

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ПРИ ДОБЫЧЕ И ПЕРЕРАБОТКЕ МИНЕРАЛЬНО-СЫРЬЕВЫХ РЕСУРСОВ

Как уже отмечалось ранее, естественные радиоактивные элементы (U, Th, ^{40}K) и продукты их распада в тех или иных количествах встречаются во всех природных объектах (более подробно см. гл. 4). Нередко их концентрации в породах, и особенно часто в минеральном сырье (рудах) месторождений различного генезиса могут достигать промышленно значимых значений ($> 100 \cdot 10^{-4}\%$ урана, $> 1000 \cdot 10^{-4}\%$ тория) и, соответственно, создавать повышенные мощности экспозиционных (мкР/ч), поглощенных (мкГр/ч) и эквивалентных (мкЗв/ч) доз радиоактивного излучения, а также высокие потоки радиоактивных газов, прежде всего радона ($> 100 \text{ мБк/м}^2 \cdot \text{с}$), образуя потенциальную опасность для здоровья человека.

Оценки потенциальной опасности горных пород и руд как по радону, так и по общим радиационным параметрам выполнялись А.А. Смысловым, Е.Б. Высокоостровской, В.М. Котовой, Г.А. Пелымским, В.В. Куриленко, И.М. Хайковичем и многими другими.

В настоящее время все промышленные типы месторождений твердых полезных ископаемых по степени радиационной опасности, следуя рекомендациям ОСПОРБ-99, подразделяются на четыре категории (табл. 9.1) (Хайкович и др., 1999):

- особо опасные;
- опасные;
- потенциально опасные (условно безопасные);
- безопасные.

К безопасным относят месторождения полезных ископаемых, которые не нуждаются в проведении специальных исследований для заключения об их радиационной опасности для персонала и населения. К потенциально опасным – месторождения, которые по своим радиогеохимическим показателям не представляют опасности, но заключение об их радиационной опасности (или безопаснос-

Таблица 9.1. Предельные значения $A_{эфф}$ и X в геометрии 4π для классификации месторождений твердых полезных ископаемых по степени радиационной опасности

№п/п	Категория месторождения (класс опасности)	$A_{эфф}$, Бк/кг		X , мкР/ч	
		от	до	от	до
1	Особо опасные	Более 3300		Более 350,0	
2	Опасные	1101	3300	116	350
3	Потенциально опасные	101	1100	10,1	115,0
4	Безопасные	Менее 100		Менее 10,0	

ти) не может быть сделано без дополнительных исследований радиационной обстановки.

Опасными и особо опасными являются месторождения, при разведке и эксплуатации которых должны быть приняты специальные меры, обеспечивающие безопасность населения, проживающего в его окрестностях.

По признаку потенциальной радоноопасности все почвы, породы и руды могут быть разделены на следующие 5 категорий (классов) (Беляев и др., 2003):

- **безопасные** – ультраосновные изверженные породы, кварциты, гипсы и т.п. ($A_{эфф} < 30$ Бк/кг, $Q(U) < 10^{-4}\%$, $N < 50$ Бк/л, $P < 20$ мБк/($m^2 \cdot c$));
- **условно безопасные** – основные изверженные породы, известняки, мраморы (30 Бк/кг $< A_{эфф} < 100$ Бк/кг, $10^{-4}\% < Q(U) < 5 \cdot 10^{-4} \%$, 50 Бк/л $< N < 100$ Бк/л, 20 мБк/($m^2 \cdot c$) $< P < 40$ мБк/($m^2 \cdot c$));
- **потенциально-опасные** – средние изверженные породы, песчаники (100 Бк/кг $< A_{эфф} < 200$ Бк/кг, $5 \cdot 10^{-4}\% < Q(U) < 10^{-3}\%$, 100 Бк/л $< N < 200$ Бк/л, 40 мБк/($m^2 \cdot c$) $< P < 80$ мБк/($m^2 \cdot c$));
- **опасные** – щелочные и кислые изверженные породы, сланцы, гнейсы, а также месторождения, содержащие повышенные значения массовых долей урана и тория (200 Бк/кг $< A_{эфф} < 1000$ Бк/кг, $10^{-3}\% < Q(U) < 10^{-2}\%$, 200 Бк/л $< N < 500$ Бк/л, 80 мБк/($m^2 \cdot c$) $< P < 200$ мБк/($m^2 \cdot c$));
- **особо опасные** – месторождения урановых и некоторых других типов руд ($A_{эфф} > 1000$ Бк/кг, $Q(U) > 10^{-2}\%$, $N > 500$ Бк/л, $P > 200$ мБк/($m^2 \cdot c$)).

$A_{эфф}$ – суммарная эффективная удельная активность от естественных радионуклидов (расчет ведется по формуле, приведенной в гл. 2); $Q(U)$ – содержание урана в %; N – объемная активность радона в почвенном воздухе на глубине больше 0,5 м; P – плотность потока радона.

При этом следует помнить, что к классу опасных и потенциально опасных месторождений могут быть отнесены не только месторождения радиоактивных и редкометалльно-редкоземельных руд, но и месторождения, для которых, казалось бы, присутствие естественных радиоактивных элементов и продуктов их распада

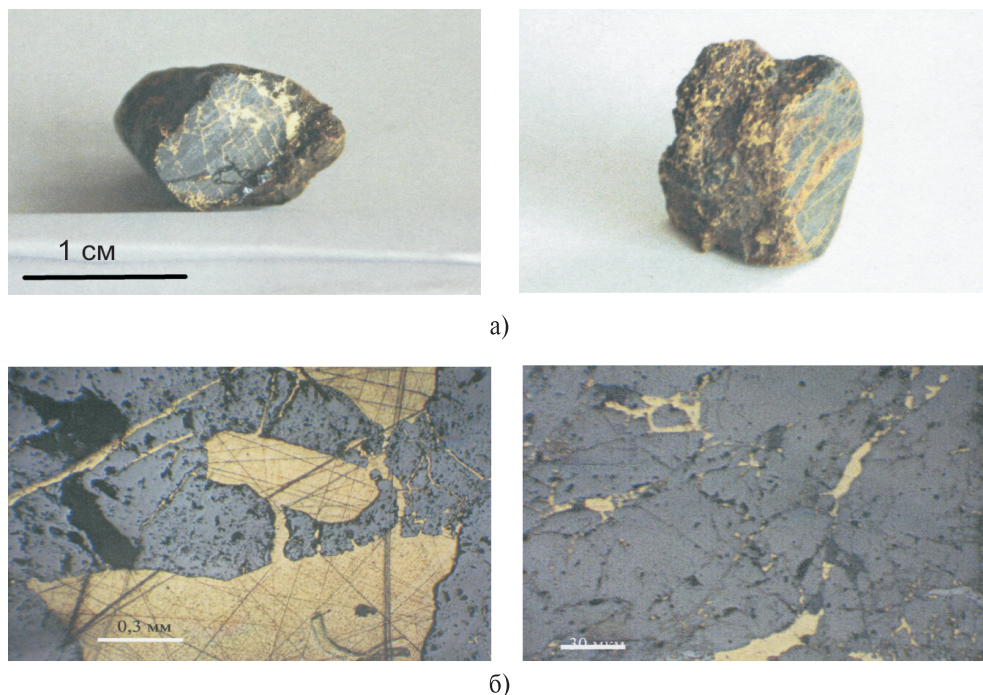


Рис. 9.1. Минеральная ассоциация браннерита (сложный титанат урана – серое) и самородного золота (желтое) из золотоносной россыпи Забайкалья. Материалы любезно предоставлены проф. А.Г. Мироновым: **а)** – макроскопический вид; **б)** – взаимоотношение золота и браннерита в отраженном свете

не характерно (золоторудные, железорудные, флюоритовые, полиметаллические, нефтяные и т.д.).

Тем не менее, в силу определенных геологических обстоятельств, на некоторых из них могли обнаруживаться участки с высокими содержаниями урана и тория, а также со значительной объемной активностью радона (Рихванов, 2002; Терентьев и др., 1997; и др.). И не случайно, что в существующих промышленно-генетических типах месторождений выделяются, например, железо-урановые и другие типы месторождений, а причины возникновения и виды существующих ассоциаций благородных металлов и урана, например, активно обсуждаются (Кренделев Ф.П., Миронов А.Г. и др.).

На рисунке 9.1 показана прекрасно выраженная минеральная ассоциация браннерита (сложного титаната урана) и самородного золота, выявленная А.Г. Мироновым (ИГ СО РАН, г. Улан-Удэ) и его коллегами при изучении россыпных месторождений Au Забайкалья. Этот факт хорошо объясняет одну из основных причин возникновения неблагоприятных радиоэкологических обстановок на месторождениях россыпей Au Забайкалья, Северо-Востока России, Сибири и других

районов, а также месторождениях вольфрама (Калгутинское, Горный Алтай), олова (Северо-Восток России) и ряде других месторождений (Флешер и др., 2004; и др.).

Практически в каждом горнорудном районе могут быть выявлены потенциально опасные в радиоэкологическом отношении породы и руды. Например, на угольных месторождениях Сибири таковыми могут быть угли зоны окисления пластов (Арбузов и др., 2003; Юдович и др., 2001; и др.).

В.М. Котова и Г.А. Пелымский (2002) приводят обобщенные результаты изучения радиационной обстановки на некоторых горнодобывающих предприятиях мира (табл. 9.2).

Как следует из таблицы 9.2, в подземных горных выработках практически всех видов полезных ископаемых, за исключением медных рудников, радиационные параметры могут превышать предельно допустимые значения, причем основной вклад в эффективную эквивалентную дозу вносит, как правило, радон.

Ярким примером этого может быть месторождение Акчатау (Казахстан), которое относится к вольфрам-молибденовому грейзеновому типу гидротермальных месторождений.

Радиационная обстановка в подземных горных выработках данного объекта характеризуется следующими параметрами (Учебно-методическое ..., 2002):

- мощность экспозиционной дозы гамма-излучения – от 150 до 3500 мкР/ч;
- концентрация урана (по Ra) – 45–440 г/т;
- концентрация тория – 131–220 г/т;
- концентрация калия – 2–9,5%;

Таблица 9.2. Обобщенные результаты изучения радиационной обстановки на рудниках и шахтах (по В.М. Котовой и др., 2002)

Полезное ископаемое	ЭРОА, Бк/м ³		X, мкР/ч	H, мЗв/год
	радона	торона		
Медные руды	< 10–67 (19)*	0,2–2,1 (17)	6–10 (8)	< 0,2–1,2 (0,4)
Уголь	< 10–960 (42)	0,2–6,0 (1,9)	4–22 (9)	< 0,1–15 (0,7)
Золотоносные руды и россыпи	10–1000 (83)	0,2–6,2 (2,6)	8–32 (17)	< 0,1–33 (1,6)
Нерудное минеральное сырье	< 10–2300 (270)	0,8–36 (8)	6–50 (17)	< 0,1–37 (6,3)
Редкие металлы	< 10–5800 (430)	0,3–30 (3,1)	6–140 (21)	< 0,1–94 (7,4)
Полиметаллические руды	< 10–48000 (570)	0,2–8,2 (2,6)	4–45 (11)	< 0,1–180 (9,3)
Железные руды	< 10–48000 (590)	0,2–12 (2,8)	5–300 (13)	< 0,1–450 (10)
Урановые шахты	10000 и более		1000 и более	50 и более

Примечание: * – максимальное – минимальное (среднее) значение.

– средняя арифметическая объемная активность дочерних продуктов распада радона – 290 пКи/л.

Эффективная доза облучения горняков за год оценивалась примерно на уровне 108 мЗв/год (Учебно-методическое ..., 2002).

Обследование рабочего поселка Акчатау показало, что в 3% домов годовая эффективная доза изменялась от 0,64 до 2,3 Зв/год; в 12% – от 51 до 300 мЗв/год; в 29% – от 15,6 до 43 мЗв/год (Учебно-методическое ..., 2002).

Соответственно и показатели общего числа состояния здоровья населения, а также детская смертность от врожденных аномалий развития были существенно выше, нежели в контрольных районах.

В процессе геологической деятельности человека происходит перемещение огромных масс горных пород, подземных вод, руд, продуктов их обогащения и глубокой переработки, которые могут содержать повышенные концентрации естественных радиоактивных элементов и продуктов их распада. Тем самым могут создаваться условия для загрязнения окружающей среды естественными радионуклидами и возникновения потенциально опасной для человека радиоэкологической обстановки. О масштабах такого рода загрязнения можно судить по данным А.М. Беляева и др. (табл. 9.3).

Таблица 9.3. Оценка годового образования РАО и содержания ^{226}Ra в них (по данным ЕРА-1993, А.М. Беляев и др., 2003)

Материал/отходы	Производство, т в год	Ra, Бк/г
Вскрышные породы урановых рудников	$3,8 \cdot 10^7$	0,92
Отходы фосфатов		
Фосфогипс	$4,8 \cdot 10^7$	1,2–1,29
Шлаки	$1,6 \cdot 10^7$	1,2–1,29
Фосфатные удобрения и поташ (углекислый калий)	$4,8 \cdot 10^7$	0,31
Производство воды		
Шламы	$2,6 \cdot 10^6$	0,59
Радиевые селективные фильтры	$4,6 \cdot 10^4$	1295
Добыча и производство металлов		
Редкоземельные	$1,0 \cdot 10^9$	0,18
Цирконий, гафний, титан	$2,1 \cdot 10^3$	33,3
Олово	$4,7 \cdot 10^5$	1,59
Медь, железо	$1,0 \cdot 10^9$	0,18
Производство геотермальной энергии		
Шламы при производстве геотермальной энергии	$5,4 \cdot 10^4$	4,9

При этом наибольшую нагрузку на окружающую среду и дозовую нагрузку на человека при разработке нерадиоактивного сырья оказывают объекты добычи, переработки и использования фосфоритов, угля, редкометалльно-редкоземельных руд, в том числе титан-урановых россыпей и др. (табл. 9.4).

Так, А.М. Беляев и др. (2003) приводят некоторые цифровые материалы по поступлению естественных радионуклидов в окружающую среду при освоении некоторых видов минерального сырья, что существенно дополняет главу 4.

В таблице 9.5 приведены усредненные данные удельной активности ЕРН в фосфатах различных регионов мира.

Из таблицы видно, что удельная активность природных фосфатов (фосфориты, апатит) по ^{238}U и продуктам его распада до ^{210}Pb , добываемого в различных регионах, в среднем может превышать 1000 Бк/кг. Фосфатные руды осадочного генезиса обычно содержат 1/3 кварцевого песка, 1/3 глины и 1/3 собственно фосфатов. Уран в фосфоритах содержится в количестве от 0,26 до 3,7 Бк/г, торий – от 3,7 до 22,2 мБк/г.

При получении из них фосфатных удобрений образуются два типа отходов: глинистые шламы и песчаные хвосты. Глинистые шламы на обогатительных фаб-

Таблица 9.4. Среднегодовые ожидаемые коллективные эффективные эквивалентные дозы, связанные с работой различных отраслей промышленности (по А.М. Беляеву и др., 2003)

Источник		Среднегодовая ожидаемая коллективная эффективная эквивалентная доза, чел.-Зв	
		персонал	население
Добыча угля		2000	0,5–10
Сжигание угля	на электростанции	60	2 000
	в домашних условиях		2 000–40 000
Применение угольной золы в строительстве			50 000
Геотермальное производство энергии			3
Сжигание нефти на электростанциях			100
Сжигание природного газа на электростанциях			3
Добыча и переработка фосфатных руд		20	60
Применение фосфатных удобрений		50	10 000
Применение фосфогипса в строительстве			300 000
Добыча неурановых руд		20 000	

Таблица 9.5. Удельная активность ЕРН (Бк/кг) в фосфатах различных месторождений мира

Регион	^{238}U	^{226}Ra	^{232}Th
Флорида	1500	1600	16
Южная Каролина	4800	4800	78
Марокко	1700	1700	30
Кольский полуостров	90	40	90
Китай	150	150	25

риках Флориды содержат 1,67 кБк/кг ^{226}Ra . При производстве фосфорной кислоты образуется фосфогипс, которого в США накоплено 8,2 млрд т за период с 1910 по 1991 г. (Беляев и др., 2003).

При получении фосфорных удобрений применяется растворение фосфорных руд в серной кислоте. Радий и продукты его распада осаждаются вместе с кальцием в гипсе.

Уран и торий остаются в растворе серной кислоты, а затем попадают в минеральные удобрения. Фосфатные удобрения всегда содержат больше радионуклидов, чем все остальные типы удобрений. На этом основан предложенный нами метод (Рихванов и др., 1992) разбраковки минеральных удобрений по содержанию радиоэлементов (рис. 9.2). Типичная величина удельной активности ^{226}Ra в фосфогипсе – 0,7 кБк/кг. Удельная активность удобрений пропорциональна содержанию в них фосфора и составляет 0,3–3 кБк/кг по ^{238}U .

В странах Европейского Союза ежегодно смывается в море и содержится в отвалах 8–11 млн т удобрений. Растворяемые морской водой радиоактивные нуклиды создают нежелательные проблемы в пищевой цепочке. Часть радия направляется на свалки.

Основной источник радиоактивности в поташе – ^{40}K . Поташ производится из калийных солей, главными компонентами которых являются хлорид и сульфат калия. Согласно НРБ-99, эффективная удельная активность природных радионуклидов в фосфорных удобрениях и мелиоратах не должна превышать 4,0 кБк/кг, а удельная активность поташа – 1000 кБк/кг.

При производстве циркония, гафния, титана и олова в США получается 470 тыс. т отходов со средним содержанием по ^{226}Ra – 1,59 Бк/г. Как правило, в состав руд входит также монацит. В шламах титанового производства содержится 2,85 Бк/г радионуклидов, в циркониевых концентратах из Северной Африки – 7,4 Бк/г ^{226}Ra . Концентрация ^{226}Ra в жидких отходах циркониевого производства может достигать 1665 Бк/л.

При измерениях количества ^{238}U и ^{232}Th в печах, выплавляющих олово, получены значения 1,59 и 0,7 Бк/г соответственно. Мощность экспозиционной дозы γ -излучения в плавильных печах составила от 10 до 500 мкР/ч (от 0,087 до 4,35

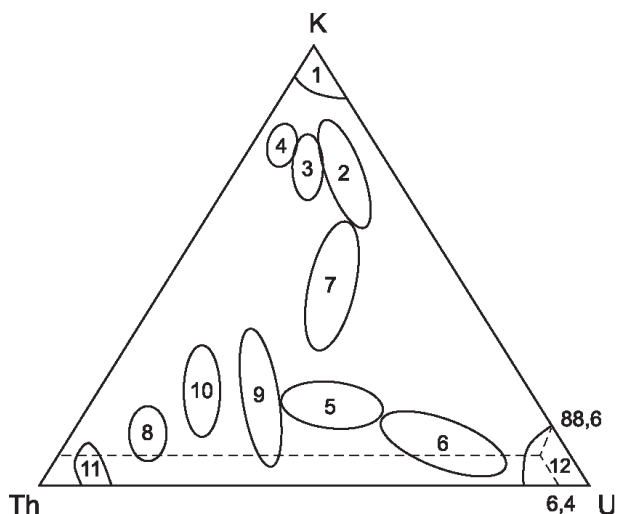


Рис. 9.2. Диаграмма разбраковки минеральных удобрений методом полевой гамма-спектрометрии. Поле минерального удобрения: 1 – калий хлористый, 2 – тепличное удобрение, 3 – нитроаммофоска, 4 – диаммофоска, 5 – аммиачная селитра, 6 – мочеви́на, 7 – нитрааммофос, 9 – суперфосфат, 10 – двойной суперфосфат, 11 – аммофос, 12 – фосфоритная мука

мкЗв/ч). В индустрии США (производство меди и железа) образуется около 1 млрд т отходов со средней удельной активностью по ^{226}Ra около 0,18 Бк/г (Беляев и др., 2003).

Силикат циркония всегда содержит радионуклиды (U, Th и продукты их распада). 350 тыс. т циркония в год импортируется Европейским Союзом. Типичная величина радиоактивности для циркония составляет 5 кБк/кг по ^{238}U и 0,5 кБк/кг по ^{232}Th .

И не случайно, что показатель радиоактивности руд титан-цирконовых россыпей нормируется в обязательном порядке и включен в перечень показателей качества данного вида сырья.

Следует отметить, что основными радиационными факторами минерального сырья твердых полезных ископаемых являются радон (или торон) и продукты их распада, а также мелкодисперсная фракция пыли. Это достаточно убедительно показано А.А. Екидиным (2007) при исследовании радиоэкологических проблем, связанных с хранением монацитового (CePO_4) концентрата, практически всегда содержащего высокие концентрации Th, а также во многочисленных публикациях по проблемам радиационной безопасности при работе на урановых (Радиационная безопасность ..., 1977; Мосинец, 1991, 1993; и др.) и неурановых рудниках (Терентьев и др., 1996).

Радиоактивное загрязнение окружающей среды при добыче нефти и газа нами уже рассматривалось в главе 4. Дополнительно к этому следует отметить, что на

территориях, где происходит отработка углеводородного сырья, природоохранными контролирующими органами осуществляется контроль за загрязнением окружающей среды радионуклидами, ведется разработка нормативных документов, а на предприятиях нефтегазового комплекса (НГК) осуществляется радиационный мониторинг.

Так, в Ханты-Мансийском автономном округе разработаны и утверждены в Минздраве РФ Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы (СанПиН 2.6.6.1169-02) "Обеспечение радиационной безопасности при обращении с производственными отходами с повышенным содержанием природных радионуклидов на объектах нефтегазового комплекса Российской Федерации". Они устанавливают единые требования к радиационно-гигиенической паспортизации предприятий НГК, к ограничению загрязнения среды обитания людей природными радионуклидами до приемлемо низкого уровня в процессе добычи и переработки нефти, газа и газового конденсата. Помимо этого они включают классификацию производственных отходов по эффективной удельной активности природных радионуклидов, а также правила их хранения и утилизации. Согласно этим нормам, индивидуальная годовая эффективная доза производственного облучения природными источниками работников предприятий нефтегазового комплекса не должна превышать 5 мЗв/год. Средняя годовая эффективная доза облучения природными радионуклидами критической группы населения за счет деятельности этих предприятий не должна превышать 100 мкЗв/год. На предприятиях, где эффективные дозы производственного облучения работников превышают 2 мЗв/год, следует проводить постоянный радиационный контроль доз облучения, а также осуществлять мероприятия по снижению облучения работников. К контролируемым параметрам радиационной обстановки на предприятиях НГК относятся:

- 1) удельная активность и эффективная удельная активность природных радионуклидов в производственных отходах ($A_{эфф}$) с относительной погрешностью не более 20%;
- 2) мощность дозы гамма-излучения природных радионуклидов, содержащихся в производственных отходах, измеренная на расстоянии 0,1 м от их поверхности;

Таблица 9.6. Классификация производственных отходов предприятий НГК

Категория отходов	Эффективная удельная активность природных радионуклидов ($A_{эфф}$), кБк/кг	Мощность дозы гамма-излучения природных радионуклидов, содержащихся в отходах (Н), мкГр/ч
Первая	$A_{эфф} \leq 1,5$	$H \leq 0,7$
Вторая	$1,5 < A_{эфф} \leq 10$	$0,7 < H \leq 4,4$
Третья	$A_{эфф} > 10$	$H > 4,4$

- 3) среднегодовое значение общей запыленности воздуха в рабочей зоне и удельная активность природных радионуклидов в пыли;
- 4) эквивалентная равновесная объемная активность (ЭРОА) изотопов радона в воздухе рабочей зоны.

Для отходов НГК документов СПОРБ НГК-2002 также вводится классификация (табл. 9.6).

Несмотря на предпринимаемые меры по оптимизации радиоактивного загрязнения природной среды в районах нефтегазодобычи, в этих регионах создается обстановка, в которой может существовать потенциальная радиоэкологическая опасность для человека, что можно увидеть на рисунках 9.3, 9.4.

Такая ситуация существует на месторождениях Северного Кавказа, Ставропо-

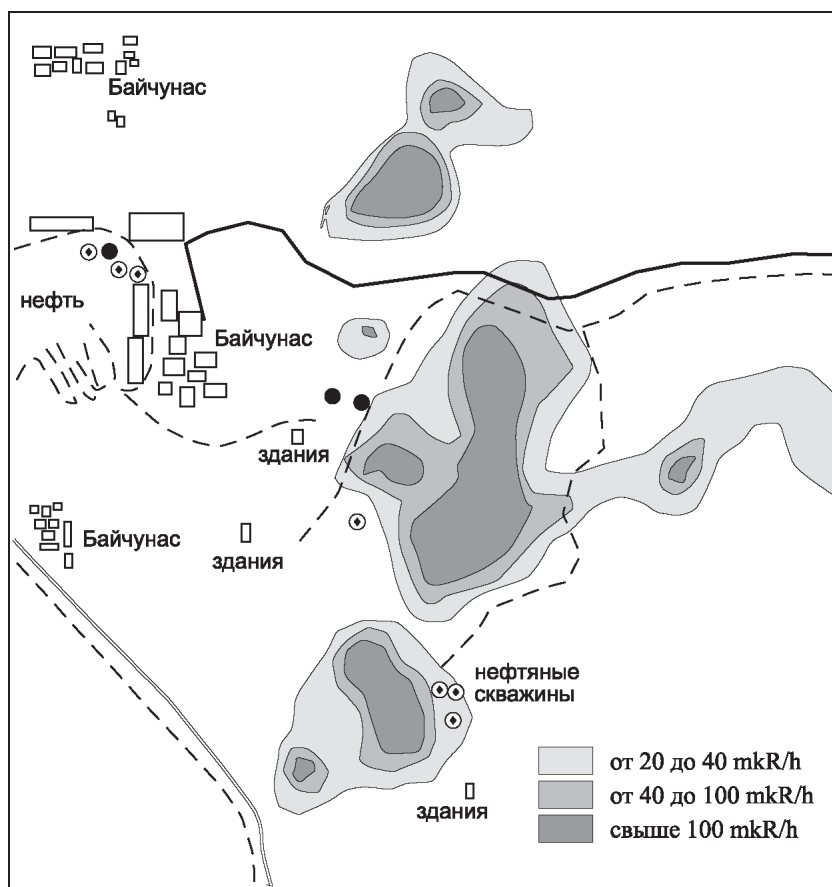


Рис. 9.3. Техногенные радиоактивные ореолы на нефтяном месторождении (Учебно-методическое руководство..., 2002)

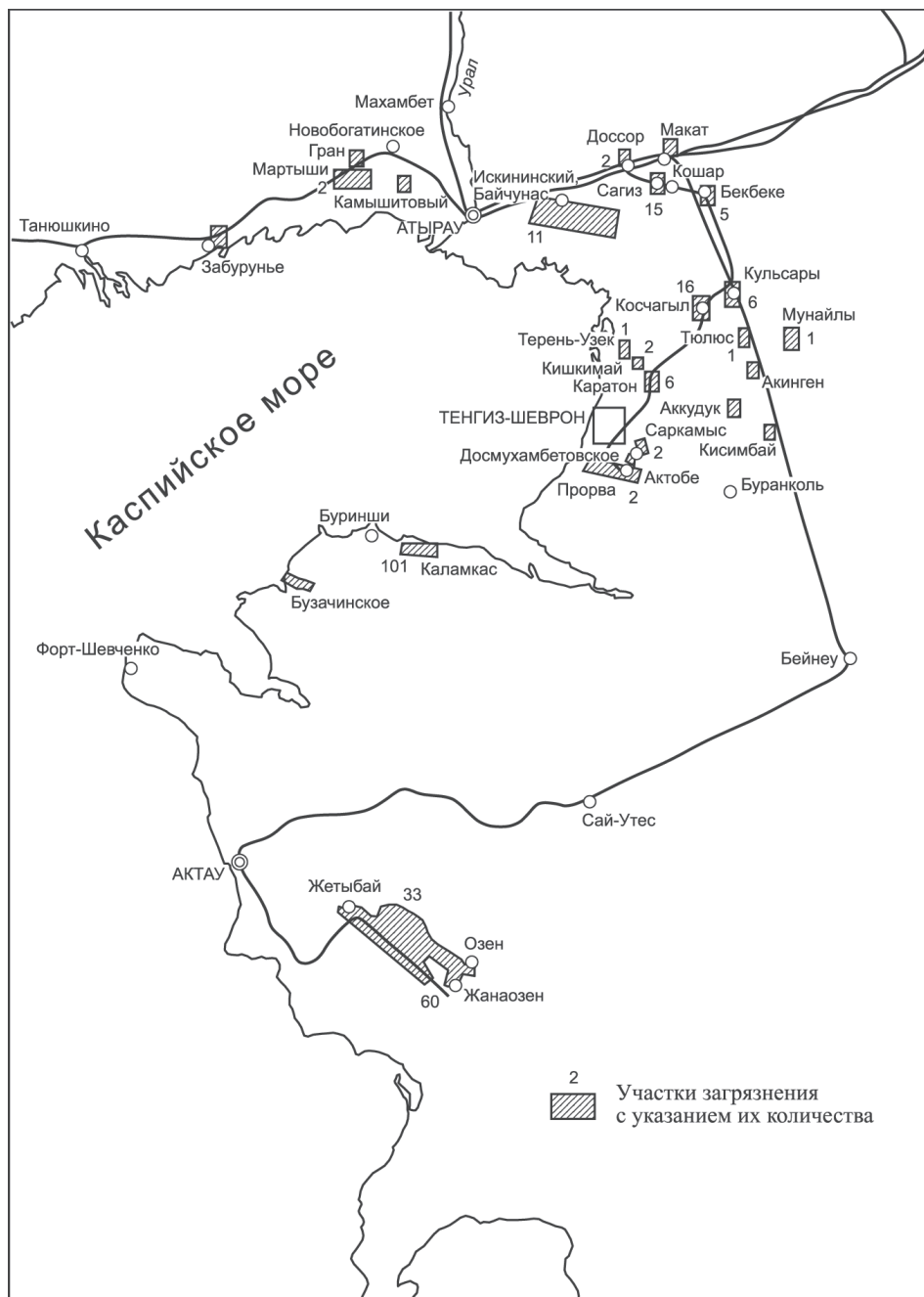


Рис. 9.4. Схема участков радиоактивного заражения в нефтяном регионе (Учебно-методическое руководство..., 2002)

ля и других территорий, где происходило радиоактивное загрязнение почв, образование нефтяных шламов и т.д. (Крапивинский и др., 1995, 2001; Тараборин и др., 2003; и др.).

Радиоэкологическая ситуация в районах углеводородного сырья еще более осложняется в тех случаях, когда в целях повышения нефтеотдачи в пределах месторождений проводились подземные ядерные взрывы (ПЯВ).

Примером такого объекта может быть Осинское месторождение ООО "Лукойл-Пермьнефть" и некоторые другие (Дубасов и др., 1994; Бахур и др., 2002; Голубов, 1993; и др.). Так, по данным Б.А. Бачурина (1996), техногенные радионуклиды обнаружены в нефтепродукции 240 скважин этого месторождения.

Месторождения радиоактивного сырья, являющиеся местом добычи и последующей горно-металлургической переработки руд, становятся объектами повышенной потенциальной радиоэкологической опасности как для работающих на этих предприятиях, так и для населения, проживающего в районах их функционирования.

Масштабы поступления естественных радионуклидов от этих источников в природные среды зависят от многих факторов.

Условно их можно разбить на следующие категории (Беляев и др., 2003):

- геолого-структурное положение и состав руд;
- радиогеохимическая характеристика руд и вмещающих пород;
- гидрогеологические условия (строение гидрогеологического разреза, распространение и границы водоносных горизонтов, водонасыщенность руд и горных пород и их фильтрационные свойства, гидрогеохимические свойства подземных вод);
- ландшафтно-географическое положение (соотношение с основными элементами рельефа и гидрографической сети, климатические особенности);
- инженерно-геологические характеристики.

Геологическое строение, тектоника. Структуру месторождения, распределение в нем ЕРН и интенсивность поступления радона и дочерних продуктов его распада на уровень современного эрозионного среза и в ОС определяют состав и структура горных пород. Важную роль играют современное геологическое строение, палеодинамика развития геологических процессов и техногенез. В зависимости от масштабов явлений и их роли в формировании геологических условий, оказывающих влияние на радиационную опасность, могут быть выделены региональные и локальные геологические факторы, а по характеру их влияния на процессы рассеяния ЕРН, в том числе на процесс радоновыделения, – прямые и косвенные.

К прямым факторам радиационной опасности относятся высокие содержания ЕРН в пределах месторождения, на отдельных его участках или же во вмещающих породах, наличие радонопродуцирующих объектов – горных пород, обогащенных урановыми и урансодержащими минералами, радиевые и радонсодержащие воды, урановые и урансодержащие руды и т.п. К косвенным – тектонические, структурные, динамические и прочие особенности геологических объектов раз-

личного ранга, способствующие выносу ЕРН, эксхалляции радона и миграции газов и газовой-жидких потоков, а также созданию областей разгрузки последних.

Основная миграция радона в горных породах обычно происходит по зонам трещиноватости и разломам, пластам проницаемых пород совместно с другими газами и водами. Хорошим проводником радона являются связанные с поверхностью подземные коллекторы. В то же время радон хорошо сорбируется на многих веществах, например, на глинах, углях. Эти особенности могут значительно повлиять на физические параметры, характеризующие процесс рассеяния ЕРН и миграции радона.

Гидрогеологические условия месторождения обуславливаются строением гидрогеологического разреза, распространением границ водоносных горизонтов, водонасыщенностью руд и горных пород, их фильтрационными параметрами, гидрогеохимическими свойствами подземных вод и т.д. Особое внимание должно быть обращено на изотопы свободного радона (^{222}Rn – радон и ^{220}Rn – торон), который хорошо растворяется в воде и органических растворителях – нефтях (коэффициент растворимости от 0,25 до 0,5) и может мигрировать с жидкостью (водой) на большие расстояния, огромные его количества могут скапливаться в природных и шахтных водах (особенно на урановых месторождениях). Радоновые воды наблюдаются в различных геологических обстановках, породах разных возрастов и состава, на древних щитах, в складчатых областях и на молодых платформах. Прямой связи концентрации радона с минерализацией вод, содержанием радия в воде или газовым составом вод не обнаружено. В отдельных случаях, особенно вблизи тектонических нарушений и ослабленных зон, выявляется корреляционная связь между концентрацией радона в подземных водах и грунтовым (подпочвенном) воздухе.

Ландшафтно-географическое положение месторождения оценивается по его залеганию относительно элементов рельефа и гидрографической сети, а также зависит от климатических особенностей. Данный фактор может оказать существенное влияние на радиационную обстановку в районе месторождения – особенно на этапе его отработки при сооружении системы водоотвода, выборе мест для отвалов и хвостохранилищ и т.д.

Инженерно-геологические характеристики горно-рудной массы (типы пород, их физико-механические свойства) могут оказывать значительное влияние на горно-технические факторы и способы отработки месторождения и, следовательно, на перераспределение ЕРН в ОС на различных стадиях работ, таких как:

- предварительная оценка;
- разведочные работы;
- добыча полезных ископаемых;
- обогащение и гидрометаллургическая переработка руд.

Радиоактивные показатели месторождения характеризуют следующие параметры:

- содержание ЕРН в горно-рудной массе и во вмещающих породах;
- коэффициент нарушения радиоактивного равновесия между радием и ураном;

- коэффициент эманирования по радону;
- запыленность горных выработок и содержание в пыли ЕРН;
- концентрация радона и торона в воздухе горных выработок;
- показатель удельного радоно- и тороноразделения на единицу объема выработки и на единицу добытых запасов.

Радиоэкологическая обстановка зависит также и от принятых технологических решений, таких как:

- способ и система разведки (скважинами, канавами, подземными горными выработками);
- способ и система отработки месторождений (карьерный, подземный, гидро-размыв, подземное выщелачивание и т.п.);
- системы жизнеобеспечения горных выработок;
- способы пылеподавления и очистки воздуха;
- способы осушения месторождения и система водоотвода;
- мероприятия по защите горных выработок от наводнения и их воздействие на гидродинамическую обстановку;
- транспортировка горно-рудной массы и отходов;
- способы переработки горно-рудной массы и отходов;
- складирование сырья и формирование отвалов.

Принято считать, что при оценке экологических составляющих открытого и подземного способов разработки минерального сырья они соотносятся примерно как 1 к 10–100 (Спиридонов и др., 1999). Некоторые сравнительные показатели разных технологий добычи урана показаны в таблице 9.7.

На сегодняшний день можно утверждать, что наиболее щадящей, экологически приемлемой технологией отработки урановых руд является метод подземной скважинной технологии (ПСВ), которая успешно реализуется в Казахстане (Языков В.Г. и др., 2005) и других странах.

Таблица 9.7. Сравнительные показатели разных способов добычи урана (с использованием данных В.Н. Мосинца и Ю.Г. Тютюнника) (по А.Е. Самонову, 2003)

Параметры	Рудник	Карьер	Выщелачивание	
			подземное	кучное
Коэффициент извлечения урана из руд	0,7	0,81	0,88	< 0,4
Соотношение запыленных радиационно опасных площадей, доли единиц (1 равна руднику)	1	2,3	нет	3–7
Радоновыделение при добыче, переработке отходов и т.д.	1	1,2	0,03	10–100

Схематическая модель загрязнения природной среды при разных способах отработки показана на рисунке 9.5.

Но во всех без исключения случаях, безусловно, возникают радиоэкологические проблемы, которые могут представлять определенную потенциальную опасность не только для работающих, но и для населения, проживающего в зоне влияния такого рода объектов. И эти факторы необходимо учитывать, контролировать и минимизировать.

Особые проблемы, как отмечает В.Н. Мосинец (1991), возникают на стадиях ликвидации, консервации и репрофилирования уранодобывающих и ураноперерабатывающих предприятий, представляющих собой чрезвычайно сложную природно-техническую систему (ПТС).

При освоении урановых месторождений в окружающую среду поступают радионуклиды трех радиоактивных семейств – ^{238}U , ^{235}U и ^{232}Th , но общая радиоактивность обусловлена в основном семейством ^{238}U , из которого наиболее активными являются ^{230}Th , ^{226}Ra , ^{222}Rn и другие естественные радионуклиды.

Рудничная пыль, рудничные воды, пыль и аэрозоли хвостохранилищ обогачительных фабрик и гидрометаллургических заводов выносят в окружающую среду многие радионуклиды, а иногда и тяжелые металлы, которые переносятся поверхностными и грунтовыми водами, потоками воздуха на значительные расстояния, загрязняя соответствующие территории (рис. 9.6).

Активность выбросов, сбросов и образующихся твердых отходов различного типа, формирующихся при разработке и переработке урановых руд, зависит от исходного содержания радиоактивных элементов в руде, технологий вскрытия руд, их транспортировки и переработки, и в самом общем виде они представлены в таблице 9.8.

В уранодобывающей промышленности загрязняющие окружающую среду от-

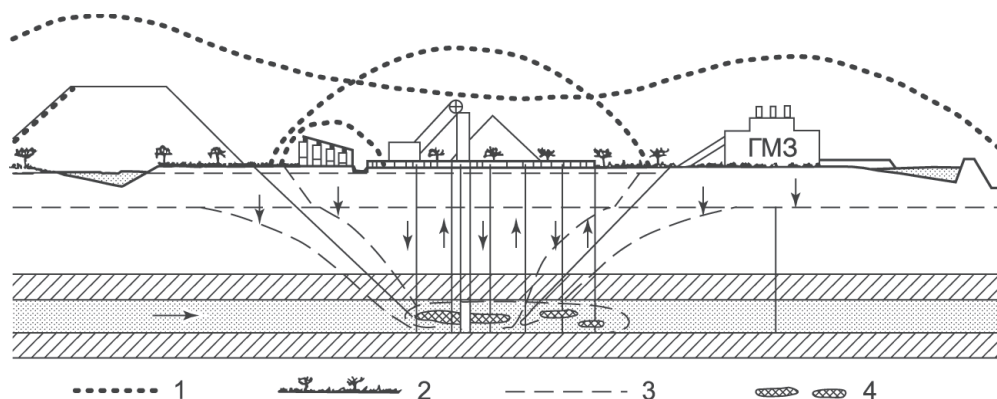


Рис. 9.5. Схема ореолов загрязнения воздушной среды (1), земли и ландшафтов (2), подземных и поверхностных вод (3), активных запасов руды (4) при горных работах и подземном выщелачивании (по В.Н. Мосинцу, 1991)

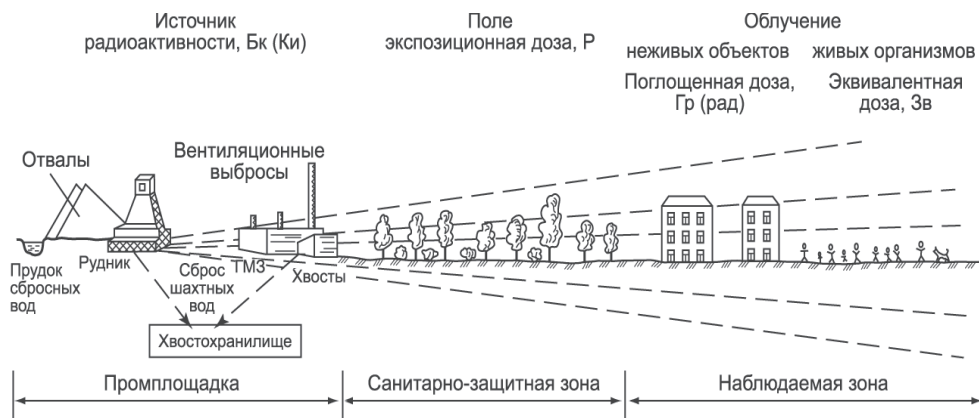


Рис. 9.6. Распространение радиоактивности в районе уранодобывающих и ураноперерабатывающих предприятий (по В.Н. Мосинцу, 1991)

ходы могут быть разделены на отходы производства и отходы потребления. Отличительной же особенностью уранодобывающей промышленности от любой другой горнодобывающей отрасли является повышенная радиоактивность практически всех ее отходов. По своему агрегатному состоянию радиоактивные отходы подразделяются на твердые, жидкие и газообразные. Количество и состав отходов зависят от характеристики рудного сырья и условий его добычи и первичной переработки. Твердые отходы урановых рудников и карьеров представляют собой пустые породы (с фоновой или близкой к ней радиоактивностью), забалансовые урановые руды, отвалы хвостов радиометрической сортировки руд, неиспользуемые попутно добываемые полезные ископаемые, хвосты кучного выщелачивания.

В.Н. Мосинец (1991) отмечает, что при разработке месторождений подземным способом на каждую тонну добываемой руды приходится 0,2–0,3, а то и более тонн пустых пород и забалансовых руд из горно-капитальных, горно-подготовительных и нарезных работ. На предприятиях, ведущих открытую добычу, на каждую тонну руды может приходиться до 8–10 и более тонн пустых пород от вскрыши карьера. Кроме того, в каждой тонне добытой руды может находиться от 5 до 25–30% пустых пород (забалансовых руд) из-за ее разубоживания. Они могут быть частично удалены в результате радиометрической сортировки (с выделением хвостов).

При гидрометаллургическом переделе практически вся подвергающаяся переработке масса переходит в отходы в виде хвостов. Таким образом, при добыче и переработке 1 т урановой руды выделяется от 1,3–1,6 (подземный рудник) до 10–15 т (карьер) твердых отходов.

Жидкие отходы урановых рудников в основной массе представляют собой дренируемые подземные воды (их количество может составлять до 2000 м³/сут. и более), а также слабоактивные сточные воды спецпрачечных и душевых (сум-

Таблица 9.8. Характеристика радиоактивного загрязнения основных элементов окружающей среды уранодобывающих и перерабатывающих предприятий

Элементы окружающей среды	Радиационно опасные факторы	Фоновые значения		Предельно допустимая концентрация сверх фона	Диапазон фактически зарегистрированных значений	Примечание
		среды	характерный диапазон			
Воздух	Эквивалентная равновесная концентрация дочерних продуктов радона, Бк/м ³	1,8	0,1–10	37*	185–260	На расстоянии 100–150 м от источника выброса
	Суммарная α -активность долгоживущих радионуклидов уранового ряда, мБк/м ³	0,01	0,001–10	12	440	То же
Вода	По содержанию ²²⁶ Ra и дочерних продуктов его распада, Бк/м ³	37	1,11–111	111**	300–500	При геолого-разведочных и горно-подготовительных работах
					3 700–5 500	При очистных работах
					10 000–50 000	В неочищенных шахтных водах
					10 000–80 000	В жидкой фазе хвостов ГМЗ

Продолжение таблицы 9.8

Твердые отходы		370	90–700	600–1200	1 000–7 400	В санитарно-защитной зоне действующих предприятий
почвы	Суммарная α -активность долгоживущих радионуклидов уранового ряда, Бк/кг	240	150–1 000	600–12 000	1 000–12 900	Отвалы пород, забалансовых руд, хвосты радиометрического обогащения и кучного выщелачивания
	γ -активность, мкР/ч	12	10–60	20	20–200	
отвалы горных пород	α -активность, Бк/кг	0,016	0,004–0,053	1***	1,7–30	На сухих пляжах хвостохранилищ
	Экспозиция района с поверхности, Бк/(м ² · с)	210	370–700	600–1 200	1100–27800	
	γ -активность твердой фазы, мкР/ч	12	10–60	20	100–1400	

Примечание: * — вне помещений, для жилых домов 200 Бк/м³;
 ** — для водоемов, сбросных вод в расчете на их разбавление 185 Бк/м³;
 *** — норма СССР, по данным МКРЗ — 0,74 Бк/(м² · с).

марное количество от 100 до 300 м³/сут.). Состав этих вод может колебаться в широких пределах (табл. 9.9).

Существенную опасность представляют радионуклиды (уран, ²²⁶Ra, ²²²Rn, ²³⁰Th, ²¹⁰Po, ²¹⁰Pb), накапливаемые в почве и илах донных отложений местной гидрографической сети в результате сброса неочищенных шахтных вод. Общая активность достигает 10–50 Бк/л, тогда как ПДК для водоемов составляет 0,111 Бк/л.

Количество воды, содержащейся в хвостах ГМЗ, равно по массе их твердой части. Кроме того, при переработке каждой тонны руды образуется около 3 т отмывочной жидкости. Таким образом, переработка 1 т руды дает (с учетом отмывочной воды, верхнего слива сгустителей и фильтрата) более 4 т жидких отходов. Химический состав жидкой части рудной пульпы, направляемой в хвостохранилища, зависит от технологии переработки и колеблется в широких пределах (табл. 9.10).

Как закрытые, так и действующие хвостохранилища урановых ГМЗ загрязняют окружающую среду за счет утечки загрязненных отходов через основание дамбы или почву, а также пыления пляжей и дамб. Количество радона, радиоактивных аэрозолей и пыли, поступающих в атмосферу за счет вентиляционных выбросов подземного рудника, зависит от общерудничного дебита радона, запыленности рудничной атмосферы и проветриваемого объема, определяемого производительностью рудника по горной массе. Урановый рудник средних размеров с содержанием десятых долей процента урана выбрасывает в атмосферу до $8 \cdot 10^{10}$ Бк/сут. ²²²Rn (Мосинец, 1991).

Таблица 9.9. Химический состав жидких отходов урановых рудников (Мосинец, 1991)

Компонент	Концентрация, мг/л	Компонент	Концентрация, мг/л
Шахтные воды			
Уран природный	0,3–10	Железо	0,5–1
²²⁶ Ra	1,85–3,70 Бк/л; (5–10) · 10 ⁻¹¹ Ки/л	Хлориды	2,0–300
²²² Rn	1,85–37 Бк/л; (5–100) · 10 ⁻¹¹ Ки/л	Гидрокарбонаты	20–400
Натрий и калий	40–150	Сухой остаток	500–1 000
Кальций	100–300	рН	6,8–7,5
Магний	10–40		
Сточные воды спецпрачечных и душевых			
Уран	0,5–15	Нитраты	100–250
²²⁶ Ra	0,37–0,52 Бк/л; (1–1,4) · 10 ⁻¹¹ Ки/л	Сухой остаток	3 000
Сульфаты	250–400	рН	8

Суммарный объем радиоактивных вентиляционных выбросов ГМЗ зависит от содержания урана и других радионуклидов в перерабатываемой руде и производительности завода (по активности это примерно $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк/сут.). Общезаводской выброс долгоживущих α -активных аэрозолей может достигать нескольких десятков миллионов беккерелей в сутки (Мосинец, 1991).

Соотношение выбросов в атмосферу других загрязняющих веществ от различных источников показано на рисунке 9.7.

Основную массу твердых радиоактивных отходов составляют отвалы забалансовых руд и, главным образом, хвосты ГМЗ. Обычно хвосты, на которых применяется кислотное выщелачивание, содержат больше ^{230}Th , чем хвосты при карбо-

Таблица 9.10. Химический состав жидкой фазы рудной пульпы ГМЗ (по В.Н. Мосинцу, 1991)

Компонент	Концентрация, мг/л	Компонент	Концентрация, мг/л
Уран природный	0,5–5	Диоксид кремния	20–40
^{226}Ra	9,9–29,6 Бк/л; (2,7–8,0) · 10 ⁻¹⁰ Ки/л	Оксид марганца Натрий и калий	50–100 200–400
^{210}Po	1,85–55,5 Бк/л; (5–15) · 10 ⁻¹⁰ Ки/л	Сульфаты Нитраты	2 000–3 500; 500–3 000
Диоксид железа	Следы	Сухой остаток	8 000–10 000
Оксид магния	100–200	pH	7,8–8

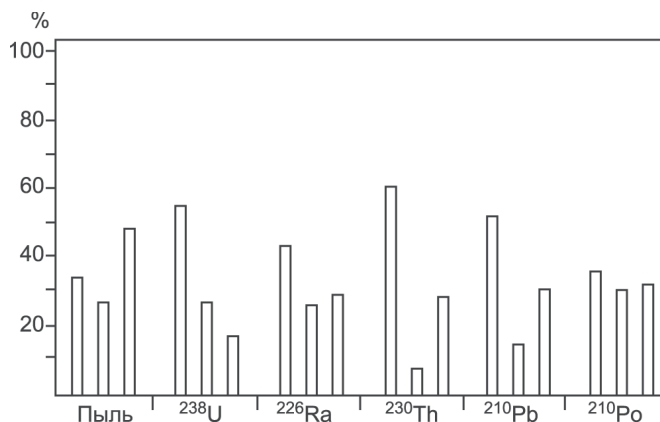


Рис. 9.7. Диаграмма вредных выбросов уранодобывающего предприятия:
 1 – вентиляционные выбросы; 2 – дробильно-обогащительные фабрики, дробильно-сортировочные комплексы, радиометрические обогащительные фабрики и др.;
 3 – отвалы пустых пород, склады забалансовых руд (по В.Н. Мосинцу, 1991)

натном выщелачивании. Радия-226, наоборот, бывает больше в хвостах после карбонатного выщелачивания. Однако радиоактивность хвостов и после кислотного, и после карбонатного выщелачивания практически одинакова.

Удельная радиоактивность хвостов ГМЗ низкая. Примерно 15% общей радиоактивности в перерабатываемой руде извлекается с урановым продуктом.

В результате распада некоторых короткоживущих радионуклидов (^{234}Th , ^{234}Pa и др.) в хвостах остается около 70% первоначальной радиоактивности. При удельной α -активности хвостов $(3-5) \cdot 10^{-7}$ Ки/кг или $(11,1-18,5) \cdot 10^3$ Бк/кг в целом их можно считать радиоактивными, так как это выше любой из категории отходов (см. табл. 7.3). При этом из-за накопления огромной массы хвостов и присутствия в них тория (^{230}Th , период полураспада $8 \cdot 10^4$ лет) и радия (^{226}Ra , период полураспада $0,16 \cdot 10^4$ лет), а также остаточного урана и его долгоживущих изотопов (период полураспада сотни млн лет) эта радиоактивность будет оставаться практически на бесконечный период времени,

Радиоактивность хвостов обычно определяют по количеству находящегося в них ^{226}Ra . При производительности ГМЗ 2000 т руды в сутки и содержании U_3O_8 в ней 0,2% в хвосты ежедневно отправляется примерно $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк (1 Ки) ^{226}Ra и через 20 лет в них содержится $2,6 \cdot 10^{14}$ Бк (7000 Ки) ^{226}Ra при средней концентрации в сухих хвостах около 16,5 Бк/г. Большая часть радия обычно остается в твердых отходах (в растворах находится около 1% ^{226}Ra концентрацией от 9,2 до 185 Бк/л). При этом, по результатам советских и зарубежных исследований, повсеместно отмечается его приуроченность к измельченному рудному материалу, то есть к шламовой части хвостов. Содержание урана или тория в заскладированных хвостах в нашей стране колеблется от 0,001 до 0,011%. Активность ^{226}Ra существенно меняется по классам крупности хвостов (табл. 9.11).

Общее радоновыделение с поверхности хвостохранилищ существенно зависит от содержания урана в хвостах, его радиоактивного равновесия с радием, соотношения поверхности сухих и обводненных пляжей. Наиболее значимо радиоактивное загрязнение окружающей среды именно короткоживущими продуктами распада ^{222}Rn вследствие пыления пляжей. Предупреждение этих явлений путем покрытия пылящих поверхностей при сокращении радоновыделения – наиболее дорогостоящее мероприятие (Мосинец, 1991).

Таблица 9.11. Характерные изменения фракционного состава и активности хвостов ГМЗ (по В.Н. Мосинцу, 1991)

Класс	Крупность, мм	Выход класса, %	Активность ^{226}Ra , Бк/кг	Удельный вес активности, %
1	+0,15	5	407–3 000	0,7
2	–0,15...+0,074	30	2 200–6 000	24,7
3	–0,074...+0,043	30	3 000–9 500	31,4
4	–0,043	35	3 600–13 500	43,8

Загрязнение ^{226}Ra , как правило, не превышает 2–3-кратного фона на расстоянии до 1,5 км от хвостохранилищ, тогда как концентрация ^{228}Th и ^{40}K , как правило, не превышает на этом интервале даже фоновых значений. Количество ^{222}Rn , выделяющегося с поверхности действующих хвостохранилищ, обычно колеблется от $6,3 \cdot 10^{13}$ до $2,6 \cdot 10^{14}$ Бк/год, или $1,7 \cdot 10^3$ – $7 \cdot 10^3$ Ки/год.

Осаждение продуктов распада и кумулятивное накопление их вблизи хвостохранилищ способствуют радиоактивному загрязнению земной поверхности.

Жидкие радиоактивные отходы, согласно СПОР-85, делятся на три категории: слабоактивные до $1 \cdot 10^{-5}$ Ки/л или 370 кБк/л, среднеактивные от $1 \cdot 10^{-5}$ до 1 Ки/л или от 370 кБк/л до 37 ГБк/л и высокоактивные 1 Ки/л и выше 37 ГБк/л.

Особенностью разработки урановых рудников является постепенное увеличение радия в рудничных водах по мере отработки месторождения. Если природная концентрация радия в шахтных водах до начала разработки обычно составляет всего лишь несколько сотых Бк/л, то уже при производстве подготовительных работ, особенно при рудной подготовке, содержание радия в рудничных водах достигает 0,3–0,5 Бк/л, что уже в десятки раз выше фоновых значений, а при полном развитии горных работ содержание радия повышается до 0,86, а в отдельных случаях – до 3,7–5,5 Бк/л, тогда как ПДК ^{226}Ra совместно с ^{228}Ra , согласно нормам МКРЗ, в рудничных водах не должна превышать 0,185 Бк/л при сбрасывании в гидрографическую сеть, а радиоактивность в водоемах при этом не должна превышать 0,1 Бк/л.

Газообразные отходы делятся по степени радиоактивности на три категории: слабоактивные – до $3,7 \cdot 10^{-3}$ Бк/л, среднеактивные – от $3,7 \cdot 10^{-3}$ до 37 Бк/л и высокоактивные – более 370 Бк/л. В целом загрязнение атмосферного воздуха радоном и продуктами его распада вблизи заводов не превышает допустимых норм. Повышенное, но допустимое содержание отмечается у расходных складов и цехов рудоподготовки. На расстоянии 100–150 м от этих источников с подветренной стороны фиксировалась концентрация средней активности $(18,5\text{--}26) \cdot 10^{-2}$ Бк/л, на расстоянии 200–250 м – $(3,7\text{--}11,1) \cdot 10^{-2}$ Бк/л.

Основная доля радиоактивной загрязненности окружающей среды вокруг ГМЗ принадлежит аэрозолям. Аэрозоли выпадают как на территории завода, так и на прилегающих к заводу территориях, загрязняя их долгоживущими радиоактивными элементами. На отдельных участках заводских площадок возможны концентрированные выпадения радиоактивности – до 40 Бк/($\text{м}^2 \cdot \text{сут}$).

Примером такого аэрозольного загрязнения естественными радиоактивными элементами могут быть территории гг. Усть-Каменогорска, Степногорска, Актау (рис. 9.8–9.16), Приаргунского горно-химического комбината, функционирующего на базе уникальной Стрельцовой группы гидротермальных урановых месторождений (рис. 9.21–9.24), и многих других районов.

Высокая степень территориальной концентрации уранодобывающих и перерабатывающих объектов характерна, например, как для всей территории республики Казахстан (рис. 9.17), так и для ее отдельных регионов, в которых велась (рис. 9.18) или ведется (рис. 9.19) активная добыча и первичная переработка урановых руд.

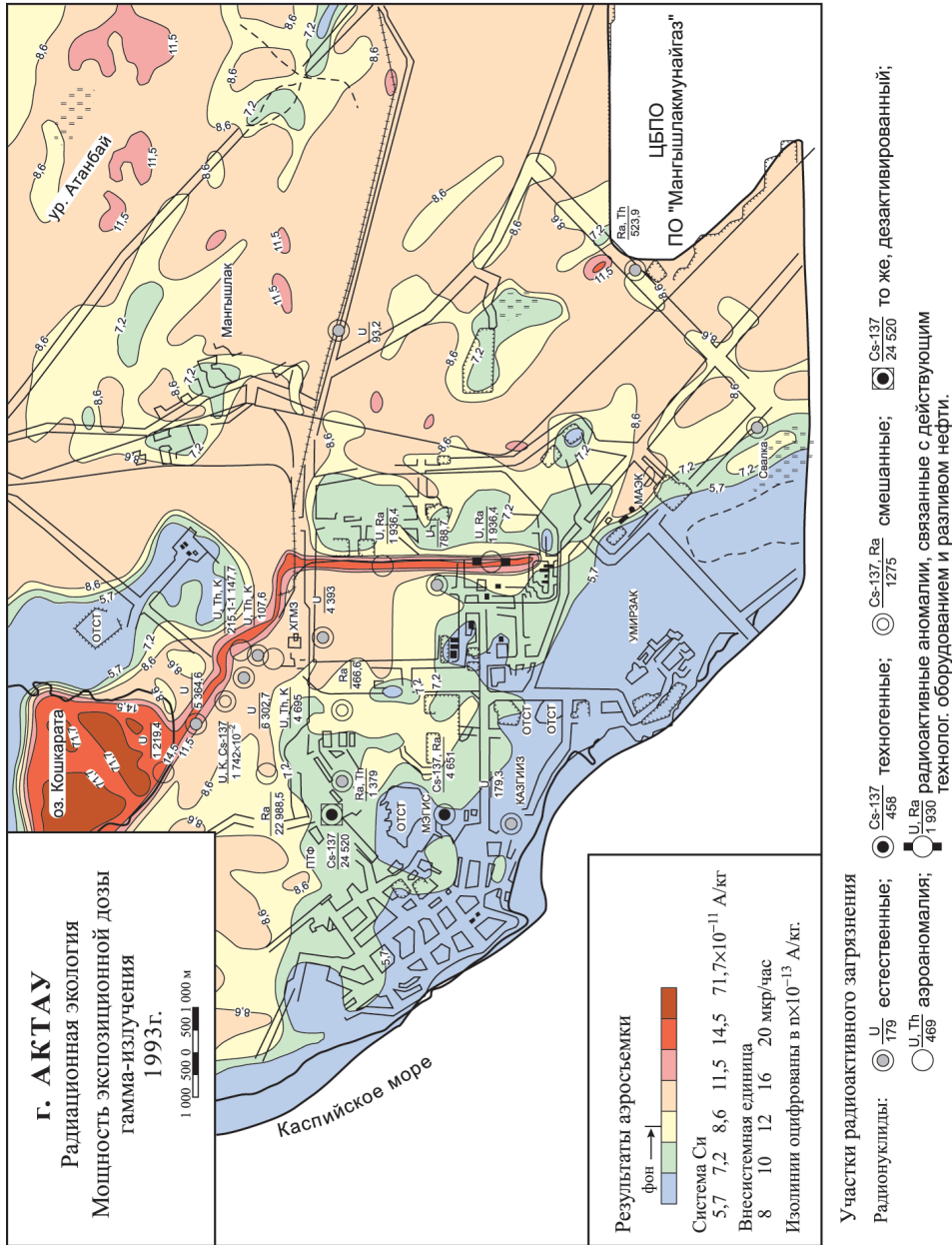


Рис. 9.8

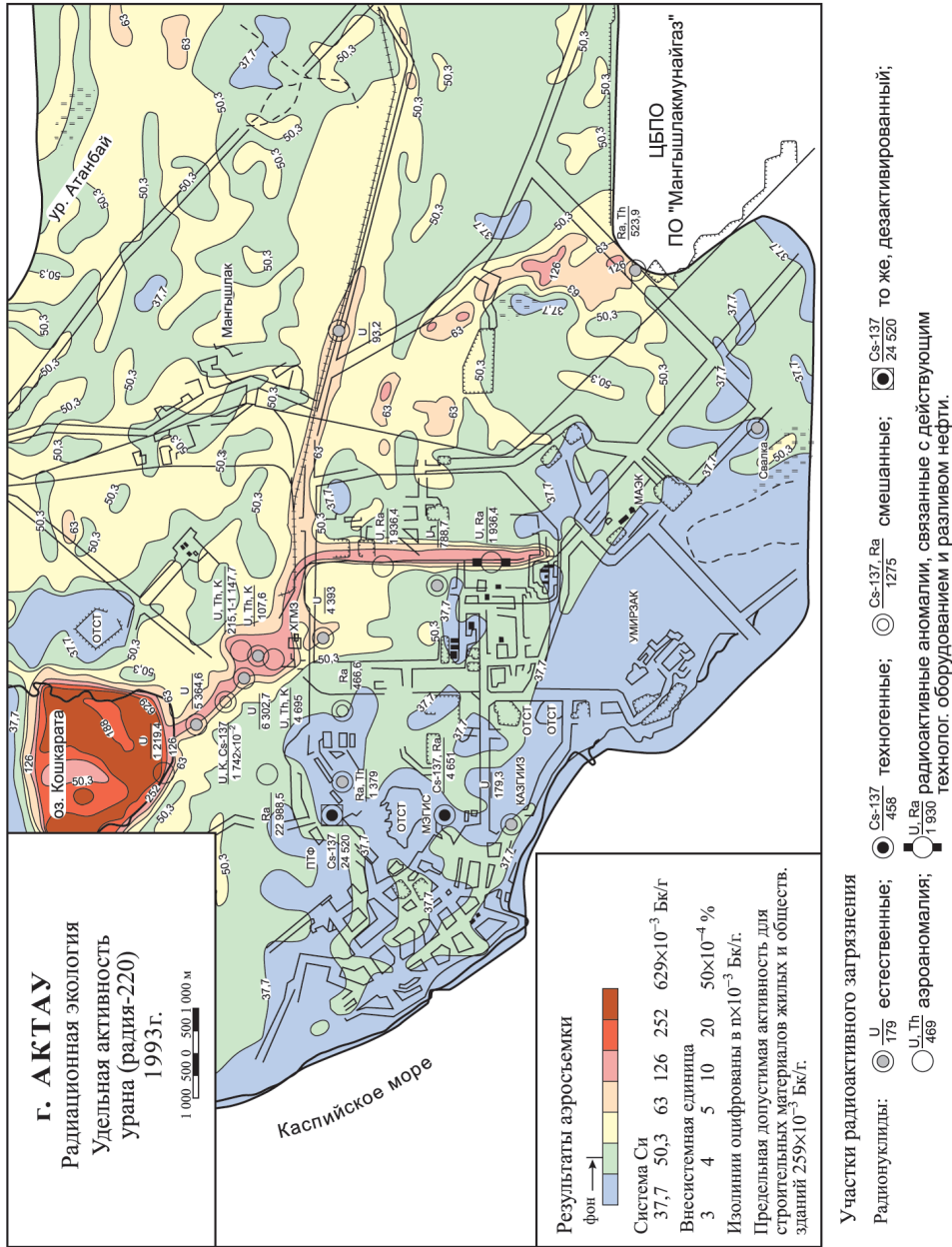


Рис. 9.9

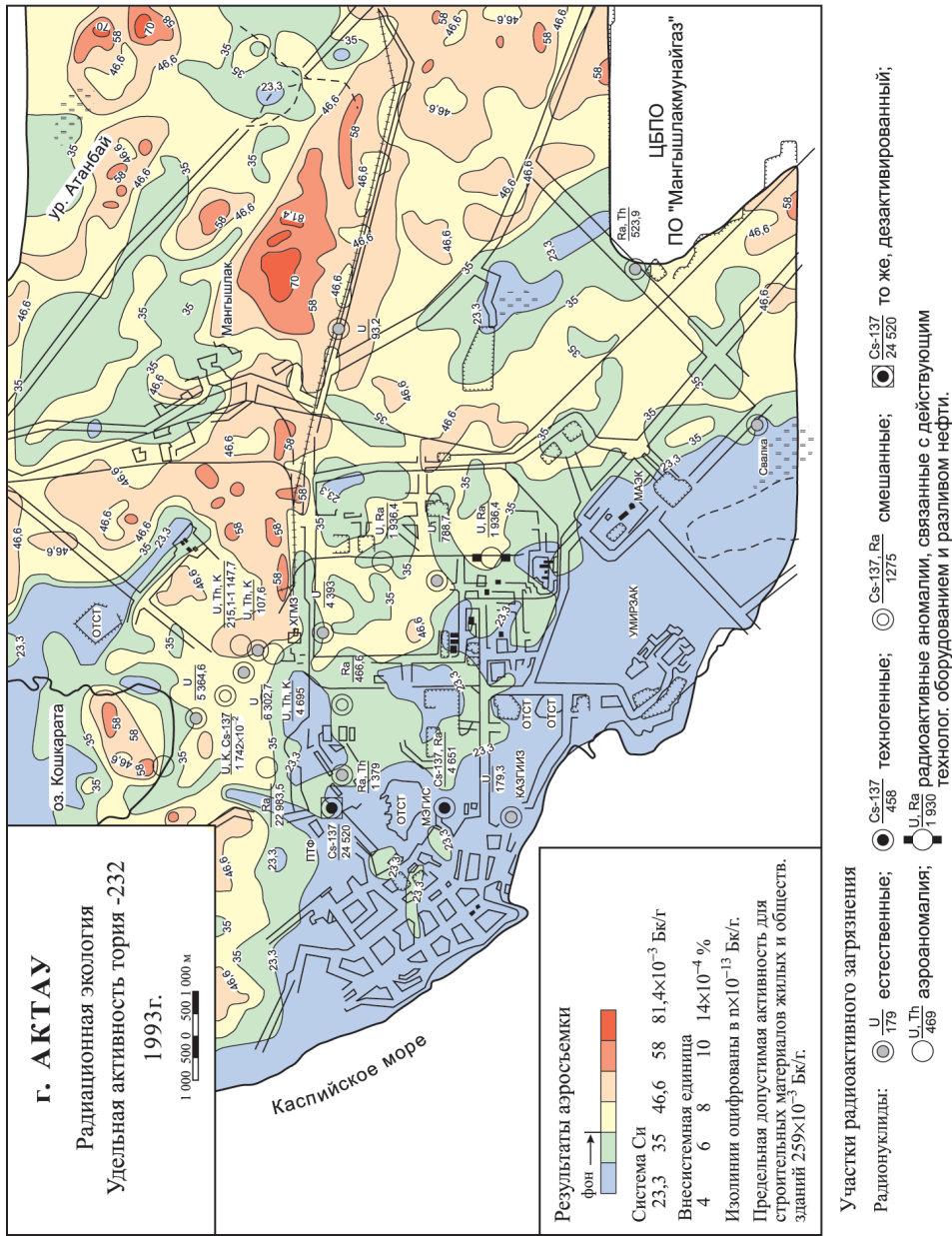


Рис. 9.10

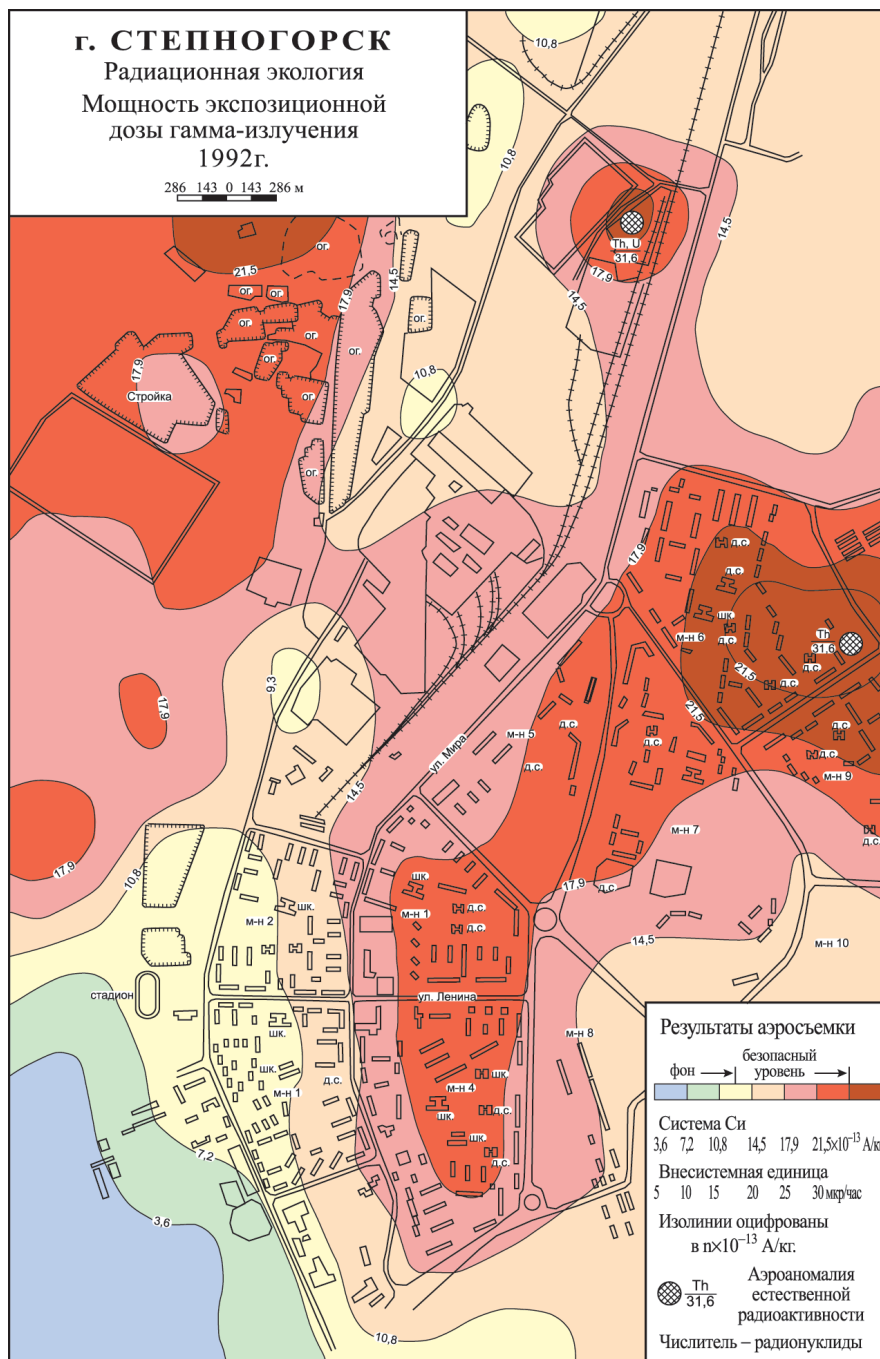


Рис. 9.11

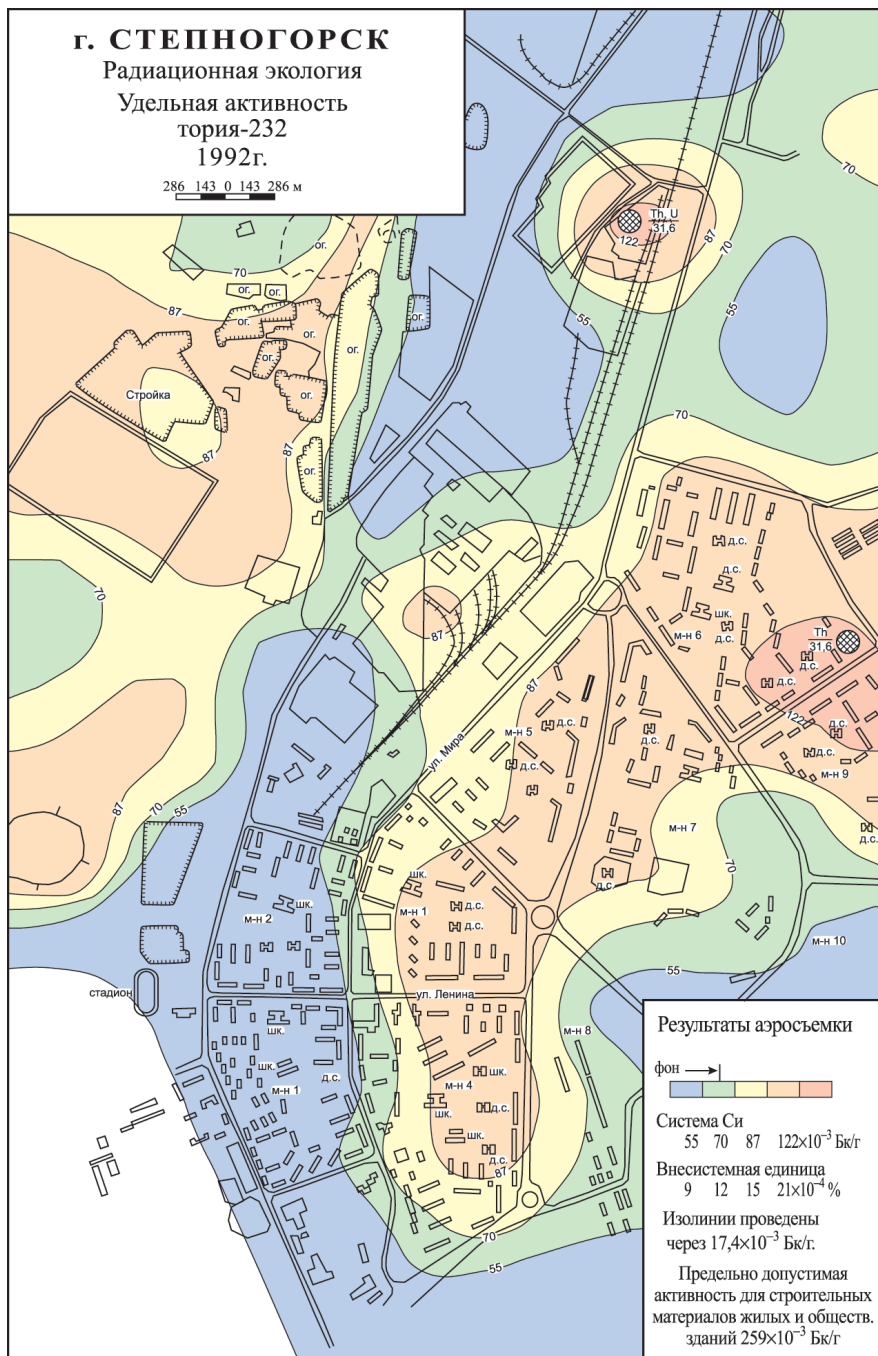


Рис. 9.12

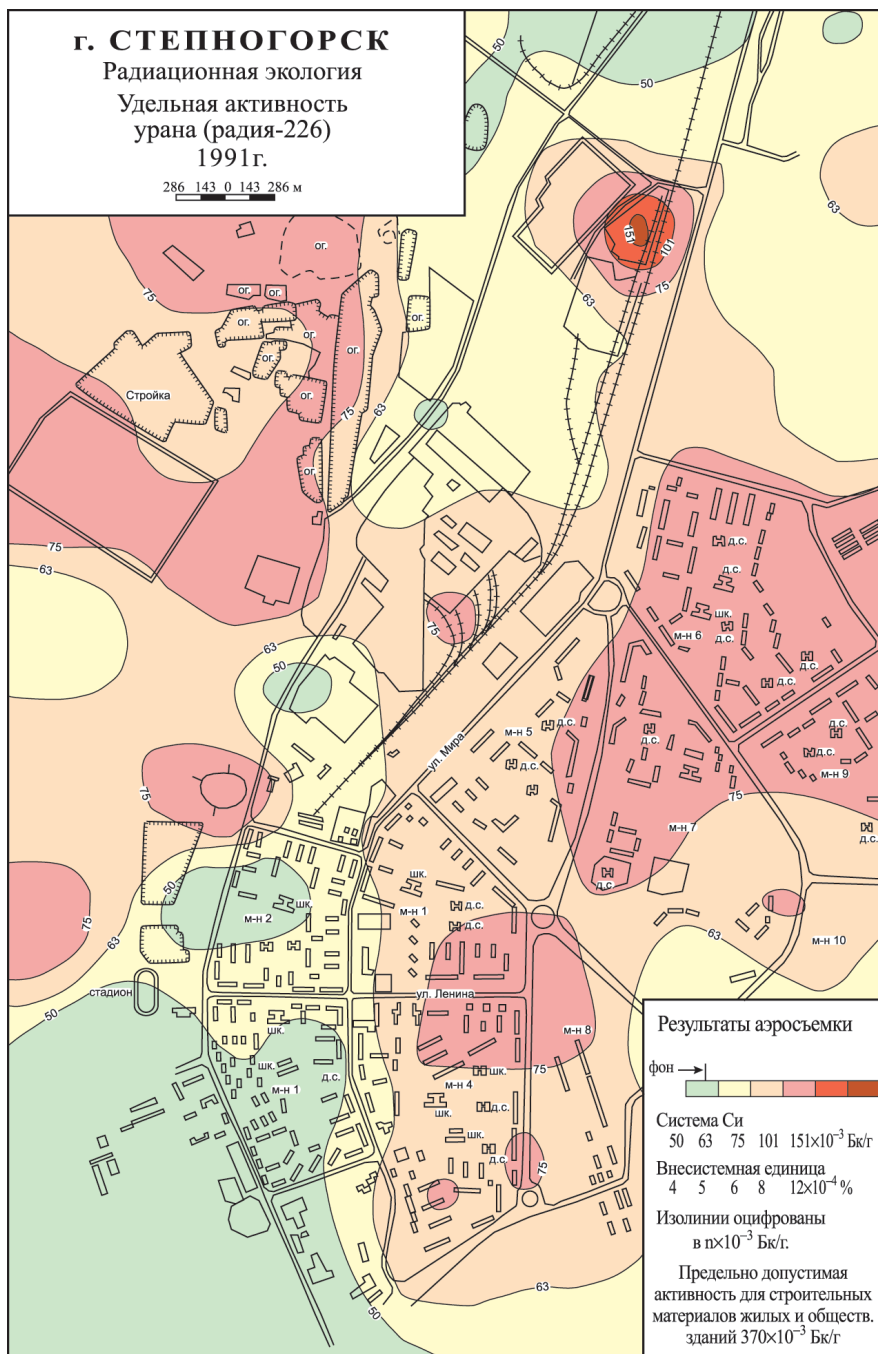


Рис. 9.13

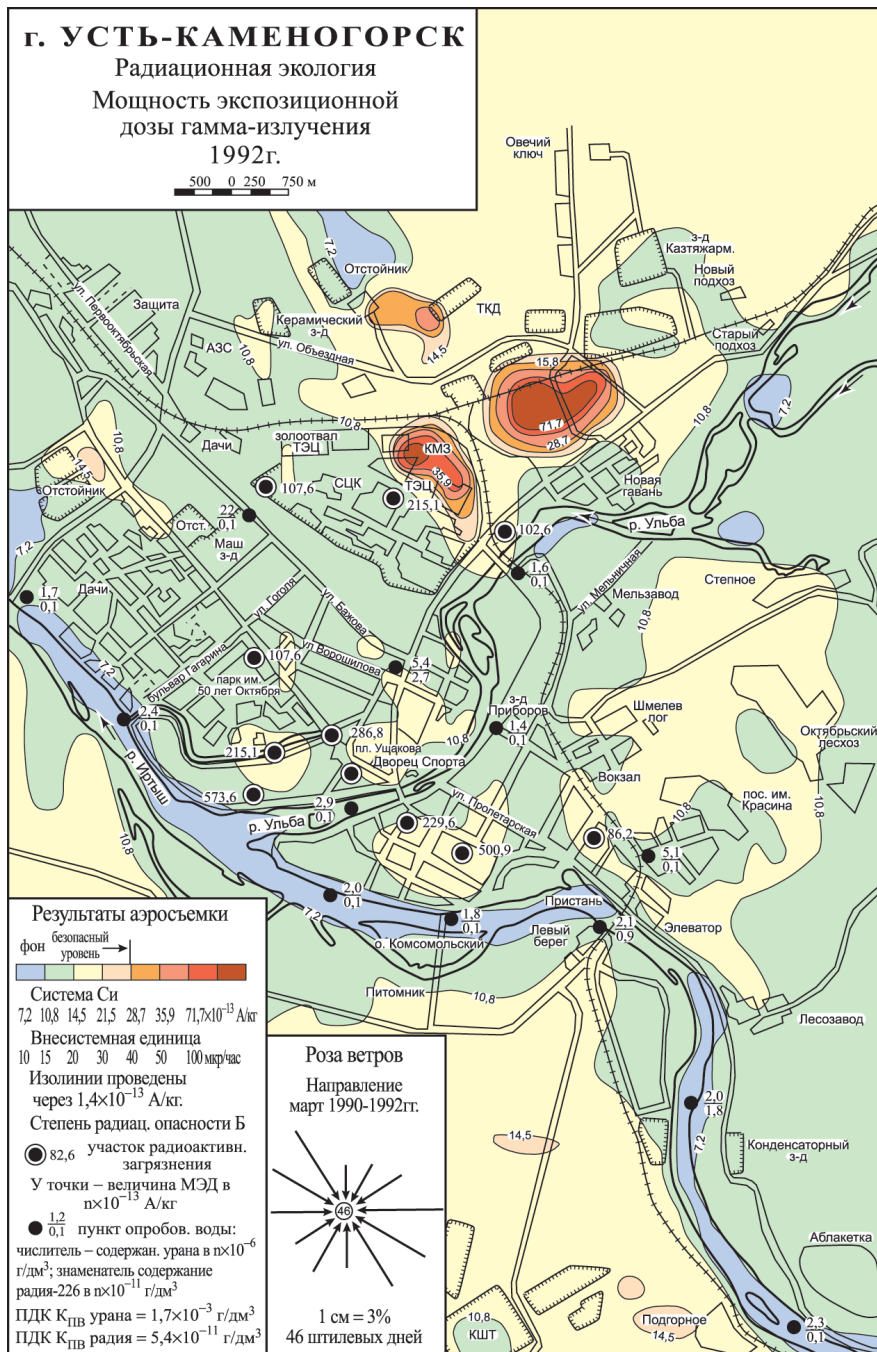


Рис. 9.14

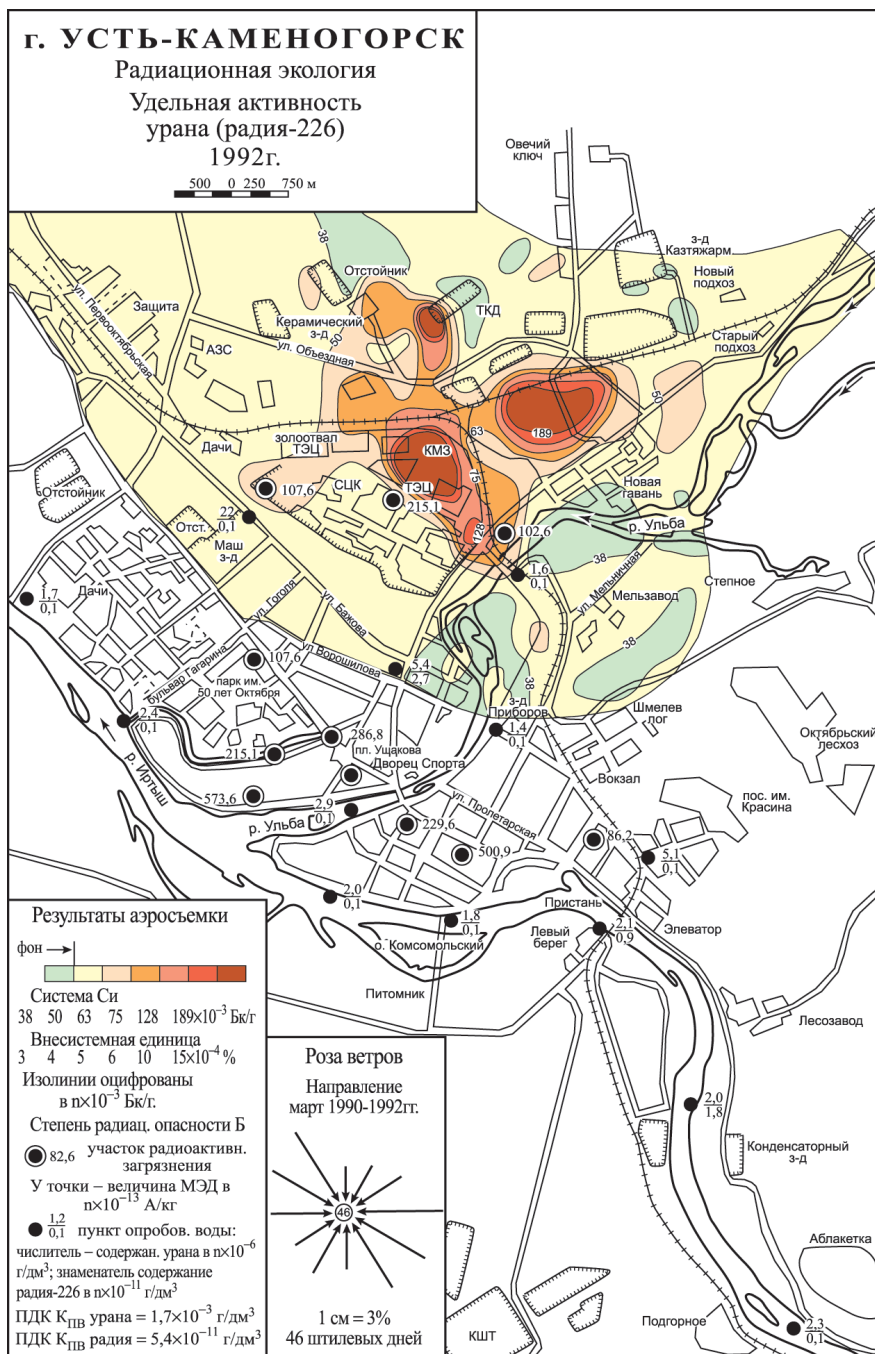


Рис. 9.15

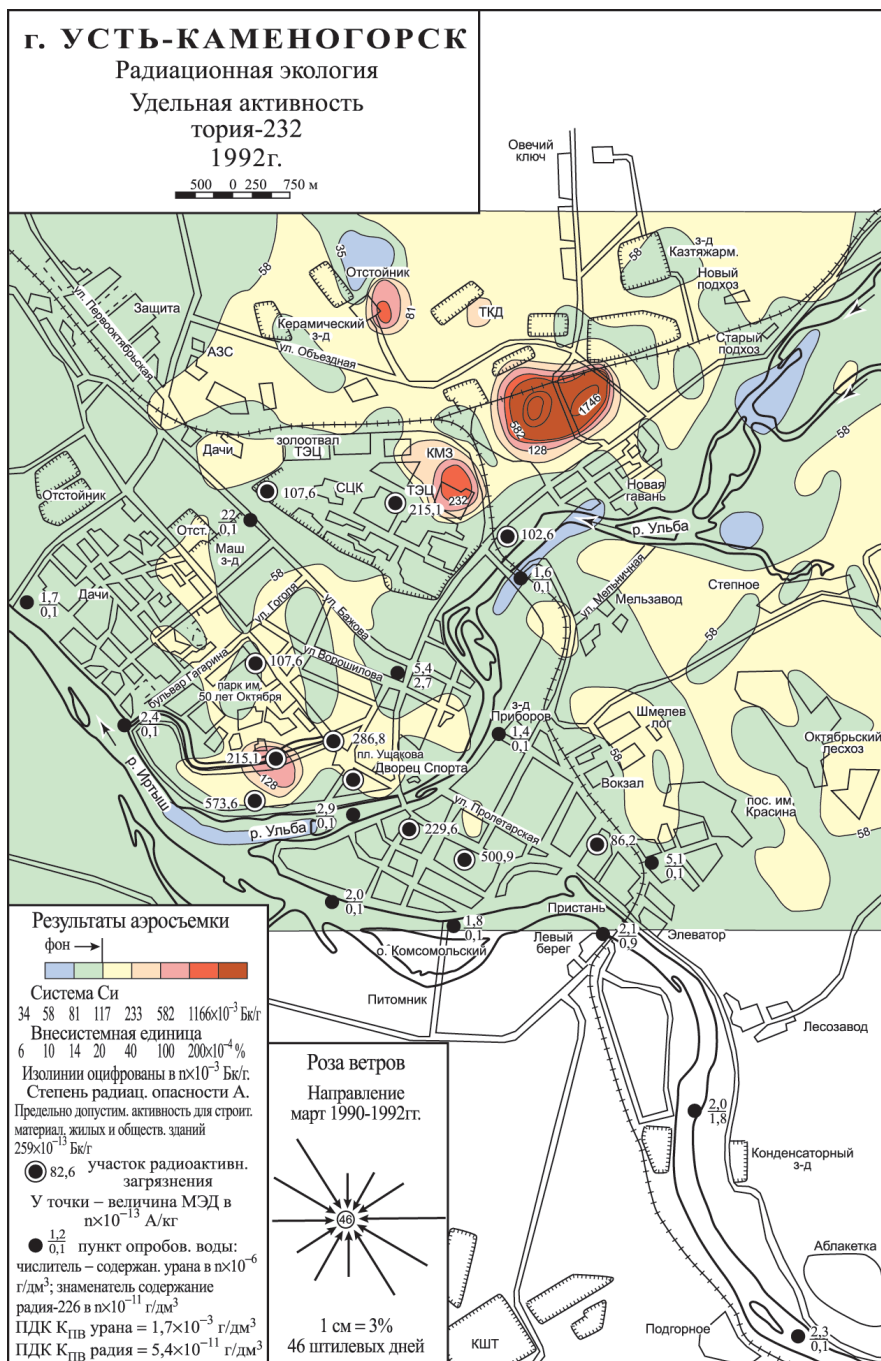


Рис. 9.16

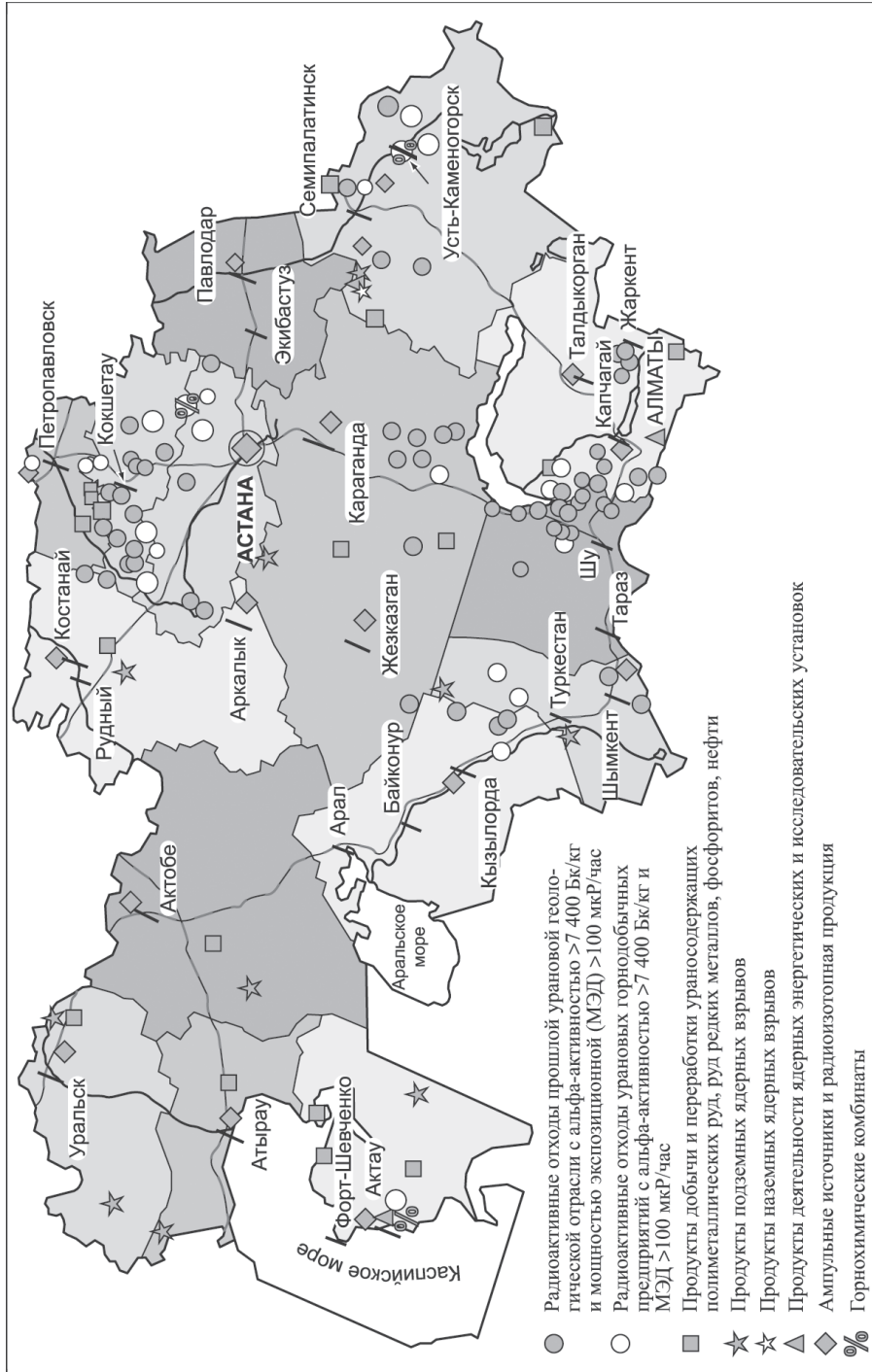


Рис. 9.17. Размещение основных объектов, создающих комплексное радиационное воздействие на природные среды и человека, на территории Республики Казахстан (Учебно-методическое руководство..., 2003)

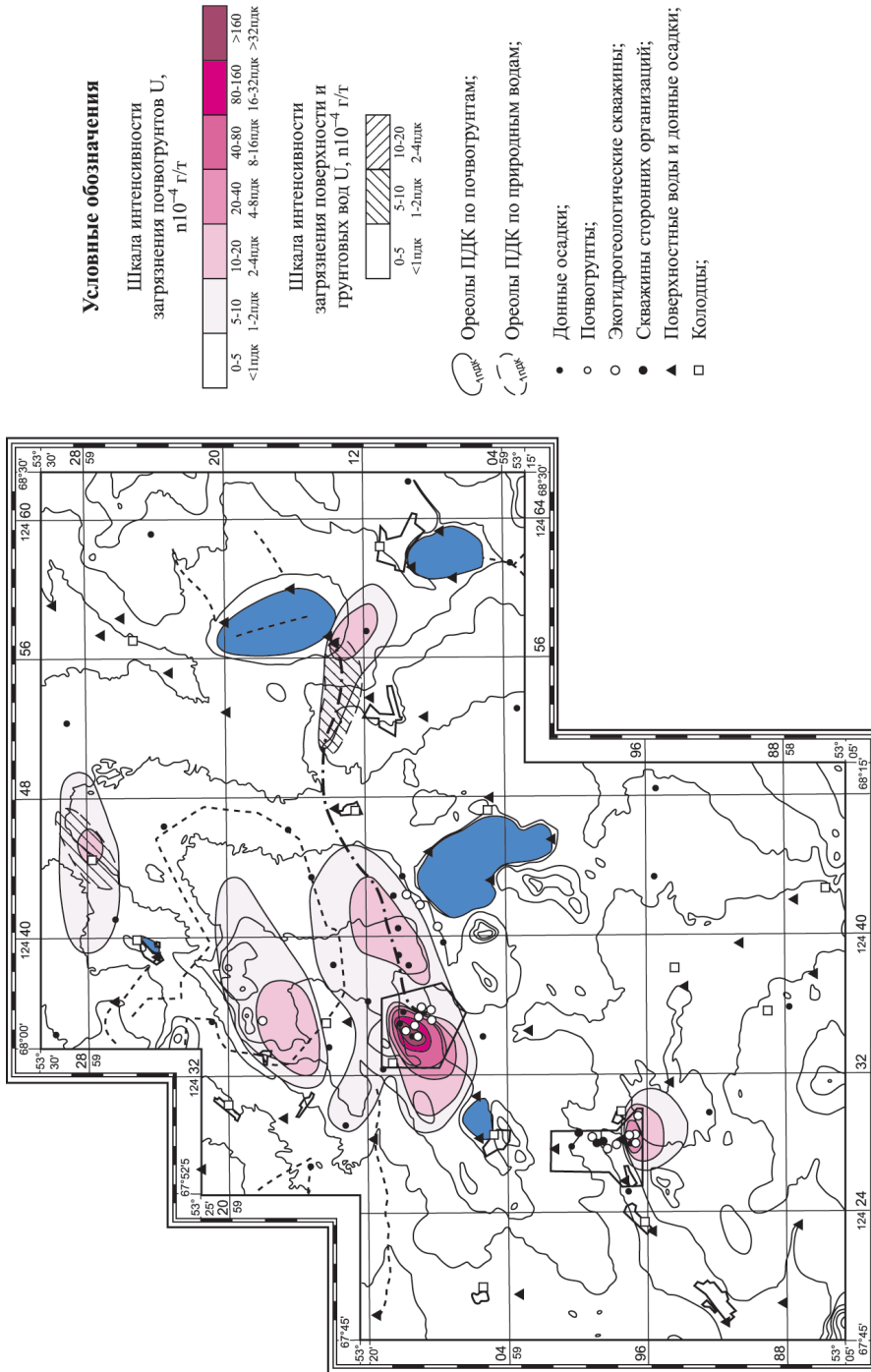


Рис. 9.18. Карта содержания урана в природных средах Грачевско-Косичинного уранодобного района Северного Казахстана (Мазуров и др., 2004)



Рис. 9.19. Схематическая карта размещения участков радиоактивного загрязнения поверхности в результате самоизлива подземных вод при использовании метода подземного скважинного выщелачивания (Учебно-методическое руководство..., 2003)

И даже при самом щадящем экологическом методе добычи урана при нарушении технологических процессов могут возникать локальные радиоактивные загрязнения поверхности (рис. 9.20). Специалисты отмечают, что влияние хвостохранилищ на радиоактивное загрязнение окружающей среды в рамках всего ядерно-топливного цикла соизмеримо с загрязнением ее от АЭС и во всяком случае в десятки и сотни раз превышает влияние на окружающую среду собственно горных работ (Мосинец, 1991; и др.).

Как правило, загрязнение природной среды в районах освоения урановых месторождений, их первичного обогащения и горно-металлургического передела носит многофакторный характер как по источникам загрязнения, так и по характеру, масштабам и интенсивности загрязнения.

Достаточно проанализировать ситуационные схемы (рис. 9.21–9.24) района крупнейшего уранодобывающего предприятия ОАО "Приаргунское производственное горно-химическое объединение" (г. Краснокаменск, Читинская область, Россия), чтобы понять всю сложность радиоэкологической оценки всех факторов воздействия на компоненты природной среды.

Так, обстоятельный анализ этой проблемы в данном районе, выполненный Г.И. Россманом и др. (2004), позволяет выделить основные факторы воздействия на главные компоненты окружающей среды.

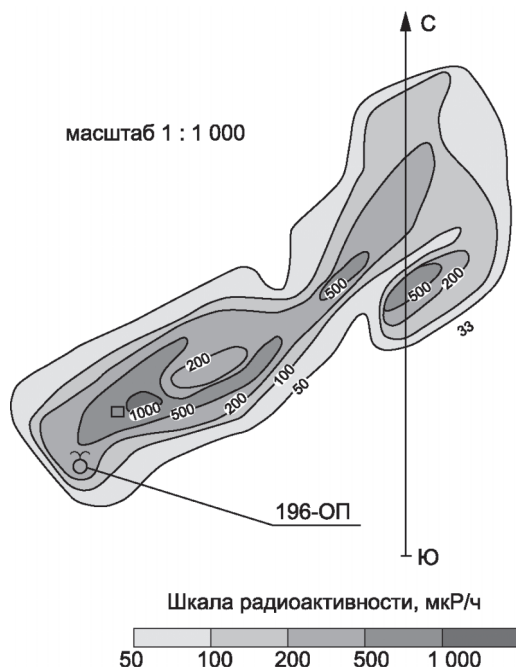
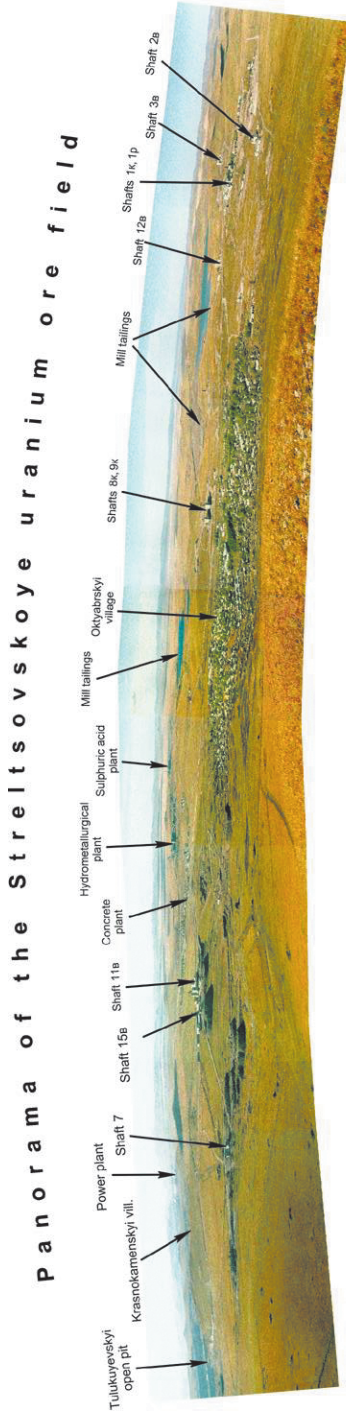


Рис. 9.20. Радиоактивный ореол у артезианской скважины 196-ОП, месторождение Канжуган (Учебно-методическое руководство..., 2003)



T u l u k e y e v o p e n p i t



Рис. 9.21. Панорама промплощадки ППГХО (Величкин, устное сообщение)

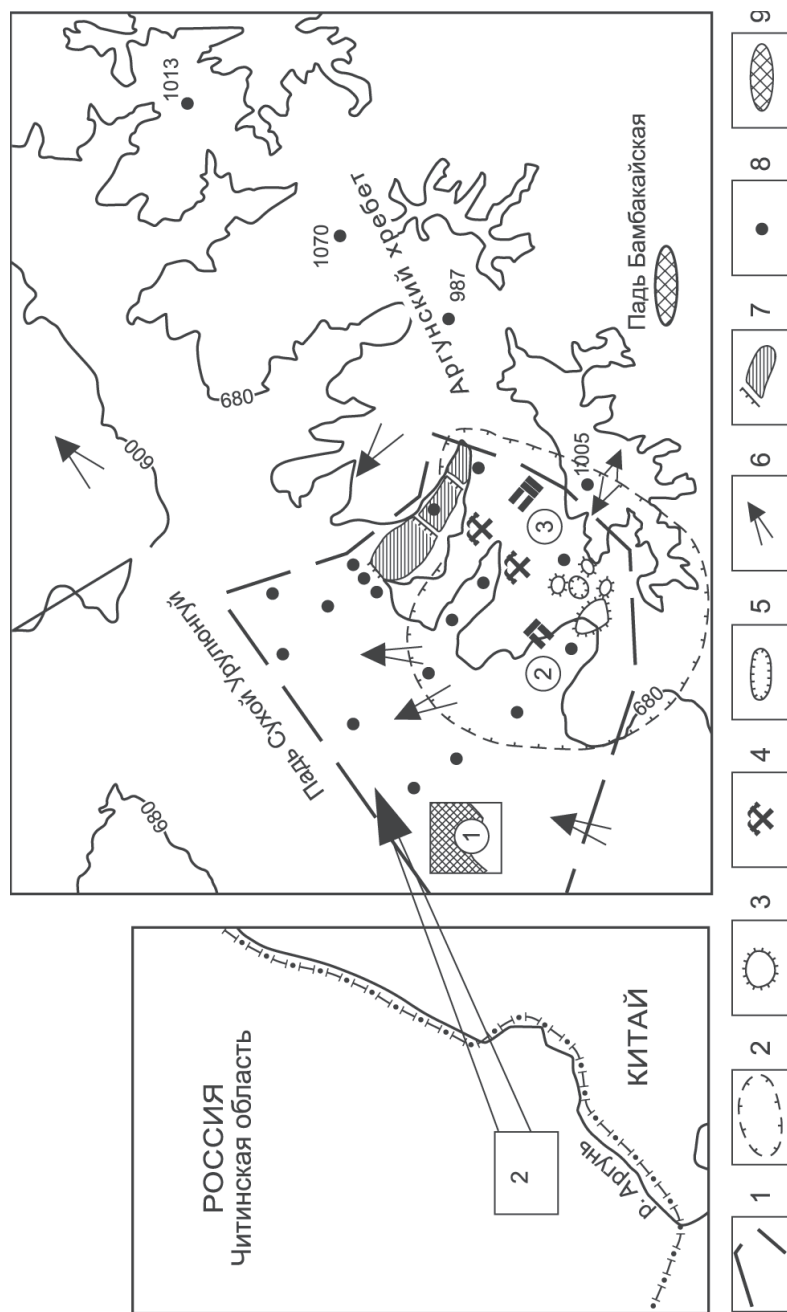


Рис. 9.22. Местоположение Стрельцовского рудного поля и промплощадки ППГХО:

- 1 – контур промплощадки ППГХО; 2 – Стрельцовская кальдера; 3 – отвалы пород забалансовых и низкосортных U-Мо руд; 4 – действующие рудники; 5 – карьеры; 6 – направление разгрузки подземных вод и поверхностных техногенных потоков; 7 – отстойники промышленных отходов и дамбы; 8 – режимные скважины; 9 – техногенное болото (место сброса шахтных вод). Цифры в кружках: 1 – г. Краснокаменск; 2 – пос. Краснокаменск; 3 – пос. Октябрьский (по В.И. Величкину и др., 2001)

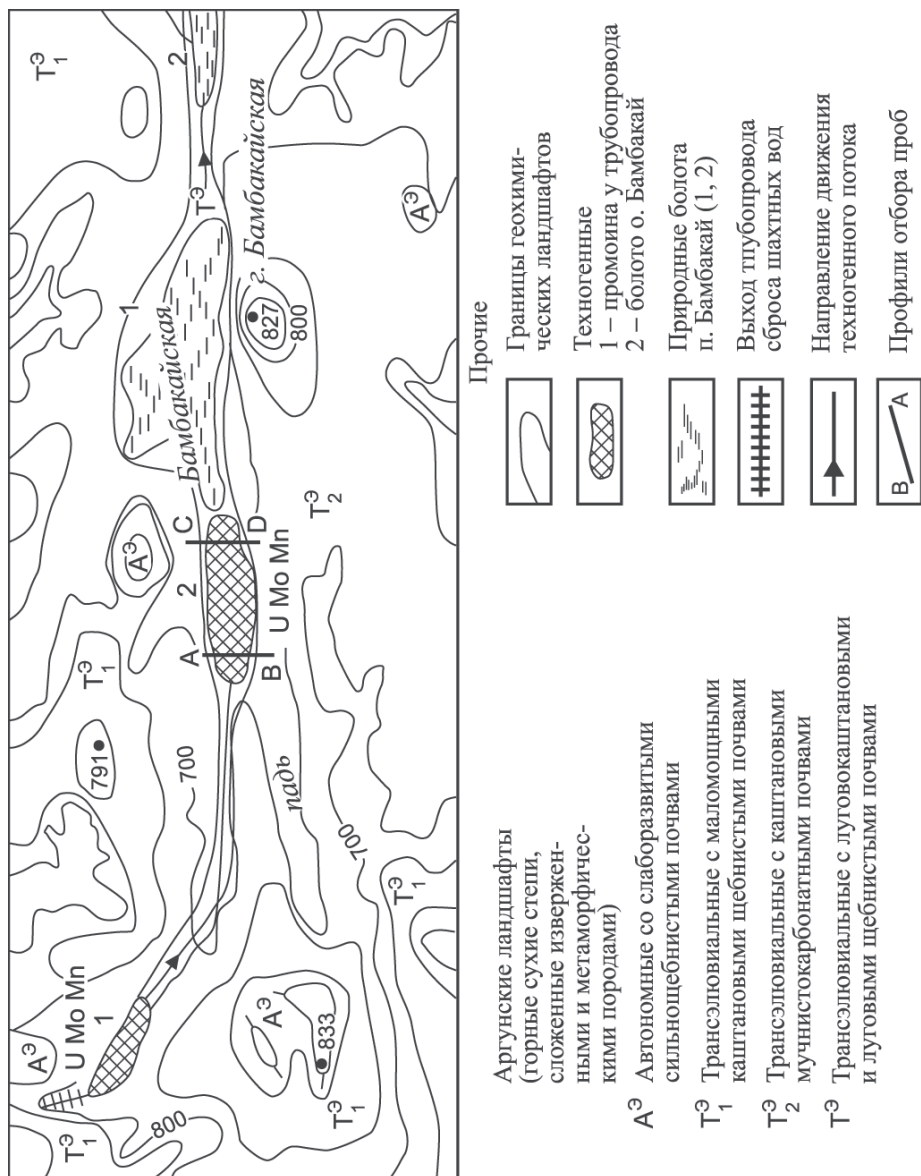


Рис. 9.23. Карта-схема радиационного загрязнения в аргунских ландшафтах (по В.И. Величкину и др., 2001)

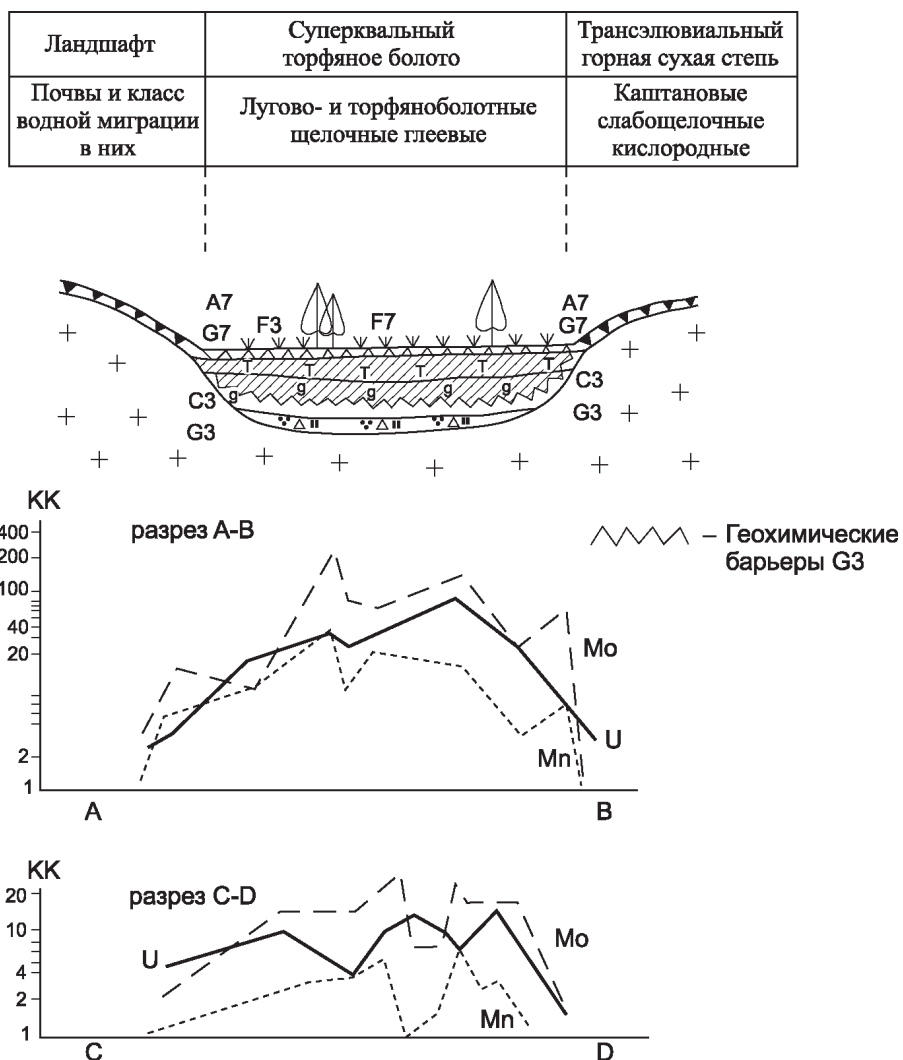


Рис. 9.24. Накопление урана, молибдена и марганца на геохимических барьерах техногенного болота пади Бамбакай (по линии АВ и CD) (по В.И. Величину и др., 2001)

Приземная атмосфера. Основными непосредственными источниками воздействия являются организованные вентиляционные выбросы урановых рудников, фабрик радиометрического обогащения, цехов ГМЗ, неорганизованные – газозаэрозольные выбросы при взрывной отбойке на карьерах, пыление тонкой фракции сухих пляжей хвостохранилищ, отвалов рудовмещающих пород и складов забалансовых руд. Радиационное загрязнение приземной атмосферы соответствует модели ореола рассеяния.

Поверхностные водотоки и водоемы, донные отложения. Непосредственными источниками воздействия на эти объекты ОС являются подотвальные воды с образованием аномалий радиоактивности, сбросы неподготовленных дренажных рудничных вод в водотоки, фильтрационные потери хвостохранилищ, разливы рабочих растворов открытого выщелачивания, воды законсервированных горных выработок (Величкин и др., 2001).

Например, сброс неподготовленных дренажных рудничных вод месторождений Стрельцовского рудного узла (Вост. Забайкалье) по трубопроводу в падь Бамбайская в течение многих лет привел к образованию техногенного болота длиной 1,5 км и шириной 300 м. В сбрасываемых рудничных водах находились повышенные (несколько ПДК) концентрации урана, молибдена, марганца, стронция, бериллия, кадмия, фтора. Примерно за 20 лет с рудничными водами было сброшено около 200 т урана и молибдена. В техногенном болоте было накоплено около 150 т урана и около 200 т Мо; отмечались повышенные содержания Mn и других элементов.

По существу, происходит образование техногенного месторождения. При этом отмечается избирательное концентрирование U, Mo, Mn, Sr в растениях техногенного болота, превышающее на два математических порядка их содержание в незагрязненных природных аналогах. Эта закономерность может быть использована в качестве природоохранной меры при реабилитации территории.

В нижней части пади отмечается образование содово-сульфатных солончаков; верхняя часть солончаков характеризуется наличием испарительного барьера, в котором концентрация U и Mo на порядки превышает их содержание в нижней части солончака (рис. 9.23, 9.24).

Техногенное обогащение ураном было выявлено АГСМ в виде слабой аномалии радиоактивности интенсивностью 6–8 мкР/ч на более низком фоне. Высокие содержания U ($n \cdot 10^{-2}$ – $n \cdot 10^{-1}\%$) при низких содержаниях Ra свидетельствуют о молодом возрасте U техногенного болота.

Подотвальные воды формируют вокруг отвалов небольшие по площади (до сотен квадратных метров) аномалии урана, молибдена, висмута, мышьяка.

Отмечается, что рудничные воды из законсервированных горных выработок также служат источником загрязнения поверхностных водотоков.

Подземные воды. Основным источником воздействия на них являются фильтрационные потери хвостохранилищ ГМЗ, остаточные рабочие растворы методов открытого выщелачивания (скважинного, блочного, кучного).

Фильтрационные потери из хвостохранилищ. Обычная модель распространения радионуклидов – ореол рассеяния. По мнению Б.Г. Самсонова и др. (1987), основными компонентами-индикаторами являются сульфат-ион, нитрат-ион, в которые вложены ореолы естественных радионуклидов (^{238}U , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{230}Th).

Фильтрационные потери хвостохранилища ГМЗ Стрельцовского рудного узла (площадь – первые км²) образуют в пади Широндукуй не оконтуренный в осевой части гидрохимический ореол, на фронте которого установлено от двух ПДК сульфат- и нитрат-ионов до 10 геохимических фонов ^{210}Pb и ^{210}Po .

Исследование в районе хвостохранилища ГМЗ Ленинадского комбината по-

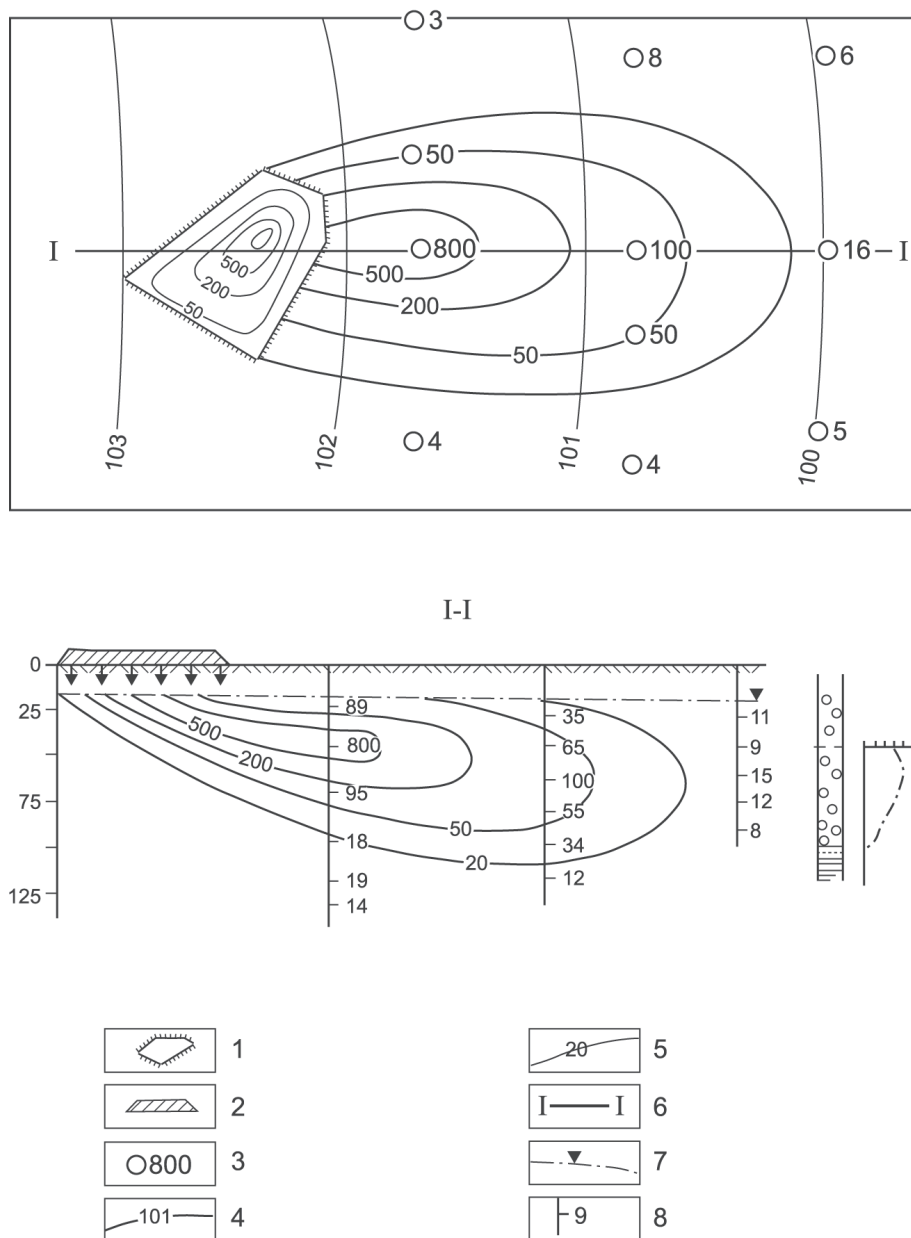


Рис. 9.25. Ореол рассеяния урана в подземных водах от хвостохранилища Ленинадского ГМЗ: **1, 2** – хвостохранилища; **3** – наблюдательные скважины и содержание U^{238} в мкг/л; **4** – гидроизогипсы; **5** – изолинии содержания U^{238} в мкг/л; **6** – линия разреза; **7** – уровень подземных вод; **8** – место отбора пробы воды в скважинах и содержание ^{238}U в мкг/л (из работы Г.И. Россмана и др., 2004)

казало, что расход водоносного горизонта ($Q_{в.г.}$) много больше фильтрационных потерь ($Q_{ф.п.}$). В осевой части ореола рассеяния уран в концентрации 0,2 мг/л установлен на расстоянии до 1 км (при допустимом содержании 1,8 мг/л). Учебные концентрации U в его ореоле отсутствуют (рис. 9.25). Сульфат-ион в концентрации, превышающей ПДК (0,5 г/л), установлен на расстоянии около 0,5 км (Самсонов и др., 1987).

Остаточные растворы, образующиеся при реализации методов выщелачивания, являются радиоактивным отходом, воздействующим на окружающую среду. Для минимизации этого воздействия разрабатываются природоохранные мероприятия. На примере скважинного ПВ эта схема мероприятий может выглядеть так, как показано на рисунке 9.26. Выделяют две группы условий – допускающие и не допускающие оставление в недрах остаточного раствора, который обогащен ЕРН, сульфат- и нитрат-ионами (Россман и др., 2004). Первый вариант возможен в следующих случаях:

- рудовмещающие водоносные пласты не пригодны для центрального хозяйственно-питьевого водоснабжения;



Рис. 9.26. Схема обработки рекомендаций по предупреждению и ограничению ущерба от остаточных растворов ПВ (по Б.Г. Самсонову и др., 2004)

- последствия миграции остаточных растворов не приведут к необратимому ущербу источникам централизованного водоснабжения (действующим, проектируемым, возможным);
- нахождение остаточных растворов в недрах исключает их проявление в среде обитания.

В случае принятия первого варианта и оставления остаточного раствора в недрах принимают природоохранные меры по ограничению ущерба.

В случае принятия второго варианта принимают меры по предупреждению и ликвидации ущерба.

Многолетний опыт реализации метода подземного выщелачивания руд и его экологические последствия в условиях горнорудных предприятий ОАО "Казатом-пром" показывают, что остаточные растворы, как правило, не распространяются далее 3 км и происходит их самовосстановление (Языков и др., 2005; Куюков и др., 2008).

О динамике изменения гидрогеохимических параметров в период проведения выщелачивания и через 14 лет после окончания опыта можно судить по результатам, полученным на месторождении Инкай (Куюков и др., 2008).

В период проведения опыта средняя концентрация основных химических компонентов увеличилась по основному загрязнителю (сульфат-ион) в 7,93 раза по сравнению с фоновыми значениями (табл. 9.12).

При этом появился загрязняющий компонент, которого не было в подземных водах, – это нитрат-ион. Полностью исчез гидрокарбонатный анион. Сильно возросла концентрация микрокомпонентов: Al^{3+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} . Концентрация катионов Al^{3+} и Fe^{2+} возросла более чем в 3460 раз.

Через год после эксперимента концентрация основных компонентов и микрокомпонентов заметно снизилась. Через 14 лет концентрация многих основных компонентов (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^{-}) стала близкой к фоновой. Из других компонентов в остаточных растворах все еще в избытке находятся SO_4^{2-} , Cl^{-} , Al^{3+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} . Отмечается дефицит Na^{+} , K^{+} , HCO_3^{-} . При контакте природных подземных вод, поступающих в ореол остаточных растворов, с этими растворами происходит химическая реакция с образованием кальцита, гипса и выпадением их в осадок. В результате в водовмещающих породах уменьшается пористость и коэффициент фильтрации (Куюков и др., 2008).

Вышерассмотренные воздействия уранодобывающих и ураноперерабатывающих предприятий на окружающую среду в ряде случаев оказывают негативное влияние на биоту и здоровье человека.

Это можно рассмотреть на примере пос. Октябрьский, который попадает в зону ППГХО (рис. 9.22).

По данным комплексных радиоэкологических исследований (Головин и др., 2004) было установлено, что:

1. Построенный поселок геологоразведчиков, функционирующий и до настоящего времени, оказался в аномальном γ -поле, охватывающем ореол, сопоставимый с площадью, на которой проводятся работы горнодобывающего и перерабатывающего комплексов. В жилой части поселка было выявлено 19 ло-

Таблица 9.12. Средний химический состав подземных вод на участке, определенный по 3–4 скважинам

Период определения	Содержание элементов, мг/дм ³								рН
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	сухой остаток	
До ПСВ	160	63	1006	176	1441	588	н/об	3478	7,5
Сразу после ПСВ	451	271	–	н/об	1501	4660	129	8200	2,2
Через год	311	172	–	55	1469	3638	16	–	4,0
Через 14 лет	165	67	855	69	1433	735	8,3	3578	5,2

Период определения	Содержание элементов, мг/дм ³				Содержание, Бк/дм ³
	Al ³⁺	Fe ³⁺	Fe ²⁺	U	Ra ²²⁶
До ПСВ (751 ц)	< 0,04	0,13	< 0,05	< 1	14,6
Сразу после ПСВ	176	138	173	1,6	–
Через год	254	134	340	1,7	–
Через 14 лет	8,8	17,6	8,1	1,4	63,2

кальных участков радиоактивных загрязнений (УРЗ), с мощностью экспозиционной дозы от 0,60 до 10 мкЗв/ч. Значительная часть УРЗ была ликвидирована в начале 90-х гг.

- Данные снего-геохимической съемки показали, что территория поселка находилась в контуре ореола повышенного загрязнения сульфат-ионом (SO₂⁻⁴). Эти содержания в 5,8 раза выше, чем в соседнем, относительно чистом в этом отношении районе Читинской области.
- Население поселка получало основную дозу облучения за счет высокого содержания радона в жилых помещениях. Его концентрации варьировались от 0,5 до 10 и выше относительно действующих в то время допустимых норм радиационной безопасности "НРБ-76/87".

По измерениям в поселке Октябрьский зарегистрированы концентрации радона до 460200 Бк/м³ в подпольях (слабо проветриваемые объемы) и до 77500 Бк/м³ в колодцах тепло- и водоснабжения (интенсивно проветриваемые объемы).

Установлено, что на уровень концентрации радона и дочерних продуктов его распада в атмосфере жилых домов влияют суточные колебания и сезонные изменения. Зарегистрированные в жилых помещениях концентрации радона приводят к облучению жителей в дозах, в ряде случаев сопоставимых с дозами для персонала, и превышают 50 мЗв/год.

Согласно "НРБ-99", доза, получаемая жителями за счет радона, значительно превышает допустимое облучение населения и является потенциально опасной для жителей поселка.

Указанные обстоятельства, безусловно, отрицательно сказываются на состоянии здоровья населения пос. Октябрьский (Головин и др., 2004).

Кроме отмеченных радиоэкологических факторов, в зоне влияния этой мощной природно-технической системы следует обратить внимание на существование пылевого фактора, который достаточно уверенно был установлен в этом районе И.Г. Берзиной и др. (1993). С помощью одного из самых чувствительных современных ядерно-физических методов исследования (осколочная f -радиография) ими было показано наличие полевых частиц ("горячих частиц"), содержащих уран, на листьях деревьев (рис. 9.27), находящихся на значительном расстоянии от места добычи урановых руд.

Цитогенетические исследования, проведенные на уранодобывающих предприятиях Казахстана (Какабаев, 2000; Какабаев и др., 2004; и др.) показали выраженную специфику хромосомных aberrаций у рабочих с уранодобывающих предприятий по сравнению с контрольной группой (рис. 9.28). При этом отклонения заметны как в первом, так и во втором поколениях (рис. 9.29). Оценочные дозовые нагрузки, выполненные методом биодозиметрии (более подробно об этом см. в гл. 3), находятся в пределах 11,1 сГр у рабочих РУ-3 и 10,7 сГр у рабочих РУ-5, тогда как в контрольной группе жителей курортного пос. Зеренда она составила около 0,7 сЗв (Какабаев и др., 2004).

Для предотвращения и ликвидации экологических последствий воздействия на ОС источников минерально-сырьевого комплекса принимается ряд природо-

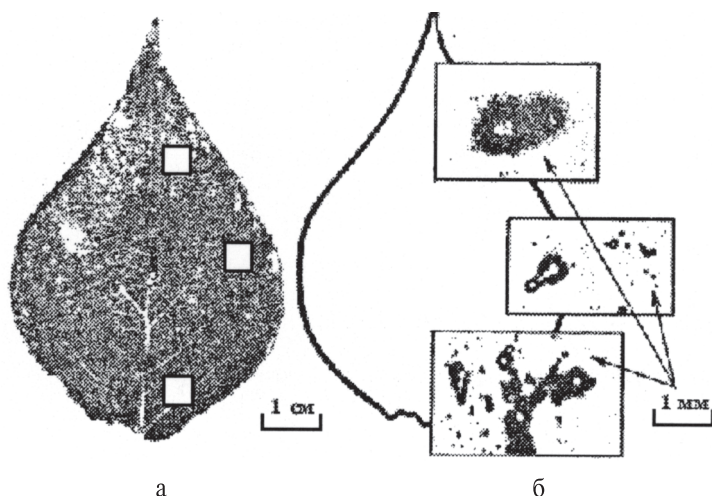


Рис. 9.27. Распределение урана на листе тополя, произраставшего в 20 км от уранового месторождения: а – лист тополя, б – детектор (по И.Г. Берзиной и др., 1993)

охранных мер. Эти меры носят как общий характер для рудных месторождений, так и отличаются спецификой для урановых (Россман и др., 2004; Мосинец, 1991).

Для захоронения отвалов разведочных шахт на рудопроявлениях, например, органо-фосфатного типа, содержание урана составляет сотые доли процентов. В непроницаемых майкопских глинах готовились специальные траншеи, куда помещалась смесь рудных и нерудных отвалов с перекрытием глинистым водонепроницаемым материалом (Россман и др., 2004).

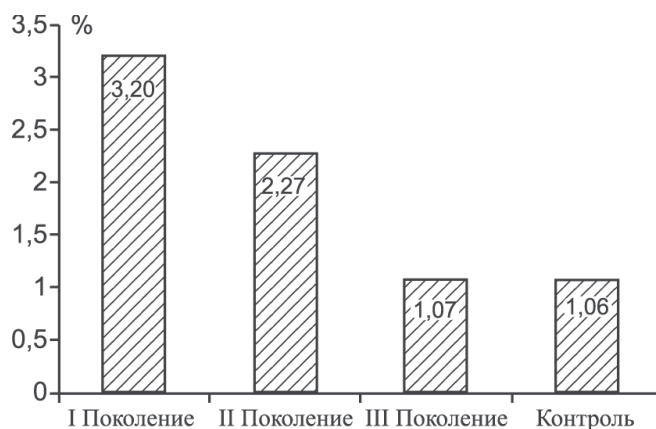


Рис. 9.28. Частота хромосомных aberrаций в семьях урановых рабочих в сравнении с контрольной группой

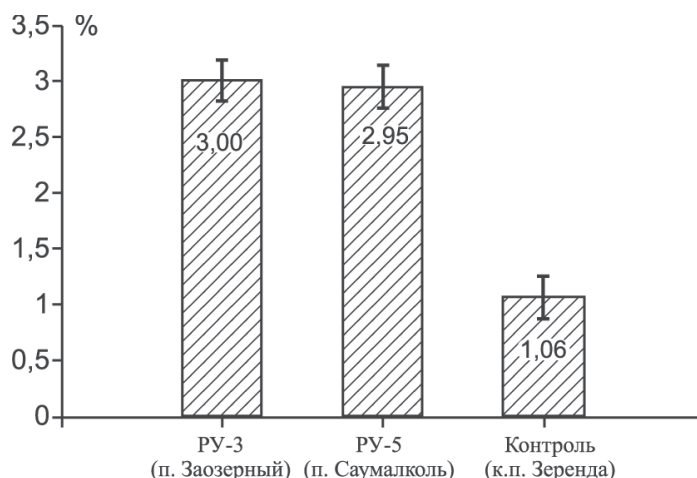


Рис. 9.29. Частота клеток с aberrациями хромосом у урановых рабочих в сравнении с контрольной группой (по А.А. Какабаеву и др., 2004)

После завершения эксплуатации необходима реабилитация территории путем одно- или многослойного покрытия отвалов и хвостохранилищ грунтовым материалом, почвой с проведением биологической рекультивации. Кроме того, на локальных интенсивных источниках проводят дезактивацию. Материал дезактивационных работ захоранивают в поверхностных и приповерхностных хранилищах, карьерных выемках.

Характерные параметры изоляции рекультивационных отходов урановорудных объектов от ОС приведены в таблице 9.13, а характеристика остаточного радиационного загрязнения объектов уранодобывающих и перерабатывающих предприятий, которые предлагаются к утилизации и дальнейшему использованию после проведения дезактивации, – в таблице 9.14.

Следует учитывать, что поверхность хвостохранилищ радиоактивна даже после проведения природоохранных мер. Радиоактивность может достигать 180 мкР/ч (Купченко и др., 2000) и более (табл. 9.14). Затраты, связанные с покрытием пылящих поверхностей хвостохранилищ ГМЗ для минимизации радоновыделения (рекультивация), являются одними из наиболее дорогостоящих – 20 000–100 000 руб./га в ценах конца 1980-х гг. (Мосинец, 1991).

Учитывая, что площади, занятые хвостохранилищами и отвалами пород завершающих рудников, составляют на территории бывшего СССР сотни гектаров, укрытие таких площадей приведенными выше способами требует больших капитальных вложений, достигающих в сумме сотен миллионов долларов.

Противорадиационное и одновременно противопылевое укрытие отвалов образуют с помощью влажной глины (глинистой суспензии), заполняющей пустоты между твердыми частицами отходов, что позволяет уменьшить экскаляцию радона из радиоактивных отходов в атмосферу до уровней, меньших 1 БК/м²·с. Таким способом образуют влагонасыщенный слой РАО, который засыпают сверху каменисто-щебенистым грунтом достаточной мощности, позволяющим замедлить испарение влаги из защитного слоя, а также понизить уровень внешнего гамма-излучения отходов. Для захоронения РАО в хвостохранилищах предложена система укрытия хвостохранилищ отдельными рядами глины (суглинка) метровым слоем с поперечными уклонами, которые чередуются с участками дренирования осадков и (или) воды в хвостохранилище. Участки дренирования закрывают водонепроницаемым связующим материалом. Затем всю площадь хвостохранилища закрывают слоем скальных пустых пород.

Система обеспечивает полный сток осадков в массу отходов при резком уменьшении испарения (по-видимому, такая природоохранная мера перспективна для хвостохранилищ, расположенных в отрицательных формах рельефа).

В ряде случаев для этих целей целесообразно использовать распыляемые специальными агрегатами полимерные материалы, так как использование глин и суглинков для укрытия отходов имеет определенные недостатки (Пасечник, 1993, устное сообщение на примере рекультивации отвалов Маньбайского карьера по добыче урановых руд).

Таким образом, предложенные способы позволяют, с одной стороны, резко уменьшить радоновыделение и внешнее гамма-излучение, с другой – сформиро-

Таблица 9.13. Характерные параметры изоляции рекультивируемых объектов от окружающей среды (по В.Н. Мосинцу, 1991)

Показатели радиационного воздействия	Отвалы пустых (вмещающих) пород	Отвалы хвостов радиометрического обогащения	Отвалы забалансовых руд	Отвалы хвостов кучного выщелачивания	Хвостохранилища ГМЗ
Содержание урана, %	0,001–0,006	0,010–0,020	0,010–0,030	0,008–0,015	0,001–0,011
Суммарная α -активность пород, Бк/кг	$1,4 \cdot 10^3$ – $4,4 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^3$ – $10 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^3$ – $12,9 \cdot 10^3$	$3 \cdot 10^3$ – $12,9 \cdot 10^3$	$1,04 \cdot 10^4$ – $4,9 \cdot 10^5$
γ -активность пород, мкР/ч	20–120	40–250	50–200	50–200	100–1400, в ср. 500
Гранулярный состав, мм	Горная масса забойной крупности – 400	25–300	Горнорудная масса забойной крупности – 300	Горнорудная масса забойной крупности – 300	Измельченная масса – 0,15–0,043
Плотность погока радона с поверхности отходов, Бк/(м ² · с)	0,034–0,094	0,08–0,8	0,12–1,2	0,12–1,2	0,2–30
Содержание ²²⁶ Ra в породах, Бк/кг	37–220	300–550	300–1700	300–1700	1–100–27800, в ср. 5000
Ориентировочная толщина рекультивационного слоя, необходимого для изоляции отходов от ОС, м	1–1,5	1,5–2	1,2–1,6	1,2–1,6	2,5–3
Допустимое остаточное радионуклидное выделение на ликвидированных объектах, Бк/(м ² · с)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2

Таблица 9.14. Характеристика остаточного радиационного загрязнения некоторых объектов консервируемых уранодобывающих и перерабатывающих предприятий (по В.Н. Мосинцу, 1991)

Объекты ликвидации, консервации или перепрофилирования предприятий	Допустимое* радиационное загрязнение		
	Мощность дозы γ -излучения, мкР/ч	Концентрация радона, Бк/м ³	Удельная α -активность, Бк/кг
Здания, поверхностные комплексы, строительные конструкции, полы, оборудование основного производства	< 70	< 200	–
Металлолом, оборудование для повторного использования	< 70		–
Административные здания, столовые, механические и другие цеха, используемые при перепрофилировании по другому назначению	< 35	< 200	–
Шахтные воды	–	111	–
Хвостохранилища	< 100 над фоном	1,0 Бк/(м ² ·с)	–
Рекультивируемые земли, освобожденные от рудных складов, отвалов, комплексов подземного выщелачивания, сноса зданий, сооружений, очищенные от просыпанной руды и пролитых реагентов:			
для использования в сельском хозяйстве	< 20 над фоном	0,2 Бк/(м ² ·с)	< 600 на глубине до 100 см; до 7400 в отд. точках
для использования в лесном хозяйстве	< 20 над фоном	0,4 Бк/(м ² ·с)	< 1200 на глубине до 100 см; 7400 в отд. точках
для использования в промышленном и гражданском строительстве	< 20 над фоном	0,1 Бк/(м ² ·с)	1200 на глубине до 200 см; 7400 в отд. точках
для санитарно-гигиенического использования	< 20 над фоном на высоте 100 см	0,4 Бк/(м ² ·с)	1200 на глубине 200 см; 7400 в отд. точках

Примечание: * – снимаемое радиоактивное загрязнение не допускается.

вать через сотни лет техногенное месторождение урана с низкими концентрациями (Вдовенко и др., 2003).

Эффективность применяемых природоохранных мер захоронения РАО комплекса передела можно проиллюстрировать на примере хвостохранилища ГМЗ АЩ "КГРК" (в прошлом – Ленинабадского комбината). Строительство его началось в 1954 г. Ныне оно занимает площадь 268 га, и в нем складировано 37 млн м³ хвостов с содержаниями U – 0,007%, Mo – 0,04%, Pb – 0,6%, Zn – 0,05%, Au < 0,5 г/т, Zr – 0,015%, Re – 0,01–1,8 г/т, La – 0,016–0,48% (Россман и др., 2004).

Ложе хвостохранилища экранировано несколькими слоями уплотненного глинистого грунта. Территория хвостохранилища ограждена несколькими слоями уплотненного глинистого грунта, предохранительной дамбой и лесозащитной полосой. Проводится системный мониторинг состояния хвостов, ОС, радоновыделения и радиоактивного излучения.

В целях охраны воздушного бассейна от пыления совместно складированы хвосты ГМЗ и золошлаковые отходы ТЭЦ, отработанные карты закрывают многометровой толщей щебня фабрики радиометрического обогащения (РОФ); для экранирования от радиоактивного облучения используются также суглинки, гравий, бариты и др. Для минимизации загрязнения подземных вод организован перехват скважинами (600 м³/ч) фильтрационных потерь, которые используют в качестве технических вод ГМЗ.

В результате природоохранных мер:

- ореол аномально повышенного радиоактивного излучения (до 20 фонов максимум) отмечается лишь над хвостохранилищем и на расстоянии до 150 м от его границ;
- значительно сократился ореол загрязнения подземных вод (с 10 до 4 км²), средние содержания в котором составили (в долях ПДК): нитратов – 1,74, сульфатов – 1,14, U < 0,08 мг/л, минерализация ≥ 3,6 г/л, максимальная глубина загрязнения – 60 м;
- существуют перспективы по дальнейшему сокращению вредных последствий путем консервации карт и утилизации хвостов, реализация которых требует финансовых средств.

Примером успешной рекультивации территории уранодобывающих предприятий является район Роненбургского рудного поля (Германия), где удалось нейтрализовать все негативные последствия горнодобывающей деятельности, которые были достаточно объемны (Седнев, 2007), и превратить эту территорию в рекреационную зону. Затраты на эти мероприятия составили миллиарды евро.