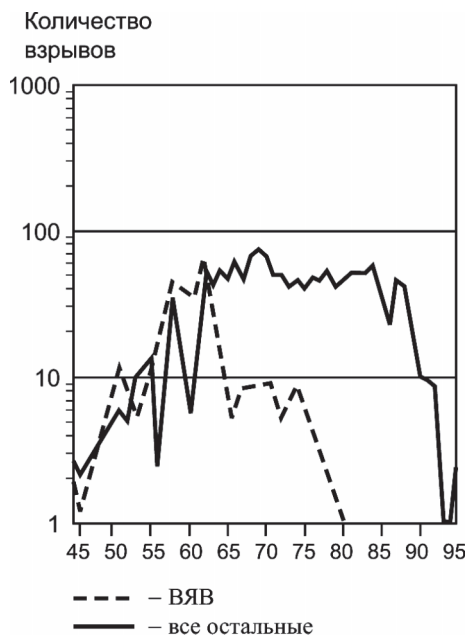


Рис. 4.23. Распределение ядерных взрывов по годам

новых дозообразующих продуктов деления:  $2 \cdot 10^7$  Ки стронция-90,  $2,6 \cdot 10^7$  Ки цезия-137. Характер изменения интенсивности глобального выпадения этих изотопов на почве показан на рисунке 4.25.

Тенденция уменьшения выпадения искусственных радионуклидов из атмосферы просматривалась однозначно, и только в 1986 г. было зафиксировано их заметное увеличение, связанное с аварией на Чернобыльской АЭС, повлекшей за собой выброс значительного количества радионуклидов в атмосферу (рис. 4.26).

По данным Запсибгидромета, эта картина достаточно наглядно просматривается и в Урало-Сибирском регионе (рис. 4.27). Пики, появляющиеся на нисходящей кривой, совпадают по времени с испытаниями ядерного оружия в атмосфере на китайском полигоне в райо-

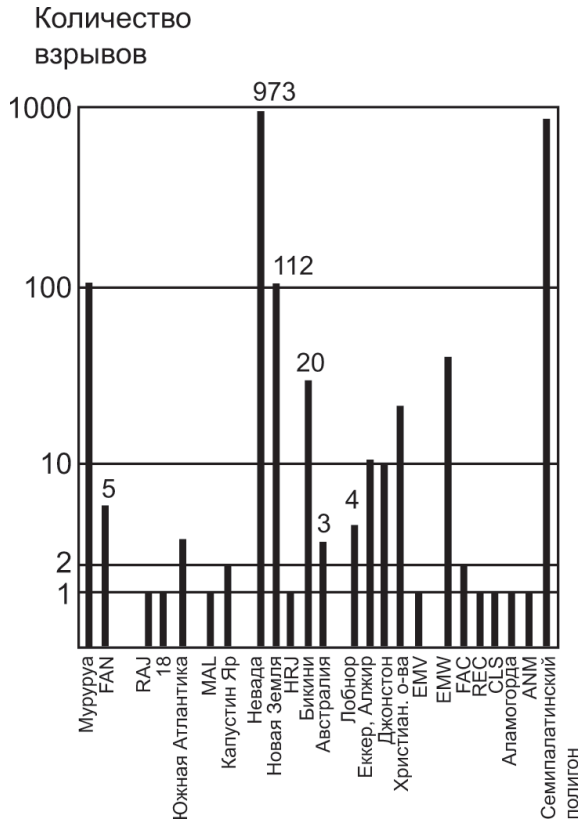


Рис. 4.24. Распределение ядерных взрывов по полигонам мира

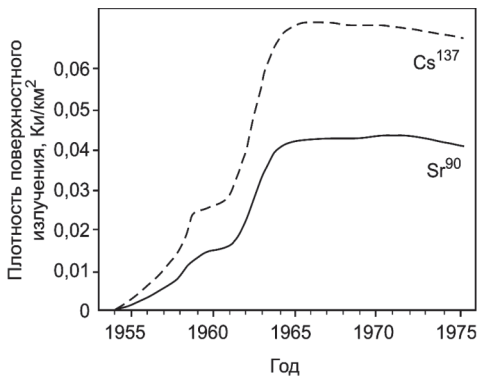


Рис. 4.25. Накопление  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в почве в среднем по европейской территории страны

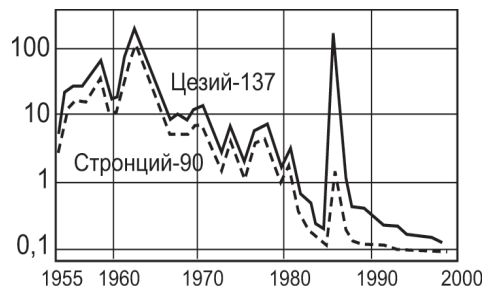
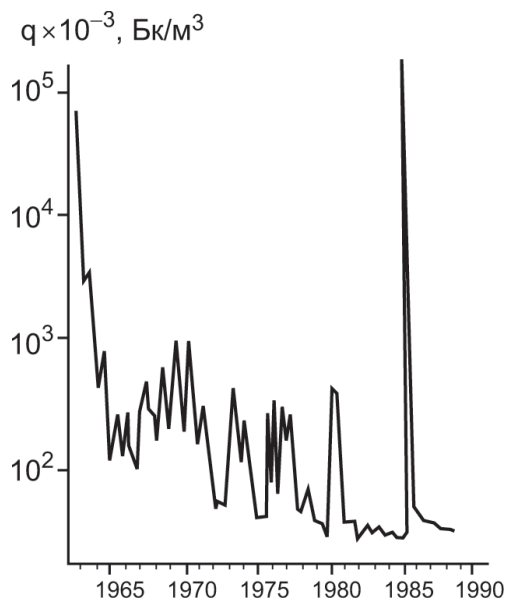


Рис. 4.26. Изменение среднегодовых концентраций цезия-137 и стронция-90 в воздухе в результате испытаний ядерного оружия в атмосфере и Чернобыльской аварии





**Рис. 4.27.** Изменение концентрации долгоживущей бета-активности в приземной атмосфере Урало-Сибирского региона (по В.В. Селегею, 1997)

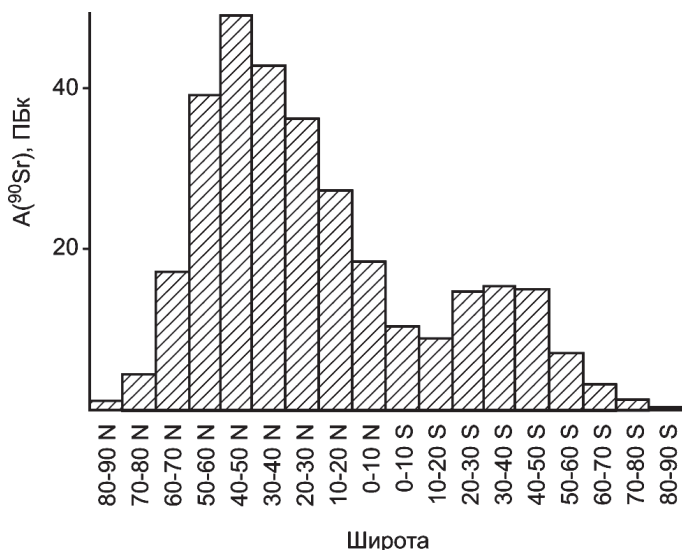
не оз. Лобнор, а пик выпадения бета-излучателей в 1986 г. связан с аварией на ЧАЭС.

В 1983 г. за счет испытания ядерного оружия в атмосфере глобальная плотность загрязнения почв (исключая высокогорные районы) по цезию-137 составила  $3,3 \cdot 10^9$  Бк/км<sup>2</sup>, по стронцию-90 –  $1,85 \cdot 10^9$  Бк/км<sup>2</sup> (Назаров и др., 1993).

Установлены определенные закономерности в распределении глобальных радионуклидов.

Прежде всего отмечено, что их максимальные выпадения происходят в умеренном поясе Земли, между 20 и 70° с.ш. (Ландгам, 1965; Павлоцкая и др., 1970; и др.) с максимумом накопления между 40 и 50° (рис. 4.28). Количество выпадающих радионуклидов напрямую зависит от количества выпадающих осадков (рис. 4.29).

В районах испытаний имеются ло-



**Рис. 4.28.** Широтное распределение кумулятивных выпадений стронция-90 с учетом радиоактивного распада (по данным на конец 1990 г.)

кальные участки с плотностью радиоактивного загрязнения до 5 и более Ки/км<sup>2</sup> по цезию-137 (Дубасов и др., 1993), т.е. ориентировочно это будет соответствовать повышению мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на 50 и более мкР/ч относительно фона до загрязнения (загрязненность плотностью 1 Ки/км<sup>2</sup> приблизительно соответствует приросту мощности дозы гамма-излучения 10 мкР/ч над фоном) (Максимов и др., 1989).

В момент испытания ядерного устройства формируется зона радиоактивного загрязнения территории, которая будет зависеть от формы следа радиоактивного облака. Конфигурация последнего, в свою очередь, определяется параметрами взрыва, скоростью и направлением движения воздуха на разных уровнях, состоянием атмосферы, морфологическими особенностями местности и т.д.

Идеальная форма и размеры радиоактивного загрязнения равнинной местности при наземном ядерном взрыве мощностью 1 Мт и скорости ветра 50 км/ч показаны на рисунке 4.30 (Максимов и др., 1989). Соответственно выделяются и 4 зоны загрязнения (табл. 4.15). Наблюдаемая картина радиационного поля более сложная (рис. 4.31). Проведение испытаний ядерного оружия в атмосфере привело к формированию глобального техногенного радиационного фона за счет выпадения <sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs, <sup>14</sup>C, <sup>3</sup>H, <sup>131</sup>I, <sup>132</sup>I и ряда других радионуклидов (Израэль, 1996; Кароль, 1972; и др.).

Так, общее количество <sup>90</sup>Sr, выпавшего в Англии за 1954–1956 гг., увеличилось более чем в 6 раз (рис. 4.32), и за год радиоактивность почв только от <sup>90</sup>Sr возросла на 1,4 мКи/км<sup>2</sup>.

За счет глобального выпадения радиоактивных осадков даже в районах, нахо-

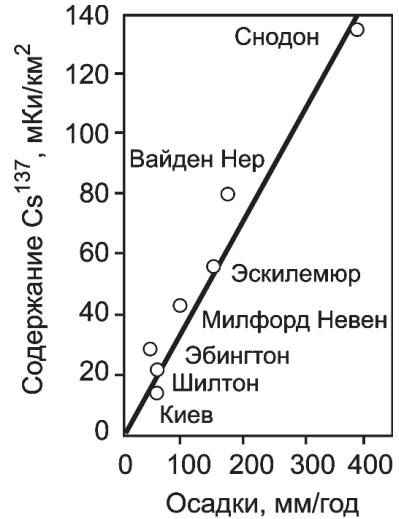


Рис. 4.29. Зависимость между количеством выпадающих радиоактивных осадков и годовой нормой осадков (по Э.Дж. Стернглассу, 1982)

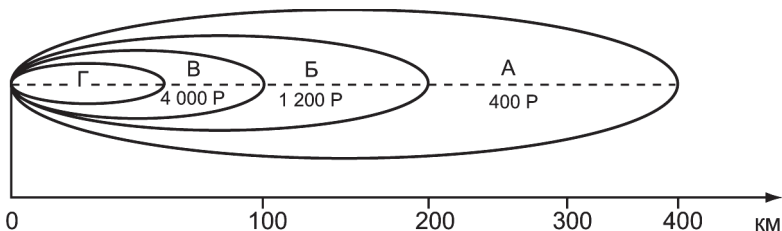
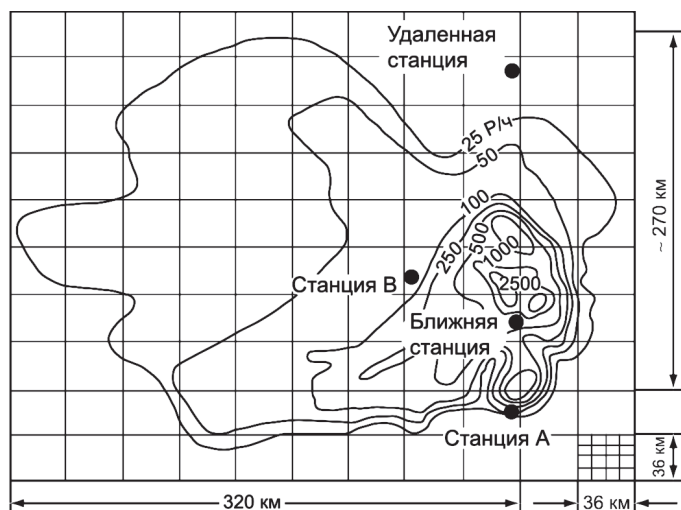


Рис. 4.30. Зоны радиоактивного загрязнения территории идеального следа при наземном ядерном взрыве мощностью 1 Мт и скорости ветра 50 км/ч

**Таблица 4.15.** Пылеаэрозольные выпадения в почвах

Зона	Название зоны взрыва, Р	Доза облучения до полного распада продуктов	Эталонная мощность дозы, Р/ч
А	Зона умеренного загрязнения	40–400	8–80
Б	Зона сильного загрязнения	400–1200	80–240
В	Зона опасного загрязнения	1200–4000	240–800
Г	Зона чрезвычайно опасного загрязнения	Более 4000	Более 800



**Рис. 4.31.** Наблюдаемые следы радиоактивных выпадений после взрывов бомб мощностью 5 Мт и 1 Кт в Тихом океане. Указаны мощности дозы, зарегистрированные в первый час после взрыва (по М. Эйзенбаду, 1967)

дящихся за многие тысячи км от мест испытания ядерного оружия, происходит накопление техногенных радионуклидов во всех природных средах (воде, растительности и т.д.), а по пищевым цепям они накапливаются в продуктах питания человека (мясо, рыба, молоко и т.д.) и в организме человека (рис. 4.33).

На рисунке 4.34 показано изменение концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в молоке за период 1954–1956 гг.

Английский медицинский журнал "Ланцет" (14.07.1956) опубликовал результаты исследования Вана Миддлсворта, который исследовал радиоактивность ци-

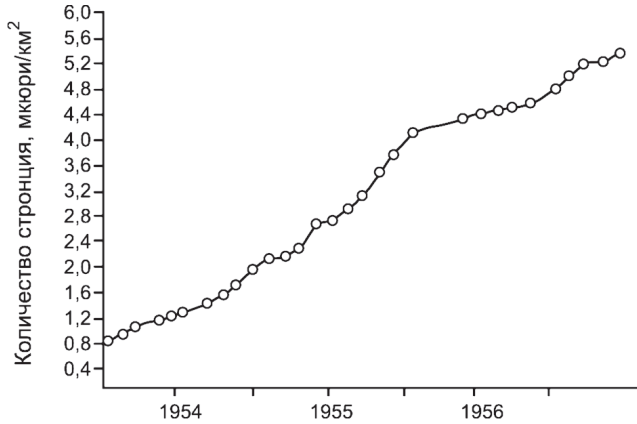


Рис. 4.32. Общее количество  $^{90}\text{Sr}$ , выпавшего в Англии за 1954–1956 гг. (по Дж.Х. Хэмфри и др., 1958)

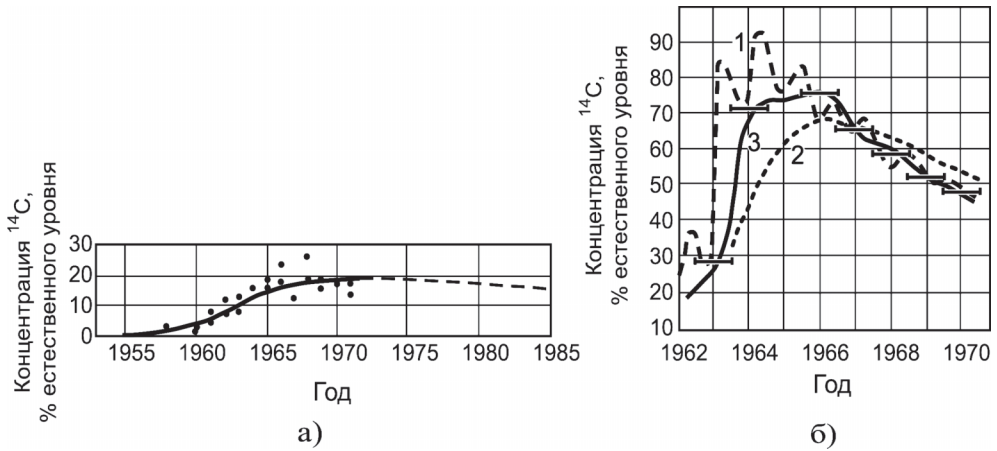


Рис. 4.33. Изменение концентрации искусственного  $^{14}\text{C}$ : а) в поверхностных водах океана; б) в углероде воздуха (1), в крови людей (2) и в общей диете (3)

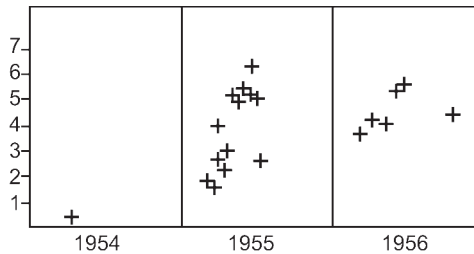


Рис. 4.34. Концентрация стронция-90 в молоке в Англии за 1954–1956 гг. (по Дж.Х. Хэмфри и др., 1958)

товидной железы крупного рогатого скота из районов штата Мемфис в США, Англии, Канады и Германии после проведения серии ядерных взрывов с февраля по май 1955 г.

Исследования показали, что доза облучения щитовидной железы изменялась от 0,15 физических эквивалентов рентгена у животных из Англии (более 8000 км от района испытаний) до 13 из района г. Мемфис (2300 км от полигона). При этом наивысшая концентрация была отмечена в июне 1955 г. и составляла в районе г. Мемфис 10 мКи на 1 г ткани щитовидной железы.

Принимая во внимание факт интенсивного накопления радиойода в щитовидной железе животных (коэффициент накопления с растительностью 100–500), уже тогда было отмечено, что существующие предельно допустимые концентрации в воздухе  $^{131}\text{I}$  должны быть уменьшены в 10 тысяч раз (Хэмфри и др., 1958).

О масштабах реального радиационного загрязнения при испытании ядерного оружия можно судить по результатам исследований после испытания водородной бомбы на о. Бикини 01.03.1954 г. (Хэмфри и др., 1958). Установлено, что частицы радиоактивной пыли диаметром  $> 0,1$  мм выпадали на расстоянии 224 км от места взрыва по направлению ветра, а диаметром 0,05 мм – на расстоянии до 960 км от места взрыва по направлению ветра. Японские рыболовные суда были сильно загрязнены радиоактивными веществами на расстоянии 1600 км, более слабое загрязнение фиксировалось на расстоянии 6400 км. Таким образом, установлено, что при взрыве мегатонных бомб радиоактивные осадки распространяются в радиусе 10 000 км. Попавшая под воздействие радиации рыба вылавливалась в течение нескольких месяцев на расстоянии 6400 км. Рыба, выловленная на расстоянии 3200 км, была не пригодна для реализации.

В результате взрыва вокруг острова Бикини образовался район площадью 25 600 км<sup>2</sup> (окружность радиусом 90,3 км), в пределах которого величина возможного облучения от радиоактивных осадков составляла смертельную дозу.

На островах Ронгелак, Ронгерик и Утерик, находящихся в 240 км от эпицентра, выпали радиоактивные осадки в виде мелкого белого снега (Хэмфри и др., 1958). Жителей пришлось эвакуировать, они получили дозу внешнего облучения от 14 до 175 Р. У всех детей, попавших под испытание, впоследствии развилось заболевание щитовидной железы (Sutow et al., 1965). У людей были все признаки радиационного поражения.

Площадь загрязненной морской воды вокруг о. Бикини составляла 2 560 000 км<sup>2</sup> (круг радиусом 903 км). Вода была радиоактивной на глубине 50–500 м. Через 2 месяца на расстоянии 1920 км от острова радиоактивность воды превышала предельно допустимую дозу для питьевой воды в 20 раз (Хэмфри и др., 1958).

О масштабах загрязнения территории осколочными продуктами при проведении испытаний ядерного оружия в атмосфере можно судить по загрязнению почв СССР радиоцезием (рис. 4.35).

Воздействие полигона, расположенного в Семипалатинской области Казахстана, на территорию бассейна р. Обь более или менее оценено для Алтайского края ("Ядерные испытания, окружающая среда...", Барнаул, 1993), и сегодня его пытаются оценить в Республиках Горный Алтай, Тува, Хакасия, а также в Новосибир-

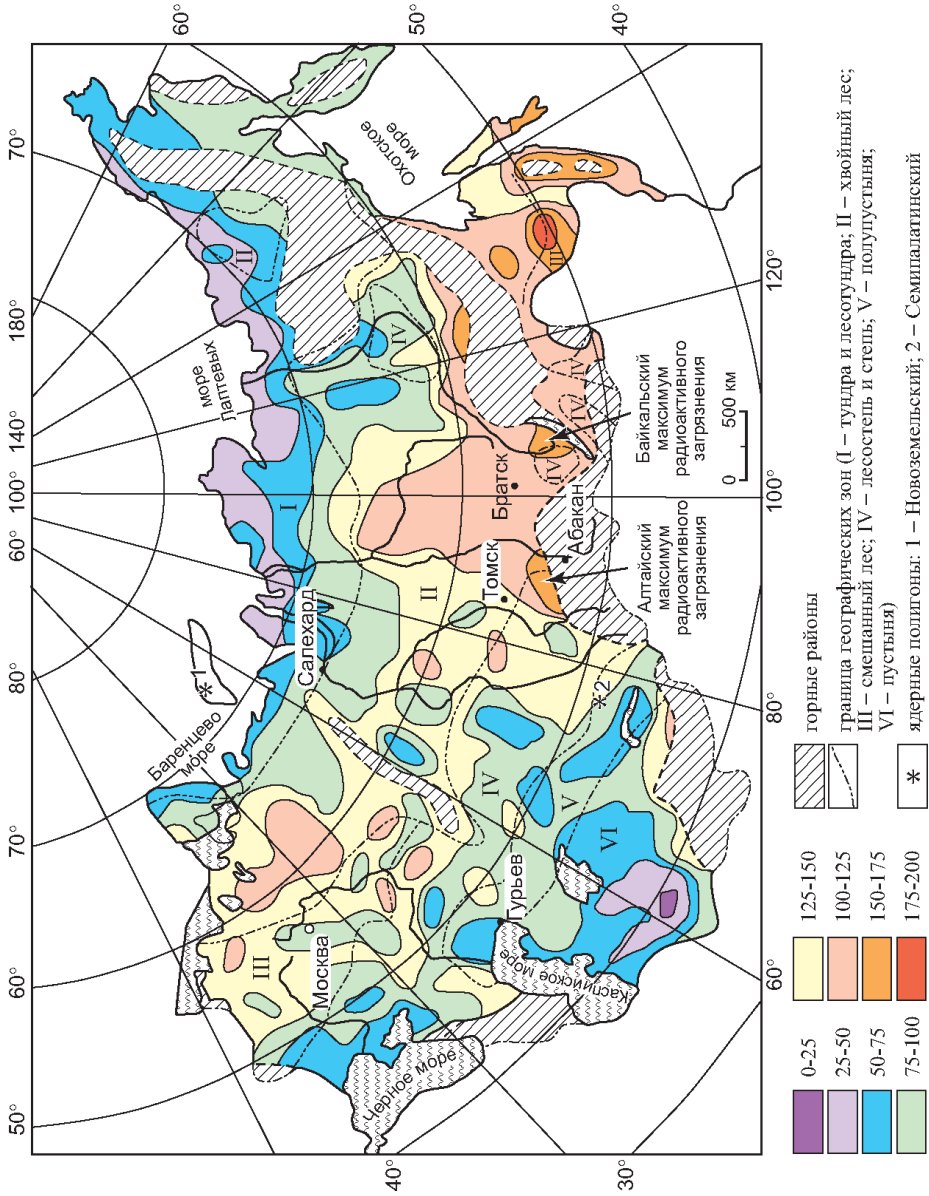


Рис. 4.35. Распределение запаса  $^{137}\text{Cs}$  на территории СССР, мКи/км<sup>2</sup> (Болтнева, Израэль и др. Атомная энергия, 1977, т.42)

ской и Кемеровской областях (Логачев и др., 1994), где обнаруживаются признаки присутствия следов от испытаний ядерных устройств в 1949, 1961, 1962 гг. Граница Алтайского края, конечно же, не является границей их распространения (рис. 4.36, 4.37).

Об этом, прежде всего, свидетельствуют архивные данные геологических предприятий Сибири (ГПП "Березовгеология", "Сосновгеология", Горная экспедиция, Запсибгеология и др.). По этим материалам (Попов и др., 1993; Робертус и др., 1994) хронологически с точностью до суток можно определить, когда радиоактивные аэрозоли достигли той или иной территории.

О масштабах радиоактивного загрязнения Сибирского региона можно судить по материалам исследований ГПП "Сосновгеология" (В.И. Медведев, Л.Г. Коршунов, А.А. Мясников и др.), которые свидетельствуют о наличии многочисленных мест с высокой плотностью радиоцезия (рис. 4.38).

Следует особо отметить, что все взрывы ядерных устройств на СИП производились при метеоусловиях, когда воздушные потоки имели восток-северо-восточное направление. Их траектория была, конечно, в силу неоднородности атмосферы значительно более сложной (рис. 4.39), что могло обусловить выпадение радиоактивных осадков в любой точке по трассе движения. По-видимому, этими дальними выпадениями могла быть сформирована зона поверхностного загрязнения почв радионуклидами в районе оз. Байкал (рис. 4.40).

Какова степень воздействия ядерных взрывов (проведенных на СИП или полигоне оз. Лобнор в Китае) на территорию Обского бассейна, особенно от взрывов сверхмощных ядерных зарядов (в т.ч. более 10 Мт), остается только предполагать, т.к. доступной информации по этому вопросу нет, а имеющиеся сведения (Харитонов и др., 1992; и др.) дают только самые общие представления. О том, что эти выпадения на территории России были, можно судить по исследованию годовых колец деревьев из Республики Алтай (рис. 4.41).

Материалы, которые в настоящее время появились в Республике Саха (Якутия), свидетельствуют о том, что атмосферные взрывы ядерных устройств на СИП, проведенные в 1955–1962 гг., привели к загрязнению значительной части территории Сибири. Так, одно из "пятен" радиоактивных осадков зафиксировано между Якутском и Верхоянском (рис. 4.42).

Плотность загрязнения почв  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  может достигать, по расчетам, 300 мКи/км<sup>2</sup>, что превышает загрязнение архипелага Новая Земля по  $^{137}\text{Cs}$  в три раза, а по  $^{90}\text{Sr}$  в 7 раз (Чомчоев, 1996). По мнению А.И. Чомчоева (1996), доза внешнего облучения населения, проживающего на этой территории от начала воздушных ядерных испытаний на полигоне по настоящее время, могла составить 10–20 Р, при этом максимальное ее формирование происходило в период испытаний и в первые годы после их прекращения.

Не имея информации о движении воздушных масс в период испытания ядерного оружия, трудно оценивать степень влияния взрывов на СИП на территорию Западной Сибири. В то же время на себя обращает внимание тот факт, что взрывы всех мегатонных ядерных устройств на данном полигоне производились в осенние месяцы (сентябрь–ноябрь). Установить направление основных потоков воз-

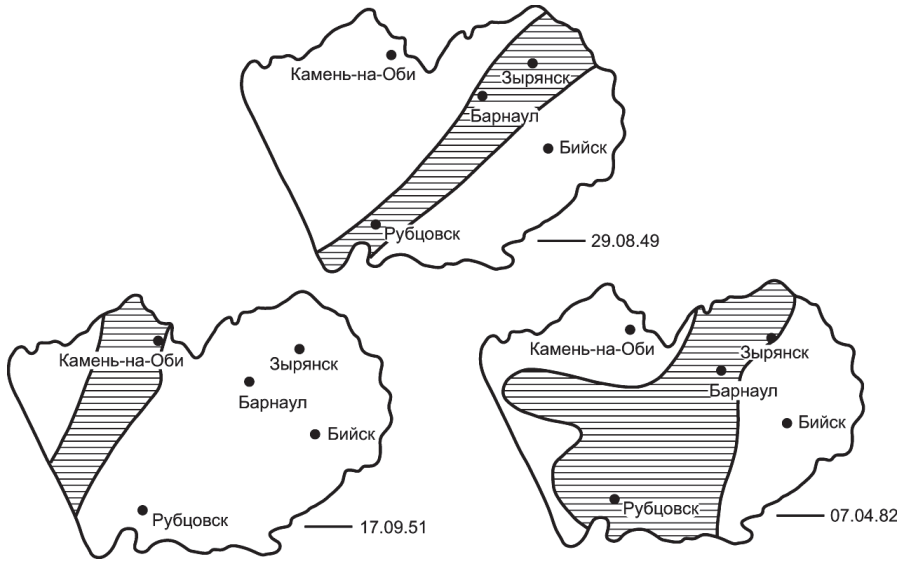


Рис. 4.36. Положение радиоактивного следа на территории Алтайского края от испытания ядерных устройств на Семипалатинском полигоне ("Алтайская правда", 1992 г.)

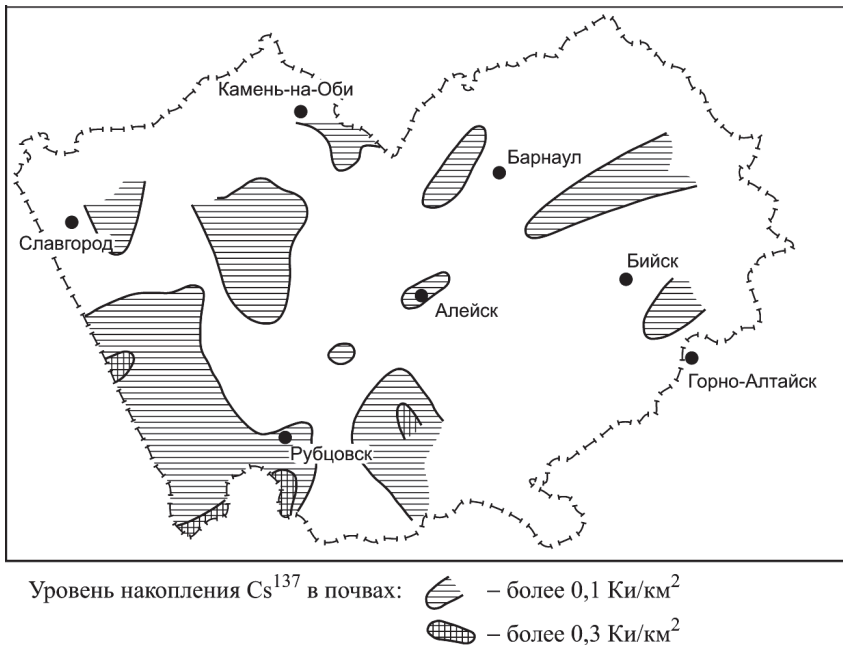


Рис. 4.37. Схематическая карта накопления цезия-137 в почвах Алтайского края (по состоянию на 1993 г.)







Рис. 4.39. Траектория воздушных потоков на разных уровнях и зоны возможного выпадения радионуклидов от ядерного взрыва 12.08.53 г. (по материалам ВЧ №51105, г. Москва)

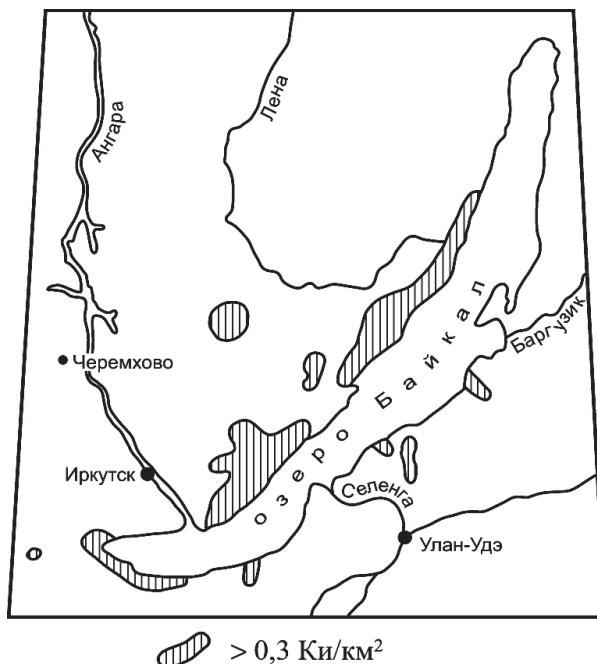
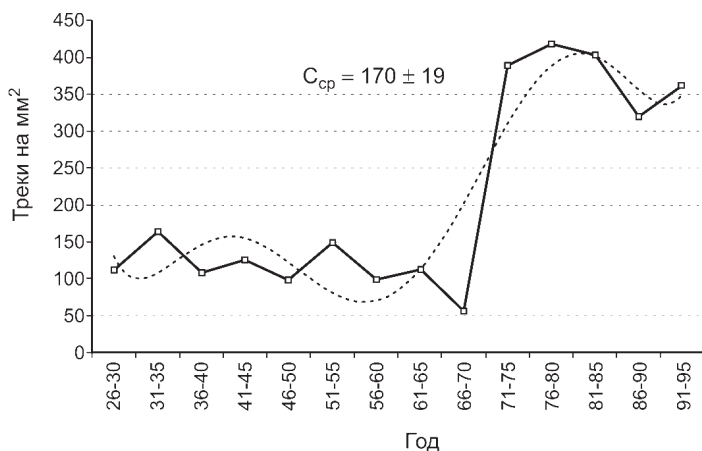


Рис. 4.40. Схематическая карта накопления  $^{137}\text{Cs}$  в почвах Прибайкалья (по материалам ПГО "Сосновгеология", 1994)



**Рис. 4.41.** Выпадение делящихся радионуклидов в районе села Джазатор (Республика Алтай) по данным изучения годовых колец деревьев методом осколочной радиографии (Архангельская, 2004; и др.)

душных масс в это время является крайне важной задачей при оценке радиэкологической ситуации на севере Западной Сибири.

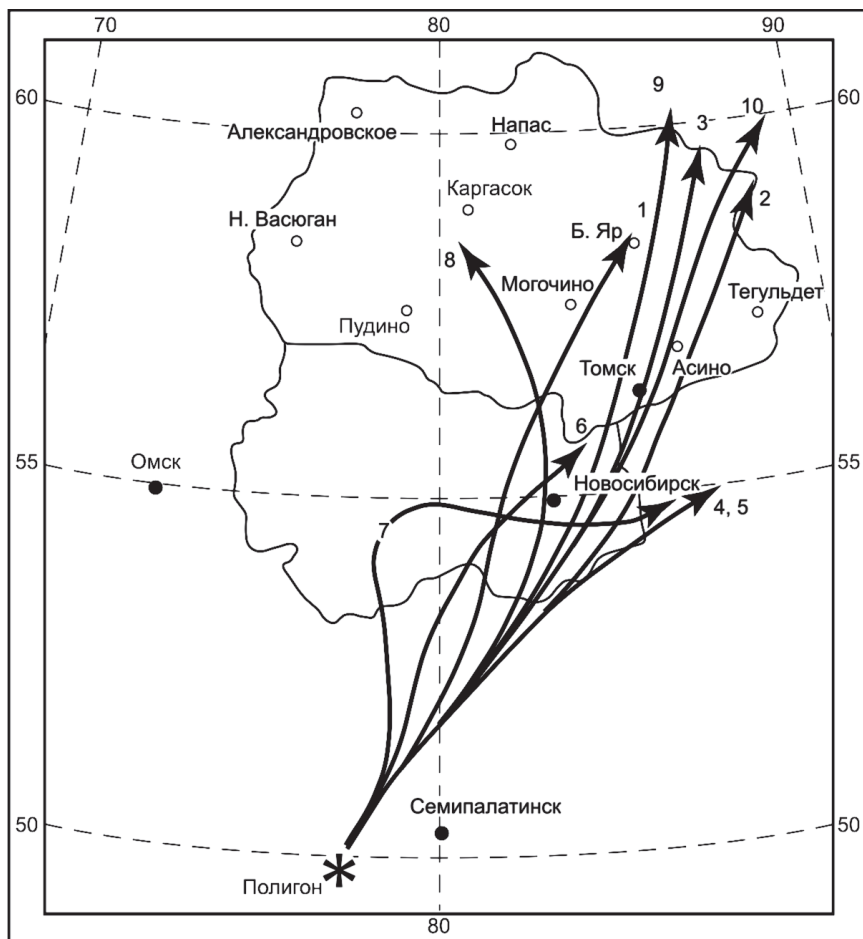
Имеющиеся на сегодняшний день данные свидетельствуют о повсеместном выпадении радиоактивных осадков на различных территориях Сибири (рис. 4.43, 4.44).

Признаки сильного отклонения радиационной обстановки от регионального фона по уровням накопления цезия-137 и стронция-иттрия-90 в природных объектах в ряде северных районов Томской области (Чаинский, Кargasокский и др.) зафиксированы нами (Рихванов, 1994), а также Запсибгидрометом в ряде населенных пунктов Томской области (Усть-Озерное, Средний Васюган, Сторгин, Прохоркино и др.), где в мае-июне 1990 г. плотность выпадения  $^{137}\text{Cs}$  составляла соответственно 0,45; 0,42; 0,37; 0,39 Ки/км<sup>2</sup>, что соответствует объемной активности почв более 1000 Бк/кг при среднем объемном весе почв Томской области во влажном состоянии 1,29 кг/дм<sup>3</sup>. Эти данные требуют своего объяснения. Указанные районы не попадают в зону дальнего приземления радиоактивных аэрозолей от воздушного взрыва атомной бомбы 14.09.1954 г. на Тоцком военном полигоне (рис. 4.45), след от которого зафиксирован (Бочаров и др., 1993) на территориях Омской, Новосибирской, Томской областей и Красноярского края (рис. 4.46). Факт происхождения таких облаков зафиксирован нами однозначно по результатам исследования годовых колец деревьев (рис. 4.47).

Воздействие на окружающую среду от проведения ядерных взрывов в мирных целях, конечно, менее масштабно и носит, как правило, локальный характер (рис. 4.48).

Например, в Пермской области, где в 1971 г. был произведен групповой взрыв ядерных зарядов, на четвертые сутки мощность экспозиционной дозы гамма-из-



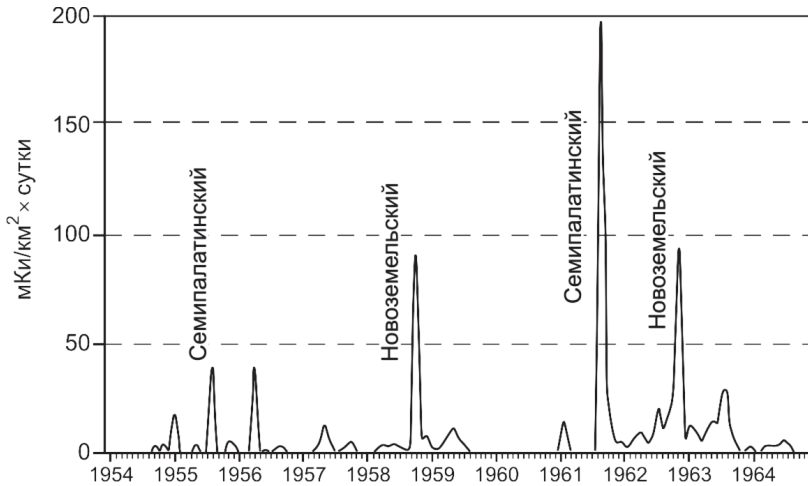


**Рис. 4.43.** Схематическая карта траекторий прохождения радиоактивных облаков от ядерных взрывов на территории Томской области (по материалам Госкомэкологии Томской области). Цифры у стрелок соответствуют датам взрывов на Семипалатинском полигоне: 1 – 03.09.1953 г.; 2 – 26.10.1954 г.; 3 – 10.09.1956 г.; 4, 5 – 06.09.1961 г.; 6 – 17.09.1961 г.; 7 – 01.08.1962 г.; 8 – 25.08.1962 г.; 9 – 06.09.1962 г.; 10 – 22.10.1962 г.

лучения в эпицентре составляла 10 Р/ч, площадь загрязнения более 10 Ки/км<sup>2</sup> составляла около 100 км<sup>2</sup>. Через два года повышенный уровень гамма-фона фиксировался на площади 7 x 1,5 км.

В 1990 г. в эпицентре взрыва мощность дозы гамма-излучения была 20–200 мкР/ч, и только в восточной его части она достигала 1400 мкР/ч (Челюканов и др., 1992), а площадь загрязнения с превышением средневропейского уровня мощности дозы (15 мкР/ч) составляла 1 км<sup>2</sup>.

Характер радиоактивного загрязнения и спектр присутствующих в почве гам-



**Рис. 4.44.** Максимальная плотность радиоактивных выпадений из атмосферы в Новосибирске в период влияния ядерных испытаний на Семипалатинском и Новоземельском полигонах (1954–1964 гг.) (по В.В. Селегею, 1997)



**Рис. 4.45.** Схема предполагаемого распространения радиоактивного облака после взрыва атомной бомбы во время Тоцких учений (модель 1998 г.)

ма-излучателей от взрыва ядерного заряда в скважинах Якутии (р. Марха) показан на рисунке 4.49.

На территории бассейна р. Обь в 1965–1988 гг. была проведена серия подземных ядерных взрывов (ПЯВ) (около 12) в промышленных целях, местоположение и характеристика которых дана Ю.В. Дубасовым и др. (1994).

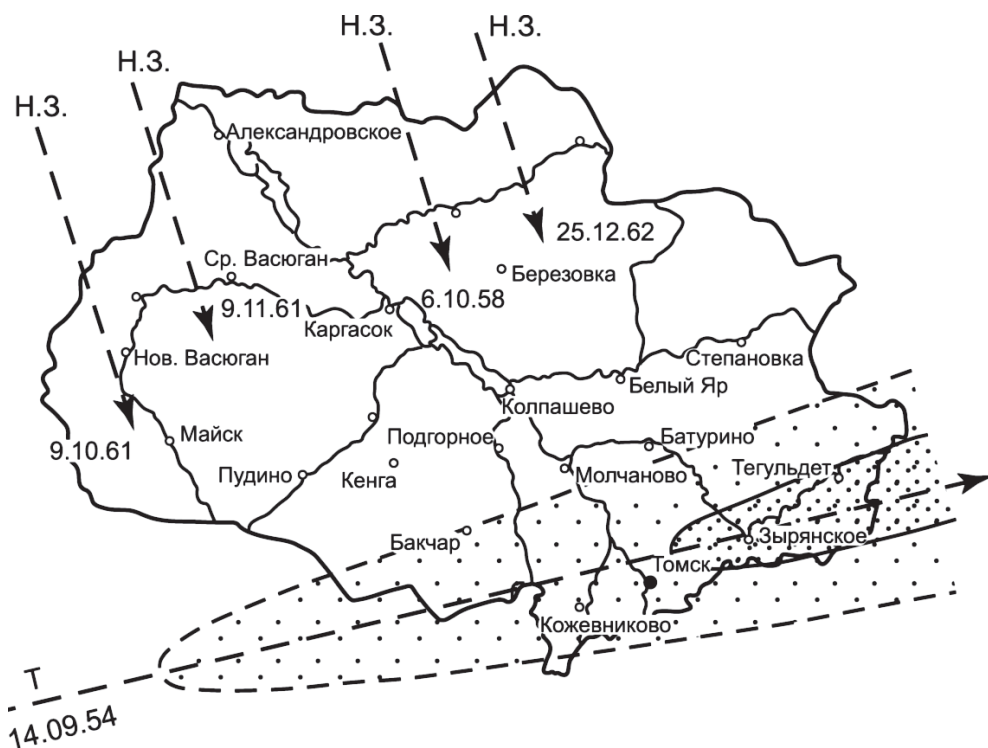


Рис. 4.46. Предполагаемые траектории движения следов радиоактивных облаков через территорию Томской области от некоторых воздушных ядерных взрывов (по материалам Госкомэкологии Томской области)

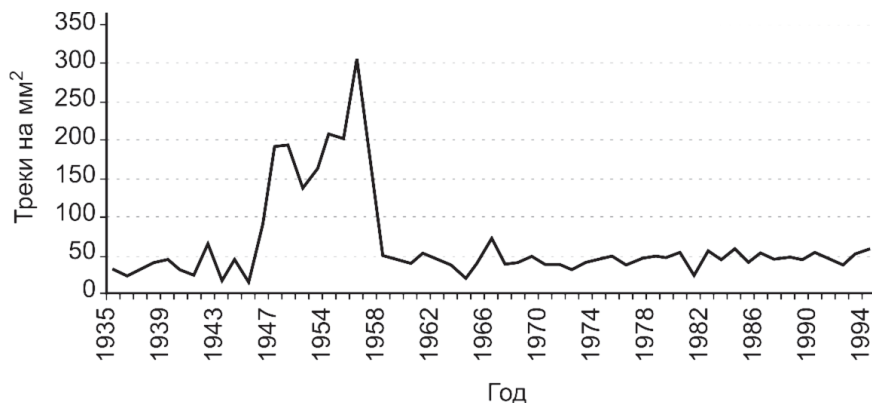
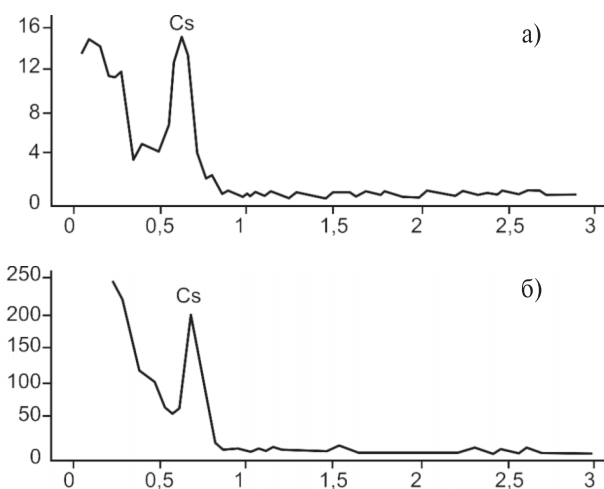


Рис. 4.47. Плотность треков от осколков деления  $^{235}\text{U}$  и трансураниевых элементов в срезе дерева (сосна) фонового района Томской области: с. Ярское



**Рис. 4.48.** Схематическая карта распределения подземных ядерных взрывов на территории СССР (по В.И. Булатову, 1993)



**Рис. 4.49.** Гамма-спектр почв, снятый прибором "Припять": а) Чернобыльский след, деревня Липа Гомельской области, загрязнение  $> 15$  Ки/км<sup>2</sup>, октябрь 1990 г.; б) Якутия, р. Марха, июль 1989 г. (по материалам ПГО "Якутгеология", 1990)

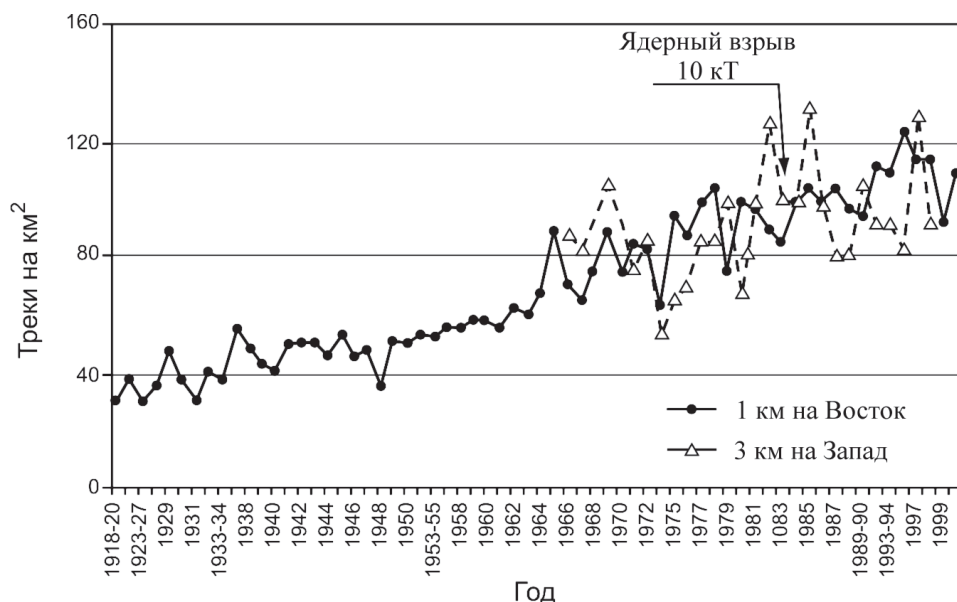


Судя по официальным сообщениям, радиационная обстановка в местах проведения ПЯВ находится на уровне естественного регионального фона, но при этом не сообщается что-либо о загрязнении подземной гидросферы, а в данном случае – это основная потенциальная радиационная опасность. О том, что утечки радионуклидов происходили и при проведении взрывов в штатном режиме, свидетельствуют наши данные по изучению годовых колец деревьев.

Нами (Т.А. Архангельская и др.) достаточно уверенно зафиксирована утечка делящихся элементов из зоны подземного ядерного взрыва "РИФТ-3" (Иркутская область) при исследовании годовых колец деревьев методами осколочной (f) радиографии (рис. 4.50).

Анализ полученных данных по двум срезам сосны, отобранным в 1 и 3 км от места проведения эксперимента, свидетельствует о том, что в доядерный этап развития общества (до 1945 г.) уровень и характер накопления делящихся элементов в годовых кольцах деревьев (в данном случае – только изотоп урана-235, который постоянно присутствует в природе) характеризуются минимально низкими значениями и крайне однородным распределением.

Период активного испытания ядерного оружия в атмосфере (1945–1963 гг.), когда в природную среду поступили новые делящиеся радионуклиды (плутоний, америций, нептуний) и дополнительное количество урана-235, практически не нашел отражения в годовых кольцах деревьев. Это свидетельствует о том, что на данной территории в этот период не происходило выпадения радиоактивных осад-



**Рис. 4.50.** Плотность треков от осколков деления U-235 и трансурановых элементов в срезе дерева (сосна) Иркутской области (РИФТ-3: 1 км на Восток, 3 км на Запад)

ков от испытания ядерного оружия, а некоторое увеличение уровня накопления делящихся элементов связано с общим глобальным изменением фона.

Совершенно иная картина в распределении делящихся элементов в период с 1964 по 1998 гг. Уровень накопления делящихся элементов, по сравнению с более ранними временными периодами, увеличился в 2–2,5 раза. При этом характер распределения характеризуется крайне высокой неоднородностью.

Обстоятельные исследования, организованные правительством Республики Саха (Якутия) в районе проведения подземных ядерных взрывов, показали, что реальная радиозоологическая обстановка на данных участках территории Республики далека от таковой, представленной в официальной прессе. Достаточно только отметить, что в районе ПЯВ "Кристалл" (около пос. Удачный) содержание плутония-239, 240 в почвах составляет от 0,006 до 35,5 Бк/г, что сопоставимо или даже выше, чем загрязнение почв плутонием в районе ЧАЭС (Чомчоев, 1993, 1996). Плутоний обнаруживается также в коре мертвых деревьев, ягеле, лосином помете (Бурцев и др., 1996). И все это наблюдается на фоне близкой к нормальной для региона МЭД по гамма-излучению.

Взрывы ядерных устройств в мирных целях способствуют радиоактивному загрязнению подземных вод, нефти и ощутимому экологическому ущербу, перекрывающему все полученные выгоды, например, от повышения добычи нефти (Голобов, 1993).

Так, за весь послевзрывной период эксплуатации Осинского нефтяного месторождения присутствие радионуклидов обнаружено в продукции 240 скважин (Бачурин, 1996). Из радионуклидов фиксировались:  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ . Радиоактивное загрязнение приурочено к арматуре устьев скважин, замерным и сепарационным установкам и группам промплощадок. Уровень гамма-излучения, по данным Б.А. Бачурина (1996), достигает 300–3000 мкР/ч, а мощность поглощенной дозы – 1,3–3 мБэр/ч.

Аналогичная ситуация отмечена и на Геженском нефтяном месторождении, где в продукции технологических скважин присутствовал  $^{85}\text{Kr}$ .

Присутствие значительного количества трития ( $^3\text{H}$ ) обнаружено в пруду-амбаре, находящемся в 150 м от "боевой" скважины на объекте "Ангара" в Среднем Приобье (табл. 4.16). Повышенная относительно фона концентрация трития в этом водоеме была зафиксирована еще в 2001 г., а в 2002 г. она возросла по сравнению с предыдущим годом в 1000 раз и почти достигла уровня радиоактивных отходов (Старков и др., 2003).

В соответствии с этим данная ситуация квалифицируется сотрудниками Института радиационной гигиены по признаку загрязнения окружающей среды как радиационная авария. Такое поведение трития становится понятным в связи с оценкой состояния "боевой" скважины, проведенной научными сотрудниками института ВНИПИ протехнологии Минатома России. Анализ технического состояния скважины показал, что в эксплуатационной колонне имеются разрывные нарушения, обеспечивающие гидродинамическую связь их внутреннего канала с затрубным пространством.

Это еще раз подтверждает утверждение американских исследователей о том,

**Таблица 4.16.** Содержание трития вблизи ОПЯВ на территории ХМАО (по В.Д. Старкову, В.И. Мигунову, 2003)

Название объекта	Содержание трития, Бк/л	
Кварц-3	Вода из пруда	3,3
	Вода из р. Тутлей-Яун	5,6
	Вода из лужи возле скважины	5,3
Ангара (2001 г.)	Вода из лужи возле скважины	158
	Вода из р. Сига	15
	Вода из пруда-амбара	60
Ангара (2002 г.)	Вода из пруда-амбара	52000

что рано или поздно любой подземный ядерный взрыв найдет отражение в объектах природной среды на дневной поверхности, и это загрязнение будет представлять опасность для биосферы.

Деятельность предприятий ядерно-технологического цикла (ЯТЦ) (рис. 4.51) всегда является потенциально опасной для окружающей среды, даже при работе в штатных режимах, поскольку существуют некоторые трудности в улавливании специфических радионуклидов, не говоря уже об аварийных ситуациях (рис. 4.52). Например, радиоактивные изотопы инертных газов (криптон и др.) практически не улавливаются, в значительной своей массе поступают в атмосферу и, несмотря на незначительный период полураспада, создают повышенный радиационный фон в атмосфере, который аппаратурно фиксируется по розе ветров. Так, одно из таких облаков было зафиксировано нами при вертолетной аэрогамма-съемке, выполнявшейся ГПП "Березовгеология" к северу от СХК в 1991 г., а НПО "Тайфун" обнаружил их присутствие осенью 1993 г.

Кроме того, несмотря на наличие современных средств улавливания выбросов, в атмосферу в виде аэрозолей с АЭС и предприятий ЯТЦ в определенных количествах поступают цезий-137, стронций-90, углерод-14 и некоторые другие элементы. Количество и состав выбросов определяются типом реактора, его мощностью и рядом других параметров (табл. 4.17).

О выбросах конкретных изотопов с предприятий ЯТЦ можно судить по данным таблицы 10.1. Ее анализ показывает, что каждое ядерное производство имеет свою специфику состава радионуклидов.

Так, исследования, выполненные нами, позволили однозначно выявить проявленность Сибирского химического комбината в радиационных и в геохимических полях.

Это выражается в повышении общего радиационного гамма-поля, что обусловлено присутствием в почвах, донных отложениях и т.д. цезия-137 (рис. 4.53), а также урана и некоторых других элементов. Даже на удалении около 80 км от СХК в почвах фиксируются аномальные концентрации некоторых радионуклидов.

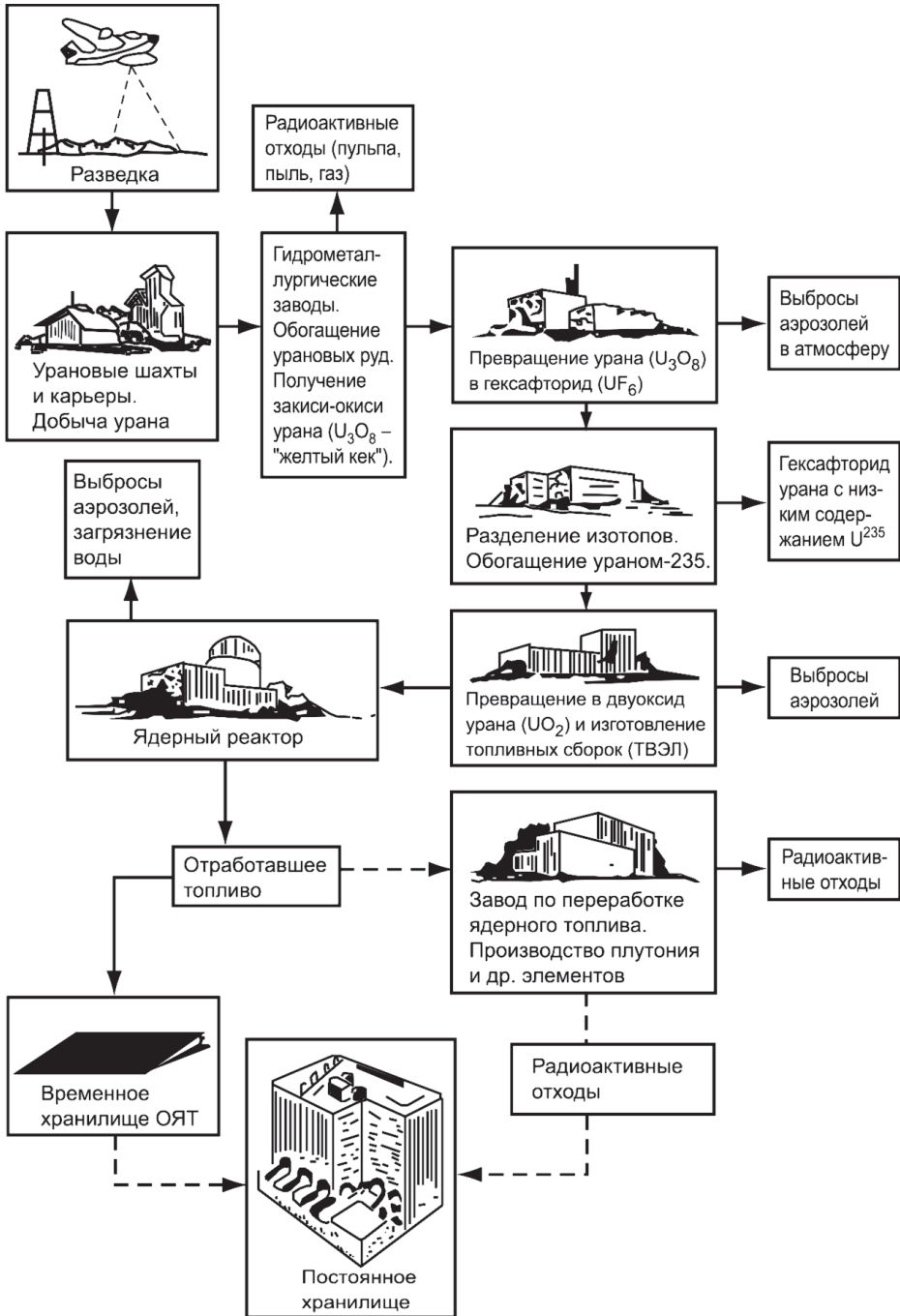


Рис. 4.51. Ядерный топливный цикл

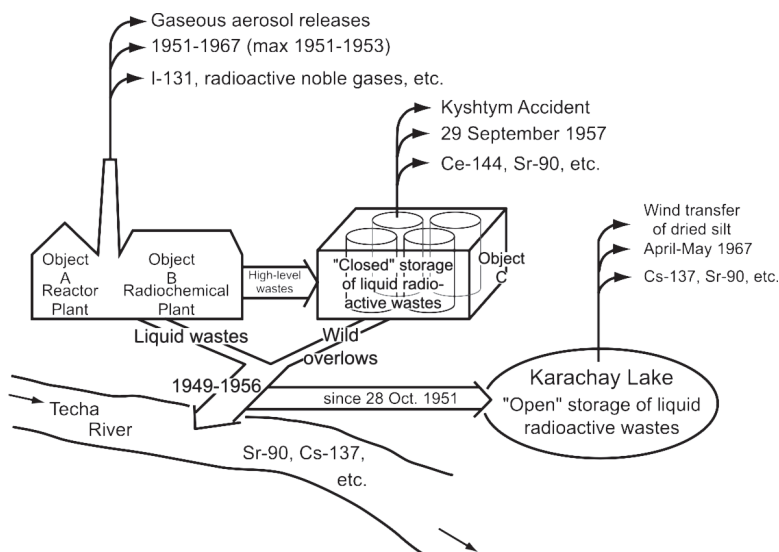


Рис. 4.52. Схема поступления аварийных радионуклидов с комбината "Маяк" за период его существования (из книги "Radioactiv Env...", 1997, со ссылкой на Degteva, 1996)

Таблица 4.17. Некоторые данные об удалении газообразных отходов предприятий атомной промышленности (по В.П. Шведову, 1968)

Предприятие	Количество отходов и их радиоактивность
Великобритания	
Спрингфилдс (завод по производству ядерного горючего)	Приблизительно 1 кюри/год $\alpha$
Хейпен-Херст (газодиффузионный завод)	Приблизительно 0,25 кюри/год $\alpha$ (уран)
Харуэлл (научно-исследовательский центр)	30 мкюри/год $\beta$ , 1 мкюри/год $\alpha$ , 50 кюри/час $\text{Ag}^{41}$
Амершем (завод по производству изотопов)	15 мкюри/неделя $\text{I}^{131}$
Олдермастон (исследовательский центр ядерного оружия)	20 мкюри/год $\beta$ , 3 мкюри/год $\alpha$
США	
Ханфорд (завод по производству плутония)	1 кюри/день
Айдахо (станция по испытанию реакторов)	100 кюри/год $\beta$ , в основном короткоживущие изотопы и благородные газы
Ок-Риджская национальная лаборатория	0,25 кюри/год $\alpha$ (уран)
Брукхейвен (ядерный исследовательский центр)	700 кюри/час $\text{Ag}^{41}$

Близкая к этому ситуация с загрязнением почв плутонием (рис. 4.54) обнаруживается вблизи ядерного производства в Селлафилде (Форвуд, 1966). Более подробно эти вопросы рассмотрены в главе 10.

Газообразные инертные радиоактивные газы ( $^{85}\text{Kr}$ ,  $^{137}\text{Xe}$  и др.) практически не

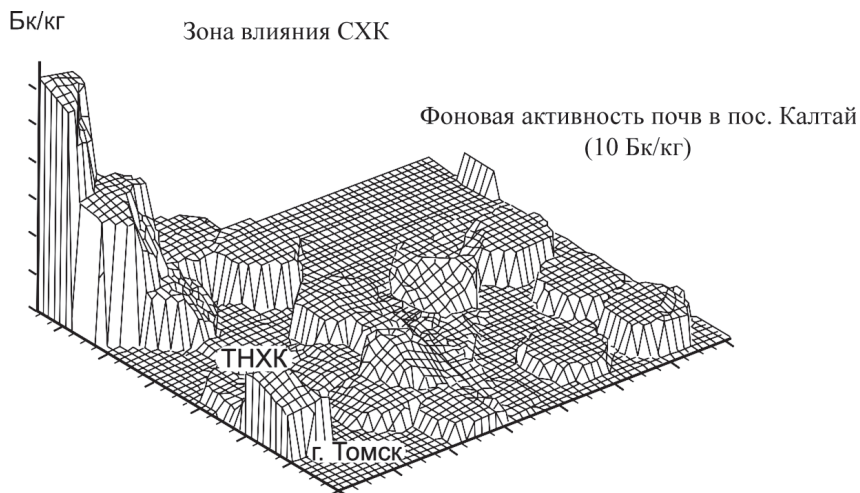


Рис. 4.53. Активность почв  $\text{Cs}^{137}$  почв в районе Северного промузла г. Томска

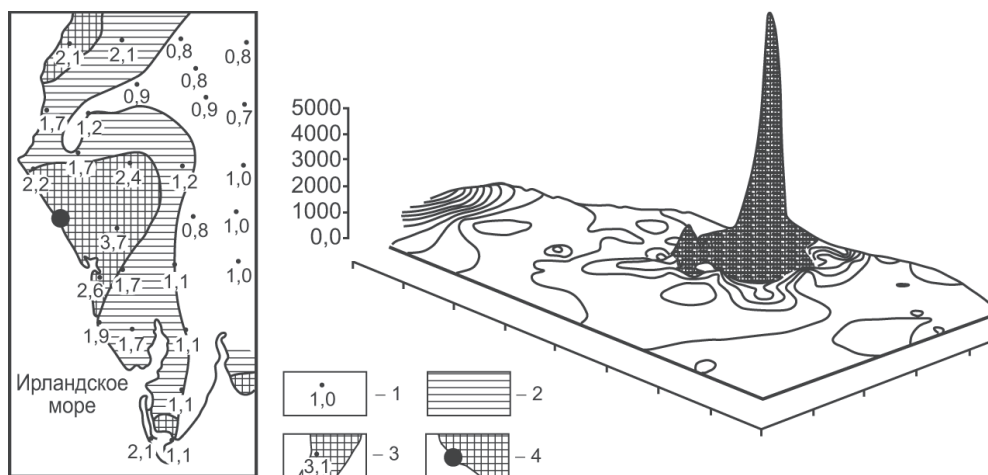


Рис. 4.54. Уровень загрязнения почв  $\text{Pu-239+240}$  в районе Селлафилда, Камбрия, 1978 г. 1 –  $> 0,5$  но  $< 1,0$  Ки/км<sup>2</sup>; 2 –  $> 1,0$  Ки/км<sup>2</sup>; 3 –  $> 2,0$  Ки/км<sup>2</sup>; 4 – ядерный объект Селлафилд, Англия. Данные характерны для лугов; интервал между контурами 0,8 Ки/м<sup>2</sup>; пробы почв брались на глубине 15 см. Загрязнение 1–2 Ки наблюдается в 5 x 40 км зоне побережья (по М. Форвуду, 1996)

улавливались при работе предприятий ядерного комплекса и АЭС. Долгое время общепринято было считать, что они не представляют угрозы для биоты и человека, поэтому контроля за ними, как правило, не существовало.

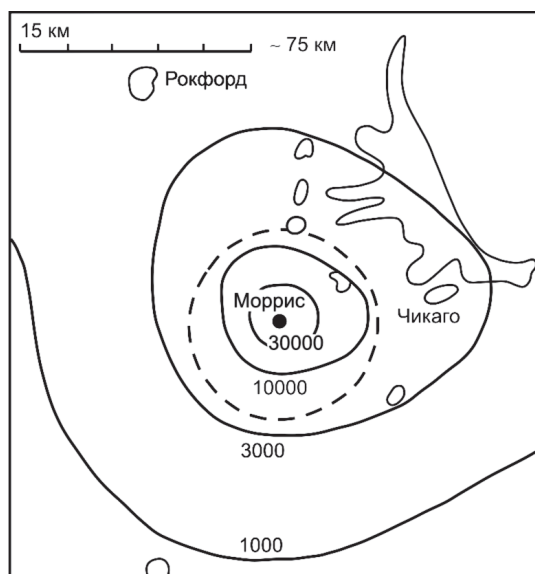
Исследования специалистов США (Криптон-85..., 1978) показали, что эти газы не столь безобидны и являются существенным фактором радиационного риска. Их воздействие на биоту определяется мембранными эффектами.

На рисунке 4.55 показана среднегодовая приземная концентрация  $^{85}\text{Kr}$  в воздухе от гипотетического источника мощностью в 1 Ки/год. Для сравнения отметим, что от производств СХК выбрасывалось  $^{85}\text{Kr}$  330 000 Ки/год (Кохран и др., 1992).

За счет аэрозольных выбросов от предприятий ЯТЦ и АЭС происходит загрязнение и другими радионуклидами, которые накапливаются в различных депонирующих средах. Примером этого может быть район Белоярской АЭС (рис. 4.56, 4.57), в котором наблюдается накопление  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^3\text{H}$  и ряда других радионуклидов.

На рисунке 4.58 показано отношение радиоактивного  $^{129}\text{I}$  к его природному изотопу  $^{127}\text{I}$  в щитовидной железе (орган, аккумулирующий йод) крупного рогатого скота на территории США.

Из анализа данной карты достаточно хорошо видно, что максимальное накопление  $^{129}\text{I}$  ( $^{127}\text{I}_{\text{const}}$ ) отмечается в районах расположения крупнейших предприятий ЯТЦ США (Хэнфорд, Саванна-Ривер), являющихся близкими аналогами СХК.



**Рис. 4.55.** Среднегодовая приземная концентрация  $^{85}\text{Kr}$  в воздухе ( $10^{-20}$  Ки/м<sup>2</sup>) при выбросе 1 Ки/год в Моррисе шт. Иллинойс. Первые 6 часов (фаза 1) выделена 30 км зона влияния СХК (по "Криптон-85 в атмосфере...", 1978 (USA, 1975))

Обычно  $^{129}\text{I}$  при расчетах дозовых нагрузок не учитывается, т.к. его выход в реакциях низкий ( $\sim 1\%$ ), и, как правило, учитывается  $^{131}\text{I}$  (99% от образующихся радионуклидов I). Но период полураспада этих изотопов отличается крайне существенно ( $1,57 \cdot 10^7$  лет и 8,04 суток соответственно).

Загрязнение окружающей среды, особенно водоемов, происходит при работе предприятий ЯТЦ с использованием некоторых устаревших технологических приемов. Так, длительное время происходило загрязнение вод, донных илов и биологических образований, пользующихся развитием в водных и околотовных системах бассейнов рек Томь, Енисей, Теча.

На предприятиях ЯТЦ, расположенных на этих реках, функционировали прямоточные промышленные ядерные реакторы для производства оружейного плутония. При работе данных аппаратов происходило поступление воды из рек, вода

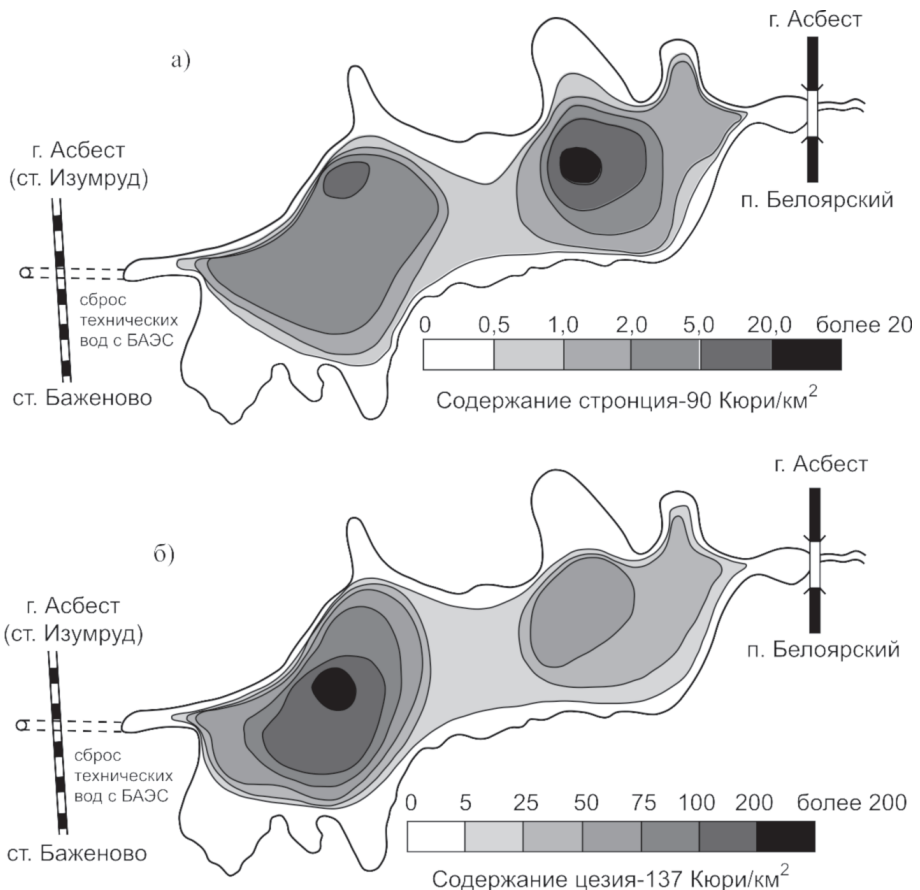


Рис. 4.56. Распределение стронция-90 (а) и цезия-137 (б) в донных отложениях Ольховского болота



в системе управления защитой реактора контактировала непосредственно с тепловыделяющими элементами и вновь сбрасывалась в открытые водоемы. В Томске-7 это осуществлялось через реку Ромашка и Чернильщикова проток р. Томь. Из-за недостаточной водоподготовки из места забора поступала речная

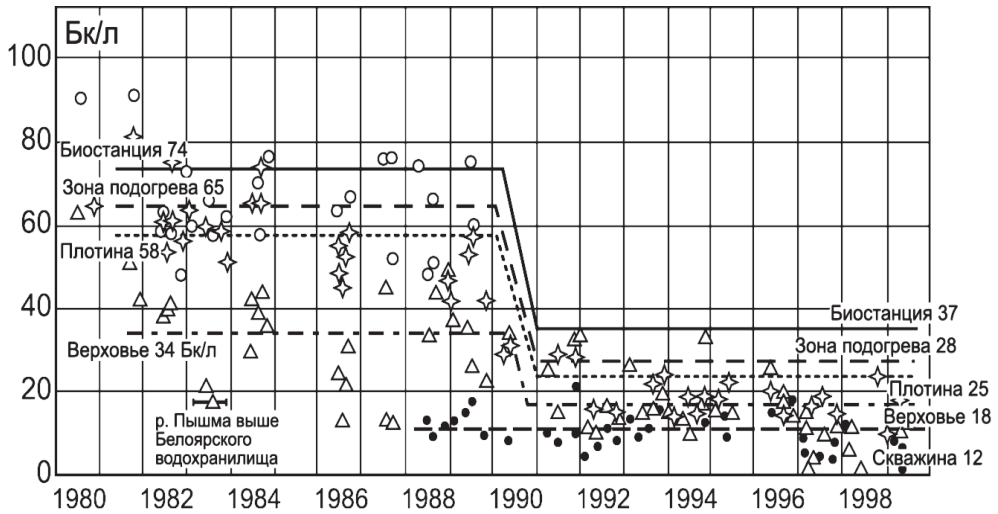


Рис. 4.57. Динамика изменения концентрации трития в постоянных точках наблюдений на акватории Белоярского водохранилища

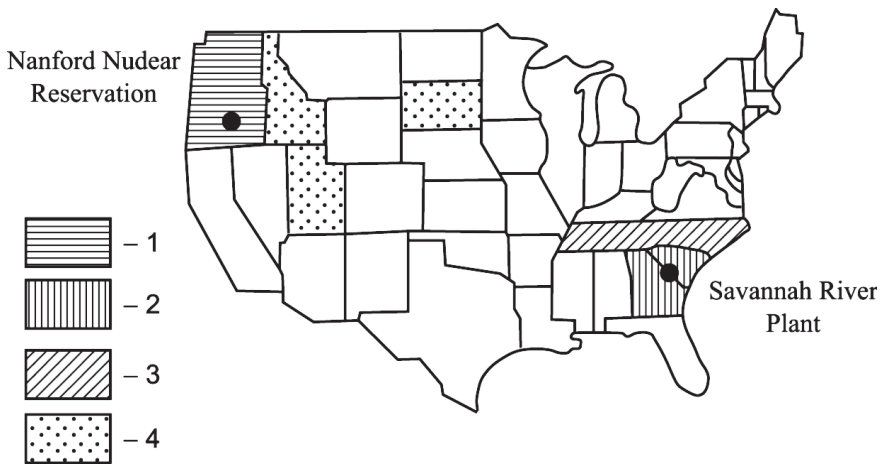


Рис. 4.58. Отношение  $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$  в щитовидной железе крупного рогатого скота на территории США (из работы Тихомирова, 1983):

1 — > 1000; 2 — < 1000, но > 500; 3 — < 500, но > 100; 4 — < 100, но > 50

вода, содержащая большое количество растворенных солей (NaCl, соединения фосфора и т.д.).

Данные компоненты активировались в нейтронном поле реактора и, например, из нерадиоактивного натрия-22 образовывался радиоактивный натрий-24, являющийся мощным жестким гамма-излучателем с небольшим периодом полураспада (16 часов). Его концентрация на сбросе существенно превышала предельно допустимые концентрации (ПДК) и обуславливала высокую мощность дозы гамма-излучения (более 3000 мкР/ч) в марте 1990 г.

По-видимому, именно к этому случаю относится высказывание академика В.И. Субботина при обсуждении научного сообщения академика Ю.А. Израэля (Вестник РАН, т.68, №10, с.911), который отметил: "К тяжелым экологическим последствиям приводит и элементарная человеческая глупость. Так, на одном из атомных реакторов установили конверторы для получения плутония. При этом, стремясь добиться экономии средств, воды реки направили в систему охлаждения реактора, а из нее вода вновь поступала в реку <...> Подобные события неизбежны, они следствие халатности и глупости" (именно такая система была реализована на двух прамоточных реакторах СХК).

Кроме того, в воде и донных отложениях фиксировался нептуний. По данным Социально-экологического союза (Хотулева, Четчин и др., 1993), в донных отложениях отмечался плутоний-239, 240 в количествах до 65 Бк/кг.

Кроме натрия, активировались и другие элементы (фосфор, бром), смывались активированные нейтронами элементы конструкции реактора (железо, кобальт, марганец и др.), а также осколочные элементы, которые, по-видимому, находились на поверхности ТВЭЛов.

Все это обусловило множество разнообразных гамма-излучателей как в воде, так и в донных отложениях (рис. 4.59). Все эти радионуклиды были обнаружены в тех или иных количествах в природных объектах в районе протоки Чернильщицево различными группами исследователей из России и зарубежных стран (табл. 4.18).

Более подробная информация о радиозоологических проблемах территорий, прилегающих к СХК, представлена в наших работах (Рихванов, 1997; Торопов, 2006; и др.).

Аналогичная картина загрязнения природных образований р. Енисей фиксируется ниже сброса сточных вод с объекта Красноярск-26 (табл. 4.19), а также в р. Теча (Южный Урал), в которую с 1949 по 1956 гг. происходил сброс отходов с радиохимического производства (рис. 4.60).

Радионуклидное загрязнение рек Обского бассейна и р. Енисей продуктами ядерного деления обстоятельно изучено международными научно-исследовательскими группами. Их исследования показывают, что происходит существенный вынос радионуклидов, в том числе трансурановой группы, в акваторию Северного Ледовитого океана.

Радиозоологические проблемы р. Енисей детально рассмотрены в монографии Ф.В. Сухорукова и др. (2004), а Уральского региона – в работах В.И. Уткина и др. (2004), В.Н. Позолотиной (2003) и др.

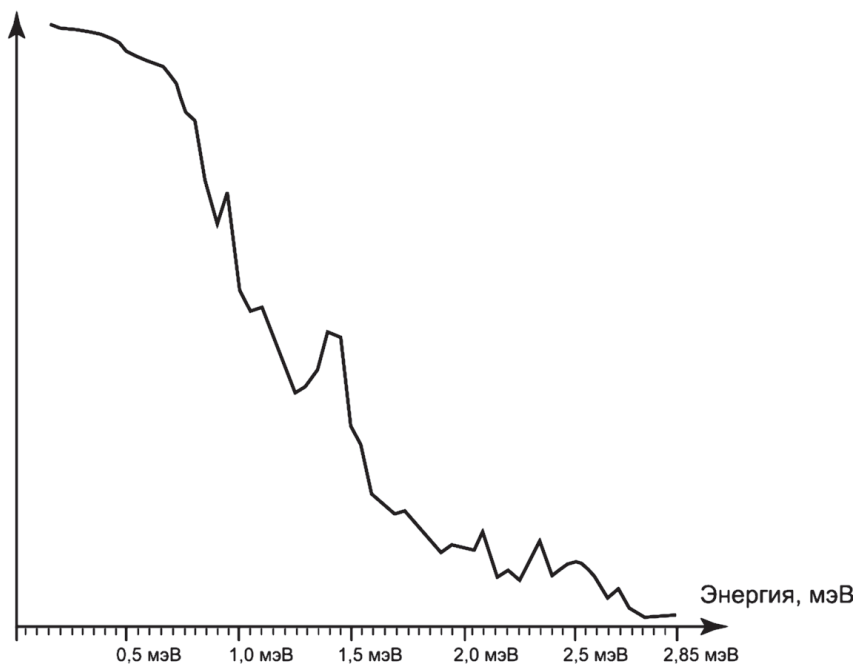


Рис. 4.59. Спектр гамма-излучения в протоке Чернильшиково, р. Томь (1990 г.). Полевой гамма-спектрометр "Припять"

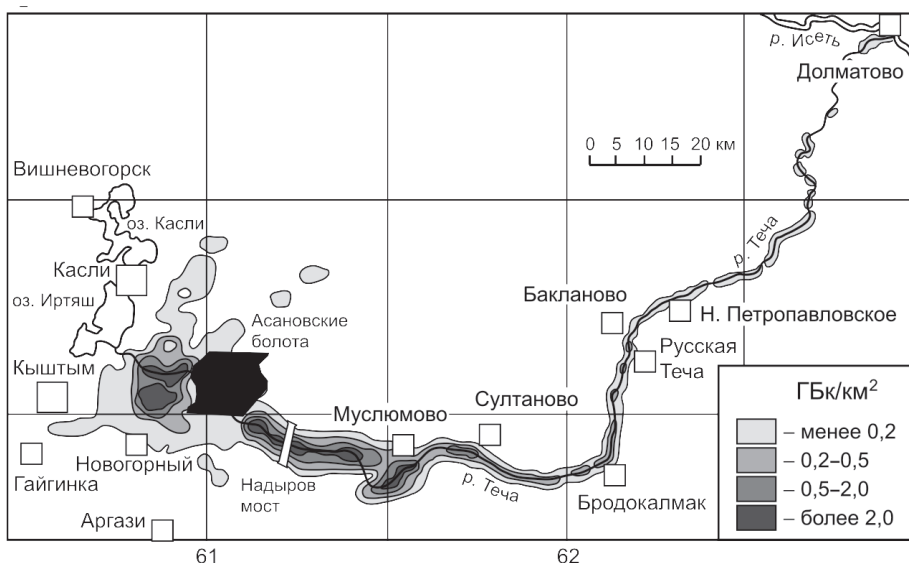


Рис. 4.60. Концентрация цезия-137 в донных отложениях р. Теча

**Таблица 4.18.** Содержание некоторых гамма-излучающих радионуклидов (Бк/кг) в протоке Черныльшиково (р. Томь)

Радио- нуклиды	По данным лаборатории Франции, лето 1990		Наши данные, март 1990	Данные Зап.-Сиб. Гидромета, январь 1990
	Донные отложения	Сухой остаток водорослей	Вода	Вода
$^{58}\text{Co}$	4 036	188	н.д.	н.д.
$^{60}\text{Co}$	469	н.д.	138	3
$^{54}\text{Mn}$	857	155	н.д.	10
$^{46}\text{Sc}$	393	н.д.	24	н.д.
$^{59}\text{Fe}$	702	н.д.	106	28
$^{51}\text{Cr}$	18 546	372	2 688	78
$^{65}\text{Zn}$	2199	291	40	16
$^{137}\text{Cs}$	121	5	108	1
$^7\text{Be}$	н.д.	581	н.д.	н.д.
Br	н.д.	н.д.	42	н.д.
$^{143}\text{Ce}$	н.д.	н.д.	н.д.	556
$^{131}\text{I}$	н.д.	н.д.	н.д.	4
$^{106}\text{Ru}$	н.д.	н.д.	н.д.	27
$^{140}\text{La}$	н.д.	н.д.	н.д.	630
$^{24}\text{Na}$	н.д.	н.д.	н.д.	$220 \cdot 10^6$
$^{95}\text{Zr}$	н.д.	н.д.	н.д.	67
$^{95}\text{Nb}$	н.д.	н.д.	н.д.	4
$^{125}\text{Sb}$	н.д.	н.д.	н.д.	10

Загрязнение водных бассейнов и атмосферы происходит и в результате работы АЭС (табл. 4.20). Так, сбросы воды с Калининской АЭС привели к увеличению уровня накопления трития в озерах Песьва и Удомля в 20–50 раз по сравнению с региональным фоном (Носов и др., 1996). Аналогичная картина отмечается и на Белоярском водохранилище (Трапезников и др., 1996; Уткин, Чеботина, Евстегнеев, Любашевский, 2004; и др.).

Так, комплексные радиоэкологические исследования уральских специалистов в районе Белоярской АЭС (Уткин, Чеботина и др., 2004) показали, что к 1989 г. в результате радиоактивных и тепловых сбросов в прилегающей к АЭС части водоема сформировалась зона с повышенным содержанием трития, кобальта-60, цезия-137, стронция-90 в воде по сравнению с верховьем водоема. Повышенная концентрация радионуклидов обнаружена в растениях, рыбе, планктоне и грунтах.

**Таблица 4.19.** Концентрация гамма-излучающих радионуклидов в р. Енисей (Зеленый мир, №19–20, 1992)

Радионуклид	Вода, пос. Атаманово, (Бк/кг)	Почва, остров в районе пос. Атаманово (Ки/км <sup>2</sup> )
<sup>56</sup> Mn	111	н.д.
<sup>24</sup> Na	778	н.д.
<sup>76</sup> As	10	н.д.
<sup>239</sup> Np	37	н.д.
<sup>51</sup> Cr	34	н.д.
<sup>65</sup> Zn	1	1,81
<sup>58</sup> Co	1	н.д.
<sup>60</sup> Co	н.о.	12,04
<sup>137</sup> Cs	1	4,44
<sup>59</sup> Fe	1	н.д.
<sup>54</sup> Mn	1	1,51
<sup>134</sup> Cs	н.д.	0,21
<sup>144</sup> Ce	н.д.	1,82
<sup>152</sup> Eu	н.д.	12,01
<sup>154</sup> Eu	н.д.	4,83
<sup>238</sup> Pu	н.д.	0,023
<sup>239</sup> , <sup>240</sup> Pu	н.д.	0,047

Наибольшее влияние Белоярская АЭС оказывает на Ольховскую болотно-речную экосистему. Ольховское болото расположено примерно в 5 км к юго-востоку от АЭС. Сбрасываемые воды поступают в него через искусственно прорытый канал. В течение работы станции, начиная с момента пуска первого энергоблока примерно до 1998 г. – периода реконструкции сбросов – через этот канал в болото наряду с постоянными хозяйственными стоками пос. Заречный производится контролируемый сброс дебалансных вод БАЭС.

Итоги исследований радиоэкологического состояния Ольховской болотно-речной экосистемы, проведенные до 1994 г. Институтом экологии растений и животных УрО РАН, показали, что основными загрязнителями болота являются радионуклиды стронций-90, цезий-137 (см. рис. 4.56), кобальт-60, тритий. Последний мигрирует преимущественно с водным потоком. Концентрация кобальта-60, стронция-90 и цезия-137 в воде к моменту исследования оказалась примерно одинаковой по всей протяженности болота и содержала указанные нуклиды в количествах 2,6; 0,6 и 15,0 Бк/л соответственно. Общий запас радионуклидов в

**Таблица 4.20.** Годовые выбросы радионуклидов (Бк/год) в атмосфере на примере АЭС "Богунце" (по В.И. Капухину и др., 1995)

Изотоп	1985 г.	1986 г.	1987 г.	1988 г.
Тритий	$3,7 \cdot 10^{11}$	$3,4 \cdot 10^{12}$	$2,2 \cdot 10^{12}$	$1,6 \cdot 10^{12}$
Углерод-14	—	—	$9,5 \cdot 10^{10}$	$1,2 \cdot 10^{11}$
Аргон-41	$2,8 \cdot 10^{12}$	—	$2,5 \cdot 10^{12}$	$2,5 \cdot 10^{12}$
Хром-51	$1,0 \cdot 10^8$	$8,0 \cdot 10^7$	$1,6 \cdot 10^7$	$4,3 \cdot 10^8$
Марганец-54	$2,7 \cdot 10^8$	$3,0 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^7$	$4,0 \cdot 10^7$
Железо-59	$2,7 \cdot 10^8$	$2,1 \cdot 10^7$	—	—
Кобальт-58	$2,1 \cdot 10^8$	$3,6 \cdot 10^7$	$1,6 \cdot 10^7$	$2,9 \cdot 10^7$
Кобальт-60	$5,4 \cdot 10^7$	$3,4 \cdot 10^7$	$2,6 \cdot 10^7$	$6,9 \cdot 10^7$
Цинк-65	$1,8 \cdot 10^7$	$2,4 \cdot 10^7$	—	$3,1 \cdot 10^5$
Криптон-85m	—	$1,1 \cdot 10^{12}$	$3,8 \cdot 10^{11}$	$3,8 \cdot 10^4$
Криптон-85	$3,3 \cdot 10^{11}$	$7,0 \cdot 10^3$	$2,4 \cdot 10^4$	$2,4 \cdot 10^{11}$
Криптон-87	$1,2 \cdot 10^{12}$	$4,3 \cdot 10^{11}$	$5,5 \cdot 10^{10}$	$5,5 \cdot 10^{11}$
Криптон-88	$1,2 \cdot 10^{12}$	$1,8 \cdot 10^{12}$	$2,5 \cdot 10^{11}$	$2,5 \cdot 10^{11}$
Стронций-90	$1,0 \cdot 10^5$	—	$3,3 \cdot 10^6$	$4,3 \cdot 10^6$
Цирконий-95	$5,2 \cdot 10^7$	$1,7 \cdot 10^7$	—	$3,1 \cdot 10^6$
Ниобий-95	$3,5 \cdot 10^7$	$9,4 \cdot 10^6$	$7,9 \cdot 10^5$	$7,6 \cdot 10^5$
Рутений-103	$1,8 \cdot 10^7$	$9,2 \cdot 10^6$	—	$7,1 \cdot 10^5$
Серебро-110m	$3,5 \cdot 10^8$	$1,9 \cdot 10^7$	$5,4 \cdot 10^6$	$2,6 \cdot 10^7$
Сурьма-124	—	$2,1 \cdot 10^7$	$4,9 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^6$
Йод-131	$2,2 \cdot 10^9$	$2,4 \cdot 10^9$	$1,8 \cdot 10^9$	$1,4 \cdot 10^9$
Ксенон-133m	—	—	$6,4 \cdot 10^{11}$	$6,4 \cdot 10^{11}$
Ксенон-133	$5,9 \cdot 10^{13}$	$2,5 \cdot 10^{13}$	$2,7 \cdot 10^{13}$	$2,7 \cdot 10^{13}$
Ксенон-135	$2,4 \cdot 10^{12}$	$1,7 \cdot 10^{13}$	$6,0 \cdot 10^{12}$	$6,1 \cdot 10^{12}$
Ксенон-138	—	$3,1 \cdot 10^{11}$	—	—
Цезий-134	$1,0 \cdot 10^8$	$1,5 \cdot 10^7$	$9,1 \cdot 10^6$	$1,3 \cdot 10^6$
Цезий-137	$1,7 \cdot 10^8$	$2,7 \cdot 10^7$	$5,9 \cdot 10^6$	$2,2 \cdot 10^6$
Церий-141	$1,8 \cdot 10^5$	$1,7 \cdot 10^7$	$7,2 \cdot 10^4$	—
Церий-144	$1,8 \cdot 10^7$	$5,1 \cdot 10^4$	—	—
Плутоний-238	$1,0 \cdot 10^6$	—	—	—
Плутоний-239	$1,0 \cdot 10^7$	—	$1,1 \cdot 10^5$	$2,5 \cdot 10^4$
Рутений-106	$3,5 \cdot 10^7$	$7,7 \cdot 10^7$	—	$8,7 \cdot 10^5$

грунтах Ольховского болота на 1994 г. оценивался примерно в 7,4 ТБк (200 Ки). По содержанию радионуклидов донные отложения Ольховского болота можно квалифицировать как радиоактивные отходы (Уткин и др.)

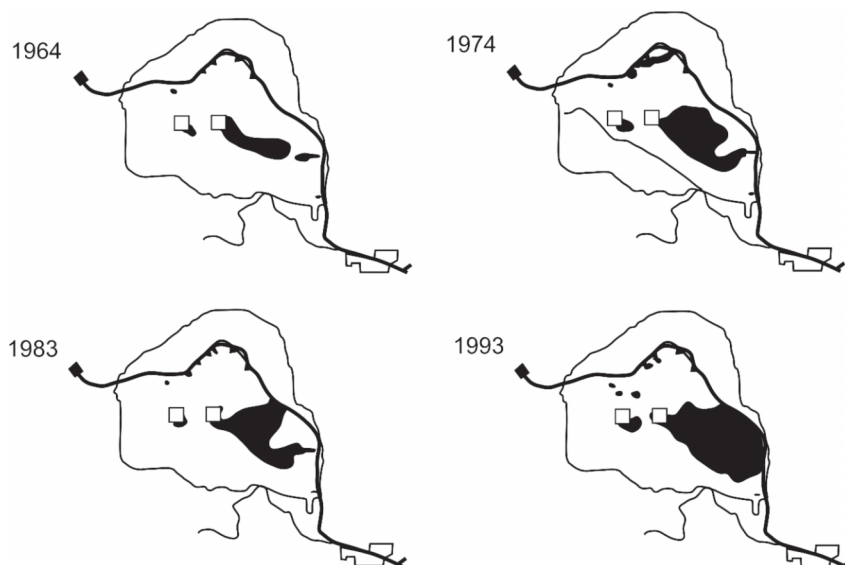
Загрязнение водоемов радиоактивным водородом ( $^3\text{H}$ ) отмечается и вокруг всех других ядерных комплексов. Масштабы загрязнения тритием вокруг такого рода объектов со временем увеличиваются (рис. 4.61).

В результате сброса радиоактивных отходов с атомных производств в открытые водные бассейны происходит интенсивное загрязнение биоты.

Так, в США реакторы Хэнфордского плутониевого завода охлаждались водой из р. Колумбия (абсолютная аналогия с СХК и р. Томь), и отработанные воды сбрасывались обратно в реку.

Несмотря на то, что радиоактивность этой воды ниже допустимого уровня, радиоактивные вещества попадали в живые организмы (рис. 4.62). Концентрация радиоактивного фосфора у рыб была в 150 тысяч раз больше, чем в воде. Накопление радиоактивного фосфора различными обитателями воды р. Колумбия показано на рисунке 4.63.

Сбросы вод, содержащих техногенные радионуклиды с предприятий атомной промышленности США, осуществлялись в реки Колумбия, Миссисипи, Рио-Гранде, Колорадо, Саванна, Делавэр, Гудзон, Потомак. Так, по данным В.П. Шведова и др. (1968), только за один 1958 г. общая активность отходов, сброшенных в реки США, составила 163 500 Ки, из них 152 000 Ки – в реки Колумбия и Миссисипи (табл. 4.21).



**Рис. 4.61.** Динамика изменения загрязнения тритием (черное пятно) подземных вод в районе Хэнфорда (по "Closing the Circle...", 1985)

В Ирландское море сбрасываются радиоактивные отходы с заводов Уиндскейла, Спрингфилдса и др. (Англия).

Усредненное количество и состав сбрасываемых продуктов одного из заводов за 1959–1962 гг. приведены в таблице 4.22.

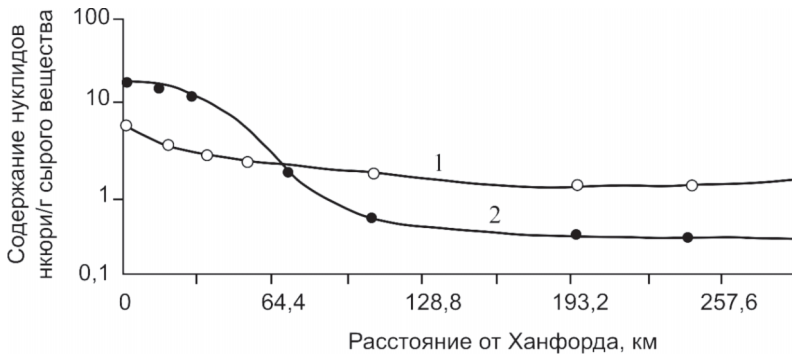


Рис. 4.62. Географическое распределение бета-излучающих нуклидов в организмах, обитающих в р. Колумбия на различных расстояниях от хэнфордских заводов (Радиоактивность..., 1971): 1 – рыба; 2 – планктон

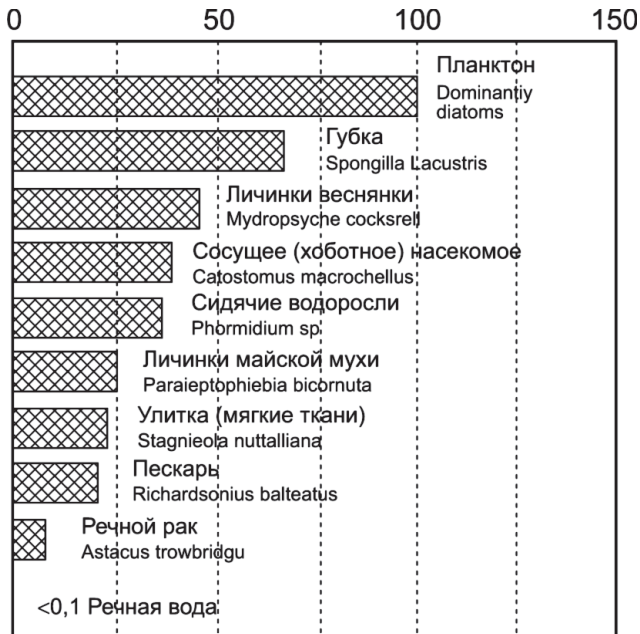


Рис. 4.63. Накопление радиоактивного фосфора различными организмами из речной воды (по Дж.Х. Хэмфри и др., 1958)



**Таблица 4.21.** Сброс радиоактивных отходов в реки США за 1958 г. (по В.П. Шведову, 1968)

Река	Общая активность отходов, сброшенных в 1958 г., кюри	Место стока
Колумбия	92 000	Тихий океан
Миссисипи	60 000	Мексиканский залив
Рио-Гранде	5 500	—
Колорадо	3 000	Атлантический океан
Саванна	300	—
Делавер, Гудзон, Потомак (Северное побережье Атлантики)	2 700	—

**Таблица 4.22.** Количество продуктов деления, сбрасываемых заводами в Уиндскейле в прибрежные воды (по Р. Расселу и др., 1971)

Нуклид	Активность, Ки/мес.
$^{106}\text{Ru}$	2 600
$^{137}\text{Cs}$	110
$^{90}\text{Sr}$	75
$^{89}\text{Sr}$	100
Другие $\beta$ -излучатели	2 600
Общая $\alpha$ -активность	9

При функционировании такого рода предприятий ЯТЦ, а также при работе АЭС образуются радиоактивные отходы различных видов (жидкие, твердые, низкой/высокой радиоактивности и т.д.). Обращение с радиоактивными отходами (РАО) от работающих предприятий ЯТЦ является одной из основных проблем развития атомной промышленности, так как именно они становятся главным фактором воздействия на природные комплексы.

Проблема захоронения и переработки радиоактивных отходов существует во всех странах, пользующихся ядерными технологиями.

Захоронение РАО без соблюдения строгих регламентирующих норм и правил ведет к интенсивному загрязнению окружающей среды, отторжению территорий из сферы деятельности человека. Более подробно эта проблема рассмотрена в главе 7.

Особую потенциальную опасность вызывает хранение РАО в жидком виде в прудах-накопителях, особенно с недостаточной гидроизоляцией от водоносных

горизонтов, а также закачка жидких РАО в глубокие геологические формации, как это делается в Томске-7 и Красноярске-26.

Пруды-отстойники создают угрозу разноса радионуклидов в результате ветрового переноса воды с последующим ее выпадением на почвы и смывом почв, насыщенных радионуклидами, в местные речные системы. Такого рода загрязнение, на наш взгляд, возникло в районе оз. Черное в санитарно-защитной зоне СХК.

Не исключается и возможность выноса материала смерчами, которые (по данным В.И. Слуцкого) в Томске фиксировались.

Кроме того, вода этих прудов может служить источником радиоактивного загрязнения водоплавающих птиц, диких животных. Такие случаи на примере лосей установлены на территории СХК. При этом радиоактивный цезий попадал в организмы людей, и приходилось оперативно принимать меры по выведению радионуклида.

В средствах массовой информации широко обсуждались выявленные случаи продажи на рынках речной рыбы, содержащей гамма-излучающие радионуклиды, иногда с превышением санитарных нормативов по  $^{65}\text{Zn}$  и  $^{24}\text{Na}$  (Рихванов, 1997).

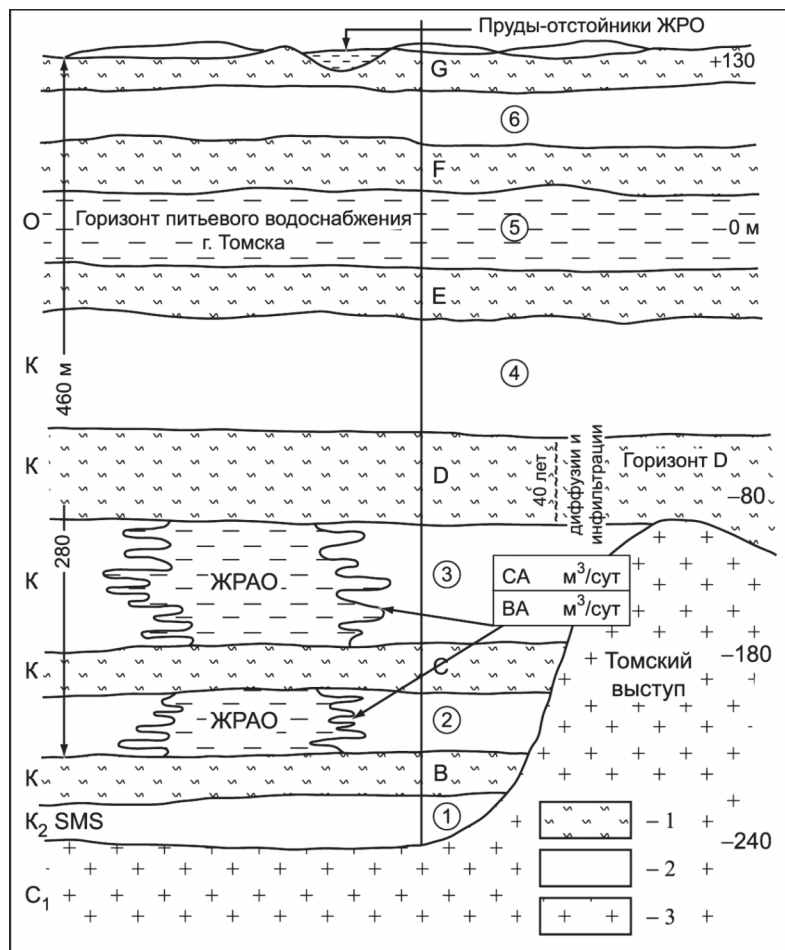
Весьма высокое радиоактивное загрязнение было выявлено в организме дикой утки (связь) в 2000 г. в Виленском охотхозяйстве, находящемся в зоне влияния СХК. В костно-мышечной ткани обнаружены  $^{60}\text{Co}$  (до 364 Бк/кг),  $^{65}\text{Zn}$  (до 2934 Бк/кг),  $^{137}\text{Cs}$  (до 386 000 Бк/кг),  $^{134}\text{Cs}$  (до 545 Бк/кг). Наличие в организме птицы  $^{134}\text{Cs}$  свидетельствует о местном источнике его поступления.

Особую обеспокоенность безопасным состоянием природной среды следует проявлять при функционировании систем закачки жидких РАО в глубокие геологические формации (рис. 4.64), так как при наличии гидравлической взаимосвязи между пластами возможно проникновение РАО в горизонты, из которых ведется питьевое водоснабжение г. Северска и областного центра. Предпосылки для такого опасения существуют, поскольку выбор площадки для строительства СХК, и особенно места захоронения отходов, был проведен, на наш взгляд (Рихванов и др., 1995), без достаточного геолого-геофизического и инженерно-гидрогеологического обоснования, и последние данные свидетельствуют о том, что обстановка в районе не дает поводов для оптимизма (см. гл. 7, рис. 7.16).

Данный способ захоронения радиоактивных отходов, реализуемый сегодня только в России и активно пропагандируемый его идеологами (Рыбальченко и др., 1994), представляет собой попытку создать процесс удерживания радионуклидов в объеме горных пород по аналогии с естественными месторождениями урановых руд, как это осуществляется в природе на урановых месторождениях гидrogenного типа, либо как это наблюдается на урановорудных объектах республики Габон.

Сам по себе данный способ, несомненно, привлекателен, т.к. позволил бы снять огромные проблемы, связанные с утилизацией радиоактивных и других токсичных отходов.

В условиях СХК он позволил на определенный период времени в какой-то мере снять острые экологические проблемы, связанные с хранением ЖРО в открытых



**Рис. 4.64.** Обобщенная схема хранения жидких радиоактивных отходов на СХК:  
 1 – малопроницаемые глинистые породы; 2 – высокопроницаемые песчаные породы;  
 3 – породы палеозойского фундамента

прудах-отстойниках, уже занимавших на момент принятия решения о закачке отходов в геологические недра значительные площади и объемы.

Тем не менее, имеющийся в нашем распоряжении материал (Рихванов, 1995) не позволяет относиться спокойно к этому способу захоронения в данном районе по следующим причинам:

- во-первых, вряд ли можно рассматривать геологические образования, в которые закачиваются ЖРО, в качестве глубинных формаций;
- во-вторых, в районе развиты разрывные нарушения в осадочном платформенном чехле, что исключает взаимную изолированность пластов;

- в-третьих, вызывает большие сомнения региональное развитие изолирующего горизонта глин;
- в-четвертых, в основании осадочной толщи развиты образования коры выветривания, являющиеся хорошим проводником растворов в условиях Западно-Сибирской низменности;
- в-пятых, район не является асейсмичным, в его пределах проявляются землетрясения интенсивностью 4–5 баллов и наблюдаются активные неотектонические движения;
- в-шестых, в районе за счет интенсивной откачки питьевой воды на водозаборе формируется депрессионная воронка, которая уже захватывает правобережье р. Томь (см. гл. 7, рис. 7.16).

Высказанные нами сомнения относительно безопасности захоронения жидких радиоактивных отходов в районе СХК позднее во многих случаях находили свое подтверждение.

Все жители Томска и других территорий Сибири в 2003 г. почувствовали на себе так называемую "асейсмичность" нашего района. Эпицентр Алтайского землетрясения находится примерно в 600–700 км, а в нашем районе ощущались толчки силой 3–4 балла.

Сегодня достоверно выявлены разрывные тектонические структуры в палеогеновых отложениях с относительным перемещением пластов горных пород на десятки метров (Таловское месторождение бурого угля и др.).

Уверенно фиксируется переток вод из отложений мелового возраста (уровень, в который идет закачка ЖРО) в водоносные горизонты палеогенового возраста (из него осуществляется водоснабжение Томска), и масштабы его увеличиваются (Попов и др., 2002).

Особенно настораживает факт повышения суммарной альфа-активности воды в некоторых скважинах Томского водозабора.

Так, в отдельных скважинах за период с 2002 по 2003 гг. суммарная альфа-активность воды увеличилась от  $\leq 0,1$  Бк/л до 0,5–0,6 Бк/л. Выполненное нами контрольное опробование воды этой скважины в ноябре 2003 г. подтвердило факт повышенной альфа-активности воды. Она превышает санитарно-гигиенический норматив (0,1 Бк/л) более чем в четыре раза (0,46 Бк/л). Обнадеживает то, что эта альфа-активность обусловлена не  $Pu$ . Его концентрация в воде ниже предела обнаружения тем методом, который использовался в лаборатории. Причина таких изменений радиогеохимических параметров остается невыясненной. Это могут быть как природные, так и техногенные факторы.

О зонах перетоков воды из одних горизонтов в другие свидетельствуют и результаты гелиевой съемки, выполненной специалистами ФГУП "Забайкальский комплексный НИИ" (г. Чита) по заданию ФГУП "Томскгеомониторинг".

Эти и другие результаты требуют тщательного осмысления, но они не уменьшают большого потенциального риска загрязнения Томского водозабора радиоактивными компонентами из зоны захоронения ЖРО.

Состояние гидросферы в данном районе может только усиливать эти опасения без постоянного полнообъемного и комплексного мониторинга, в том числе

дистанционного использования метода гидрогеохимического каротажа, реализованного в приборах серии ГХЗ (патент РФ №2084006, И.Н. Солодов, 2003).

Нарушение регламентов хранения радиоактивных отходов приводит к крупным экологическим катастрофам. Одна из таких катастроф случилась на предприятии ЯТЦ Челябинск-60 27.09.1957 г. Она долгое время утаивалась от общественности. Впервые в зарубежной печати этот факт был обнародован радиобиологом Ж.А. Медведевым в книге "Ядерная катастрофа на Урале", изданной в Нью-Йорке в 1979 г. Отрывки из этой книги были опубликованы в отечественном журнале "Энергия" (№1–3, 1990). Там же приведены официальные результаты итогов изучения Восточно-Уральского ореола радиационного загрязнения, раскрывшиеся только в 1989 г.

Из-за нарушения регламента хранения радиоактивных отходов произошел выброс радионуклидов в природную среду общей активностью около 2 млн Ки.

При этом образовался радиоактивный след (Восточно-Уральский радиоактивный след – ВУРС) протяженностью более 300 км и шириной 30–50 км при плотности загрязнения по стронцию-90 более 0,1 Ки/км<sup>2</sup> (рис. 4.65).

Состав аварийного выброса был представлен изотопами церия-144 – 66%; стронция-90 – 5,4%; циркония и ниобия-95 – 24,4%; рутения-родия-106 – 3,7%.

Общая площадь следа составила около 23 000 км<sup>2</sup>. Активность объектов природной среды в тысячи раз превышала фоновые. В населенных пунктах, распо-

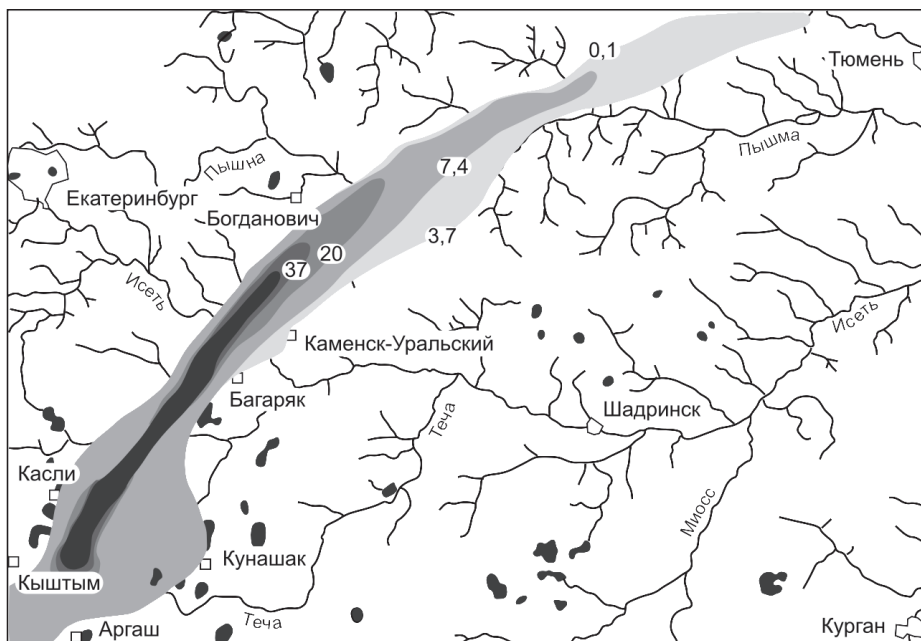


Рис. 4.65. Схема Восточно-Уральского радиоактивного следа. На изолиниях указаны предельные концентрации стронция-90 (ГБк/км<sup>2</sup>)

ложенных в 12,5–20 км от эпицентра, мощность экспозиционной дозы гамма-излучения была в пределах 0,6–1,5 Р/ч.

На 1992 г. плотность загрязнения по основному долгоживущему изотопу – стронцию-90 ( $T_{1/2} = 30$  лет) – снизилась в два раза, при этом 60–80% его сосредоточено в верхнем (5 см) слое почв.

Значительная часть радионуклидов попала в водные системы, и в настоящее время 95–98% их находится в иле (Аклеев и др., 1992).

Исследования, проводимые Институтом экологии растений и животных УрО РАН (Трапезников и др., 1996) показывают, что содержание  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  в р. Теча превышает на 2–3 порядка уровни для рек северных умеренных широт, а запас некоторых радионуклидов в воде, по расчетным данным, составляет:  $^{90}\text{Sr}$  –  $2 \cdot 10^{10}$  Бк;  $^{137}\text{Cs}$  – 0,03–0,25 кБк/кг.

Содержание в грунтах данной реки на 49-м км от места сброса составляет по  $^{90}\text{Sr}$  2,4–11,2 кБк/кг; по  $^{137}\text{Cs}$  – 4,9–640 кБк/кг с максимумом на глубине 14–20 см. На 237-м км уровень их накопления, соответственно, по  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$  составляет 0,05–1,8 и 0,03–0,25 кБк/кг.

В 1967 г. в этом же районе произошел ветровой разнос радионуклидов (0,6 млн Ки) на площади 2700 км<sup>2</sup> с локализацией большей части выпадений в пределах ВУРС (рис. 4.66).

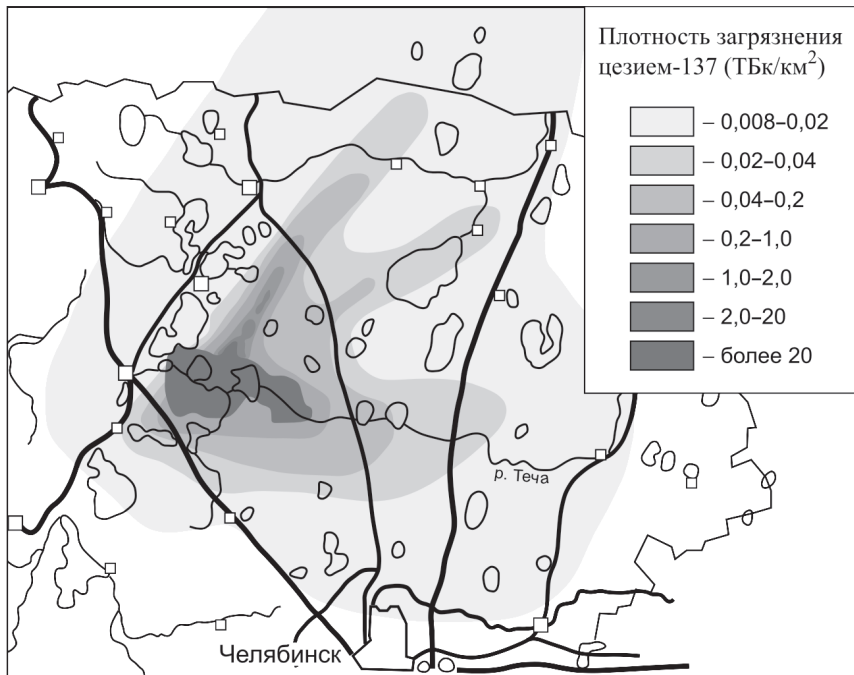


Рис. 4.66. Схема загрязнения цезием-137 территории челябинской области за счет ветрового переноса илов из прибрежной зоны оз. Карачай в 1986 г.

В процессе производственной деятельности предприятий ЯТЦ могут возникать ситуации, в результате которых происходит радиоактивное загрязнение природной среды за пределами санитарно-защитной зоны предприятия. Существует общий перечень ядерных инцидентов на производствах, где функционируют ядерные реакторы гражданского и военного назначения. Так, в результате аварии в Селлафилде произошло мощное поступление радиоактивного йода ( $^{131}\text{I}$  и  $^{129}\text{I}$ ), что привело к загрязнению природной среды, в том числе продуктов питания, например молока (рис. 4.67). Примером такого рода аварийной ситуации является взрыв на радиохимическом заводе Сибирского химического комбината 6 апреля 1993 г.

Масштабы радиоактивного загрязнения окружающей среды при аварии достаточно подробно описаны в литературе (Булатов и др., 1994; Глушко и др., 1993; и др.). Следует отметить, что данная авария существенно не повлияла на изменение уже сложившейся радиационной обстановки в регионе (Рихванов, 1995).

В результате взрыва произошел выброс радиоактивного вещества общей активностью 50 Ки по оценке Государственной комиссии (и около 300–540 Ки по оценкам независимых экспертов).

Схема зоны радиоактивного загрязнения по данным самолетной аэрогамма-съемки, выполненной 10–14 апреля 1993 г. ГПП "Березовгеология", показана на рисунке 4.68.

Проведенная в июне 1993 г. повторная съемка показала сильное перераспределение радионуклидов (рис. 4.68).

В составе выбросов преобладали короткоживущие изотопы циркония и ниобия-95, рутения и родия-106, рутения-103 (рис. 4.69), дающие основной вклад в мощность экспозиционной дозы гамма-излучения, которая изменилась от первых Р/ч (вблизи эпицентра) до 20–30 мкР/ч по периферии зоны (при обычных фоновых значениях 8–10 мкР/ч).

Кроме того, среди радионуклидов установлено присутствие альфа-излучающих компонентов: плутония, америция, урана-235. Концентрация плутония в отдельных точках достигала 3100 Бк/кг. В выбросе были установлены также частицы микронных размеров, обладающие высокой удельной радиоактивностью (Рихванов и др., 1994). Так, одна из обнаруженных нами частиц размером 10 мкм давала мощность экспозиционной дозы гамма-излучения 34 мР/ч. В гамма-спектре этой частицы присутствовали цирконий, ниобий-95, рутений, родий-106 и др., а также обнаруживалось присутствие америция-241 (рис. 4.69).

По классификации Л.М. Хитрова (1990) такого рода образования следует относить к "горячим частицам", которые представляют собой особый радиационно опасный фактор, наиболее полно проявляющийся в зоне аварии Чернобыльской АЭС. Его замалчивали как при аварии на ЧАЭС, так и при обсуждении радиационной обстановки в районах Томска, Челябинска, Красноярска. Более подробно информация об этих образованиях представлена в разделе 4.3.

В зоне радиационного загрязнения оказались населенные пункты Георгиевка, Черная Речка. В деревне Георгиевка силами СХК проведены дезактивационные работы. В результате непринятия своевременных мер по закрытию автотрассы и

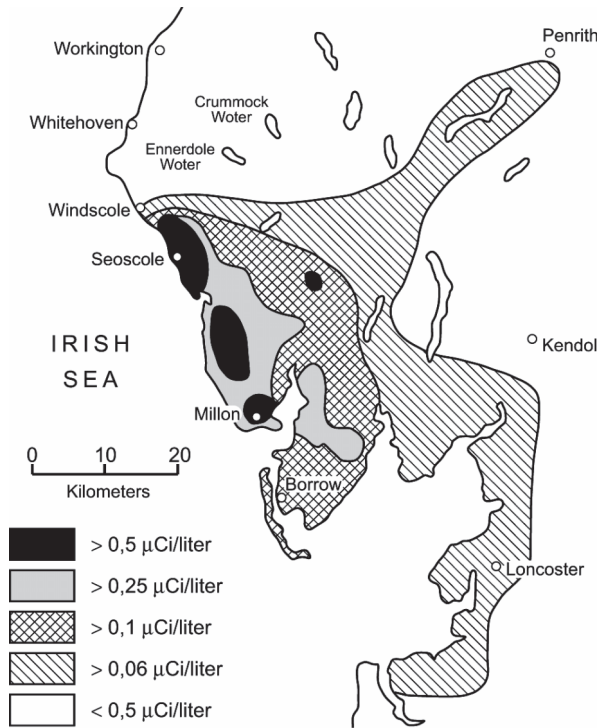


Рис. 4.67. Схематическая карта уровня накопления  $^{131}\text{I}$  в молоке на 5-й день после аварии

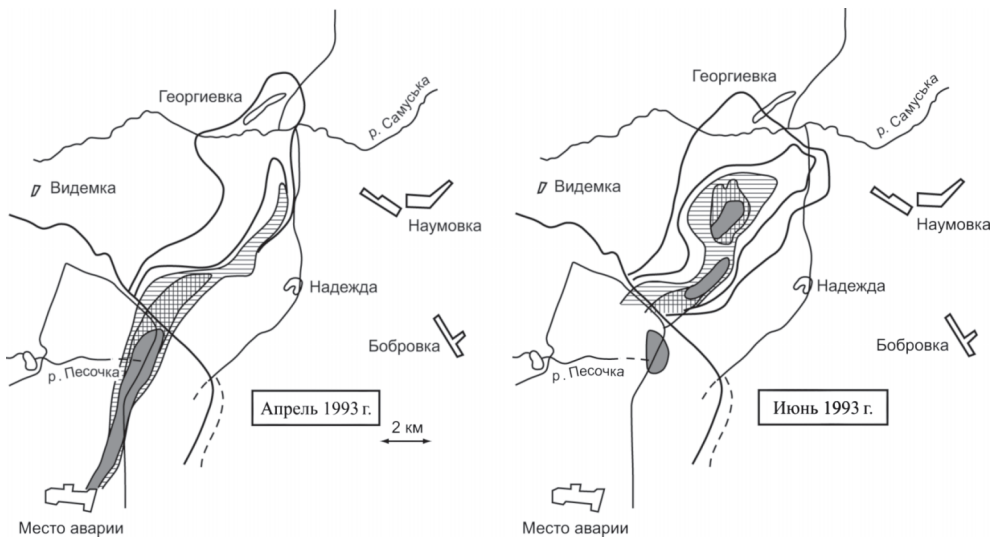
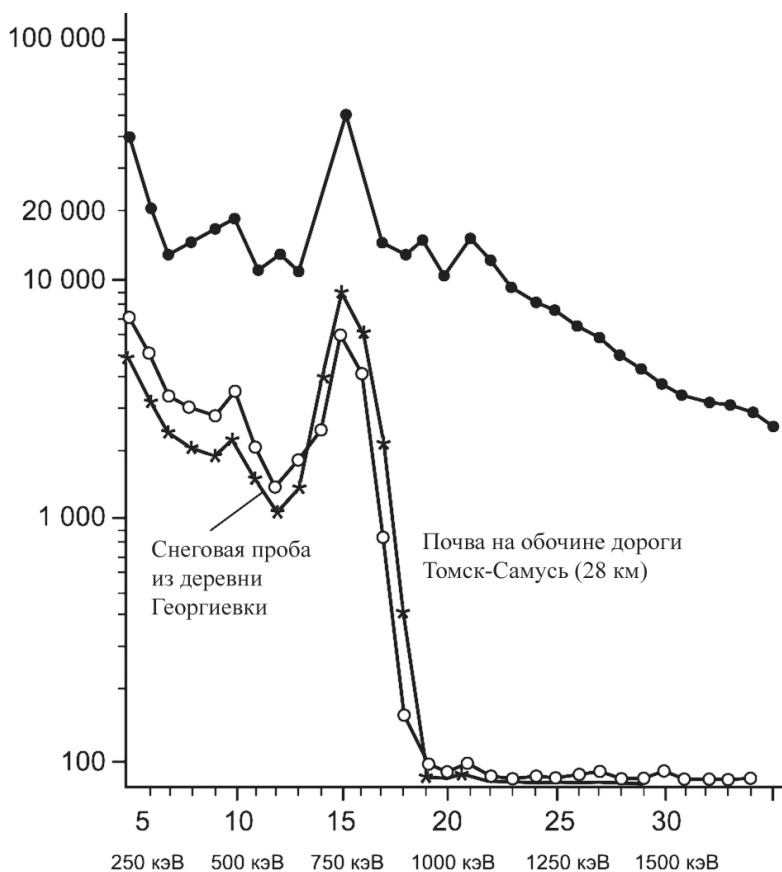


Рис. 4.68. Схема зоны радиоактивного загрязнения по данным аэрогамма-съемки





**Рис. 4.69.** Спектры гамма-излучателей в составе выброса СХК. Снято полевым прибором "Припять" 08.04.1993 г. непосредственно на радиационном следе

ее дезактивации радиоактивная грязь была разнесена колесами автомобилей в населенные пункты вне зоны загрязнения (пос. Самусь).

Радиоактивное загрязнение природной среды происходит вблизи атомных электростанций. При штатном режиме работы оно несущественно и носит достаточно локальный характер, но в случае аварий может достигать глобальных масштабов, как это произошло в апреле 1986 г. на Чернобыльской АЭС. В результате серии (двух, как минимум) взрывов газово-водной смеси с силой взрыва, эквивалентного ориентировочно взрыву 1700 кг тротила, был разрушен четвертый энергоблок АЭС с выбросом радионуклидов в окружающую среду общей активностью 50 МКи, в т.ч. 1 МКи цезия-137.

Как отмечают специалисты, на всех стадиях аварии выброс радиоактивных продуктов шел в виде двух компонентов:

1) летучий – благородные газы, йод, цезий-137 и др.;

2) мелкодиспергированный материал ядерного топлива ("горячие частицы"), содержащие плутоний, уран, трансурановые и другие осколочные элементы (Кутюков, 1992).

Радионуклидный состав выброса изменялся во времени. На долю цезия-137 приходится  $13 \pm 7\%$  активности (Беляев и др., 1993), и в настоящее время именно он и "горячие частицы" определяют радиационную опасность в зоне аварии ЧАЭС. Спектр гамма-излучателей, снятый нами на почве в зоне аварии в 1990 г., свидетельствует, что основным гамма-излучающим нуклидом является цезий-137 (см. рис. 4.49).

Отмечается, что 75–90% всех радионуклидов выброса находятся в почвенном слое до 5–6 см, в т.ч. 70% "горячих частиц" находится в 1 см слое (Г.А. Соколик, устное сообщение, 1990). Близкие к этим данные по особенностям распределения радионуклидов в почвах приводят В.А. Ветров, Ф.И. Павловская и многие другие, занимающиеся этой проблемой (рис. 4.70).

Общая площадь загрязнения цезием-137 с плотностью загрязнения более 1 Ки/км только на территории 15 областей России составила 57,4 тыс. км<sup>2</sup>. Всего загрязнено ориентировочно 2450 га сельхозугодий. На этой территории проживает около 3883 человек. В результате аварии 28 человек погибло от лучевого поражения, а 24200 человек получили сильные дозы облучения (Круглов и др., 1992), и это без учета контингента "ликвидаторов".

Экологический ущерб оценивался в 1990 г. в 180–250 млрд рублей.

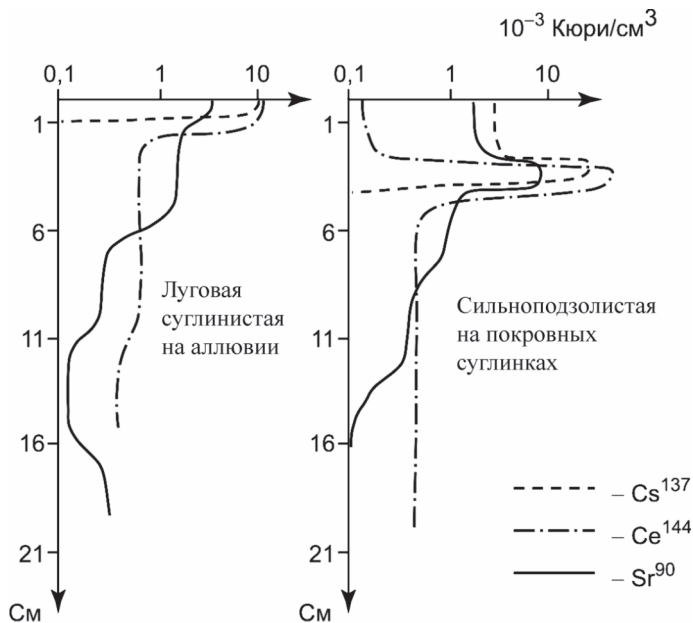


Рис. 4.70. Распределение осколочных элементов в почвах лесной зоны

Характер распределения радиоактивного загрязнения крайне неравномерный, оно носит сложный пятнисто-мозаичный характер.

Пятна загрязнения от аварии установлены даже в Грузии, Прибалтике и во многих других районах Европы, Азии. Оно охватывает практически все северное полушарие (рис. 4.71) и может быть зафиксировано в любой точке планеты.

Отмечено, что радиационная нагрузка на экосистемы Москвы в 1986 г. существенно возросла по сравнению с 1964 г. (период окончания испытаний ядерного оружия в атмосфере). Общий радиационный фон увеличился в 1,5–2 раза, а суммарная доза годового облучения в Москве возросла за счет увеличения содержания радионуклидов во всей биоте в 5–10, а иногда и в 100 раз (Минеева и др., 1990).

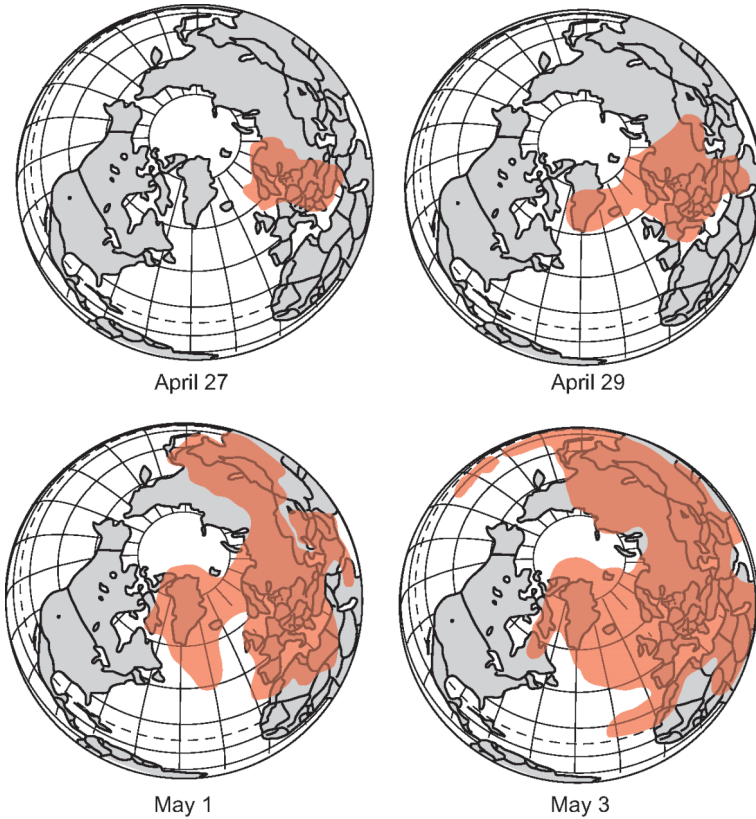
След аварии от ЧАЭС обнаружен на всех континентах, практически во всех природных средах, "чернобыльский" цезий-137 обнаружен в турецком чае (рис. 4.72) и других продуктах питания (Алпатов и др., 1992). Например, "горячие частицы" были обнаружены у граждан Японии, эвакуированных с Украины и Белоруссии через несколько дней после аварии на ЧАЭС. Именно японские специалисты одними из первых изучили их вещественный состав.

Авария на ЧАЭС подорвала у многих людей веру в мирный атом, в возможность безопасного развития атомной энергетики. Эта и другие, более локальные, аварии в СССР показали нашу слабую подготовленность в решении вопросов, связанных с оценкой возникших ситуаций, с их последующей ликвидацией и реабилитацией пострадавших территорий.

Загрязнение объектов окружающей среды радиоактивными веществами может происходить в результате аварий транспортных средств, использующих ядерные источники энерготеплоснабжения (подводные лодки, космические аппараты) или транспортирующих ядерные бомбы. Сегодня стали известны факты ис-

**Таблица 4.23.** Концентрация радионуклида в воздухе после падения бомб в Испании

Год	Нью-Йорк, США	Северо-Запад Италии	Паломарес, Испания	
			в городе	область 2-2
1966	3,1	2,6	14,8	44,8
1967	1,3	1,6	4,1	441,8
1968	2,0	2,7	2,6	21,8
1969	1,5	1,8	2,6	142,1
1970	1,8	1,8	2,2	5,9
1971	1,5	1,7	1,8	2,2
1972	0,7	0,8	1,8	10,4
1973	0,3	0,5	2,2	3,0
1974	1,1	1,4	4,1	8,1



**Рис. 4.71.** Чернобыльская авария произошла 26.04.1986 г.

К 3 мая радиоактивное загрязнение от поврежденного реактора распространилось более чем на половину Северного полушария

следования изотопа  $^{238}\text{U}$  для некоторых технологических целей, использования его в качестве балансирующего материала в самолетах либо в качестве наполнителя к авиационным бомбам и снарядам обычного типа для придания им большой проникающей способности (используется свойство большой плотности  $^{238}\text{U}$ ).

Всем хорошо известны случаи падения бомб в Испании (Паломарес) и Гренландии, когда в силу совершенства предохранительных устройств ядерные взрывы не произошли, но радиоактивное вещество рассыпалось и загрязнило природную среду. На рисунке 4.73 показаны основные районы происшествий с такого рода объектами.

Так, при инциденте в Паломаресе (Испания) за счет распыления материала бомбы создан многокилометровый след загрязнения  $\text{Pu}$  (рис. 4.74). При этом концентрация радионуклида в воздухе была существенно выше (в 10–100 раз), чем в США (Нью-Йорк) и Северной Италии (см. табл. 4.23), и оставалась выше

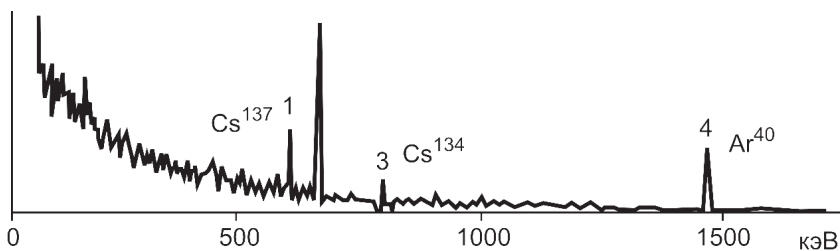


Рис. 4.72. Гамма-спектр турецкого чая "Камелия" (по Алпатову и др., 1992)

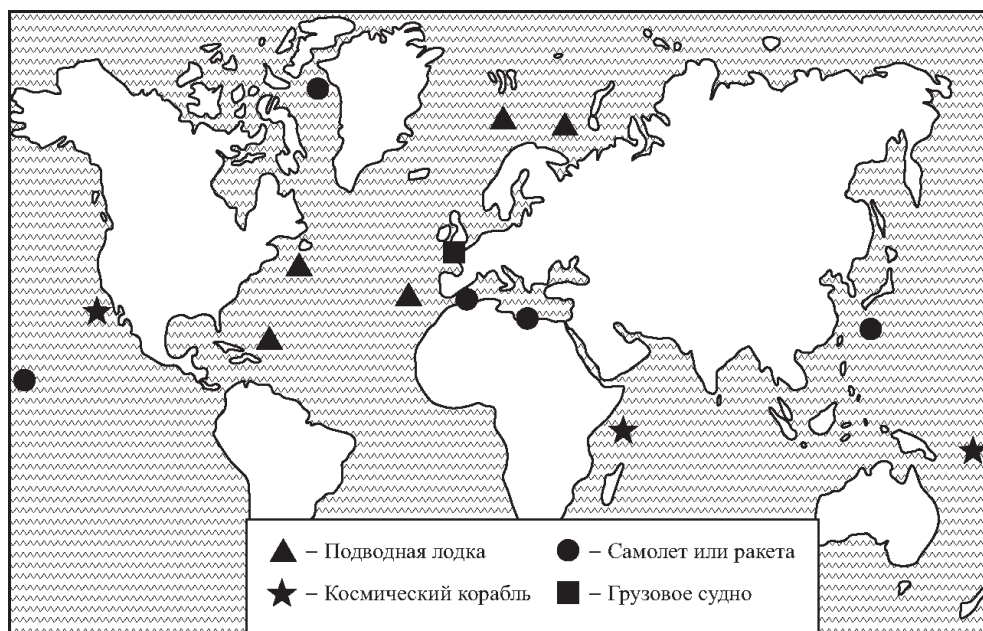


Рис. 4.73. Расположение сообщенных происшествий, повлекших за собой попадание радиоактивных материалов в морскую среду

в 3–7 раз во время наблюдения. В качестве примера аварий с космическими аппаратами можно привести факт загрязнения атмосферы плутонием-238 над Индийским океаном в июне 1969 г. при аварии спутника США. В атмосферу при этом попали радионуклиды с общей активностью 17 000 Ки (Максимов и др., 1989). Содержание <sup>238</sup>Pu в стратосфере того периода времени и динамика изменения его концентрации показана на рисунке 4.75.

Много писали и о падении радиоактивных частей с разрушенного советского космического аппарата "Космос-954" в 1978 г.

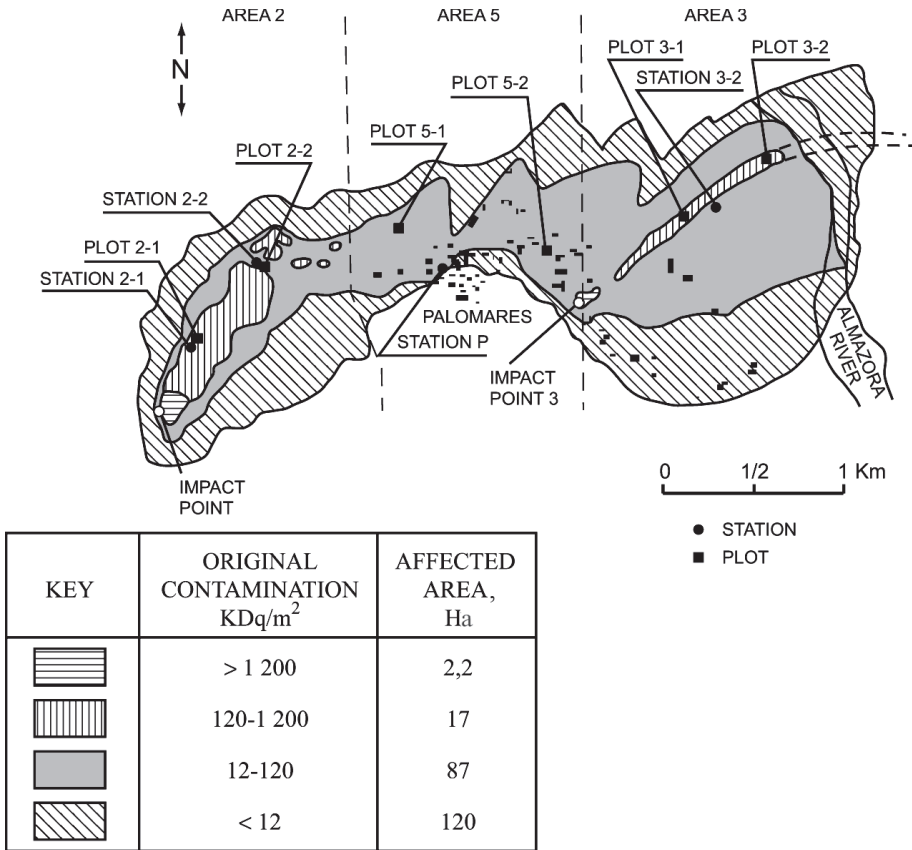


Рис. 4.74. След загрязнения Pu при инциденте в Паломаресе (Испания)

Аварии на атомных подводных лодках (АПЛ) – случаи довольно частые, как правило, они происходят не из-за реакторных устройств, а по другим техническим причинам. Загруженные ядерным топливом реакторы, ядерные боеприпасы остаются в пучине мирового океана, таким образом создается потенциальная угроза загрязнению воды и морских организмов.

Кроме того, известны случаи механического разрушения реакторов АПЛ при демонтаже, погрузочно-разгрузочных работах ("Комсомольская правда", 06.07.1991). При этом происходит радиоактивное загрязнение местности специфичными радионуклидами активационного типа (железо, марганец, кобальт и др.).

На рисунке 4.76 показан гамма-спектр загрязненных почв в районе такой аварии вблизи Владивостока (Бухта Чажмо). Аномалия в то время носила кодовое название "Дунай".

Кроме гамма-излучающих элементов, создающих мощность экспозиционной дозы более 3 000 мкР/ч, нашими исследованиями с помощью методики осколоч-

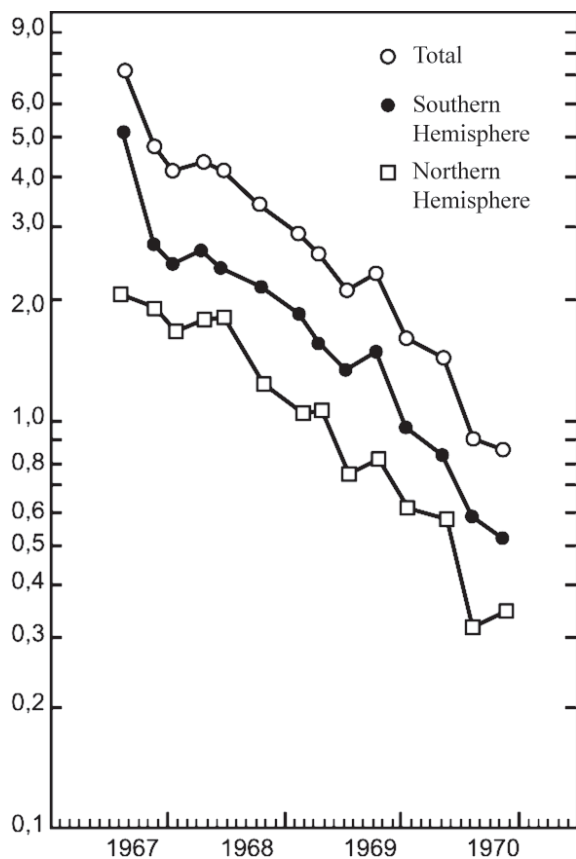


Рис. 4.75. Активность  $^{238}\text{Pu}$  (ККи) в стратосфере в период аварии спутника США SNAP-9A (Environmental Radioactivity..., 1997)

ной радиографии доказано присутствие делящихся продуктов (уран-235, плутоний), что свидетельствует о частичном выбросе топливного материала (Каштанов, Рихванов, 1991).

Загрязнение радиоактивным изотопом  $^{238}\text{U}$  природной среды, по-видимому, произошло при взрыве самолета "Боинг" 21.12.1988 г. над Шотландией (авиакатастрофа над Локерби). Обломки от самолета рассыпались по территории полета на десятки километров (рис. 4.77). Среди падающих с неба материалов было 400 кг  $\text{U}^{238}$ , служившего стабилизатором системы хвостового оперения авиалайнера (Гео, №7, 2000).

Масштабы радиационного загрязнения природной среды от использования во время боевых действий в Ираке и Югославии бомб и снарядов, содержащих  $^{238}\text{U}$ , малоизвестны, и информация об этом практически отсутствует.

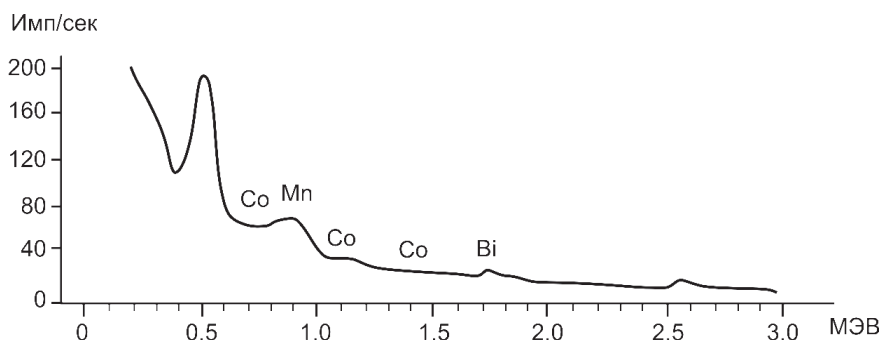
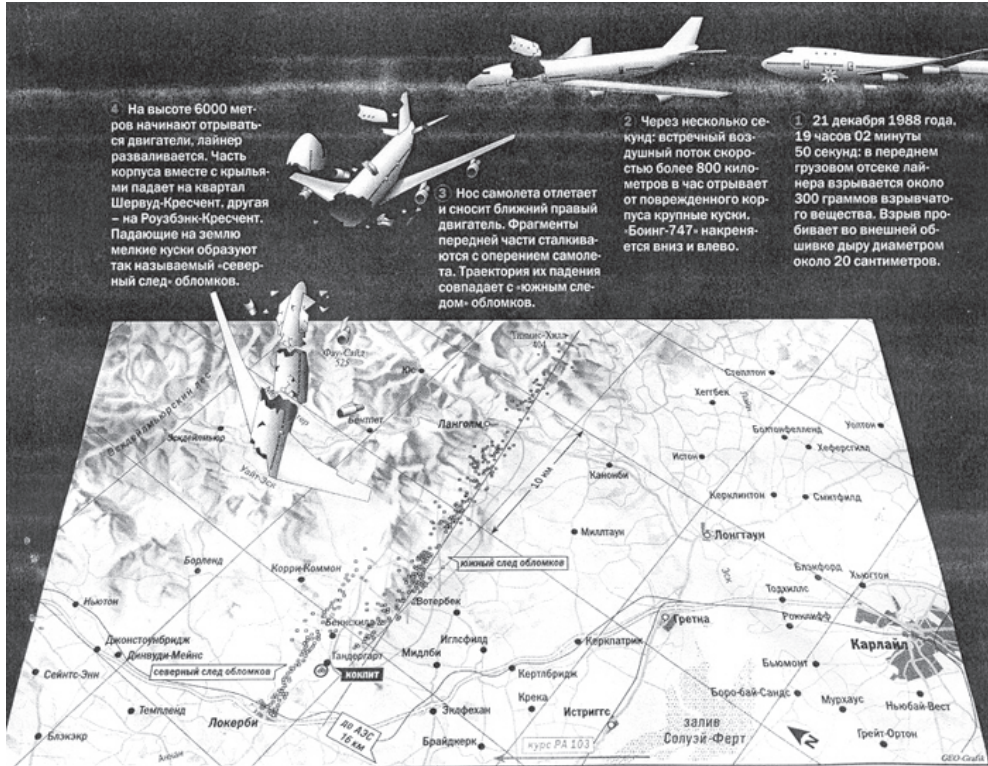


Рис. 4.76. Гамма-спектр техногенной аномалии "Дунай", снятый прибором "Припять"



**Рис. 4.77.** Схематическая карта распределения обломков от авиалайнера "Боинг-747" при аварии 21.12.1988 г. На борту самолета находилось около 270 человек и 400 кг  $^{238}\text{U}$  (из журнала "Geo", №7, 2000)

Так, из различных источников известно, что во время войн в Ираке (Персидский залив) в 1991 и 1998 гг., а также на Балканах были использованы крылатые ракеты и авиабомбы, содержащие сердечник из обедненного урана (ОУ). По некоторым оценкам, в ходе боевых действий в Югославии было использовано около 50 тысяч боеголовок различного типа, содержащего ОУ в количестве около 0,4 кг урана. Во время войны в Персидском заливе в 1991 г. в район военных действий было доставлено и рассеяно от 300 до 500 тонн ОУ ("Советская Россия", №10, 2001, статья профессора, полковника Л.П. Малышева).

Уровень радиоактивности снаряда около 3,4 мКи. На местности, подвергшейся ударам самолетов с такими бомбами, определяются участки с уровнем МЭД 10 000 мкР/час (Малышев, 2001). Наличие такого радиационного загрязнения подтверждается экспертами ООН, посетившими 11 из 112 участков в Косово ("Советская Россия", №3, 2001, со ссылкой на газету "Нью-Йорк Таймс" от 7 января 2001).

Оценивать последствия такого загрязнения весьма сложно. Радиационный фак-



тор от  $^{238}\text{U}$ , по-видимому, незначительный, но нельзя забывать, что уран сам по себе опасное химическое вещество – "почечный яд". Так писалось о нем, когда еще не была известна радиоактивность.

Ю.А. Сапожников и др. (2001) отмечают, что ОУ, полученный в результате переработки облученного ядерного топлива, использовавшегося в ядерных реакторах, содержит широкий спектр трансурановых радионуклидов (табл. 4.24), что повышает его радиационную опасность. В боеголовках из ОУ, собранных в Косово, были обнаружены следы  $^{236}\text{U}$  и  $^{239+240}\text{Pu}$ . Сообщалось, что следовые количества Am, Np и  $^{99}\text{Tc}$  также присутствовали в ОУ.

Следы  $^{236}\text{U}$  (< 0,003%) появляются в результате перекрестного загрязнения, возникающего, когда одно и то же оборудование используется для работы с необлученным и облученным ураном.

Долгоживущий изотоп урана  $^{236}\text{U}$  ( $T^{1/2} = 23,48 \cdot 10^6$  лет) образуется при захвате нейтронов ядрами  $^{235}\text{U}$  и накапливается до высоких концентраций в ядерном топливе.

Радионуклиды, входящие в состав ОУ, распадаются с испусканием  $\alpha$ -частиц, которые не проникают ни через одежду, ни через кожу. Следовательно, радиационная опасность от внешнего облучения ОУ минимальна.

Однако опасность для здоровья может возникать в результате вдыхания или поступления с пищей аэрозолей или частиц, которые образуются при возгорании снарядов и брони из ОУ во время удара или в результате проникновения фрагментов в почву или на другие поверхности. В целом, радионуклиды могут попадать в дыхательные пути в разных формах, включая газообразные соединения, аэрозоли или частицы. Все они имеют различные физико-химические свойства и, следовательно, по-разному ведут себя в легких. Особенно важен размер час-

**Таблица 4.24.** Состав (на 1 г урана) ОУ в противотанковых боеприпасах фирмы Starmet Corporation, Великобритания (по Ю.А. Сапожникову и др., 2004, со ссылкой на зарубежные источники)

Радионуклид	Период полураспада, лет	Масса, г	Бк/кг
Уран-238	$4,51 \cdot 10^9$	0,9979	12 448
Уран-235	$7,1 \cdot 10^8$	$1,2 \cdot 10^{-3}$	159,6
Уран-234	$2,47 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^{-5}$	2310
Уран-236	$2,39 \cdot 10^7$	$3 \cdot 10^{-6}$	7,2
Нептуний-237	$2,44 \cdot 10^6$	$2,2 \cdot 10^{-7}$	5,8
Плутоний-238	$8,6 \cdot 10^1$	$5,2 \cdot 10^{-12}$	3,3
Плутоний-239, Плутоний-240	$2,44 \cdot 10^4$ } $6,5 \cdot 10^3$ }	$1,2 \cdot 10^{-9}$	6,4
Америций-243	$7,95 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^{-9}$	7,4
Америций-241	$5,58 \cdot 10^2$	$1,7 \cdot 10^{-11}$	2,2

тиц, ассоциированных с радионуклидами: большие частицы (диаметр 5–30 мкм) обычно оседают в верхней части дыхательных путей, в то время как малые частицы (диаметр ~ 1 мкм) могут достигать нижних частей дыхательной системы и оседать в альвеолах, что приводит к высокой локальной дозе в окружающих клетках и тканях. Таким образом, малые частицы ОУ (менее 2,5 мкм) могут оставаться в легких на долгое время, подвергая легочные ткани облучению.

Эффект воздействия ОУ на человека широко обсуждается в печати. При этом существуют абсолютно противоположные мнения.

Несомненным является то, что в моче военнослужащих, принимающих участие в боевых действиях в Ираке и Югославии, содержание урана в 100 раз выше, чем в контроле (Сапожников и др., 2006).

Загрязнение природной среды искусственными радионуклидами чаще всего происходит в результате нарушений правил, норм и инструкций по обращению с радиоактивными веществами. Таких случаев на человеческой памяти накопилось достаточно много. Так, в бразильском г. Гаяния в 1988 г. из госпиталя был похищен контейнер с радиоактивным цезием-137. Контейнер был вскрыт, порошок рассыпан, им играли дети, так как вещество обладало голубым свечением. В результате этого пострадало 244 человека, из них сильное облучение получили 20 человек, четверо погибли (табл. 4.25).

В г. Рубцовске Алтайского края на заводе запасных тракторных частей со вторичным металлломом в переплав попали материалы, содержащие цезий-137. При переплавке цезий-137 накопился в шлаках и был вывезен на шлакоотвал, на участках которого была зафиксирована высокая радиоактивность.

Частично этим шлаком была отсыпана территория завода, что привело к нарушению естественного радиационного фона и морально-психологическому травмированию работников завода и жителей города. Проведенные группой сотрудников Томского политехнического университета (Е.Г. Языков, С.И. Сарнаев и др.) исследования показали, что на территории завода фиксируется 8 аномальных зон с повышенным радиационным фоном от 110 до 3 000 мкР/ч.

Ликвидировать данные источники весьма просто, так как вся масса радионуклидов находится в шлаке, который легко обнаруживается и выборочно сортируется.

Данный случай произошел в результате нарушения инструкции "Об установлении входного и выходного контроля, включающего в себя радиометрические измерения при приемке металллома".

Такие примеры можно найти в любом регионе. Так, например, в г. Магадане был обнаружен обширный участок загрязнения  $^{137}\text{Cs}$  в районе завода стройматериалов. Причиной загрязнения послужило попадание радиоактивного источника, который использовался в составе радиоизотопных уровнемеров и гамма-реле, в печь для обжига известняка. При замене футеровки печи загрязненный материал был использован в качестве дорожно-строительного материала. Мощность дозы в местах отсыпки на поверхности достигала 10–15 мР/ч, а отдельные куски давали до 11 Р/ч на расстоянии 0,1 м (устное сообщение А.В. Соколик, главного специалиста по радиозэкологии Госкомэкологии Магаданской области).

**Таблица 4.25.** Аварии и инциденты с закрытыми радиоактивными источниками (по Б.П. Петерсону, 1993)

Год	Страна/город	Тип источника	Число смертельных случаев	
			персонала	населения
1962	Мехико	Потерянный рентгеновский источник	–	4
1963	КНР	Облучатель семян	–	2
1975	Италия, Брешия	Облучатель пищевых продуктов	1	–
1978	Алжир	Потерянный рентгеновский источник	–	1
1981	США, Оклахома	Промышленный рентгеновский источник	1	–
1982	Норвегия	Стерилизатор инструментов	1	–
1984	Марокко	Потерянный рентгеновский источник	–	8
1987	Бразилия, Гояния	Украденный источник для дистанционной лучевой терапии	–	4
1989	Сальвадор	Стерилизационная установка	1	–
1990	Израиль	–	1	–
Итого			5	19

В средствах массовой информации описаны многочисленные случаи нахождения ампул с радиоактивными веществами. Как правило, это различные индикаторы и эталоны в квартирах, подвалах, на пляжах и т.д., что нередко, как, например, в г. Краматорске, приводило к облучению населения и гибели людей ("Правда", 8 декабря 1989 г.).

В 1992 г. на берегу р. Псел в г. Стрежевой сотрудниками МГП "Экогеос" политехнического университета был обнаружен источник с мощностью экспозиционной дозы гамма-излучения 1,5 Р/ч.

Много источников радиоактивного излучения было выявлено ими в Университетской роще в г. Томске. Там преобладали гамма-источники кобальта-60, европия-142, 144 и др.

Таким образом, источников загрязнения природной среды радиоактивными веществами как естественного, так и искусственного происхождения довольно

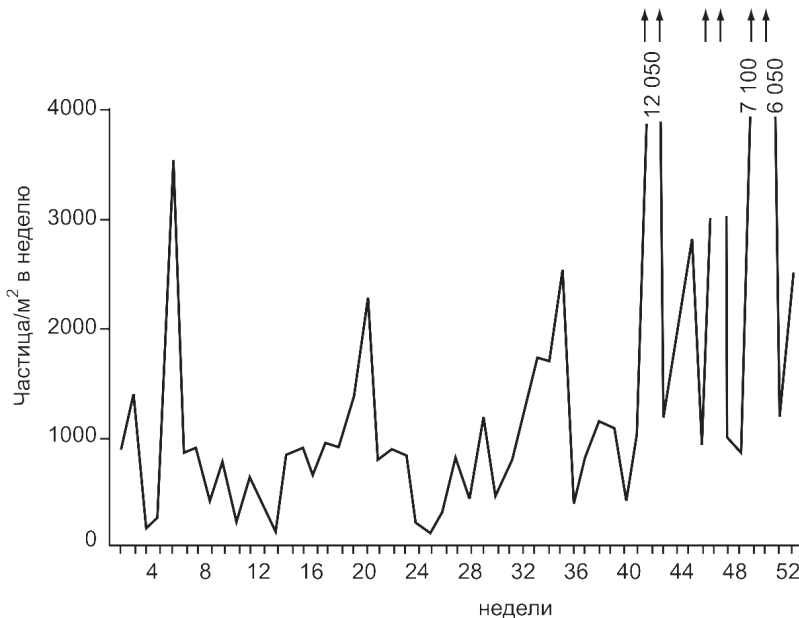
много. Оценка их воздействия на объекты природы должна производиться с учетом конкретной реальной ситуации.

### 4.3. Горячие частицы

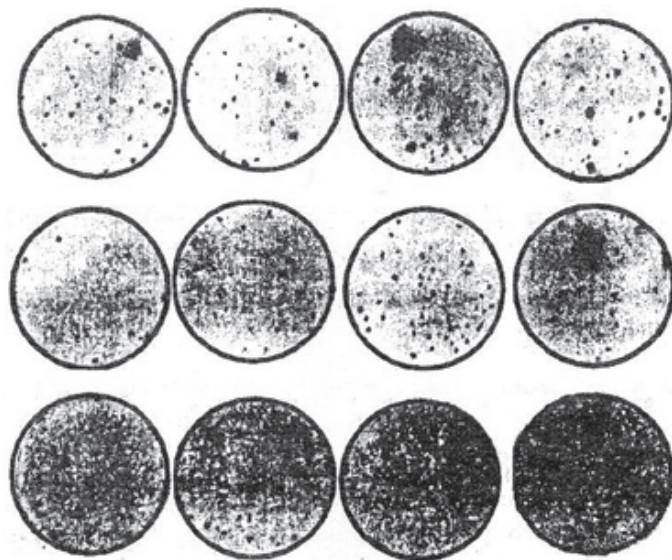
С момента испытания ядерного оружия в атмосфере специалистами стали обнаруживаться высокоактивные микрочастицы, которые имели глобальное распределение. Эти образования были относительно редки, а методика их выявления была весьма трудоемкой, что не давало возможности оценить их реальную опасность для человека.

Первыми известными нам материалами по данной проблеме являются исследования, о которых было доложено на коллоквиуме по радиоактивным частицам, проведенном специальной комиссией по радиоактивности 5–6 марта 1959 г. в г. Бад-Швальбах (ФРГ). В 1958 г. мировая общественность была обеспокоена новыми научными открытиями, связанными с присутствием в свободной атмосфере мельчайших частиц с высокой радиоактивностью (рис. 4.78), названных тогда "горячими частицами".

Величина радиоактивности отдельных частиц, по данным Е. Гросса (1963), достигает  $10^{-9}$  Ки (рис. 4.79). Теоретическая модель формирования такого рода частиц при ядерных взрывах рассмотрена достаточно подробно.



**Рис. 4.78.** Выпадение радиоактивных частиц на пылеулавливающие липкие ленты за период с 31.12.1957 по 31.12.1958 гг. в г. Дуйсбург-Брукхаузен (по Е. Гроссу, 1963)



**Рис. 4.79.** Авторадиограммы проб воздуха, собранных на четыре параллельно установленных фильтра (время облучения 10 недель)

Так, Е. Гросс (1963) отмечает, что при взрыве ядерных устройств на башне можно ожидать образования следующих видов частиц:

- 1) маленькие шарики размером в несколько микрон при идеальной конденсации из гомогенной фазы;
- 2) большие частицы в несколько миллиметров, состоящие из материала башни (окислы железа);
- 3) большие частицы, состоящие из материала грунта.

При наземных и подводных взрывах они могут иметь, в силу особенности физики "огненного шара", несколько иные формы, но в большинстве случаев – это мелкие частицы изометрической формы (рис. 4.80), иногда образующие конгломерат слипшихся частиц округлой формы. Это самостоятельно сконденсировавшиеся маленькие частицы, которые в дальнейшем не были адсорбированы большими частицами.

Таким маленьким частицам необходимо больше времени для оседания на поверхность, поэтому они переносятся на далекие расстояния (Гросс, 1963).

Размер "горячих частиц" аэрозольных выпадений в Европе, по исследованиям 1958 г., составлял 0,3–2 мк (Шеллинг и др., 1963).

Состав радионуклидов "горячих частиц", исследуемых в то время, был преимущественно следующий (рис. 4.81):  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{147}\text{Nd}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{95}\text{Zr}$  +  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{140}\text{La}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{91}\text{Y}$ ,  $^{144}\text{Pr}$  (Мэй и др., 1963), а также  $^{99}\text{Mo}$ ,  $^{132}\text{Te}$ ,  $^{134}\text{I}$ ,  $^{132}\text{I}$ ,  $^{120}\text{La}$ ,  $^{237}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Np}$  (Раевский и др., 1963).

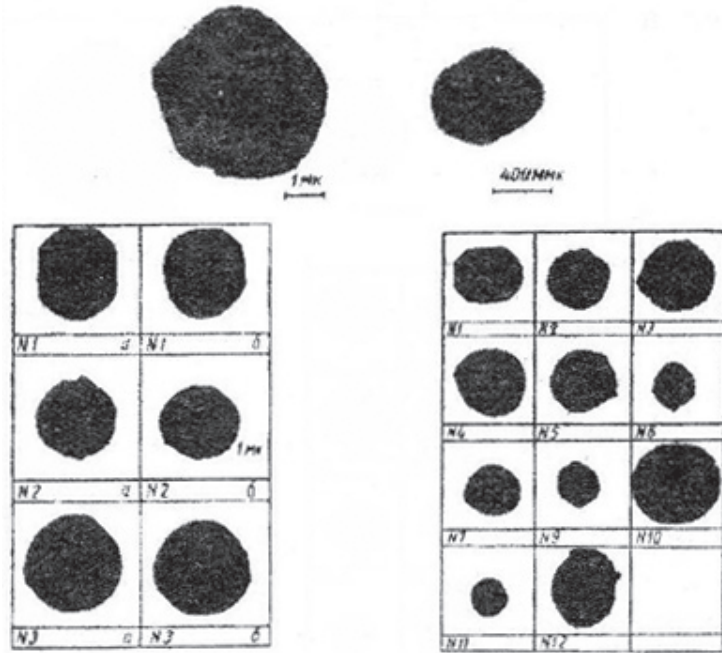


Рис. 4.80. Форма радиоактивных частиц в электронном микроскопе (по Б. Раевскому и др., 1963)

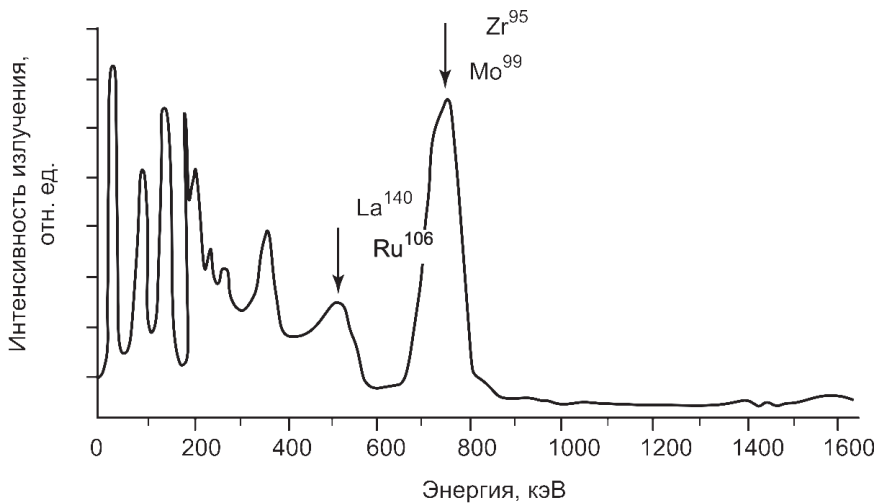


Рис. 4.81. Гамма-спектр радиоактивной частицы с ярко выраженным пиком при энергии 700 кэВ

Состав матрицы был самый разнообразный – от карбонатного и силикатного до оксидов железа – и определялся составом материалов и грунтов в местах проведения взрывов (Гросс, 1963).

Подобные исследования, как отмечают немецкие специалисты, в этот же период времени проводились в Морской радиологической лаборатории США.

Авария на ЧАЭС в 1986 г. высветила эту проблему наиболее остро. На первых этапах ликвидации ее последствий оценку дозовых нагрузок на человека в зоне аварии производили без учета этого радиационного фактора, ориентируясь только на объем выброшенного йода-131, плотность загрязнения цезием-137, стронцием-90 и мощность экспозиционной дозы гамма-излучения.

Сегодня специалистами обсуждается проблема происхождения "горячих частиц" на ЧАЭС (конденсат газовой-водной фазы, тонкодисперсные остатки ядерного топлива и т.д.), их состава и даже самого термина.

Мы, например, принимаем формулировку, предложенную Л.М. Хитровым (1993): "**горячая частица**" – это образование любого радионуклидного и химического состава размером до 50 мкм и удельной активностью  $> 4 \text{ Бк} (3 \cdot 10^{-11} \text{ Ки})$ .

Первоначальная формулировка этого понятия была сделана немецкими специалистами: "горячие частицы" или "горячие зерна" – это мельчайшие частицы пыли с относительно высокой радиоактивностью. В понимании Р. Грейба (1994) – это микроскопические пылевые частицы с высоким уровнем радиоактивности при общей радиоактивности отдельных частиц от 10 до 10 000 Бк и диаметре от 0,01 до 0,001 миллиметра. Дж. Гофман (1994) термин "горячая частица" применяет для характеристики неравномерного характера распределения излучателя в ткани. Под ними он понимает частицы ядерного топлива, состоящие из альфа- и бета-излучателей, или их сочетания. Некоторые исследователи, по данным Дж. Гофмана (1994), предложили следующее определение "горячей частицы": это частица,  $\beta$ -активность которой равна или больше 0,07 мкКи (Bair et al., 1974). Для частиц с меньшей активностью Эдвард Мартель (Martell, 1975) предложил термин "теплая частица". Сама неопределенность термина подчеркивает главную особенность этих частиц – их высокую точечную альфа-бета-радиоактивность от единичных весьма мелких образований, определяющую степень их биологической опасности.

В силу чрезвычайно мелких размеров, когда они уже представляют не пыль (dust), а дым (fume) по существующей международной классификации частиц (рис. 4.82), эти частицы могут чрезвычайно долго находиться в атмосфере.

Так, финские специалисты (J. Lehto, S. Salminen, 2003) показали, что концентрация Рн в пылеаэрозольных выпадениях практически не зависит от времени года (рис. 4.83, 4.84).

Именно малые размеры "наночастиц" определяют их чрезвычайную радиологическую опасность.

В Чернобыле активность отдельных частиц достигала  $10^3$ – $10^4$  Бк с уровнем мощности дозы гамма-излучения от них до 1 Р/ч. В 1 м<sup>3</sup> воздуха регистрировалось до 1400 "горячих частиц" с активностью от 0,03 до 2000 Бк размером до 2 мкм. В силу их малых размеров они плохо задерживаются фильтрами и перенос-

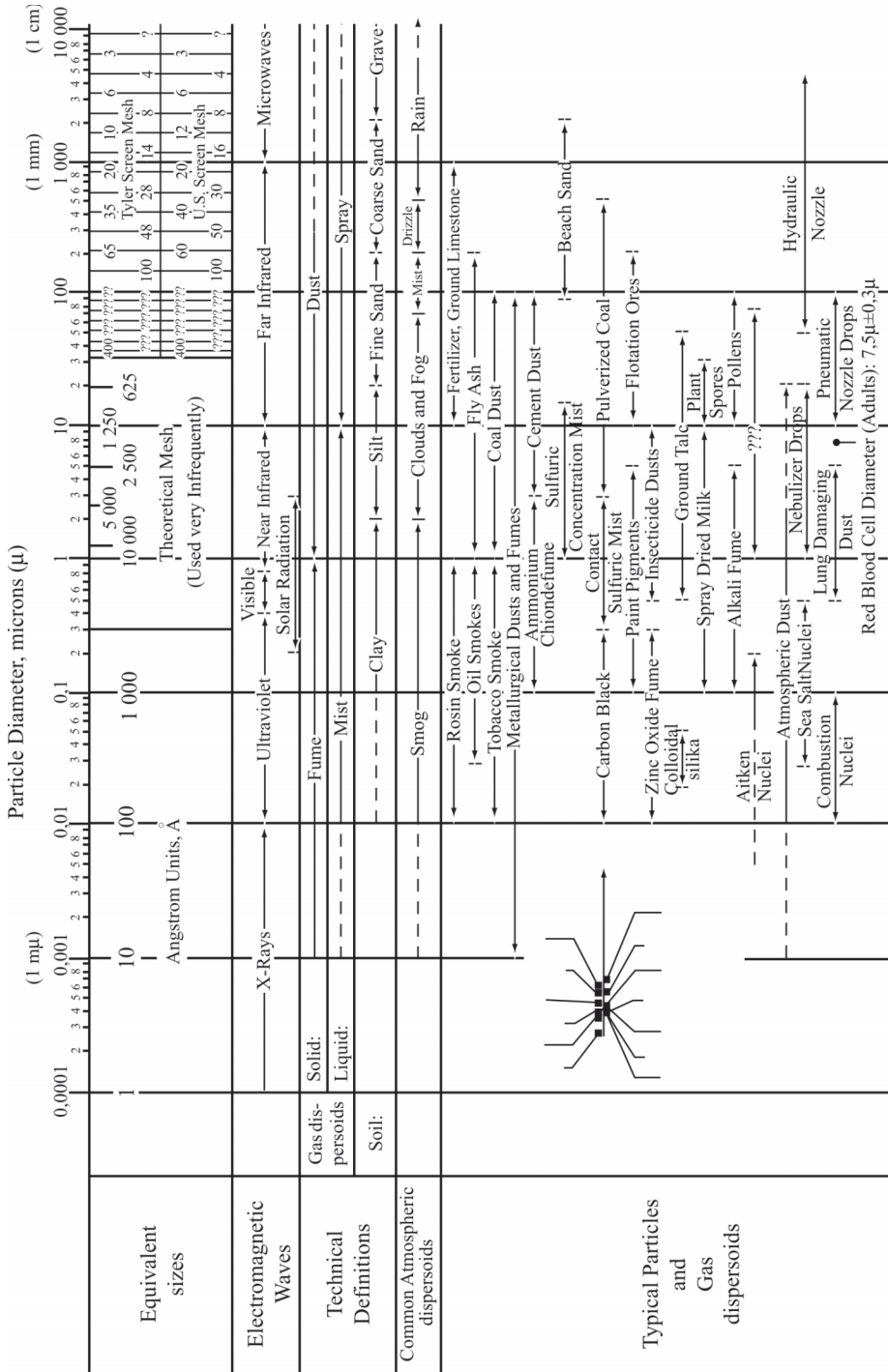
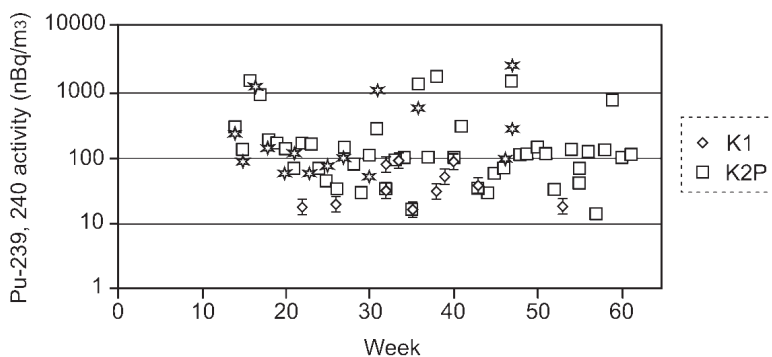


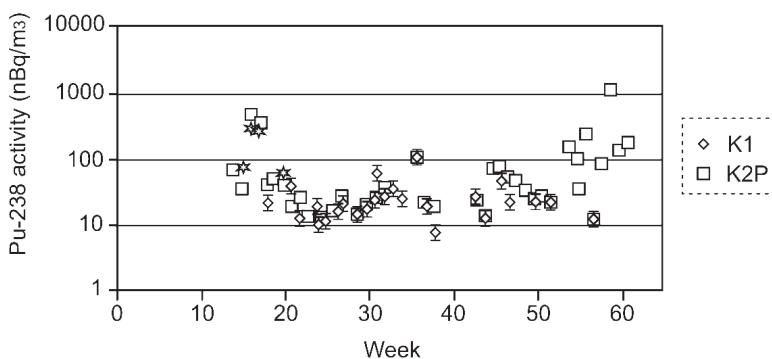
Рис. 4.82. Международная классификация аэрозольных частиц





$^{239, 240}\text{Pu}$  activity concentration (nBq/m<sup>3</sup>) of the air in Kurchatov, Kazakhstan in the years of the 2000-2001

**Рис. 4.84.** Содержание изотопов плутония-239 в пылеаэрозолях из района г. Курчатов (по J. Lehto, S. Salminen et al., 2004)



$^{238}\text{Pu}$  activity concentration (nBq/m<sup>3</sup>) of the air in Kurchatov, Kazakhstan in the years of the 2000-2001

**Рис. 4.83.** Содержание изотопов плутония-239, 240 в пылеаэрозолях из района г. Курчатов (по J. Lehto, S. Salminen et al., 2004)

сятся ветром на значительные расстояния. Так, японский ученый Косако Томако (устное сообщение, Гомель, 1990) на Международной конференции по проблеме Чернобыля показал, что "горячие частицы" были обнаружены у японских специалистов, находящихся в г. Могилеве (300 км от Чернобыля) на 3-й день после аварии. Больше всего их фиксировалось на брюках. Измерения, проведенные в Японии на 3, 7, 14, 28 мая и через год после аварии, показали, что 80% радионуклидов в "горячих частицах" ЧАЭС представлены короткоживущими изотопами ( $^{131}\text{I}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{210}\text{Po}$ ,  $^{240}\text{Ba}$  и др.), а оставшаяся часть представлена  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{105}\text{Rh}$  и  $^{106}\text{Ru}$ ,  $\text{Pu}$ ,  $\text{U}$  и др.

Р. Грейб (1994), со ссылкой на различные источники, пишет, что швейцарский физик Мэссон сумел продемонстрировать наличие "горячих частиц" в уличной пыли, на деревьях, на земле, в почтовых ящиках и т.п. Ученые из университета Констанцы нашли "горячие частицы" на заводах по переработке домашнего мусора. В результате такой рециркуляции пылевых частиц разными путями (ветер, детские игры, пылесосы и т.д.) абсолютное неконтролируемое число "горячих частиц" было ингалировано в дополнение к обычной пыли. Очень важно знать о том, что мы до сих пор вдыхаем такие частицы.

Ленгфелдер указывает, что риск вдыхания "горячих частиц" для тех, кто работает в сельской местности (помимо прочего, на сборе сена) существовал в течение многих месяцев и будет еще долго существовать. Проверка пыли на крышах в Германии в 1988 г. показала, что активность часто превышала 100 000 Бк. "Горячие частицы" продолжают выявлять до сих пор.

В 40 км от ЧАЭС обнаруживалось до  $10^9$ – $10^{11}$  "горячих частиц" на квадратном километре. По оценке специалистов, от 5 до 30% всей радиоактивности было вынесено в виде таких частиц. Состав "горячих частиц" в зоне ЧАЭС сложный. Выделяют "топливные" и "нетопливные", в том числе графитовые, частицы, и их состав прежде всего представлен следующими радионуклидами и их сочетанием:  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ;  $^{144}\text{Ce} + ^{137}\text{Cs}$ ;  $^{144}\text{Ce} + ^{106}\text{Ru}$ ;  $^{134+137}\text{Cs}$ ;  $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ ;  $\text{Am} + \text{Cm} + \text{Pu} + \text{U}$  (Бондаренко и др., 1984; и др.).

А.Е. Бахуром (2008) исследован радионуклидный состав более чем 400 частиц. Он обосновал критерии их классификации с выделением пяти основных типов:

- "Р" – рутениевый;
- "Т" – топливный;
- "Ц" – конденсационный (цезиевый);
- "ТС" – топливный с избытком  $^{90}\text{Sr}$ ;
- "ТЦ" – топливный с избытком  $^{127}\text{Cs}$ .

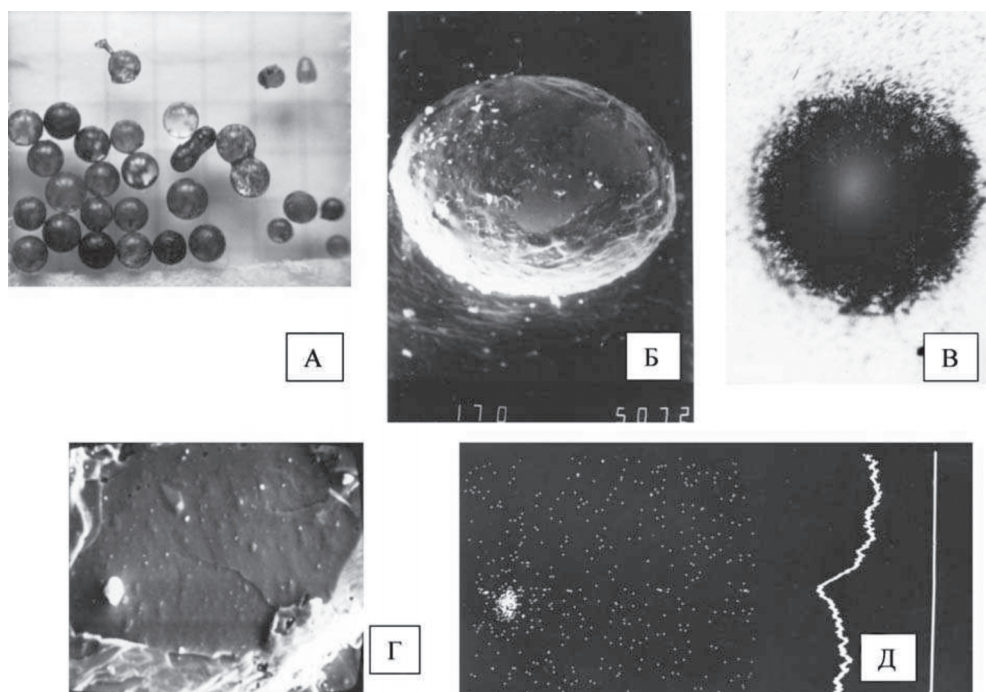
Основная масса частиц из ближней зоны ЧАЭС представлена типами "Т" и "ТС" (рис. 4.85). Крупные частицы часто представлены агрегатами мелких частиц разного типа. При незначительном механическом воздействии происходит развал таких агрегатов с увеличением удельного количества более мелких.

В процентном отношении (Петряев и др., 1989) их состав может быть представлен в следующем виде:

$^{90}\text{Sr}$  (до 50%) +  $^{106}\text{Ru}$  (до 30%) +  $^{144}\text{Ce}$  (до 40%) +  $\text{Pu}$  (до 25%).

В организм человека "горячие частицы" поступают пероральным и ингаляционным путем. Они прежде всего осаждаются в трахеях и бронхах, легочной ткани, а также в желудочно-кишечном тракте.

Частицы с высокой активностью образуют подвижные (например, в макрофагах, скоплениях слизи) и неподвижные (в рубцах) "горячие точки". Большинство частиц, отложившихся в альвеолярной области, фагоцитируются макрофагами. Во время прохождения через легкие и при рециркуляции через региональные лимфоузлы облучаются форменные элементы крови с возникновением лимфо-



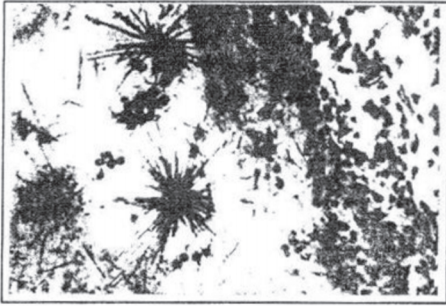
**Рис. 4.85.** Радиоактивные частицы, выделенные из почвы в районе ЧАЭС: А – общий вид; Б – частица в растровом электронном микроскопе; В – радиограмма частицы; Г – микрочастица на поверхности стеклянного сфероида; Д – спектрограмма сканирования электронным пучком с пересечением частицы, идентифицирован металлический Sr (Бахур, 2008)

пении и других гематологических изменений. В силу высокой активности (в пересчете на 1 г – до сотен и тысяч Ки) за счет  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -излучений они оказывают чрезвычайно острое воздействие на локальные участки биологической ткани, вызывая ее омертвление, образуя микрокаверны, микроязвы, фиброзы и т.д. (рис. 4.86, 4.87).

Альфа-частицы действуют на организм на небольшом расстоянии от источника (0,05 миллиметра) и приводят к гибели клеток, через которые они проходят. Вся их энергия полностью поглощается тканью в точечной области. Поэтому в результате вдыхания этих частиц может появиться "дыра" в легких.

"Горячие частицы" альфа-излучающих радионуклидов (плутония, трансурановых элементов) при диаметре менее 1 мкм несут активность  $2,5 \cdot 10^6$  Бк и способны глубоко проникать в легочную ткань.

Известно, что риск возникновения рака легких при ингалировании нерастворимых соединений плутония в 2–3 раза выше, чем от растворимых, что можно интерпретировать как эффект "горячих частиц".



**Рис. 4.86.** Авторадиограмма гортани крысы (Ауранду, 1963). Отчетливо видны следы  $\alpha$ -треков от точечного источника ("горячей частицы")



**Рис. 4.87.** Альфа-треки от частицы плутония в ткани легких. Альфа-частицы поражают вокруг более чем 10 000 клеток (Closing the Circle..., 1995)

Расчеты немецких специалистов (Радиоактивные частицы..., 1963) показали, что при среднем содержании 30 "горячих частиц" в 500 м<sup>3</sup> воздуха за IV квартал 1961 г. в организм человека поступило около 50 частиц. Из них примерно 10 осталось в легких, в том числе 50% – в альвеолах, 50% – в верхних дыхательных путях. Через две недели 50% частиц было выведено из дыхательных путей. Через месяц только 20% частиц осталось в легких.

Но одна такая частица размером 1 мк и активностью  $0,7 \cdot 10^{-9}$  Ки создает мощность дозы на ткань на расстоянии: 1 мк – 50 000 Рад/ч; 10 мк – 500 Рад/ч; 50 мк – 16 Рад/ч (Зоммермейер, 1963).

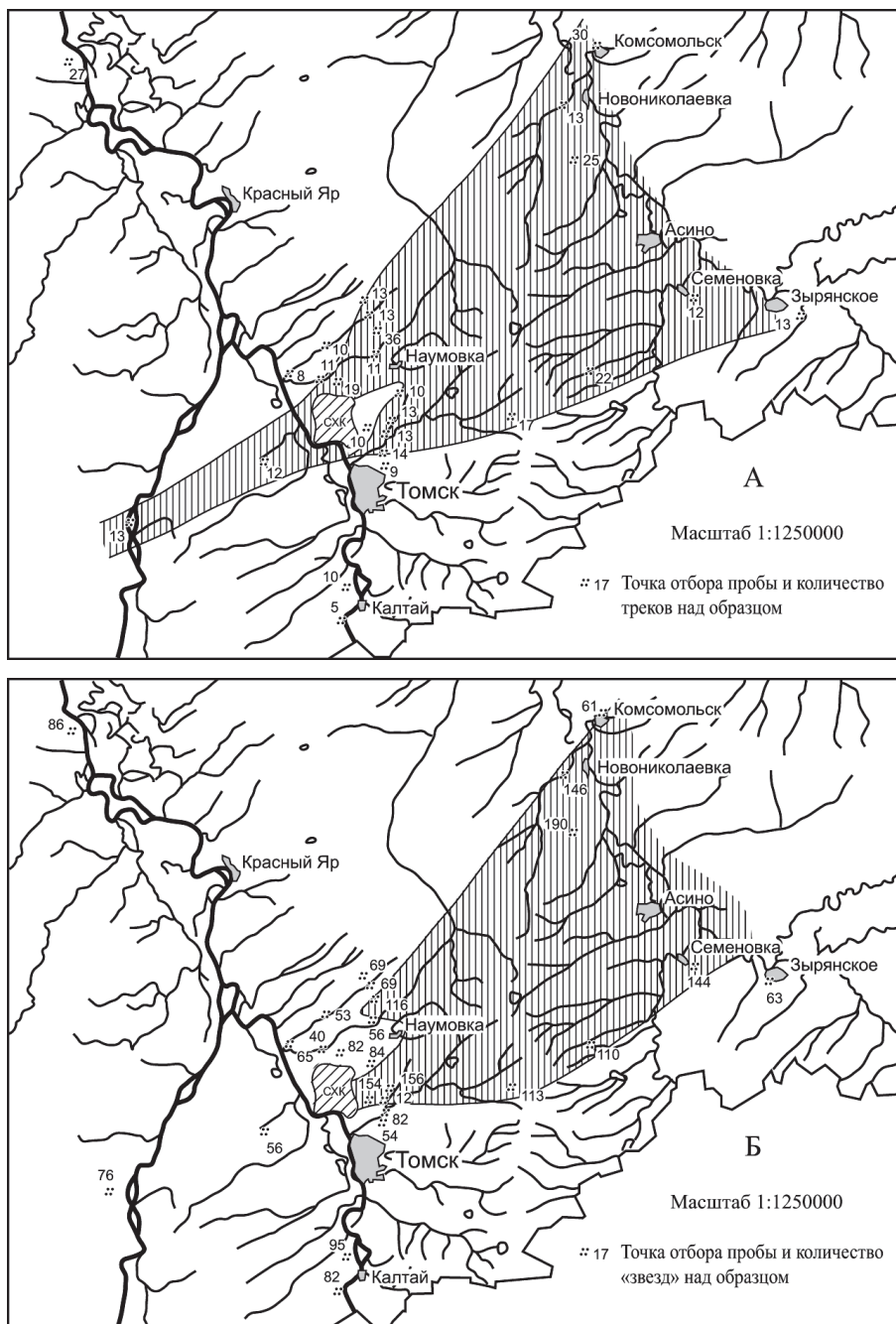
Наименьшая доза, при которой происходит канцерогенез, оценивается в 24 000 Рад (Раевский и др., 1963).

Сложность оценки поглощенных доз от "горячих частиц" для близлежащих клеток состоит в том, что "горячие частицы" перемещаются. Например, легочная ткань старается вытолкнуть инородные частицы в горло, откуда они могут попасть в пищевод или в лимфоузлы. Клетки-макрофаги также перемещают частицы с места на место.

"Горячие частицы" фиксируются и вблизи предприятий ЯТЦ.

Так, нами после аварии 06.04.1993 г. на радиохимическом производстве СХК в районе следа было установлено присутствие большого количества частиц микронного размера (10 мкм) с мощностью дозы гамма-излучения более 24 мР/ч. По своим параметрам эти образования являются классическими "горячими частицами". Одна такая частица, попав на биологическую ткань, создает локальную дозу в 13 Гр только от бета-излучения на участке радиусом 0,8 см (расчет А.Б. Иванова, ГИПЭ, Москва, 1994). Кроме бета-излучателей, в них находятся альфа-излучатели, такие как уран-235, плутоний-239, америций-241 и т.д., что можеткратно увеличить данную расчетную дозу.

О присутствии этих частиц нами было заявлено Правительственной комиссии 08.04.1993 г., но этот радиационный фактор в районе аварии интенсивно игно-



**Рис. 4.88.** Зона максимальной плотности накопления урана (А) и выпадения "горячих частиц" (Б) в почвах по данным f-радиографии

рировали. Именно эти частицы обусловили загрязнение в районе поселков Черная Речка – Караказово.

Позднее их присутствие было подтверждено исследованиями других специалистов (Глушко и др., 1993; Лысцов и др., 1993).

На сегодняшний день с помощью методики осколочной (f) радиографии нами (В.В. Архангельский и др.) достаточно четко откартирована зона максимального накопления микровключений делящихся элементов ( $^{235}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  и др.), образующих многолучевые "звезды" (по типу представленных на рисунках 4.83, 4.84, 4.86) в верхнем горизонте почв (рис. 4.88).

Опасность этого фактора в районе выброса реальной оценки не получила. Эти частицы не создавали гамма-излучения высокой мощности, обуславливающего внешнее облучение. Они обуславливали внутренние факторы облучения (Рихванов и др., 1996).

Есть все основания предполагать, что "горячие частицы" с производств ЯТЦ выбрасывались в окружающую среду и в другое время. Их наличие установлено в рыбе (Берзина и др., 1992). При исследованиях легочной ткани трупов в поселках Самуськи и Моряковский Затон установлено присутствие компонентов ядерного топлива и некротические изменения ткани (исследования Н.А. Мешкова, А.Е. Каткова и др. по разделу программы, курируемому Н.Н. Ильинских).

В последнее время присутствие таких образований установлено в речных отложениях р. Енисей ниже ГХК (Тимофеев, 1995), а также в аэрозольных образованиях в г. Новосибирск (Суслин, 1995; и др.).

Роль "горячих частиц" вблизи предприятий ЯТЦ является одной из основных. Трагедия ликвидаторов последствий аварий на ЧАЭС, на наш взгляд, заключается не только в том, что они получили высокие дозовые нагрузки от внешних факторов, а в том, что они подверглись массивному воздействию потока "горячих частиц". Это обусловило возникновение заболеваний дыхательных путей и легких, заболеваний желудочно-кишечного тракта и т.д.

Поэтому нельзя не согласиться с членом-корреспондентом РАЕН А.Е. Катковым (1995), участником всего периода ликвидации аварии на ЧАЭС, что "... безответственными были бы действия, ограничивающиеся измерениями только гамма-нагрузок на среду и человеческие популяции в случае тех аварий, которые происходили или произойдут на объектах, технологически связанных с ураном или плутонием". Аналогичная ситуация может наблюдаться на урановорудных предприятиях.

Некоторые зарубежные ученые (Грейб, 1994; и др.) считают, что при расчете доз от чернобыльской аварии, например, вредное действие "горячих частиц" было приуменьшено. По их мнению, требуется срочно начать всестороннее исследование биологического действия "горячих частиц".

В Томском регионе это один из возможных радиационно опасных факторов, обуславливающих высокие дозовые нагрузки на организм человека (рис. 3.10), устанавливаемые методами биодозиметрии (Ильинских и др., 1995; и др.).