

А.Д. ЗИМОН В.К. ПИКАЛОВ

ДЕЗАКТИВАЦИЯ

ИЗДАТ

А.Д. ЗИМОН В.К. ПИКАЛОВ

ДЕЗАКТИВАЦИЯ

ИЗДАТ

МОСКВА

1994

ББК 536
З 46
УДК 614.876

- З 46 Зимон А.Д., Пикалов В.К. Дезактивация. М., ИздАТ, 1994.
336 с. Ил. . Библиогр.: 209 назв.
ISBN 5-86656-013-5

С учетом особенностей радиоактивного загрязнения различных объектов в книге впервые обобщено, комплексно и на базе системного подхода представлены вопросы дезактивации, показаны физико-химические основы способов дезактивации, возможности, эффективность и организационные формы ее осуществления, а также тенденции развития дезактивации.

В значительной степени материал книги базируется на опыте проведения масштабных работ по дезактивации после Чернобыльской катастрофы. Авторы стояли у истоков возникновения проблемы дезактивации, участвовали в исследованиях и в практике дезактивации, в том числе и после Чернобыльской катастрофы.

Книга предназначена для широкого круга читателей -- всех тех, кто связан с атомной энергетикой, проблемами радиационной безопасности и интересуется вопросами дезактивации.

Рецензент: кандидат химических наук П.Г.Огульник

*Издание выпускается
в рамках Федеральной целевой программы
книгоиздания РФ на 1994 год*

З $\frac{3604000000-035}{A149(02)-94}$ без объявл.
ISBN 5-86656-013-5

© Авторы

ВВЕДЕНИЕ

Четвертый блок Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС) превратился в гигантский вулкан, извергающий в течение десяти суток радиоактивные продукты, которые распространялись на огромную территорию. Человечество еще не знало подобных масштабов временного и территориального радиоактивного загрязнения. Снижение последствий Чернобыльской катастрофы связано с проведением комплекса различных мероприятий, к числу которых относится дезактивация.

Еще в 1975 г. дезактивация в широком аспекте была описана в книге [1], которая затем была издана в Японии и в Германии [2, 3]. В период массовых работ по дезактивации после Чернобыльской катастрофы материал книги использовали специалисты в качестве исходного для осмысления сложившейся ситуации и принятия практических решений.

За время, прошедшее после выхода книги, накопилось много нового материала по дезактивации радиоактивно-загрязненных объектов в различных условиях. Более разносторонне представлены особенности дезактивации после аварийных ситуаций, причем были обнародованы сведения и о ранее прошедших авариях. Особое место уделялось дезактивации в связи с проблемой охраны окружающей среды, в отношении атмосферы, акваторий и земной поверхности. Целеустремленнее изучались проблемы дезактивации посевов и продовольствия, затрагивались вопросы миграции радиоактивных (РА) загрязнений. Широкое развитие получили новые способы дезактивации, в том числе и с использованием робототехники, расширился ассортимент обрабатываемых объектов. Все эти и другие новые аспекты дезактивации не могут сравниться с тем толчком в развитии дезактивации, который последовал после Чернобыльской катастрофы.

Чернобыль придал проблеме дезактивации новые качества, которые определяются:

массовым характером РА загрязнения и постоянно действующим источником этих загрязнений;

уникальностью механизма и природы образования, дисперсного и радионуклидного (РН) состава РА выбросов;

необходимостью комплексного решения дезактивации различных объектов (людей, зданий, дорог, местности, разнообразной техники и др.);

огромными масштабами дезактивационных работ с привлечением

массы людей, разнообразной техники и большого набора различных реагентов;

первичным, вторичным и многократным загрязнением объектов за счет переноса РА веществ и необходимостью дезактивации этих объектов в течение длительного времени, исчисляемого месяцами и годами;

разработкой и осуществлением профилактических мероприятий, направленных на предотвращение вторичного загрязнения и снижения объема дезактивационных работ.

Вынужденные “успехи” дезактивации после Чернобыльской катастрофы заставили пересмотреть ранее существовавшие взгляды по дезактивации и по-новому представить эту проблему, как комплексную, в которой взаимосвязаны способы дезактивации и организация дезактивационных работ, контроль радиационной обстановки и эффективность дезактивации, процессы РА загрязнения.

Помимо Чернобыля на основе системного подхода дается обзор РА загрязнений и дезактивации после аварий, сопровождающихся выбросом РА веществ, в процессе добычи и переработки ядерного топлива, после снятия с эксплуатации отработавших ядерных энергетических установок (ЯЭУ), при работе ЯЭУ на подвижных объектах и во всех других случаях, связанных с использованием РА веществ. Системный подход позволил обосновать необходимость дезактивации и определить оптимальные условия ее осуществления.

За период с 1975 г. по настоящее время некоторые вопросы по дезактивации были представлены в виде книг; подробно рассмотрены особенности производственной дезактивации различных типов конструкций и узлов ЯЭУ, как профилактическое мероприятие в ходе плановых ремонтов и остановок [4], а также полимерных материалов [5]. Поэтому вопросы, которые описаны в этих книгах, либо опускаются, либо рассматриваются в связи с комплексным подходом к проблеме дезактивации и с учетом результатов исследований последних лет.

Итак, появление нового материала по дезактивации, особенно после Чернобыльской катастрофы, отсутствие обобщений по дезактивации в новых условиях и при РА загрязнений в больших масштабах — все это потребовало создание по существу новой книги со старым названием, в которой отражается современное состояние дезактивации во всех ее аспектах. Ссылки на изданную книгу [1] даны для того, чтобы на основе новых сведений подтвердить или развить те положения, которые высказывались ранее с учетом реалий, возникших в процессе проведения массовой дезактивации после катастрофы на ЧАЭС и в других случаях.

Необходимость комплексного подхода к проблеме дезактивации побудили авторов рассматривать условия РА загрязнений, как предпосылки дезактивации, изоляцию местности и других поверхностей, очистку воздуха и водной среды, а также ряд других вопросов, без которых представления о дезактивации были бы односторонними.

Книга рассчитана на широкий круг читателей. Специалист найдет в ней необходимые теоретические основы дезактивации и обобщение различных аспектов этой проблемы, практик будет знать как и при помощи каких средств организовать и провести дезактивацию с необходимой эффективностью и с наименьшими затратами, а многочисленные жители пострадавших районов получают возможность масштабно познакомиться с вопросами РА загрязнения и дезактивации. Книга должна быть настольной для лиц, имеющих отношение к Гражданской обороне, учащихся учебных заведений, а учитывая возросший интерес всего населения к вопросам РА загрязнения и дезактивации можно предположить, что круг ее читателей будет значительным.

Для устранения существующего разнобоя различных источников оценка показателей, характеризующих уровни РА загрязнения, дана в единицах поверхностной активности — Бк/м² или -Ки/м², а также в соответствии с градуировкой дозиметрических приборов в единицах мощности дозы, т.е. Р/ч (см. подробнее п. 7.4.1).

Авторы выражают благодарность директору ЦНИИАтоминформ профессору В.Г.Терентьеву и сотрудникам института за содействие в работе с первоисточниками; докторами наук Г.С.Сакулину, Л.Н.Щадрину, В.С.Аникину, канд.техн.наук О.С.Михееву и коллегам по Военной академии химической защиты; профессору А.А.Балакиреву и всем, кто просмотрел рукопись книги и помог более четко представить излагаемый материал.

РАДИОАКТИВНЫЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ПРЕДПОСЫЛКИ ДЕЗАКТИВАЦИИ

1. Источники радиоактивных загрязнений

1.1. Комплексный подход к оценке РА загрязнений

Деактивацией называют удаление РА загрязнений с поверхностей различных объектов, а обезвреживание от РА веществ жидких и газообразных сред определяются термином “очистка”.

Деактивация неразрывно связана с источниками и условиями РА загрязнений, которые определяются механизмом образования, природой, радионуклидным (РН) составом и другими особенностями этих загрязнений. По существу деактивация является процессом, обратным процессу РА загрязнения.

Деактивация объектов порой рассматривается обособленно для определенных, хотя и важных, но все же частных условий, что не отражает различные аспекты РА загрязнений, а следовательно, и деактивации. Необходим комплексный подход при изложении проблемы деактивации с учетом конкретных ситуаций и различных возможных источников РА загрязнения объектов, для обезвреживания которых требуется деактивация.

В зависимости от условий образования РА продуктов и последствий их воздействия на окружающую среду представим источники РА загрязнений в виде пяти основных групп, которые занимают верхнюю часть табл. 1.1 и обозначены римскими цифрами:

I — производственные;

II — РА загрязнения после снятия с эксплуатации отработавших ЯЭУ;

III — аварийные РА загрязнения, связанные с локальным выбросом РА продуктов, представляющих опасность для персонала;

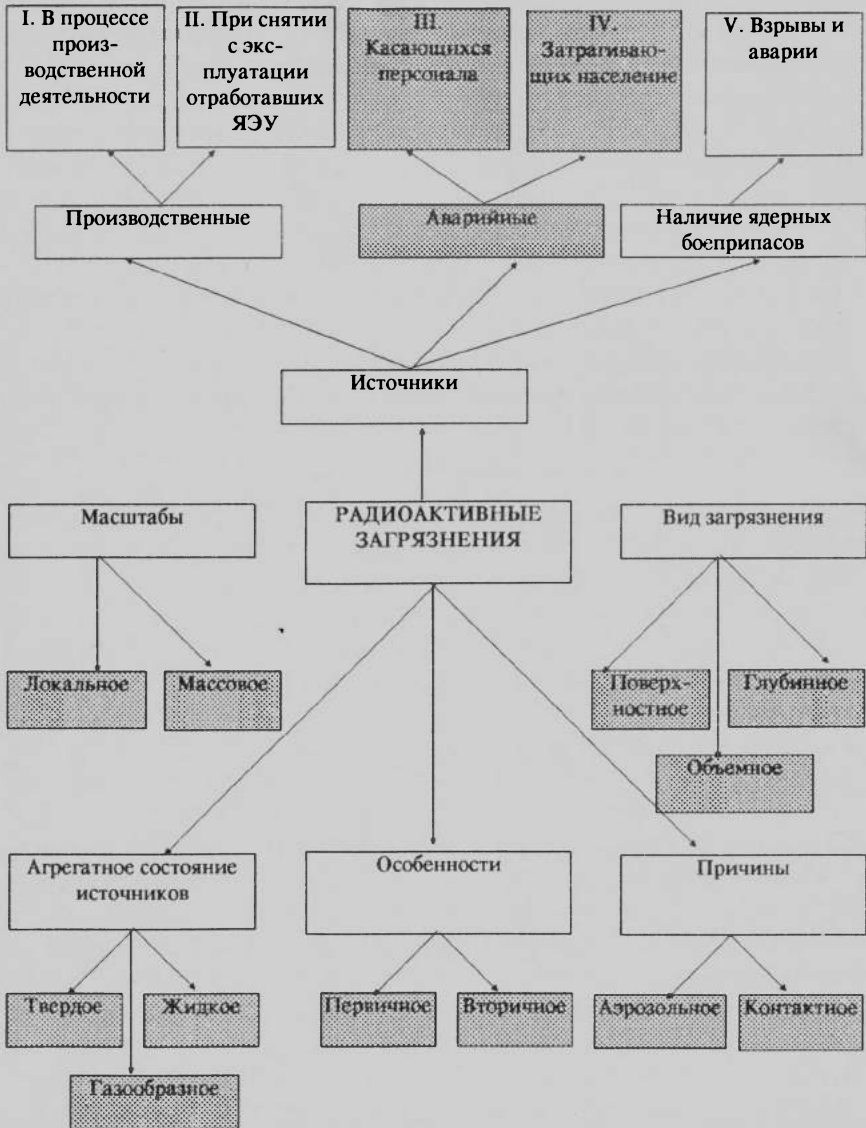
IV — аварийные, приводящие к выбросу РА продуктов и затрагивающие безопасность населения;

V — РА загрязнения в результате взрыва ядерных зарядов и аварий, связанных с ними.

Различные условия образования РА веществ могут привести к локальным или массовым загрязнениям. Обычно локальные загрязнения не распространяются за пределы промышленного предприятия (АЭС, урановых рудников, заводов по получению ядерных компонент топлива и др.) и могут быть вызваны небрежным обращением с РА веществами (разлив, просыпка и т.д.), или проникновением их в рабочее помещение через негерметичные участки оборудования. Сам факт

Таблица 1.1

Характеристика радиоактивных загрязнений



Заштрихованные показатели относятся к загрязнениям после Чернобыльской катастрофы.

работы с РА веществами, их транспортировка и перенос, могут служить причиной локальных загрязнений.

Локальные загрязнения касаются преимущественно персонала. Иногда некоторая часть их распространяется за пределы рабочей зоны, представляя опасности для населения. Локальные РА загрязнения обычно прогнозируемы, а способы их дезактивации разрабатывают заранее.

Массовыми следует считать такие загрязнения, которые опасны для населения, требуют частичной или полной его эвакуации, а проведение дезактивации осуществляется в том числе и вне зоны нахождения источника РА загрязнений.

Комплексный подход к дезактивации, однако, не ограничивается условиями РА загрязнений. Он обусловлен необходимостью и целесообразностью дезактивации. Необходимость обработки определяется степенью РА загрязнений и нормами радиационной безопасности, а целесообразность дезактивации связана с учетом всех аспектов сопутствующих дезактивации, требует системного подхода и будет рассмотрена позже (см. 16.1.).

1.2. Производственная дезактивация

К производственной прежде всего относится дезактивация объектов, загрязнение которых связано с эксплуатацией АЭУ, в процессе технологического цикла получения ядерного топлива, при транспортировке и захоронении РА отходов.

В процессе эксплуатации АЭС происходит образование РА продуктов в результате активации нейтронами конструкционных материалов активной зоны, коррозии материалов контура циркуляции теплоносителя, выхода продуктов реакции деления. Все внутренние поверхности узлов и деталей, соприкасающиеся с теплоносителем, подвергаются РА загрязнению.

Не исключена возможность проникновения РА продуктов в окружающую атмосферу и гидросферу. Так, до катастрофы в процессе эксплуатации ЧАЭС основной вклад в выбросы вносили радионуклиды ^{51}Cr , ^{131}I , ^{133}I , ^{64}Ca . Медианный диаметр частиц ^{131}I колебался от 0,05 до 0,23 мкм в зависимости от места отбора пробы. Несмотря на незначительную активность РА выбросов (суммарно составляет для реактора РБМК 10^{-4} — $1,5 \cdot 10^{-2}$ Ки/МВт·год РН иода) потребовалась тщательная организация дозиметрического контроля, использование специальных покрытий, о них речь пойдет ниже, для снижения РА загрязнений и проведение дезактивации не только внутренних поверхностей контуров ЯЗУ, но и тех поверхностей, загрязнение которых связано с выбросом в атмосферу РА продуктов.

В СССР на начало 1989 г. насчитывалось 49 энергоблоков АЭС, а по данным МАГАТЭ на конец 1987 г. АЭС действовали в 26 странах мира. В связи с этим производственная дезактивация является необходимым элементом радиационной безопасности, а с учетом конструктивных особенностей ЯЭУ характеризуется определенной разновидностью.

Предсказуемость РА загрязнений придает производственной дезактивации планово-предупредительный характер с использованием стационарного оборудования; она регламентируется технологией и подбором определенных рецептур, а ее объем соответствует масштабам РА загрязнений.

По сравнению с дезактивацией на АЭС в меньшей степени рассматривались особенности производственной дезактивации в процессе получения ядерного топлива, технологический цикл которого схематически показан на рис. 1.1.

Цикл включает предприятия, связанные с добычей и переработкой урановой руды, аффинажем урана (очищение от примесей), получением гексафторида урана, и получением твэлов. Затем твэлы поступают на АЭС, загружаются в активную зону реактора и обеспечивают выработку электроэнергии.

После получения твэлов начинается второй цикл (на рис. 1.1 показан черной стрелкой). Отработавшее ядерное топливо, высокой активности и содержащее продукты деления, направляется в хранилище облученного топлива, где происходит снижение активности за счет короткоживущих РН. Затем топливо транспортируется в специальных контейнерах в могильник (в случае открытого цикла) или на завод химической переработки облученного топлива (в случае замкнутого цикла). В процессе переработки отработавшего топлива происходит извлечение урана и плутония, которые снова направляются на завод по изготовлению твэлов.

Общее количество РА продуктов, которое может проникнуть в окружающую среду и вызвать РА загрязнения, достигает 50 кКи на 1 ГВт электроэнергии в год.

В последнее десятилетие возникла новая отрасль производственной дезактивации в связи с ликвидацией отслуживших свой срок ЯЭУ. В течение ближайших 30 лет более 350 ЯЭУ должны быть сняты с эксплуатации.

Дезактивация в этих условиях специфична; она зависит от особенностей эксплуатации, конструктивных решений, ядерного топлива и других факторов, характерных для конкретных ЯЭУ. Дезактивация — процесс длительный, исчисляемый годами, и сопровождается работами по демонтажу оборудования, сбором и захоронением РА



Рис.1.1. Схема ядерного топливного цикла, включающего получение и применение ядерного топлива

отходов, утилизацией и вторичным использованием подвергшихся дезактивации неопасных материалов. (см. §18.2).

1.3 Аварийные РА загрязнения и дезактивация

С развитием ядерной энергетики постоянно ведется хроника аварийных ситуаций. Первоначальные сведения об авариях, связанных с выбросами РА веществ и последствиями этих выбросов, скрывались или публиковались без необходимых подробностей. В настоящее время информативность значительно повысилась, проводится систематический и планомерный анализ аварийных ситуаций [8-10].

Прежде всего рассмотрим некоторые аварии, которые произошли в промышленности, связанной с получением ядерного топлива, схематический цикл которого представлен на рис. 1.1.

Хвостовые отвалы урановых рудников [10] могут содержать ^{226}Ra активностью $(3-55) \cdot 10^{12}$ Бк и занимать площадь $(1,2-5,2) \cdot 10^5$ м², ежегодно поставляя в атмосферу ^{222}Rn , как продукт деления ^{226}Ra , $(1,3-34) \cdot 10^{13}$ Бк/год.

Выбросы в виде РА аэрозолей происходят в результате тяжелых аварий, к числу которых относится, например, падение самолета на установку регенерации плутония. При этом за счет распыления и окисления топливных таблеток в окружающую среду попали РА частицы [11]. Зафиксированы аварии, связанные с разгерметизацией, взрывом и выходом из строя отдельных узлов и агрегатов оборудования производственного ядерного цикла, а также с образованием критической массы в начале цепной реакции.

Радиоактивные отходы способны выделять газообразные продукты, в частности водород, накопление которых может привести к взрыву и выбросу РА веществ из хранилищ этих отходов. Эти и другие аварийные ситуации в соответствии с классификацией представлены в табл. 1.1 и определяют в основном локальные РА загрязнения.

Необходимость дезактивации после локальных РА загрязнений возникают при производстве и применении различных РА препаратов, которых насчитывается десятки тысяч. Препараты на основе радионуклидов (^{60}Co , ^{131}I , ^{137}Ce , ^{198}Au , ^{32}P , ^{90}Sr и др.) используются в радиотерапии, радиодиагностике, в качестве датчиков различных приборов и для других целей. В процессе производства РА препаратов загрязняется посуда, аппаратура и те поверхности, с которыми соприкасаются РН. Загрязнения такого рода можно отнести к производственным. Кроме того довольно часто возможны загрязнения вследствие неумелого применения этих препаратов, а также чей-то небрежности и халатности. РА загрязнения могут возникнуть в самых неожиданных местах.

По данным существующей в то время постоянной комиссии Моссовета по экологии, которые были опубликованы 18.02.1991 г., в Москве обнаружено 13 локальных РА загрязнений за счет препаратов, которые использовались для промышленных и исследовательских целей; из них 6 мощностью дозы γ -излучения от 120 до 1000 мР/ч и 7 — от 100 до 10 000 мР/ч. Причем дезактивация была проведена сразу после их обнаружения и наиболее опасная часть РА загрязнений удалена.

К сожалению, Москва не единственное место, где периодически обнаруживаются участки с локальными РА загрязнениями в результате небрежного использования РА препаратов.

Так, при аварии радиотерапевтической установки на базе радионуклидов ^{137}Cs (27 сентября 1987 г.) уже после Чернобыля, в частной больнице города Гайана (Бразилия) 19,26 г. порошка препарата в виде хлористого цезия $^{137}\text{CsCl}$ с удельной активностью $5,6 \cdot 10^{11}$ Бк/г и суммарной активностью, равной примерно 1300 Ки ($5 \cdot 10^{13}$ Бк), попало в больничное помещение и было разнесено на большие расстояния от больницы. Перенос РА веществ и загрязнения ими происходили в результате прямого контакта с загрязненными поверхностями, переноса загрязнения людьми, воздействия потоком воздуха, смывом водой, а впоследствии и в процессе дезактивации [12].

Неожиданность и несвоевременное обнаружение аварии привело к массовому загрязнению пациентов и персонала больницы, а РА вещества распространились на прилегающие к больнице районы. Мощность дозы у источника достигала 100 Р/ч. Опасным было излучение на расстоянии 50—100 м и от источника аварии. В результате сразу было госпитализировано 30 человек. В течение 21 дня после аварии было обследовано 112 800 человек, у 249 из них обнаружены опасные загрязнения РН ^{137}Cs . У 720 человек, полученная ими экспозиционная доза, распределяется следующим образом: 17 человек (2,4 %) — свыше 10 мЗв; 585 (81,0 %) — свыше 2 мЗв и остальные — ниже 2 мЗв.

Крупнейшая авария на производстве по изготовлению ядерного топлива, приведшая к массовому РА загрязнению, произошла на Южном Урале в 1957 г. [13]. Произошел взрыв в хранилище, где помещалось около 80 т высокоактивных отходов радиохимического производства в виде нитратно-ацетатных соединений активностью 20 МКи.

Свыше 10 % этой активности было выброшено в окружающую среду; образовалось РА облако, высота которого достигла 1 км. РА загрязнения, состоящие из радионуклидов ^{90}Sr , ^{106}Ru и ^{144}Ce , распространились на территорию Челябинской, Свердловской и Тюменской областей. Площадь РА загрязнения составила 23 тыс. км², в том числе ограниченная поверхностной активностью 2 Ки/км² по ^{90}Sr — около

1000 км². Загрязнению подверглись лесные массивы и целинная почва, 217 населенных пунктов, 30 озер и четыре реки. Кроме того загрязнились овощи и зерновые культуры, жилищные и хозяйственные постройки и все то, что находилось по следу РА облака [13]. Эта авария — типичный пример массовых загрязнений.

Особенности мощных аварийных выбросов РА продуктов представлены в табл. 1.2.

Таблица 1.2.

Характеристика некоторых выбросов РА веществ, представляющих угрозу для населения.

Год, место	Причина	Активность МКи	Последствия
1957, Южный Урал	Взрыв хранилища с высокоактивными отходами [13]	$\frac{2,0}{20,0}$ *	Загрязнено 235 тыс. км ² территории
1957, Англия Уиндскейл	Сгорание графита во время отжига и повреждение твэлов [8]	0,03	Распространение *2 РА облака в северном (Норвегия) и в западном (до Вены) направлениях
1945—1989	Все виды ядерных взрывов [14]	40* ³	Загрязнение атмосферы и по следу РА облака
1964	Авария спутника с ЯЭУ [15]	-	Выпадение 70 % активности в Южном полушарии
1966, Испания	Разброс ядерного топлива двух водородных бомб [16]	-	Точные сведения отсутствуют
1979, США, Три Майл Айленд	Срыв предохранительной мембраны первого контура теплоносителя [17, 18]	$\frac{0,043}{0,017}$ * ⁴	Выброс 22.7 тыс. т загрязненной воды, 10 % РА продуктов попало в атмосферу
1986, СССР Чернобыль	Взрыв и пожар четвертого блока	50	Несоизмеримы со всеми предыдущими

* В числителе выбросы вне производственной территории, в знаменателе — общая интенсивность всех выбросов.

*2 Сведения об уровнях загрязнений и о загрязненной территории не приводятся.

*3 Оценка проведена по выпадению РН ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr.

*4 В знаменателе — данные из работы [17] в расчете на 1980 г.

За 25 лет, прошедших с начала развития ядерной энергетики, системный анализ аварий был проведен в работе [8]. В дальнейшем обобщения аварийных ситуаций проводились значительно чаще, превра-

щаяся в ежегодные обзоры и даже в подробные описания отдельных аварий. За период 1971—1981 гг. в 14 странах мира произошла 151 авария с различной интенсивностью выбросов РА продуктов и с различными последствиями [9]. Отметим, что число аварий в атомной энергетике не выше, чем в других отраслях энергетического комплекса.

Из $3,34 \cdot 10^{10}$ Ки РА продуктов, содержащихся при нормальной эксплуатации АЭС мощностью 4 ГВт, $3,2 \cdot 10^{10}$ Ки сосредоточено в активной зоне. Авария в этой зоне с выбросом РА веществ в окружающую среду представляет наибольшую опасность.

Крупная авария на АЭС имела место в Уиндскейле (Англия). 8 октября 1957 г. во время запланированного отжига графита имело место его возгорание, возник пожар и произошло повреждение твэлов. На дне реактора по сей день лежат около 1700 т частично сгоревшего и расплавившегося ядерного топлива. В атмосферу выделилось РА продуктов активного 32,68 кКи, из них на РН ^{131}I приходилось 20 кКи. Адсорбируясь на атмосферных аэрозольных частицах РН ^{131}I превратили их в радиоактивные; образовалось РА облако, одна часть которого достигла Норвегии, а другая распространялась в западном направлении до Вены. Это была первая авария в атомной энергетике, которая коснулась населения. Последствия аварии тщательно скрывались и только по истечению 30 лет стали известны некоторые подробности.

28 марта 1979 г. на втором блоке атомной электростанции Три Майл Айленд (США) произошла авария, последствием которой явился выброс РА веществ в окружающую среду. Почти 10 из 100 т расщепляющего материала вышли за пределы активной зоны. Через 15 мин после аварии около $40 \cdot 10^3$ л теплоносителя первого контура вылились на пол противоаварийной оболочки. Произошло два выброса в атмосферу благородных газов (ксенона и криптона) и РН иода [18, 19].

Особые условия РА загрязнений и дезактивации возникают при авариях на атомных подводных лодках и космических объектах.

Локальные аварии на подводных лодках, находящихся в плавании, представляют повышенную опасность вследствие ограниченности помещения и невозможностью экипажа быстро покинуть объект. Дезактивация в этих условиях помещений и оборудования будет эффективна только после удаления и сбора РА загрязнений — в противном случае опасность облучения экипажа не устраняется и цель дезактивации остается не достигнутой.

Кроме локальных возможны аварии на подводных лодках с выбросом РА веществ в атмосферу. Так, над территорией Норвегии после аварии советской подводной лодки в июне 1989 г у северного побережья этой страны в пробах аэрозолей были обнаружены РН ^{54}Mn ,

^{58}Co , ^{60}Co , ^{131}I , ^{140}Ba и ^{140}La [20]. РА загрязнения после этой аварии были незначительными.

В случае аварии на космических объектах РА продукты рассеиваются на огромной территории, а глубокий вакуум и большой суточный перепад температуры создают предпосылки для сильного РА загрязнения поверхностей космических аппаратов. После аварии в 1964 г. американского спутника с ядерным источником энергии [8] произошло выпадение РН ^{238}Pu , причем 70 % его выпало в Южном полушарии. Авария советского спутника привела к незначительному РА загрязнению части территории Канады, которое не потребовало развертывание дезактивационных работ.

1.4. РА загрязнения, вызванные взрывами ядерных боеприпасов

Радиоактивные загрязнения местности и различных объектов происходят после наземных и подземных (с выбросом грунта) испытательных взрывов ядерных боеприпасов. Суммарная ожидаемая коллективная эффективная эквивалентная доза от всех испытательных ядерных взрывов в атмосфере оценивается $3 \cdot 10^9$ чел.бэр [22, с 42]. К 1980 г. человечество получило лишь 12 % этой дозы, остальную оно может получить в течение последующих миллиона лет. После аварии в Уиндскейле доза составляла $1,3 \cdot 10^5$ чел.бэр [21, с 50], а после Чернобыля (см. п.7.4.1) доза была значительно выше [22].

При наземном ядерном взрыве, когда огненный шар соприкасается с поверхностью земли, продукты деления урана и плутония осаждаются на частицах грунта, увлекаются воздушным потоком, образуя грибовидное облако. Относительно крупные РА частицы оседают по пути движения РА облака в первые часы после взрыва, образуя РА след [23].

Относительно мелкие частицы попадают в тропосферу, медленно оседают и распространяются глобально. Подобное глобальное загрязнение атмосферы происходит при воздушных ядерных взрывах, когда огненный шар не касается поверхности земли.

При подземных испытательных взрывах с выбросом грунта, которые не запрещены Московским договором 1963 г., также образуется РА облако, но меньших размеров по сравнению с наземным взрывом. Кроме того значительная часть РН, особенно после взрывов без выброса грунта, попадает в атмосферу в струе РА газа, который вырывается из толщи грунта. Доля РА веществ на следе облака колеблется в широких пределах и может составлять от 0,5 до 46 % всей активности продуктов подземных ядерных взрывов [24].

За последние 30 лет произошло более 100 инцидентов с ядерным

оружием в армии США (сведения в СССР об авариях ранее не публиковались); некоторые из этих инцидентов могли привести к атомному взрыву. В 1966 г. в небе над населенным пунктом Паломарес (Испания) бомбардировщик В-52 столкнулся с самолетом — заправщиком. Командиру бомбардировщика удалось включить аварийное приспособление, произошел спуск четырех водородных бомб и распыл РА веществ. Работа по дезактивации загрязненной местности обошлась более чем 50 млн. долл. [16].

Аварии носителей ядерного оружия с выбросом РА веществ зафиксированы на кораблях и подводных лодках военно-морских сил ряда стран.

Таким образом, РА загрязнения многочисленных объектов вызваны различными причинами и сопровождаются разнообразными последствиями. Для оценки роли и места дезактивации в системе радиационной безопасности и мероприятий по снижению последствий аварий необходимо учитывать все источники РА загрязнений.

2. Характеристика радиоактивных загрязнений

2.1. Классификация РА загрязнений

Источники РА загрязнений имеют свои особенности, что позволяет классифицировать РА загрязнений на первичные, вторичные и многократные. Первичные загрязнения вызваны РА веществами, которые образовались в процессе аварии, производственной деятельности, взрывов ядерных боеприпасов, т.е. на основе тех причин, которые обозначены в верхней части табл. 1.1.

Вторичные РА загрязнения определяются воздействием ранее загрязненных объектов. Именно вторичные загрязнения после Чернобыля* определяли загрязнение массы новых объектов, увеличивая масштабы дезактивационных работ. Источником вторичных загрязнений являлась местность, подвергшаяся первичному загрязнению в результате оседания РА частиц. Под многократными подразумеваются загрязнения одних и тех же ранее загрязненных объектов, которые обычно после каждого загрязнения подвергаются дезактивации.

Сам же процесс как первичного, так и вторичного РА загрязнения может происходить в результате контакта загрязненной поверхности с РА средой, оседания и осаждения РА частиц, находящихся в воздухе и образующих РА аэрозоли (аэрозольное загрязнение, см. табл. 1.1).

Следует различать термины “оседание” и “осаждение” аэрозоль-

* В дальнейшем для сокращения вместо “Чернобыльская катастрофа” будем писать “Чернобыль”.

ных частиц. Оседание происходит самопроизвольно за счет гравитации, а осаждение — принудительно под действием внешних сил на препятствия, находящиеся по пути аэрозольного потока.

Помимо аэрозольного (см. табл. 1.1) возможно контактное РА загрязнение, которое происходит в результате соприкосновения (контакта) поверхностей различных объектов с газовой, жидкой или твердой средой, содержащей радионуклиды.

Контактное загрязнение жидкими, а также твердыми продуктами, в состав которых входят РН, имеет место в процессе технологического цикла добычи, получения, переработки, транспортировки и хранения ядерного топлива (см. рис. 1.1).

Верхний загрязненный слой грунта, снимаемый в процессе дезактивации местности после Чернобыльской катастрофы, превратился в источник контактного загрязнения кузовов самосвалов, погрузочных механизмов и других поверхностей, с которыми он соприкасался.

В атмосфере воздуха могут находиться в газообразной форме радионуклиды криптона (^{89}Kr) и ксенона (^{137}Xe), пары иода и его соединений. Парообразные и газообразные РН способны адсорбироваться на различных поверхностях и загрязнять их. В данном случае контакт загрязняемой поверхности происходит с газовой средой.

Загрязнение внутренних поверхностей АЭС, соприкасающихся с жидким РА теплоносителем, соответствует контактному процессу загрязнения и зависит от типа реактора, его надежности и эксплуатационной истории. Так, радионуклид иода в теплоносителе полностью находится в растворенном состоянии, а оборудование первого контура подвергается коррозии, продукты которой под действием потока нейтронов активируются, образуя радионуклиды железа, хрома, кобальта и марганца. Жидкий теплоноситель превращается в суспензию, а РА загрязнения обусловлено контактом поверхностей оборудования с этой суспензией.

Часть отработавших дезактивирующих растворов в Чернобыле, особенно при обработке в стационарных условиях, собиралась и превращалась в источник контактного загрязнения внутренних поверхностей емкостей, трубопроводов и другой аппаратуры.

Таким образом верхняя и левая части табл. 1.1 характеризуют источники и масштабы РА загрязнений. Другая нижняя и правая части табл. 1.1, в которых отражены вид, агрегатное состояние, особенности и причины РА загрязнений, определяют элементарные акты закрепления и удаления этих загрязнений. Две части табл. 1.1 неразрывно связаны и обобщенно представляют характеристику РА загрязнений.

2.2. Механизм образования РА частиц

При авариях и массовых РА загрязнениях (табл. 1.1), а так же при взрыве ядерных боеприпасов, большая часть выбросов РА вещества превращается в аэрозоли, обуславливающие аэрозольное загрязнение в виде РА, попавших на поверхность объекта.

Особенности образования аэрозолей влияют на поведение РА частиц, загрязнение объектов и эффективность дезактивации. Эти обстоятельства приобрели особое значение в условиях Чернобыля (см. гл. 3).

Радиоактивные аэрозоли образуются в результате следующих процессов (рис. 2.1): диспергирования веществ, содержащих РА продукты; конденсации и десублимации паров РА веществ; адсорбции РН,

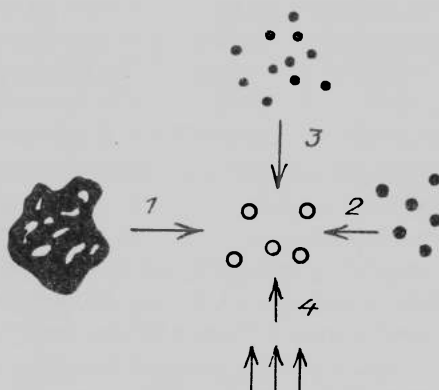


Рис. 2.1. Образование РА аэрозолей в результате;

1 — диспергирования; 2 — конденсации и десублимации паров; 3 — адсорбции РН на поверхности частиц; 4 — наведенной активности и распада инертных газов

находящихся в воздушной среде, на атмосферных аэрозольных частицах; наведенной активности; распада инертных газов с последующей их конденсацией.

Процесс образования аэрозолей диспергированием 1 (рис. 2.1) в известной степени противоположен процессу конденсации или десублимации 2. В первом случае сплошной и крупный по размерам кусок тела дробится (диспергируется) на более мелкие частицы. Конденсация и десублимация, напротив, связаны с укрупнением частиц молекулярных размеров до аэрозольных частиц, представляющих обособленную фазу по отношению к воздушной среде. Образование РА аэрозолей диспергированием происходит под действием взрыва, механического воздействия, распыла жидкости и других процессов. Так, во время ремонта и демонтажа АЭС источником образования РА аэро-

золей диспергированием веществ служат работы по разгерметизации оборудования, шлифовка и шабровка облученных деталей и особенно сварочные работы. Мощные источники образования РА аэрозолей возникают при аварийных выбросах (особенно после Чернобыля) в результате, наземных, подводных и подземных взрывов ядерных боеприпасов.

При подземных и особенно наземных взрывах ядерных боеприпасов возникают ударная волна, нагрев и дробление остатков боеприпасов и массы грунта, выброс РА частиц, грунта и газообразных продуктов [24]. Для ядерного оружия третьего поколения РА загрязнения должно быть в сотни раз меньше существующих.

Необходимым условием конденсации паров РН является пересыщение и неравномерное их распределение в воздушной среде, а также присутствие ядер конденсации или зародышей. Одновременно с конденсацией, т.е. переходом пара в жидкость, при сильном охлаждении может происходить процесс десублимации, т.е. переход пара в твердое состояние, минуя жидкое. Этот процесс обратен сублимации, когда твердое тело переходит в газообразное. Процессы сублимации и десублимации реализовались при аварийных выбросах и образовании РА аэрозолей в Чернобыле.

Пересыщение пара можно выразить при помощи степени насыщения, которая равна:

$$\beta = P/P_s, \quad (2.1)$$

где, P , P_s — фактическое и равновесное давление насыщенного пара.

При конденсации, а также и при десублимации, степень насыщения должна превышать единицу, т.е. давление паров должно быть больше давления насыщенного пара $P > P_s$. Подобное условие достигается уменьшением P_s в связи с понижением температуры воздуха и притоком паров РН, которые вызывают рост P .

Под воздействием высокой температуры часть РН улетучивается из ядерного топлива и переходит в пар, а затем попадая в холодную атмосферу, конденсируется. В связи с этим образующиеся РА аэрозоли обогащаются РН в соответствии с упругостью их паров.

Конденсационный метод образования аэрозолей имеет место при протечки теплоносителя, когда перегретый РА теплоноситель вскипает, образуется пар, содержащий РН, который затем конденсируется в холодной среде.

Конденсационный метод образования аэрозолей в полной мере проявился в выбросах Чернобыля, когда из реактора, температура внутри которого достигала 2500°C , газообразные продукты, носители РА веществ попадали в относительно холодный воздух и возникало условие (2.1) для конденсации или десублимации паров и образования РА аэрозольных частиц.

Газообразные РН, находящиеся в воздухе, способны адсорбироваться на аэрозольных частицах Z (рис. 2.1). Неактивные частицы превращаются в РА аэрозоли. Интенсивность адсорбции РН аэрозольными частицами определяется большой удельной поверхностью этих частиц, т.е. суммарной поверхностью частиц по отношению к единице массы этих частиц. Так, удельная поверхность сравнительно крупных аэрозольных частиц диаметром 19 мкм составляет примерно $500 \text{ м}^2/\text{кг}$, 1 кг таких частиц обладает огромной поверхностью, равной 500 м^2 . Чем меньше размер аэрозольных частиц, тем больше их удельная поверхность.

Счетная концентрация ν_τ , которая характеризует число аэрозольных частиц в единице объема, в процессе образования РА частиц за время τ изменяется следующим образом [25]:

$$\nu_\tau = \nu_0 [1 - \exp(-\bar{\kappa} \cdot \tau)], \quad (2.2)$$

где ν_0 — начальная счетная концентрация атмосферных аэрозолей, когда $\tau = 0$; $\bar{\kappa}$ — постоянная, характеризующая число осевших РН на поверхность частиц к их числу в воздухе.

Согласно формуле (2.2) адсорбция РН и образование в результате этого РА аэрозолей определяется концентрацией неактивных аэрозольных частиц ν_0 и временем про-

цесса. Так, время адсорбции 50 % радионуклидов ^{131}I , находящихся в воздушной среде, на частицах диаметром 1 мкм, колеблется от 10^2 до 10^3 с при росте счетной концентрации с 10^2 до 10^{10} м $^{-2}$. В газовых выбросах после аварии на АЭС в Три Майл Айленд ^{131}I находился в форме I_0 , I , IO^+ , IO_3^- , но его содержание было небольшим по сравнению с содержанием благородных газов [17, '8]. Выброс иода в Чернобыле составлял до 20 % всей активности [26], что создавало условия для адсорбции его на частицах атмосферного аэрозоля.

Активация нейронным потоком неактивных частиц происходит на воздухе 4 (см. рис. 2.1) в процессе взрыва ядерных боеприпасов.

Радиоактивные инертные газы сопутствуют аварийным выбросам [8, 17, 18, 26]. В воздух помещений АЭС при обычной эксплуатации в качестве производственных РА загрязнений, прорываются инертные газы, которые при распаде могут образовать РА аэрозоли. Так, в результате РА распада из газообразного ксенона образуются твердые аэрозольные частицы РН цезия, а из РН криптона — изотопы рубидия, которые сразу конденсируются в высокодисперсные аэрозоли с диаметром капель 0,13—0,16 мкм.

2.3. Активность и размеры РА частиц

Размеры аэрозольных частиц, их концентрация, радионуклидный состав и физико-химические свойства являются исходными параметрами, которые определяют условия РА загрязнения объектов, а впоследствии эффективность их дезактивации.

Количественно РА аэрозоли помимо счетной и массовой концентрации определяются удельной активностью, т.е. концентрацией РА веществ или активностью на единицу объема аэрозольной системы. Удельная активность для некоторых РН в атмосфере Чернобыля достигала 10^{-8} Ки/м 3 , что в сотни тысяч раз выше допустимой нормы.

Активность отдельных частиц пропорциональна их размеру

$$A_1 = k \cdot d^n \quad (2.3)$$

где k — коэффициент пропорциональности, характерный для данного вида РА частиц.

Когда активность сосредоточена на поверхности частиц, то $n = 2$, а по всему объему $n = 3$. Для РА аэрозолей конденсационного происхождения значения n близки к 3, а адсорбционного — 2. Фактически значения n лежат в пределах $2 \leq n \leq 3$. На основании обобщения многочисленных данных установлено, что для РА аэрозолей наземных ядерных взрывов $n = 2,2$, а для топливных частиц аварийных выбросов в Чернобыле $n = 3,0$ [26—28].

Радиоактивные аэрозоли характеризуются широким диапазоном размеров частиц — от высокодисперсных, размером менее 2 мкм, до грубодисперсных, имеющих размер несколько десятков микрометров и достигающих иногда сотни микрометров.

Распределение частиц, определяющее РА загрязнения объектов, по размерам и по активности, которое на Рис. 2.2 представлено в виде параметра Π , обычно асимметрично и трудно поддается математиче-

ской обработке. Сложности возникают в определении параметров этого распределения.

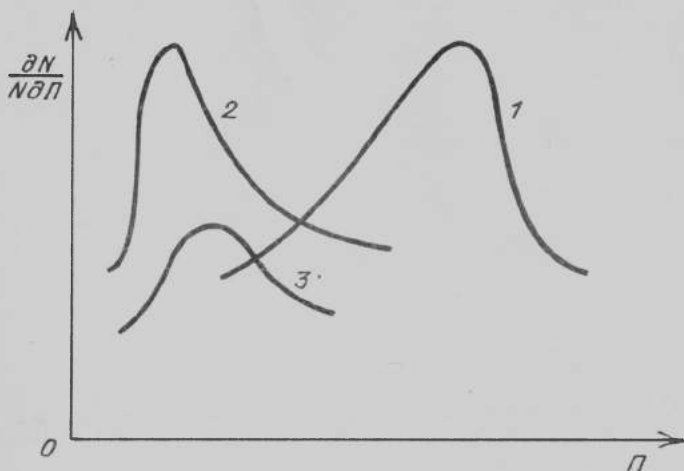


Рис. 2.2 Распределения параметра Π (размеров частиц и их активности, и любых других величин):

1 — в начале процесса, в частности до дезактивации; 2 — в конце процесса (после дезактивации); 3 — взвешенное к начальному распределению, т.е. по отношению к кривой 1

Если же распределение частиц по размерам или по активности представить в вероятностно-логарифмической шкале, по оси абсцисс — логарифм размеров частиц, а по оси ординат — табулированный интеграл вероятности, то первоначальное асимметричное распределение (кривая 1 рис. 2.2) аппроксимируется прямой линией, а распределение подчиняется нормально-логарифмическому закону, а именно:

$$\frac{dN}{Nd\Pi} = \frac{0,43}{\sigma \sqrt{2\pi} \Pi} \exp\left[-\frac{(\lg\Pi - \lg\bar{\Pi})^2}{2\sigma^2}\right] d\Pi, \quad (2.4)$$

где $\bar{\Pi}$ — медианное значение определенного параметра, когда табулированный интеграл вероятности равен 50 % (рис. 2.3); σ — среднее квадратическое отклонение, характеризующее распределение РА частиц по параметру Π .

Если под параметром Π подразумевать размер РА частиц, то формула (2.4) характеризует распределение частиц по размерам. Так, для одного из подземных ядерных взрывов с выбросом грунта медианный диаметр РА частиц по активности составлял 2 мкм [24].

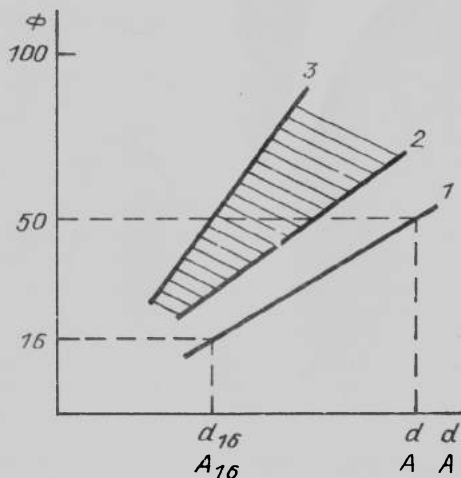


Рис. 2.3. Распределение частиц в вероятностно-логарифмических координат по размерам (1) и по активности A , когда согласно формулы (2.3) $n=2$ (2) и $n=3$ (3)

Среднее квадратическое отклонение определяется на основе графического выражения нормально-логарифмического распределения; оно равно:

$$\sigma = \lg \bar{n} - \lg \Pi_{16},$$

где $\lg \bar{n}$, $\lg \Pi_{16}$ соответствуют табулированному интегралу вероятности, равному 50 и 16 %.

Распределение PA частиц по активности также определяется нормально-логарифмическим законом. Прямая 2 рис. 2.3 проведена для $n=2$, а прямая 3, для $n=3$.

На основе формул (2.3) и (2.4) можно выразить распределение PA частиц по активности. Формулу (2.3) для $n=2$ и $n=3$ преобразим соответственно

$$d^2 = e^{4,6} \cdot \lg d, \quad d^3 = e^{6,9} \cdot \lg d. \quad (2.5)$$

Тогда нормально-логарифмическое распределение PA частиц по активности можно представить следующим образом:

для $n=2$

$$\frac{\delta N_A}{N_A \delta d} = \frac{0,43}{\sigma_2 \sqrt{2\pi} d} \exp \left[-\frac{(\lg d - \lg \bar{d}_2)^2}{2\sigma_2^2} + 4,6 \lg d \right] \delta d, \quad (2.6)$$

для $n=3$

$$\frac{\delta N_A}{N_A \delta d} = \frac{0,43}{\sigma_3 \sqrt{2\pi} d} \exp \left[-\frac{(\lg d - \lg \bar{d}_3)^2}{2\sigma_3^2} + 6,9 \lg d \right] \delta d, \quad (2.7)$$

где \bar{d}_2 , \bar{d}_3 , σ_2 и σ_3 — медианный диаметр и среднее квадратическое отклонение для $n=2$ и $n=3$ соответственно.

Проведем преобразование экспоненты числителя формулы (2.6) а именно:

$$\frac{-(\lg d)^2 + \lg d \lg \bar{d}_2 - (\lg \bar{d}_2)^2}{2\sigma_2^2} + 4,6 \lg d \frac{2\sigma_2^2}{2\sigma_2^2} \quad (2.8)$$

Показатель экспоненты формулы (2.6) согласно расчетам (2.8) можно представить в виде двух слагаемых; первое из них дает возможность привести полученное распределение к стандартному, а второе — будет постоянным при условии, что $\sigma = \text{const}$; $\bar{d}_2 = \text{const}$.

Если обозначить

$$B_1 = \frac{(\lg \bar{d}_2 + 4,6\sigma_2^2)^2 - (\lg \bar{d}_2)^2}{2\sigma_2^2} = 2,3 (2 \lg \bar{d}_2 + 4,6\sigma_2^2), \quad (2.9)$$

то вместо формулы (2.6) на основе уравнений (2.8) и (2.9) получим распределение частиц по активности, когда $n=2$:

$$\frac{\delta N}{N_A \delta d} = \frac{0,43e^{B_1}}{\sigma_2 \sqrt{2\pi} d} \exp \frac{[\lg d - (\lg \bar{d}_2 + 4,6 \sigma_2^2)]^2}{2\sigma_2^2} \quad (2.10)$$

При условии, что

$$B_2 = \frac{(\lg \bar{d}_3 + 6,9\sigma_3^2)^2 - (\lg \bar{d}_3)^2}{2\sigma_3^2} = 2,3 (2 \lg \bar{d}_3 + 6,9\sigma_3^2), \quad (2.11)$$

преобразованная формула (2.7) примет вид

$$\frac{\delta N_A}{N_A \delta d} = \frac{0,43e^{B_2}}{\sigma_3 \sqrt{2\pi} d} \exp \frac{[\lg d - (\lg \bar{d}_3 + 6,9 \sigma_3^2)]^2}{2\sigma_3^2} \quad (2.12)$$

Формулы (2.6) и (2.10) характеризуют нормально-логарифмическое распределение частиц по активности, когда $n = 2$, что соответствует прямой 2 на рис. 2.3 в вероятностно-логарифмических координатах. Для $n = 3$ распределение частиц по активности представлено формулами (2.7) и (2.12) и прямой 3 на рис. 2.3. Заштрихованная область на рисунке соответствует условиям, когда $2 \leq n \leq 3$.

Формулы (2.4), (2.6), (2.10), (2.12) позволяют характеризовать РА частицы ядерных взрывов и аварийных выбросов в том числе и в Чернобыле. Кроме того нормально-логарифмическое распределение широко используется для оценки параметров и в других случаях, о которых речь пойдет ниже.

Обычно размер частиц приводит к одному эквивалентному размеру или диаметру. Если РА частицы наземных ядерных взрывов имеют сферическую форму [29], то РА частицы аварийных выбросов обычно неправильной формы.

Эквивалентный размер частиц неправильной формы может быть определен различными методами. Его представляют, как среднее значение трех размеров в трех взаимно перпендикулярных направлениях, т.е.

$$d_3^{CP} = (a_x + a_y + a_z) / 3. \quad (2.13)$$

Ширина a_y и длина a_x частиц находится сравнительно легко, сложнее определить высоту частиц a_z . Можно пренебречь высотой частиц неправильной формы, а эквивалентный размер определить по ширине и длине частиц. Именно таким путем по двум измерениям были определены размеры топливных частиц в выбросах Чернобыля [27].

Для частиц, близких в проекции к кругу или квадрату: $a_x : a_y = 1:2$. Эквивалентный размер равен

$$d_3^* = \sqrt{a_x a_y}. \quad (2.14)$$

Проекция призматических частиц, когда $a_x \gg a_y$ составляет прямоугольник, эквивалентный размер которого равен:

$$d_3'' = (2a_y^2 + 4a_x a_y) / 6. \quad (2.15)$$

Возможно определение размера частиц на основе равновеликого объема. В этих условиях диаметр частиц неправильной формы соответствует размеру шарообразных частиц, масса которых равна массе частиц неправильной формы, т.е.

$$d_3''' = a_x a_y^2. \quad (2.16)$$

Эквивалентные размеры частиц, полученные при помощи этих уравнений, не совпадают, они связаны между собой следующим неравенством: $d_3' > d_3'' > d_3'''$.

В качестве примера приведем расчеты размера частиц как среднего арифметического двух измерений d_3^{CP} и при помощи формул (2.13) — (2.16) для частиц неправильной формы, имеющих $a_x = 60$ мкм и $a_y = 20$ мкм:

Обозначения	d_3^{CP}	d_3'	d_3''	d_3'''
Размер частиц, мкм	40,0	32,5	30,5	29,0

Эквивалентный размер по сравнению со средним более точно характеризует особенности частиц неправильной формы.

Еще раз подчеркнем, что размер и форма частиц — важнейшие параметры РА аэрозолей. Они оказывают влияние на загрязнение объектов и эффективность дезактивации.

2.4. Горячие частицы

Обычно активность частиц не превышает 10^{-14} Ки. Встречаются, так называемые “горячие” частицы, активность которых в сотни и даже в тысячи раз больше активности обычных частиц. Горячие частицы могут возникнуть при взрыве ядерных боеприпасов, в мощных гамма-установках, ядерных реакторах, после аварии. На атомных подводных лодках [30] горячие частицы образуются в результате коррозии или износа конструкционных материалов с высоким содержанием кобальта, а также при повреждении оболочек твелов и в процессе перегрузки ядерного топлива. По результатам наблюдений в течение года на трех подводных лодках установлено, что число горячих частиц характеризуется определенным разбросом от 1 до 130 в месяц.

Большое число горячих частиц (цифры не указаны), часть которых обладала α -активностью, обнаружено в пробах загрязненного воздуха [33]. Пробы отбирались в период с 26.04 до 21.05 1986 г. в Березинском заповеднике, в 120 км северо-восточнее Минска, из приземного слоя воздуха на высоте 5 м путем улавливания РА частиц на фильтрах типа ФПА. Через каждый фильтр просасывалось 1200 м^3 загрязненного воздуха. Активность частиц определялась РН ^{131}I , ^{137}Cs , ^{134}Cs , ^{103}Ru , ^{95}Zr и ^{140}Ba .

Горячие частицы были обнаружены в северном РА облаке после Чернобыльской катастрофы. Они представляют собой конгломерат РН, содержащихся в аэрозолях микрометрового размера [32]. В первые дни после катастрофы медианный диаметр [см. формулу (2.4) и рис. 2.3] горячих частиц составлял 2 мкм, а в последующем он уменьшился до 0,7 мкм. Счетная концентрация горячих частиц в период с 2 по 12 мая 1986 г. снизилась с 1 до 14 м^{-3} — соответственно одна горячая частица приходилась на 1 и 14 м^3 . Горячие частицы задерживались листьями деревьев.

Радионуклиды, образующие горячие частицы, могут быть носителями α -, β - и γ -активности. Альфа-частиц немного, в аэрозольных пробах было обнаружено всего восемь таких частиц; их источниками являются ^{239}Pu , ^{234}U , ^{236}U , ^{242}Cm и ^{214}Pc .

Горячие частицы, которые условно разделены на два типа, проникли в Швецию; в частицах типа А основным радионуклидом является рутений, а частицы типа В формируются из смеси радионуклидов (Zr , Nb , Ru , Cs , Ce). В Польше путем прокачки 6300 м^3 атмосферного воздуха найдены частицы промежуточного типа, которые содержали трансурановые элементы [12, 33].

Горячие частицы были отобраны из проб почвы в 10-км зоне Чернобыля [34]. Поиск осуществлялся при помощи коллимированного датчика. Максимальная активность горячих частиц достигала 10^{-9} Ки. Анализ γ -спектров показал, что большинство горячих частиц топливного происхождения двух модификаций. Первая из них дисперсного происхождения связана с диспергированием топливного материала, а их радионуклидный состав соответствует составу топлива во время катастрофы. Частицы второй модификации имели конденсационное происхождение — они обеднены более летучими РН, в частности цезия и рутения.

В работе [35], показано, что активность горячих частиц топливного происхождения в Чернобыле может достигать 10^{-4} Ки.

Наличие горячих частиц имеет прямое отношение к эффективности дезактивации — достаточно остаться одной частице на обработанной поверхности (в щелях, пазах), чтобы остаточная загрязненность превышала допустимые нормы, и при этом цели дезактивации не достигаются.

Горячие частицы впоследствии могут служить источником распространения РА в почве. Для оценки этой возможности проводилось исследование по миграции РН, поступающих в почву в результате выщелачивания РН ^{90}Sr и ^{137}Cs с поверхности горячих частиц [36].

Степень выщелачивания из горячих частиц различного размера

топливного происхождения РН, которые в результате диффузии (см. § 4.3) проникают из объема частиц на их поверхность, через 5 лет после Чернобыля характеризуется следующими данными:

Радиус частиц, мкм	1	5	10	50	100
Степень выщелачивания, %					
для ^{137}Cs	100/90	95/30	68/15	15/3	6/1,5
^{90}Sr	100/100	100/93	100/73	93/9	93/5

Примечание: числитель — для дерновой оподзоленной супесчаной, знаменатель — для дерново-слабоподзолистой глееватой супесчаной почвы.

Выщелачивание, переход водорастворимых РН в почвенный раствор, а затем возможно и в растения зависит от размеров горячих частиц топливного происхождения, состава почвы и природы РН.

Проведенные исследования позволили прогнозировать поступление РН в почву за 5—10 лет 80%, а через 50 лет после катастрофы РН ^{90}Sr полностью перейдут из частиц в почву. Миграция РН ^{137}Cs в почву происходит медленнее, хотя наибольшая часть РН перейдет в почву за тот же период, что и РН ^{90}Sr .

Полученные сведения по выщелачиванию дают основание предположить, что в течение 1991—1995 гг. следует ожидать наиболее значительный переход водорастворимых ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвенный раствор, а затем и их дальнейшее распространение [36].

3. Феномен радиоактивных загрязнений после Чернобыльской катастрофы

3.1 Уникальность

Катастрофа 26 апреля 1986 г. четвертого блока ЧАЭС уникальна — подобного временного выброса радиоактивных продуктов и территориального масштаба РА загрязнения человечество еще не знало. Аварийные выбросы составляли примерно 20 % долгосрочных выпадений ^{137}Cs и ^{90}Sr после всех проведенных ядерных взрывов [14].

Феномен РА загрязнений после Чернобыльской катастрофы определяется:

мощным и непрерывным выбросом массы РА продуктов в атмосферу и в течение длительного периода времени;

механизмом образования, различием физико-химических свойств и размеров РА частиц;

наличием значительного числа горячих частиц (см. 2.4);

радионуклидным составом продуктов, определяющим массовое, превышающее допустимые нормы и долговременное РА загрязнения

огромной территории и объектов на ней;

формирование облака из РА частиц, изменением его движения в зависимости от метеорологических условий;

местными, региональными и дальними выпадениями РА частиц, а также трансграничным их распространением.

В обобщенном виде феномен Чернобыльского РА загрязнения приведен в табл. 3.1, а его последствия и особенности подчеркнуты заштрихованной частью (см. табл. 1.1).

Суммарная активность выброшенных на территорию СССР за пределами площадки ЧАЭС из аварийного блока продуктов деления (без инертных газов и топлива) оценивается с точностью до 50 % в 50 МКи, что составляет примерно 3,5 % общего количества продуктов деления, находившихся в реакторе за время его работы. Кроме того выгорело значительное количество графита, которое по предварительным оценкам превышает 250 т [9].

Таблица 3.1

Феномен Чернобыльского РА загрязнения

Особенности РА загрязнения	Проявление особенностей РА загрязнения
Выброс РА веществ в атмосферу	Поступило в атмосферу 50 МКи продуктов деления; массовый выброс РА веществ в первые сутки; непрерывный и интенсивный выброс РА веществ в течение последующих 9 сут; статистический выброс РА веществ после 10 сут до строительства Укрытия; изменение направления ветра на 360° в первые 10 сут после катастрофы
Механизм и природа образования РА частиц	Диспергирование ядерного топлива при взрыве; образование оксидов урана и плутония; сублимация ядерного топлива и элементов конструкций и их последующая десублимация; испарение продуктов распада и их конденсация; диспергирование и выгорание графитных блоков; сублимация и десублимация углерода и образование графитных и сажевых РА частиц; выгорание и образование пор на поверхности РА частиц; образование агрегатов из высокодисперсных частиц; удержание мелких частиц на поверхности относительно крупных частиц; экстракция водяным паром РН и последующая его конденсация; адсорбция паров РН на частицах атмосферных аэрозолей; распад инертных газов и конденсация продуктов распада
Радионуклидный и дисперсный состав	Изменение РН состава в зависимости от размера, механизма и природы образования РА частиц; наличие долгоживущих РН и стабильность во времени РА загрязнений; разброс размеров частиц и неравномерность первичного РА загрязнения различных объектов; обогащение выбросов за счет легколетучих фракций РН; наличие горячих частиц, обуславливающих сильные и труднообнаруживаемые РА загрязнения объектов

М а с ш т а б распространения РА загрязнений	Образование облака РА аэрозолей, оседание РА частиц при движении этого облака, загрязнение огромной территории и объектов на ней; дифференциация степени загрязнений в зависимости от ближних, региональных и дальних выпадений; неравномерность РА загрязнений, формирование РА пятен и мозаичное распределение РА загрязнений внутри пятен после оседания, трансграничное распространение высокодисперсных РА частиц.
--	---

По характеру, причинам и интенсивности выбросов РА веществ можно условно различить три периода [26, 28]. В первый период, продолжавшийся сутки, мгновенный скачок мощности привел к разрывам твелов, диспергированию топлива, паровому взрыву и выбросу до 25 % всей активности. Второй период — продолжительностью 5 суток характеризуется снижением до 6 раз выбросов активности, горением графита, выделением легко летучих продуктов деления и другими процессами. В результате постепенно разогрева топлива произошло повышение температуры до 1800°С, а в течение последующих 4 суток действовал (третий период) горячий источник, который вызвал дальнейший выброс и фракционирование продуктов деления, расплав конструкционных элементов.

Прекращение выбросов на 10-е сутки катастрофы произошло за счет расплавления опорной плиты и ухода расплавленного топлива в подреакторное пространство. Кроме того помогла засыпка аварийного реактора нейтрализующими, теплоотводящими и фильтрующими материалами (карбид бора, доломит, глина, песок, свинец).

Динамика суточного поступления в атмосферу РА веществ из аварийного блока характеризуется следующими данными МКи, [26]: 26.04 — 12; 27.04 — 4,0; 28.04 — 3,4; 29.04 — 2,6; 30.04 — 2,0; 1.05 — 2,0; 2.05 — 4,9; 3.05 — 5,0; 4.05 — 7,0; 5.05 — 8,0; 6.05 — 0,1; 9.05 — 0,01; 23.05 — $2 \cdot 10^{-6}$.

Распространение РА веществ в первом периоде шло преимущественно в западном направлении, а затем в северо-западном, а к 30 апреля — восточном и южном. В течение 10 суток (26 апреля — 5 мая) направление ветра на высоте 1,5 км изменилось на 360°. Это обстоятельство обусловило РА загрязнение огромной территории, предопределило необходимость проведения масштабной дезактивации в дальнейшем.

После погашения массовых выбросов РА веществ 6 мая до сооружения в декабре 1986 г. укрытия (саркофага) действовали станотические, локальные источники выброса РА продуктов — газообразных, летучих и аэрозольных, которые пробивались из разрушенного реактора.

Интенсивность выброса РА веществ была неизмеримо меньше, чем в предыдущих трех периодах.

3.2. Механизм образования, природа и размер РА частиц

Выбросы после Чернобыльской катастрофы уникальны не только продолжительностью, но и теми процессами, которые сопутствовали превращению этих выбросов в РА аэрозоли. Уникальность определяется сочетанием различных механизмов образования аэрозолей (см. табл. 1.1 и 3.1, рис. 2.1), сложным и изменяющимся РН составом, различием физико-химических свойств (дисперсностью, растворимостью, летучестью и др), разнообразием и своеобразием природных и метеорологических условий, влияющих на распределение и перераспределение радионуклидов.

Образование РА аэрозолей в Чернобыле определялось дисперсионным, конденсационным и адсорбционным механизмами и связано с распадом РН инертных газов (см. рис. 2.2). Диспергированию подвергалось ядерное топливо, графит и элементы конструкции. Одновременно происходило выгорание части поверхности диспергированных частиц и образование пор на этой поверхности. Конденсация и десублимация паров продуктов горения, испарение и сублимация части диспергированного продукта, а также продуктов деления, испарение и образование паров воды с одновременной экстракцией ими РН — все эти и другие процессы показывают сложность механизма образования РА частиц. Одновременно происходила адсорбция паров РН на частицах атмосферной пыли, а также в порах частиц, образовавшихся уже в процессе аварийного выброса.

В результате этих процессов возникли РА аэрозоли, происхождение частиц которых обусловлено различной природой. В зависимости от предыстории РА частиц и условий их образования можно представить эти РА частицы в следующей модификации:

топливные из расплавленного в результате взрыва и разрушения активной зоны реактора;

производные за счет продуктов деления, их последующей конденсации и десублимации, в том числе и в результате распада инертных газов и конденсации их продуктов;

графитовые и сажевые частицы, которые образовались из графита и являлись продуктами сгорания;

адсорбционные, как следствие адсорбции РН на частицах атмосферных аэрозолей;

конструкционные, сформированные из многочисленных элементов конструкции ЯЭУ;

агрегатные, состоящие из множества слипшихся высокодисперсных частиц или мелких частиц, прилипших к поверхности крупных; экстракционные, полученные в результате экстракции парами воды РН, находящихся в активной зоне, и последующей конденсацией этих паров.

Такого разнообразия механизма образования и природы РА частиц не было ни в одной из аварий до и после Чернобыльской катастрофы. Нет подобного разнообразия у РА аэрозолей, которые образовывались в результате взрывов различных ядерных боеприпасов.

Природа и механизм образования РА частиц, особенности загрязнения ими различных объектов определили в дальнейшем феномен Чернобыльской дезактивации.

За основу характеристики РА частиц приняты их размеры [36]. Этот выбор обоснован тем, что, во-первых, размеры частиц обусловлены механизмом их образования и плотностью материала частиц; во-вторых, возникновение и движение РА облака, выпадение частиц из него, степень и зоны РА загрязнения определяются размерами этих частиц; в-третьих, размеры частиц обуславливают особенности загрязнения различных объектов и эффективность последующей их дезактивации.

Разнообразие механизма и природы РА частиц не позволили разработать единого подхода к оценке размеров частиц и их активности в Чернобыле. В соответствии с формулой (2.3) активность частиц оценивается показателем n , который для частиц топливного происхождения, а также образованных путем конденсации близок к 3.

Для РА частиц, образованных в результате адсорбции РН на поверхности атмосферных аэрозолей показатель $n=2$, а для других частиц он может колебаться от $n = 2$ до $n = 3$.

Несмотря на различный механизм образования и природу РА частиц для них характерно нормально-логарифмическое распределение по размерам и по активности, которое аппроксимируется при помощи формул (2.4) — (2.12). Параметры этого распределения, полученные в результате различных исследований [26, 27], однако не совпадают, что обусловлено не только различием в механизме образования РА частиц, но и местом отбора проб.

Согласно работе [26] медианный диаметр $\bar{d} = \bar{P}$, характеризующий распределение частиц топливного происхождения по размерам в зоне ближних выпадений, колеблется в соответствии с формулой (2.4) от 10 до 50 км. Медианный диаметр распределения активности по размерам РА частиц непосредственно в облаке, образовавшемся после катастрофы, составляет 50 км; среднее квадратическое отклонение равно $\sigma = 0,35$.

В работе [28] обнаружено, что размеры РА частиц топливного происхождения в аэрозольном состоянии не превышают 10 мкм. Более мелкие аэрозольные РА частиц не обнаружены за пределами ближних выпадений, когда происходит естественная сепарация частиц за счет оседания более крупных. Свидетельством этого является проникновение высокодисперсных частиц топливного происхождения в Финляндию, Швецию и даже в Японию [12].

С другой стороны, анализ собранных осенью 1987 г. с грунта топливных частиц [27] показал, что их размер превышает 10 мкм, а медианное значение массового распределения, т.е. распределение частиц по массе, когда в формуле (2.3) $n = 3$, а само распределение аппроксимируется формулами (2.7) — (2.12), равно 58 мкм. Относительно крупные топливные частицы представляют собой зерна диоксида урана, как следствие разрушения и диспергирования топливных таблеток. Расчет медианного диаметра выбросов по массовому распределению в 4 раза превышает соответствующее значение размера зерен в топливе перед катастрофой.

По размерам частиц все выбросы в Чернобыле можно условно разделить на четыре группы, которые на рис. 3.1 обозначены римскими цифрами. На этом же рисунке представлены зоны РА выпадений и примерная доля активности, которая приходится на РА загрязнения этих зон. Кривые 1 и 2 характеризуют изменения плотности РА частиц в зависимости от их размера и механизма образования. Заштрихованная часть между кривыми 1 и 2 показывает разброс возможных значений плотности РА частиц различного происхождения.

Образование частиц I и II и частично III групп в первый и частично во второй период выбросов (см. табл. 3.1) происходило путем диспергирования ядерного топлива и продуктов деления в результате парового взрыва при контакте топлива с теплоносителем, разрушения технологических каналов и разгерметизации реактора.

Во время третьего периода происходило горение графита и окисление топлива, а выброс РА веществ осуществлялся вследствие эффекта трубы (печного эффекта) за счет воздушного потока из нижних помещений реактора. Выбросы I группы помимо РА частиц содержали высокоактивные куски ядерного топлива, углерода и элементов конструкции. Плотность РА частиц I группы определялась плотностью материала ядерного топлива. Доля активности, приходящаяся на выбросы этой и других групп, представлена на рис. 3.1 (в виде горизонтальных линий для каждой группы).

Некоторая доля частиц I группы и особенно РА частицы II группы представляла собой зерна диоксида урана и плутония, как результат

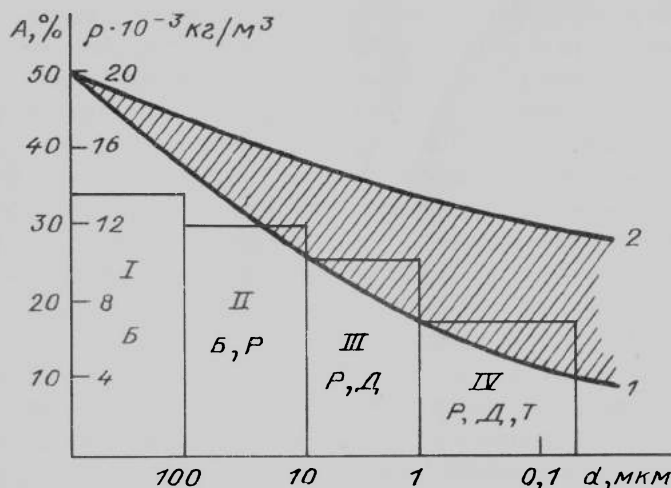


Рис. 3.1. Активность (A) и плотность частиц 1, 2 (ρ) аэрозольных выбросов после Чернобыльской катастрофы в зависимости от размеров частиц I, II, III и IV — группы частиц; B, P, Д, и T — соответственно ближние, региональные, дальние выпадения и трансграничное распространение РА частиц

разрушения топливных таблеток. Частицы были обеднены изотопами цезия, что характерно для топливных таблеток центральной части твэлов. Продукты деления концентрировались главным образом на поверхности этих частиц, которые изобилуют множеством пор размером преимущественно 0,5—1 мкм. За счет выгорания части поверхности обнаружены также более крупные поры размером несколько микрометров. Удельная поверхность пористых частиц составляла $3 \cdot 10^5 \text{ м}^2$ на 1 м^3 объема таких частиц или $3 \cdot 10^5 \text{ м}^{-1}$ [27].

Пористая поверхность РА частиц топливного происхождения способствовала адсорбции паров РН, удержанию мельчайших частиц и образованию агрегатов частиц. Сами частицы топливных выбросов имели черный цвет, ломанную или окатанную поверхность. Встречались рутениевые частицы (до 10 %), имеющие бурую окраску и металлический блеск. Средняя плотность таких частиц составляла $(10 \pm 0,8) \cdot 10^3 \text{ кг/м}^3$ и совпала с плотностью облученного ядерного топлива [27].

Третью группу составляли частицы размером примерно от 1 до 10 мкм (см. рис. 3.1). Такие частицы образовывались в результате разрушения периферийных частей топливных таблеток во время аварии и окисления на воздухе урана (U_3O_8) и плутония. Кроме того происходила конденсация и десублимация паров РН, адсорбция их на аэрозольных частицах, а также экстрагирование радионуклидов паром с последующей конденсацией пара вместе с РН.

Активность частиц этой группы сосредоточена по всей массе частиц, а их распределение по размерам и активности описывается нормально-логарифмическим законом; медианный диаметр по размерам частиц [см. формулу (2.4)] составлял 5 мкм.

Четвертая группа РА аэрозолей формировалась преимущественно из высокодисперсных частиц размером менее 1 мкм. Они сопутствовали процессу диспергирования при образовании частиц I, II и III групп, но главным образом возникали за счет конденсации и десублимации паров и газов. Таким путем образовывались в частности аэрозоли из продуктов распада благородных газов ксенона и криптона (рис. 2.1), которые почти полностью улетучились из топлива. Одновременно при высокой температуре из топлива выделялись летучие радионуклиды иода, цезия, теллура и тугоплавких продуктов (бария, стронция, плутония, цезия и др.). Кроме того происходил нагрев конструкций, десублимация элементов этих конструкций, содержащих радионуклиды.

Эти и другие выбросы паров и газов после конденсации и десублимации в холодной атмосфере превратились в высокодисперсные аэрозоли, которые формировали в основном IV и отчасти III группы РА частиц. Мелкие частицы способны слипаться и образовывать агрегаты.

Высокодисперсные аэрозольные частицы подхватывали потоки воздуха и поднимали их на высоту до 10 км. Они трансгранично распространялись в атмосфере далеко от места катастрофы. Так, в Японии [33] в мае и июне 1986 г. после катастрофы в Чернобыле при отборе проб прокачиванием 10000 м³ воздуха обнаружили аэрозольные частицы повышенной активности, а именно ^{103,106}Ru, ^{134,137}Cs и ¹³¹I, которые соответствовали аварийным выбросам Чернобыля. Распределение частиц по размерам подчинялось нормально-логарифмическому закону, определяемому формулой (2.4); медианный диаметр частиц составлял 0,25—0,35 мкм, а 80 % этих частиц имели диаметр менее 1 мкм, т.е. относились к IV группе (см. рис. 3.1).

Таким образом приведенные сведения по нормально-логарифмическому закону распределения РА частиц по размерам и активности подтверждают универсальность подобного закона и его значимость для количественного определения РА загрязнения.

3.3. Радионуклидный состав аэрозольных выбросов

В аэрозольных выбросах выделено 27 различных радионуклидов, в том числе изотопы наведенной активности ²³⁹Np и ¹³⁴Cs. На 6.05.1986 г. выброс активности для наиболее характерных радионуклидов оценивается следующим образом, МКи [26]: ¹³³Xe — 4,5; ⁸⁵Nb — 0,5; ¹³¹I — 7,3; ¹³²I — 1,3; ¹⁰⁶Ru — 1,6; ¹³⁴Cs — 0,5; ¹³⁷Cs — 1,0; ⁸⁹Sr — 2,2;

$^{90}\text{Sr} - 0,28$; $^{99}\text{Zr} - 3,0$; $^{96}\text{Zr} - 3,8$; $^{103}\text{Ru} - 3,2$; $^{140}\text{La} - 4,3$; $^{141}\text{Ce} - 2,8$; $^{144}\text{Ce} - 2,4$; $^{238}\text{U} - 8 \cdot 10^{-4}$; $^{239}\text{Pu} - 7 \cdot 10^{-4}$; $^{240}\text{Pu} - 3 \cdot 10^{-4}$; $^{241}\text{Pu} - 1,2 \cdot 10^{-2}$; $^{242}\text{Cm} - 6 \cdot 10^{-6}$.

Радионуклидный состав выбросов отличается от состава продуктов деления и нейтронной активации, находящихся в реакторе во время катастрофы. Для определения этого различия рассчитывался коэффициент фракционирования f_{95} относительно активности A_{95} радионуклидов ^{95}Zr , принятого за эталон сравнения, по следующей формуле [31]:

$$f_{95} = \left(\frac{A_i}{A_{95}} \right)_в / \left(\frac{A_i}{A_{95}} \right)_р, \quad (3.1)$$

где A_i — активность i -го радионуклида: индекс v относится к активности выбросов в атмосферу РА продуктов; индекс p характеризует активность РН, находившихся в реакторе во время катастрофы.

Радиоактивные продукты в атмосфере по сравнению с реакционной средой реактора существенно обогащены РН иода и цезия. Коэффициент фракционирования для цезия по результатам анализа проб в первые дни катастрофы составлял 5,22 и 5,64 для ^{131}I ; он был более пяти для ^{106}Ru и ^{103}Ru , в отношении других РН его значения редко были больше единицы.

Состав аэрозольных частиц в атмосфере определялся состоянием активной зоны реактора. Увеличение доли летучих компонент (цезия, иода, рутения и др.) происходило за счет роста температуры осколков активной зоны, нагрева конструкций и испарения радионуклидов. Рост температуры ускоряет выброс также более тугоплавких РН — бария, стронция, цезия, лантана, молибдена.

Определены [27] особенности РН состава для частиц II и III групп (рис. 3.1). Суммарный РН состав выбросов частиц II группы в среднем совпадает с составом топлива, но отличается по удельной активности. Так, удельная активность частиц размером 20—40 мкм подобна удельной активности топлива, а для частиц 10—20 мкм наблюдается двух-трехкратное превышение, для более крупных частиц свыше 400 мкм, напротив, полутора-двухкратное уменьшение удельной активности. С увеличением размеров частиц наблюдается обеднение РН цезия в 5 раз для относительно крупных частиц размером 80—100 мкм.

Особенно многообразны по радионуклидному составу частицы III группы, которые можно разделить на тяжелую и легкую фракции. Тяжелая фракция с относительной плотностью, равной 8,0 — в 1,5 раза обеднена ^{106}Ru и ^{125}Sb , в 3 раза РН цезия. В легкой фракции с относительной плотностью менее 4 обнаружено пятикратное увеличение РН цезия и двухкратное ^{106}Ru и ^{125}Sb по сравнению с изотопным

составом топлива. В тяжелой фракции наблюдается превышение содержания урана.

В зависимости от времени после катастрофы меняется степень опасности основных РН. Сначала угрозу представляют РН благородных газов и РН ^{131}I , обладающие высокой активностью и способные накапливаться в организме человека. В 1994 г. и в последующие годы (по крайней мере десять лет) наибольшую опасность будут представлять РН стронция, цезия и плутония.

Убывание активности отдельного РН описывается экспоненциальной зависимостью вида:

$$A_{\tau} = A_0 e^{-\lambda\tau}, \quad (3.2)$$

где A_0 и A_{τ} — активность РН в начальный момент и по истечению времени τ после его образования; λ — постоянная распада данного РН.

В выбросах после Чернобыльской катастрофы находилась смесь РН, убывание активности которой не подчиняется экспоненциальному закону, соответствующему формуле (3.2). Для смеси РН убывание активности с учетом каждого входящего в смесь РН получена аппроксимацией экспериментальных данных, которая в соответствии с законом Вея — Вигнера описывается степенной зависимостью [26]

$$A_{\tau} = A_1 \tau^{-n}. \quad (3.3)$$

A_1 в отличие от формулы (3.2) есть активность смеси РН на 1 час после их образования, применительно к Чернобылью на 1 ч. после катастрофы.

В случае ядерных взрывов показатель степени в формуле (3.3), который характеризует скорость РА распада образовавшихся после взрыва смеси РН равен 1, 2, т.е. формула (3.3) приобретает вид:

$$A_{\tau} = A_1 \tau^{-1,2}. \quad (3.4)$$

Практическое применение формулы (3.4) означает, что через 7 ч. активность смеси РН после ядерных взрывов снижается в 10 раз, а за месяц в 72 раза. Если подобное снижение активности смеси РН после Чернобыльской катастрофы имело бы место, то дезактивация во многих случаях была бы не нужна или во всяком случае ее масштабы были неизмеримо меньшими.

Закон Вея-Вигнера по снижению активности смеси РН для аварийных выбросов не отражает ход РА распада, а формулы (3.3), (3.4) в условиях Чернобыля не могут быть применены. По мере эксплуатации ЯЭУ идет накопление продуктов деления долгоживущих РН. Так, за три года кампании (времени работы) реакторов типа РБМК-1000 содержание радионуклидов ^{137}Cs увеличивается в 2200 раз по сравнению с тем количеством, которое может накопиться в условиях ядерного взрыва.

Закон спада активности продуктов деления в ЯЭУ представляется в виде нормально-логарифмического, который в данном случае вместо формулы (2.4) записывается в следующем виде [26]:

$$A_{\tau} = 0,5A_0 [1 + \operatorname{erf} (\sqrt{k} \ln \frac{\tau}{\tau_{50}})], \quad (3.5)$$

где A_0 , A_{τ} , — активность продуктов деления в момент аварии и по истечению времени t после аварии, K_i ; τ_{50} — время, в течение которого начальная активность смеси РН уменьшится в 2 раза; \sqrt{k} — параметр нормально-логарифмического закона распределения, равный $\sqrt{k} = 1/\sigma\sqrt{2}$; σ — среднее квадратическое распределение (см. рис. 2.2).

Параметр \sqrt{k} снижается с 0,1766 до 0,1485 для реактора РБМК, а значение τ_{50} изменяется с 0,6892 до 0,5634 с изменением кампании реактора с 365 до 1400 сут.

Спад активности смеси РН по формуле (3.5) определяет последствия Чернобыльского РА загрязнения. Интенсивность снижения РА загрязнений выбросов Чернобыля неизмеримо меньше, а сами загрязнения более устойчивы во времени по сравнению с РА загрязнениями после ядерных взрывов. Иными словами — РА загрязнение объектов продолжает быть опасным в течение многих месяцев и лет. Отсюда дезактивация объектов, загрязненных в результате аварийных выбросов, может затянуться на годы, что и имело место после Чернобыльской катастрофы.

4. Физико-химические процессы радиоактивного загрязнения

4.1. Виды РА загрязнений

После рассмотрения источников и особенностей РА загрязнений, в том числе и их уникальности в Чернобыле, создались предпосылки обобщения физико-химических процессов, определяющих элементарные акты РА загрязнений.

Радиоактивные загрязнения в виде твердых, жидких или газообразных веществ после попадания на поверхности объектов закрепляются на этой поверхности. Между РА веществами и поверхностью возникает связь, которая определяет удержание РА веществ, загрязнение объектов, а затем и условия дезактивации. Связь между РА загрязнениями и загрязненной поверхностью можно представить формально без учета физико-химических процессов в виде нефиксированных, слабофиксированных и прочно фиксированных загрязнений [4,5]. Подобная классификация не отражает природу связи между загрязнением и поверхностью и не раскрывает элементарные акты процесса, характеризующие эту связь, а позволяет оценить загрязнение лишь качественно без количественных соотношений; само понятие нефиксированные РА загрязнения лишено реального смысла — если РА загрязнения не фиксированы, то вообще никакого загрязнения

поверхностей быть не может.

Радиоактивные загрязнения обусловлены теми физико-химическими процессами, которые в последующем определяют выбор способа дезактивации и эффективность обработки. С учетом ранее высказанные представления [1, с.36] о физико-химических процессах РА загрязнения и на основании рассмотрения характеристик и источников РА загрязнения (см. табл. 1.1) стало возможным углубить эти представления и дать их в обобщенном виде.

В зависимости от условий закрепления РА веществ следует различать поверхностные и глубинные РА загрязнения. Возможно объемное загрязнение газовой и жидкой среды. В условиях поверхностного загрязнения РА находятся только на наружной части поверхности различных объектов. Дезактивация заключается в удалении РА веществ, закрепленных на внешней стороне поверхности объектов. В случае глубинного загрязнения РА вещества проникают в глубь материала, а процесс дезактивации не ограничивается удалением РА веществ с внешней стороны поверхности и связан с извлечением их из глубины.

Радиоактивные загрязнения после Чернобыльской катастрофы, широкий ассортимент различных РА частиц (см. табл. 3.1) позволили по-новому подойти к рассмотрению вопросов поверхностного и глубинного РА загрязнения.

Физико-химические основы поверхностного и глубинного РА загрязнений различаются и требуют отдельного рассмотрения.

4.2. Поверхностные загрязнения за счет адгезии и адсорбции

В зависимости от физико-химического взаимодействия между загрязняемой поверхностью и носителями активности имеет место адгезионный, адсорбционный и ионообменный процессы РА загрязнений.

Характерной особенностью при адгезионном загрязнении является сохранение границы фаз между РА веществами и загрязняемым объектом.

Адгезия — это образующаяся при молекулярном фиксированном контакте связь между разнородными конденсированными телами, для нарушения которой необходимо внешнее воздействие. То тело, которое прилипает, называют адгезивом, а к которому прилипает адгезив — субстратом. Применительно к РА загрязнению субстрат образуют поверхности объектов, а адгезивом являются РА вещества.

Возникновение адгезионного взаимодействия между РА веществами и поверхностью объекта — одна из основных причин РА загрязнений, особенно применительно к аварийным аэрозольным выбросам РА веществ в виде высокодисперсных частиц, которые сопутствовали Чернобыльской катастрофе.

В зависимости от свойств адгезива различают адгезию частиц (РА аэрозолей, частиц-носителей РА веществ и др.), жидкости (РА теплоносители, загрязненная вода, отходы и др.) и структурированных упруго-вязко-пластических тел (преимущественно отходы). В связи с тем, что вопросы адгезии всесторонне рассмотрены нами ранее

[37-42], остановимся лишь кратко на тех представлениях, без которых невозможно дальнейшее изложение.

Адгезия частиц 2 (рис. 4.1) определяется силой $f_{ад}$. Значение этой силы даже для частиц одного и того же размера не одинаково, а распределение частиц по силам адгезии подчиняется нормально-логарифмическому закону, который в данном случае и в соответствии с формулой (2.4) можно представить в виде:

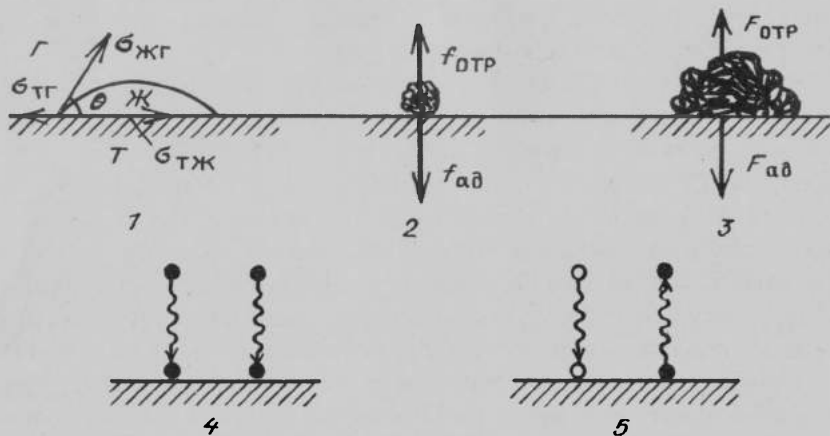


Рис. 4.1. Поверхностное РА загрязнение за счет адгезии (жидкости 2, частиц 1, структурированных тел 3), адсорбции 4 и ионного обмена 5

$$\varphi(f_{ад}) = \frac{\delta N}{N \delta f_{ад}} = \frac{0,43}{f_{ад} \sigma \sqrt{2\pi}} \exp \left[- \frac{(\lg f_{ад} - \bar{f}_{ад})^2}{2\sigma^2} \right] \delta f_{ад}, \quad (4.1)$$

где $\bar{f}_{ад}$ — медианная сила адгезии; σ — среднее квадратическое отклонение.

Числовое значение сил адгезии определяется оценкой внешнего воздействия при помощи силы $f_{стр}$, равной, но противоположно направленной силе адгезии. Распределение РА частиц по силам означает, что реализуются максимальные и минимальные силы адгезии, а фактические значения сил адгезии находятся в диапазоне $f_{ад}^{мин} \leq f_{ад} \leq f_{ад}^{макс}$. Для практики дезактивации это означает, что часть частиц в процессе дезактивации становится трудноудаляемой. Особенно это относится к высокодисперсным частицам, т.е. частицам относительно малых размеров. С уменьшением размеров частиц приведенная сила адгезии $\bar{f}_{ад}$, отнесенная к массе частиц m , т.е. $f_{ад} = f_{ад} / m$, резко увеличивается. Если для частиц диаметром 100 мкм приведенная сила адгезии близка к 1g [37, 38], то для частиц диаметром 1 мкм — уже в сотни раз больше g.

Таким образом, значительная адгезия относительно мелких частиц, разброс сил адгезии и наличие трудноудаляемых частиц — такова одна из предпосылок недостаточной эффективности дезактивации в Чернобыле.

Рассмотрим особенности адгезии, когда РА вещества находятся в виде жидкости. Адгезия определяет положение капли жидкости на гладкой поверхности 1 (рис. 4.1) в зависимости от баланса поверхностных натяжений на границе раздела фаз [40], а именно: жидкость — газ ($\sigma_{жг}$), твердое тело — газ ($\sigma_{тг}$) и твердое тело — жидкость ($\sigma_{тж}$). В условиях равновесия и с учетом краевого угла θ можно написать:

$$\sigma_{\text{ТГ}} = \sigma_{\text{Тж}} + \sigma_{\text{жг}} \cos \theta; \cos \theta = \frac{\sigma_{\text{ТГ}} - \sigma_{\text{Тж}}}{\sigma_{\text{жг}}} \quad (4.2)$$

Краевой угол θ определяет смачивание твердых поверхностей. Адгезия жидкости и смачивание — две стороны одного и того же явления, именуемое адгезионным взаимодействием между жидкостью и твердым телом. Если адгезия — это связь между жидкостью и твердым телом, то смачивание определяет следствие этой связи.

С использованием уравнения (4.2), называемым уравнением Дюпре—Юнга, можно получить выражение для равновесной или обратимой работы адгезии жидкости $W_{\text{ад}}$:

$$W_{\text{ад}} = \sigma_{\text{жг}} (1 + \cos \theta). \quad (4.3)$$

В зависимости от краевого угла изменяется смачивание поверхностей и равновесная работа адгезии, определяемая формулой (4.3). Если краевой угол не превышает 90° , то такие поверхности называют олеофильными, а по отношению к воде — гидрофильными. Чем меньше краевой угол, тем лучше смачиваются поверхности и больше равновесная работа адгезии. На олеофобных поверхностях, а по отношению к воде гидрофобных, краевой угол превышает 90° . Подобные поверхности плохо смачиваются и реализуют незначительную адгезию. На гидрофобной и предельно гидрофобной поверхности, когда $\theta = 180^\circ$ (заметим, что такие поверхности не существуют), в соответствии с формулой (4.3) адгезия минимальна или даже отсутствует.

Еще раз подчеркнем, что уравнения (4.2) и (4.3) справедливы лишь в равновесных условиях и для обратимых процессов. Фактически в условиях РА загрязнения и дезактивации подобные ограничения отсутствуют. Тем не менее при помощи этих уравнений можно оценить тенденцию изменения адгезии жидкости — по мере уменьшения краевого угла и гидрофилизации поверхности увеличивается работа адгезии жидкости и смачивание; напротив, гидрофобизация поверхности приводит к снижению смачивания и адгезионного взаимодействия.

Как будет показано ниже, предварительная гидрофобизация поверхностей объектов, широко применяемая в Чернобыле, позволяет за счет снижения адгезионного взаимодействия уменьшить РА загрязнения и облегчить последующую дезактивацию [см. 14.2].

Адгезия РА веществ ($F_{\text{ад}}$), находящихся в упруго-вязко-пластической форме Z (рис. 4.1), определяется в расчете на площадь контакта и измеряется в Паскалях. Определенные адгезии по внешнему усилию $F_{\text{отр}}$ позволяет измерить не адгезионное взаимодействие, а адгезионную прочность [42] с учетом затрат на деформацию образца. В проведенных нами исследованиях показано, что собственно адгезия составляет лишь от 7 до 55 % значения измеряемой адгезионной прочности. По этой причине измеряемая адгезионная прочность является относительным количественным параметром этого вида адгезии.

Адсорбцией 4 (рис. 4.1) называют концентрирование (сгущение) веществ на поверхности раздела фаз. Вещество, на которое адсорбируется другое вещество, называют адсорбентом, а вещество, сконцентрированное на границе раздела фаз — адсорбатом. Применительно к процессу РА загрязнения адсорбентом выступают поверхности объектов, а адсорбатом — радионуклид, находящийся в жидкой или газообразной среде в виде ионов молекул или комплексных соединений.

Адсорбция, как и адгезия, самопроизвольный процесс, вызван поверхностной энергией и поверхностным натяжением на поверхности раздела фаз σ . Количественно адсорбция выражается избытком адсорбата в поверхностном слое по сравнению с его концентрацией в объемной фазе. Это избыточное количество обозначается Γ_1 , которое характеризует так называемую гиббовую адсорбцию. Эта величина показывает на сколько увеличилась концентрация адсорбата, в данном случае РН, на поверхности по сравнению с его концентрацией в объеме и в отношении какого-либо РН в смеси с другими равна:

$$\Gamma_1 = n_i/V. \quad (4.4)$$

Для порошкообразного адсорбента адсорбция равна:

$$\Gamma_i = n_i/M,$$

где n_i — число молей адсорбата; V, M — поверхность и масса адсорбента.

Основное уравнение адсорбции, названо уравнением Гиббса, можно представить в следующей виде:

$$\Gamma = - \frac{C}{RT} \frac{d\sigma}{dC}, \quad (4.5)$$

где C — концентрация адсорбируемого вещества; $\frac{d\sigma}{dC}$ — изменение удельной поверхностной энергии (поверхностного натяжения) в зависимости от концентрации; R — универсальная газовая постоянная.

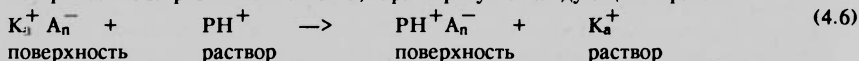
Уравнение Гиббса в виде (4.5) связывает между собой основные параметры, характеризующие адсорбцию — T, C, Γ и σ ; оно определяет возможность протекания адсорбции как самопроизвольного процесса за счет снижения поверхностного натяжения, т.е. величины σ ($d\sigma/dC$).

В зависимости от природы адсорбционных сил различают физическую и химическую адсорбцию; последнюю называют еще хемосорбцией. В результате физической адсорбции, молекулы РН сохраняют свою индивидуальность. Взаимодействие между ними и молекулами адсорбента осуществляется за счет межмолекулярного взаимодействия (сил Ван дер Ваальса). В связи с этим физическая адсорбция обратима, мало специфична, т.е. практически не зависит от природы адсорбата (РН), уменьшается с ростом температуры. Если теплота, сопутствующая физической адсорбции, составляет 10—40 кДж/моль, то при хемосорбции она достигает 400 кДж/моль. В результате хемосорбции молекулы или ионы РН, а так же их соединения образуют с адсорбентом, т.е. с загрязненным объектом, поверхностные химические соединения. Хемосорбцию можно рассматривать, как химическую реакцию на поверхности раздела фаз.

При нахождении РН в водной среде в виде ионов возможна ионообменная адсорбция 5 (рис. 4.1). Ионный обмен — это обратимый процесс эквивалентного (стехиометрического) обмена между ионами РН и загрязняемой поверхностью.

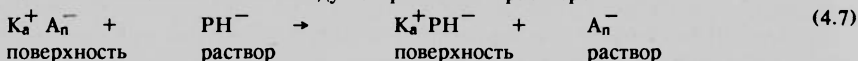
В условиях РА загрязнения РН должны находиться в растворе в ионной форме. Они из раствора переходят на поверхность, а ионы из твердой поверхности переходят в раствор.

Если обозначить RH^+ — радиоактивный ион, а $K_a^+ A_n^-$ — структуру твердой поверхности, то схематически ионообменная адсорбция, т.е. обмен ионами между РА раствором и поверхностью загрязняемого объекта, характеризуется следующим образом:



По схеме (4.6) имеет место так называемый катионный обмен, когда загрязняемая поверхность выполняет роль катионита.

Радионуклиды могут входить в состав загрязняющего раствора. В этих условиях возможен анионный обмен между поверхностью и раствором:



Ионообменная адсорбция является основным процессом, определяющим РА загрязнения почвы, а также условием закрепления РН в почве под действием минеральных удобрений.

4.3. Глубинные загрязнения

Радиоактивные вещества могут попасть в глубь материала объекта вследствие диффузии (1, рис. 4.2), проникновения в поры и неровно-

сти поверхности (2—5), а также проникновения в капиллярно-пористые дисперсные системы и материалы б (грунт, песок, кирпич и др.).

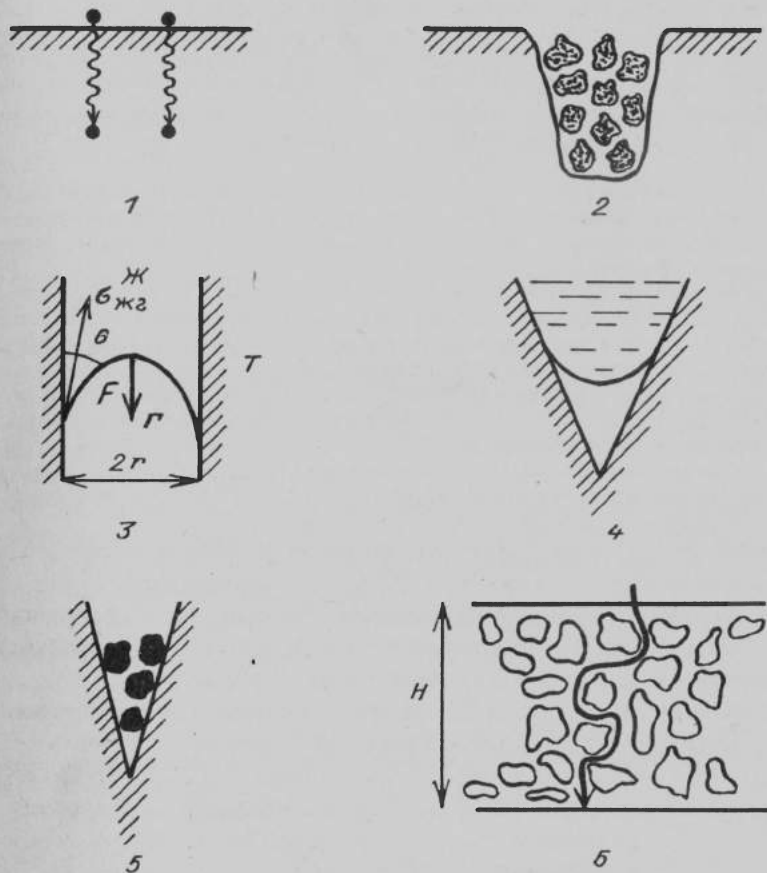


Рис. 4.2. Глубинные РА загрязнения в результате диффузии РН 1, попадания мелких частиц в углубления поверхности 2, капиллярного смачивания 3, капиллярной конденсации в порах 4, молекулярного заполнения пор 5, проникновения в глубь капиллярно-пористого тела 6

Диффузией называют самопроизвольное распространение веществ в виде ионов, молекул и коллоидных частиц из области большей концентрации в область меньшей концентрации. Для РН следует различать в основном ионную и молекулярную диффузии.

Применительно к процессу глубинного РА загрязнения РН распространяются из области большей концентрации, т.е. из загрязненного поверхностного слоя, в область

меньшей концентрации, которая находится в глубине материала. Численно массу M диффундирующих РН можно представить с учетом основного уравнения диффузии, которое в дифференциальной форме имеет вид:

$$dM = -DS \frac{dc}{dx} dx \tau, \quad (4.8)$$

где D — коэффициент диффузии; S — площадь, по которой распространяется диффузионный поток; dc/dx — градиент концентрации; x — глубина проникновения РН в материал; τ — время процесса.

В условиях стационарной диффузии, когда $dc/dx = \text{const}$, после интегрирования основное уравнение диффузии (4.8) примет следующий вид:

$$M = -DS \frac{dc}{dx} \tau. \quad (4.9)$$

Фактически процесс диффузии в условиях РА загрязнения значительно сложнее, чем его стационарное протекание согласно уравнению (4.9). Тем не менее уравнение (4.9) качественно, а коэффициент диффузии количественно характеризует процесс проникновения РА веществ в глубь материала.

Коэффициент диффузии численно равен скорости переноса массы диффундируемого вещества; речь идет в данном случае лишь о численном равенстве, так как коэффициент диффузии имеет размерность $\text{м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$. Наиболее интенсивен процесс диффузии газообразных РН, когда коэффициент диффузии при температуре 20°C и нормальном давлении имеет значение порядка $10^{-4} \text{ м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$. В жидкой среде коэффициент диффузии РН, находящихся в ионной и молекулярной форме, составляет соответственно 10^{-8} и 10^{-3} , а в твердых телах он еще меньше $10^{-10} \text{ м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$.

Коэффициент диффузии РН ^{137}Cs в полимерные материалы на основе поливинилового спирта изменялся на два порядка от $6,4 \cdot 10^{-17}$ до $2,6 \cdot 10^{-15} \text{ м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$ в зависимости от состава композиции и температуры [43].

Диффузия РН происходит из глубины на поверхность горячих частиц топливного происхождения [36]. В результате выщелачивания РН почвенным раствором наблюдается удаление их с поверхности частиц и диффузия РН ^{90}Sr и ^{137}Cs на поверхность. РН, поступающие на поверхность, находятся в водорастворимой форме.

Коэффициент диффузии РН на обедненную поверхность горячих частиц радиусом 50 мкм для различных почв равен:

Почва	Дерново-слабо подзолистая глееватая супесчаная	Дерновая оподзоленная супесчаная	Торфяно- болотная
Коэффициент диффузии РН, $\text{м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$			
^{137}Cs	$1 \cdot 10^{-13}$	$6 \cdot 10^{-12}$	$9 \cdot 10^{-13}$
^{90}Sr	$1 \cdot 10^{-12}$	$8 \cdot 10^{-11}$	$8 \cdot 10^{-11}$

Коэффициент диффузии РН равен: ^{137}Cs $(0,1—6) \cdot 10^{-12} \text{ м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$, для ^{90}Sr $(0,1—8) \cdot 10^{-11} \text{ м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$. Не случайно поэтому время полного выхода РН ^{90}Sr из горячих частиц топливного происхождения меньше, чем время выхода РН ^{137}Cs .

Полученные данные позволили прогнозировать высвобождение РН

стронция и циркония в водорастворимой форме из топливных частиц, а следовательно возможность их включения в почвенный раствор, а затем в геохимические пищевые цепочки [36].

Реальные твердые поверхности, подвергающиеся РА загрязнению, энергетически и геометрически неоднородны [44]. Энергетическая неоднородность вызвана неодинаковой удельной поверхностной энергии $\sigma_{\text{ТГ}}$ (1, рис.4.1) в различных точках одной и той же поверхности, а геометрическая — наличием выступов, выемов, трещин, пор, сколов и других изъянов поверхности.

Процесс РА загрязнения определяется размерами выемов шероховатой поверхности. В сравнительно крупные поры и выемы 2 (рис. 4.2) проникают относительно мелкие РА частицы и удерживаются там за счет значительной адгезии, которая свойственна частицам небольших размеров. Подобный процесс имел место при РА загрязнении в Чернобыле, когда мелкие частицы графита, а также топливного, конденсационного и другого происхождения (см. табл. 3.1) забивали выемы поверхности и создавали тем самым трудности при их удалении в процессе дезактивации.

Шероховатость и неровности поверхностей существенно изменяют условия смачивания и адгезию жидкости; уравнение (4.2) не отражает в этих условиях особенности адгезии. Краевой угол смачивания (1, рис.4.1) на шероховатой поверхности $\Theta^{\text{ш}}$ можно представить следующим образом [40]:

$$\text{Cos}\Theta^{\text{ш}} = R_{\Delta} \text{Cos}\Theta, \quad (4.10)$$

где $\Theta^{\text{ш}}$, Θ — краевые углы одной и той же жидкости на шероховатой и гладкой поверхностях; R_{Δ} — коэффициент, показывающий рост поверхности раздела фаз на шероховатой поверхности по сравнению с гладкой.

Уравнение (4.10) отражает равновесный процесс смачивания; оно получено экспериментально Венцелем и обосновано теоретически Б.В. Дерягиным и называется уравнение Венцеля—Дерягина.

Коэффициент R_{Δ} всегда больше единицы. Тогда для гидрофильных поверхностей, когда $0 < \Theta < 90^{\circ}$, получим:

$$\text{Cos}\theta^{\text{ш}} > \text{Cos}\theta; \theta^{\text{ш}} < \theta., \quad (4.11)$$

Для гидрофобных поверхностей, когда $90^{\circ} < \Theta < 180^{\circ}$, при отрицательном значении $\text{cos}\Theta$, согласно уравнению (4.10) получим:

$$\text{Cos}\theta^{\text{ш}} < \text{Cos}\theta; \theta^{\text{ш}} > \theta., \quad (4.12)$$

Условия (4.11) и (4.12) показывают изменения краевого угла и условий смачивания шероховатой поверхности. В случае гидрофобной поверхности шероховатость ухудшает смачивание, снижает площадь контакта РА жидкости с поверхностью и адгезионное взаимодействие жидкости; тем самым снижается РА загрязнение.

Гидрофобизация шероховатой поверхности снижает адгезию жидких РА загрязнений и тем самым уровень самого загрязнения.

Выемы, поры и трещины на поверхности объекта могут быть различного размера. В зависимости от этого процесс РА загрязнения жидкостью и заполнение пор происходит по-разному.

В порах, имеющих незначительные капиллярные размеры, менее 1 мкм, проникновение жидких РА загрязнений происходит в результате капиллярного смачивания 3

(рис. 4.2). Жидкость попадает в поры под воздействием силы F , которая способствует проникновению ее в глубь пор. Эту силу можно определить при помощи следующего уравнения:

$$F = 2\sigma_{жг}\cos\Theta / r, \quad (4.13)$$

где Θ — краевой угол; r — радиус пор; $\sigma_{жг}$ — поверхностное натяжение жидкости на границе с воздушной средой.

Необходимым условием возникновения силы F является не только незначительный радиус пор, но и хорошее смачивание, которое определяется относительно небольшим значением краевого угла. Капиллярное смачивание характерно для глубинного загрязнения бетона. Из смеси РН ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{134}Cs 90 % вклада в глубинное загрязнение происходит за счет капиллярного смачивания раствором РН ^{137}Cs .

В мелких, так называемых мезопорах, размером 1,2—4 нм (§ 13.1, табл. 13.1) проникновение РН из воздушной среды происходит в результате капиллярной конденсации. Если после конденсации образуется жидкость, которая смачивает поверхность пор, то в них возникает вогнутый мениск 4 (рис. 4.2). Давление насыщенного пара над вогнутой поверхностью меньше по сравнению с плоской. В связи с этим в порах происходит капиллярная конденсация при давлении паров РН, значительно меньших по сравнению с давлением паров над плоской поверхностью.

Самые мелкие микропоры имеют размер менее 1,2 нм (5, рис. 4.2). Внутри этих микропор действует поле адсорбционных сил. Заполнение этих пор и удержание там РН определяется уже размерами, а не поверхностью микропор. В связи с этим адсорбция Γ пропорциональна объему микропор V , т.е. $\Gamma \sim V$ [44]. Подобные микропоры по своему размеру соизмеримы с молекулами адсорбата, а процесс удержания РН происходит в результате объемного заполнения микропор.

Радиоактивные загрязнения за счет пор и проникновение РН в глубь материала особенно характерны для РА частиц сажевого и топливного происхождения аварийных выбросов в Чернобыле (см. табл. 3.1), что лишний раз свидетельствует об уникальности РА загрязнений после Чернобыльской катастрофы.

Специфический характер РА загрязнений возникает в отношении капиллярно-пористых тел 6 (рис. 4.2). За время τ жидкие РА загрязнения могут проникнуть в такие тела, как грунт, штукатурка, кирпич и т.д. на глубину H . Скорость такого проникновения равна [40, с. 66]

$$v = \frac{H}{\tau} = \frac{r\sigma_{жг}}{2H\eta} \cos\Theta, \quad (4.14)$$

где r — радиус пор для капиллярно-пористых тел или порового пространства для слоя частиц; η , $\sigma_{жг}$, Θ — вязкость, поверхностное натяжение и краевой угол по отношению к порошку или порам загрязняющей жидкой среды.

При помощи формулы (4.14) можно рассчитать скорость и время проникновения жидких РА загрязнений в капиллярно-пористые тела, если процесс проникновения не отягощен другими физико-химическими явлениями.

4.4. Характеристика процесса РА загрязнения

Рассмотренные нами физико-химические процессы поверхностного и глубинного загрязнения (рис. 4.1 и 4.2) проявляются зачастую не обособленно, а в совокупности. В реальных условиях возможно сочетание различных механизмов загрязнения в определенной последовательности. В свою очередь механизм РА загрязнения зависит от формы существования РН входящих в состав твердых частиц или растворов, а также находящихся в жидкой среде в виде ионов, молекул, различных соединений или коллоидных растворов.

После ядерных взрывов в сухую погоду РА загрязнения будут поверхностными за счет адгезионного взаимодействия. В этих же условиях в Чернобыле поверхностному загрязнению сопутствовало и глубинное. Частицы небольших размеров, к которым относятся и горячие частицы, закрепляются в выемах шероховатой поверхности различных объектов. Непрочные топливные и особенно графитовые и сажевые частицы, агрегаты частиц (см. 3.2) распадались на мелкие и проникали в поры и трещины (2, рис. 4.2). Причем, этот процесс усугублялся в ходе самой дезактивации за счет механического воздействия на РА частицы.

При загрязнении поверхностей каплями, содержащими РА вещества, первоначально определяющим будет адгезия капель к твердой поверхности и соответственно поверхностное загрязнение (1, рис. 4.1). Удаление капель гарантирует надежную дезактивацию. При дальнейшем увеличении времени контакта РН могут адсорбироваться на поверхности и этот процесс становится определяющим, от которого в дальнейшем зависит эффективность дезактивации. По мере увеличения экспозиции загрязнения возможна ионообменная адсорбция и последующая диффузия РН, которая определяет глубинное загрязнение и требует применение соответствующих способов дезактивации.

При загрязнении конструктивных элементов ЯЭУ жидким теплоносителем сначала имеет место адсорбция РН и ионный обмен, а в последующем происходит их диффузия, сопровождаемая коррозией металла. Глубинное загрязнение и предопределяет выбор способа дезактивации.

Состояние РН в загрязняющем растворе и особенности процесса глубинного загрязнения можно определить при помощи так называемого сорбционного отношения [45], которое определяется количеством РН в адсорбированном состоянии и в растворе ϵ ; сорбционное отношение ϵ , соотносят с содержанием адсорбента в растворе, что в дальнейшем используется в процессе очистки жидкостей от радионуклидов.

Особенно сложные физико-химические процессы возникают при определении механизма и оценки глубинного загрязнения почвы. Помимо условия (4.13) миграция жидких РН в почву вследствие выпадения осадков и других причин определяется пере-

носом влаги под действием градиента температур, движением воды по поверхности почвенных агрегатов, диффузией свободных и адсорбированных РН, перемещением коллоидных частиц, переносом РН корневыми системами растений. По этой причине процесс миграции в почву растворов РН рассматривается как квазидиффузионный [46], характеризующийся в соответствии с уравнением (4.9) при помощи коэффициента квазидиффузии.

Если процесс миграции в почву рассматривать как квазидиффузионный, то параметры миграции РН ^{137}Cs в Чернобыле будут характеризоваться следующими данными:

Почва	Под лесов	Дерново-подзолистые и серые легкие	Луговые в пойме
Коэффициент квазидиффузии $10^{-10} \text{ м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$	1,4—4,2	2,8—4,2	8,4—9,8
Скорость проникновения, см/год	0,1	0,1—0,2	0,2
Глубина проникновения через 5 лет, см	3	5	7

Как следует из приведенных данных коэффициент квазидиффузии порядка $10^{-10} \text{ м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$, что характерно для твердых тел (см. §4.3). Наименьшее проникновение РН наблюдается под лесом за счет лесной подстилки, играющей роль фильтра, а наибольшая — у луговых почв в пойме. Приведенные данные по глубинному РА загрязнению служат основой для необходимой глубины дезактивации путем срезания слоя грунта и позволяют прогнозировать содержание ^{137}Cs в корнеобитаемом слое почвы, что влияет на дальнейший переход РН в растения.

Содержание РН в почве, в том числе ^{137}Cs определяется долей водорастворимой и обменной форм РН. Для ^{137}Cs эта доля в различных почвах находится в пределах 16—38 %, а содержание прочноадсорбированного ^{137}Cs , не переходящего в вытяжку Zn. НСс изменяется от 36 до 71 % [19]. По другим данным в 30-км зоне Чернобыля [47] доля неионообменных форм ^{137}Cs составляет 82—95 %, причем меньшая часть этого РН находится в почве в виде водорастворимых соединений, адсорбированных по ионнообменному механизму в соответствии с условием (4.6).

Итак, физико-химические процессы РА загрязнений можно разложить на составляющие, которые в совокупности определяют этот процесс. Они, эти составляющие, представленные на рис. 4.1 и 4.2, редко реализуются обособленно, а чаще в различных сочетаниях, что и обуславливает сложность качественной и количественной оценки процесса РА загрязнений в реальных условиях.

5. Первичное радиоактивное загрязнение после Чернобыльской катастрофы

5.1 Оседание РА частиц

Помимо физико-химических процессов, определяющих связь РА загрязнений с поверхностями объектов, эффективность дезактивации зависит еще от топографии РА загрязнений. Происходит избиратель-

ное загрязнение самих объектов, вызванное особенностями первичного и вторичного загрязнения (см. табл.1.1). В полной мере подобные особенности проявились после Чернобыля.

Наиболее опасным источником загрязнения являются выбросы РА веществ в атмосферу и распространение этих выбросов в виде аэрозольного облака. При движении этого облака происходит оседание РА частиц и их закрепление на объектах, которые находятся на подстилающей поверхности по пути движения этого облака. В этом собственно и суть первичного аэрозольного загрязнения, которое начинается с оседания РА частиц из аэрозольного облака.

Оседание РА частиц происходит в атмосфере и зависит не только от размеров и формы частиц, но и от других факторов: высоты РА облака, метеорологических условий (скорости и направления ветра, наличия восходящих потоков воздуха и др.) и может быть выше или ниже расчетных значений [30]. Не имея возможности анализировать все эти факторы обратимся к результатам некоторых обобщений по оседанию РА частиц. Такие обобщения были сделаны и после Чернобыльской катастрофы [34].

Для частиц диаметром более 44 мкм и плотностью, равной 2,5 г/см³, скорость оседания определяется

$$v = 0,025 (d - 22) \text{ км/ч.} \quad (5.1)$$

Для более мелких частиц, диаметром менее 44 мкм, скорость оседания можно подсчитать по следующей эмпирической формуле:

$$v = 2,85 \cdot 10^{-4} d^2 \text{ км/ч} \quad (5.2)$$

При помощи формул (5.1) и (5.2) можно оценить скорость оседания частиц из облака, образовавшегося после Чернобыльской катастрофы. Скорость оседания мелких частиц очень незначительна, так частицы сухого РН ¹²⁹I, имеющие размеры менее 1 мкм, оседают со скоростью 5,8 мм/с.

Продолжительность выбросов в Чернобыле и широкий разброс размеров частиц обусловили характер выпадения РА частиц и особенности формирования зон загрязнений при движении РА аэрозольного облака. Радиоактивные загрязнения можно дифференцировать в зависимости от их уровня и разграничить ближние, региональные и дальние выпадения, а также трансграничное распространение РА частиц (см. рис. 3.1).

Каждое из этих выпадений обусловлено преимущественно частицами определенной группы. Наиболее сильное РА загрязнение наблюдалось непосредственно вблизи аварийного реактора и соседних блоков станции за счет РА частиц I группы и кусков различного происхождения (твэлов, графита, конструкций и коммуникаций); мощность дозы (МД) достигала 1800 Р/ч. Именно эта часть ближайшей зоны подверглась дезактивации в первую очередь.

Условной границей ближней зоны на момент выпадения РА частиц

можно считать МД, равную 5 мР/ч. Такой уровень γ -фона был зафиксирован в 30—35 км к западу и примерно к 40 км на север от аварийного блока, образовав так называемую 30-км зону опасных загрязнений.

В качестве условной границы региональных загрязнений, которые вызваны оседанием РА частиц отчасти II и в основном III групп, можно принять территорию, ограниченную изолиниями с мощностью дозы 0,05 мР/ч. Граница между зонами условна в связи с возможностью переноса РА веществ. Суммарная активность ближайших и региональных выпадений на территории СССР к 5 мая 1986 г. оценивалась в 31 МКи, что составляло более половины всей выброшенной активности.

В ближайшей и особенно в региональной зоне обнаружен так называемый феномен ^{137}Cs , когда наблюдалось обогащение этим РН периферийных участков зоны, а также формирование внутри ближайшей зоны цезиевых пятен — участков, загрязненных преимущественно ^{137}Cs . Даже внутри пятна РА загрязнения были неравномерными и зачастую представляли своеобразную мозаику. В связи с этим можно считать, что имело место пятнисто-мозаичная структура РА загрязнения местности.

Дальние выпадения происходили за счет частиц III и главным образом IV группы. Так, суммарная активность выбросов ^{131}I составляла 5,6 МКи; часть РА пересекло границу Польши, Швеции, Финляндия, Румынии, Болгарии, Турции, Венгрии и, пройдя, эти страны перенеслась далее.

Дальние РА загрязнения обычно немного превышали фоновые. В некоторых случаях, особенно во время дождя и нисходящих потоков воздуха, РА загрязнения превышали допустимые нормы, что вызывало необходимость дезактивации.

После Чернобыльской катастрофы в подавляющем большинстве стран Европы были организованы наблюдения за изменением фона и РА загрязнений территории. В обобщенном виде мощность дозы и загрязнение территории за счет РН ^{131}I приведена в табл. 5.1 [26].

Данные этой таблицы получены в разных странах на основе собственных методик измерений, трудно сопоставимы и поэтому являются ориентировочными. Кроме того приведенные сведения не характеризуют масштабы РА загрязнений. Тем не менее за счет дальних выпадений возможно, хотя и кратковременно, превышение фона, равное 10 мкР/ч, что в отдельных случаях приводит к необходимости дезактивации, особенно продовольствия.

Таблица 5.1

Мощность дозы и РА загрязнение территории Европы в результате выброса ^{131}I после Чернобыля

Страна	МД, мкР/ч	Поверхностная активность, Бк/м ²
Швеция	500	$1,7 \cdot 10^5$
Польша	440	$2,0 \cdot 10^5$
Финляндия	370	$1,2 \cdot 10^5$
ФРГ	250	-
Австрия	230	-
Югославия	150	-
Швейцария	130	$7,0 \cdot 10^3$
Венгрия	43	$1,2 \cdot 10^5$
Норвегия	22	$8,0 \cdot 10^4$
Нидерланды	12	$3,0 \cdot 10^3$
Люксембург	7	-
Дания	2	$3,0 \cdot 10^3$
Чехословакия	2	-
Израиль	2	-

Для сопоставления приведем данные по выпадению РА продуктов ядерных взрывов в Москве, после того как в 1957 г. была введена система контроля подобных выбросов [48]. Максимумы этих выбросов приходятся на 1957—1959 и 1962—1963 гг. и достигали в этот период $3,7 \cdot 10^4$ Бк/м². За 25 лет суммарно РА загрязнения (поверхностная активность) составили $2,4 \cdot 10^5$ Бк/м²; по ^{137}Cs — $3,3 \cdot 10^3$ Бк/м² и по ^{90}Sr — $1,6 \cdot 10^3$ Бк/м². По уровню РА загрязнений эти данные сопоставимы со сведениями, приведенными в табл. 5.1. РА выпадения после Чернобыля (речь идет о дальних выпадениях) соизмеримы с РА загрязнениями в Москве после испытательных взрывов ядерных боеприпасов.

Трансграничные РА загрязнения раньше других были зарегистрированы в Швеции, а затем в Финляндии и других странах Западной Европы; позднее они проникли в Китай, Японию, США и Канаду. РА частицы IV группы (см. рис. 3.1) за 10—14 суток обогнули Земной шар и распространились в Северном полушарии. Уже к концу первой декады мая РА частицы Чернобыльского происхождения были обнаружены в Японии [33] и в Канаде — они проникли туда, вероятно, через Сибирь, Антарктиду и Гренландию.

Таким образом, феномен Чернобыльских загрязнений заключается не только в уникальности РА частиц и условий их образования, но и в масштабах распространения и в особенностях выпадения этих частиц.

5.2. РА загрязнения местности

В зависимости от концентрации ν_A активность осевших РА частиц по следу движения РА облака в расчете на единицу площади горизонтальной поверхности A_{oc} можно выразить следующим образом [1, с. 66]:

$$A_{oc} = \nu_{oc} \nu_A \quad (5.3)$$

Если ν_{oc} измерено в м/с, ν_A — в Ки/м³, то осевшая активность измеряется в Ки/(м²·с), т.е. за единицу времени.

Чернобыльские аварийные выбросы в значительной степени обогащены долгоживущими РН, что определило динамику изменения активности продуктов деления со временем, изменение МД от загрязненной местности, скорость накопления людьми дозы внешнего облучения.

Уровень РА загрязнений можно выразить в единицах поверхностной активности или через МД (см. п.7.4.1). Для перехода от поверхностной активности (плотности загрязнения) к МД загрязнений местности можно воспользоваться следующей формулой:

$$МД = B_\gamma A_{oc}, \quad (5.4)$$

где МД — мощность дозы над загрязненной местностью, Р/ч; B_γ — дозовый коэффициент, Р·м²/(ч·Ки); A_{oc} , — плотность загрязнения, Ки/м². Во всех случаях МД будем выражать через Р/ч вместо рад/ч (см.п.7.4.1).

Дозовый коэффициент снижается с 9,4 на 1 ч после катастрофы до 3,0 по истечению года [26].

Радиоактивные загрязнения местности, как уже отмечалось, были неодинаковы. В связи с этим вся территория ближних выпадений в 30 км зоне около разрушенного реактора была в свою очередь разделена на четыре зоны: особую, отчуждения, временного отселения и жесткого контроля.

Максимальному РА загрязнению подверглись объекты особой зоны, включающей территорию и сооружения ЧАЭС, стройплощадку для строительства третьей очереди и стройбазу с прилегающей к ней железнодорожным полотном и железнодорожной станции Яново.

Наиболее сложная РА обстановка сложилась на участках, прилегающих к северной и южной сторонам четвертого энергоблока, где находились фрагменты твэлов и конструкций, выброшенных взрывом из активной зоны. К исходу 30 суток после катастрофы мощность дозы γ -излучения составляла вблизи реактора 1000—1800 Р/ч, а на расстоянии 300—500 м от 2 до 160 Р/ч. Даже в 1989 г. после проведения целой серии дезактивационных работ МД на территории станции распреде-

лялась следующим образом: 5%—100; 15% — 18—100; 10% — 8 — 18; 30% — 2,8—8 и 40% менее 2,8 мР/ч.

С течением времени РА загрязнения местности изменяются за счет радиоактивного распада РН; миграции РА веществ в почве под действием осадков, таяния снега и паводков; перераспределения РА веществ в верхнем слое грунта вследствие пылепереноса и листопада; антропогенного переноса РА веществ в результате проведения различных работ в том числе и профилактических и дезактивационных, передвижении людей и транспорта, перемещения животных и насекомых.

Площадь РА загрязнения в 30-км зоне в зависимости от времени, прошедшего после катастрофы, изменяется в соответствии с данными, приведенным в табл. 5.2 [26].

Таблица 5.2

Динамика изменения загрязненной территории в 30-км зоне
Чернобыля

МД на границе зоны, мР/ч	Изменение площади зоны, км ² , со временем			
	10.05.1986	лето 1988	лето 1989	прог.оз на 2000 г.
Более 20	840	36/24*	3/280	2/420
От 5 до 20	1500	75/20	50/30	8/187
От 3 до 5	1770	160/11	13/25	10/177

Примечание. * в числителе площадь в км², в знаменателе — относительное снижение (число раз) площади по сравнению с первоначальной.

Прогнозируемое снижение площади РА загрязнения основано на том, что к 1994 г. и в последующие годы оно будет состоять, в основном, из ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, соответственно 60 и 35% по активности, а в северных районах оно будет преимущественно из РН ¹³⁷Cs. Периоды полураспада ¹³⁷Cs— 30 лет, а ⁹⁰Sr — 28,5 года.

Первоначально в 1986—1987 гг. границы и площадь зон РА загрязнений определялись по результатам разовых измерений наземной дозиметрической аппаратурой в точках, размещенных главным образом в населенных пунктах.

Недостаточное число точек измерения и их нефиксированное место расположение сказывалось на точность определения границ зон, а значит и фактического РА загрязнения.

С весны 1987 г. была разработана и создана постоянно действующая реперная сеть РА измерений и пробоотбора. Реперная сеть включала 36 лучей, радиально отходящих от аварийного блока (угол между лучами составлял 10°). На каждом луче в 15-ти точках были расположены постоянно действующие приборы измерения РА загрязнения и средства пробоотбора. Эти точки были удалены от аварийного реактора на расстоянии 5; 6; 8,5; 10; 12; 14,5; 17; 20; 25; 30; 37,5; 52,5 и 60 км. Реперная система позволила систематически, непрерывно и достоверно вести контроль за РА загрязнением местности и фиксировать его изменение во времени [26]

5.3. Загрязнения почвы, посевов и растений

Выпадающие на местность РА загрязнения распределяются между почвой, посевами и растениями. Это распределение может быть различным и зависит от особенностей местности, над которой проходило РА облако.

На 15-е сутки после катастрофы в Чернобыле, когда практически закончилось формирование РА следа, в среднем 30—40% РН задерживалось травостоем, а 60—70% закреплялось в почве и дернине [19, 31]. По другим уточненным данным [49] при наличии густого травяного покрова только 20% РН может достигнуть почвы.

На поверхность глинистых почв попадает 30% РН цезия и циркония и около 50% рутения и стронция. Если травяной покров редкий, то эта доля увеличивается соответственно до 50 и 90%. Для супесчаной почвы с редким травяным покровом (до 60%) поверхностная активность загрязненной почвы Швейцарии по истечении 54—235 суток после Чернобыльской катастрофы составляла 6,2 кБк/м², а в период массовых испытаний ядерных боеприпасов — была равна 2,6 Бк/м², т.е. РА загрязнение почвы после Чернобыля 2,5 раз — интенсивнее по сравнению с РА загрязнением после испытаний ядерных боеприпасов [50].

Аэрозольные РА частицы, осевшие на почву, смешиваются с ней и образуют вторичные почвенные частицы. Обычно размер вторичных РА частиц больше первичных. После катастрофы в Чернобыле было проведено фракционирование почвенных РА частиц, образовавших РА след в северо-западном направлении от аварийного реактора [51]. Выделены фракции размером 1—2; 0,5—1; 0,25—0,5; 0,16—0,25; 0,05—0,16; 0,01—0,05; 0,005—0,01; 0,002—0,005; 0,0005—0,002 и менее 0,00005 мм. Кроме того был проведен анализ на содержание следующих РН ²³⁸Pu, ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, ²⁴¹Am, ²⁴²Cm и ²⁴⁴Cm. Пик активности почвенных частиц, содержащих РН плутония, приходится на фракции 0,01—0,05 и 0,005—0,01 мм или 10—50 и 5—10 мкм, имеющих большие размеры относительно первичных РА частиц.

Дальнейшее распространение РА загрязнений, попавших на почву, различна. Наиболее подвижной фракцией являются почвенные РА частицы размером до 50 мкм, которые содержат 55—70% РН плутоний и 30—55% РН америция и кюри [51]. Имеет место горизонтальное и вертикальное перемещение почвенных РА частиц.

РН проникают в почву вместе с дождевой водой; закономерность их проникновения подчиняется экспоненциальному закону, а именно [50]:

$$A_n = A_0 e^{-kH}, \quad (5.5)$$

где A_n , A_0 — соответственно уровни РА загрязнения почвы на глубине n и на поверхности.

Два процесса характеризуют глубинное загрязнение почвы: проникновение в почву и сорбция РН на травяном покрове. Сорбированные РН (около 80%) включаются в процесс миграции только после разложения трав. Поэтому миграция основного количества РН становится интенсивнее только после обновления травостоя — через 1—2 года после выпадения РА веществ [50].

Оседание РА веществ вызывает первичное внекорневое загрязнение сельскохозяйственных культур — озимых, овощей, картофеля и др. Листва бобовых культур, картофеля и редиса после выпадения РН иода цезия и стронция является рецептором, т.е. местом повышенной чувствительности по отношению к РА загрязнениям.

Концентрация РН в растениях изменяется в течение вегетативного периода не только вследствие РА распада, но и также в результате прироста биомассы и воздействия метеорологических факторов [19].

Частицы, выпадающие из РА облака над лесными массивами, загрязняют лес и лесной грунт. Доля РА веществ, которая задерживается листьями и кроной деревьев, определяется густотой леса, сомкнутостью крон и колеблется от 1 до 40% [19].

Загрязнение леса неравномерно. В большей степени загрязняется верхняя крона деревьев и та часть кроны, которая обращена к опушке леса.

Радиационное воздействие РН зависит от породы леса. Наиболее чувствительны сосновые леса [19] из-за высокой задерживающей способности хвои, большой ее поверхностью, а также большим вкладом в дозовую нагрузку β -излучения.

На расстоянии 1500 м от ЧАЭС и далее загрязненный след проходил через сосновый лес, который воспринимал РА загрязнения активностью в 105 Ки/км²: из них половина приходилась на кроны деревьев и столько же на подстилающую местность [26]. Из 610 га этого леса наибольшему загрязнению подверглись два участка площадью 13 и 7 га, расположенных в непосредственной близости к аварийному блоку. Не выдержив натиска радиации отмирала хвоя деревьев, в связи с чем пораженный лес получил название “рыжий лес”.

Кроны деревьев превратились в источник вторичного РА загрязнения, а рыжий лес в случае пожара образовал бы мощное дымовое РА облако и усугубил опасность дальнейшего распространения РА загрязнений. Поэтому весной 1987 г. рыжий лес был повален с помощью инженерной техники и захоронен в траншеях.

Радиационная устойчивость лиственных деревьев в 10 раз выше, чем хвойных пород. Поэтому береза, осина и дуб, произраставшие в зоне сильного РА загрязнения вокруг ЧАЭС не пострадали.

Содержание РН в деревьях неравномерно. Так, ^{134,137}Cs в ели распределяется следующим образом [52]: на поверхности ветвей — 25%, на иглах — 17% и в древесине — 58%. Эти данные приведены по истечению 54—233 суток после РА загрязнения. В Швейцарии обнаружено, что активность в ветвях и в почве распределяется примерно равномерно.

Все же можно считать, что более половины поглощенной радиоактивности сосредотачивается в древесине. Если ее использовать в качестве дров, то образующийся дым и зола будут служить носителями РА веществ и источниками вторичных загрязнений, что и наблюдалось после Чернобыльской катастрофы.

В отличие от обычного грунта в лесных и луговых площадках до

90% всех выпавших РА веществ в первые два-три месяца сосредотачиваются в верхнем, толщиной 1—2 см слое грунта. Опад, мох и подстилка не позволяют РА веществам проникнуть в глубь почвы. При их отсутствии глубина проникновения РН будет большей. В октябре 1986 г. после Чернобыльской катастрофы глубина проникновения РА в лесу не превышала 1 см. Следовательно при дезактивации лесных лужаек глубина снятия загрязненного слоя грунта будет меньше по сравнению с глубиной снятия загрязненного открытого грунта.

5.4. Загрязнения воздуха и водоемов

Для оценки эффективности дезактивации необходимо оценить РА загрязнения приземного слоя воздуха, которые представляют непосредственную опасность, создают радиационный фон и искажают результаты дезактивации.

Из короткоживущих РН ксенона и иода, находящихся в газообразной форме, на 6.05.1986 г. приходилось более 20% активности выбросов РА продуктов [26]. Высокодисперсные РА аэрозоли, особенно конденсационного происхождения, способны неделями витать в воздухе и не оседать. Сама воздушная среда становится носителем РА веществ. Определить остаточное загрязнение различных объектов после дезактивации в этих условиях не представляется возможным, так как оно будет определяться загрязненным воздухом, а не теми объектами, которые подвергались дезактивации. После рассеивания РА аэрозолей и газов, а также в результате естественного РА распада подобная ситуация становится менее значительной, а затем и совсем и исключается.

Вследствие неожиданности Чернобыльской катастрофы зафиксировать первичное РА загрязнение приземного слоя воздуха и концентрацию РА веществ в нем первоначально не удалось. Можно воспользоваться расчетными значениями, характеризующими РА воздуха, при средней скорости ветра в приземном слое высотой 200 м, равной 5 м/с (18 км/ч). Максимальная загрязненность приземного слоя воздуха через 1 ч после катастрофы при выбросе из активной зоны 10% начальной активности характеризуется следующими данными [26]:

Расстояние от аварийного блока, км	5	10	20	30
Концентрация РА веществ, объемная активность в воздухе 10^{-4} Ки/м ³	2,3	2,0	4,8	8,6

При изменении скорости ветра от 2 до 10 м/с ожидаемая концентрация РН на расстоянии 5—10 км от места катастрофы согласно рас-

четам колеблется от $1,4 \cdot 10^{-4}$ до $1,84 \cdot 10^{-2}$ Ки/м³, т.е. изменяется на два порядка.

РА загрязнения водных экосистем произошли в результате оседания аэрозолей в основном в первые дни (до 15 суток) после Чернобыльской катастрофы. Средняя концентрация β -активных РН р. Припять и Киевского водохранилища, например, после РА загрязнения изменяется с течением времени следующим образом [19]:

Дата, 1986 г.	Июнь*	Июль—август	Ноябрь
Концентрация РН, Ки/л:			
р. Припять	10^{-7}	10^{-10} — 10^{-9}	менее 10^{-9}
Киевского водохранилища	$1-6 \cdot 10^{-9}$	$4 \cdot 10^{-9}$	менее 10^{-10}

Примечание:* сразу после формирования РА следа из осевших аэрозолей.

В тоже время концентрация отдельных РН в начальный период загрязнения варьировалась в значительных пределах. Так, концентрация ^{90}Sr в реке Припяти достигла ПДК, равной $4 \cdot 10^{-4}$ Ки/л, уже в первые дни после катастрофы до окончания формирования РА следа, но в июне уже снизилась до $3-5 \cdot 10^{-11}$ Ки/л. Примерно такая же концентрация ^{90}Sr наблюдалась и в Киевском водохранилище.

Исходя из запасов РН и их возможного смыва паводками и водами было спрогнозировано содержание РН в Киевском водохранилище, которое не должно превышать следующих концентраций: в отношении РН ^{137}Cs — $1,5 \cdot 10^{-8}$ Ки/л, ^{144}Ce — $2,2 \cdot 10^{-9}$ Ки/л, ^{90}Sr — $4,1 \cdot 10^{-10}$ Ки/л. Для смеси различных РН допустимая концентрация составляла $1 \cdot 10^{-9}$ Ки/л. Проведенные исследования показали, что фактические значения концентрации РА нуклидов после паводка меньше прогнозируемых.

Это обстоятельство можно проследить по изменению средней концентрации (для ^{137}Cs в числителе и для ^{134}Cs в знаменателе), которая характеризуется следующими данными [19]:

Дата	Июль 1986 г.	Октябрь 1986 г.	Апрель—май 1987 г.
Средняя концентрация 10^{-11} Ки/л			
Киевское водохранилище	20—50/10—20	1—3/0,5—1,5	0,4—1,2/0,5—0,6
р. Припять (ниже Чернобыля)	40—50/15—25	2—5/1—2	2—5/1—2
р. Днепр (с. Теренцы)	1,0—1,4/0,4—0,6	0,5—0,6/0,2—0,3	0,4—0,6/0,2—0,3

Напомним, что ДК для ^{137}Cs в воде составляет $6,5 \cdot 10^{-8}$ Ки/л; начальное аэрозольное РА загрязнение и последующая активность водоемов не превышала ДК. Это обстоятельство, однако, не исключает возможность вторичного загрязнения водоемов и повышенной локальной активности в них.

Снижение активности с течением времени объясняется естественным РА распадом, разбавлением загрязненной воды свежими массами вследствие течения реки и выпадением взвешенных РА частиц на дно, особенно в водоемах, где интенсивность течения воды значительно меньше речной.

РА загрязнения находятся в воде не только в виде РА частиц, но и могут растворяться. В этом отношении наиболее характерен РН ^{137}Cs . Если в естественных условиях до аварии отношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ было примерно 0,1, то после загрязнения водоемов оно резко увеличилось и достигло 40.

5.5 РА загрязнения сооружений и зданий

Внешние поверхности зданий и сооружений (крыша, стены, конструкции) расположены под различным углом по отношению к местности. Их загрязнение можно сопоставить с загрязнением горизонтально расположенных поверхностей, что характерно также и для местности.

За время оседания РА частиц τ на горизонтально расположенной поверхности накапливается активность, средняя величина которой равна $A_r = A_1 \cdot \tau$ с учетом неравномерности оседания ее можно представить в виде [1, с. 67]

$$A_r = \sum_{i=1}^{i=n} A_r^i = \tau \sum_{i=1}^{i=n} A_1^i, \quad (5.6)$$

где A_1^i — количество РА веществ, оседающих на горизонтальную поверхность в единицу времени.

Условие (5.6) позволяет оценить среднюю РА загрязненность горизонтально расположенных поверхностей (местности, угодий, зданий, сооружений и др.), число которых равно n .

Фактическое среднее РА загрязнение всех поверхностей, расположенных по отношению к горизонтальной поверхности под углом α можно выразить следующим образом:

$$A_{cp} = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} A_1^i}{S_0} = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} A_{\alpha}^i S_{\alpha}^i}{S_0}, \quad (5.7)$$

где S_{α}^i — площадь поверхностей различных объектов, загрязнение которых в условиях свободного оседания равно A_{α}^i ; S_0 — площадь всех поверхностей объекта.

Обычно сравнительно легко определяется РА загрязнение горизонтально расположенных поверхностей. После Чернобыльской катастрофы подобное определение было сделано путем улавливания оседающих РА частиц на планшеты, покрытых липким составом [19].

Загрязнения наклонных поверхностей можно выразить через загрязнения горизонтально расположенных поверхностей:

$$A_{\alpha}^i = K_{\alpha} A_{\Gamma}, \quad (5.8)$$

где K_{α} — коэффициент, показывающий долю РА загрязнения наклонных поверхностей по отношению к горизонтально расположенным поверхностям объекта.

С учетом формул (5.7) и (5.8) можно написать:

$$A_{\text{ср}} = A_{\Gamma} \frac{\sum_{i=1}^{i=n} S_{\alpha}^i K_{\alpha}}{S_0}. \quad (5.9)$$

Формула (5.9) является основной для определения в условиях свободного оседания средней загрязненности объектов, имеющих горизонтально и вертикально расположенные поверхности.

Загрязнения горизонтально расположенных поверхностей, когда $K_{\alpha}=1$, определяется при помощи формулы (5.6). Если известно соотношение между горизонтально расположенными S_{Γ} и наклонными S_{α} поверхностями, то воспользоваться формулой (5.9) можно в том случае, когда известен коэффициент K_{α} . Этот коэффициент определяется на основе геометрических соображения и равен:

$$K_{\alpha} = \cos \alpha = \frac{A_{\alpha}}{A_{\Gamma}}, \quad (5.10)$$

где α — угол наклона загрязняемых поверхностей.

Расчеты по формулам (5.9) и (5.10) справедливы в том случае, когда все РА частицы, контактирующие с поверхностью объекта, прилипают к этой поверхности. Подобный процесс имеет место для капель и при контакте частиц с замасленной поверхностью. В условиях Чернобыля сажевые, конденсационно образованные и другие высокодисперсные РА частицы обладали повышенной адгезией.

В некоторых случаях имеет место отскок частиц [37]. В тоже время в щелях, пазах, улублениях, сварных швах и в других неровностях поверхностей, а также на части горизонтальных поверхностей, расположенных под вертикальными поверхностями, задерживаются отскочившие РА частицы, что усугубляет загрязнение в подобных условиях.

На рис. 5.1 приведены значения коэффициента K_{α} для частиц с медианным диаметром 18 мкм, максимальным диаметром 70 мкм и средне-квадратическим отклонением 0,27 в отношении незамасленных (кривая 1) и замасленных (кривая 3) поверхностей; эти значения получены экспериментально. В зависимости от угла α кривая 2 показывает изменения этого коэффициента, полученные расчетным путем по формуле (5.10).

Различие между ординатами кривых 1 и 3 есть величина ΔK_{α} , характеризующая снижение коэффициента K_{α} за счет отскока частиц. Рассчитанные по формуле (5.10) и соответствующие кривой 2 значения коэффициента K_{α} не учитывают отскок и распределение РА частиц по размерам. В этом случае фактические значения коэффициента K_{α} находятся между кривыми 1 и 3, которые более точно характеризуют процесс загрязнения наклонных поверхностей.

Итак, используя формулы (5.1) — (5.10) можно с достаточной для практики достоверностью определить среднее РА загрязнение повер-

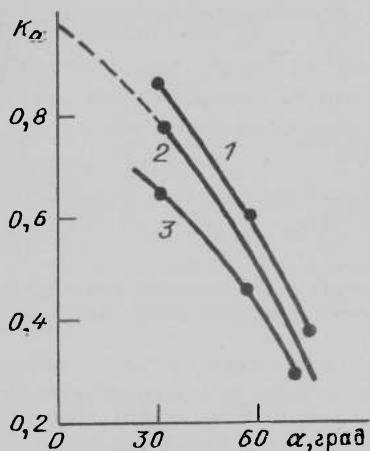


Рис.5.1. Изменения коэффициента K_a в зависимости от угла наклона загрязняемой поверхности (пояснения в тексте)

хностей различных объектов в условиях свободного оседания.

Наибольшему РА загрязнению подверглась кровля третьего блока. На двадцатые сутки после аварии и проведения дезактивации мощность дозы составила 2000 Р/ч и только к 28.10.1988 г. снизилась до 15—5000 мР/ч.

На территории ЧАЭС размещались сооружения производственного назначения, среди которых наиболее значительными являлись открытые распределительные устройства (ОРУ-750 и ОРУ-330). Оборудование этих устройств находилось на местности без укрытия. Территория ОРУ пришлось на западный участок РА следа и подвергалась РА излучению со стороны загрязненных крыш площадок третьего и четвертого энергоблоков [26].

Летом 1986 г. МД в районе ОРУ составляла 0,16—5,5 Р/ч и даже весной 1989 г. на дороге, ведущей из ОРУ-750 в сторону населенного пункта Копачи, она в среднем была 0,5 мР/ч, а поверхностная активность по β -загрязнениям составляла от 2,6 до 58 МБк/м².

Дезактивация территории и площадок ОРУ осложнялась расположением вблизи их загрязненного крупногабаритного высоковольтного оборудования. Эти объекты являлись источниками пылеобразования и вторичного загрязнения ОРУ.

Наиболее крупный населенный пункт в ближайшей зоне РА загрязнений был г. Припять (население 45000 человек, 422 жилых и 152 административных зданий, площадью дорог с покрытием $7,6 \cdot 10^5$ м²). Этот город находится в 2 км севернее от ЧАЭС. Наибольшему загрязнению подверглась восточная часть города. РА загрязнения г. Чернобыля, расположенного в 16 км южнее АЭС, произошли главным образом за счет ветрового переноса РА веществ, а также перемещения людей и техники.

В результате дезактивации и естественного РА распада диапазон МД в этих городах изменялся следующим образом:

В результате дезактивации и естественного РА распада диапазон МД в этих городах изменялся следующим образом:

Дата	16.05.1986г.	31.12.1986г.	31.12.1987г.	28.10.1988 г.
МД, мР/ч				
Припять	200—1500	6—20	0,5—3	0,1—0,8
Чернобыль	50—60	0,5—6,0	0,5—6,0	0,1—0,6

В условиях массового РА загрязнений после Чернобыльской катастрофы порой невозможно было определить загрязнение отдельных зданий и строений. Оценивалось загрязнение поселков, населенных пунктов и сооружений. На основе этой оценки и с учетом ранее рассмотренного подхода создается возможность рассчитать РА загрязнения различных поверхностей зданий и сооружений в условиях свободного оседания.

Оседание РА аэрозолей не единственная причина РА загрязнений. В противном случае вертикальные поверхности зданий и сооружений не подвергались бы загрязнению.

Скорость оседания РА частиц Чернобыльского происхождения, обнаруженных в Финляндии и имеющих медианный диаметр всего 0,63 мкм, составляла около 0,3 мкм/с. В то же время было обнаружено [33], что среднее значение поверхностной активности горизонтальных поверхностей составляет $1 \cdot 10^6$ кБк/м², а вертикальных — $5 \cdot 10^4$ кБк/м², т.е. в 20 раз меньше.

Загрязнение поверхностей объектов, в том числе и вертикальных, обусловлено тем, что помимо свободного оседания РА частицы могут двигаться под действием воздушного потока. При обтекании этим потоком различных препятствий изменяются линии тока. Относительно крупные частицы двигаются по инерции, отклоняются от линий тока, устремляются к внешней поверхности препятствия (в данном случае зданий и сооружений), осаждаются и закрепляются на них. Частицы относительно небольших размеров увлекаются воздушным потоком, двигаются по линиям тока и совместно с воздушным потоком обтекают препятствие.

Количественную оценку осаждению РА частиц можно дать при помощи коэффициента захвата η [36, 39], который показывает отношение числа частиц, осаждающихся на препятствие, к числу частиц, которые находились в воздушном потоке до препятствия. Коэффициент захвата равен единице в том случае, когда все РА частицы в потоке воздуха (точнее в сечении, равном площади препятствия) осаждаются на поверхности препятствия.

Коэффициент захвата позволяет определить общее число РА частиц N_A , осевших на препятствие, а значит и РА загрязнение этого препятствия за время τ . Для этого можно воспользоваться несложной формулой:

$$N_A = v \eta v S \tau, \quad (5.11)$$

где v — счетная концентрация РА частиц в потоке; v — скорость невозмущенного воздушного потока перед препятствием; S — площадь наибольшего сечения препятствия.

Из многочисленных аспектов осаждения частиц остановимся лишь вкратце на тех, которые непосредственно касаются РА загрязнения. Внешние поверхности зданий и

сооружения создают препятствие на пути запыленного РА частицами воздушного потока. Образуются завихрения, подпор и разряжения вокруг препятствия. Эти и другие последствия обтекания объектов сказываются на их загрязнении.

Загрязнение происходит не только лобовой по отношению скорости воздушного потока части здания, но и тыловой за счет разряжения и образования вихрей. Возможно РА загрязнение и кровли; причем для узкого здания оно вызвано наличием зоны разряжения, а широкого происходит с наветренной зоны.

В городах и поселках РА загрязнение зданий и сооружений носит более сложный характер; оно зависит от взаимного расположения зданий, направления и скорости ветра и других факторов. Кроме того высокодисперсные РА частицы могут осаждаться на вертикальных поверхностях за счет броуновского движения, диффузии и других процессов [39].

РА загрязнения внутренних помещений значительно меньше загрязнения зданий. По отношению к максимальному РА загрязнению кровли третьего блока загрязнения машинного зала 3-го блока и особенно 1 и 2-го блоков были значительно меньшими и характеризуются следующими данными:

Дата	16.05.1986 г.	31.12.1986 г.	31.12.1987 г.	28.10.1988 г.
Уровень загрязнения мР/ч				
кровли 3-го блока	$2 \cdot 10^6$	$17 \cdot 10^4$	15—1000	35—500
машинного зала 3-го блока	300—4000	70—700	0,3—20	0,5—7,0
машинный зал 1 и 2-го блоков	0,2—30	0,2—20	0,15—1,4	0,6—1,3

Из приведенных данных следует, что уровень загрязнения внутренних помещений в тысячу раз меньше уровня загрязнения наружных поверхностей зданий.

Причины проникновения РА веществ в помещения ЧАЭС в значительной степени характерны и для других случаев загрязнений помещений, зданий и строений. Согласно проведенному обобщению [26] доля РА веществ, проникающая во внутренние помещения зданий, в зависимости от причин характеризуется следующими данными: 72% за счет пылепереноса; где 17% попадает в нижние отсеки помещений (пол, подвалы, нижняя часть стен и др.) в результате протечек из аварийной зоны и смыва РА веществ; 6% поступлений произошло совместно со взрывной волной за счет разделительной стенки между 3 и 4 блоками; 5% попало в виде протечек воды с крыш после их дезактивации.

Следует отметить, что часть внутренних поверхностей загрязня-

лась за счет вентиляционной системы, которая в течение нескольких часов после катастрофы продолжала еще работать.

На 1.01.1987 г. по истечению более семи месяцев после катастрофы распределение РА загрязнений внутренних помещений ЧАЭС в зависимости от уровня загрязнений характеризуется следующим образом:

Уровень загрязнения МД, мР/ч	до 15	15—25	25—50	50—100	более 100
Доля помещений, %	65	6	9	6	14

Неравномерность РА загрязнений и широкий диапазон их значений потребовали в дальнейшем разработки технологии дезактивации с учетом реальных условий. После дезактивации, однако, неравномерность РА загрязнений оставалась еще значительной.

В работе [54] определяли загрязнение поверхности внутри помещений за счет дальних выпадений после Чернобыльской катастрофы. Наблюдения проводились в период 28.04—16.05 1986 г.; РА частицы были конденсационного происхождения, содержащие РН ^{137}Cs и ^{103}Ru , и имели медианный диаметр 0,63 мкм. Кроме того обнаружили частицы дисперсного происхождения из РН урана, медианный диаметр которых составлял 5—10 мкм. Средняя концентрация высокодисперсных РА частиц по активности внутри помещений составляла 50 Бк/м³. Причем частицами относительно небольшого размера вертикальные поверхности загрязнялись на 20—30% больше по сравнению с горизонтальными поверхностями, речь, по-видимому, идет о потолке.

Улавливание РА аэрозолей на основе ^{137}Cs проводилось в течение 1986—1988 гг. Концентрация частиц, находящихся в воздухе, составляла примерно 10—13% по отношению к активности аэрозолей вблизи зданий. РА загрязнения, которые в этих условиях проникали во внутренние помещения зданий, не представляли опасность, а эти помещения не требовали дезактивации.

6. Вторичные радиоактивные загрязнения

6.1. Характеристика и последствия вторичных РА загрязнений

Напомним, что вторичным загрязнением следует считать переход РА веществ с ранее загрязненного объекта на чистый (незагрязненный) или загрязненный в меньшей степени. Опыт Чернобыля показал, что один и тот же объект может за счет вторичных процессов загрязняться несколько раз. В этих условиях вторичное загрязнение становится многократным (табл. 1.1).

Так, РА вещества могут с местности, сооружений, транспорта и

особенно дорог, в противоположность первичному РА загрязнению, вновь переходить в воздушную среду, а затем оседать или осаждаться, загрязняя не только источник самого загрязнения, но ранее незагрязненные объекты. В условиях Чернобыля подобный процесс в сухую погоду повторялся ежедневно.

Табл. 6.1 Возможные пути вторичного РА загрязнения



Наиболее вероятные массовые пути миграции РН, вызывающие вторичное загрязнение, схематически представлены в табл.6.1. Не исключены, однако, и другие возможности вторичного РА загрязнения; например, загрязненный нескошенный травяной покров переходит в почву, загрязняя землю. При пожаре леса РН превращаются в дым и золу, загрязняя воздух и поверхность земли. Использование загрязненных дров обуславливает загрязнение дымохода печей, неподдающегося дезактивации. Завоз в населенные пункты сена, дров, торфа, а также выпас скота, возвращение сельскохозяйственной техники после полевых работ — эти и другие источники вторичного загрязнения в Чернобыле приводили к восстановлению уровня РА загрязнения тех объектов, которые ранее подверглись дезактивации; особенно это касалось населенных пунктов (см. §20.3).

Деревья улавливают РА частицы, а дождь смывает их на землю; затем они проникают в глубь почвы, а способствуют этому процессу черви, которые переносят РА загрязнения на глубину до 30 см. Кроме того РА загрязнения, находящиеся на поверхности земли, распространяются насекомыми — муравьями, мухами, бабочками и т.д.

Перенос РН по пищевой цепи (табл. 61) сложный и неоднозначный процесс; он зависит от формы РН, дисперсного состава, особенностей биомассы и других условий.

Некоторые звенья цепи, представленные в табл. 6.1, в условиях массового РА загрязнения после Чернобыльской катастрофы приобрели порой более важное значение по сравнению с первичным РА загрязнением. По масштабам и последствиям особое значение приобретает РА загрязнения местности, как источник вторичного загрязнения.

6.2. Вторичное загрязнение приземного слоя воздуха

Переход РА веществ с поверхности земли в воздух может быть вызван различными причинами: ветром, движением наземного транспорта, снятием слоя загрязненного грунта и его транспортировкой, посадкой и взлетом вертолетов и другими причинами.

Поднятые в воздух РА частицы разбавляются неактивными частицами грунта. По этой причине концентрация РА частиц в воздухе или активность за счет пылеобразования будет меньше по сравнению с объемной активностью в процессе оседания РА частиц из РА облака.

Уже после формирования РА следа в Чернобыле объемная активность воздушной среды, вызванная процессом пылеобразования за счет ветра, в районе четвертого блока и на крышах АЭС составляла 10^{-10} Ки/м³, а на территории самой станции она колебалась от 10^{-11} до 10^{-12} Ки/м³ [26]. Напомним, что максимальная концентрация РА веществ в приземном слое воздуха после катастрофы в 30-км зоне составляла 10^{-4} — 10^{-3} Ки/м³.

Таким образом, концентрация РА веществ или объемная активность приземного воздуха после вторичного РА загрязнения значительно меньше по сравнению с теми же параметрами первичного загрязнения. Следует отметить, что для приведенных значений объемная активность воздуха в отношении первичного загрязнения была максимальной, а для вторичного — приведены средние значения. Во всяком случае можно утверждать, что активные частицы в процессе вторичного загрязнения разбавляются по крайней мере в сотни — тысячи раз частицами грунта.

В воздухе г. Припять объемная активность уже составляла 10^{-13} Ки/м³, а за пределами 5-км зоны вокруг ЧАЭС концентрация продуктов снизилась до 10^{-14} Ки/м³, а на территории ЧАЭС она была 10^{-11} — 10^{-12} Ки/м³. Подобная объемная активность в приземном слое воздуха представляет опасность для людей.

Для сравнения приведем данные по средней объемной активности РА аэрозолей в Москве за счет ядерных взрывов, особенно в 1957—

1959 и 1962—1963 гг. в процессе 25-летнего наблюдения [48]. Она оставляла $4 \cdot 10^{-13}$ Ки/м³, а по цезию и стронцию — $3 \cdot 10^{-15}$ Ки/м³.

С целью изучения вторичного РА загрязнения приземного слоя воздуха проводилось улавливание РА частиц и анализ аэрозольных проб [35], взятых в июле—сентябре 1986 г. в пределах 30-км зоны. Анализ показал, что распределение РА частиц подчиняется нормально-логарифмическому закону в соответствии с формулой (2.4). Аэрозольные РА частицы имели медианный диаметр, равный 2 мкм, т.е. имели относительно небольшой размер. Основной вклад в активность вносили РН ^{103}Ru и $^{134,137}\text{Cs}$. Во второй период наблюдения в сентябре—ноябре 1986 г. медианный размер РА частиц уже был в пределах 3.0—6,4 мкм.

Медианный размер РА частиц, загрязнявших спецодежду во время проведения работ аварийного блока, составлял 5 мкм [38]. Анализ этих частиц, проведенный автографическим методом спустя 1,5 года после катастрофы, показал, что они состоят из РН ядерного топлива.

В аэрозольных пробах и на спецодежде обнаружены РА частицы сравнительно небольших размеров. Это обстоятельство не означает отсутствие в воздухе более крупных частиц, Подобные частицы быстро, в течение первых минут оседают, и, по-видимому, по этой причине не попадают в аэрозольный поток, используемый для последующего анализа.

Последствия ветрового воздействия на перемещение РА веществ и вторичное загрязнение прослежены после аварии в 1957 г. на Урале [13]. В первые 10 суток после аварии ветровой подъем РА частиц привел к смещению на несколько километров границ минимальной плотности РА загрязнения головной части следа в сторону ранее чистой территории. Интенсивность подобного смещения за десятилетний период наблюдений составила 3% по отношению к загрязненной территории в год и с учетом выпавшей активности на этой территории.

Процесс перехода частиц, в том числе и РА, с поверхности земли в воздух обычно называют пылеобразованием. Он определяет вторичное загрязнение объектов на местности. Элементарный акт этого процесса можно представить при помощи рис. 6.1. Этот процесс подробно рассмотрен нами ранее [55, 56]; поэтому мы остановимся лишь на тех вопросах, которые отражают этот переход количественно.

Пылеобразование определяется с одной стороны скоростью воздушного потока, а с другой — состоянием верхнего слоя грунта, содержащего РА частицы. Помимо скорости воздушного потока над поверхностью земли v следует различать так называемые критические скорости пылеобразования: первая критическая скорость $v_{кр}$ определяется преодолением веса и аутогезии частиц, т.е. силы взаимодействия между частицами, а вторая критическая $v_{кр}$ подъем частиц на высоту H . Первая стадия процесса является необходимой, но недостаточной. Если не будет реализована вторая критическая скоро-

сть, то произойдет перемещение частиц (это перемещение на рис. 6.1 показано пунктирной стрелкой), а не переход частиц во взвешенное состояние.

В целом процесс пылеобразования под действие воздушного потока зависит от многих факторов, среди них важнейшими являются структура пограничного слоя воздушного потока у поверхности земли, размер и форма пылевых частиц, неровности местности и др. Подробно эти и другие особенности воздействия воздушного потока и процесс пылеобразования рассмотрены ранее [55, с.300—337; 56].

Многочисленные наблюдения пылеобразования в Чернобыле показывают, что скорость ветра, равную 5 м/с, можно считать в качестве минимально необходимой для реализации второй критической скорости.

Помимо ветра пылеобразование в сухую погоду вызвано движением транспорта по проселочной дороге в результате воздействия скатов автомобилей на верхний пылевидный слой грунта и образования вихревых потоков за движущимся транспортом. Пылеобразование происходит при движении транспорта по маги-

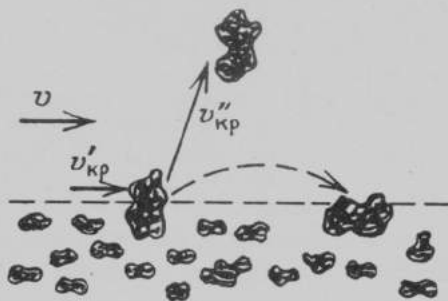


Рис. 6.1. Пылеобразование под действием воздушного потока

стралям, покрытым асфальтом или бетоном. Так, при интенсивности движения в среднем за сутки 3000 автомобилей с асфальто-бетонного покрытия верхний слой толщиной в 1 мм в течение года изнашивается и переходит в воздух в виде аэрозолей. Для цементно-бетонных покрытий износ за год значительно меньше и составляет 0,1 мм. К концу суток массовая концентрация дорожной пыли может достигнуть 130 мг/м³ [46].

Уровень вторичного РА загрязнения приземного слоя воздуха может быть зафиксирован различным путем. Наиболее простой количественной характеристикой является массовая концентрация запыленного воздуха. Так, после движения автотранспорта по дорогам Чернобыля массовая концентрация достигала десятки миллиграмм на кубический метр, а в некоторых случаях приближалась к сотне миллиграмм на кубический метр. Подобная оценка пылеобразования не учитывает временного фактора и фактическую концентрацию РА веществ.

Поэтому интенсивность пылеобразования можно оценить содержанием пыли в единице объема воздуха и в зависимости от массы воздуха, прошедшего через источник пылеобразования в единицу времени и имеющую следующую размерность:

$$|G| = \frac{\text{кг} \cdot \text{м}^3}{\text{м}^3 \cdot \text{с}} = \frac{\text{кг}}{\text{с}}$$

Общая интенсивность пылеобразования от РА загрязненной местности равна:

$$G = G_1 + G_2 + G_3 + G_4, \quad (6.1)$$

где G_1, G_2, G_3 и G_4 — соответственно интенсивность пылеобразования за счет движения транспорта, под действием ветра, работ, проводимых на загрязненной местности и других причин.

Количественно интенсивность пылеобразования на щебеночно-гравийных дорогах достигала $1,2 \cdot 10^{-3}$ кг/с, а на грунтовых 0,33 кг/с [51].

Интенсивность пылеобразования можно отнести к единице площади, с которой имеет место это пылеобразование, и характеризовать с помощью приведенного параметра G' , имеющего размерность $\text{кг}/\text{м}^2 \cdot \text{с}$.

Интенсивность сдувания пыли ветром с хвостовых урановых рудников РА веществ в сухую погоду с площади 6000 га составляет $(2,3-6,3) \cdot 10^{-3}$ $\text{кг}/\text{м}^2 \cdot \text{с}$ при скорости ветра 5 м/с [10].

Интенсивность пылеобразования и значения параметров G и G' , характеризующих этот процесс, определяют переход в приземный слой воздуха пыли в совокупности ее активной и инертной компонент. Поэтому параметры G и G' не в полной мере отражают РА загрязнение воздушной среды.

Загрязнение воздуха за счет перехода РА веществ с загрязненных объектов, в том числе и местности, количественно можно оценить при помощи коэффициента диспергирования [1, с.50]. В работе [26] в отличие от нашего определения он назван коэффициентом ветрового подъема. Коэффициент диспергирования равен отношению концентрации РА веществ в единице объема воздуха v_A к загрязнению поверхности в расчете на единицу площади S_1 , т.е.

$$K_{\text{дис}} = \frac{v_A}{S_1}, \quad (6.2)$$

Если v_A и S_1 измеряются в единицах, характеризующих активность, например $\text{Ки}/\text{м}^3$ и $\text{Ки}/\text{м}^2$ соответственно, то коэффициент диспергирования измеряется в м^{-1} .

В случае загрязнения поверхности РА частицами, как это имело место в Чернобыле, значение коэффициента диспергирования можно представить следующим образом:

$$K_{\text{дис}} = \frac{v_A}{N_S}, \quad (6.3)$$

где v_A — счетная концентрация РА частиц в воздухе — число частиц в единице объема; N_S — число активных частиц на единице поверхности, генерирующей в воздух РА частицы.

В случае, когда загрязнение воздуха в помещении происходит от загрязненных стен, коэффициент диспергирования равен:

$$K_{\text{дис}} = \frac{\xi S}{\varepsilon w}, \quad (6.4)$$

где ξ — вероятность перевода РА веществ с загрязненной поверхности в воздух; ε — кратность обмена воздуха в помещении при наличии вентиляции; S — поверхность, загрязненная РА веществами; w — объем помещения.

На основе приведенных нами обобщений [1, с. 51] коэффициент диспергирования под действием воздушного потока на открытой местности составляет $3 \cdot 10^{-4} \text{ м}^{-1}$, при скорости ветра 5 м/с и высоты от

поверхности земли 0,3—0,6 м, а на закрытой местности он снижается до $1 \cdot 10^{-5} \text{ м}^{-1}$. При удалении РА загрязнений с одежды в процессе деятельности человека или ее имитации коэффициент диспергирования может достигать 10^{-4} м^{-1} . В закрытых помещениях, когда исключено действие воздушного потока, а движение воздуха осуществляется за счет конвективных токов коэффициент диспергирования становится минимальным и равным $10^{-7}—10^{-10} \text{ м}^{-1}$.

После Чернобыльской катастрофы в пределах 30-км зоны в 1987—1989 гг. процесс пылеобразования был интенсивным и устойчивым, что и определялось коэффициентом диспергирования, который был равен $2,9 \cdot 10^{-2} \text{ м}^{-1}$ [26], т.е. примерно в 100 раз больше, чем на основе ранее выполненных исследований [1]. Это свидетельствует об интенсивности пылеобразования и значительности вторичного загрязнения приземного слоя воздуха, а следовательно и объектов на местности после Чернобыльской катастрофы.

При расчете коэффициента диспергирования по формулам (6.2)—(6.4) не учтено время, характеризующее процесс перехода РА веществ с загрязненного объекта в воздух. С учетом этого приведенный коэффициент диспергирования можно выразить следующим образом:

$$K_{\text{дис}}^* = K_{\text{дис}}/\tau, \quad (6.5)$$

Обычно время диспергирования исчисляют в часах, тогда размерность коэффициента диспергирования равна $\text{м}^{-1} \cdot \text{ч}^{-1}$.

Коэффициент диспергирования определяли [10] по отношению ко всей площади хвостовых отвалов урановых рудников, равной $(1,2—5,2) \cdot 10^5 \text{ м}^2$. В обычных условиях он колеблется от $1,0 \cdot 10^{11}$ до $3,35 \cdot 10^{11}$ Бк/год (в данном случае речь идет о величине пропорциональной приведенному коэффициенту диспергирования).

После земляных работ с применением бульдозеров, скреперов и экскаваторов он увеличивался на два порядка и принимал значение $(0,35—6,0) \cdot 10^{13}$ Бк/год.

6.3. Перенос РА веществ в результате контакта с загрязненной поверхностью

В процессе различной деятельности люди могут соприкоснуться с загрязненными поверхностями транспортных средств, сооружений и других объектов. В результате происходит перенос РА веществ. Количественно этот процесс характеризуется долей перенесенной активности при контакте с загрязненными поверхностями и выражается посредством коэффициента переноса, который равен:

$$K_{\text{п}} = \frac{A_3}{A_u}, \quad (6.6)$$

где A_3 , A_u , — активность в расчете на единицу поверхности, Ки/м² или Бк/м², загрязняемой и исходной поверхности.

Иногда коэффициент переноса выражается в процентах. Переносимое количество РА вещества, которое определяет вторичное загрязнение, зависит от рельефа и состояния контактирующих поверхностей, природы РА загрязнений, давления, с которым прижимаются друг к другу контактирующие тела, и других факторов.

Средние значения коэффициента переноса РА частиц, диаметр которых не превышал 50 мкм, в зависимости от давления контакта характеризуются следующими данными:

Нагрузка, кПа	15	100	260
Коэффициент переноса			
на одежду	0,05	0,30	0,50
на кожу незащищенную	0,20	0,70	0,85

Нагрузки 15, 100 и 260 кПа соответствуют различной степени прижима контактирующих поверхностей, а именно контакт без заметного усилия, соприкосновение во время работы и нагрузку под действием массы человека. При контакте с замасленной, загрязненной и имеющей углубления поверхностями коэффициент переноса может снижаться примерно на 15% по сравнению с приведенными данными. Систематические данные по коэффициенту переноса в Чернобыле отсутствуют, но на основании анализа природы РА загрязнений (см. табл. 3.1) можно предположить, что коэффициент переноса будет еще меньше.

При увеличении времени контакта, при сдвиге соприкасающихся поверхностей значения коэффициента переноса могут увеличиваться.

Наблюдается рост коэффициента переноса с увеличением размеров частиц — при контакте легче переносятся относительно крупные частицы, которые в соответствии с уравнением (2.3) являются носителями относительно большей активности.

Таким образом, значения коэффициента переноса, которые определяются экспериментально и расчетным путем, позволяют прогнозировать вторичное РА загрязнение при контакте с загрязненными поверхностями различных объектов.

6.4. Переход РА веществ из почвы в растения

С загрязненной почвы РА вещества попадают в растения (см. табл. 6.1). Количественно процесс вторичного РА загрязнения в этом случае определяется при помощи коэффициента перехода, который равен

$$K_{\text{пр}} = v_p / A_{\text{п}}, \quad (6.7)$$

где v_p — концентрация РН в растениях; $A_{\text{п}}$ — РА загрязнения почвы.

Концентрация РН в растениях относится к единице массы этих

растений, т.е. Ки/кг, а РА загрязнений почвы исчисляют на 1 м^2 - Ки/ м^2 . В этом случае коэффициент перехода измерялся в $\text{м}^2/\text{кг}$.

Значение коэффициента перехода для одного и того же растения не одинаков, а его распределение подчиняется нормально-логарифмическому закону подобно тому, как это представлено на рис. 2.3 по отношению к размеру частиц. На основании обобщения полученных экспериментальных данных медианное значение коэффициента перехода для овощей, ботва которых идет в пищу равно $\bar{K}_{\text{пр}} = 150 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1} / (\text{Бк} \cdot \text{м}^{-2}) = 150 \text{ м}^2/\text{кг}$, а максимальное значение его составляет $280 \text{ м}^2/\text{кг}$. Для корнеплодов медианное и максимальное значения коэффициента перехода несколько ниже и составляют 58 и $190 \text{ м}^2/\text{кг}$ соответственно [52].

Средние значения коэффициента перехода после катастрофы в Чернобыле на 10 июня 1986 г. составляли для естественных многолетних трав $12,5 \cdot 10^{-2}$ (изменение значащих цифр от 1,5 до 22,5), озимой ржи $4,3 \cdot 10^{-2}$ (изменения 1,1—7,5), ячменя, овса и кукурузы — $1,1 \cdot 10^{-2} \text{ м}^2/\text{кг}$ (изменения 0,2—2,0) [19].

Из приведенных данных следует, что наиболее восприимчивы к вторичному РА загрязнению были сеяные травы. Такое относительно сильное их загрязнение с одной стороны приводит к необходимости дезактивации травяного покрова и к захоронению скошенных трав, а с другой — трава является своеобразным дезактивирующим насосом, выкачивающим РН из почвы (см. §19.4).

В целом накопление РН ^{137}Cs за счет вторичного загрязнения путем корневого поступления на два порядка меньше, чем при первичном в результате оседания РА аэрозолей [19].

Таким образом, опасность РА загрязнения сельскохозяйственных культур — это прямое отложение РА веществ на листьях, через которые происходит загрязнение всего растения, в том числе его частей, идущих на корм скоту и в пищу человека. Эта опасность кратковременна. РА загрязнения растений из загрязненной почвы происходят в меньшей степени, но этот процесс долговременный. Он особенно опасен для РН ^{137}Cs .

Коэффициент перехода неодинаков по отношению к различным частям одного и того же растения и зависит от вегетативного периода. В цепочке почва-растения (см. табл. 6.1) для РН ^{137}Cs коэффициент перехода в отношении зерен пшеницы колеблется от $0,15 \cdot 10^{-2}$ до $0,24 \cdot 10^{-2} \text{ м}^2/\text{кг}$ для различных почв, а для зеленой массы кукурузы он равен $(0,07—0,1) \cdot 10^{-2} \text{ м}^2/\text{кг}$ [19], т.е. намного меньше. В конце вегетативного периода (июль—сентябрь) для различных растений получены следующие данные по коэффициенту перехода в отношении γ -излучающих долгоживущих РН. Для клевера среднее значение коэффициента перехода по отношению к РН ^{144}Ce , ^{104}Ru и ^{137}Cs снижается с $12,5 \cdot 10^{-2}$ до $7,5 \cdot 10^{-2} \text{ м}^2/\text{кг}$. Распределение РН в растениях в конце

вегетативного периода крайне неравномерно. Об этом, в частности, свидетельствуют значения коэффициента перехода ^{137}Cs в отношении картофеля; для ботвы он составляет $(2-56) \cdot 10^{-2}$, неочищенных клубней $(0,7-1,4) \cdot 10^{-2}$ и очищенных клубней $(0,4-0,7) \cdot 10^{-2} \text{ м}^2/\text{кг}$. Обнаружено весьма низкое, на пределе возможности применяемой аппаратуры, содержание ^{137}Cs в очищенных от кожуры клубнях картофеля по сравнению с загрязненной ботвой [19].

Значения коэффициента перехода, полученные после аварии на Урале в 1957 г. [13], были значительно выше по сравнению с коэффициентом перехода после Чернобыля. По отношению к РН ^{90}Sr коэффициент перехода составлял: для травы — 14 и зерна $0,22 \text{ м}^2/\text{кг}$. Подобное превышение коэффициента перехода объясняется особенностями РА загрязнения после Уральской катастрофы.

Вторичное загрязнение за счет перехода РА веществ из почвы в растения можно снизить введением удобрений. Так, для снижения коэффициента перехода ^{137}Cs в растения из кислых легких по механическому составу почв достигается введением калийных удобрений и известкованием почвы [19]. Механизм этого процесса будет рассмотрен ниже (см. §19.4).

Для легких по механическому составу дерново-подзолистых почв добавление глинистых минералов типа цеолитов снижает переход РН, в том числе и ^{137}Cs , за счет адсорбции их на цеолитах и исключение обменного цикла почва—растения.

Коэффициент перехода может быть распространен на несколько звеньев цепочек, изображенных в табл. 6.1. После аварии на Урале [13] переход РА веществ был представлен в расчете на один литр молока, а приведенный коэффициент перехода равнялся $6,2 \cdot 10^{-9} \text{ Ки} \cdot \text{л}^{-1} / (\text{Ки} \cdot \text{км}^{-2})$ или $6,2 \cdot 10^{-9} \text{ км}^2/\text{л}$ ($6,2 \cdot 10^{-15} \text{ м}^2/\text{л}$). Если в этом случае переход РН был представлен без промежуточных стадий, то в работе [52] представлен переход РА загрязнений в следующей последовательности: воздух—земля—трава—молоко. В этом случае приведенный коэффициент перехода вместо (6.7) определяется как

$$K_{\text{пр}} = \nu_{\text{пр}}/\nu_{\text{A}}, \quad (6.8)$$

где $\nu_{\text{пр}}$ — средняя концентрация РН в продукте, для молока Ки/л для овощей Ки/кг; ν_{A} — концентрация РА веществ в воздухе.

Согласно условию (6.8) приведенный коэффициент перехода при транспортировке РН из воздуха через соответствующую цепочку в молоко имеет размерность $\text{Ки} \cdot \text{л}^{-1} / (\text{Ки} \cdot \text{м}^{-3})$ или $\text{м}^3/\text{л}$. Значения этого коэффициента были определены в Шотландии [52] после выпадения там дальних РА загрязнений, вызванных Чернобыльской катастро-

фой. Для РН ^{131}I $K'_{\text{пр}} = 1000 + 2000 \text{ м}^3/\text{л}$, а для РН ^{137}Cs он был в 10 раз больше. При этом было показано, что примерно 10% ^{137}Cs попадает в пищу в результате вторичного загрязнения, вызванного травой.

По формуле (6.8) определен приведенный коэффициент перехода в расчете на 1 кг овощей в отношении РН ^{35}S и ^{14}C , которые попадают в воздушную среду при работе АЭС. В частности, РН ^{14}C проникают в воздух за счет протечек теплоносителя и остановок реактора.

Таким образом, представляется возможным количественно оценить ту активность, которая из почвы попадает в растения, а затем и в пищу человека.

6.5. Смыв РА веществ

Во время дождя, в водоемах, в результате воздействия паводковых вод, а также в процессе дезактивации жидкостными способами происходит смыв части РН с поверхности загрязненных объектов и частиц, носителей активности. Попавшие в воду РН распространяются водными потоками и обуславливают РА загрязнение не только самой водной среды, но и всех тех объектов, которые с ней соприкасаются.

Различают так называемый “жидкий” и “твердый” смыв РА веществ. При жидком смыве РН переходят в раствор, а твердый смыв характеризует удаление относительно мелких частиц, которые в водной среде образуют золи или суспензии.

Количественно процесс смыва РА веществ определяется при помощи коэффициента смыва, которые равен

$$K_c = A_i(\tau_i) / A_n, \quad (6.9)$$

где $A_i(\tau_i)$ — активность продуктов, РН и РА частиц, удаляемых водой с единицы поверхности за время τ_i , $\text{Ки}/\text{м}^2$, A_n — начальная (до смыва) загрязненность поверхности объекта или частиц, $\text{Ки}/\text{м}^2$. Иногда коэффициент смыва выражают в процентах.

При помощи формулы (6.9) можно определить смыв в различных условиях, не раскрывая механизм этого процесса. С учетом возможности жидкого и твердого смыва РН с почвы в условиях дождевого и талового стока коэффициент смыва можно представить в следующем виде

$$K_c = K_c^{\text{ж}} + K_c^{\text{т}} = \frac{\nu_p w}{\nu_n S} + \frac{\nu_c w}{\nu_n S}, \quad (6.10)$$

где w , S — объем и площадь стока; ν_p , ν_c , и ν_n соответственно концентрация РН, растворенного в воде, в виде суспензии и в почве.

Соотношение w/S есть толщина слоя стока H . В связи с этим коэффициентом жидкого смыва $K_c^{\text{ж}}$ можно нормировать по толщине слоя стекаемой воды H , т.е.

$$K_{\text{с}}^{\text{жп}} = \frac{K_{\text{с}}^{\text{ж}}}{H}. \quad (6.11)$$

Масштабы Чернобыльской катастрофы и огромная территория, на которой происходило воздействие сточных вод, позволяют получить целый набор сведений, которые характеризуют различные условия смыва РН и определяют значения коэффициента смыва в соответствии с формулами (6.9)—(6.11).

Коэффициент смыва характеризуется определенным и довольно значительным разбросом. Так, с площади водосбора, равной 9300 км² [52] правобережного среднего течения Днепра, за период паводка (апрель 1986 г.) коэффициент жидкого смыва для РН ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ¹³⁴Ce, ¹⁰⁶Ru и ¹²⁶Sb колеблется от 0,003 до 0,2%. Наиболее интенсивен смыв РН ¹⁰⁶Ru и ¹²⁶Sb. Коэффициент твердого смыва значительно больше, чем жидкого. Его значения для РА частиц диаметром более 3 мкм колеблются от 1 до 98%. Широкий разброс значений коэффициента смыва связан с различными ландшафтно-экологическими и орографическими условиями [58].

После аварии на Урале смыв РН наблюдался в течение 30 лет [13]. За первые десять лет средние значения коэффициента смыва составляли 0,2% в год и колебались от $5 \cdot 10^{-5}$ до 0,3% в зависимости от рельефа, что близко по отношению к показателям жидкого смыва после Чернобыльской катастрофе.

Интенсивность процесса смыва снижалась по экспоненциальному закону с периодом полууменьшения 5—7 лет. За 30 лет наблюдения процесса смыва не обнаружено существенного перераспределения на местности РА загрязнения.

Меньший разброс значений обнаружен для нормированного коэффициента жидкого смыва, определяемого по формуле (6.11). Нормированный коэффициент жидкого смыва, полученный в результате двухлетнего исследования в 30-км зоне Чернобыля, для РН ¹³⁷Cs, ¹³⁴Cs, ¹⁰⁶Ru и ¹⁴⁴Ce изменялся в пределах одного порядка от 10^{-6} до 10^{-5} мм⁻¹. Исключение составляли РН ⁹⁰Sr, для которого нормированный коэффициент смыва в среднем на порядок был выше приведенных значений. Это соответствовало большему связыванию ¹³⁷Cs по отношению ⁹⁰Sr почвами загрязненной зоны.

Нормированный коэффициент смыва за 1987—1988 гг. по замыкающим стокам рек Припять, Днепр при впадении в Киевское водохранилище рек Сож, Ипуть и Беседь оказался выше, чем в 30-км зоне и был равен 0,2—4 мм⁻¹ по РН ¹³⁷Cs [58].

Коэффициенты твердого и жидкого смыва РН цезия и рутения

практически совпадали, что свидетельствует об идентичности формы их нахождения в почве [58].

При дождевом стоке коэффициент твердого смыва оказался близким на всех измеряемых площадях, т.е. смыв формировался за счет частиц, содержащих примерно равные доли каждого РН. Аналогичные данные получены во время весеннего паводка.

Наиболее опасным при загрязнении почвы являются РН ^{90}Sr и ^{137}Cs . В отношении этих РН определялись соотношения между коэффициентами жидкого и твердого смыва. В дождевых и талых водах Чернобыля (лето 1986 г. — апрель 1987 г.) нормированный коэффициент жидкого смыва для ^{90}Sr был выше и составлял $7 \cdot 10^{-4} \text{ мм}^{-1}$, а для ^{137}Cs — $1 \cdot 10^{-4} \text{ мм}^{-1}$. Смыв ^{90}Sr происходит в основном в растворенном состоянии, о чем свидетельствует соотношение между жидким K_c^* и твердым K_c^+ коэффициентами смыва, равное $K_c^*/K_c^+ = 2 \pm 10$. Для РН ^{137}Cs наблюдается обратная закономерность, когда отношение $K_c^*/K_c^+ = 0,1 \pm 0,5$. Таким образом в этих условиях РН ^{137}Cs смываются преимущественно в виде частиц и образуют в воде суспензию или золь.

Соотношение между жидким и твердым смывом изменяется в течение времени, прошедшего после Чернобыльской катастрофы. В первые годы после катастрофы смыв определялся как за счет твердых, так и за счет жидких компонент. Ежегодно коэффициент смыва уменьшался в 5-8 раз. В последующие годы наблюдался лишь один твердый смыв [27].

Большое значение для оценки эффективности дезактивации, особенно при использовании жидкостных способов, имеет смыв РН с поверхности РА частиц. Причем, как и в случае почвенного смыва в этих условиях наблюдается жидкий и твердый смыв. Твердый смыв реализуется в отношении агрегатов частиц и относительно мелких частиц, прилипших к поверхности более крупных.

Смыв РН происходит при определенных условиях, характеризующих водную среду. В связи с этим были проведены исследования [27] по смыву РН в результате воздействия почвенных солей и кислот, а также препаратов, имитирующих желудочно-кишечную среду и альвеолярную ткань легких. Лучшее всего в раствор переходят РН цезия, в 4 раза медленнее ^{90}Sr и еще хуже РН плутония и трансураниевых элементов. Это обстоятельство было одной из причин низкой эффективности дезактивации в Чернобыле, о чем речь пойдет ниже. Интенсивный смыв цезия обнаружен и в других условиях, в частности с поверхности аэрозольных частиц [19].

Для РА загрязнения объектов и их дезактивации большое значение приобретает возможность РН ^{131}I растворяться в дождевой воде. На начало мая 1986 г. концентрация РН йода в дождевой воде достигала 1,34 Бк/л [49]. При этом надо иметь в виду, что РН ^{131}I сразу после катастрофы могли находиться не только в газообразной форме, но и в виде соединений типа CH_3I и IO_3^- , которые способны растворяться в воде.

Радионуклиды, попавшие в водную среду, растворяются в ней и могут неравномерно распределяться по объему воды. Частицы твердого смыва, образуя суспензию, в последующем могут оседать. После

загрязнения водной среды она сама может служить источником последующего РА загрязнения. Часть РН концентрируется в поверхностной пене водоемов и выбрасывается на береговую полосу. Снижение уровня водоемов при переходе от весеннего к летнему сезону способствует загрязнению береговой поверхности.

Радиоактивному загрязнению подвергается дно водоемов. Донные отложения становятся основным депо для скапливания РА загрязнений. Эти загрязнения зависят от характера подстилающей поверхности дна. В илистом дне содержатся РН в 13 раз больше, чем в песчаном. в связи с большей адсорбционной возможностью ила; особенно много скапливается РН ^{137}Cs . Кроме того РА загрязнение зависит от содержания молюсков в грунте дна — в песке оно уменьшено, а в илистом дне — более значительно, что увеличивает концентрацию РН [58].

Концентрация РН в акваториях и донных отложениях снижается со временем. С мая 1987 г. по июль 1988г. за счет радиоактивного распада и вымывания РН потоками воды концентрация ^{137}Cs снизилась в 5 раз в водах Киевского водохранилища, а концентрация РН в грунте дна на 20—30%.

Итак, подробный анализ РА загрязнений с учетом источников, элементарных актов и топографии создал предпосылки для рассмотрения имеющего большое практическое значение вопросам — количественной оценки эффективности дезактивации.

7. Оценка эффективности дезактивации

7.1. Самодезактивация

Снижение уровня РА загрязнений различных объектов может произойти без применения средств дезактивации, во-первых, вследствие естественного РН распада и, во-вторых, под действием различных внешних факторов — атмосферных осадков, воздушных потоков, вибрации при движении транспорта и других причин. Возможны случаи, когда эти две причины снижения активности действуют в совокупности.

В соответствии с законом естественного распада активность отдельного РН с течением времени снижается по экспоненциальному закону в соответствии с уравнением (3.2). Постоянная РА распада связана с периодом полураспада. Период полураспада, когда активность РН снижается в 2 раза, т.е. $A_0/A_T = 2$, $at_{1/2} = \ln 2/\lambda = 0,692/\lambda$. Закон естественного распада смеси РН аппроксимируется уравнениями (3.3)—(3.5).

Снижение загрязненности объектов на основе закона естественного распада можно и нужно использовать в практических целях. После аварийных выбросов Три Майл Айленд подвергшееся загрязнению оборудование и значительная часть местности была оставлена на 5 лет, с тем, чтобы приступить к дезактивации после значительного снижения загрязненности в результате естественного распада [17, 18]. После другой аварии, связанной с взрывом испарителя для очистки плутония, уровень РА загрязнений стен помещений места аварии за пять лет снизился в 5 раз [8].

Тот же подход был использован к ряду загрязненных объектов в Чернобыле. Город Припять, например, превратился в мертвый город; проводить дезактивационные работы в нем было бессмысленно — в условиях сплошного РА загрязнения они не могли существенно снизить мощность дозы.

РА загрязнения Чернобыля достигли предгорий Балкан в Болгарии;

радионуклиды попали в корм животных, а затем в молоко. Из него приготовили сыр и положили на хранение для осуществления самодезактивации в результате естественного распада.

Снижение уровня загрязнений с течением времени особенно эффективно в отношении короткоживущих РН, к числу которых относятся РН ^{131}I с $t_{1/2} = 8$ сут.

Снижение РА загрязнений смесью и отдельными РН можно проследить на основе 25 летних наблюдений после аварии на Урале в 1957 г. [13]. За это время РА загрязнения территории уменьшились по суммарной активности в 34 раза, а по ^{90}Sr — лишь в 1,8 раза. Мощность экспозиционной дозы за первый год после аварии снизилась в 18 раз, а через 25 лет — в 2600 раз. В период опубликования данных [13] загрязнение объектов определялось на 99,3 % смесью РН $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ и на 0,7 % — ^{137}Cs .

В отношении растительности самодезактивация характеризуется периодом полуснижения, когда загрязненность уменьшается в 2 раза. Периоды полуснижения загрязнения, когда за начальный уровень принято загрязнение после формирования РА следа через 15 суток по истечению начала Чернобыльской катастрофы, характеризуются следующими данными [19].

Вегетативная масса	Рожь	Трава
Периоды полуснижения, сут		
первый	15	10—12
второй	50	25—30

Наиболее сильное снижение уровня РА загрязнений и меньшее значение периода полуснижения соответственно за счет естественного распада достигается сразу после формирования РА следа, т.е. после первичного РА загрязнения.

Воздействие внешних факторов на снижение РА загрязнений можно проследить на примере движения наземного транспорта, когда удаление поверхностных РА загрязнений в виде частиц происходит под совокупным воздействием воздушного потока и вибрации, вызванной неровностями дорожного покрытия.

Еще в период испытаний ядерного оружия было установлено, что МД на месте водителя автомобиля, подвергшемуся первичному РА загрязнению, после его пробега по незагрязненной местности снижается примерно в 2 раза за 1 ч движения. Затем практически снижение прекращается. Это связано с тем, что удалены РА частицы, которые характеризуются относительно слабым адгезионным взаимодействием. (см. 4.2). После удаления частиц, реализующих незначительные силы адгезии, воздействие воздушного потока и вибрации оказались недостаточным для удаления РА частиц, имеющих значительную адгезию.

Снижение МД в кабине водителя в 2 раза зафиксировано не только в сухую, но и в дождливую погоду, когда на ходовой части автомобиля происходил обмен РА веществ, прилипших вместе с грязью, на грязь, не содержащую РН.

Подобная самодезактивация в Чернобыле, когда ежедневно в движении находились сотни и даже тысячи машин (во время испытаний ядерных боеприпасов РА загрязнению подвергались едва десяток автомобилей), экранировалась другими процессами. Грязь и РА вещества в различных модификациях движущимся транспортом распространялись на незагрязненную и менее загрязненную территорию, вызывая вторичное загрязнение.

Для исключения распространения РА загрязнений от движущейся техники были приняты ряд организационных мер (см. 17.4).

Снижение МД от загрязненной местности может произойти в результате миграции РН в глубь почвы. На типичных легких дерново-подзолистых и супесчаных почвах глубина миграции достигала к осени 1986 г. 0,6—1,2 см, что приводило к ослаблению МД в 1,2—2,3 раза [19]. Измерения, проведенные на полях Баварии после Чернобыля [59], показывают, что снижение загрязнения почвы обусловлено миграцией РН цезия. Подобная самодезактивация имеет обратную сторону: проникающие в почву РН переходят затем в растения, а по цепочке и в пищу (см. табл. 6.1).

В Чернобыле зафиксирована самодезактивация леса [19]. К концу июля, по истечении 90 суток после начала катастрофы, за счет естественного распада и самоочистения под действием, главным образом, ветра общее количество РН, задерживаемых кронами соснового леса, снизилось в 8 раз. Следует иметь в виду, однако, что значительная часть РН с деревьев попадает на грунт, загрязняя его. т.е. фактически произошло некоторое перераспределение РА веществ.

Широкомасштабные эксперименты были проведены по самодезактивации крыш коттеджей и домов городского типа в Швеции и Норвегии [60]. Начальный уровень РА загрязнений ^{134}Cs крыш с наклоном в 5° составлял $1,5 \text{ мкКи/м}^2$. Для загрязнений использовался также раствор из нескольких РН. Эксперименты проводились в условиях сравнительно мягкой зимы 1982—1983 гг., а самодезактивация крыш происходила за счет дождя и мокрого снега. В течение первых 15 дождливых суток, когда выпало 7 мм осадков или $19,2 \text{ л/м}^2$, остаточная активность на металлических крышах составляла 29%, а на рубероидных — 97%. По истечении восьми месяцев она снизилась соответственно до 21 и 61%; выпало 589 мм осадков или 1207 л/м^2 . Замечено, что во время эксперимента за один дождь с металлической поверхности удаляется не более 3% РА веществ.

В условиях снежной и более суровой зимы 1983—1984 гг., в конце марта загрязнения составляли 90% первоначального. После таяния снега они снизились до 59%, а затем через восемь месяцев после начала эксперимента остаточная активность снизилась до 53%.

Приведенные эксперименты показали, что самодезактивация под действием осадков с железных крыш более эффективна, чем с рубероидных — в связи с этим возникает необходимость подбора кровли для крыш, обладающих значительной возможностью по самодезактивации.

Таким образом, за счет естественного РА распада и под действием внешних факторов в той или иной мере происходит самодезактивация. В некоторых случаях она приводит к обезвреживанию объектов и к исключению необходимости дезактивации. В других, довольно частых случаях, удаления РА загрязнений за счет внешних факторов сводятся лишь к снижению подобного загрязнения одних объектов за счет увеличения РА загрязнений других — фактически речь идет лишь о перемещении РА веществ.

7.2. Количественная оценка эффективности дезактивации

7.2.1. Коэффициент дезактивации. Цель дезактивации — обеспечить безопасность людей; ее можно считать достигнутой, когда РА загрязнения объектов снижаются ниже допустимых норм [61]. Такую дезактивацию следует считать эффективной. При удалении РА веществ эффективность дезактивации оценивается при помощи коэффициента дезактивации (КД), а в случае снижения опасности облучения людей — при помощи коэффициента снижения МД. В связи с существующими различиями в оценке эффективности дезактивации и некоторой неопределенности указанных коэффициентов остановимся более подробно на их характеристике. Коэффициент дезактивации характеризует удаление РА веществ с поверхности различных объектов (в зарубежной литературе иногда называют фактором дезактивации), т.е.

$$K_d = A_n / A_k, \quad (7.1)$$

где A_n , A_k — соответственно начальное (до дезактивации) и конечное (после дезактивации) РА загрязнение поверхностей объектов.

Помимо КД эффективность дезактивации можно оценить посредством доли удаленных в процессе дезактивации РА загрязнений β_F или оставшихся на поверхности загрязнений после дезактивации α_F ; эти величины соответственно равны:

$$\alpha_F = \frac{A_k}{A_n} 100\%; \beta_F = \frac{A_n - A_k}{A_n} 100\%. \quad (7.2)$$

Связь между α_F , β_F и КД характеризуется следующим образом:

КД	1	10	50	100	1000
α_F , %	100	10	2	1	0,1
β_F , %	0	90	98	99	99,9

Коэффициент снижения МД, который показывает уменьшение опасности облучения людей, равен:

$$K_c = D_n/D_k; K_c = M_{Dn}/M_{Dk}, \quad (7.3)$$

где D_n и D_k — поглощенная или эквивалентная доза, исходящая от загрязненного объекта до и после дезактивации; M_{Dn} , M_{Dk} — мощность дозы до и после дезактивации, рад/ч или Р/ч (см. п.7.4.1).

Так, после дезактивации деревни Буковец на Брянщине, попавшей на Чернобыльский след, МД снизилась в среднем с 300 до 204 мР/ч, т.е. коэффициент снижения МД составлял 1,5 [22].

Коэффициент снижения МД K_c можно выразить через КД

$$K_d = n_2/n_3 K_c, \quad (7.4)$$

где n_2 — параметр, связывающий загрязнение поверхности объектов с дозой, получаемой от этой поверхности; n_3 — параметр, связывающий предельно допустимую дозу (ПДД) и допустимый уровень загрязнения (ДУ).

При измерении загрязнений поверхностей различных объектов (транспорта, одежды, отдельных участков местности и др.) отношение параметров n_2/n_3 остается примерно постоянным, что означает равенство между КД и коэффициентом снижения МД, т.е. $K_d = K_c$. По этой причине КД может рассчитываться в тех случаях, когда загрязнение объектов определяется в Бк/м² или в Р/ч. Почти все дозиметрические приборы в Чернобыле градуировались в Р/ч, а 1 рад \approx 1Р (см.п.7.4.1); поэтому загрязнение объектов до и после дезактивации оценивалось в Р/ч.

Таким образом, в большинстве случаев эффективность дезактивации оценивалась при помощи КД, а коэффициент снижения МД применялся в том случае, когда МД определялась совокупностью загрязненных объектов: например, внутри помещений от оборудования, стен и полов; в населенных пунктах — от зданий и территорий, а на местности — от участков, прилегающих к зоне измерения загрязнения.

Переход от уровня загрязнения местности A_m к мощности дозы над этой местностью можно представить в следующем виде:

$$M_{Dm} = V_d A_m, \quad (7.5)$$

где V_d — дозовый коэффициент, Ки · ч/(Р · км²); дозовый коэффициент после Чернобыльской катастрофы снижался с 9,4 через 1 час после катастрофы до 3,0 по истечению года [26].

Для местности связь между КД и коэффициентом снижения МД вместо уравнения (7.4) можно выразить как

$$K_d = V_d K_c, \quad (7.6)$$

Условия (7.1) — (7.6) широко применялись для оценки эффективности дезактивации в Чернобыле. В тоже время определять полноту дезактивации с помощью одного КД, который зачастую служил единственным критерием эффективности обработки, нельзя, так как не учитывается опасность РА загрязнений подвергшихся дезактивации объектов.

В Чернобыле, когда загрязнению подвергалось большое количество различных объектов, а дезактивация осуществлялась в присутствии загрязненных объектов или местности, оценка эффективности обработки по КД не означало снижение опасности и не исключала возможность облучения людей со стороны подвергшихся дезактивации объектов.

Наиболее точно и однозначно оценка эффективности дезактивации по значениям КД может быть использована лишь в определенных условиях: при дезактивации образцов ограниченного размера, для исследовательских целей, при ограниченном загрязнении поверхностей объектов и некоторых других случаях.

Для того чтобы определить фактическую эффективность дезактивации при помощи КД прибегают к некоторым ухищрениям, когда к загрязненному объекту прикрепляют образцы ограниченного размера, выполненные из того же материала, что и поверхность объекта. Совместно с объектом подвергаются загрязнению и дезактивации и эти образцы. Определение РА загрязнений образцов до и после дезактивации не представляет труда, важно только, чтобы образцы и натуральный объект находились в одинаковых условиях загрязнения и дезактивации.

При обработке объектов на незагрязненной местности и на основе замкнутого цикла КД в определенных условиях, о которых речь пойдет ниже, может характеризовать полноту обработки.

Таким образом, несмотря на широкое использование КД для оценки качества дезактивации, подобная оценка все же условна. Эта условность связана так же с определением конечного загрязнения обработанных объектов. Если загрязнение отсутствует или не фиксируется дозиметрической аппаратурой, т.е. $A_k = 0$, то теряет смысл определение КД по формуле (7.1).

Значения КД в виде, представленного формулой (7.1), показывают во сколько раз снизилось РА загрязнение поверхности объекта в результате дезактивации. Полученные значения КД, однако, не позволяют оценить достигнута ли цель дезактивации, так как при одном и том же КД, но различных начальных уровнях загрязнений остаточные количества загрязнений будут неодинаковыми и не ясно ниже ли они существуют в отношении норм радиационной безопасности.

В отношении загрязненных поверхностей безопасное количество РН определяется допустимыми нормами. В связи с этим можно говорить о требуемом КД, который в отношении кожных покровов можно представить в следующем виде:

$$K_{ДР} = A_H / ДЗ_{к}, \quad (7.7)$$

где $ДЗ_{к}$ — допустимые уровни загрязнения кожных

покровов.

В связи с тем, что допустимые РА загрязнения для поверхностей различных объектов отличаются от ДЗ_к требуемый КД в этом случае можно представить как:

$$K_{ДР} = A_n / ДЗ_n, \quad (7.8)$$

где ДЗ_п — допустимые уровни загрязнения поверхности объектов и одежды. В условиях вторичного загрязнения с учетом коэффициента переноса, согласно формуле (6.6), когда $A_n = A_n$, вместо формулы (7.7) можно написать:

$$K_{ДР} = A_n K_n / ДЗ_n. \quad (7.9)$$

При помощи формулы (7.1) определяется КД по начальному и конечному загрязнению объектов. Для того чтобы воспользоваться формулами (7.7) и (7.9) и обосновать требуемую эффективность дезактивации помимо начального РА загрязнения (до дезактивации) необходимо знать допустимое загрязнение (ДЗ_п).

Значение ДЗ определяется законодательствами стран на основе международных рекомендаций. Так, в Германии допустимый уровень РА загрязнения объектов после дезактивации не должен превышать 3,7 кБк/м². В нашей стране действуют нормы радиационной безопасности, которые рекомендуют численные значения для различных объектов [62]. В Чернобыле были установлены ДЗ на основе фактической опасности и особенностей РА загрязнений (см. табл. 3.1). Допустимый уровень загрязнения местности в Чернобыле в зависимости от РН составляет: для ²³⁹Pu — 0,1; ⁹⁰Sr — 3 и ¹³⁷Cs — 15 Ки/км². При обработке населенных пунктов в Чернобыле МД после дезактивации должна быть не более 0,2 мР/ч по γ -излучению, а по β -загрязнению наружных поверхностей зданий и сооружений — не более 67 кБк/м².

В дальнейшем (см. п.21.1.1) будут приведены временные допустимые уровни (нормы) РА загрязнений кожных покровов, белья и одежды, а также транспортных средств, которые использовались в Чернобыле.

В атомной энергетике принято ДЗ поверхностей оборудования по α -излучающим РН 1 кБк/м² и для β -излучающих РН 10 кБк/м² [63]. В соответствии с градуировкой дозиметрических приборов уровень загрязнения поверхностей и соответственно значения ДЗ дают в Р/ч (см. п.7.4.1).

Сочетать полученный КД при помощи формулы (7.1) с его требуемым значением можно, если полностью дезактивации оценивать посредством приведенного КД (ПКД). Этот коэффициент учитывает достигнувшую эффективность обработки и требуемую эффективность с учетом ДЗ. ПКД на основе формул (7.1) и (7.9) можно представить в виде:

$$\text{ПКД} = \frac{\lg K_{\text{д}}}{\lg K_{\text{д}}^{\text{тп}}} = \frac{\lg A_{\text{н}} - \lg A_{\text{к}}}{\lg A_{\text{н}} - \lg D_{3\text{п}}}. \quad (7.10)$$

В связи с тем, что до дезактивации $A_{\text{н}} > D_{3\text{п}}$ и $\lg A_{\text{н}} > \lg D_{3\text{п}}$ знаменатель всегда больше нуля, а в случае достижения цели дезактивации $A_{\text{к}} = D_{3\text{п}}$ числитель и знаменатель становятся равными между собой, т.е. ПКД равно 1, что и означает достижение необходимой эффективности дезактивации. В случае, когда $A_{\text{н}} = A_{\text{к}}$ дезактивация не произошла и ПКД равен нулю. Иначе говоря дезактивация тогда эффективна, когда с учетом ее гарантии ПКД будет больше единицы.

При помощи ПКД можно количественно и независимо от исходного уровня РА загрязнения оценить эффективность дезактивации, а главное сопоставить качество дезактивационных работ, проводимых различными способами и в различных условиях, которые обусловлены особенностями РА загрязнений и дезактивируемого объекта.

Сложившуюся градацию качества изделий можно распространить на эффективность дезактивации и определять ее как отличная, хорошая, удовлетворительная, плохая и очень плохая. В связи с этим числовое значение КД, которое различными авторами трактовалась по-разному [1, с. 21], можно определить четко, исходя из значений ПКД. При $\text{ПКД} > 2$ можно считать эффективность обработки отличной. Когда ПКД лежит в пределах $1,5 < \text{ПКД} < 2$, то дезактивация достигает цели и ее можно оценить как хорошая. Удовлетворительной будет такая дезактивация, когда ПКД превышает единицу, но менее 1,5, т.е. $1,0 < \text{ПКД} < 1,5$. Плохой и очень плохой дезактивация будет в том случае, когда ПКД меньше 1,0 и меньше 0,5 соответственно.

Для оценки эффективности дезактивации по формуле (7.10) необходимо знать логарифмы измеряемых величин или разработать таблицы и графики, которые позволяли бы быстро рассчитывать и давать оценку эффективности дезактивационных работ.

В полевых условиях при массовом загрязнении объектов и в других случаях, когда нет возможности воспользоваться формулой (7.10) качество дезактивации можно оценить по упрощенному варианту с использованием приведенного коэффициента дезактивации, который с учетом формулы (7.1) и (7.8) равен:

$$\text{ПКД}' = \frac{K_{\text{д}}}{K_{\text{д}}^{\text{тп}}} = \frac{D_{3\text{п}}}{A_{\text{к}}}. \quad (7.11)$$

В данном случае приведенный коэффициент дезактивации представляет соотношение между фактическим и требуемым КД или меж-

ду допустимым загрязнением после дезактивации и значением активности, оставшейся после дезактивации.

Помимо бальной оценки при помощи ПКД в атомной энергетике [63] принята бальная оценка полноты обработки на основе МД при помощи формулы (7.3). В обобщенном виде для определения качества дезактивационных работ можно воспользоваться следующей шкалой:

Шкала качества	I	II	III	IV	V
Эффективность дезактивации	Отличная	Хорошая	Удовлетворительная	Плохая	Очень плохая
по значения ПКД (ПКД)	более 2	1,5—2,0	1,0—1,5	0,5—1,0	менее 0,5
по величине требуемого КД:					
в атомной энергетике	более 100	50—100	25—50	менее 25	-
в Чернобыле [22, 35, 61, 65]	более 20	10—20	2—10	2	менее 2

На примере дезактивации в Чернобыле покажем в дальнейшем насколько приведенная шкала качества отражает эффективность дезактивации.

7.2.2. Коэффициент очистки воды и воздуха. Загрязнения водоемов и воздуха радионуклидами, которые распространены в объеме, характеризуются их концентрацией, выражаемой обычно Ки/м³, а эффективность дезактивации или точнее очистки оценивается посредством коэффициента очистки, который равен:

$$K_{\text{оч}} = v_A^H / v_A^K, \quad (7.12)$$

где v_A^H, v_A^K — концентрация РА веществ (объемная активность) до и после дезактивации.

Если учитывать опасность попадания РА веществ в организм человека, то требуемые значения коэффициента очистки можно представить в виде:

$$K_{\text{оч}}^{\text{тР}} = v_A^H / \text{ДК}, \quad (7.13)$$

где ДК — допустимая концентрация РА веществ в воде или в воздухе.

Опасность представляет та часть радионуклидов, которая попала в организм человека: допустимое поступление лимитируется содержанием РН в критическом органе. Между концентрацией РН и их количеством, попавшим в организм человека, существует определенная связь:

$$\text{Авн} = B^{\text{вн}} v_A^H, \quad (7.14)$$

где $B^{\text{вн}}$ — коэффициент, характеризующий связь между ДК и предельно допустимым поступлением (ПДП) РН в организм человека. Тогда вместо условия (7.13) требуемый коэффициент очистки можно выразить следующим образом:

$$K_{\text{оч}}^{\text{тР}} = A^{\text{вн}} / \text{ПДП}. \quad (7.15)$$

Помимо коэффициента очистки полноту обезвреживания воздуха и воды можно оценить при помощи степени очистки, которая равна:

$$\eta = \frac{v_A^H - v_A^K}{v_A^H} \cdot 100\%. \quad (7.16)$$

Требуемое значение степени очистки в соответствии с условием (7.16) будет выглядеть следующим образом:

$$\eta^{тр} = \frac{v_A^H - ДК}{v_A^H}. \quad (7.17)$$

Таким образом при помощи формул (7.13), (7.15) и (7.17) можно рассчитать требуемый коэффициент или степень очистки воздуха и воды, чтобы избежать возможность поражения людей при попадании РН в организм человека.

В результате пылеобразования может загрязняться воздушная среда. Количественно этот процесс определяется коэффициентом диспергирования. С учетом формул (6.2) и (6.3) требуемый коэффициент очистки вместо формулы (7.12) можно представить в виде:

$$K_{оч}^{тр} = \frac{K_{дис} S_1}{ДК}; \quad K_{оч}^{тр} = \frac{K_{дис} N_S}{ДК}. \quad (7.18)$$

Диспергирование РН в процессе пылеобразования во время сухой погоды в Чернобыле привело не только к резкому росту загрязнения воздуха, но и к усугублению массового загрязнения различных объектов, особенно транспорта.

7.3. Радиационная оценка последствий Чернобыльской катастрофы

Поражающее действие РА веществ после выбросов в Чернобыле проявлялось в облучении людей в результате внешнего и внутреннего воздействия, измеряемого дозой облучения [26]. Суммарно доза внешнего облучения ($D_{внеш}$) после массовых загрязнений, в том числе и после Чернобыльской катастрофы, вызвана γ -излучением от РА облака, летучих РА продуктов и газов, когда РН находится в воздушной среде ($D_{обл}$); γ -излучением от РА загрязненной местности и объектов на ней ($D_{м}$); β -излучением топливных РА, попавших на кожу человека ($D_{к}$); α -излучением от всех загрязненных объектов (D_{α}).

Доза внутреннего облучения ($D_{вн}$) определяется действием на щитовидную железу поглощенного РН иода ($D_{щ}$); излучением в легких ингаляционно-поступивших РА веществ ($A_{ингал}$); излучением в желудочно-кишечном тракте в результате поступления в организм РН пероральным путем с загрязненной водой и продуктами питания ($A_{пр}$).

Таким образом, воздействие внешнего и внутреннего облучения после аварийных выбросов Чернобыля в совокупности можно представить в следующем виде:

$$D = D_{\text{внеш}} + D_{\text{вн}} = (D_{\text{обл}} + D_{\text{м}} + D_{\text{к}} + D_{\alpha}) + (D_{\text{щ}} + A_{\text{ингал}} + A_{\text{пр}}) \quad (7.19)$$

Суммарная доза воздействия РА на организм человека, определяемая условием (7.19), является исходной для расчета коэффициента снижения МД и его требуемых значений [см. формулу (7.3)].

Опасность облучения людей определялась временем после аварийного выброса в Чернобыле. Первоначально главную опасность представляли РН ^{131}I , период полураспада которого составлял 8 суток., а также бета-ожоги за счет горячих частиц. Во всех случаях проводились мероприятия, исключающие или значительно снижающие ингаляционную и пероральную опасность поступления РН. В последующем главная опасность исходила от загрязненной местности и объектов на ней. Следует отметить, что помимо γ - и β -излучений РН выбросы в Чернобыле обладали значительной способностью к α -излучению.

Не менее внешнего опасным было и внутреннее облучение. В первые дни после катастрофы критическим органом ингаляционного воздействия РН иода была щитовидная железа. Доза, приходящаяся на щитовидную железу составила примерно 50% годовой дозы, получаемой от загрязненной местности ($D_{\text{м}}$). т.е. $D_{\text{щ}} = 0,5 D_{\text{м}}$.

Последствия поступления РН в организм человека с пищей, воздухом и водой можно оценить по эквивалентной дозе внешнего облучения. При попадании в организм человека различных РН активностью 1 мкКи эквивалентная в биологическом отношении доза внешнего облучения, будет равна (в числителе — при заглатывании, а в знаменателе — в процессе вдоха) [26]:

РН	^{90}Sr	^{137}Cs	^{238}Pu
Доза, рад	0,185/1,850	0,046/0,031	0,618/0,925

Для смеси РН аварийных выбросов АЭС можно воспользоваться следующим соотношением между поступившим в организм загрязнением и уровнем загрязнения объектов:

$$A_{\text{пр}} = 3,3 \cdot 10^3 \text{ АоБ}. \quad (7.20)$$

Полученные путем расчета и подтвержденные экспериментально дозы позволили оценить последствия облучения населения в районах РА загрязнения Чернобыля. В начальный период при оформлении следа и за время прохождения РА облака, пребывание на загрязненной местности и в период эвакуации население получило коллективную эквивалентную эффективную дозу, равную 1,6 · тыс. чел-Зв. Коллективная доза в районах, примыкающих к ЧАЭС, изменялась за тот же период следующим образом [26]:

Расстояние от ЧАЭС, км	3—7	7—10	10—15	15—20	20—30
Доза в зависимости от численности населения, чел-Зв	0,38	0,41	0,19	0,08	0,27

Таким образом, на основе расчетных и экспериментальных доз облучения людей, оценена опасность РА загрязнений различных объектов, что дает возможность прогнозировать необходимость, объемы и требуемую эффективность дезактивации.

7.4. Измерения РА загрязнений

7.4.1. Единицы измерений. Для оценки эффективности обработки

посредством КД и его приведенных значений, а также коэффициента очистки в соответствии с формулами (7.1) — (7.4) и (7.7) — (7.10) необходимо знать загрязнение объектов до и после дезактивации. Загрязнение различных объектов можно выразить при помощи активности (поверхностной, объемной и удельной) и величин, характеризующих излучение от загрязненных объектов.

Поверхностная активность определяется активностью, приходящейся на единицу поверхности объекта. В системе СИ единицей поверхностной активности является беккерель на 1 м^2 (Бк/ м^2). Для оценки загрязненной местности, в частности в Чернобыле, поверхностную активность выражают в кюри на 1 км^2 (Ки/ км^2). Объемная активность (концентрация РА продуктов) характеризует активность в единице объема вещества и измеряется в Бк/ м^3 ; иногда в Ки/ м^3 или Ки/л. Удельная активность есть активность единицы массы вещества, т.е. Бк/кг или Ки/кг.

Единицами активности являются беккерель (Бк) и кюри (Ки). Напомним, что один беккерель соответствует одному распаду в секунду для любого РН, а $1 \text{ Ки} = 3,700 \cdot 10^{10} \text{ Бк}$.

Для оценки опасности воздействия излучений и определения эффективности дезактивации большое значение имеют величины, характеризующие влияние излучения на организм человека [22, 23], или в общем виде — взаимодействие излучения с веществом [66].

В связи с разнообразием и некоторой неопределенностью в оценке основных показателей, характеризующих опасность облучения организма, остановимся несколько подробнее на характеристиках поглощенной, экспозиционной, эквивалентной и коллективной доз.

Количество энергии ионизирующего излучения, поглощенное единицей массы облучаемого тела (тканями организма) называется, поглощенной дозой и в системе СИ измеряется в грейх (Гр) $\text{Гр} = 100 \text{ рад}$. Индивидуальные дозиметры градуированы на измерения поглощенной дозы в рэдах. На практике часто используют экспозиционную дозу γ -излучения в рентгенах (Р). Рентген является внесистемной единицей. При дозе 1Р в сухом воздухе объемом 1 см^3 при 0° С и давлении 760 мм рт. ст. образуется $2,08 \cdot 10^9$ пар ионов, что соответствует электрическому заряду одного знака $3,3 \cdot 10^{10}$ Кл или единица СГС.

Между МД, измеряемой в рэдах и рентгенах, существует следующая связь: для воздуха $1\text{Р} = 0,83 \text{ рад}$; для биотканей $1\text{Р} \approx 0,93 \text{ рад}$.

Для оценки РА загрязнений, особенно местности, в том числе в Чернобыле, широко использовался такой показатель, как мощность дозы — приращение дозы в единицу (Гр/с). Практически МД в соответствии с градуировкой дозиметрических приборов измеряется Р/ч.

Экспозиционная доза характеризует воздействие только γ -излучений на организм человека.

Поглощенная доза в некоторых случаях недостаточна для оценки биологического воздействия излучений. Каждый вид излучения характеризуется коэффициентом качества (Кк) и коэффициентом относительной биологической эффективности (fобэ), который зависит от вида излучения и его энергии [66].

Специфика излучений и особенности их воздействия на организм человека учитывается в эквивалентной дозе, отражающий способность данного вида излучения повреждать различные ткани организма. В системе СИ эквивалентная доза измеряется в зивертах (Зв); 1 Зв = 100 бэр (биологический эквивалент рентгена). Бэр и зиверт являются рассчитанными единицами и не поддаются измерению при помощи дозиметрической аппаратуры.

Между эквивалентной (Дэк) поглощенной дозой (Дпог) существует следующее соотношение [66]:

$$Дэк = K_k Дпог, \quad (7.21)$$

где K_k — коэффициент качества.

Для γ - и β -излучений коэффициент качества равен единице.

$K_k = 1$, тогда 1 бэр \approx 1 рад. В случае α -излучения K_k может достигать 20., т.е. 1 бэр = 1/20 рад.

Одновременно поверхностная активность или уровень РА загрязнений в соответствии с градуировкой дозиметрических приборов может измеряться в единицах мощности экспозиционной дозы, т.е. в Р/ч. Поверхностная активность (в Бк/м²) соответствует мощности дозы (в Р/ч) только в строго определенных условиях — неизменность РН состава и равномерность РА загрязнения объекта. На практике подобные условия нарушаются и пропорциональность между измерениями поверхностных загрязнений в Бк/м² и Р/ч не сохраняется.

Три дозы (поглощенная, экспозиционная и эквивалентная) характеризуют индивидуально полученную дозу в отличие от коллективной дозы для группы людей.

В общем виде различные варианты коллективной дозы можно представить как

$$Дкол = \int_0^{\infty} N(D) dD, \quad (7.22)$$

где $N(D)$ — число лиц, получивших дозу, в том числе и эквивалентную, от D до $D+dD$.

Коллективная доза облучения персонала, привлекаемого для дезактивации после Чернобыльской катастрофы, составляла в 1986 г. — $1,54 \cdot 10^6$, в 1987 г. — $0,86 \cdot 10^6$ и в 1988 г. — $0,72 \cdot 10^6$ чел.-бэр. При ликвидации аварии в Три Майл Айленд она не превышала $12 \cdot 10^3$ чел.-бэр [17, 18].

Таким образом, в соответствии с возможностями дозиметрической аппаратуры и с практикой, в том числе и в Чернобыле, оценка аварийных выбросов проводится в Ки, поверхностной активности или уровня РА загрязнений различных объектов — Бк/м², но чаще в Р/ч, МД — в Р/ч, а поглощенную дозы — в радах.

7.4.2. Дозиметрия. При определении коэффициентов дезактивации и очистки следует обратить внимание на относительность измерений начального и конечного загрязнения объектов, что означает необходимость проведения этих измерений при помощи одних и тех же приборов и выражать их в идентичных единицах. Без контроля РА

загрязнений не может быть оценена эффективность дезактивации, а сам контроль осуществляется на основе дозиметрии.

Для некоторых источников РА загрязнений (I, II, III и V групп, табл. I.1) дозиметрический контроль заранее планируется и органически входит в технологический цикл процесса дезактивации. Непредвиденные обстоятельства по организации дозиметрического контроля возникают в процессе не предсказуемых аварий (группа IV), что собственно имело место в Чернобыле.

Существуют различные методы определения РА загрязнений. Один из них основан на измерении загрязнений образцов ограниченного размера, другой — непосредственно на загрязненной поверхности объекта. В первом случае измерения проводятся в лабораторных условиях и главным образом в исследовательских целях. Не исключена возможность использования образцов — свидетелей, которые в виде пластинок монтируются в материал, подвергающийся РА загрязнению и дезактивации. Контроль загрязнения этих образцов проводится обособленно.

В различных условиях РА загрязнений, в том числе и в Чернобыле, широко применяется забор проб воды, воздуха, почвы, пищевого сырья, продуктов питания и других загрязненных масс с последующим контролем и анализом этих проб в лабораторных условиях. Обычно для идентификации РА загрязнения используют часть проб, а на основании разработанных методик оценивают уровень РА загрязнений.

Особенности дозиметрии подробно проанализированы в ряде работ, в том числе и в работе [66].

Сопоставим состав радионуклидов в двух случаях массового загрязнения, IV группы источников в соответствии с табл. I.1. Продукты ядерных взрывов являются в основном источником β - и γ -излучений. Специфика радионуклидного состава Чернобыльских выбросов заключается в обогащении α -излучением, в изменении β - и γ -излучений по времени и в зависимости от места выпадений РА загрязнений.

Для оценки РА загрязнений используются различные дозиметрические приборы. В Чернобыле применяли несколько десятков типов дозиметрических приборов, но все же основным из них, особенно в первые годы после катастрофы, являлся прибор ДП-5В. Диапазон измерений при помощи этого прибора мощности экспозиционной дозы γ -излучений (заметим не поглощенной и не эквивалентной) составляет 0,05 мР/ч — 200 Р/ч. Нижний предел измерений соответствует остаточному и безопасному уровню РА загрязнению, особенно для белья и спецодежды (см. §7.2). Основная относительная погрешность измерений составляет $\pm 30\%$, а в реальных условиях эксплуатации может быть еще больше. Зачастую, особенно при использовании низконапорной водной струи, КД, определяемый соотношением (7.1), составлял 1,2—1,3 [22], что покрывается погрешностью измерений; фактически дезактивации нет и качество ее очень плохое.

При помощи прибора ДП-5В измеряется МД только γ -излучения в Р/ч; β -излучение можно лишь обнаружить, а по отношению к α -излучению он не чувствителен, что в

некоторых случаях занижает опасность подвергшихся дезактивации объектов, остаточная загрязненность которых обусловлена α -излучением.

Большими возможностями и большей чувствительностью обладает лабораторный прибор, используемый в Чернобыле (ИМ А-12 М). При помощи этого прибора определяется не только мощность экспозиционной дозы по γ -излучению (мкР/ч), но и поверхностная активность по β -излучению; удельная активность еще по α -излучению различных проб. В настоящее время парк дозиметрических приборов значительно расширен. Применяются приборы, шкала которых градуирована от уровня фона (единицы мкР/ч и выше).

Для обнаружения α -излучения от выброшенных взрывом остатков твэлов были использованы черно-белые фотопланшеты, после проявления которых была оценена интенсивность излучения.

Радиоактивные загрязнения непосредственно на территории ЧАЭС определялись при помощи автоматизированной системы контроля СРМ, которая обеспечивала замер МД в любое время. Система включала 23 датчика и дублировалась шестью разведовательными дозорами, которые четыре раза в сутки выезжали в места расположения датчиков и производили сопоставимые измерения.

Для определения РА загрязнений грунта, воды и растительности производился отбор проб, сначала в отдельных точках, а затем в точках реперной системы. Пробы дублировались: одна из них отправлялась в радиометрическую лабораторию, а вторая - в качестве контрольной хранилась в герметической упаковке в специально оборудованном хранилище. По истечении шести месяцев контрольные пробы отправлялись на захоронение в могильники.

Подобная система контроля позволяла получать достоверные данные об уровнях РА загрязнений и их изменениях.

Начиная с 27 апреля 1986 г. проводились систематически измерения γ -полей и аэрограмма — съемка загрязненной местности [30]. Подобные измерения были недостаточно точными. Приведенные изолинии на местности, характеризующиеся одинаковыми МД по ^{137}Cs , даны с погрешностью до 50%. Впоследствии оказалось, что подобные измерения при помощи вертолетов и самолетов не отражают пятнисто-мозаичную структуру загрязненной местности (см. §.5.2). Так, в поселке городского типа Полеское по данным воздушной разведки [22] средняя поверхностная активность РА загрязнений составляла 27,7 Ки/км². После обработки взятых проб грунта оказалось, что фактический уровень загрязнения в различных местах колеблется с 15 до 112 Ки/км², а в отдельных точках превышал 300 Ки/км².

В последующем, особенно в 1990 г., проводилась комплексная оценка РА загрязнений местности. Аэрограммо-спектрографическая съемка дополнялась наземными измерениями с учетом функционирования реперной системы (см. §4.2), а также путем взятия проб и их анализа и с использованием наземных методов, в частности на подвижных объектах.

Для определения фактического уровня РА загрязнений, особенно местности и находящихся на ней строений без учета радиационного фона, использовалось коллиматорное устройство. Оно позволяет производить измерения уровней загрязнения ограниченных участков загрязненной местности, а также зданий на этой местности.

Проведенные измерения позволили уточнить изолинии и фактическое РА загрязнение местности с учетом динамики его изменения.

Измерения РА загрязнений местности с воздуха не позволили оценить фактическую эффективность дезактивации. Так, в упомянутом ранее поселке Полеское в результате дезактивации в 1987—1989 гг. МД снизилось с 260 до 140 мР/ч [22], коэффициент снижения МД в соответствии с формулой (7.3) был меньше 2. Для отдельных участков значения этого коэффициента колебались от 1 до 5.

Особые трудности возникали при оценке эффективности дезактивации населенных пунктов, которая в массовом порядке была проведена в период 1987—1989 гг. Для оценки этих трудностей приведем методику радиационного обследования подворий, которая осуществлялась по семи-девяти характерным точкам, а именно: 1 — в 1 м за калиткой (воротами) в глубине двора; 2 — в 2 м от входа в помещение; 3 — середина двора; 4 — середина огорода или садового участка; 5 — места слива воды с крыши дома; 6 — крыша дома; 7 - крыша сарая; 8 - забор, 9 — на чердаке. Измерения на местности проводились на высоте 1 м и на расстоянии 3—5 см от поверхности земли, и на расстоянии 0,5 м от среза крыши. При радиационной разведке улиц замены проводились через каждые 100—300 м [67].

Значительные трудности возникали при оценке эффективности дезактивации транспорта. Эти трудности связаны с использованием дозиметрических приборов, спецификой РА загрязнений, особенно в первый период, невозможностью идентифицировать одни и те же места для начального (до дезактивации) и конечного (после дезактивации) РА загрязнений.

Контроль полноты дезактивации проводился по отдельным участкам объекта. Фиксация этих участков в условиях массовой дезактивации просто невозможна. Невольно происходит сдвиг мест первоначального и последующего измерения РА загрязнений. Кроме того в процессе самой дезактивации вследствие специфики РА загрязнений в Чернобыле (табл. 3.1) происходило перемещение РА загрязнений с одного места на другое, в том числе и в местах контроля. Все это затрудняло фиксацию эффективности дезактивации по КД.

Для более точной оценки начального (до дезактивации) и конечного (после дезактивации) РА загрязнений использовались различные методы, в том числе автордиографический, взятие проб при помощи мазков с последующим их анализом и др.

Неопределенности в изменениях РА загрязнений и оценки эффективности дезактивации можно избежать, если полноту обработки определять не по КД, а по коэффициенту снижения МД [см. формулу (7.3)].

Для этой цели проводят изменение МД, которая возникает от загрязненных наружных поверхностей объекта, в тех местах, которые связаны с нахождением людей (водителя, расчета, экипажа и т.д.). В результате дезактивации наружных поверхностей снижается МД на рабочих местах, что и дает возможность оценить эффективность дезактивации. Подобный подход был применен после вторичного загрязнения техники в результате движения автомобилей в дождливую погоду по следу РА облака, образованного в результате подземного ядерного взрыва с выбросом грунта. Дезактивации подвергалась наиболее загрязненная ходовая часть автомобилей, а коэффициент снижения МД, который был определен согласно формуле (7.3), составлял 5—6.

Таким образом, для контроля РА загрязнений, особенно в условиях массовых загрязнений, что имело место в Чернобыле, необходим не одноразовый и не одномоментный, а комплексный и систематический контроль радиационной обстановки на основе разработанной системы и с использованием различных методов.

7.4.3 Оценка достоверности дозиметрических измерений. Одним из показателей качества обработки является КД, который можно представить в различных вариантах [см. формулы (7.1), (7.7) и (7.8)]. По значению этого коэффициента проведем оценку точности показателей эффективности дезактивации, имея в виду, что рассматриваемый подход может быть использован для оценки полноты дезактивации с помощью других показателей — коэффициента снижения МД и коэффициента очистки.

Коэффициент дезактивации — величина не постоянная; она зависит от условий РА загрязнений, применяемых способов дезактивации и качества дозиметрических измерений. Разброс значений начального A_n и конечного A_k загрязнения — согласно условию (7.1) определяет и неоднозначность самого КД. С учетом этого КД можно представить в виде средней величины, равной:

$$\bar{K}_d = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{i=n} K_d^i, \quad (7.23)$$

где n — число измерений в одной и той же точке загрязненного объекта.

В [68] показано, что значения КД подчиняются нормально-логаримическому закону распределения переменных величин, представленного в общем виде формулой (2.4). В данном случае параметр Π равен КД, т.е. $\Pi = K_d$. Тогда вместо формулы (7.23) среднее значение КД можно представить в виде:

$$\lg K, \bar{K}_d = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{i=n} \lg K_d^i. \quad (7.24)$$

При оценке КД по условию (7.23) среднее квадратическое отклонение равно:

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{l=n} (\bar{K}_n - K_n)^2}{n-1}}. \quad (7.25)$$

При оценке среднего значения КД необходимо знать доверительную вероятность γ , которая определяется по критерию B_n^i :

$$B_n^i = \frac{|\bar{K}_n - K_n^i|}{\sigma}. \quad (7.26)$$

При заданной доверительной вероятности γ можно определить разброс значений КД при данном числе измерений n :

$$\bar{K}_n = \bar{K}_n \pm 2\Delta K_n \gamma; \quad \Delta K_n = B_n^i \frac{\sigma}{\sqrt{n}}. \quad (7.27)$$

Формула (7.27) позволяет оценить достоверность полученных результатов дезактивации. Естественно, чем больше число измерений, тем более достоверны полученные сведения и меньше разброс значений КД. В Чернобыле, однако, сведения по КД в большинстве случаев получены при одном измерении одного участка, что следует иметь в виду при оценке достоверности этих измерений.

Рассмотрим в каких случаях определяется среднее значение КД с учетом вероятности начального P_n и конечного P_k РА загрязнений, которые в свою очередь подчиняются нормально-логарифмическому закону распределения и равны:

$$P_n = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_a} \exp\left[-\frac{(A_n - \bar{A}_n)^2}{2\sigma_a^2}\right]; \quad P_k = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_b} \exp\left[-\frac{(A_k - \bar{A}_k)^2}{2\sigma_b^2}\right], \quad (7.28)$$

где σ_a , σ_b — средние квадратические отклонения; \bar{A}_n , \bar{A}_k — медианное значение начального и конечного РА загрязнения, математическое ожидание.

При выполнении основного условия:

$$|P_n| \gg \sigma_a; \quad |P_k| \gg \sigma_b; \quad P_k \neq 0. \quad (7.29)$$

Среднее значение КД может быть определено, как:

$$\bar{K}_n = \frac{A_n}{A_k}. \quad (7.30)$$

Таким образом, когда уровни исходного и остаточного РА загрязнения подчиняются нормально-логарифмическому закону и выполняется условие (7.29) КД также подчиняется нормально-логарифмическому закону распределения. В этом случае справедливы условия (7.24), и на этой основе можно использовать математический аппарат для обработки экспериментальных данных.

СПОСОБЫ ДЕЗАКТИВАЦИИ

8. Характеристика способов дезактивации

8.1. Классификация способов дезактивации

Процесс дезактивации, обратный процессу РА загрязнения, связан с удалением РА загрязнений с обрабатываемых объектов. В случае поверхностного загрязнения дезактивация ограничивается удалением с поверхности объектов РА веществ, которые закреплялись на ней в результате адгезии и адсорбции молекул или ионов РН (рис. 4.1). Для дезактивации при глубинном загрязнении этого недостаточно — возникает необходимость извлечь РА загрязнения, проникшие в глубь поверхности, и только после этого происходит удаление РА загрязнений, перешедших из глубины на поверхность объекта. Возможно удаление находящихся в глубине материала РА загрязнений вместе с этим материалом.

Дезактивация осуществляется при помощи различных способов. Способ дезактивации — это совокупность операций с использованием средств дезактивации по удалению РА загрязнений с объектов или по изоляции поверхностей этих объектов. Способы дезактивации реализуются в результате воздействия дезактивирующих растворов (ДР) или сред на обрабатываемую поверхность с учетом особенностей объекта и используемых технических средств (ТС).

Существующие способы дезактивации можно классифицировать по различным признакам, которые, с одной стороны, определяются условиями РА загрязнения (табл.3.1), а с другой — условиями проведения самой дезактивации. Выбор способа дезактивации диктуется особенностями РА загрязнений и самого объекта. В основу классификации всех способов дезактивации могут быть положены два основных принципа, определяющие агрегатное состояние дезактивирующей среды и особенности проведения собственно дезактивации (табл.8.1).

В зависимости от агрегатного состояния дезактивирующей среды все способы дезактивации можно подразделить на жидкостные и безжидкостные, а также комбинированные.

Жидкостные способы могут быть основаны на использовании механического воздействия (струей воды, ультразвуком и др.) растворов с использованием физико-химических процессов (адсорбционных, ионо-обменных, мембранных и др.), а также на сочетании различных видов воздействия. Желание повысить эффективность дезактивации привело к осуществлению дезактивации путем сочетания различных способов. Подобное сочетание жидкостных и безжидкостных способов

обработки реализуется в комбинированных способах обработки, которые, в частности, применялись в Чернобыле. Дезактивацию перегретым паром можно отнести к безжидкостному способу, но после конденсации пара на поверхности объекта обработка идет по механизму жидкостной дезактивации.

Под комплексной дезактивацией следует понимать обработку одного и того же объекта различными способами.

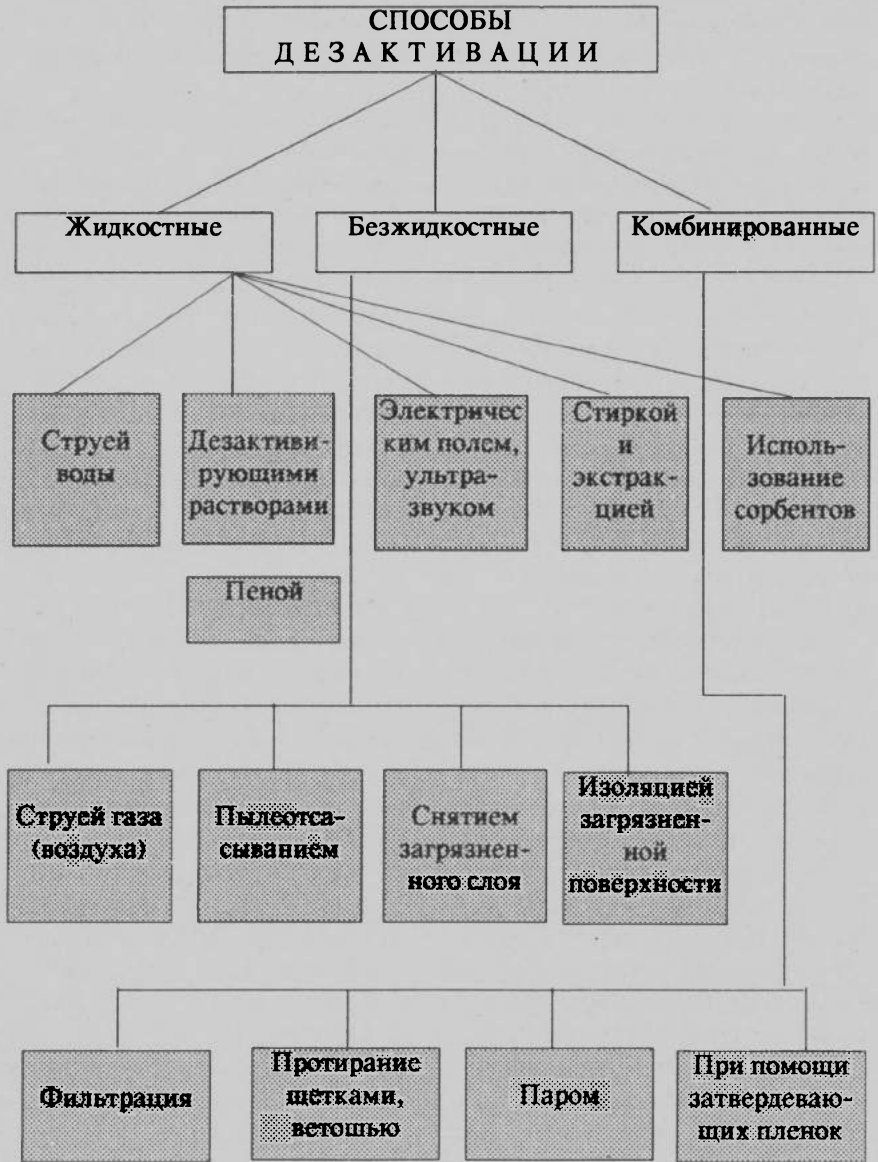
Например, в Чернобыле оборудование и помещения дезактивировались сначала используя пылесосы, а затем с помощью дезактивирующих растворов. В условиях массового РА загрязнения (табл. 1.1) может возникнуть необходимость многократной дезактивации. Подобная ситуация имеет место в атомной энергетике при РА загрязнении теплоносителем внутренних поверхностей оборудования, когда многократная дезактивация проводится в процессе профилактических ремонтов. В Чернобыле многократная дезактивация проводилась вынужденно в связи с многократным РА загрязнением одних и тех же объектов и недостаточной эффективностью одноразовой обработки.

В табл. 8.1 приведена классификация способов дезактивации без учета особенности очистки воздуха, воды и санитарной обработки; некоторые нельзя игнорировать при комплексной рассмотрении проблемы обезвреживания различных объектов (см. гл 15, 22, 23).

Не все способы дезактивации применяются одинаково часто. По этой причине их можно условно разделить на две группы — основные и вспомогательные. Сравнительно редко осуществляется дезактивация пенами и с использованием мембранной технологии. Кроме того к вспомогательным следует отнести те способы дезактивации, которые осуществляются без применения технических средств; например, протирание загрязненной поверхности вручную щетками или ветошью.

Иногда способы дезактивации разграничивают на физико-механические, химические и физико-химические. Физико-механические способы осуществляются с помощью механических или физических процессов; например, механическое воздействие щетки, аэродинамическое воздействие жидкого или газового потока и т.д. В химических способах происходит химическое взаимодействие РН с компонентами ДР; оно может быть интенсифицировано под действием внешних факторов, в частности электрического поля. Физико-химические способы дезактивации сочетают особенности двух предшествующих. Если придерживаться этой классификации, то все безжидкостные способы можно отнести к физико-механическим, а жидкостные и комбинированные — к физико-химическим с преобладанием либо химических, либо физических процессов. В чистом виде, как это будет видно из матери-

Таблица 8.1 Классификация способов дезактивации



ала настоящей главы, химические способы не проявляются. По этой причине подобная градация в табл. 8.1 отсутствует.

В табл. 8.1 заштрихованы те показатели, которые относятся к дезактивации в Чернобыле. По существу весь арсенал способов дезактивации был использован в совокупности и в развитии, что дает возможность представить способы дезактивации и их осуществление в обновленном аспекте.

8.2. Физико-химические основы способов дезактивации

Удаление РА загрязнений при реализации любого способа дезактивации происходит в две стадии, которые схематически в общем виде воспроизведены на рис. 8.1. Первая стадия процесса дезактивации 1 (рис. 8.1) заключается в преодолении связи между носителями РА загрязнений (РА частицы, РН в виде молекул или ионов) и поверхностью обрабатываемого объекта. В случае глубинного загрязнения дезактивация заключается не только в преодолении связи между носителями РА загрязнений и поверхностью, но и в миграции этих загрязнений из глубины материала на поверхность (1а). Извлеченные из материала РА загрязнения попадают на поверхность изделия, превращаются из глубинных в поверхностные, а затем удаляются, подобно поверхностным загрязнениям (1б, рис. 8.1).

Не менее важной является вторая стадия процесса дезактивации, которая заключается в транспортировке РА загрязнений с обрабатываемого объекта 2 (рис. 8.1). РА загрязнения удаляются с поверхности загрязненного объекта. Если вторая стадия процесса происходит не в полной мере, а тем более совсем отсутствует, то происходит оседание РА загрязнений 3, находящихся в отработавшей среде, и вторичное загрязнение объекта уже в процессе самой дезактиваций.

Подобное разграничение процесса дезактивации на две стадии несколько условно. Эта условность связана с тем, что обе стадии процесса могут происходить либо одновременно, либо с преимуществом какой-либо одной из них. Исключение сигдийной обработки имеет место тогда, когда осуществляется дезактивация снятием верхнего загрязненного слоя 4 (рис. 8.1). Кроме того возможно комплексное загрязнение РА частицами и РН в молекулярной или ионной форме. Физико-химические основы стадий дезактивации в условиях подобного комплексного загрязнения будут различными, а следовательно будут различными условия осуществления этих стадий.

Тем не менее, разграничение всего процесса дезактивации на стадии дает возможность обосновать параметры, характеризующие конкретный способ дезактивации. К таким параметрам относятся состав

ДР в случае применения жидкостных способов, норма их расхода на единицу поверхности объекта, условия применения дезактивирующих сред (давление, скорость обработки и др.).

Несмотря на различия, между способами дезактивации существует много общего. Эта общность обусловлена природой поверхностного и глубинного РА загрязнения.

Вернемся к рис. 4.1 и рассмотрим осуществление первой стадии процесса дезактивации, когда реализуются различные варианты поверхностного загрязнения.

Если РА частицы удерживаются на поверхности за счет адгезии 2, то первая стадия дезактивации заключается в преодолении силы адгезии за счет внешней силы $f_{отр}$. В общем виде осуществление первой стадии дезактивации в этом случае можно представить как:

$$f_{отр} > f_{ад} . \quad (8.1)$$

В связи с неоднозначностью сил адгезии, распределение которых в соответствии с формулой (4.1) подчиняется нормально-логарифмическому закону, существуют максимальная $f_{ад}^{макс}$ и минимальная $f_{ад}^{мин}$ силы адгезии. Эффективная дезактивация достигается тогда, когда за счет внешнего воздействия удаляются РА частицы, реализующие максимальную силу адгезии, а в условии (8.1) $f_{ад} = f_{ад}^{макс}$. Напомним, что силы $f_{ад}$ и $f_{отр}$ измеряются в ньютонах.

При удалении РА веществ, находящихся в виде твердой структурированной массы 3 (рис. 4.1), вместо условия (8.1) для осуществления первой дезактивации необходимо:

$$F_{отр} > F_{ад} \quad (8.2)$$

В случае отрыва РА частиц внешняя сила $f_{отр}$ полностью затрачивается на преодо-

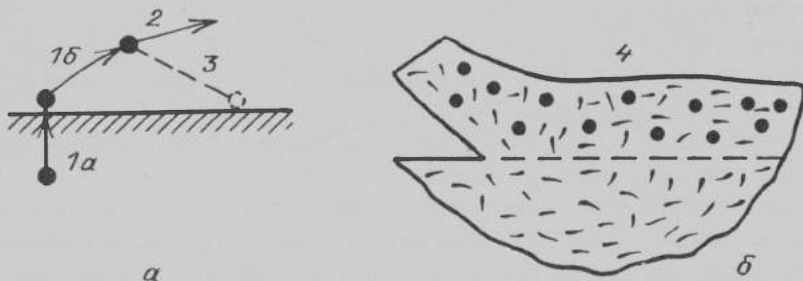


Рис.8.1. Стадии процесса дезактивации:

1 — первая, преодоление связи РА загрязнений с поверхностью в случае глубинного (а) и поверхностного (б) загрязнения; 2 — вторая, транспортировка РА загрязнений за пределы объекта; 3 — возможное вторичное оседание РА загрязнений; 4 — в случае снятия верхнего загрязненного слоя

ление адгезии. Для структурированных систем только часть внешнего усилия идет на преодоление адгезионного взаимодействия, а большая его часть затрачивается на деформацию структурированной РА массы, ее течение и другие потери [42]. Поэтому в условии (8.2) $F_{отр}$ является приведенной внешней силой, меньшей той, которая фактически реализуется в процессе дезактивации.

Особенности удаления жидкости с поверхности твердого тела, которые подробно

рассмотрены нами ранее [40], полностью относятся для случая 1 (рис. 4.1), когда РА загрязнения находятся в жидкости. Этот процесс определяется изменением поверхностного натяжения на границе раздела фаз (в случае использования жидкостных способов дезактивации) и внешним механическим воздействием, характерным для различных способов дезактивации.

Осуществление первой стадии дезактивации в отношении адсорбированных РН происходит за счет процесса обратному адсорбции (см. §6.2), именуемым десорбцией. При десорбции адсорбат в виде различной формы РН покидает поверхность адсорбента, в данном случае загрязненную поверхность объекта. Если обозначить химический потенциал РН на поверхности μ_n , а в дезактивирующей среде — через μ_c , то условия десорбции в общем виде можно представить так:

$$\mu_n > \mu_c \quad (8.3)$$

Условия (8.1)—(8.3) характеризуют лишь принципиальную возможность осуществления первой стадии дезактивации; о реализации этих условий в конкретных способах дезактивации речь пойдет ниже.

Первую стадию процесса дезактивации в случае глубинного РА загрязнения (см. рис. 4.2) необходимо связать с целым комплексом физико-химических и коллоидно-химических процессов. Прежде всего РН надо извлечь из глубины материала на поверхность (1а, рис. 8.1), т.е. глубинное загрязнение перевести в поверхностное, а затем удаление РА веществ будет происходить по механизму, характерному для поверхностного загрязнения.

Радионуклиды из глубины на поверхность переходят за счет процесса, который по сравнению с процессом РА загрязнения можно назвать обратной диффузией. В отличие от РА загрязнения по диффузионному механизму 1 (см. рис. 4.2) диффузионный поток направлен в противоположную сторону. Основное уравнение диффузии в виде формул (4.8) и (4.9) справедливо и для первой стадии дезактивации с той лишь разницей, что коэффициент обратной диффузии равен D_0 . Если коэффициент прямой диффузии D характеризует проникновение РН в глубину поверхности, то коэффициент обратной диффузии D_0 — из глубины на поверхность.

Удаление РА загрязнений из выемов, пор, трещин, а также из порового пространства капиллярно-пористых тел в процессе дезактивации жидкостными способами связано со смачиванием. Смачивание твердых поверхностей жидкостью определяется значением краевого угла (2, рис. 4.1) и в соответствии с уравнением (4.2) зависит от поверхностного натяжения на границе раздела фаз. Выемы шероховатой поверхности согласно условиям (4.10)—(4.12) изменяют краевой угол, а следовательно и условия смачивания. Для лучшего смачивания выемов с целью удаления оттуда РА загрязнений, особенно в виде высокодисперсных частиц, должно соблюдаться условие (4.11), т.е. обрабатываемая поверхность должна быть гидрофильна. Смачивание

гидрофильной шероховатой поверхности увеличивается по сравнению со смачиванием гладкой поверхности, изготовленной из одного и того же материала, что и шероховатая поверхность.

Таким образом, чем лучше смачивание и гидрофильнее поверхность, тем эффективнее жидкостные способы дезактивации. Создается противоречивая ситуация — для снижения РА загрязнения и уменьшения адгезионного взаимодействия между РА веществами и загрязняемой поверхностью необходимо гидрофобизация этой поверхности (см. §4.2), а для лучшего удаления этих загрязнений в процессе дезактивации — гидрофилизация поверхности. Это противоречие частично можно разрешить подбором ДР (см. §11.1).

Вернемся к дезактивации в условии глубинного РА загрязнения, когда мелкие частицы — носители активности проникают в выем поверхности (2, рис. 4.2). Как уже отмечалось (см. §4.2) РА частицы небольших размеров реализуют значительные силы адгезии, что создает определенные трудности для их удаления. Эти трудности усугубляются нахождением мелких частиц в выемах поверхности — извлечь оттуда РА частицы, реализующие значительную адгезию, более сложно, чем с ровной поверхности. Это обстоятельство послужило одной из причин низкой эффективности дезактивации в Чернобыле.

Еще большие трудности возникают при удалении РА загрязнений из мелких пор (4 и 5, рис. 4.2) и капиллярно-пористых тел. По этой причине для дезактивации местности, в частности, широко применяют безжидкостные способы дезактивации (см. табл. 8.1), связанные с удалением верхнего загрязненного слоя грунта или изоляцией местности с использованием различных материалов.

Вторая стадия процесса дезактивации связана с транспортировкой находящихся в дезактивирующей среде РА загрязнений (в виде РА частиц или раствора РН) с поверхности загрязненного объекта и предотвращением вторичного загрязнения поверхности (рис. 8.1). Для осуществления второй стадии необходимо и достаточно выполнить следующее условие:

$$F_2 > F_{oc} , \quad (8.4)$$

где F_2 — сила воздействия дезактивирующей среды на РА загрязнения; F_{oc} — сила, характеризующая противодействие РА загрязнению и стремящаяся возвратить РА загрязнения на обрабатываемую поверхность.

В качестве противодействия могут выступать гравитационная и инерционная силы, межмолекулярное взаимодействие, в отношении молекул РН, ионнообменные и адсорбционные свойства обрабатываемой поверхности.

Соотношения (8.1), (8.2) и (8.4) характеризуют условия проведения стадий процесса дезактивации в общем виде. Их конкретизация и возможность использования для практических целей обусловлены особенностями рассматриваемых способов дезактивации.

Реализация первой и второй стадий дезактивации зависит от многих факторов и ее можно рассматривать, как вероятностный процесс. В этих условиях КД можно представить в виде:

$$K_d = \frac{1}{1 - P_o P_y} \quad (8.5)$$

где P_o, P_y — вероятность осуществления первой стадии дезактивации и удаление РА загрязнений с поверхности (второй стадии дезактивации).

Вероятность удаления РА загрязнений P_o в соответствии с условиями (8.1) — (8.3) определяется как $P_o = fад / fотр$; $P_o = f(F_{отр} / Fад)$; $P_o = f(\mu_n / \mu_c)$, а в общем виде теми параметрами, которые характеризуют физико-химические процессы дезактивации; например, для диффузионных процессов — это коэффициент диффузии.

Вероятность транспортировки РА загрязнений в процессе второй стадии дезактивации можно связать с размерами обрабатываемого объекта L . Она равна $P_y = f(L_y / L)$, где L_y расстояние, необходимое для полного удаления РА веществ и предотвращения вторичного осаждения.

Вероятность первой и второй стадии дезактивации изменяется следующим образом: $1 \leq P_o < 0$ и $1 \leq P_y < 0$, но $P_o, P_y < 1$. Если $P_o = P_y = 1$, то в соответствии с условием (8.5) $K_d \rightarrow \infty$, т.е. происходит полное удаление при дезактивации РА веществ, что практически трудно осуществить.

8.3. Кинетика процесса дезактивации

Первая и вторая стадии процесса дезактивации протекают за определенное время. Это время может исчисляться секундами, минутами, а иногда и часами; например, при дезактивации одежды и очистке воды. В связи с этим следует ввести такое понятие, как скорость дезактивации v_d , которая характеризует снижение РА загрязнений с течением времени. Скорость дезактивации, показывающая убыль РА загрязнений ΔA , равна:

$$v_d = -\frac{\Delta A}{\Delta \tau} = -\frac{(A_n - A_k)}{\Delta \tau} \quad \text{или} \quad v_d = -dA / d\tau \quad (8.6)$$

На основе представлений химической кинетики и по аналогии с изменением скорости химической реакции можно считать, что снижение в результате дезактивации активности dA (от A_n до A_k) с единицы поверхности загрязненного объекта достигается за время $d\tau$ и будет равно:

$$v_d = -dA / d\tau = kA^n, \quad (8.7)$$

где k — константа скорости дезактивации; n — коэффициент, который подобно скорости химической реакции характеризует порядок процесса дезактивации.

Знак минус в уравнениях (8.6) и (8.7) означает, что в процессе

дезактивации идет убыль активности, а скорость самого процесса всегда положительна.

Коэффициент n может принимать целочисленные значения $n = 1, 2, 3$, что соответствует процессу дезактивации первого, второго и третьего порядка. В связи с тем, что дезактивация порой связана с реализацией нескольких физико-химических процессов одновременно (например, в соответствии с рис.4.2 — десорбцией при помощи ионного обмена, удалением РА загрязнений из пор и т.д.), то показатель степени n может быть дробным числом.

Рассмотрим условия дезактивации, когда процесс осуществляется по механизму реакции первого порядка и $n = 1$. Тогда в соответствии с формулой (8.7) получим:

$$dA = -kA dt. \quad (8.8)$$

После интегрирования этого уравнения от A_n до A_k и времени дезактивации от 0 до t оно приобретает следующий вид:

$$A_k = A_n e^{-kt} \quad (8.9)$$

Отношение A_n / A_k в соответствии с условием (7.1) есть КД. Тогда

$$K_d = e^{-kt}. \quad (8.10)$$

Если за время $t_{1/2}$ начальное РА загрязнение в результате дезактивации снизится в 2 раза ($K_d = 2$), то константа скорости дезактивации согласно уравнению (8.10) равна:

$$k = 0,6932 / t_{1/2} \quad (8.11)$$

Если в соответствии с ранее изложенным (см. п. 7.2.1) качество дезактивации считать хорошим и ограничиться нижним пределом показателя этого качества, $K_d = 50$, то формулу (8.10) можно представить в виде:

$$K_d = \frac{\ln 50}{t_{50}} = \frac{3,9120}{t_{50}}, \quad (8.12)$$

где t_{50} — время, в течение которого достигается КД, равный 50.

В случае, когда процесс дезактивации соответствует второму порядку, то вместо условия (8.7) получим:

$$dA = -kA^2 dt. \quad (8.13)$$

После интегрирования этого уравнения и несложных преобразований получим следующие соотношения:

$$\frac{1}{A_k} - \frac{1}{A_n} = kt; \quad k = \frac{A_n - A_k}{A_n A_k t}. \quad (8.14)$$

Если в формуле (8.14) воспользоваться выражением для КД, то она преобразуется следующим образом:

$$k = \frac{(K_d - 1)}{(A_n t)}. \quad (8.15)$$

Аналогично уравнениям (8.11) и (8.12) для КД, равного 2 и 50, получим соответственно:

$$k = \frac{1}{A_n t_{1/2}}, \quad (8.16)$$

$$k = \frac{49}{A_n t_{50}}. \quad (8.17)$$

В уравнениях (8.14) - (8.17) константа скорости дезактивации имеет тот же смысл, что и для константы скорости химических реакций первого порядка. Размерность константы скорости, однако, для реакций первого и второго порядка не совпадает; для реакции второго порядка она равна: (активность · время)⁻¹.

Когда порядок, характеризующий процесс дезактивации, не является целым чис-

лом, то для определения константы скорости дезактивации (и самого порядка реакции) можно воспользоваться приемом, основанном на логарифмировании уравнения (8.7):

$$\lg v_d = n \lg A + \lg k. \quad (8.18)$$

При известной скорости удаления активности в процессе дезактивации текущее значение этой скорости можно представить в зависимости от оставшейся активности, т.е. $\lg v_d = f(\lg A)$. Эта зависимость в логарифмических координатах выражается прямой линией или близкой к ней. В соответствии с уравнением (8.18) тангенс угла наклона этой прямой будет равен n , т.е. порядку реакции, а отрезок, отсекаемый на оси ординат — логарифм константы скорости процесса дезактивации.

Кинетика процесса дезактивации нержавеющей стали Х18Н10Т при помощи ДР (состава 20 г/л HNO_3 + 5 г/л $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ + 15 г/л H_2O_2 , загрязнение проводилось смесью РН ^{51}Cr , ^{90}Sc и ^{91}Zr в отношении 10:5:1; экспозиция загрязнения 24 ч) определялась в зависимости от температуры раствора [59]. На основе этих экспериментальных данных рассчитаны константы скорости дезактивации:

Температура раствора, °С	20	45	60	80
Константа скорости дезактивации по механизму первого порядка согласно (8.12)	0,0327	0,131	0,240	1,861
второго порядка в соответствии с (8.17)	0,00813	0,0326	0,0612	0,49

Константа скорости дезактивации (для $K_d = 50$ и τ_{50}) рассчитанная по механизму процесса соответственно первого и второго порядка, с ростом температуры увеличивается. В соответствии с формулой (8.6) увеличивается скорость дезактивации и снижается время, необходимое для достижения требуемого КД.

При дезактивации тех же поверхностей пеной (экспозиция воздействия пеной 15—30 мин, смыв пены водой) константа скорости дезактивации по механизму перзого порядка для температуры 20° равна 0,0570 мин⁻¹, а для второго порядка 0,0170 (активность · мин)⁻¹. При сопоставлении этих значений при дезактивации пеной по сравнению с дезактивацией ДР можно судить о том, что скорость пенной дезактивации выше примерно в 2 раза скорости дезактивации растворами.

В [69] проанализирована кинетика первой стадии процесса дезактивации конструкции реактора бассейного типа ИВВ-ММ с использованием водного раствора, содержащего 0,1% Na_2CO_3 и 0,025% трилона Б. Контроль полноты дезактивации осуществлялся при помощи образцов-свидетелей, что позволило определить константу скорости дезактивации с использованием формул (8.11), (8.12) и (2.16), (8.17). Средние значения времени $t_{1/2}$ и τ_{50} для смеси различных РН составляет соответственно 3 и 60 мин. Это позволило вычислить значение константы скорости дезактивации, которое в соответствии с механизмом первого порядка равно 0,115 и 0,0544 мин⁻¹, а для механизма дезактивации по второму порядку соответственно 0,163 и 0,0163 (активность · мин)⁻¹. Разброс значений констант скорости дезактивации для первого порядка меньше, чем для второго. Это дает основание предположить, что кинетика скорости дезактивации в данном случае ближе соответствует первому порядку, чем второму.

Таким образом, при помощи константы скорости дезактивации, которая рассчитывается на основе представлений о механизме процесса с учетом порядка этого процесса, представляется возможным оценить скорость дезактивации и провести сопоставление кинетики дезактивации при использовании различных способов.

Уравнения (8.7)—(8.14) характеризуют кинетику процесса дезактивации, связанного с удалением активности без учета особенностей

поверхностного и глубинного загрязнений; когда РН проникают в глубь поверхности, то после нанесения ДР происходит диффузия РН из глубины на поверхность и диффузия ДР из поверхности в глубину материала [70]. Возможность совместного проникновения РН и ДР не учитывается.

Таким образом, в процессе дезактивации в условиях глубинного загрязнения осуществляют два потока: один из глубины на поверхность, а другой — в обратном направлении. Оба эти потока характеризуются определенным временем.

Если обозначить D концентрацию ДР (или его ионов), а C — концентрацию РН (или их ионов), и нахождение этих растворов на поверхности “п”, а в глубине — “г”, то изменение концентрации РН и ДР в процессе дезактивации можно выразить следующим образом:

$$D_p \rightarrow D_g; C_p \leftarrow C_g.$$

Для проведения дезактивации необходимо, чтобы $C_g > C_p$. Скорость дезактивации с учетом глубинного загрязнения и на основе кинетики процесса по механизму первого порядка согласно условию (8.6) можно представить в виде

$$v_d = -\frac{dC}{dt} = k_1 C, \quad (8.19)$$

где C — текущее значение концентрации РН в глубине материала в ходе процесса дезактивации; k_1 — константа скорости перехода (диффузии) РН из глубины на поверхность.

В отличие от уравнения (8.7) формула (8.19) характеризует изменение концентрации РН при извлечении их из глубины на поверхность обрабатываемого объекта. Этот процесс в соответствии с уравнениями (8.6) — (8.8) по мнению авторов [70], характеризует псевдодиффузию РН на обрабатываемую поверхность и переход их в дезактивирующий раствор. Константу скорости процесса можно выразить следующим образом:

$$k = k' \cdot \exp[-E^*/RT], \quad (8.20)$$

где E^* — энергия активации процесса перехода РН из глубины на поверхность; k' — константа скорости дезактивации, учитывающая особенности процесса — проникновение ДР в глубь материала и явления, сопровождающего переход РН на поверхность.

Экспериментальные данные, полученные в [70] при дезактивации экспозиционной смолы, загрязненной РН ^{90}Y , ^{134}Cs и ^{137}Cs , ДР, содержащим 10^{-2} М NaNO_3 и 10^{-4} М HNO_3 , позволяют определить КД при помощи следующего уравнения:

$$K_d = (1 + kt) \frac{\chi}{RT} \frac{\bar{\chi}}{A^{RT}} \chi, \quad (8.21)$$

где χ — коэффициент, характеризующий связь между энергией активации и коэффициентом дезактивации.

Если принять за единицу время, когда происходит снижение коэффициента дезактивации в 2 раза [фактически это период полудезактивации в соответствии с формулой (8.11)], то формулу (8.21) можно упростить и представить в виде:

$$(K_d)_1 = [1 + \tau (2^{\chi/RT} - 1)] \frac{RT}{\chi}. \quad (8.22)$$

Из уравнения (8.22) следует, что эффективность дезактивации зависит от времени дезактивации, температуры ДР и значения коэффициента χ , учитывающего извлечение РН из глубины поверхности. Зависимость между $\lg K_d$ и $\lg \tau$ для времени дезактивации от 102 до 104 с. аппроксимируется прямой линией — коэффициент корреляции составляет 0,9212—0,9996. С учетом этой зависимости уравнение (8.21) можно упростить и представить в следующем виде:

$$\lg K_d = B(\text{const}) + a \lg \tau; \quad K_d = B' \tau^a; \quad B = \lg B' \quad (8.23)$$

Согласно уравнению (8.23) между $\lg K_d$ и $\lg \tau$ (τ — время дезактивации) существует линейная зависимость, что и подтверждается экспериментально. Участок, отсекаемый на оси ординат прямой, проведенной в соответствии с уравнением (8.23), соответствует постоянной B , численное значение которой равно 1. Тангенс угла наклона этой прямой есть величина a , которая лежит в пределах 0,21—0,22 [70].

Множественная дезактивация заключается в периодически повторяющихся применительно к одному и тому же объекту циклов загрязнения—дезактивация. По мере увеличения числа циклов загрязнения—дезактивация начального и конечного (после дезактивации РА загрязнения) при условии, что его уровень от цикла к циклу изменяется не очень существенно — по крайней мере в пределах одного порядка, а дезактивация осуществляется одним и тем же способом. Подобное накопление РА загрязнений в процессе циклической и многократной дезактивации наблюдалось в Чернобыле.

Для одинаковых условий РА загрязнения ($K_d \approx \text{Const}$) в результате увеличения начального и особенно конечного загрязнений от цикла к циклу происходит своеобразное насыщение поверхности РА загрязнениями. Предельное количество РА загрязнений соответствует значениям A_n^∞ и A_k^∞ .

Можно представить изменения начального и конечного РА загрязнений с учетом предельного количества в зависимости от числа циклов n дезактивации следующим образом [44]:

$$A_n = A_n^\infty \frac{bn}{1+bn}; \quad (8.24)$$

$$A_k = A_k^\infty \frac{bn}{1+bn}, \quad (8.25)$$

где b — опытный коэффициент.

Если представить уравнения (8.24) и (8.25) в обратных величинах, то получим:

$$\frac{1}{A_n} = \frac{1}{A_n^\infty} + \frac{1}{A_n^\infty b} \frac{1}{n}, \quad (8.26)$$

$$\frac{1}{A_k} = \frac{1}{A_k^\infty} + \frac{1}{A_k^\infty b} \frac{1}{n}. \quad (8.27)$$

В координатах $\frac{1}{A_n}$ и $\frac{1}{A_k}$ уравнения (8.26) и (8.27) аппроксимируются прямой линией, а отрезок, отсекаемый на оси ординат равен $1/A_n^\infty$ или $1/A_k^\infty$; тангенс угла наклона этой прямой соответствует значению $1/A_n^\infty b$ или $1/A_k^\infty b$. По известному значению $1/A_n^\infty$ или $1/A_k^\infty$ можно, зная тангенс угла наклона, определить числовое значение коэффициента b .

При обработке образцов пластика 57-40 в лабораторных условиях [59] число циклов загрязнения — дезактивация составило 5, $p = 5$. Образцы размером 40×40 см загрязнялись смесью РН ^{51}Co , ^{60}Co , ^{95}Zr — ^{95}Nb в соотношении 10:5:1, время загрязнения 4—5 ч., расход ДР 250 мл, ДР включал 5 г/л $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ + 2 г/л NH_4HF + 1 г/л сульфанола. Остаточная активность после дезактивации в зависимости от числа циклов p раствора при рН 3,5 равна 0,22; 0,36; 0,37; 0,40 и 0,50% от начального РА загрязнения. Предельное РА загрязнение после дезактивации составит 0,70% ($K_d = 123$), а коэффициент $b = 1,84$.

Зная A_n^∞ и коэффициент b , можно воспользоваться уравнениями (8.24) и (8.25) для оценки эффективности дезактивации в условиях многократного РА загрязнения в зависимости от числа циклов загрязнения — дезактивация.

По числу циклов загрязнения — дезактивация можно прогнозировать остаточное РА загрязнение различных объектов, удаление которого не поддается в процессе дезактивации. Подобная ситуация возникла в Чернобыле, когда не удалось обезвредить неоднократно — загрязненную технику. Ее препровождали в отстойники для естественной дезактивации.

В условиях Чернобыля зачастую требовалось проведение повторной дезактивации после однократного загрязнения, когда первоначальная обработка объекта по существующим режимам не привела к снижению загрязнения ниже допустимых норм. В отличие от числа циклов загрязнения — дезактивация обозначаемого через p , число циклов дезактивации Z предусматривает необходимость повторения дезактивации и может быть определено согласно [71], как

$$Z = (\lg K_d^{\text{TP}} - 0,3) / ((\lg K_d)_1 - 0,3), \quad (8.28)$$

где K_d^{TP} — требуемый КД согласно уравнению (7.8), $(K_d)_1$ — коэффициент дезактивации после первого цикла обработки; 0,3 — поправка, учитывающая запас прочности при расчете эффективности дезактивации.

При выводе формулы (8.28) принималось, что в каждом последующем после первого цикла обработки коэффициент дезактивации был равен 2. В условиях Чернобыля число циклов дезактивации одного и того же образца военной техники, а также оборудования и помещений достигало 5.

9. Безжидкостные способы дезактивации

9.1. Дезактивация струей газа (воздуха)

При дезактивации струей газа (воздуха) с поверхности удаляются загрязнения в виде РА частиц 2 (рис. 4.1), капель жидкости 1, а также структурированных масс 3. Газовый поток в состоянии преодолеть лишь поверхностные РА загрязнения адгезионной природы (см. §4.2).

Механизм удаления частиц, в том числе и носителей активности подробно рассмотрен ранее [55, с. 300-337], а некоторые его детали уточнены в [72].

Схематически процесс воздействия газового потока на прилипшие частицы представлен на рис. 9.1. Под действием этого потока возникает аэродинамическая сила $f_{аэ}$ и подъемная сила $f_{под}$. С учетом веса частиц P и силы адгезии осуществление первой стадии процесса дезактивации вместо общего соотношения (8.1) можно представить в виде:

$$f_{аэ} \geq \mu(f_{ад} + P - f_{под}), \quad (9.1)$$

где μ — коэффициент внешнего трения.

Для частиц небольшого размера, когда $f_{ад} \gg P$ условие (9.1) можно представить в упрощенном виде:

$$f_{аэ} \geq \mu(f_{ад}).$$

В случае удаления структурированных РА загрязнений (3, рис. 4.1), когда адгезия определяется в расчете на единицу площади контакта S_k , то условие (9.1) трансформируется следующим образом:

$$F_{аэ} \geq \mu \left(\frac{F_{ад}}{S_k} + \Gamma - f_{под} \right).$$

Вторая стадия процесса дезактивации связана с удалением РА загрязнений, потерявших связь с поверхностью объекта, и предотвращением возможного вторичного РА загрязнения; условие (8.4) для газового потока выглядит следующим образом:

$$f_{аэ} > P.$$

Приведенные условия характеризуют процесс дезактивации струей газа в общем виде. Реализация этих условия зависит от структуры пограничного слоя у загрязненной поверхности и вероятности осуществления двух основных стадий процесса дезактивации.

Для определения аэродинамической силы можно воспользоваться следующей формулой:

$$f_{аэ} \geq C_x \rho S v_c^2 / 2, \quad (9.2)$$

где C_x — коэффициент сопротивления препятствия, в данном случае РА частицы; ρ — плотность газа или воздуха, из которого формируется поток или струя; S — так называемое миделево (максимальное) сечение частиц; v_c — скорость потока, под действием которого возникает аэродинамическая сила и происходит отрыв прилипших частиц.

Коэффициент сопротивления C_x является функцией критерия Рейнольдса Re , который в отношении обрабатываемой поверхности равен $Re = v_c L / \nu$, где L — линейный размер дезактивируемой поверхности, ν — кинематическая вязкость газа или воздуха.

Согласно условию (9.2) аэродинамическая сила зависит непосредственно от скорости газового потока v_c и косвенно — через коэффициент сопротивления, который определяется числом Рейнольдса и зависит от скорости потока [55, 56].

Фактические значения скорости v_c потока, которые определяют аэродинамическую силу $f_{аэ}$, а вместе с тем и осуществление первой стадии процесса дезактивации, обусловлено структурой пограничного слоя. При обтекании загрязненной поверхности свободным газовым потоком, имеющим скорость v_∞ , на поверхности образуется пограничный слой толщиной δ_l (рис. 9.1). В зависимости от скорости потока, размеров обтекаемой поверхности, места встречи потока с поверхностью и других факторов ламинарный пограничный слой может перейти в турбулентный, имеющий ламинарный подслой толщиной $\delta_{лп}$. В ламинарном пограничном слое и ламинарном подслое имеет место

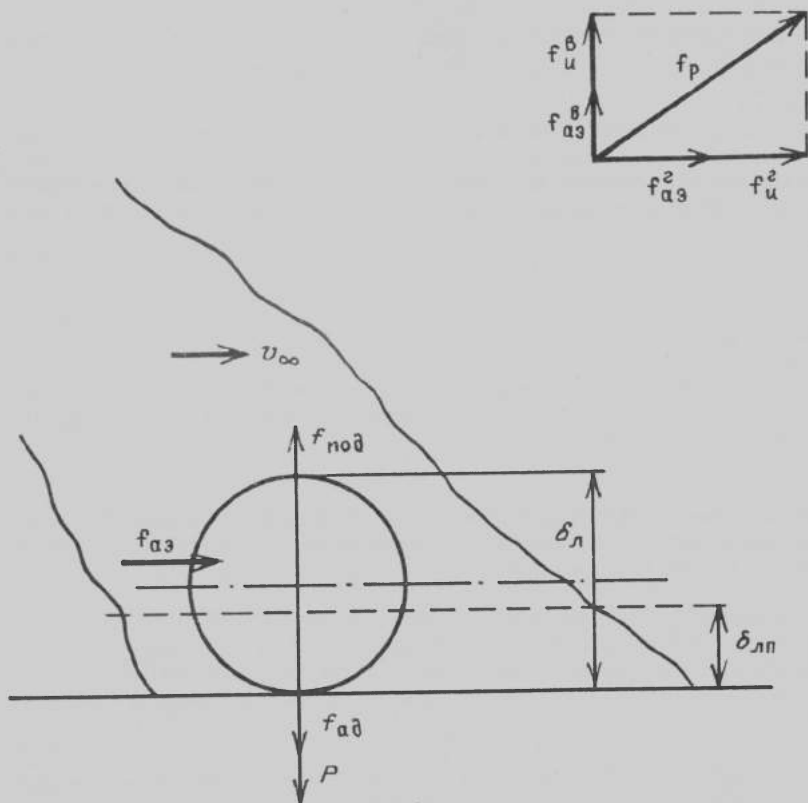


Рис. 9.1. Схема воздействия газового (воздушного) потока на прилипшие РА частицы (пояснения в тексте)

линейное распределение скорости газового потока от нуля у обтекаемой поверхности до максимального значения на внешней его границе. По мере увеличения толщины турбулентного пограничного слоя скорость потока растет уже по экспоненте.

Аэродинамическая сила определяется скоростью потока $v_{\text{ч}}$, непосредственно воздействующего на РА частицы. На рис 9.2 представлена эпюра фактического распределения скорости потока у обтекаемой поверхности для частиц диаметром 1 мкм и сила аэродинамического воздействия воздушного потока [72]. Начальная скорость невозмущенного потока составляет 93,4 м/с, а скорость на высоте центра частицы $v_{\text{ч}}$ (сектор 5 на рис. 9.2) будет равна 19 м/с.

Распределение скорости v по высоте частицы не совпадает с

распределением аэродинамической силы $f_{аз}$. Подобное несовпадение связано с изменяющимися значениями миделева сечения S и коэффициента сопротивления C_x по высоте частицы. Изменения C_x и S в соответствии с формулой (9.2) влечет изменение аэродинамической силы по высоте частицы. Максимальное значение аэродинамической силы приходится на сектор 8 (рис. 9.2). Если просуммировать действие аэродинамической силы на все десять секторов согласно приведенной на рис. 9.2 эпюры, то суммарная аэродинамическая сила, которая обуславливает первую стадию дезактивации, будет равна $4,3 \cdot 10^{-7}$ Н.

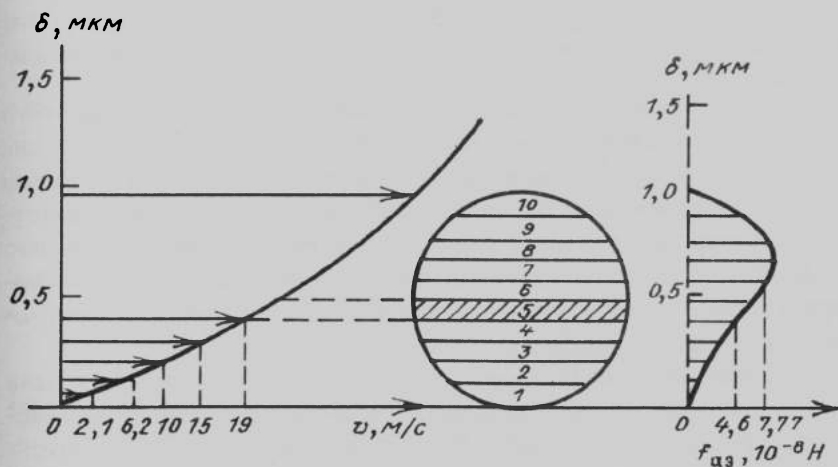


Рис. 9.2. Распределение скорости воздушного потока v и аэродинамической силы $f_{аз}$ по высоте частицы диаметром 1 мкм, когда скорость невозмущенного воздушного потока v_{∞} составляет 93,4 м/с

На рис. 9.2 приведены распределения скорости потока и аэродинамической силы для частного случая, который характеризуется определенным размером частиц и скоростью невозмущенного потока. Фактически по мере изменения скорости потока происходит изменение структуры пограничного слоя, а следовательно и воздействие потока на отрыв прилипших частиц изменяется.

В работе [72] приведены сведения по структуре турбулентного пограничного слоя в зависимости от скорости свободного потока, который регулируется у источника, его создающего. Получены следующие результаты:

Скорость свободного потока, м/с	2,95	9,34	29,5	93,4	295
Толщина, мкм:					
турбулентного пограничного слоя	2000	630	200	63	20
ламинарного подслоя	16	5,2	1,6	0,52	0,16

Чем больше скорость газового потока, тем меньше толщина ламинарного подслоя и большая вероятность удаления относительно мелких РА частиц. Скорость на уровне центра частиц v_c переменна даже для одного и того же объекта и одной и той же скорости невозмущенного потока. Рассчитывать эту скорость во всех случаях не представляется возможным. Поэтому аэродинамическую силу определяют на основе известной скорости невозмущенного потока.

В зависимости от размеров РА частиц и их положения в пограничном слое можно воспользоваться следующими полуэмпирическими формулами для определения аэродинамической силы [55, 56]:

при нахождении частиц в ламинарном слое или в ламинарном подслое

$$f_{a3}^A = 0,94\rho d^2 v_{\infty}(v/L)^{1/2}; \quad (9.3)$$

в случае турбулентного пограничного слоя

$$f_{a3}^A = 19,8\rho v_{\infty}^{1,36} d^{1,44} v^{0,54} / L^{0,14}, \quad (9.4)$$

где ρ — плотность газового или воздушного потока; L — линейные размеры обрабатываемой поверхности.

Таким образом, на основании известной скорости невозмущенного потока представляется возможным рассчитать аэродинамическую силу, т.е. левую часть условия (8.1), определяющего первую стадию процесса дезактивации. Значение коэффициентов трения определяется экспериментально для частиц различного размера и формы. Обычно коэффициент внешнего трения меньше единицы. Если с учетом некоторого запаса принять, что $\mu = 1$, то аэродинамической силе противостоит сила адгезии частиц.

Соотношения между аэродинамической силой и силой адгезии представлены на рис. 9.3. Сплошные кривые, характеризующие изменения аэродинамической силы, заимствованы из работы [72], а штриховые, показывающие изменение сил адгезии в расчете на 1 частицу различной формы (нижняя сферической и верхняя неправильной), получены экспериментально [55]. Нижняя штриховая кривая определяется минимальными силами адгезии, а верхняя — максимальными с учетом распределения сил адгезии частиц на основе нормально-логарифмического закона (см. §4.2). На основании соотношения между аэродинамической силой и силой адгезии и в соответствии с условием (8.1) можно определить условия осуществления первой стадии дезактивации газовым или воздушным потоком.

В I зоне аэродинамическая сила превалирует над силой адгезии и первая стадия процесса дезактивации осуществима в строго ограниченных условиях, а именно, для относительно крупных частиц, в данном случае более 1 мкм и при значительной скорости воздушного потока, достигающей у выхода источника генерации струи 295 м/с. Реализация подобной скорости требует значительного расхода газа или воздуха, создание специальной установки для дезактивации крупногабаритных объектов. Следует иметь в виду, что скорость воздуш-

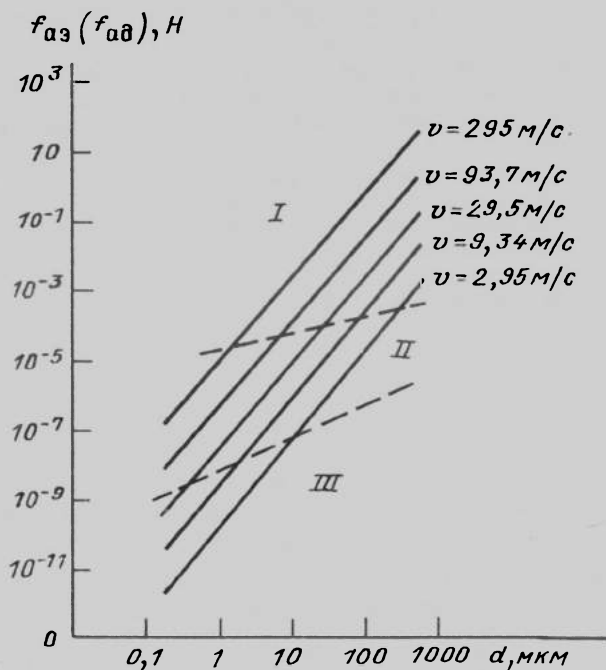


Рис. 9.3. Изменения аэродинамической силы фаз (сплошные кривые) и силы адгезии (штриховые) в зависимости от размеров частиц:
 I — зона полного удаления РА частиц; II — зона частичного удаления РА частиц; III — в зоне дезактивация невозможна при различных скоростях воздушного потока

ного потока у обрабатываемой поверхности значительно меньше по сравнению с той скоростью, которая реализуется при выходе из сопла рабочего агрегата. Во II зоне сила адгезии соизмерима с аэродинамической силой, в III зоне — превышает ее. Это означает, что осуществление дезактивации во II зоне затруднено, а в III вообще невозможно.

Соотношение между аэродинамической силой и силой адгезии на рис. 9.3 иллюстрирует ограниченные возможности осуществления первой стадии дезактивации даже в случае поверхностного загрязнения в виде прилипших РА частиц. Удаление воздушным потоком РА загрязнений, которые находятся в жидкой среде, проникают в щели и поры (см. рис. 4.2) или образуют структурированные системы (см. рис. 4.1), еще в большей степени затруднено по сравнению с удалением РА частиц с ровных поверхностей.

С учетом распределения частиц по силам адгезии, которая аппроксимируется в соответствии с формулой (2.4) нормально-логарифмическим законом, вероятность первой стадии процесса дезактивации можно представить в виде:

$$P_0 = 1 - \left[\Phi_1 \left(\frac{\lg d_{\max} - \lg d}{\sigma} \right) - \Phi_2 \left(\frac{\lg d_{\min} - \lg d}{\sigma} \right) \right], \quad (9.5)$$

где Φ_1 и Φ_2 — табулированные интегралы вероятности; d_{\max} , d_{\min} и \bar{d} — максимальный, минимальный и медианный диаметр частиц в соответствии с нормально-логарифмическим законом распределения (прямая 1 рис. 2.3); σ — среднее квадратическое отклонение.

При воздействии воздушного потока, когда аэродинамическая сила в расчете на единицу массы частиц равна $2g$, вероятность отрыва частиц и КД с учетом распределения частиц по размерам (в числителе для сферических, в знаменателе для частиц неправильной формы) приобретают следующие значения:

Медианный диаметр частиц, мкм	50	100	200	250
Вероятность отрыва частиц	0,25/0,11	0,53/0,25	0,85/0,83	0,92/0,72
КД	1,4/1,1	2,1/2,0	6,7/4,0	12,5/5,0

Приведенные данные показывают, что даже при удалении относительно крупных частиц КД и соответственно вероятность отрыва незначительны, особенно для частиц неправильной формы.

Вторая стадия процесса дезактивации связана с удалением частиц от обрабатываемого объекта, когда эти частицы находятся во взвешенном или аэрозольном состоянии. Силы, обуславливающие осуществление второй стадии процесса, представлены в верхней части рис. 9.1. По отношению к взвешенным частицам аэродинамическая сила включает горизонтальную и вертикальную составляющие $f_{\text{гз}}$, $f_{\text{вз}}$. Горизонтальная составляющая заставляет частицы двигаться в направлении потока газа или воздуха. Вертикальная составляющая создает подъемную силу, препятствующую оседанию частиц и вторичному РА загрязнению за счет этого процесса.

Аэрозольные РА частицы, гонимые газовым или воздушным потоком, приобретают способность двигаться по инерции. Инерционные силы заставляют РА частицы отклониться от направления воздушного потока, когда он сам меняет свое направление. Таким образом появляется горизонтальная и вертикальная инерционные составляющие $f_{\text{гн}}$, $f_{\text{вн}}$.

Помимо сил, изображенных в верхней части рис. 9.1, действуют и другие силы [39]. В условиях дезактивации поверхностей объектов газовым или воздушным потоком ими можно пренебречь.

В результате действия вертикальных и горизонтальных компонент возникает результирующая сила f_p , которая и определяет вторую стадию процесса дезактивации.

Обычно при дезактивации газовым или воздушным потоком лимитирующей является первая стадия процесса. Во время второй стадии РА загрязнения распыляются вблизи обрабатываемого объекта. Если не принять меры по улавливанию этих частиц, то произойдет их осе-

дание или осаждение не на самом объекте, а вблизи его — дезактивация сведется к перераспределению РА загрязнений.

Практически для дезактивации объектов используется газовая струя, которая вырывается из сопла реактивного двигателя. Такой двигатель, отработавший гарантийный срок по своему назначению (в частности авиационный двигатель), используется в дальнейшем для дезактивации. Скорость газовой струи на выходе из авиационного двигателя обычно составляет 150—200 м/с, а у обрабатываемой поверхности она снижается до 90—110 м/с. Такая скорость (рис. 9.3) позволяет удалять довольно крупные РА частицы диаметром более 15 мкм. После РА загрязнения частицами, образующимися в результате наземного ядерного взрыва, КД достигает лишь 5. В условиях Чернобыля этот способ в отношении транспортных средств оказался не эффективным [73].

Это не означает отказ от использования воздушного потока для целей дезактивации. Низкая эффективность, однако, побудила применять другие способы дезактивации с использованием воздушного потока.

В стационарных условиях воздушный поток применялся для дезактивации поверхностей помещений. С этой целью в стенах смонтированы шлицевые отверстия, через которые со скоростью от 10 до 30 м/с подается воздух [74]. Шлицы расположены таким образом, чтобы воздух образовывал вихревые потоки, а сами шлицы позволяли изменять направление воздуха от тангенциального до радиального. Отработавший воздух, содержащий РА загрязнения, удаляется из помещения через рециркуляционные трубки, обеспечивая тем самым замкнутый цикл дезактивации.

9.2. Абразивный обдув

Одна из возможностей повышения эффективности обработки основана на использовании воздушной струи после введения в нее порошка, обладающего абразивным действием и способного снять верхний загрязненный слой. Дезактивация происходит в результате абразивного обдува, при этом удаляются как поверхностные, так и глубинные РА загрязнения. Коэффициент дезактивации может достигать 200-300 [75, 76], что гарантирует отличное качество обработки.

Абразивный порошок подается в воздушную среду и под ее воздействием приобретает необходимую скорость за счет аэродинамической и инерционной сил (см. рис. 9.1). Затем порошок вместе с воздушным потоком подается на обрабатываемую поверхность. В качестве абразивного материала может быть использован песок, карборунд, металлические и другие порошки.

Дезактивация в основном осуществляется за счет воздействия абразивного порошка, а воздушная струя, в данном случае, выполняет вспомогательные функции: распыл порошка, сообщение абразивным

частицам определенной скорости, направление их на обрабатываемую поверхность и удаление отработавших частиц вместе с РА загрязнителями с поверхности объекта.

Если в качестве абразива используется песок, то такая обработка называется пескоструйной; обработку стальными шариками и дробью называют дробеструйной. Кроме того применяют различные порошки, такие как V_2O_5 , ингибирующего действия и другие.

Во всех вариантах использования абразивного препарата и снятия загрязненного слоя происходит внедрение абразива (песка, дроби, металлических и других частиц) в обрабатываемую поверхность, скол или срез части этой поверхности. Производительность абразивной обработки сравнительно невелика; так в случае пескоструйной и дробеструйной дезактивации она может достигать для легированных стальных конструкций около $5 \text{ м}^2/\text{ч}$, а для окрашенных изделий путем снятия слоя краски — $25 \text{ м}^2/\text{ч}$. По другим данным [77], при удалении поверхностного слоя бетона глубиной до 7 мм производительность составляет $11 \text{ м}^2/\text{ч}$, а для очистки от краски металлических изделий — до $33 \text{ м}^2/\text{ч}$.

Существует определенная скорость частиц, которая характеризует их абразивное воздействие; одновременно осуществляется отскок частиц от обрабатываемой поверхности и абразивное действие. Абразивное действие наблюдалось нами для различных поверхностей в зависимости от скорости стеклянных шарообразных частиц. Эта зависимость следующая:

Материал поверхности	Дюралюминий	Дюралюминий окрашенный	Текстолит	Сталь-3
Скорость абразивного воздействия, м/с	29	18	36	43

Приведенные значения скоростей абразивного воздействия следует рассматривать как минимальные и усредненные. Фактически могут быть отклонения от этих значений, которые связаны с упругими свойствами абразивного порошка, размерами частиц этого порошка и другими факторами, в частности, угла встречи потока абразивных частиц с обрабатываемой поверхностью.

Абразивные частицы движутся медленнее, чем сам поток. Они получают определенную скорость не только за счет воздушного потока, имеющего большую скорость по отношению частиц, но и в результате распыла порошка, который может осуществляться при давлении воздуха 5-9 МПа [75].

Абразивное воздействие, когда происходит удаление верхнего слоя

обрабатываемой поверхности вместе с находящимися в этом слое РА загрязнениями, есть первая стадия дезактивации. Условия (8.1) и (8.2), которые характеризуют эту стадию, в данном случае можно представить в следующем виде:

$$F_{аб} > F_{кор} \quad (9.6)$$

Условие (9.6) означает, что сила, вызванная абразивным действием $F_{аб}$, превосходит когезионную силу $F_{кор}$, которая определяет прочность самого обрабатываемого материала. Абразивный обдув — универсальный и довольно эффективный способ дезактивации. Его можно использовать для дезактивации металлов и пористых материалов, например, бетона. Однако этот способ не лишен недостатков и довольно существенных. Основными из них являются необходимость использования абразивного порошка, расход которого составляет в пределах 7,5—45 г/с, трудности его регенерации после дезактивации, возникновение смеси РА загрязнений с отработавшим абразивным порошком.

После снятия загрязненного слоя обрабатываемая поверхность несет следы абразивного воздействия: образуются неровности, возникает опасность значительной локальной эрозии поверхности, происходит потеря защитных и механических свойств обработанных поверхностей. В процессе второй стадии абразивные частицы совместно с РА загрязнениями, гонимые воздушным потоком, распыляются вокруг обрабатываемого объекта. Это обстоятельство приводит к аэрозольному вторичному загрязнению окружающей среды, которое усугубляется еще и опасным воздействием на организм человека самого абразивного порошка (возможность заболевания силикозом и другие нежелательные последствия). Для предотвращения отрицательного воздействия отработавшего порошка и удаляемых РА загрязнений принимают ряд мер. К их числу относится использование абразивного обдува лишь для дезактивации внутренних поверхностей резервуаров, трубопроводов и других объектов, переход от “сухого” распыла воздухом на вариант “мокрого” распыла с помощью водного потока. Один из вариантов комбинации сухого и мокрого распыла заключается в обдуве поверхностей воздушным потоком, содержащим ледяные крошки [76], которые выполняют роль абразивного материала в первой стадии процесса дезактивации. Затем после контакта с обрабатываемой поверхностью и исчерпания своих абразивных свойств из льдинок образуется пленка воды; эта пленка под действием воздушного потока стекает, увлекая за собой РА загрязнения. Подобным образом проводилась дезактивация трубопроводов и клапанов арматуры АЭС. Коэффициент дезактивации составил примерно 10.

Обработка ледяной крошкой связана с небольшим расходом свеобразного абразивного материала, который к тому же не вызывает повреждений обрабатываемой поверхности, хотя коэффициент снижения мощности дозы достигает 1000.

При использовании в качестве абразива частиц из твердой углекислоты происходит естественная сепарация РА загрязнений от абразива, десублимация углекислого газ (переход из твердой в газообразную фазу) отработавшего абразивного порошка.

В некоторых условиях для дезактивации предусмотрен вакуумный отсос отработавшего абразивного порошка в смеси с раздробленным материалом верхнего загрязненного слоя [77], что исключает возможность вторичного РА загрязнения. Коэффициент дезактивации дости-

гает 100. Действие вакуумирования, однако, трудно оценить, так как не приводятся сведения о КД в тех же условиях, но без вакуумирования.

Деактивация абразивным порошком на основе замкнутого цикла с последующей регенерацией и повторным использованием абразивного материала позволяет избежать многих недостатков этого способа.

9.3. Деактивация пылеотсасыванием

В отличие от предыдущего способа деактивации воздушной струей поток воздуха направлен не на обрабатываемую поверхность, а от нее. Это происходит под действием вакуума, создаваемого в воздушном тракте прибора (рис. 9.4). Вакуум и определенный расход воздуха являются характерными параметрами деактивации способом пылеотсасывания.

В первой стадии деактивации удалению адгезивно-связанных РА загрязнений в соответствии с условиями (8.1) и (8.2) способствует помимо вакуума механическое воздействие щетки. Воздушный поток подхватывает радиоактивные загрязнения, удаляет их с загрязненной поверхности и тем самым осуществляет вторую стадию процесса деактивации.

Совокупное воздействие воздушного потока и щетки создает возможность значительно снизить расход и скорость воздушного потока, который в сопле пылесоса составляет 12—15 м/с, т.е. значительно меньше, чем при деактивации обдувом струей воздуха (см. рис. 9.2 и 9.3).

В процессе осуществления второй стадии воздушный поток, заключенный в воздуховод, лишен возможности распространять РА загрязнения в окружающую среду. Фильтрация загрязненного потока позволяет улавливать удаляемые РА загрязнения и осуществить деактивацию на основе замкнутого цикла. Скорость воздушного потока для транс-

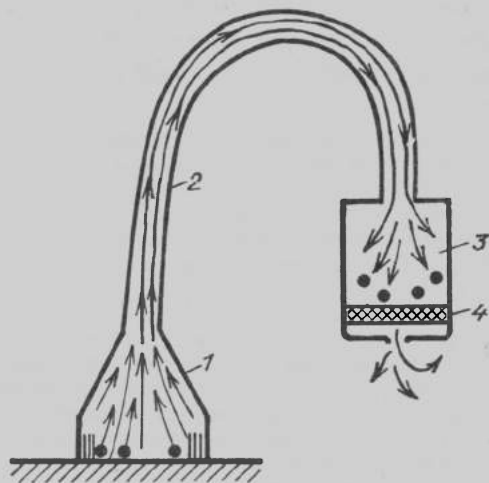


Рис. 9.4. Схема процесса деактивации пылеотсасыванием:

- 1 — сопло-щетка; 2 — воздушный тракт;
- 3 — пылесборник; 4 — фильтр

портировки РА загрязнений в воздуховоде должна быть не менее 20 м/с.

Движение воздушного потока совместно с РА загрязнениями на рис. 9.4. показано в виде линий тока, которые характеризуются одинаковыми значениями скалярной величины вектора скорости. Семейства линии тока позволяют характеризовать особенности перемещения воздуха, а вместе с ним и РА загрязнений, в сопле и в воздушном тракте пылесоса.

Таким образом, в промышленных и бытовых пылесосах, реализующих дезактивацию на основе пылеотсасывания, в отличие от обдува воздушным потоком осуществляется дезактивация на основе замкнутого цикла; в этом преимущество пылеотсасывания от дезактивации струей воздуха. Кроме того для работы пылесосов требуются меньшие скорости воздушного потока, а следовательно и менее мощные генераторы для создания подобных потоков.

Промышленные пылесосы способны обработать около 300 м² загрязненных поверхностей за 1 ч. Возможности этих пылесосов по отношению к кубатуре помещений составляет 150—250 м³/ч, а при использовании бытовых пылесосов она сокращается до 60—70 м³/ч.

В тоже время дезактивация пылеотсасыванием имеет и свои недостатки. Пылеотсасыванием, как и при обдуве струей воздуха, удаляется лишь адгезионные РА загрязнения. Адсорбционно-связанные РА загрязнения, а тем более глубинные не поддаются удалению. Даже в случае сухой поверхности в самых благоприятных условиях, когда загрязнения обусловлены РА частицами диаметром более 20 мкм, КД не превышает 20, т.е. дезактивацию нельзя признать хорошей. В процессе дезактивации объектов в Чернобыле КД едва достигал 2.

В процессе работы пылесоса загрязняются внутренние поверхности воздушного тракта и особенно пылесборник и фильтр. Подобные загрязнения представляют опасность для персонала, проводящего обработку, а сама дезактивация пылесоса трудоемка и требует соблюдения особых мер безопасности.

Повышенные трудности возникают в процессе очистки загрязненного воздуха с помощью фильтра 4 (рис. 9.4). Для пылесосов линейная скорость фильтрации составляет 16-18 м/с. При этом коэффициент проскока, о нем подробнее см. §15.3, довольно значителен и составляет 5—20%; для пылесосов используемых с целью дезактивации подобный коэффициент проскока недопустим.

Все эти обстоятельства побуждают разрабатывать специальную технологию дезактивации при помощи пылесосов, а также разрабатывать пылесосы, в которых бы учитывалась особенность их использования для дезактивации.

9.4. Дезактивация снятием загрязненного слоя и изоляцией загрязненной поверхности

В процессе снятия загрязненного слоя, который схематически представлен на рис. 8.1, совмещаются две стадии процесса дезактивации в одной. Этот способ дезактивации может быть реализован в отношении

местности, дорог, окрашенных изделий, строительных конструкций, а также для других любых объектов, особенно после аварийных РА загрязнений и при снятии с эксплуатации отработавших ЯЭУ.

Эффективность дезактивации определяется глубиной снимаемого верхнего загрязненного слоя H , который в свою очередь зависит от глубины проникновения РН в различные материалы $H_{п}$. С учетом гарантийной эффективности дезактивации, неровностей обрабатываемых поверхностей и грунта, неравномерности проникновения РН можно считать, что $H = 2H_{п}$. Если глубина проникновения в почву составляет 5 см, то толщина снимаемого слоя грунта, обеспечивающая эффективную дезактивацию, составляет 10 см; для бетона соответственно 0,5 и 1 см.

Реализация способа зависит от особенностей обрабатываемого объекта. Верхний слой грунта срезается. Это осуществляется вручную в отношении ограниченных по размерам площадей и в том случае, когда нельзя использовать инженерную технику — бульдозеры, скреперы, грейдеры.

Более широкий ассортимент возможных средств для удаления верхнего загрязненного слоя имеет место при дезактивации строительных конструкций, зданий, оборудования и других объектов, а также при удалении слоя краски с окрашенных изделий. Перечислим некоторые из них: абразивное воздействие непосредственно при контакте с абразивным материалом, в сочетании с механической обработкой, применение газопламенных средств, использование механических способов удаления, действие энергии внешних полей (электрической, в виде импульса и т.д.) [75].

Прижим абразивного материала к обрабатываемой поверхности осуществляется механически и с использованием магнитного поля. Для более эффективного удаления загрязненного слоя очистку поверхности производят хонингованием, т.е. при помощи хона, снабженного мелкозернистыми абразивными брусками и совершающего одновременно вращательное и возвратно-поступательное движение.

Механические способы осуществляются путем шлифования, воздействия щеток и скребков, с использованием отбойных и бурильных молотков.

Электродуговая и газопламенная обработка, электрохимическое воздействие (см. гл.13) дополняют механические способы снятия загрязненного слоя. Лазерный луч позволяет удалять лишь тонкий слой оксидной пленки.

Для оценки эффективности и стоимости дезактивации путем снятия загрязненного слоя на глубину 0,01—0,5 мм за 100% принята стоимость газопламенного удаления загрязненного слоя. Дробеструйная обработка составляет только 75% этой стоимости, хонингование — 18%, а использование металлической щетки с самозатачивающимися режущими кромками — 6% [75].

Вернемся к дезактивации путем снятия верхнего слоя загрязненного грунта. Несмотря на кажущуюся простоту этого способа практическая реализация связана с затратами больших материальных средств и трудоемка. При снятии загрязненного слоя вместе с РА загрязнениями удаляется часть самого грунта или материала, масса которого в

1000 раз и более превышает массу самих РА загрязнений. Для дезактивации, например, участка местности площадью 100 м^2 потребуется перевести примерно 20 т загрязненного грунта ($0,1 \cdot 100 \cdot 2 = 20$). Этот грунт является источником РА загрязнения в процессе перевозки, а также по пути движения транспорта. Загрязняются также все те поверхности, с которыми этот грунт соприкасается. Для захоронения загрязненного грунта требуются могильники; при этом надо исключить возможность распространения РА загрязнений из этих могильников за счет грунтовых вод и почвенных процессов.

Сам процесс снятия грунта осуществляется последовательно от участка к участку. При использовании бульдозера, например, ширина участка обработки лимитируется шириной ножа бульдозера. При работе бульдозера образуются отвалы РА загрязнений и возникает опасность пересыпания части грунта из отвалов на уже обработанные участки. Поэтому требуется тщательная организация работ по дезактивации грунта, исключающая возможность перехода загрязненного грунта на обработанные участки.

Не меньшие проблемы возникают при дезактивации оборудования, зданий и стальных конструкций. В связи с тем, что глубина удаляемого слоя сравнительно небольшая по отношению к загрязненному слою, масса удаляемого загрязненного слоя меньше, чем при дезактивации грунта. Однако верхний слой грунта удаляется с меньшими усилиями, чем верхний слой с различных материалов и оборудования. Кроме того упругие свойства удаляемого материала способствуют большому распространению этого материала в окружающую среду и создают большую вероятность вторичного загрязнения.

Дезактивация изоляцией загрязненной поверхности будет эффективна только в том случае, когда изолирующий материал может снизить поражающие действия РА загрязнений — опасность облучения. Обычно изолирующий материал фиксирует РА загрязнения и не дает им возможность распространяться с загрязненной поверхности, тем самым снижается опасность непосредственного загрязнения при соприкосновении с этими поверхностями или ликвидируется совсем. Остается другая, главная опасность — опасность облучения людей.

Схематически процесс снижения облучения после изоляции поверхности объекта представлен на рис. 9.5. Определяющим фактором, который обуславливает снижение опасности РА облучения, является толщина δ и ширина L сплошного изолирующего слоя материала, а также свойства самого материала. Длина изолирующего материала определяется условиями дезактивации конкретного объекта, а также снижением мощности дозы.

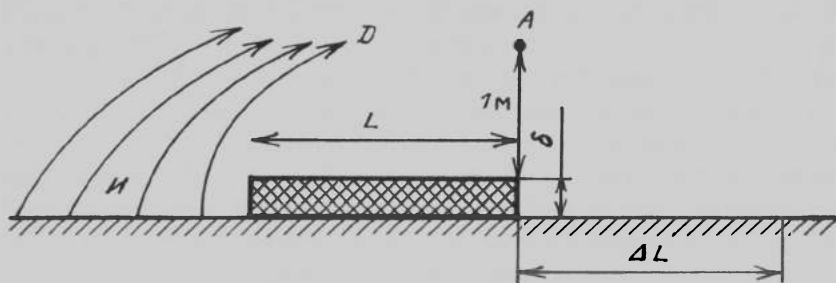


Рис. 9.5. Дезактивация путем изоляции загрязненной поверхности

Толщина слоя изолирующего материала, способного поглощать РА излучения, зависит от свойств самого материала и природы излучения. Альфа — частицы с относительно большой энергией, равной 5 МэВ, имеют пробег в воздухе 3,5 см, а в изолирующих материалах он снижается до нескольких единиц и даже долей микрометра. Если максимальная энергия β -излучения составляет 0,4 МэВ [66], что примерно соответствует излучению РН после Чернобыльской катастрофы, то толщина изолирующего слоя, обуславливающая полное снижение опасности облучения, составляет не более 1 см.

Таким образом, α - и β -излучения не лимитирует выбор толщины изоляционного слоя.

Поглощение любого излучения, в том числе и γ -квантов, описывается экспоненциальным законом, который применительно к изолирующему слою можно представить в виде:

$$J = J_0 V e^{-\mu \delta}, \quad (9.7)$$

где J_0 , J — интенсивность излучения до и после изолирующего слоя; μ — линейный коэффициент поглощения, характеризующий относительное снижение интенсивности излучения на единицу толщины изолирующего слоя, м^{-1} ; V — коэффициент накопления.

На основе уравнения (9.7), когда $V = 1$, можно выразить толщину изоляционного слоя:

$$\delta = \frac{\ln J_0 / J}{\mu}. \quad (9.8)$$

Отношение J_0 / J в числителе формулы (9.8) есть не что иное, как коэффициент снижения МД (Кс).

При расчетах по формуле (9.8) следует иметь в виду, что линейный коэффициент поглощения не является постоянным и зависит от длины волны γ -излучения. Часто вместо линейного коэффициента поглощения μ используют массовый коэффициент поглощения μ_m , который равен $\mu_m = \mu \rho$, где ρ — плотность поглощающего вещества, в данном случае используемого для дезактивации методом изоляции; массовый коэффициент поглощения измеряется в $\text{м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$.

Воспользуемся соотношениями (8.11) и (8.12) и определим толщину изолирующего слоя, когда мощность дозы снижается в 2 и в 50 раз соответственно.

Толщина изоляционного слоя равна:

с использованием линейного коэффициента поглощения

$$\delta_{1/2} = \frac{0,6932}{\mu}; \delta_{50} = \frac{3,9120}{\mu}; \quad (9.9)$$

с использованием массового коэффициента поглощения

$$\delta_{1/2} = \frac{0,6932}{\mu_{т\rho}}; \delta_{50} = \frac{3,9120}{\mu_{т\rho}}. \quad (9.10)$$

На основе формул (9.9) и (9.10) приведем данные расчета по толщине изолирующего слоя, снижающего опасность γ -излучения в 2 и 50 раз соответственно в зависимости от применяемого изоляционного материала (для сравнения приводятся сведения по слою воды, все расчеты проведены для энергии γ -излучения, равной 0,4 МэВ):

Изолирующий материал	Бетон	Железо	Свинец	Вода
Коэффициенты:				
линейного поглощения, 10^2 м^{-1}	0,0685	0,238	1,63	0,0328
массового поглощения, $10^{-1} \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$	0,0298	0,0303	0,144	0,0328
Толщина изолирующего слоя, мм				
$\delta_{1/2}$	10/34	2,9/10,5	0,43/4,0	21,1/72,0
δ_{50}	57	16,5	2,4	119,6

Примечание: числитель — по формуле (9.9), знаменатель — (9.10)

Изолирующая способность щебня, песка и грунта примерно соответствует показателям, характерным для бетона. Приведенные данные изменяются в зависимости от энергии γ -излучения. Если она меньше 0,4 МэВ, то защитные свойства приведенных материалов усиливаются, а в противном случае они снижаются.

Таким образом, соотношения (9.9) и (9.10) дают возможность рассчитать толщину изолирующего материала, если известна энергия γ -излучения.

При рассмотрении воздействия γ -излучения на вещества не учитывались некоторые последствия этого воздействия, связанные с преломлением γ -лучей в изолирующем материале, фотоэлектрическими явлениями и эффектом Комптона. Все эти побочные явления учитываются коэффициентом накопления, который входит в формулу (9.7).

Помимо вертикального существует опасность горизонтального распространения излучений с периферийных участков изолируемой загрязненной поверхности. Альфа-частицы не могут служить источником подобной опасности. Бета-излучения без труда отклоняются от своего первоначального направления движения, в том числе и в воздушной среде.

Гамма-излучения распространяются во все стороны в том числе и с периферийных участков на поверхность с изолирующим материалом.

Приведенные расчеты [66] позволяют определить дополнительную ширину изолирующего слоя ΔL , для того, чтобы снизить облуче-

ние в 2 и 10 раз на высоте 1 м для энергии излучения, равной 0,4 МэВ:

Коэффициент снижения МД	2	10
Необходимое приращение ширины ΔL изолирующего слоя, м	6	122

Для того чтобы снизить мощность дозы в 2 или 10 раз на высоте 1 м от кромки загрязненной поверхности точка А на рис. 9.5, необходимо увеличить ширину изолирующего слоя на 6 и 122 м соответственно, что не всегда практически возможно. Если исходить из оценки опасности в середине дезактивируемой полосы, то необходимое приращение ΔL будет меньше.

Следует отметить, что обоснование приращения ширины дезактивируемой полосы справедливо и в том случае, когда обработка осуществляется путем снятия загрязненного слоя грунта.

Приведенные соображения по увеличению ширины изолирующего слоя или снимаемого слоя относятся к условиям сплошного РА загрязнения, что имело место в Чернобыле в отношении местности и населенных пунктов и вносило существенные коррективы в организацию и оценку эффективности проводимых дезактивационных работ.

10. Дезактивация струей воды

10.1. Стадии процесса дезактивации

Дезактивация струей воды наиболее доступный и широко применяемый способ. Разграничим процесс воздействия струи в зависимости от особенностей РА загрязнений, а именно: при удалении адгезионных загрязнений (1,2 и 3, рис. 4.1), из выемов поверхности (1, рис. 4.2) и путем снятия верхнего загрязненного слоя.

Рассмотрим сначала как реализуется первая стадия процесса дезактивации применительно к поверхностным адгезионным загрязнениям. Сила согласно условиям (8.1) и (8.2), определяющая первую стадию процесса дезактивации, зависит от условий контакта струи воды с обрабатываемой поверхностью, которые в свою очередь связаны со структурой струи и временем ее воздействия на обрабатываемую поверхность.

Струя воды может быть сплошной или разделенная на отдельные компактные струйки, а также капельного строения, которое возникает в результате распада струи или создается искусственно. Только первые порции струи воздействуют непосредственно на РА загрязнения. Впоследствии образуется пленка воды, которая экранирует последующее воздействие струи воды на обрабатываемую поверхность.

Таким образом, первую стадию процесса дезактивации можно

представить с трех различных точек зрения: воздействие сплошной водной струи, струи капельного строения и пленки воды, образующейся после контакта струи с поверхностью.

Рассмотрим действие компактной струи. Эффективное протекание процесса дезактивации определяется удельным давлением, которое возникает при контакте струи с обрабатываемой поверхностью.

Нами установлено, что удаление РА частиц и других адгезионных загрязнений с незамазанных поверхностей происходит при удельном давлении в пределах $i = 5$ кПа, т.е. 0,1—0,05 атм. Для удаления загрязнений с замазанных поверхностей удельное давление, определяющее эффективную дезактивацию, повышается более чем на порядок и должно составлять около 50 кПа (0,5 атм). Удельное давление для удаления РА загрязнений из выемов поверхности и верхнего загрязненного слоя, что характерно для условий в Чернобыле, зависит от свойств поверхности и должно значительно превышать 50 кПа.

Среднее удельное давление, которое возникает при встрече струи с препятствиями на расстоянии L от насадки, формирующей струю воды, равно:

$$\bar{P} = \frac{F_L}{S_L} \sin \alpha, \quad (10.1)$$

где F_L — сила удара при встрече водной струи с поверхностью на площади, равной S_L ; α — угол встречи струи с поверхностью.

Сила F_L определяется напором перед насадкой, который равен:

$$F = 2\varepsilon \varphi^2 S_n P_n, \quad (10.2)$$

где ε , φ — коэффициенты сжатия и скорости соответственно, их значения определяются по таблице; S_n — выходное сечение насадки, генерирующей водную струю, m^2 ; P_n — давление перед насадкой.

Знаменатель формулы (10.1), т.е. S_L , можно определить из простых геометрических соображений, рассматривая продольное сечение струи в виде конуса с углом при вершине, равным α т.е.

$$S_L = \frac{\pi}{4} (2L \operatorname{tg} \frac{\alpha}{2} + d_n)^2, \quad (10.3)$$

где d_n — диаметр выходного сечения насадки.

Согласно формулам (10.2) и (10.3) с увеличением расстояния между монитором, генерирующим водную струю, и обрабатываемой поверхностью, снижается удельное давление P и эффективность дезактивации. Практически установлено, что минимальное расстояние L равно 2—3 м. При меньшем расстоянии персонал может подвергаться воздействию брызг, содержащих РА вещества. При использовании робототехники, когда подобная опасность исключается, расстояние может быть значительно снижено даже до единиц сантиметров. При дезактивации зданий и некоторых других объектов в Чернобыле расстояние L увеличивалось до 10 и более метров. В этих случаях компактность струи нарушалась, а осуществление первой стадии процесса дезактивации обуславливалось другим механизмом.

При распаде водной струи образуется большое число капель. Кроме того струи капельного строения создаются искусственно путем дроб-

ления воды воздухом либо путем использования воздуха для эжектирования и распыла воды.

Приведенные расчеты показывают, что время жизни капли при ударе исчисляется 10^{-2} и 10^{-10} с, а время удара летящей капли на несколько порядков больше — примерно 10^{-4} с. Иными словами капли не могут передавать удар подобно твердым телам — они растекаются до удара. Отрыв РА частиц, как первая стадия процесса дезактивации, происходит уже в результате действия растекающейся капли, которая подвергается деформации при встрече с поверхностью.

В процессе контакта капли с поверхностью, запыленной РА частицами, возможно несколько различных ситуаций, отличающихся взаимным расположением ударяющихся капель и прилипших РА частиц. Рассмотрим два наиболее характерных случая: первый (рис. 10.1а), когда частицы находятся в зоне контакта капли, и второй (рис. 10.1б) — капли ударяются о поверхность рядом с прилипшей частицей.

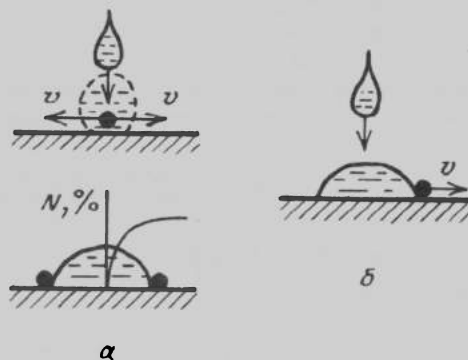


Рис.10.1.Расположение РА частиц в зоне (а) и вне зоны (б) контакта капли с поверхностью; остаточное загрязнение N (%) в зависимости от расстояния места контакта капли

Если принять, что давление и сила, которые возникают в зоне контакта капли с поверхностью, действуют равномерно на прилипшую частицу, то давление в центре удара капли будет равно:

$$P = \frac{1}{2} v_k r_n \rho \quad (10.4)$$

где v_k скорость капли в момент удара; r_n — радиус капли после удара; ρ — плотность воды.

Импульс силы ударяющей капли равен [1, с. 78]—

$$J = \int_0^{r_n} 2\pi r \rho r_n dr_n \text{ или } 0,986\rho v_k r_n^3. \quad (10.5)$$

Если воспользоваться значением времени удара капли τ на основе эмпирической формулы $\tau = 6,11 \cdot 10^{-4} / v_k^{1/5}$, то можно получить выражение для определения силы внешнего воздействия капли:

$$f_1 = \frac{J}{\tau} = \frac{0,986 \rho_n^3 v_k^{6/5}}{6,11 \cdot 10^{-4}} = 1,61 \cdot 10^3 \rho_n v_k^{6/5} r_n^3 \quad (10.6)$$

Радиус контакта капли можно определить несколько условно. Когда капля радиусом r сплющивается в полусферу радиусом r_n , то из соотношения $(4/3)\pi r^3 = (2/3)\pi r_n^3$ или $r_n = 1,26 r$ вместо формулы (10.6) получим:

$$f_1 = 3,23 \cdot 10^3 \rho_n v_k^{6/5} r_n^3 k_1 \quad (10.7)$$

Формула (10.7) полуэмпирическая; коэффициент k_1 введен для соблюдения размерности. Если параметры, входящие в эту формулу, измеряются ρ — в кг/м³, v_k — в м/с и r_n — в м, то коэффициент k_1 имеет измерение в с^{-1/5} · м^{-4/5}.

Во втором случае (рис. 10.16) при сплющивании капли возникает скорость v , направленная тангенциально к обрабатываемой поверхности; эта скорость создает гидродинамическую силу, которая определяется в соответствии с формулой (9.2) и с учетом того, что ρ — плотность воды, а C_x — коэффициент сопротивления частиц после расплющивания капли.

По экспериментальным данным тангенциальная скорость растекания капли v в 2—3 раза превышает скорость капли в момент удара и направленной нормально к загрязненной поверхности. С учетом этого и превращения сферической капли в полусферу формула (9.2) приобретает следующий вид:

$$f_1 = 3,1 C_x \rho S v^2, \quad f_1 = f_{a3} \quad (10.8)$$

Коэффициент сопротивления C_x зависит от скорости капель. Если эта скорость изменяется в пределах от 10 до 100 м/с, что соответствует условиям дезактивации с использованием различных технических средств, то коэффициент C_x изменяется в пределах 0,63—0,28.

Струя капельного строения, как и сплошная, оказывает определенное давление на обрабатываемую поверхность. Если это давление распространяется во все стороны, то силу, действующую на частицу, можно выразить при помощи следующей формулы:

$$f_1 = C_x P S \quad (10.9)$$

Среднее удельное давление (в метрах водяного столба) можно выразить при помощи формулы Жуковского:

$$p = \frac{c_1 c_2 v_k}{(c_1 + c_2) g} \quad (10.10)$$

где v_k — нормальная составляющая скорости капель; c_1 и c_2 — скорости распространения упругих колебаний в воде и в различных средах; $c_1 = 1457$ м/с, для алюминия $c_2 = 5100$ м/с, для стали $c_2 = 6000$ м/с.

Значения удельного давления, рассчитанные по формуле (10.10), в зависимости от скорости капель диаметром 130 мкм составляют:

Скорость капель, м/с	10	60	100
Удельное давление, 10 ² Н	2,9	17	29

Зная \bar{P} можно по формуле (10.9) рассчитать силу f_1 .

Кроме того для определения среднего давления струи капельного строения можно воспользоваться рядом эмпирических и полуэмпирических формул.

Таким образом, с учетом различных элементарных актов воздействие водной струи на частицы РА загрязнений тремя различными методами на основании формул (10.7) — (10.9) можно рассчитать силу

f_1 , которая реализует первую стадию процесса дезактивации — отрыв прилипших РА частиц.

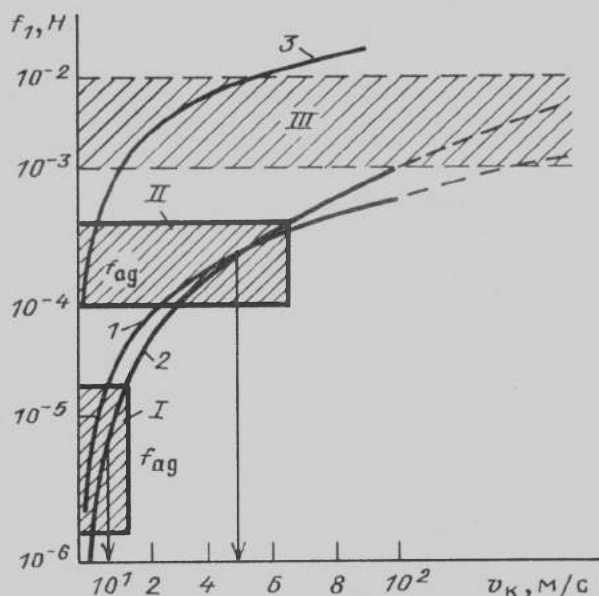


Рис. 10.2. Изменение сил отрыва прилипших частиц диаметром 10 мкм в зависимости от скорости капель диаметром 130 мкм; расчеты по формулам (10.7), (10.8) и (10.9)

На рис. 10.2 приведены результаты расчета силы f_1 в зависимости от скорости капель для сравнительно трудно удаляемых частиц диаметром 10 мкм по трем различными формулам. Отмечается довольно удовлетворительное совпадение (кривые 1 и 2) расчетных данных, полученных по формулам (10.7) и (10.8). для капель диаметром 130 мкм; капли такого размера наиболее характерны для струй капельного строения, генерируемых отработавшими авиационными двигателями, которые установлены на специальных машинах.

Расчеты по формуле (10.9) соответствуют кривой 3 рис.10.2; они дают завышенные результаты в связи с тем, что фактический удар капель о преграду не является упругим.

На оси ординат рис. 10.2 приведены с учетом разброса экспериментальные сведения по силам адгезии для шарообразных частиц диаметром 10 мкм, которые образуются в результате ядерных взрывов по отношению к окрашенным (I) и замасленным (II) поверхностям.

В соответствии с условием (8.1) определим скорость капель, необ-

ходимую для осуществления первой стадии процесса дезактивации. Из середины каждой зоны опустим перпендикуляр, который после пересечения с осью абсцисс будет определять требуемую скорость капель. Согласно рис. 10.2 эта скорость должна составлять при обработке незамазанных поверхностей 5—10 м/с, а замазанных — 50 м/с. Экспериментальные данные, полученные нами в лабораторных и натурных условиях, подтверждают числовое значение приведенных выше скоростей.

Адгезию РА частиц, образовавшихся после Чернобыльской катастрофы, никто не измерял. Учитывая специфику образования этих частиц (см. §3.2) можно предположить, что сила адгезии их будет более значительной, по сравнению с ранее измеренной. На рис. 10.2 предполагаемое значение сил адгезии представлено в виде зоны III. Пересечение этой зоны с кривыми 1,2 дает возможность оценить необходимую скорость капель для осуществления первой стадии процесса дезактивации. Эта скорость значительно превышает 100 м/с; создание подобных скоростей практически осуществить довольно трудно. Более низкие скорости водного потока не обеспечивают необходимую эффективность дезактивации, что и подтверждается практикой в Чернобыле.

С целью уточнения элементарного акта отрыва РА частиц с ровных поверхностей проведен эксперимент по использованию одиночных капель. Результаты этого эксперимента были представлены на рис. 10.1а для капель диаметром 130 мкм. В зоне контакта капли частицы отрываются полностью с незамазанных поверхностей. Остаточное их количество, соответствующее ординате рис. 10.1а равно нулю. После преодоления адгезии частицы перемещаются от центра капли к периферии и там осаждаются. На расстоянии от центра капли 1—5 мм осаждаются примерно 25% относительно крупных частиц диаметром 50-70 мкм. На расстоянии 5—10 мм доля осевших частиц диаметром 40 мкм возрастает до 60%. На расстоянии 10 мм осаждаются практически все частицы, образуя своеобразный ореол по периферии растекшейся капли. В процессе дезактивации, однако, на загрязненную поверхность действует одновременно большое число капель. Соседние капли также очищают определенную зону и смещают РА частицы к периферии. В результате может возникнуть перемещение РА загрязнений с одного места на другое, но фактически такого перемещения не происходит в связи с образованием движущейся в определенном направлении пленки воды.

После того, как первые порции воды непосредственно воздействуют на прилипшие РА загрязнения, струйки и капли воды сливаются, образуя пленку. Последующая порция воды действует уже на эту пленку и заставляет ее двигаться с определенной скоростью.

Движущаяся пленка воды выполняет двойную функцию. Во-первых, она обеспечивает отрыв РА загрязнений в той части поверхности, которая находилась вне зоны первоначального контакта струи с этой поверхностью. Движущаяся пленка в этом случае осуществляет первую стадию процесса дезактивации; во-вторых, движущаяся пленка

обеспечивает транспортировку РА загрязнений за пределы обрабатываемой поверхности и должна предотвращать вторичное оседание РА загрязнений.

Основное условие дезактивации (8.1) движущейся пленкой воды можно представить по аналогии с воздействием воздушного потока [см. формулы (9.1) и (9.2)].

В данном случае гидродинамическая сила отрыва частиц возникает в результате движения самой пленки, а значение этой силы также определяется по формуле (9.2).

Если в условии (9.2) при осуществлении первой стадии процесса дезактивации считать, что $f_{aэ} = f_{ад}$, то скорость движущейся пленки для отрыва РА частиц можно представить в виде:

$$v_{отр} = \sqrt{\frac{2f_{ад}}{C_x \rho S}} \quad (10.11)$$

С учетом значений величин, входящих в формуле (10.11) и на основании обобщения серии экспериментальных исследований в лабораторных и природных условиях установлено [55, 39, 61], что скорость пленки, гарантирующая удаление адгезионно-удерживаемых частиц с незамазанных поверхностей, должна составлять 0,4—0,5 м/с. Фактически же скорость пленки на расстоянии 1—3 м от места контакта сплошной струи и струи капельного строения составляет в среднем 4,2 и 2,3 м/с, т.е. движущаяся пленка для сравнительно благоприятных условий, когда поверхность незамазана и отсутствуют недоступные для проникновения жидкости места, в состоянии обеспечить первую стадию дезактивации.

Отрывающая способность пленки (первой стадии процесса дезактивации) резко снижается по отношению к высокодисперсным частицам, особенно при нахождении их в выемах поверхности. Поэтому в условиях Чернобыля движущаяся пленка воды, образующаяся после контакта струи с поверхностью, не в состоянии преодолеть адгезию частиц. Движущаяся водная пленка выполняет транспортирующую функцию — вторую стадию процесса дезактивации. Сила $f_{aэ}$ определяемая по формуле (9.2) оказывает влияние на взвешенные частицы, перешедшие в пленку после преодоления адгезионного взаимодействия, т.е. после первой стадии дезактивации.

В соответствии с этой формулой и по аналогии с уравнением (10.11) можно определить скорость v_t , необходимую для транспортировки частиц и предотвращающую повторное оседание частиц из движущейся пленки, а именно:

$$v_T = \sqrt{\frac{2f_{ад}}{C_{\phi} \rho S}} \quad (10.12)$$

Сила адгезии $f_{ад}$ в отличие от силы адгезии $f_{ад}$ в формуле (10.11) определяется в начальный момент контакта осевших частиц и она значительно меньше, чем сила $f_{ад}$. В связи с тем, что $f_{ад} < f_{ад}$, то $v_T < v_{отр}$, т.е. скорость пленки, необходимая для транспортировки РА частиц меньше скорости, которая требуется для отрыва частиц.

Согласно уравнениям (10.11) и (10.12) и учитывая соотношение между $f_{ад}$ и $f_{ад}'$ в условиях отрыва и транспортировки РА частиц (первой и второй стадии процесса дезактивации), установлено [1, 55, 56], что средняя скорость водной пленки, равная 0,4 м/с, обеспечивает необходимую транспортировку РА частиц с поверхности объекта.

Скорость движения частиц меньше, чем скорость самой водной пленки. Методом скоростной киносъемки были получены сведения по скорости движения частиц различного размера в зависимости от средней скорости движения пленки:

Диаметр частиц, мкм	5—10	30—40	80—100
Скорость движения, см/с:			
пленки	41	17	7,0
частиц	34	12	5,3

Скорость движения частиц в пленке на 20-30 % ниже по сравнению со скоростью движения самой пленки.

Транспортирующая способность самой пленки зависит еще от расположения обрабатываемой поверхности по отношению к месту контакта струи. Транспортирующая способность определена экспериментально при дезактивации фюзеляжа самолета, имеющего ровные горизонтально и вертикально расположенные поверхности. Загрязнение проводилось модельным РА препаратом из РА частиц с медианным диаметром, соответствующим 20 мкм и средним квадратическим отклонением, равным 0,2. Экспериментально определялись отрывающая и транспортирующая способности движущейся пленки. Для оценки отрывающей способности загрязнению подвергали всю поверхность объекта, а начальный ее участок обрабатывали струей капельного строения. На остальной загрязненной поверхности движущаяся пленка реализовала отрывающую способность, которая характерна для первой стадии процесса дезактивации. Результаты эксперимента приведены на рис. 10.3. Отрывающая способность пленки на горизонтальной поверхности сохраняется на значительном расстоянии от места встречи струи с поверхностью, а коэффициент дезактивации значителен и составляет 20—60 (кривая 1). С вертикальных поверхностей водная пленка стекает, отрывающая способность резко снижается от места встречи струи, а коэффициент дезактивации (кривая 1') в десятки раз ниже по сравнению с теми же условиями для горизонтальных поверхностей.

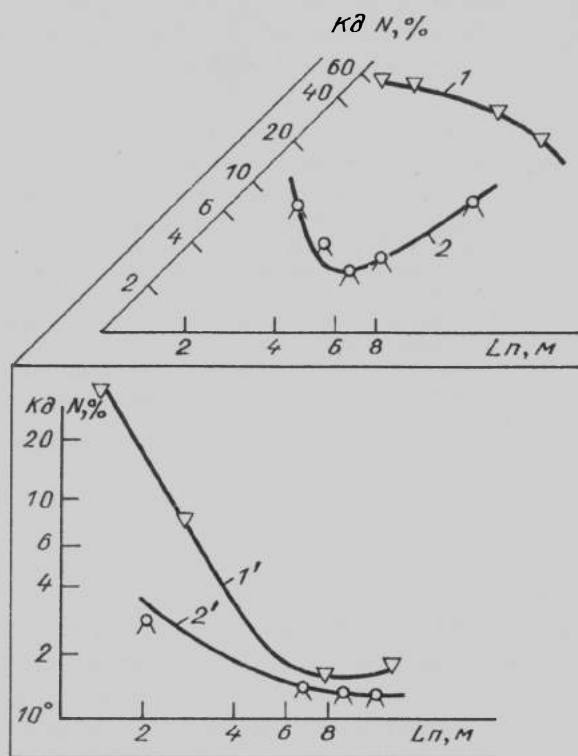


Рис. 10.3. Изменения в зависимости от расстояния коэффициента дезактивации, (кривые 1 и 1') и доли осевших РА частиц (кривые 2 и 2') для горизонтальных (кривые 1 и 2) и вертикальных (кривые 1' и 2') поверхностей

С целью определения транспортирующей способности пленки загрязнялась только часть поверхности в месте контакта струи. После удаления РА частиц с загрязненных участков РА частицы в дальнейшем перемещались уже по незагрязненной части поверхности и по пути движения пленки эти частицы могли осаждаться. Транспортирующая способность стекающей с вертикальных поверхностей пленки жидкости выше (кривая 2'), а доля осевших загрязнений меньше, чем пленки, движущейся по горизонтальной поверхности (кривая 2).

Отрыв и транспортировка частиц с вертикальных поверхностей происходит в основном в месте контакта струи с поверхностью или вблизи этого контакта.

Для повышения отрывающей и транспортирующей способности пленки рекомендуется направлять струю воды под углом 30-40° по отношению к обрабатываемой поверхности объекта.

10.2. Кинетика процесса и пути повышения эффективности дезактивации

На основе элементарных актов процесса дезактивации струей воды следует остановиться на таких важных для практики вопросах, как время дезактивации и расход воды для ее проведения.

Время дезактивации на площади, соответствующей эффективной обработке (площадь контакта струи с поверхностью и с учетом обрамляющей зоны), определяется временем отрыва частиц τ_0 и их транспортировкой τ_T , т.е. совокупным действием первой и второй стадий процесса дезактивации: $\tau = \tau_0 + \tau_T$

Рассмотрим отдельно время отрыва и транспортировки РА частиц. Импульс действующей на частицы внешней силы $f_1 \tau_0$ сообщает частицам определенное количество движения, т.е.

$$f_1 \cdot \tau_0 = m v_0,$$

где m , v_0 — масса и скорость в момент их отрыва от загрязненной поверхности.

После преобразования этой формулы с учетом того, что после отрыва частицы поднимаются на высоту H , получим:

$$\tau_0 = \frac{m}{f_1} \sqrt{2gH}. \quad (10.13)$$

В соответствии с условием (8.1) примем, что сила отрыва равна силе адгезии. На основании приведенных нами экспериментов установлено, что сила адгезии частиц диаметром 25, 40 и 90 мкм составляет соответственно $1,2 \cdot 10^{-5}$; $0,1 \cdot 10^{-5}$ и $0,085 \cdot 10^{-5}$ Н, а оторвавшиеся от поверхности частицы в образующейся пленке воды поднимаются на высоту по крайней мере в несколько микрометров. На основе формулы (10.13) можно оценить время отрыва РА частиц, которое колеблется от 10^{-4} до 10^{-2} с. Время удара капель, как уже отмечалось составляет около 10^{-4} с.

Таким образом, время отрыва частиц (первая стадия процесса дезактивации) с незамазанных поверхностей соизмерима со временем удара капель и нелимитирует продолжительность всего процесса дезактивации. В соответствии с условием, что $f_1 > f_{ад}$ и $\tau = \tau_T$, т.е. время дезактивации определяется второй стадией процесса — транспортировкой частиц пленкой воды.

В свою очередь время транспортировки частиц складывается из двух составляющих: времени транспортировки из зоны непосредственного контакта струи с поверхностью τ_T и за пределами этой зоны, τ_T^* соответствующей площади эффективной обработки, т.е. $\tau_T = \tau_T + \tau_T^*$.

Время транспортировки частиц согласно экспериментальным данным составляет:

Водная струя	Сплошная	Капельного строения	
		за счет дробления механического	термомеханического в машине ТМС
Время транспортировки, с			
τ_T	0,1	0,5	062
τ_T^*	0,9	2,0	0,7
τ_T	1,0	2,5	0,9

Приведенные значения времени транспортировки в 10^2 — 10^4 раз превышают время отрыва частиц и определяют время всего процесса дезактивации.

Расход воды для проведения дезактивации связан со скоростью

дезактивации w_1 , которая равна обрабатываемой поверхности за единицу времени. Скорость процесса дезактивации можно связать с площадью эффективной обработки $S_{эф}$:

$$w_1 = \frac{S_{эф}}{\tau_{эф}}, \quad (10.14)$$

где $\tau_{эф}$ — время, в течение которого достигается полнота дезактивации, т.е. требуемый КД на площади $S_{эф}$.

Экспериментальные данные свидетельствуют о том, что время $\tau_{эф}$ зависит от расхода воды g на единицу площади обрабатываемой поверхности, т.е. $\tau_{эф} = f(g)$.

Таким образом, расход воды связан со временем и скоростью дезактивации, а также с площадью эффективной обработки.

Для нахождения зависимости между временем дезактивации и расходом воды обратимся к экспериментальным данным. Для дезактивации замасленных поверхностей, загрязненных частицами диаметром менее 100 мкм, при норме расхода через насадку 20 л/мин параметры $\tau_{эф}$, g , КД будут следующими:

$\tau_{эф}$, с	1	2	3
g , л/м ²	7,5	15	30
Кд	6	17	19

Для струи капельного строения получены следующие данные:

$\tau_{эф}$, с	2,5	5,0	10,0	15,0
g , л/м ²	1,8	3,5	7,0	10,5
Кд	3—6		20—25	

Оптимальный расход воды для дезактивации замасленных поверхностей сплошной водной струей составляет 30 л/м², а струей капельного строения — в 4 раза меньше, т.е. 7,5 л/м².

Время дезактивации и расход воды для ее проведения на единицу площади обрабатываемой поверхности объекта позволяет оценить время дезактивации самого объекта и необходимое количество воды на ее осуществление. Приведенные сведения относятся к РА загрязнению препаратами, моделирующими продукты ядерного взрыва, в виде сферических частиц диаметром более 5 мкм.

Низконапорные водные струи показали свою эффективность при дезактивации объектов, особенно транспортных средств и военной техники, подвергшихся РА загрязнению после ядерных взрывов или препаратами, моделирующими РА частицы. Так, при расходе 30 л на 1 м² КД для различных типов автомобилей колеблется в связи с особенностями РА загрязнения (см. гл. 3) в пределах от 20 до 40. При осуществлении подобной дезактивации в Чернобыле, даже при самой

тщательной обработке и повышенном расходе воды, КД транспортных средств составлял около двух, а зданий и строений и того меньше.

Этот феномен Чернобыльской дезактивации, который будет рассмотрен ниже (см. гл. 17), заставил изыскивать пути повышения эффективности дезактивации при помощи струи воды. Подобная необходимость интенсификации процесса дезактивации возникла также при снятии с эксплуатации отработавших ЯЭУ [53].

Повысить эффективность дезактивации струей воды можно путем импульсной обработки, которая заключается в чередовании включения и выключения источника, генерирующего струю воды. После каждого выключения струи и последующего ее включения она контактирует с поверхностью, лишенной воды, что создает условия для непосредственного воздействия струи на загрязненную поверхность, а не через пленку воды. Особенно эффективна импульсная обработка при использовании специальных машин типа ТМС-65, когда струя капельного строения создается за счет дробления воды скоростным потоком горячих газов, выходящих из сопла реактивного двигателя. В паузах между включением и выключением подачи воды поверхность обдувается горячим газовым потоком, что способствует транспортировке и удалению образовавшейся пленки воды, освобождению от нее поверхности и создает предпосылки для последующего воздействия капель воды непосредственно на загрязненную поверхность. Кроме того импульсная обработка позволяет примерно в 4 раза сократить расход воды на дезактивацию различных объектов, не снижая при этом эффективность дезактивации.

Эффективность дезактивации можно повысить, если использовать средненапорную водную струю. В соответствии с формулами (10.8) - (10.10) увеличение внешнего воздействия f_1 на загрязненную поверхность можно достигнуть за счет роста скорости водной струи или удельного давления, что неизбежно ведет к увеличению давления перед насадкой, генерирующей водную струю. Если низконапорные водные струи [давление на выходе не более 1 МПа (10 атм)] в состоянии преодолеть лишь различные адгезионные загрязнения, в том числе и при обработке замасленных поверхностей, то средненапорные водные струи, давление на выходе которых составляет уже десяток мегапаскалей в состоянии осуществить удаление частиц глубинных РА загрязнений, проникших в выемы и поры.

В Чернобыле средненапорные водные струи генерировались при помощи машины ОМ-22616, давление на выходе из насадки достигало 10 МПа, а расход воды через гидромониторную насадку составил 1 м³/ч. Скорость дезактивации, w_1 в соответствии с формулой (10.14),

и эффективность дезактивации некоторых строительных материалов в Чернобыле приведены в табл. 10.1 [28].

Табл. 10.1

**Дезактивация некоторых строительных материалов
средненапорной водной струей**

Строительный материал	Скорость дезактивации $w_1, \text{м}^2/\text{ч}$	Начальное загрязнение, $\text{кБк}/\text{м}^2$	КД
Метлахская плитка	1,0—1,3	42	1,3
Бетон	1,0—1,8	420	1,7—2,2
Шифер	2,0—2,5	1500	3,3—3,6
Асфальт	1,5	700	4,2
Красный кирпич	1,0—1,8	500	6,0
Камень облицовочный неполированный	1,5—3,0	150	22,6

Обращает на себя внимание сравнительно низкая эффективность дезактивации средненапорной водной струей большинства строительных материалов, за исключением облицовочного камня. Это обстоятельство еще раз подтверждает влияние особенностей РА загрязнений в Чернобыле (см. гл. 3 и §4.3) на полноту дезактивации.

Увеличение давления на выходе водной струи из сопла в 6 раз приводит к росту КД лишь в 2 раза. Подобное обстоятельство требует изыскивать более рациональные способы применения водных струй, способных снимать загрязненный верхний слой вместе с находящимися там загрязнениями. Это можно достигнуть с помощью высоконапорных водных струй давлением в несколько десятков и даже сотен мегапаскалей, а также путем сочетания струйной обработки с абразивным воздействием.

Высоконапорная струя в частности применялась для снятия верхнего окрашенного слоя и штукатурки стен, когда давление на выходе струи превышало 20 МПа (200 атм) [53]. Расход воды колеблется от 19 до 95 л/мин, а эффективность дезактивации была оценена, как хорошая. По другим данным [35] давление высоконапорной струи достигало 70 МПа (700 атм), а расход воды колебался в пределах от 20 до 240 л/мин. Образующиеся сравнительно большие массы воды, которые содержат РА загрязнения обуславливают увеличение масштабов необходимой очистки отработавшей воды. Для снижения расхода воды высоконапорные струи могут формироваться из насадок, имеющих небольшое выходное сечение, диаметром в несколько миллиметров и даже меньше. Кроме того используются устройства в виде своеобразной щетки, в корпус которой вмонтировано несколько таких насадок. Применение вращающихся щеток, частота вращения 100 мин^{-1} , позволило снизить расход воды и применять насадки с выходным сечением всего 0,254 мм.

В [71] приведены результаты дезактивации высоконапорной струей давлением 241 МПа (2410 атм) для двух режимов. Первый из них использовался для удаления ржавчины, слоя краски и загрязненного слоя бетона толщиной до 3 мм, а при помощи второго

толщина удаляемого слоя бетона увеличивается до 7 мм, что с учетом неровностей поверхности бетона позволило обезвредить глубинные РА загрязнения. Эти результаты следующие:

Номера режимов	первый	второй
Расходы воды:		
через насадку, л/мин	9,7	11,5
на единицу площади объекта, л/м ²	22,5	62,7
Производительность, м ² /ч	26,0	11,0

Обращает внимание относительно низкая производительность способа и большой расход воды.

Удаление верхнего загрязненного слоя стальной поверхности сопряжено с еще большим расходом воды, хотя толщина снимаемого слоя меньше, чем в случае дезактивации бетона [78]. На расстоянии до обрабатываемой поверхности, равном 5 см, когда угол встречи струи с поверхностью составляет 90°, получены следующие данные:

Давление перед насадкой, МПа (атм)	30(300)	40(400)	50(500)	60(600)
Толщина удаляемого слоя, мкм, при расходе воды л/мин (и м ³ на 1 м ² поверхности):				
500 л/мин (и 5 м ³ /м ²)	0,060	0,06	0,07	0,08
5000 л/мин (и 50 м ³ /м ²)	0,065	0,18	0,26	0,35

При помощи высоконапорной водной струи снимается загрязненный слой со стальной поверхности толщиной менее 1 мкм, при этом расход воды значителен.

Как и в случае применения струй капельного строения возможна импульсная обработка высоконапорными водными струями [77].

При всех ухищрениях все же применение высоконапорных струй требует большого расхода воды. Его можно снизить введением в водный поток порошка, который к тому же еще и обладает абразивным действием.

Введение порошка позволяет увеличить силу f_1 примерно на один—два порядка, которую можно ожидать в соответствии с формулой (10.9) в отсутствие упругого удара. Абразивное действие вводимых порошков эффективно в том случае, когда помимо воздействия струи применяются еще механические усилия, о чем говорилось ранее (см. §9.2).

Применение абразивных материалов дает возможность использовать низконапорные водные струи. Апробирован абразивный способ дезактивации на основе суспензии, содержащей 20% абразивного порошка бора (В₄С) в виде частиц диаметром 0,5 мм. Дезактивация оборудования осуществлялась при подаче струи водно-абразивной суспензии со скоростью 4,8 и 6,7 м/с. Дезактивацию осуществляли на основе замкнутого цикла в автоматическом режиме. Образующиеся отходы в виде металлических частичек и стружки абразивного порошка улавливались, разделялись — происходила регенерация абразива, когда примерно 80% использовалось для повторной дезактивации. Эффективность обработки оценивалась при помощи КД (числитель), и потерей массы, характеризующей толщину снимаемого слоя (знаменатель, мг/см²). В зависимости от времени обработки получены следующие данные [79]:

Время дезактивации, ч	10	20	30
Эффективность, при скорости струи м/с:			
4,8	26,3/6,0	38,7/13,0	66,7/17,0
6,7	27,8/8,0	125,0/21,0	333,4/24,0

Несмотря на высокую эффективность дезактивации суспензией абразива путем снятия верхнего слоя сам процесс обработки трудоемок, продолжителен по времени и в данном случае выполняется в стационарных условиях.

Водно-абразивная струя применялась для дезактивации бетонных изделий путем введения в водную струю абразивных зерен из гранитового песка преимущественно диаметром 0,25—0,8 мм. Время обработки сокращено до нескольких минут, в то же время расход абразивного порошка снижен с 27 до 1,8 кг/ч по сравнению с воздушно-абразивной струей. Водная струя с абразивным материалом имела скорость, достигающую 75 м/с. Водно-песчаная струя, распыляемая под давлением 10 МПа со скоростью около 100 м/с, позволяет создать удельное давление на обрабатываемой поверхности до 3 МПа (30 атм), что обеспечивает удаление с загрязненной поверхности окалины, коррозионного слоя и слоя краски.

Водно-абразивная обработка применялась в Чернобыле для дезактивации строительных материалов при помощи установки ОМ-22616, позволяющей создавать давление на выходе струи 8—10 МПа. Параметры водно-абразивной обработки, необходимые для снятия верхнего загрязненного слоя глубиной 1 мм, характеризуются следующими данными [28]:

Абразив	Электрокорунд	Речной песок
Производительность м ² /ч	4,0—6,7	3,0—4,5
Расход абразива:		
удельный, кг/м ²	14—23	18—30
минимальный в 1 ч, кг/м ²	42	54
КД при обработке кирпича	37	163

Для всех случаев применение водно-абразивной обработки, в том числе и в Чернобыле, отмечается сравнительно большой расход абразива и недостаточная производительность этого способа дезактивации. В то же время достигается довольно значительная эффективность дезактивации.

В условиях Чернобыля введение абразива осуществлялось путем диспергирования его водной струей, генерируемой установкой ОМ-22616. Абразив позволил увеличить КД в 6—7 раз по сравнению КД, получаемым при обработке водной струей.

Для повышения эффективности дезактивации возможно сочетание водно-абразивной обработки, вибрационного воздействия с одновременной циркуляцией дезактивирующей среды [80]; подобным образом осуществлялась дезактивация деталей в цилиндрических камерах из нержавеющей стали. В днище камеры монтировалась перфорированная пластинка для удаления отработавшего дезактивирующего раствора, который подавался сверху. На наружной поверхности камеры имелось несколько кронштейнов для закрепления вибраторов. Кольцевые питатели в верхней части камеры обеспечивали

подачу абразивного материала. Вибрация камеры усиливала абразивное воздействие суспензии и обеспечивала ее циркуляцию в заданном направлении. Совокупные действия всех этих факторов обеспечивали необходимую эффективность дезактивации.

Добавка в водно-абразивную струю ПАВ [81] позволила избежать распада струи при около звуковой скорости ее истечения и снизить давление на выходе струи до 6,5 МПа (65 атм), обеспечивая при этом снятие верхнего загрязненного слоя, в том числе и краски.

10.3. Дезактивация с использованием пара

Пар используется в качестве рабочего тела, во-первых, для непосредственной обработки загрязненной поверхности, во-вторых, для эжектирования воды или ДР из емкости, образовании смеси пара с водой и подачи этой смеси на обрабатываемую поверхность. Последний способ называют парэмульсионным.

На рис. 10.4 показаны стадии процесса дезактивации струей пара поверхностей, загрязненных РА веществами в виде частиц. Первоначально струя пара воздействует на оголенную поверхность; на рис. 10.4а это воздействие показано стрелками. Струя пара действует на РА загрязнения подобно воздушной струе. В отличие от струи газа или воздуха, которая бессильна в отношении глубинных РА загрязнений, дезактивация паром способна удалять РА загрязнения, находящиеся в порах и выемах, а также часть адсорбированных РН (см. 4.2).

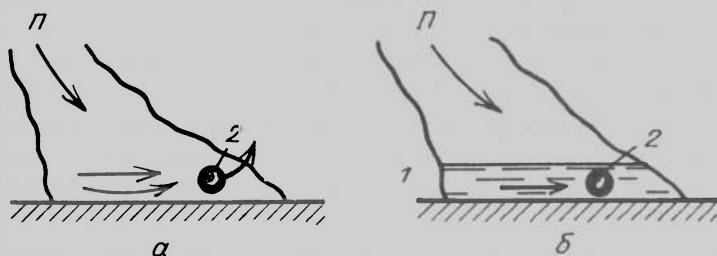


Рис. 10.4. Дезактивация поверхностей паром:

а — первоначальное воздействие пара; б — последующее воздействие пара после конденсации и образования пленки воды: 1 — обрабатываемая поверхность; 2 — РА частица

Кинетическая энергия струи пара, которая обуславливает осуществление первой стадии процесса дезактивации, определяется скоростью выхода струи пара из сопла, которая может достигать 350 м/с [75], что значительно превышает скорость газовой струи, создаваемой в реактивном двигателе. Значительная скорость струи пара способствует эффективной дезактивации, в том числе и замазанных поверхностей.

Способ дезактивации поверхностей паром может осуществляться в “сухом” и “мокрым” варианте. В сухом варианте используется пере-

гретый пар, который не конденсируется на относительно холодной обрабатываемой поверхности. Паровая струя в этом случае, даже при осуществлении второй стадии дезактивации, действует аналогично газовой струе с той лишь разницей, что паровая струя обладает большей кинетической энергией и начальной скоростью.

В случае использования мокрого варианта после контакта струи пара с поверхностью происходит конденсация пара, образуется жидкая пленка, которая под действием струи пара перемещается. Движущаяся пленка выполняет главным образом транспортирующие функции, осуществляя вторую стадию процесса дезактивации. В этом ее действие аналогично тому, которое имеет место в процессе дезактивации струей воды.

Таким образом, первая стадия дезактивации паром по своему механизму воспроизводит процесс дезактивации струей газа или воздуха, а вторая стадия — либо струей газа (при сухом варианте), либо струей воды (при мокром варианте). В отличие от этих способов, однако, струя пара обладает большей кинетической энергией, а следовательно и большей возможностью по удалению РА загрязнений и их транспортировке с обрабатываемой поверхности. Все эти обстоятельства и определяют эффективную обработку паром, когда коэффициент дезактивации может достигать 200—300 [75].

Дезактивация паром требует создание специальных установок, имеющих котел относительно большой паропроизводительности, что требует определенных затрат материальных и энергетических ресурсов, вызывает трудности при эксплуатации агрегатов под давлением в связи с необходимостью тщательного соблюдения техники безопасности.

Струю пара с давлением 0,7 МПа и расходом 50 кг/ч использовали для дезактивации первого контура АЭС, находящихся в эксплуатации. В паровую смесь вводили кислоты (70 г/л щавелевой кислоты и 6 г/л азотной кислоты). Коэффициент дезактивации в случае глубинного РА загрязнения колебался от 25 до 100, а наибольшая эффективность достигалась при температуре 220° С, т.е. в варианте сухой обработки.

Дезактивация паром широко применялась в Чернобыле. Низконапорная паровая струя при давлении всего 0,15 МПа и расходе пара 3,5—4,0 л/м² была мало эффективна — КД при обработке различных видов транспорта изменялся в пределах 3,8—4,4. В связи с этим в пар вводились различные добавки и использовали четыре различных вариантов этих добавок: 1—0,15% СФ-2У (состав приведен в табл. 11.2); 2—1,0% СФ-3К; 3—1,0% СФ-3К + 0,15% фтористого аммония (NH₄F); 4—0,15% NH₄F.

Эффективность дезактивации (в числителе — металлических окрашенных поверхностей, знаменатель — металлических неокрашенных) при температуре 80—95° и расходе пара 10,5—12,0 кг/м² будет следующей:

Номер вариантов вводимых рецептур КД:	1	2	3	4
по γ -излучению	-/-	2,5/50	8,8/29,0	3,0/14,0
по β -излучению	13,1/-	8,3/89,0	12,5/60,0	33,3/25,0

Наиболее эффективным оказался третий вариант рецептур, обеспечивающий достаточную полноту дезактивации.

Приведенные сведения касались обработки паром применительно к влажному варианту, когда использовались агрегаты для получения пара с относительно небольшим давлением. Кроме того в Чернобыле использовались установки, позволяющие проводить сухую обработку паром, когда давление до 10 МПа создавалось в котлах установок типа АТ.

Снижение расхода пара можно достигнуть путем смешения его с водой при использовании пароземulsionного способа дезактивации. Иногда этот способ называют еще обработкой водно-паровой струей [77]. Пар с большой скоростью выходит из рабочего сопла эжектора в результате в корпусе эжектора создается вакуум, под действием которого раствор из емкости засасывается в корпус эжектора, смешивается с паром и за счет кинетической энергии пара подается на обрабатываемую загрязненную поверхность. Парожидкостную смесь можно называть эмульсией пара в жидкости — отсюда и название способа. В этом способе предусматривается использование ДР, которые стойки к воздействию пара и не теряют дезактивирующей способности.

Дезактивация пароземulsionным способом и стадии процесса дезактивации аналогичны тем, которые имеют место при обработке поверхности струей воды, а также при использовании ДР.

Пароземulsionным способом проводили дезактивацию поверхностей из нержавеющей стали [77] ДР на основе двух компазиций — азотной и щавелевой кислот, азотной и фосфорной кислот. Рабочее давление пара составляло 0,3—0,6 МПа, температура образовавшейся смеси 60°С, а расход пара составлял всего 40—50 кг/ч, что значительно меньше по сравнению с расходом пара при дезактивации паровой струей. В то же время КД превышал 100, т.е. эффективность дезактивации пароземulsionным способом не уступала эффективности дезактивации одним паром.

11. Дезактивирующие растворы

11.1. Дезактивирующие растворы на основе ПАВ

11.1.1. Физико-химические основы применения и состав растворов.

Для дезактивации с использованием растворов на основе ПАВ характерны так же две стадии процесса, о которых речь шла ранее (см. §8.2, рис. 8.1). Первая стадия заключается в смачивании обрабатываемой поверхности, разрушении связи РА загрязнений с поверхностью и переводе их в раствор. Во время второй стадии должно быть исключено

вторичное оседание РА веществ, находящихся в растворе, и удаление этих веществ за пределы обрабатываемого объекта.

Остановимся более подробно на физико-химических основах, которые определяют стадии процесса дезактивации. Адгезия жидкости и смачивание были рассмотрены (см. §4.2) в связи с РА загрязнением жидкими продуктами. В процессе дезактивации смачивание определяет полноту контакта ДР с обрабатываемой поверхностью и с РА загрязнениями на ней. При недостаточном смачивании часть РА веществ и загрязненной поверхности будут находиться вне сферы действия ДР. Смачивание создает необходимые условия для последующего осуществления первой стадии процесса дезактивации.

Как уже отмечалось количественно смачивание определяется краевым углом θ (см. рис. 4.1). Обратимся еще раз к уравнению (4.2). Поверхностное натяжение твердого тела на границе с газовой $\sigma_{тг}$ и жидкой $\sigma_{тж}$ средой практически не изменяется, а поверхностное натяжение жидкости на границе с газовой средой можно резко снизить при введении в воду поверхностно-активных веществ. При 20° С поверхностное натяжение воды равно 72,75 мДж/м², а при введении в воду небольших количеств ПАВ (0,01 — 0,1%) поверхностное натяжение снижается более чем в 2 раза. Снижение поверхностного натяжения в соответствии с уравнением (4.2) приводит к росту $\cos\theta$, что в свою очередь означает снижение краевого угла и улучшение смачивания. Еще раз подчеркнем, что уравнение (4.2) имеет ряд существенных ограничений, главное из них — соприкасающиеся поверхности до и после адгезии должны оставаться неизменными. Фактически в зоне контакта имеют место адсорбция, диффузия и другие процессы, которые изменяют поверхностное натяжение [40, 44]. Тем не менее уравнение (4.2) позволяет оценить пути улучшения смачивания в процессе дезактивации.

Кроме снижения поверхностного натяжения $\sigma_{жг}$ изменение смачивания определяется неровностями обрабатываемой поверхности и наличием выемов на ней. Количественно это изменение согласно формуле (4.10) выражается при помощи коэффициента $R\Delta$. В процессе обработки ДР должны хорошо смачивать выемы шероховатой поверхности, что в соответствии с условием (4.11) достигается путем снижения краевого угла, т.е. гидрофилизацией поверхности. Растворы ПАВ подобную гидрофилизацию реализуют за счет снижения поверхностного натяжения и уменьшения краевого угла. В условиях РА загрязнения необходима гидрофобизация поверхности, которая в соответствии с условием (4.12) препятствует проникновению РА веществ в выемы и глубинному загрязнению. При дезактивации наоборот — гидрофилизация обуславливает глубинную дезактивацию при нахождении РА в выемах, порах и при обработке капиллярно-пористых тел (рис. 4.2). Таким образом, ПАВ позволяет регулировать смачивание обрабатываемой поверхности и ее гидрофилизацию.

Молекулы ПАВ на обрабатываемой поверхности и на РА загрязнениях формируют адсорбционные слои [40, 44], которые способны резко (на 2—4 порядка по сравнению с воздушной средой) снизить адгезию между частицами РА и загрязнений и поверхность. Причем адгезия настолько ослабевает, что некоторые РА загрязнения приобретают способность самопроизвольно переходить в раствор.

В случае загрязнения поверхностей адсорбированными РН (см. рис. 4.1) первая стадия процесса дезактивации представляется в следующем виде:

(Поверхность + РН) + ДР → Поверхность + (ДР + РН).

Если обозначить Me^+ РН, адсорбируемый на активных центрах

поверхности R, то процесс десорбции, т.е. переход РН в ДР условно выразится как:



Для дезактивации требуется смещение равновесия (11.1) вправо в сторону перевода РН в раствор путем связывания иона РН (Me^+), либо за счет ионного обмена (см. §4.2).

Смещение равновесия вправо приводит к тому, что скорость прямой реакции v_1 будет превышать скорость обратной реакции v_2 . На основании кинетических представлений (см. §8.3) и условия (8.7) скорость прямой реакции можно представить следующим образом:

$$\bar{v}_1 = -dA_{RMe}/dt = -kA_{RMe}.$$

Для определения скорости дезактивации можно воспользоваться формулами (8.8)—(8.12).

Радиоактивные загрязнения, перешедшие в результате первой стадии процесса в ДР, должны быть удалены с поверхности обрабатываемого объекта; причем в ходе этого удаления, т.е. второй стадии процесса, необходимо избежать контакт РА загрязнений с уже обработанной поверхностью.

Таким образом, во второй стадии процесса дезактивации РА загрязнения должны находиться в объеме ДР и удерживаться там. Это достигается различным путем. В отношении РА частиц водные растворы ПАВ действуют подобно водным струям — на поверхности образуется пленка жидкости, которая выполняет транспортирующие функции. Аналогия этих двух способов неполная. С одной стороны в связи со значительным уменьшением расхода ДР по сравнению с расходом воды толщина пленки значительно меньше. Иногда даже нарушается сплошность пленки, что способствует оседанию РА частиц и вторичному загрязнению. С другой стороны, наличие адсорбционного слоя ПАВ значительно снижает силу адгезии фад и в соответствии с формулой (10.12) увеличивает тем самым транспортирующую способность движущейся пленки.

Кроме того водные растворы некоторых ПАВ, именуемыми коллоидными, обладают целым комплексом коллоидно-химических свойств, способствующих удержанию РА загрязнения в растворе.

Совокупное проявление коллоидно-химических свойств схематически представлено на рис. 11.1. К числу этих свойств относится суспендирующая, эмульгирующая и пенообразующая способность водных растворов ПАВ. Образование в воде суспензии, взвесей из твердых частиц, эмульсий, подобные взвеси из жидких загрязнений, и пены, к

пузырькам которой прилипают различные РА загрязнения, определяет объемные свойства ДР на основе ПАВ. Кроме того, в растворе ПАВ имеет место процесс диспергирования, т.е. измельчение твердых и жидких веществ, что способствует удержанию РА загрязнений в растворе. Более подробно с этими процессами можно познакомиться в [40, 44].

Таким образом, удержание РА загрязнений в виде твердых и жидких композиций в растворе, растворение РН, находящихся в ионной или молекулярной форме, определяют ход второй стадии процесса дезактивации.

Физико-химический процесс дезактивации предопределяет состав ДР, которые должны включать ПАВ, комплексобразующие вещества, связывающие РН, и добавки. Подобную композицию различных веществ называют моющим средством, их раствор — моющим раствором, а совокупность коллоидно-химических свойств моющего раствора — моющим действием. Именно моющее действие и определяет эффективность первой и особенно второй стадии процесса дезактивации.

Разберем более подробно роль компонентов ДР. В дезактивирующие растворы, которые обладают моющим действием, входят так называемые коллоидные ПАВ, способные придать раствору коллоидно-химические свойства. Коллоидными называют такие ПАВ, которые способны образовывать мицеллы — агрегаты, состоящие из большого числа, иногда сотен молекул ПАВ. Схематически поверхностные и объемные свойства растворов коллоидных ПАВ (иногда их называют мицеллярными) представлены на рис. 11.2. Мицеллы могут быть в виде пластин, а также образовывать сферы и иметь другие формы. Все ПАВ адсорбируются на границе раздела фаз 2. (рис. 11.2), но не все способны образовывать мицеллы и относятся к коллоидным ПАВ. Органические спирты, например, в том числе и этиловый, являются ПАВ, но не образуют мицеллы. Применяемые для дезактивации растворы моноэтаноламина $H_2NCH_2CH_2OH$ показали низкую эффективность дезактивации. Дезактивирующие растворы на основе моноэтаноламида имеют пониженное по сравнению с водой поверхностное натяжение — они хорошо смачивают обрабатываемую поверхность, но этого оказалось недостаточно. Моноэтаноламин не является коллоидным ПАВ — отсюда его слабая дезактивирующая способность.

Коллоидные ПАВ имеют длинноцепочечный углеводородный радикал; число углеводных групп — CH_2 — обычно превышает 8. Так, к числу коллоидных ПАВ относится натриевая соль сульфированных спиртов $C_nH_{2n+1}OSO_3Na$ — для дезактивации часто применяют сульфол, в котором $n = 12$.

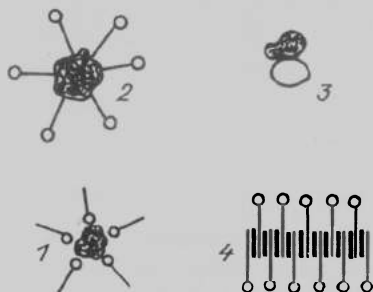


Рис.11.1. Коллоидно-химические свойства ДР, обуславливающие удержание различных РА загрязнений в водной среде: 1 — суспендирование; 2 — эмульгирование; 3 — пенообразование; 4 — солюбилизация

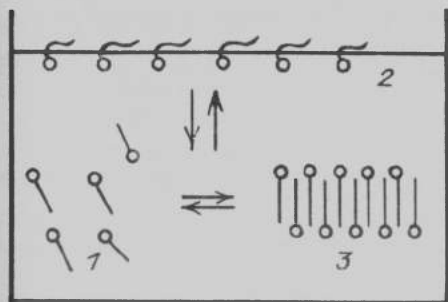


Рис. 11.2. Состояние коллоидных ПАВ в растворе (1), в адсорбционном поверхностном слое (2) и в виде мицелл (3)

ской концентрацией мицеллообразования или сокращенно ККМ. Для ДР применяются только коллоидные ПАВ, а их концентрация не должна быть ниже ККМ.

ККМ в свою очередь зависит от длины углеводородного радикала; в отношении упомянутых сульфированных спиртов эта зависимость выглядит следующим образом:

Число углеводородных радикалов	8	12	16	18
ККМ, ммоль/л	130	8,3	0,54	0,15

Эти данные приведены для n равным 8 и 12, при 25°C , а для n равным 16 и 18, при 50°C .

Незначительная концентрация ПАВ позволяет использовать водные растворы для дезактивации и придавать им коллоидно-химические свойства. Причем с ростом длины углеводородного радикала ККМ резко снижается, отсюда снижается расход компонентов для получения ДР, что имеет большое практическое значение.

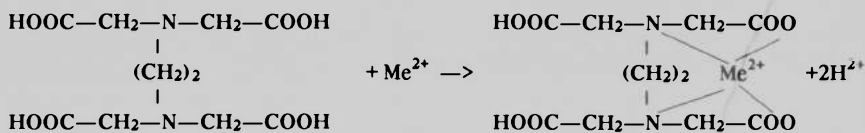
Таким образом, два свойства растворов ПАВ определяют их возможность использования в качестве ДР; одно из них снижение поверхностного натяжения, адсорбция на границе раздела фаз и смачивание определяет первую стадию процесса дезактивации; второе — комплекс коллоидно-химических свойств, сообщающий растворам способность удерживать РА загрязнения в растворе, предотвращать вторичное загрязнение и обеспечивать удаление их с обрабатываемой поверхности. (рис. 11.1, 11.2).

Вторым компонентом ДР являются комплексобразующие вещества, которые согласно схеме (11.1) связывают РН, находящиеся в ДР в виде ионов, и смещают равновесие вправо.

В качестве комплексобразующих веществ в состав ДР входят хелатные соединения, к которым относится этилендиаминтетрауксусная кислота (ЭДТА) и ее натриевая соль. Образование комплексных соединений идет по схеме:

Растворы коллоидных ПАВ обладают еще одним важным объемным свойством, называемым солюбилизацией 4, (рис. 11.2). Солюбилизация или псевдорастворение заключается в проникновении органических загрязнений в мицеллы и удержание их в растворе. Солюбилизация, так же суспендирование, эмульгирование и пенообразование способствует удержанию РА загрязнений в ДР (особенно высокодисперсных РА частиц), т.е. проведению второй стадии процесса дезактивации.

Мицеллы образуются при определенной концентрации ПАВ в растворе, называемой критической



Наличие атома азота и карбоксильных групп обуславливает образование прочных комплексных соединений, связывающих РН в ионной форме.

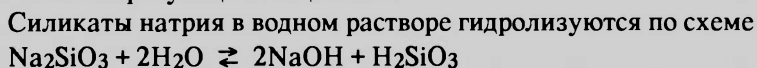
Добавка ЭДТА в ДР повышает эффективность дезактивации и в некоторых случаях значительно; например, при дезактивации стиркой КД после введения ЭДТА увеличивается почти в 5 раз.

В ДР широко применяют конденсированные фосфаты или полифосфаты, которые образуют комплексные соединения с катионами щелочно-земельных и тяжелых металлов. К числу этого класса комплексообразователей относятся пиррофосфат натрия ($\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$), трифосфат натрия ($\text{Na}_3\text{P}_3\text{O}_{10}$), тетрафосфат натрия ($\text{Na}_6\text{P}_4\text{O}_{13}$) и гексаметафосфат натрия (ГМФН). ГМФН применяют чаще других; его получают сплавлением однозамещенной натриевой соли ортофосфорной кислоты. В связи с этим без достаточного основания ему приписывают условную формулу $(\text{NaPO}_3)_6$, отсюда и название — гексаметафосфат натрия. Фактически ГМФН является высокомолекулярным соединением, анионы которого состоят из 34—38 групп $(\text{NaPO}_3)_n$. Помимо комплексобразующих свойств конденсированные фосфаты сообщают ДР дополнительно суспендирующие свойства, усиливая тем самым коллоидно-химические действия ПАВ. Вводимые в ДР полифосфаты, как и ЭДТА, повышают эффективность дезактивации при использовании ДР на основе ПАВ. Этому способствует связывание солей жесткости и активация моющего процесса.

Помимо коллоидных ПАВ и комплексообразователей в ДР входят некоторые органические и неорганические добавки, выполняющие роль активаторов моющего процесса.

Неорганические электролиты регулируют рН ДР, снижают ККМ и тем самым расход препарата, повышают адсорбцию ПАВ, улучшают объемные коллоидно-химические свойства ДР. К числу применяемых в ДР электролитов относятся сульфаты, хлориды, фосфаты и силикаты. Кроме того вводят в ДР некоторые органические соединения в качестве электролитов.

Обычно вводимые электролиты создают щелочную среду, а компоненты ДР могут выполнять различные функции. Так, конденсированные фосфаты, являются одновременно и активными электролитами и комплексобразующим веществом.



и образуют мицеллы, способствующие моющему процессу и дезактивации.

К числу органических добавок следует отнести карбоксиметилцеллюлозу, которая образует коллоидный раствор, способствующий удержанию в растворе РА загрязнений.

Роль компонентов ДР определялась экспериментально при загряз-

нении стальных поверхностей в течение 15 мин при дезактивации методом орошения с нормой расхода 3 л/м² при одновременной обработке щеткой (скорость вращения 60 об/мин). Получены следующие значения КД: водой — 2,5; 0,1 %-ным раствором ГМФН — 8,7; 0,1 %-ным раствором карбоксиметилцеллюлозы — 13,6; 0,1 %-ным раствором препарата СФ-2 (состав см. в табл. 11.4) — 13,7; раствором, содержащим сульфол, ГМФН и карбоксиметилцеллюлозу — 14,1. Последний раствор наиболее эффективен.

Таким образом, активные добавки усиливают дезактивирующую способность водных растворов ПАВ. Дезактивирующие растворы подбирают таким образом, чтобы учитывать свойства обрабатываемых материалов, особенно тщательно это требование следует соблюдать при дезактивации одежды.

11.1.2. Применение дезактивирующих растворов. Дезактивирующие растворы на основе ПАВ широко применяют для дезактивации одежды, зданий, транспортных средств, дорог с твердыми покрытиями и других объектов. Применение ДР методом орошения по сравнению с обработкой струей воды даже капельного строения позволяет сократить расход на единицу площади обрабатываемой поверхности. В лабораторных условиях при обработке образцов (стальных окрашенных поверхностей) 1 %-ным водным раствором препарата СФ-2 КД в зависимости от расхода ДР равен:

Расход ДР, л/м ²	1	2	3	4
КД	10,2	13,8	14,0	14,1

Дезактивация осуществлялась методом орошения при одновременном механическом воздействии.

При равномерном нанесении на поверхность ДР с нормой 1 л/м² образуется пленка толщиной менее 1 мм, что не гарантирует экранировку загрязненной поверхности с учетом имеющихся на ней неровностей и условий смачивания РА веществ. По этой причине следует считать, что оптимальный расход ДР будет составлять 3 л/м². При таком расходе, однако, отрывающая и транспортирующая способность пленки воды недостаточна — необходимо дополнительное усилие. Оно достигается при использовании метода орошения с применением щеток, тампонов и других подобных механических воздействий. При дезактивации одежды дополнительное усилие создается перемешиванием загрязненных изделий в стиральных машинах.

Эффективность механического воздействия щеткой можно характеризовать КД, полученный при обработке в лабораторных условиях окрашенных стальных поверхностей (загрязнение раствором РН^{91У}; норма расхода 0,1 %-ного препарата СФ-2 3 л/м²) в зависимости от экспозиций загрязнения:

Время после РА загрязнения, мин	15	30	120	240
КД при обработке:				
орошением	31,0	29,3	7,9	5,4
орошением + воздействии щеткой	51,0	39,8	10,0	5,9

Действие щетки существенно повышает эффективность дезактивации образцов ограниченного размера (1×2 см), когда реализуется первая стадия процесса дезактивации. При обработке реальных объектов механическое воздействие щетки способствует осуществлению как первой, так и второй стадии процесса дезактивации.

Приведенные данные получены при числе оборотов щетки 60 об/мин. При дезактивации замасленных поверхностей, загрязненных РН ⁸⁹Sr при экспозиции загрязнения 30 мин, КД увеличивается с 22,0 до 33,0 с увеличением числа оборотов щетки с 20 до 120 об/мин, причем свыше 60 об/мин эффективность дезактивации повышается незначительно.

Проведены исследования эффективности дезактивации в зависимости от времени обработки методом орошения с одновременным воздействием щетки (60 об/мин 0,1% ным раствором СФ-2 при экспозиции загрязнения 30 мин, расход ДР — 3 л/м²); получены следующие данные:

Время обработки, с	2,7	5,5	16,5	22,0
КД при загрязнении:				
⁸⁹ Sr	22,0	23,0	27,3	29,0
⁹¹ Y	29,0	30,0	37,0	40,0

По полученным данным следует считать, что время обработки 16,5—22,0 с является в этих условиях оптимальным.

В [82] сопоставлялась эффективность дезактивации ДР и водой (для приготовления ДР использовали фирменный препарат под названием DEKONT; кроме того вводили триэтанолламин). Дезактивирующий раствор и воду нанесли на поверхность и определяли КД в зависимости от времени контакта ДР с обрабатываемой поверхностью; получены следующие данные (в числителе — для воды, в знаменателе — для ДР):

Время контакта, ч	0,12	1	6
КД при загрязнении			
¹³⁷ Cs	17,3/34,2	20,0/47,6	34,2/90,0
⁶⁹ Co	2,5/142,3	3,3/142,3	3,6/200,0

Увеличение времени контакта без механического воздействия и циркуляции не приводит к существенному росту эффективности дезактивации. Полнота обработки ДР значительно выше по сравнению с воздействием воды.

Повышение эффективности ДР на основе ПАВ, особенно по отношению к глубинным РА загрязнениям, можно достигнуть введением абразивного порошка, подобно тому, как его вводят в водную струю (см §10.2). Вводимый абразивный порошок механическим действием щетки прижимается к обрабатываемой поверхности в отличие от абразивной обработки струей воды и тем самым в большей степени проявляется его абразивное действие. Подобным действием обладает ДР, в состав которого введено 10—40% абразивного порошка с размером частиц от 1 до 100 мкм [43]. КД при глубинном загрязнении поверхности РН ¹¹⁴Ce составлял 76,9 ± 3,4.

В некоторых случаях для повышения эффективности дезактивации, в частности лабораторного оборудования используется фреон [35]. Действие фреона в известной мере аналогично действию ДР на основе ПАВ — он обладает низким поверхностным натяжением и обеспечивает смачивание обрабатываемой поверхности. Незначительная вязкость фреона и его химическая инертность делает его пригодным для дезактивации некоторых дорогостоящих объектов (например, электронной аппаратуры), непереносящих действие воды. Фреон распыляют и методом орошения на основе замкнутого цикла проводят обработку объектов с последующей регенерацией отработавших растворов.

Таким образом, ДР на основе ПАВ многокомпонентны; в процессе дезактивации реализуются коллоидно-химические явления. По отношению к глубинным загрязнениям ДР на основе ПАВ недостаточно эффективны.

11.2. Окислительно-восстановительные дезактивирующие растворы

11.2.1. Физико-химические основы процесса дезактивации. ДР на основе окислительно-восстановительного действия применяли для дезактивации в атомной энергетике при эксплуатации ЯЭУ и при снятии с эксплуатации отработавших ЯЭУ [72, 83, 84]. В первом случае дезактивация носит плано-предупредительный характер, обеспечивая безопасность персонала в процессе эксплуатации ЯЭУ. Во втором случае обработка сопровождается демонтажом оборудования и захоронением РА отходов.

Для реакторов с водяными теплоносителем, что характерно для атомной энергетики многих стран, в том числе и СНГ, поверхности оборудования после соприкосновения с теплоносителем покрываются коррозионной пленкой. Коррозионная пленка формируется из окислов и гидроксидов материалов, которые применяют в атомной энергетике. По данным работы [85] 75—95% коррозионных отложений состоят из оксидов железа. Коррозионная пленка низколегированной стали при температуре ниже 70° С состоит главным образом из γ -FeOH, Fe(OH)₃ и Fe₂O₃. При более высокой температуре основным продуктом коррозии является Fe₂O₃. У нержавеющей стали коррозионная пленка формируется из оксидов лигирующих добавок, таких как FeO·Cr₂O₃, NiO·Cr₂O₃ и α -FeO·Fe₂O₃; Fe₃O₄.

Кроме того возможно образование оксидов NiO и MnO₂. Под действием нейтронного потока происходит активация продуктов коррозии, что приводит к глубинному РА загрязнению. Образовавшаяся коррозионная пленка в свою очередь становится адсорбентом для РН, находящихся в теплоносителе. Часть продуктов коррозии в виде РА частиц попадают на теплоноситель, туда же могут проникнуть продукты деления (РН цезия, бария, стронция, молибдена, циркония, ниобия, церия, рутения, иода и некоторые др.). Радиоактивные частицы могут осаждаться на внутренних стенках контуров и вновь переходить в водную среду при изменении режима работы различных агрегатов: например, при введении кислорода, изменении скорости теплоносителя и в других случаях. Загрязнение, однако, продуктами коррозии, осаждающихся из контурных вод, на 2-3 порядка меньше, чем загрязнение в результате коррозионных процессов.

Коррозия может происходить и в газовой среде. В канальных реакторах коррозионным действием обладает смесь пара и воды с кислородом. Коррозии в Чернобыле подверглась часть оборудования и металлических конструкций, автомобили и другая техника, находящаяся в отстойниках и подлежащая дезактивации.

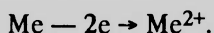
После снятия с эксплуатации ЯЭУ РА в коррозионной пленке остаются одним из

основных источников РА загрязнений и объектом дезактивации. Коррозионная пленка, толщина которой может достигать нескольких миллиметров, обуславливает глубинное РА загрязнение.

В связи с разнообразием технологических параметров работы ЯЭУ, водного режима, конструкционных материалов и конструкторских решений, продолжительностью эксплуатации коррозионные отложения разнообразны по химическому, рН составу и по физико-химическим свойствам. Рассмотреть все особенности РА загрязнений и дезактивации применительно к конкретным аппаратам и режимам не представляется возможным. Некоторые подробности дезактивации технологического оборудования изложены в работах [4, 83, 84].

Итак, дезактивация сводится к удалению рН из оксидной пленки или к удалению самой пленки вместе с рН — этот процесс осуществляется с помощью окислительно-восстановительных реагентов.

Реакция окисления, которая характеризуется потерей электронов, и реакция восстановления, основанная на приобретении электронов, взаимосвязаны между собой и рассматриваются в совокупности. Металлы являются восстановителями, теряя электроны, они превращаются в положительно заряженные ионы:



Для сравнения окислительно-восстановительной способности различных атомов и ионов используют окислительно-восстановительный потенциал. Чем выше этот потенциал, тем большей стойкостью к коррозионным процессам обладает металлическая поверхность.

Особенности коррозионных процессов и возможность удаления коррозионной пленки характеризуются диаграммами Пурбе, связывающими стандартные потенциалы с рН ДР или жидкой средой, окружающей металлические поверхности. Подобные диаграммы дают возможность определить соотношение между атомами и ионами металла в растворе в зависимости от рН среды [1, с. 142].

На рис. 11.3 приведена диаграмма Пурбе для железа в водных средах при 25° С. Знак плюс для стандартных потенциалов означает окисление, а минус — восстановление. Каждая линия диаграммы соответствует определенному равновесному окислительно-восстановительному процессу. Линия 1 показывает потенциал для равновесия $\text{Fe} = \text{Fe}^{2+} + 2e$. Ниже линии 1 расположена зона А, для которой характерны термодинамическая стабильность железа и отсутствие коррозии. Выше линии 1 расположена область коррозии, зона Б. Наклонная линия 2 характеризует равновесие $2\text{Fe}^{2+} + 3\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Fe}_2\text{O}_3 + 6\text{H}^+ + 2e$.

Выше линии 2 существует зона В нерастворимых продуктов коррозии; эту зону обычно называют зоной пассивности металла. Вследствие нерастворимости продуктов коррозии происходит блокировка исходной поверхности металла и его пассивизация.

Штрих — пунктирная линия 3 относится к равновесию $\text{H}^+ + e \rightleftharpoons \frac{1}{2}\text{H}_2$, а линия 4 к другому равновесию $\frac{1}{2}\text{O}_2 + 2e + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons 2\text{OH}^-$.

Таким образом, для каждого значения рН среды в зависимости от стандартного потенциала железо находится в определенном состоянии. Для дезактивации с использованием окислительно-восстановительных реагентов характерно образование продук-

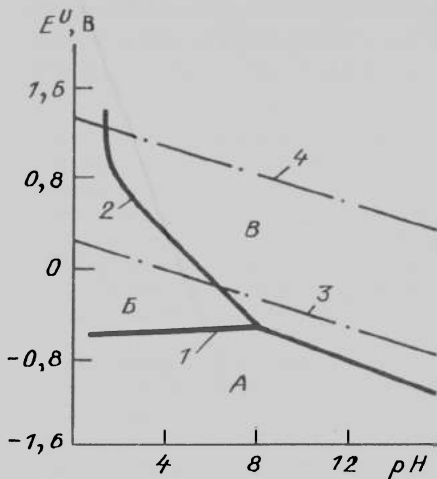
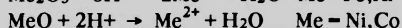
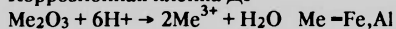


Рис. 11.3. Упрощенная диаграмма Пурбе для железа:
 А — зона термодинамической стабильности; Б — зона коррозии; В — зона пассивности

же переход РН в раствор в общем виде можно представить следующим образом:

Коррозионная пленка ДР



Для проведения окислительно-восстановительной реакции необходимо регулировать рН среды в соответствии с приведенными диаграммами, в частности на рис. 11.3. Это достигается введением кислот или щелочей [4, 84, 85].

Наиболее эффективный способ дезактивации заключается в удалении коррозионной пленки вместе с находящимися там РН различными методами, в частности, травлением в 20%-ном растворе соляной кислоты [1, с. 146]. Кроме того удаление коррозионной пленки происходит под действием раствора серной кислоты — для более полного удаления пленки предусматривается последующая катодная обработка (см. §12.1) в растворах серной и соляной кислот. Полнота удаления пленки определяется свойствами применяемых кислот и их концентрацией. Наиболее эффективная обработка серной кислотой достигается при концентрации около 30%.

Кинетика процесса дезактивации (см. §8.3) зависит от скорости растворения оксидной пленки, которая определяется свойствами самой пленки и кислот, применяемых для ее удаления. Из оксидов железа в кислотах лучше удаляется вюстит FeO , а гематит Fe_2O_3 и магнезит Fe_3O_4 растворяются плохо. В растворах серной кислоты спо-

тов коррозии, что соответствует зонам Б, В диаграммы на рис. 11.3. Удаление оксидной пленки вместе с РН может быть проведено, когда окислительные свойства ДР превышают окислительные свойства пленки, образовавшейся в результате коррозии.

На основании диаграммы можно определить области термодинамического устойчивого состояния металлов и окислителей MnO_4^- , CrO_4^{2-} , используемых для удаления коррозионной пленки. Кроме того диаграмма позволяет составить ионные уравнения, которые описывают переход элементов в окислительно-восстановительных процессах и значения стандартных потенциалов этих переходов.

Первую стадию процесса дезактивации по удалению РН из оксидных коррозионных пленок при использовании таких окислителей, как KMnO_4 и $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, а так-

способствуют удалению оксидной пленки пузырьки газа, образующиеся в результате взаимодействия кислоты с оксидами и самой металлической поверхностью. В растворе соляной кислоты происходит преимущественно растворение оксидов железа.

Для удаления коррозионной пленки применяются различные растворы [1, с. 146]. Так, одна из рецептур включает растворитель, сильную кислоту, ингибитор коррозии и восстановитель; последний способствует восстановлению высших оксидов металлов до низших и облегчает растворение их в кислоте. Для дезактивации нержавеющей стали, окисленной до Fe_3O_4 и загрязненной смесью РН, рекомендуется определенная последовательность обработки, а именно: воздействие раствором, содержащим NaOH и KMnO_4 , для удаления коррозионной пленки, промывка водой и последующее удаление остатков коррозионной пленки раствором цитрата аммония. Этот процесс назван перманганатно — цитратным.

Результаты дезактивации этим способом можно оценить по потере массы и толщине удаляемого загрязненного слоя. Для различных сортов нержавеющей стали потеря массы составляет $0,2 - 5,6 \cdot 10^3$ мг/м², а толщина удаляемой пленки колеблется от 0,04 до 0,81 мкм. КД при подобной обработке колеблется от 125 до 1000. Наиболее приемлемым составом раствора для перманганатно — цитратной обработки является содержание 10% NaOH и 3% KMnO_4 .

В некоторых случаях для снятия коррозионной пленки, особенно при дезактивации оборудования, помимо водных растворов используют органические растворители. Повышение эффективности дезактивации таких ДР достигается дополнительным механическим воздействием (в частности металлическими щетками) на обрабатываемую поверхность.

Щелочные растворы разрыхляют оксидную пленку, так как в щелочной среде оксиды хрома (^{51}Cr) переходят в растворимую форму в виде хроматов CrO_4^{2-} . Структура пленки нарушается и при последующей обработке растворами кислот происходит дальнейшее разрушение пленки и выделение ^{54}Mn [8].

Окислители и кислоты, входящие в ДР, после снятия оксидной пленки, сами могут вызвать коррозию. Скорость коррозии, которая оценивается потерей массы чистого металла, в щелочном растворе перманганата калия (0,5% KMnO_4 и 5% NaOH) за 6—8 ч контакта ДР составляет: для нержавеющей стали 1X18H10T — 5; стеллита — 22 и нихрома — 4 г/м², что находится в пределах допустимых норм [85].

Для предотвращения или снижения коррозионного действия ДР вводят в их состав ингибиторы. Ингибирующее действие ДР может осуществляться также подбором компонентов раствора и регулирования рН.

Эффект ингибирующего действия оценивают [86] фактором защиты Z , который рассчитывается по формуле:

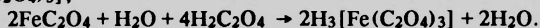
$$Z = (v_k - v_n) / v_k : 100\%,$$

где v_k и v_n — скорость коррозионного процесса соответственно при отсутствии и наличии ингибитора.

Из восьми исследуемых ингибиторов наиболее эффективным оказался ингибитор с фирменным названием “Каптакс”, для которого $Z = 98,5\%$ в отношении стальных труб. Для остальных испытуемых ингибиторов фактор Z колеблется в пределах 11—75%, что недостаточно для практических целей.

Вторая стадия процесса дезактивации определяется удержанием РН в растворе, что достигается, как и в случае применения ДР на основе ПАВ, введением комплексобразующих веществ и других добавок, которые сообщают раствору коллоидно-химические свойства (см. рис. 11.1).

Для предотвращения вторичного осаждения РА загрязнения в ДР рекомендуется добавлять перекись водорода, которая способствует переходу нерастворимого оксалата двухвалентного железа (FeC_2O_4) в растворимый оксалатный комплекс трехвалентного железа $\text{H}_3[\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)_3]$;



Реализацию второй стадии процесса дезактивации можно осуществить путем циркуляции ДР. Вместе с РА загрязнением в ДР переходят частицы разрушенной коррозионной пленки.

Таким образом, состав растворов, действие которых основано на окислительно-восстановительных реакциях, сложнее, чем ДР на основе ПАВ. В состав подобных растворов входят кроме ПАВ окислитель, кислоты, иногда щелочи, ингибитор коррозии, комплексообразователи и другие компоненты. Наличие различных реагентов в окислительно-восстановительных ДР послужило основанием называть иногда способ дезактивации на основе использования этих растворов “химическим”.

11.2.2. Состав дезактивирующих растворов. Перечень требуемых компонентов окислительно-восстановительных рецептур, варьирование различными компонентами и их содержанием, различные условия РА загрязнения и особенности обрабатываемой аппаратуры обусловили многообразие композиции ДР, число которых порой превышает число ДР на основе ПАВ.

Рассмотрим принцип подбора ДР для осуществления химического способа дезактивации при демонтаже АЭС [75]. В зависимости от условий загрязнения, “возраста” оксидной пленки и других условий применяют “мягкий” и “жесткий” режимы дезактивации. При мягком режиме концентрация вводимых компонентов не должна превышать 1% по массе; жесткий режим связан с концентрацией компонентов свыше 1%.

Сложность и разнообразие состава РН и самой коррозионной пленки потребовали подойти к разработке технологии дезактивации избирательно и на основе этого подбирать состав ДР с учетом особенностей обрабатываемого объекта и стадийности самого процесса дезактивации. Подобные технологические циклы часто получали определенное кодовое название.

С точки зрения технологичности обработки желательнее осуществление дезактивации в одну стадию. Такая технология была реализована в одностадийном, так называемом LOMI-процессе. Для этого процесса применяли раствор, содержащий ионы металла с низкой степенью окисления V_2^+ и Cr_2^+ , а также комплексообразователь. Наилучшие результаты в этом процессе показали растворы на основе ванадиевой соли пиколиновой кислоты (пиколинат ванадия) концентрацией всего 10^{-1} — 10^{-3} моль/л [75].

Одностадийная дезактивация, однако, является скорее исключением, чем правилом — в большинстве случаев ее эффективность незначительна, а используемые для приготовления ДР дорогостоящие компоненты, которые к тому же выпускаются промышленностью в ограниченных количествах, делают ее экономически нецелесообразной.

В качестве общего технологического принципа химического способа дезактивации следует все же считать многостадийную, чаще двухстадийную обработку. Последняя предусматривает окисление поверхностного слоя металла и растворение оксидной пленки. Обычно двухстадийная обработка осуществляется при помощи двух различных растворов.

Из группы жестких методов наиболее распространен двухстадийный так называемый АРАС-процесс [75], в котором первая стадия осуществляется щелочным раствором перманганата калия концентрации 10—20%, а растворение оксидной пленки — вторая стадия — происходит кислым раствором цитрата аммония. В модифицированном варианте АРАС-процесса вторая стадия может осуществляться добавлением в раствор этилендиаминтетрауксусной кислоты (ЭДТА). Кроме того применяются растворы щавелевой кислоты или ее смеси с лимонной кислотой, а также растворы неорганических кислот: серной, азотной, фосфорной, фтористоводородной концентрации 2—15% и некоторые другие реагенты. Для предотвращения коррозии на второй стадии (растворение оксидной пленки) вводят ингибиторы.

Коэффициент дезактивации при использовании жестких методов составляет 10—20, а мягких, в зависимости от объекта обработки — 4—40. В мягкой дезактивации используют те же реагенты, что и в жесткой, но общая концентрация всех реагентов не должна превышать 0,2%. Иногда в качестве предварительной стадии обработки осуществляют окисление щелочным раствором перманганата калия.

Кроме двухстадийной возможна трехстадийная дезактивация, которая осуществляется при помощи так называемого ROD-процесса. В первой стадии применяют 0,1%-ный раствор азотнокислого перманганата калия, pH = 2,5; во второй стадии — смесь азотной и щавелевой кислот, а в третьей стадии — смесь лимонной и щавелевой кислот; коэффициент дезактивации оборудования АЭС составляет 4—25, преимущественно 5—10.

Жесткие и мягкие методы применяют для дезактивации конструкций контуров реакторов в начале очередного планово-предупредительного ремонта [69]. При помощи жестких методов РН удаляются с поверхности вместе с продуктами коррозии. Для реакторов, коррозионная пленка которых образуется из оксидов железа, а также хрома и никеля, дезактивация связана с комбинацией циклов окисления и травления. Окисление осуществляют щелочным раствором, содержащим перманганат калия и едкий натр, с последующим травлением щавелевой кислотой. Концентрация реагентов обычно не превышает 10%, температура 90—95°С.

Для реакторов, оборудование которых состоит из алюминиевых сплавов, образуются рыхлые и легко растворимые оксидные слои. Первый цикл двухстадийного процесса дезактивации в этом случае [69] осуществляется ДР, содержащим 0,1% Na_2CO_3 и 0,25% трилона Б, а второй — 0,1%-ным раствором щавелевой кислоты и 0,25%-ным трилона Б.

В процессе мягкой дезактивации происходит удаление РН и час-

тичное разрушение коррозионного слоя. Обедненная РН плотная часть оксидной пленки образует защитный слой, предотвращающий дальнейшее окисление дезактивируемой поверхности.

В одном из вариантов мягкого способа дезактивации использовали ДР на основе бикарбоната натрия и перекиси водорода. Для всех случаев эффективность мягких способов дезактивации уступает жестким.

В работе [69] определялась одновременно активность некоторых РН ^{141}Ce , ^{103}Ru , ^{95}Nb и ^{95}Zr , перешедших в раствор и оставшихся на поверхности после одного цикла дезактивации 0,1%-ным раствором Na_2CO_3 и 0,20%-ным раствором трилона Б. Для определения эффективности в первом контуре реактора помещались образцы-свидетели, изготовленные из того же материала, что и контур. Изменение активности для некоторых РН (в числителе — до, в знаменателе — после дезактивации) на стальной поверхности характеризуется следующими данными:

РН	^{142}Ce	^{105}Ru	^{95}Nb	^{95}Zr
Активность 10^{-7} Ки:				
раствора	2,7/31	2,9/32	2,1/15	1,9/27
образов-свидетелей	0,26/0,069	1,0/0,3	0,67/0,23	0,85/0,14
КД образцов после двух этапов обработки	33	33	50	63

Таким образом, дезактивация растворами на основе окислителей связана с целым комплексом физико-химических и коллоидно-химических процессов и специфична; составы ДР и их применение зависят от конкретного объекта и отличаются многообразием.

11.3. Оценка качества дезактивирующих растворов

Для дезактивации используются сотни растворов с применением многих реагентов для их приготовления. Появляются новые ДР, особенно в связи с проблемой массовой дезактивации в Чернобыле и в связи с окончанием эксплуатации отработавших ЯЭУ. Возникла проблема качества ДР, которая наряду с эффективностью дезактивации, позволяет оценить экономические показатели и сырьевые возможности, удобство приготовления и эксплуатации, воздействие на обрабатываемые объекты, эргономические и другие свойства. Подобная оценка ДР методом квалиметрии сделана в работе [71].

Объективная количественная оценка ДР проводится при помощи обобщенного показателя качества Копк, который равен:

$$K_{\text{опк}} = \prod_i K_i^{\mu_i} \frac{\sum_{\alpha=1}^n \sum_{\beta=1}^m \prod_{j=1}^n K_j \alpha \beta}{n m}, \quad (11.2)$$

где \prod — число свойств, определяющих качество ДР; K_i — единичный показатель i -свойства; α — индекс дезактивируемого материала; β — индекс РН загрязненной поверхности; n — число материалов; m — число РН; μ_i — коэффициент весомости или важности свойства ДР. $\sum \mu_i = 1$.

С учетом затрат на получение композиций и приготовление ДР можно воспользоваться интегральным показателем качества:

$$K_{ин} = \frac{K_{опк}}{K_{з\mu}}, \quad (11.3)$$

где $K_{э}$ — комплексный показатель экономичности ДР; μ — коэффициент весомости экономичности ДР.

В свою очередь комплексный показатель экономичности ДР оценивался по отношению к ДР, принятому за базовый, т.е.

$$K_{э} = \frac{З}{З_б}, \quad (11.4)$$

где $З$, $З_б$ — затраты по отношению к оцениваемому и базовому ДР.

Рассмотрим возможность использования формул (11.1) — (11.3) для оценки качества ДР. Число свойств, определяющих качество ДР, и коэффициент весомости находятся методом экспертного пороса. Подобный опрос был проведен для оценки эффективности дезактивации в атомной энергетике [71]. Если в атомной энергетике число используемых и подвергающихся дезактивации материалов все же ограничено (различные сорта стали, титаны и его сплавы, поливинилхлоридный пластикат и некоторые другие), то при дезактивации в Чернобыле число различных материалов (при обработке зданий, сооружений, дорог, транспортных средств и др.) исчисляется сотнями. По-видимому, целесообразно оценку качества ДР при помощи формулы (11.4) делать для групп однородных материалов; например, окрашенные поверхности, стены зданий и др.

В атомной энергетике эффективность дезактивации определяется главным образом трудноудаляемыми РН, к числу которых относятся РН кобальта, церия, циркония, ниобия, рутения и иода. Эффективность дезактивации в Чернобыле определяется особенностями РА загрязнений, которые были изложены ранее. (см. гл. 3). Кроме того сложный РН состав продуктов аварийных взрывов, наличие РН ^{131}I в воздухе в начале аварии, а затем распространение РН ^{137}Cs и ^{90}Sr , предъявляли особое требование к качеству ДР в различные периоды проведения дезактивационных работ.

Для оценки ДР применяют не абсолютные, а относительные значения обобщенного показателя качества, используя для этого шкалу качества (см. п. 7.2.1).

В соответствии с проведенным экспертным опросом [71] граничные значения составляющих показателей качества с учетом их весомости приведены в табл. 11.1. Кроме основных свойств ДР, которые приведены в табл. 11.1, существует ряд второстепенных неизменяемых или изменяемых дискретно свойств, которые влияют на показатель качества. К числу этих свойств относятся канцерогенность, летучесть токсичных компонентов, возможность возникновения коррозии и разру-

шения поверхности обрабатываемых изделий, взрыво- и пожароопасность, возможность обезвреживания отходов.

Таблица 11.1.

Основные характеристики качества дезактивирующих растворов и рецептур

Характеристика	Значения показателей качества	
	отличного	очень плохого
КД	более 100	2
Дезактивирующая емкость, Ки/л	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$
Оптимальная рабочая температура °С	-40	+100
Сохранность рецептуры, ч	24	2
Сохранность концентрации рецептуры, сут	360	5
Допустимое концентрирование рецептуры	50 раз	2 раза

Итак, требуемый КД — это лишь один, хотя и важный показатель качества ДР. Только совокупные свойства ДР, часть из которых приведена в табл. 11.1, определяют их качество.

11.4. Особенности применения дезактивирующих раствором в Чернобыле

В ходе проведения массовых дезактивационных работ в Чернобыле применялись десятки и даже сотни различных рецептур ДР различного состава и целевого назначения. Значительная часть ДР разрабатывалась специально для Чернобыля. Кроме того применялись зарубежные композиции ДР, эффективность дезактивации при помощи которых оказалась не лучше отечественных аналогов.

Многочисленные композиции ДР можно представить в виде трех групп на различной основе: препаратов, из которых приготавливают ДР и которые были разработаны до Чернобыля; окислителей и щелочных реагентов и сорбентов.

К первой группе относятся препараты, которые условно маркируются шифром СФ. Эти препараты, состав которых приведен в табл. 11.2, предназначены для дезактивации техники, одежды и других объектов, находившихся на снабжении войск. Некоторые из них, в частности СФ-ЗК, применялись для проведения дезактивационных работ в атомной промышленности. Препараты поступают к потребителю в виде порошка, а ДР готовятся путем растворения порошка в воде заранее (за несколько дней) или на месте проведения самих дезактивационных работ.

**Состав препаратов типа СФ, применяемых для приготовления
дезактивирующих растворов**

Компоненты		Массовое содержание, % для			
назначение	название	СФ-2	СФ-2У	СФ-3	СФ-3К
ПАВ	Алкилбензолсульфонаты	25	18	18—20	9
Комплексообразователи	Триполифосфат натрия	—	50	—	25
	Гексаметафосфат натрия	—	—	25	—
	Тринатрийфосфат	30	—	—	—
и кислота	Щавелевая кислота	—	—	—	50
Активные добавки:					
для снижения ККМ	Сульфат натрия	16	18	16	8
для улучшения качества обрабатываемых изделий	Органический отбеливатель	—	—	2	1
Примеси	Несульфированные вещества и вода	Остальное	7	Остальное	Остальное

В состав препарата типа СФ входят два основных компонента — ПАВ и комплексообразователь, что является типичным для ДР подобного класса (см. §11.1).

Деактивирующие растворы, приготовленные из порошков типа СФ, эффективны для дезактивации методом орошения с одновременным воздействием щетки и в случае поверхностного загрязнения продуктами ядерных взрывов. Применение этих растворов при повышенной температуре (30—50° С) несколько увеличивает эффективность обработки, но сопровождается пенообразованием. Порошок СФ-3К применялся для дезактивации пароэмульсионным способом.

Для дезактивации объектов в случае поверхностного загрязнения рекомендовалось применять препараты СФ в растворе, содержащем 0,15% этих препаратов. В случае подогретых водных растворов концентрация препаратов СФ-2 снижалась до 0,075%. В Чернобыле подобная концентрация препарата СФ в ДР оказалась недостаточной; концентрация была доведена до 1%.

Кроме ДР на основе водных растворов препаратов СФ к 1-й группе следует отнести ранее применяемые рецептуры с использованием неводных органических растворителей. К числу их относится рецептура РД-2*. В состав сложного растворителя входят (объемное содержание):

* Рецептуру разработал В.В.Скрипник — старший научный сотрудник ГНИИ органической химии и технологии

хлорбензол — 45%, керосин — 49%, этилцеллозольв — 6%; активными компонентами рецептуры служат оксифос А — 0,4% и сольват изобутилацетата калия — 3,6% (массовое содержание).

Деактивирующие растворы на основе окислителей в Чернобыле создавались уже в процессе самой дезактивации, когда выяснилось, что приготовленные из препаратов СФ ДР оказались неэффективными, даже при обработке наружных поверхностей, что связано с особенностями РА загрязнений (см. гл. 3). В табл. 11.3 приведен перечень некоторых ДР, в состав которых входили окислители, кислоты и щелочи. Эти ДР применялись для дезактивации замасленных, сильно загрязненных и подвергшихся коррозии поверхностей, а также для удаления РА веществ в случае глубинного загрязнения.

Таблица 11.3.

Композиция некоторых ДР, применяемых в Чернобыле, на основе окислителей и кислых реагентов

Компоненты		Состав ДР %, условные номера			
назначение	название	1	2	3	4
Окислитель	Перманганат калия	0,2	—	—	0,2
	Фторид натрия	—	0,5	—	—
Кислота	Азотная	—	4,0	—	—
	Шавелевая	—	0,5	—	—
	Изабелевая	—	—	0,5	—
Щелочь	Едкий натр	4,0	—	—	4,0
СФ-2У		—	—	0,5	—
СФ-3К		—	—	1,0	—
Растворитель	Вода	95,8	95,0	98,0	95,8

Третью группу ДР составляют суспензии, основным компонентом которых является сорбент (подробнее см. гл. 14). Роль сорбента выполняет сульфитно-спиртовая барда, бентонитовые глины, содержащие в основном монтмориллонит, и цеолиты (клиноптилолит). Эти суспензии применяют для дезактивации внутренних и внешних поверхностей различных объектов, в том числе и вертикально расположенных. Большая вязкость и структурные свойства суспензий позволяют им удерживаться определенное время на обрабатываемых поверхностях. Введенные в некоторые ДР окислители позволяют дезактивировать сильно загрязненные поверхности, когда ДР на основе СФ не дают необходимой эффективности.

В табл. 11.4 приведены составы некоторых суспензий на основе сорбентов. Состав, который значится под номером 2, может содержать как сульфитно-спиртовую барду, так и бентонитовую глину. В последнем случае ДР применяют для дезактивации некоторых деталей путем погружения их в раствор и выдержки определенное время.

Таблица 11.4

Композиция некоторых ДР, применяемых в Чернобыле, на основе сорбентов

Компоненты		Состав ДР, %, условные номера			
Назначение	Название	1	2	3	4
Сорбент	Сульфитно-спиртовая барда*	45	46	—	—
	Бентонитовая глина	—	(46)	46	—
	Цеолит (клиноптилолит)	—	—	—	15—20
Окислитель	Перманганат калия	—	—	0,2	—
Кислота	Щавелевая	2,5	1,0	—	—
	Адипиновая	—	1,0	—	—
	Изабелевая	—	—	—	0,5—1,5
Щелочь	Едкий натр	—	—	4,0	—
Комплексообразователь	Трилон Б	—	1,0	—	0,3—0,4
СФ-2У		—	—	—	0,5—0,6
СФ-3		2,5	1,0	—	—
Растворитель	Вода	50	50	49,8	Остальное

* Сульфитно-спиртовая барда — это техническое название раствора (или концентрата) лигносульфоновых кислот, которые образуются при сульфитной варке целлюлозы (древесины), совместно с нецеллюлозными углеводными композициями древесины и сульфитного щелока. Промышленный продукт представляет собой концентрированный раствор или хорошо растворимый твердый концентрат. Сульфитно-спиртовая барда является сильным ПАВ. ДР на ее основе кроме того обладают вяжущим, клеящим и структурообразующими свойствами.

В Чернобыле для удаления верхнего загрязненного слоя применяли суспензии, в которые входят абразивный порошок (пиритный), а также автосмыв на основе ацетона следующего состава: 47% ацетона, 19% ацетата, 7% скипидара, 8% толуола, 10,8% нафталина и 8,2% парафина. Автосмывка позволяет удалить слой краски вместе с находящимися там РА загрязнениями.

Таким образом, Чернобыль превратился в своеобразный полигон проверки качества различных ДР, основанных на применении ПАВ, окислителей и сорбентов, а иногда и в сочетании различных основ формирования ДР.

11.5. Деактивация пенами

При воздействии пузырьков пены 4 (рис. 11.4) на обрабатываемую поверхность, когда РА вещества находятся в масляной пленке (1) в виде частиц (2) и РН (3), происходит деактивация поверхностных и глубинных РА загрязнений.

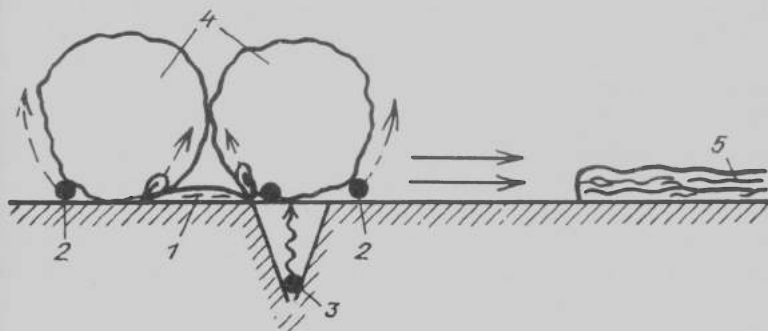


Рис. 11.4. Схема процесса деактивации поверхности 4 пузырьком пены жидких в слое масла (1), твердых (2) загрязнений и РН (3); 5 — слой воды после разрушения пены

Как и в других способах при деактивации пеной можно рассматривать две стадии процесса. Первая стадия заключается в преодолении связи РА загрязнений с поверхностью и вызвана рядом коллоидно-химических явлений, которые действуют в совокупности. Первоначально в результате кинетического воздействия пузырьков пены происходит отрыв незначительной части преимущественно адгезионно-связанных РА загрязнений. В последующем происходит смачивание обрабатываемой поверхности тонким слоем воды 5, которая образуется в результате разрушения части пузырьков при соприкосновении их с обрабатываемой поверхностью. Прослойка в пузырьке способствует удалению и дроблению слоя масла (1), содержащего РН. Под действием капиллярного эффекта происходит перемещение жидкости и дальнейшая очистка поверхности от РА загрязнений, а также втягивание их в пену. Этот процесс на рис. 11.4 показан пунктирными стрелками. Удаление РА с поверхности происходит таким же образом, как и под действием ДР на основе ПАВ.

Пены образуются в результате диспергирования в водную среду воздуха или в результате пересыщения раствора (рабочей среды) парами. Необходимым условием образования пен методом диспергирования является наличие пенообразующего вещества, главным компонентом которого является ПАВ.

Пены, в том числе и применяемые для дезактивации [87—89], характеризуются определенным размером пузырьков; оптимальным можно считать диаметр пузырьков 160—210 мкм. Одним из основных свойств пены является ее кратность β , которая показывает отношение объема пены V_n к объему раствора, из которого она приготовлена $V_{ж}$. С учетом объема газа V_r , содержащегося в пузырьках, кратность пены равна:

$$\beta = \frac{V_n}{V_{ж}} = \frac{V_r + V_{ж}}{V_{ж}} = 1 + \frac{V_r}{V_{ж}}$$

В зависимости от кратности различают влажные пены, когда $\beta < 10$, полусухие $10 < \beta < 100$ и сухие $\beta > 100$. В практике дезактивации в основном применяют полусухие пены, кратность которых не превышает 40 [77]. По другим данным [90], кратность применяемых для дезактивации пен находится в пределах от 20 до 200.

Время жизни пены определяет экспозицию дезактивации и оценивается линейной скоростью распада пены. Она находится экспериментально и равна объемной скорости распада пены $[м^3/с]$ к площади поверхности раздела пена — воздух $[м^2]$ и имеет размерность $м/с$ $[м^3/с \cdot м^2]$. Установлено [90], что при 2° С и относительной влажности воздуха 60% линейная скорость распада пены не должна быть меньше 0,18 м/с.

Как и в случае ДР в состав пены должны входить как минимум два компонента — ПАВ и комплексообразователь. В одной из композиций пен в качестве ПАВ рекомендуется использовать динатриевую соль хромотроповой кислоты, а в качестве комплексообразователя — хелатные соединения. В [43] отмечается, что в состав пен введен триэтаноламин, как комплексообразователь.

В состав пен могут входить и другие вещества, ускоряющие дезактивацию. Так в одну из композиций введена щавелевая кислота и смесь силикагеля с доломитом в качестве сорбента.

При использовании пен, так же как и ДР на основе ПАВ, на дезактивацию “работает” тонкий слой жидкости, соприкасающийся с загрязненной поверхностью. Остальная жидкость ДР оказывается бесполезной. У пены используется большая часть жидкости для дезактивации, что позволяет по крайней мере в 5 раз сократить расход ДР. Использование коллоидных свойств пузырьков пен также позволяет повысить эффективность обработки.

Пены позволяют дезактивировать такие объекты, для которых другие способы оказываются неприемлемыми; например, самолеты и вертолеты; поверхности сложной конфигурации, выемы которых доступны для пены; некоторые виды оптической, электронной и другой аппаратуры.

Пены для дезактивации могут быть использованы в различных вариантах. Первый из них основан на нанесении пены, выдержке (экспозиции) в течение определенного времени на обрабатываемой поверхности. Кроме того возможна обработка поверхностей на основе второго варианта — путем циркуляции пены, а также очистки пеной водной среды.

Наиболее часто пенный способ реализуется в первом варианте,

когда после нанесения и выдержки, которая исчисляется десятками минут [90], происходит удаление пены различными способами: струей воды, при помощи вакуума, механическим путем.

Эффективность дезактивации определялась в зависимости от времени погружения загрязненных поверхностей в пену. Загрязнение производилось в растворе РН ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{95}Zr , удельной активностью 10^{-3} Ки/л. После выдержки в загрязненном растворе дезактивация проводилась пеной с начальной кратностью 100—150. Пена готовилась на основе раствора, содержащего азотную и щавелевую кислоты и алкилсульфат; в зависимости от времени погружения загрязненной поверхности в пену эффективность дезактивации изменялась следующим образом (пена смывалась струей воды):

Время выдержки, мин	15	30	60
КД поверхностей:			
из нержавеющей стали	18	27	40
из пластика 57—40	24	25	42

Подобная, довольно значительная эффективность дезактивации, возможна в условиях жесткого РА загрязнения лишь при достаточном времени воздействия пены на загрязненную поверхность.

Пенный способ дезактивации не лишен недостатков. Эти недостатки связаны с осуществлением второй стадии процесса дезактивации. Транспортирующая способность пены незначительная. С течением времени пена гаснет, что дает возможность РА загрязнениям вновь осесть на уже обработанную поверхность. Это обстоятельство предопределяет двухстадийную обработку; расход воды, например, для смыва пены до десяти раз превышает расход пенообразующего раствора [90].

Коэффициент дезактивации пенной кратностью 30—35, когда РА загрязнения находились на поверхности в масляном слое толщиной 2—3 мм, составлял 12—47 в зависимости от вида масла. Наименьшая эффективность достигалась в том случае, когда РА загрязнения внедрялись в автол. При обработке 160 пластин, размером 3×6, загрязненных РА частицами (1%-ным раствором СФ с нормой расхода пены $0,8 \text{ л/м}^2$ и с последующим смывом водой, расход $0,4 \text{ л/м}^2$), коэффициент дезактивации составил всего 2,5. При увеличении расхода смывающей воды до 1 л/м^2 КД увеличился до 24.

При обработке поверхностей строительных конструкций АЭС, загрязненных РН ^{134}Cs , ^{137}Cs , пена применялась из расчета 1 л/м^2 , кратность пены не указана. После нанесения пены и выдержки ее в течение 20 и 30 мин происходило удаление остатков пены вручную [43]. КД при обработке стен комнат и реакторного зала колебался в достаточно широких пределах от 20 до 200.

Для дезактивации поверхностей, загрязненных смесью РН с преимущественным содержанием ^{137}Cs , применялся ДР, в состав которого входила азотная кислота и сорбент. При помощи такой пены проводилась обработка вертикальных и горизонтальных поверхностей. Показатели пенного способа дезактивации следующие [88]: кратность пены 15—17; время выдержки пены на вертикальных поверхностях 15—20 мин, гори-

Пенный способ дезактивации радиоактивных поверхностей

зонтальных 40—50 мин; КД нержавеющей стали 13, пластиката 38, окрашенной эмалью поверхности 23; после дезактивации образовалось 0,03-0,04 кг отходов на 1 м² обработанной поверхности. Способ удаления пены в работе [78] не указан.

Дезактивации путем циркуляции сухой пены (кратностью более 100, для стабилизации добавляли окись алюминия) подвергались образцы в виде пластин из нержавеющей стали размером 50×25 мм, которые загрязнялись смесью РН с преимущественным содержанием ¹⁴⁴Cs. Образцы все время обрабатывались пеной при температуре 60° С, а скорость ее движения составляла 3,7 см/с. Коэффициент дезактивации достигал 50, а эффективность дезактивации пеной не уступала обработке этих поверхностей в течение 8 ч 1 %-ным раствором азотной кислоты. Методом циркуляции пены возможна дезактивация внутренних поверхностей трубопроводов.

Пена, содержащая 0,005% желатина, полученная путем барбортажа пузырьков воздуха, использовалась для очистки воды от РН ⁸⁹Sr [89]. Очистка основана на переводе РН в форму коллоидов, для чего в воду вводят фосфат-ион. В результате добавления солей Na₂HPO₄·12H₂O или Na₂PO₄·12H₂O образуются частицы коллоидных размеров, содержащие РН ⁸⁹Sr, которые прилипают к пузырькам пены. Таким образом извлекаются из водной среды РН, а концентрация РН в пене в 1760 раз превышает концентрацию его в очищаемой среде. Очистка воды происходит в виде повторяющихся циклов с добавлением 75% желатина от первоначального количества за каждый цикл. За шесть циклов обработки при температуре 40—60° С, коэффициент очистки, который рассчитывался по формуле (7.12), составил 300.

12. Дезактивация с помощью электрического поля и ультразвука

12.1. Электрохимическая дезактивация

12.1.1. Параметры. Электрохимическая дезактивация основана на удалении РА загрязнений в результате совместного действия электрического поля и химических реагентов, образующих ДР. При пропускании электрического тока происходит переход поверхностного слоя вместе с РА загрязнениями в раствор (первая стадия процесса дезактивации). Затем (вторая стадия процесса) РА загрязнения удаляются вместе с отработавшим раствором.

Роль ДР в этом способе дезактивации выполняет электролит. Осуществление первой стадии процесса электрохимической дезактивации схематически можно представить следующим образом:

Обрабатываемая загрязненная поверхность	ДР + (электролит)	→	Обработанная ДР поверхность	ДР+РА загрязнения
---	----------------------	---	--------------------------------	-------------------

Подобный процесс может произойти при погружении загрязненных изделий в электролит (химическая дезактивация), но под действием электрического поля (электрохимическая дезактивация) обработка происходит интенсивнее — за более короткое время и с большей эффективностью.

Подтвердим это примером [1, с. 258]. При дезактивации методом погружения пластины из нержавеющей стали в ДР, содержащей 41% Н₃РO₄, 11% Н₂SO₄, 6% Н₂O

и 42% глицерина, а затем пропусканием тока плотностью 880 mA/m^2 получены следующие результаты (для сравнения приведены сведения после обработки погружением в воду):

Условия обработки	Погружение		Электрохимическая
	в воду	в ДР	
КД при загрязнении РН:			
^{32}P	1,6	100	1000
^{59}Fe	1,1	250	1000
^{90}Sr	2,2	77	200
^{141}Ce	2,4	167	$\rightarrow \infty$
^{124}Sb	1,3	2,8	21

Погружение образцов в ДР значительно повышает эффективность дезактивации по сравнению с водной средой, а электрохимическая дезактивация приводит к дальнейшему росту эффективности обработки. При дезактивации оборудования, а не пластин ограниченного размера, эффективность обработки еще более значительна. Так, КД при погружении некоторого оборудования в ДР составляет только 2, а после электрохимической обработки он увеличивается до 180, при значительном сокращении, на порядок и более времени дезактивации. Кроме того сокращается расход электролита.

Схематически процесс электрохимической дезактивации показан на рис. 12.1. Обрабатываемые изделия 1, которые в данном случае служат анодом, погружены в емкость с ДР 3. Дезактивирующий раствор циркулирует между обрабатываемым изделием и катодом 2; эта циркуляция, которая осуществляется самопроизвольно или при помощи насоса 4, на рисунке показана стрелкой 5.

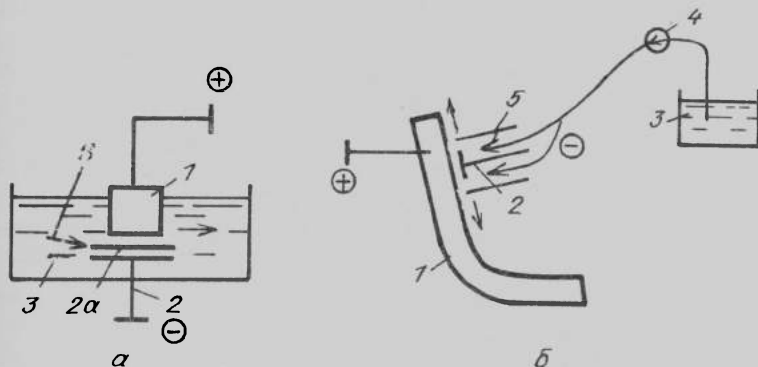


Рис. 12.1. Дезактивация в электрическом поле с помощью неподвижного (а) и подвижного (б) катода

Эффективность электрохимической дезактивации в общем виде можно выразить следующим образом:

$$K_d = f(J, \Pi, \Xi, Z), \quad (12.1)$$

где J — плотность тока, A/m^2 ; Π — основные параметры способа; Ξ — состав электролита (ДР); Z — условия РА загрязнения и свойства обрабатываемых поверхностей.

К основным параметрам относят расход электролита, напряжение между электродами, удельную скорость растворения верхнего загрязненного слоя.

В зависимости от механизма воздействия электрического поля на обрабатываемую поверхность разграничивают значения плотности тока: при малой плотности тока 1—2 А/м² на обрабатываемой поверхности образуются следу травления, а при высоких плотностях (свыше 10 А/м²) — имеет место электрополировка. Плотности тока в пределах 2—10 А/м² можно считать средними.

Эффективность электрохимической дезактивации, которую проводили ступенчато в течение четырех циклов по 30 с каждый, стальных поверхностей, загрязненных РН ²⁰⁴Tl, в зависимости от плотности тока следующая:

Плотность тока, А/м ²	0	500	1000	2000
КД в ДР:				
кислом (0,2н. HNO ₃)	9	112	278	330
щелочном (0,1н. KOH)	9	1,4	1,7	3,0
окислителя (37,2% HClO ₄)	11	165	200	350

Приведенные сведения демонстрируют преимущества электрохимической дезактивации, особенно в ДР на основе окислителей. Электрохимическая дезактивация в щелочной среде не эффективна.

По другим данным [91], при плотности тока 2000 А/м² время дезактивации сокращается до 45 с, а КД колеблется от 37 до 46 для различных сочетаний электролитов, включающих кислоты.

С увеличением плотности тока растет эффективность дезактивации. Так, при обработке в течение 12 с в 10%-ном растворе H₂SO₄ с увеличением плотности тока с 1000 до 6000 А/м² КД (в отношении нержавеющей стали, начальный уровень загрязнения РН ²¹⁰Po составляла 50—100 Бк/см²) растет с 158 до 2000, а в 10%-ном растворе H₃PO₄ с 25 до 500 [92].

Плотность тока связана со временем обработки, когда электрохимическая дезактивация проводилась по отношению к стальным поверхностям, загрязненным ²⁰⁴Tl, в ДР из 0,2 н. HNO₃; наблюдается симбатное увеличение дезактивации по мере роста плотности тока и времени обработки от 0,5 до 2 минут. Максимальный КД, равный 700, достигается при двухстадийной обработке при плотности тока, которую можно охарактеризовать как высокую (более 1000 А/м²).

Дезактивация свинцовых поверхностей проводилась в несколько стадий. Первая, электрохимическая дезактивация, осуществлялась в растворе натриевой соли щавелевой кислоты, затем поверхности промывались раствором ПАВ; в последующем эти две стадии еще раз повторялись. В другом варианте свинцовые поверхности обрабатывались в растворе азотной кислоты с плотностью тока 500 А/м².

Эффективность и скорость электрохимической дезактивации хромоникелевой стали при плотности тока 20—40 кА/м² в двух разных растворах (ФС — 10% H₃PO₄ + 2,5% H₂SO₄ и Ф от 10 до 15% H₃PO₄) характеризуется следующими данными:

Электролит ДР	ФС	Ф
КД	$3-4 \cdot 10^{-3}$	$4-5 \cdot 10^4$
Производительность, $10^{-3} \text{ м}^2 (\text{А} \cdot \text{ч})$	0,1—0,5	5—7

В подавляющих случаях эффективность электрохимической дезактивации очень хорошая (см. п. 7.2.1).

В качестве электролита Э [см. условие (12.1)] применяются реагенты, сообщающие ДР кислую среду, в частности, такие кислоты как фосфорная, серная и другие, а также ряд органических кислот, в большей части — щавелевая. Возможно использование и щелочных электролитов, но эффективность их ниже по сравнению с кислотными, зато облегчается последующая очистка электролитической ванны от РА загрязнений.

Режимы электрохимической дезактивации определяются составом электролита. Так, в случае применения фосфорной кислоты с концентрацией 40—80% эффективная дезактивация достигается при электродном потенциале 8—12 В и плотности тока 500—5000 А/м², когда температура ДР находится в пределах 48—80° С [75, 83].

Кроме того применяют окислители и растворы ПАВ, которые так же влияют на режим дезактивации. При обработке стальных поверхностей в 1%-ном растворе сульфата натрия и плотности тока 200 А/м² КД достигает 500, что значительно больше по сравнению с дезактивацией без воздействия электрического поля.

12.1.2. Эффективность. Электрохимический способ применяют для дезактивации стальных и других металлических поверхностей, загрязнение которых осуществлялось отдельными РН или их смесью.

Полнота дезактивации в значительной степени зависит от свойств РН, загрязняющих поверхность. КД в 0,1 н. растворе азотной кислоты при плотности тока 500 А/м², а для некоторых РН-1000 А/м² (знаменатель) с течением времени воздействия и РН изменяется следующим образом:

РН	⁶⁰ Co	¹⁰⁶ Rb	¹²⁴ Sb	¹³¹ I	¹³⁷ Cs	²⁰⁴ Tl
КД при времени воздействия электрического поля:						
1 мин	0	1,0/2,0	2,0/60	—/35	220	50
2 мин	50	2,5/8,1	3,5/62	—/36	415	103
3 мин	77	3,8/11,8	3,8/69	2,5/40	580	107
4 мин	98	4,3/12,3	4,0/73	4,0/42	710	110

Приведенные данные свидетельствуют о значительном разбросе значений КД от 1 до 710 и об избирательной эффективности электрохимической дезактивации.

При РА загрязнении различными РН отсутствует единый режим, связывающий параметры обработки, плотность тока и состав ДР, т.е. все то, что входит в условие (12.1).

Подобная ситуация имеет место при электрохимической дезактивации алюминиевых поверхностей. КД при загрязнении алюминиевых поверхностей теми же РН, что и приведены выше и для стальных поверхностей (за исключением ¹³¹I) в кислой среде в зависимости от плотности тока изменяется следующим образом (время воздействия тока — 1 мин):

РН КД при плотности тока, А/м ² :	⁶⁰ Co	¹⁰⁶ Rb	¹²⁴ Sb	¹³⁷ Cs	²⁰⁴ Tl
0	250	2,6	1,8	123	51
44	1000	11,5	3,4	330	500
444	→ ∞	3,8	4,0	200	500

Обращает внимание низкая эффективность дезактивации стальных и алюминиевых поверхностей, загрязненных РН ¹⁰⁶Rb и ¹²⁴Sb, что по-видимому, связано с формой нахождения РН. Повышение эффективности дезактивации алюминиевых поверхностей достигается увеличением времени обработки с 1 мин, эти сведения приведены выше, до 4-х мин.

Приведенные сведения по дезактивации стальных и алюминиевых поверхностей показывают, что режимы электрохимической дезактивации должны разрабатываться с учетом РА загрязнения и особенностей обрабатываемых поверхностей. Это обстоятельство относится к состоянию и виду обработки поверхностей. Зависимость КД кислотоупорной стали в числителе — для воды, в знаменателе — в 0,2 н растворе серной кислоты (при плотности тока 28 А/м²) от вида механической обработки изменяется следующим образом:

Время дезактивации, мин	1	2	10
КД поверхностей:			
необработанных	6/11	8/33	14/46
шлифованных	50/67	67/83	77/100
полированных	67/500	100/500	∞ / ∞

Достаточно 1 мин действия электрического поля, чтобы обеспечить надежную дезактивацию шлифованных и полированных поверхностей. Необработанные поверхности, имеющие значительную шероховатость, в выемы которых проникают РН (см. рис. 4.2), дезактивируются слабо.

По мере увеличения числа циклов загрязнение-дезактивация наблюдается резкое снижение эффективности дезактивации (КД равен 3—15) для всех стальных поверхностей, независимо от степени обработки поверхности.

12.1.3. Особенности. Дезактивация осуществляется в двух различных вариантах при помощи стационарных установок, имеющих электролитическую ванну для погружения обрабатываемых изделий, и непосредственно на месте при дезактивации крупногабаритных объектов или агрегатов этих объектов. В связи с этим разработаны два варианта электрохимического способа дезактивации с использованием неподвижного и подвижного катода 2 (см.рис. 12.1). При использовании подвижного катода ДР подается насосом 4 в пространство между катодом и обрабатываемым изделием. Катод в неподвижном варианте выполняется из свинца [52] для лучшего копирования формы обраба-

тываемой поверхности. Возможна заливка электролита в обрабатываемое изделие, когда необходимо провести дезактивацию внутренних поверхностей различных емкостей.

Размеры обрабатываемого объекта в варианте неподвижного катода и в процессе погружения изделия ограничены объемом ванны для ДР. Кроме того необходимо учитывать расстояние между катодом и обрабатываемым изделием, которое при плотности тока $10\text{--}20\text{ А/м}^2$ достигает $1\text{--}5\text{ мм}$.

Применяется так называемый полусухой способ электрохимической дезактивации [75, 83], когда между обрабатываемым изделием (анодом) и свинцовым катодом применяют прокладку 2а (рис.12.1) из диэлектрика (войлок, хлопчатобумажные и шерстяные ткани), которую смачивают электролитом. В одном из вариантов полусухого метода [91] в межэлектродном пространстве помещался пористый фетровый тампон, пропитанный электролитом. При плотности тока 1000 А/м^2 в $10\text{--}30\%$ -ном растворе H_3PO_3 КД достигает $700\text{--}1000$.

В некоторых случаях для удаления избытка электролита дезактивируемое изделие подвергается промывке, что предполагает наличие двух ванн; одну — электролитическую, другую — промывочную.

В одном из вариантов дезактивации с помощью подвижного катода (рис. 12.1) сила прижима катода к обрабатываемой поверхности составляла $40\text{--}400\text{ Н}$. Под действием постоянного тока (потенциал на электроде $6\text{--}30\text{ В}$, плотность тока $2,5\text{ кА/м}^2$), когда скорость подачи электролита (смесь лимонной и серной кислот) составляла $2000\text{--}4000\text{ л/ч}\cdot\text{м}^2$, КД колебался от 27 до 1800 в зависимости от конфигурации обрабатываемой поверхности. При обработке изделий сложной конфигурации КД был минимальным, что свидетельствует о недостаточной эффективности дезактивации подобных поверхностей подвижным катодом.

В другом варианте электрохимической дезактивации, когда плотность тока достигала больших значений $(5\text{--}7)\cdot 10^4\text{ А/м}^2$ [92], низкоомный электрод выполнялся в виде щетки с углеродной тесьмой, имеющей удельное сопротивление $10^{-2}\text{--}10^{-3}\text{ Ом}\cdot\text{см}$; для металлов оно равно $10^{-6}\text{--}10^{-4}$, а для диэлектриков $1\text{--}20\text{ Ом}\cdot\text{см}$. Углеродная тесьма препятствует короткому замыканию и увеличивает скорость обработки до 6 м^2 в 1 ч. Дезактивации подвергались поверхности сложной конфигурации, загрязненные РН ^{106}Ru , ^{240}Po , а также их оксидами; полнота дезактивации была достигнута.

Возможно сочетание действия электролитической дезактивации и водяного пара. Для этой цели в щетке, являющейся катодом, смонтированы форсунки, через которые водяной пар подает электролит в распыленном виде. Потенциал на электроде составлял 10 В , а сила тока $0,15\text{ А}$. КД при использовании 10% -ного раствора азотной кислоты составил около 1000.

Эффективность электрохимической дезактивации определяется особенностями обрабатываемого объекта. При дезактивации с помощью подвижного катода [92] различных агрегатов демонтированного оборудования площадью от $0,15$ до $3,5\text{ м}^2$ КД колебался от 30 до

200, а скорость обработки от 0,6 до 6 м²/ч. Эффективность дезактивации разных частей одного и того же изделия неодинакова. При обработке цилиндров (плотность тока 233 А/м²) в зависимости от места дезактивации получены следующие значения КД:

Места дезактивации цилиндрической поверхности КД за время обработки, мин:	Верх	Середина	Дно
50	10	50	100
65	34	140	170

Электрохимический способ дезактивации, несмотря на некоторые преимущества (возможность удаления глубинных РА загрязнений, значительная эффективность и др) имеет ряд существенных недостатков. Основными из них являются необходимость разработки и применения дорогостоящего оборудования, соблюдение техники безопасности при работе под напряжением и с агрессивными средами.

В разработанном методе электрохимической дезактивации [93] используются неагрессивная среда (рН=6) и небольшие плотности тока. Метод основан на применении расходоуемого электрода из углеродистой стали, которая восстанавливает оксиды трехвалентного железа на поверхности оборудования и переводит их в водорастворимое двухвалентное состояние. По своей эффективности этот метод не уступает обработке в кислых агрессивных растворах.

12.2. Различные варианты дезактивации с использованием электрического поля

На практике апробированы различные варианты воздействия электрического поля на загрязненную поверхность. Рассмотрим некоторые из них.

Электрохимическая дезактивация может быть реализована в том случае, когда обрабатываемая поверхность является не анодом (см.рис. 12.1), а катодом. При нанесении электролита, например, серной кислоты, выделяемый при электролизе атомный водород в результате ионного обмена способен извлекать РН с загрязненной поверхности, в частности РН трития [94].

Возможно сочетание действия электрического поля и ионообменной адсорбции. Разработан аппарат для очистки воды, названный авторами электродиализатором [95]. Он заполнен смесью различных смол, способной в результате ионного обмена извлекать из водной среды РН. Коэффициент очистки, определяемый в соответствии с уравнением (7.12), равен 100—3000. Причем снижение концентрации РН в очищаемой среде идет по механизму кинетики первого порядка согласно уравнения (8.8) и (8.9). Вместо активности А в эти уравнения необходимо подставить начальное и конечное значения концентрации РН C_0 и C_k . Определены числовые значения константы скорости очистки, которые равны 0,021—0,124 мин⁻¹ в зависимости от напряжения на электродах и загружаемой шихты.

Возможно сочетание действия электрического поля и механических усилий. Подобное сочетание было использовано для разрушения бетонных структур [75, 83] путем нагрева железной арматуры бетона низковольтным (менее 50 В) электрическим током большой мощности, что приводит к ослаблению структуры бетона и его растрескиванию. Образующиеся трещины дают возможность с помощью небольших механических усилий отделить загрязненные блоки бетона от основной массы. По сравнению с обычными механическими методами (отбойным молотком, киркой и др.) при удалении бетона в 500 раз меньше образуются РА пыли, увеличивается производительность и возникает возможность применения дистанционно-управляемых систем.

Интенсификация процесса электрохимической дезактивации достигается путем использования импульсного, реверсионного и особенно знакопеременного тока. Проведенные исследования позволили определить оптимальные условия дезактивации переменным током поверхностей из нержавеющей стали: частота 50 Гц, плотность тока 20—30 кА/м², электролит состоит из 5—10%-ного раствора азотной кислоты, удельная скорость растворения верхнего загрязненного слоя, которая определяет эффективность дезактивации, равна 180—200 мг/(А·ч). Средняя скорость растворения углеродистой стали увеличивается и составляет 200—400 мг/(А·ч) [96]; средняя скорость дезактивации колеблется от 0,06 до 18 м²/ч.

В лабораторных условиях проводилась дезактивация образцов размером 40×40 мм из нержавеющей стали, бронзы и циркониевого сплава, загрязненных смесью РН ¹⁴⁴Се и ¹³⁷Cs в отношении 1:5, после загрязнения образцы прокаливались при 500° С в течение 20—30 мин для фиксации глубинного загрязнения. При обработке в поле переменного тока частотой 50 Гц нержавеющей стали в 5%-ном растворе азотной кислоты (плотность тока 500 А/м², время обработки 10—15 мин, скорость дезактивации 100—200 м²/(А·ч) толщина удаляемого слоя составляла 1,6—4,0 мкм, что обеспечивало дезактивацию после глубинного РА загрязнения. КД циркониевого сплава в этих же условиях составлял 170—220. Электрохимическая дезактивация при помощи переменного тока проведена в промышленных условиях корпуса реактора и частей насоса площадью 3,5 и 3,0 м² в 8%-ном растворе азотной кислоты при плотности тока 10—20 кА/м². КД достигал 100.

Таким образом, разработаны и апробированы способы дезактивации под действием постоянного и переменного тока.

12.3. Дезактивация ультразвуком

12.3.1. Механизм, стадии и параметры процесса. Дезактивация ультразвуком (УЗ) основана на возбуждении упругих колебаний жидкой среды, в которой находится загрязненный объект. Распространение УЗ-колебаний в жидкой среде представляет собой волновой процесс, скорость которого определяется частотой колебания и длиной волны.

Воздействие УЗ-поля на обрабатываемую поверхность схематически показано на рис. 12.2. Стриктер 1 установки генерирует УЗ колебания, которые воздействуют на жидкую среду 2 и вызывают удаление с обрабатываемой поверхности 3 верхнего слоя вместе с находившимися там РА загрязнениями 4.

Деактивация под действием УЗ осуществляется в результате совместного воздействия жидкой среды и факторов, которые возникают в этой среде под действием УЗ-колебаний.

Первая стадия процесса деактивации осуществляется под действием звукового давления и главным образом кавитации. Под звуковым или радиационным давлением подразумевают переменное давление, действующее на препятствие со стороны УЗ-колебаний; его можно выразить при помощи следующей полуэмпирической формулы:

$$P = \frac{1}{9,81} \sqrt{20\rho v_3 J}, \quad (12.2)$$

где ρ — плотность жидкой среды; v_3 — скорость звука в данной среде; J — интенсивность звука.

Звуковое давление создает на обрабатываемой поверхности избыточное давление, которое и определяет первую стадию процесса удаления РА загрязнений.

Звуковое давление можно выразить посредством энергии звука E , которая пропорциональна плотности жидкой среды ρ , амплитуде x и частоте ν УЗ-колебаний и определяется по формуле:

$$E = \frac{1}{2} \rho \omega^2 x^2 = 2\pi^2 \rho \nu^2 x^2, \quad (12.3)$$

где $\omega = 2\pi\nu$, — угловая частота колебаний.

Эффективность первой стадии процесса деактивации в жидкой среде в значительной степени зависит еще от одного явления, вызванного УЗ-колебаниями, именуемым кавитацией. Кавитация заключается в образовании в жидкой среде разрывов сплошности и пузырьков, заполненных парами жидкости и растворенными в ней газами. Пузырьки способны к пульсации, вследствие чего возникают ударные волны, которые удаляют не только поверхностные, но и глубинные РА загрязнения. Этому способствует сжатие и захлопывание пузырьков, что сопровождается сильными гидравлическими ударами. Величина гидравлического удара при кавитации зависит от частоты и амплитуды

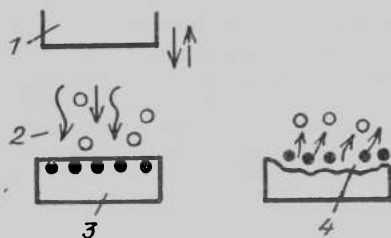


Рис.12.2. Деактивация УЗ:

1 — стрикер; 2 — кавитационные полости; 3 — обрабатываемая поверхность до воздействия УЗ; 4 — после его воздействия

УЗ-колебаний, природы и температуры жидкости, а также от других факторов.

Под действием УЗ-поля ускоряется диффузия ионов ДР к загрязненной поверхности, ионный обмен, диффузия ионов РН от поверхности в раствор, что интенсифицирует процесс дезактивации и повышает ее эффективность. При наличии оксидных пленок в УЗ-поле происходит интенсивное разрушение и удаление этих пленок вместе с РА загрязнениями.

Вторая стадия процесса дезактивации обусловлена возникновением акустического течения, которое совместно с кавитацией и звуковым давлением обеспечивает транспортировку РА загрязнений в ДР. Наличие акустического течения способствует интенсивному перемешиванию среды и поступлению свежей порции ДР к обрабатываемой поверхности. Вследствие акустического течения и звукового давления УЗ-колебания распространяются в жидкой среде на относительно большие расстояния между стриктором УЗ преобразователя и обрабатываемой поверхностью. Изменение давления внутри газовых пузырьков, которые возникли в результате кавитации, обуславливает дробление РА загрязнений, находящихся в жидкой среде, т.е. происходит процесс эмульгирования и суспендирования, что сообщает ДР коллоидные свойства (см. рис. 9.2). Благодаря этому РА загрязнения удерживаются в жидкой среде, чем и предотвращается возможность вторичного загрязнения поверхности.

Таким образом, распространение УЗ-колебаний в жидкой среде способствует более полному удалению различных РА загрязнений, переводу их в ДР и удержанию в объеме ДР.

Эффективность дезактивации под действием УЗ по аналогии с условием (12.1) в общем виде можно представить следующим соотношением:

$$K_d = f(\Pi, ДР, З, К). \quad (12.4)$$

В соответствии с условием (12.4) эффективность дезактивации УЗ определяют следующие основные факторы: параметры УЗ-поля (Π), состав ДР, условия РА загрязнения различных объектов ($З$), конструктивные особенности УЗ-установок ($К$).

К числу основных параметров УЗ-поля относятся удельная мощность генератора Вуд, частота колебаний ν и время обработки. Параметры УЗ-поля неразрывно связаны с дезактивацией под действием этого поля. Так, процесс кавитации определяет удельную мощность преобразователя УЗ Вуд, которую можно выразить следующим образом:

$$\text{Вуд} = \frac{B \eta_{\text{пр}}}{\delta_{\text{пр}}} = \frac{IV \cos \varphi \eta_{\text{пр}}}{\eta_{\text{пр}}}, \quad (12.5)$$

где I — сила тока; V — напряжение; φ — угол сдвига между напряжением и током;

$\eta_{пр}$ — КПД преобразователя; $S_{пр}$ — площадь мембраны стриктера преобразователя; V — мощность преобразователя.

Максимальный КД достигается при удельной мощности преобразователя 16 кВт/м^2 , а при обработке прорезиненных, лавсановых и хлопчатобумажных тканей — $13—17 \text{ кВт/м}^2$.

Если КД в УЗ-поле превышает 100 и достигает 1000, то на аппарате для встряхивания в том же ДР КД составляет всего 25.

При увеличении удельной мощности преобразователя свыше определенного значения возникает большое число кавитационных полостей и пузырьков, которые отражают и рассеивают звуковые волны. Увеличение удельной мощности преобразователя в этих условиях приводит к росту турбулентных потоков в жидкости, уносящих значительную часть пузырьков от обрабатываемой поверхности, в результате чего КД уменьшается. При удельной мощности преобразователя ниже 10 кВт/м^2 , когда имеет место докавитационный режим, то КД также незначительны и примерно равны значениям, которые получены при интенсивном перемешивании ДР. Поэтому удельная мощность преобразователя должна быть в пределах $10—50 \text{ кВт/м}^2$. Ее оптимальное значение устанавливается экспериментально для конкретных систем.

При выборе частоты УЗ-колебаний следует рассмотреть две противоречивые тенденции. Рост частоты колебаний должен привести к повышению эффективности звукового давления и акустического течения, и как следствие — к увеличению КД. Чем выше частота колебания, тем значительнее кавитация, которая также ускоряет дезактивацию.

Изменения КД при обработке различных поверхностей в зависимости от частоты УЗ-колебаний будут следующими:

Обрабатываемые поверхности КД при частоте колебаний, кГц:	Цинк	Свинец	Никель	Алюминий
800	5,6	1,7	7,7	5,6
3000	5,9	1,8	5,6	5,6

Впреки ожиданию с увеличением частоты колебаний КД практически не изменяется. Подобное обстоятельство объясняется уменьшением длительности фазы низкого давления, в течение которой возникают кавитационные пузырьки, отсюда при высоких частотах для возбуждения кавитации требуется большая удельная мощность преобразователя. При частоте 20 кГц, например, удельная мощность должна быть 10 кВт/м^2 , а при частоте 200 кГц — 100 кВт/м^2 . По этой причине желательно ограничить повышение частоты и удельной мощности преобразователя.

Высокочастотные УЗ-колебания вызывают и другие отрицательные последствия. С ростом частоты возникает и растет эффект УЗ-затемнения, что ухудшает дезактивацию, особенно объектов сложной конфигурации. Кроме того ВЧ-колебания поглощаются средой. Так, при частоте 22 кГц дезактивации подвергаются четыре слоя ткани, при 30 кГц — три слоя, при 46 кГц — 2, 450 кГц — только один. С ростом частоты уменьшается КПД преобразователя, который при частоте 20 кГц составляет $50—80\%$, а при частоте 200 кГц он падает до 20% .

Таким образом, для целей дезактивации предпочтение следует отдавать низким частотам, при которых явление УЗ-затемнения проявля-

ется редко. Поэтому частоты порядка 20—100 кГц могут быть рекомендованы для дезактивации УЗ [83].

Оптимальная частота УЗ-колебаний зависит также от состава ДР. КД нержавеющей стали в 0,1н, растворе серной кислоты при частоте колебаний 30 кГц составляет 315, а углеродистой стали при 20 кГц повышается до 1000. Эффективность дезактивации при помощи УЗ зависит от продолжительности обработки. При дезактивации (удельная мощность преобразователя 16 кВт/м^2) различных тканей (прорезиненных, молескина и пленок перхлорвиниловых и резиновых), загрязненных РН ^{144}Ce , через 1—2 мин достигается максимальная эффективность. КД равен 300—700. Дальнейшее увеличение времени обработки не приводит к росту эффективности дезактивации. Подобная закономерность имеет место при обработке металлических поверхностей (стальных, медных, цинковых, хромовых, алюминиевых, никелевых, свинцовых), загрязненных РН ^{233}Ra , удельная мощность преобразователя 18 кВт/м^2 , основная масса РА загрязнений удаляется в первые 20 с. При воздействии УЗ свыше 30с эффективность дезактивации не повышается. Для некоторых изделий, в частности хлопчатобумажных, оптимальное время дезактивации увеличивается до 3 мин.

Таким образом, в зависимости от вида изделия и удельной мощности преобразователя существует оптимальное время обработки, выше которой эффективность дезактивации не повышается. Это оптимальное время находится экспериментально.

12.3.2. Состав и применение дезактивирующих растворов. Вернемся к условию (12.4) и рассмотрим влияние на эффективность дезактивации жидкой среды, которая выполняет роль ДР.

Сопоставим эффективность дезактивации при использовании воды и ДР на основе ПАВ. При обработке УЗ хлопчатобумажных тканей КД в воде и в 2%-ном растворе ПАВ увеличивался лишь в 2 раза, а при обработке шелковых и шерстяных тканей — практически не изменялся. При дезактивации полимерных материалов на основе полистирола, полиэтилена, ацетата целлюлозы, поливинилхлорида растворы ДР на основе ПАВ не дают преимуществ по сравнению с водной средой. В водных растворах ПАВ может образоваться пена, которая способствует отражению и рассеиванию УЗ-колебаний, а улучшение смачивания затрудняет кавитацию. Это приводит к тому, что водные растворы ДР на основе ПАВ не дают желаемых результатов в смысле повышения КД при использовании УЗ. Поверхностное натяжение водного ДР в пределах от 14,4 до $72,3 \text{ мДж/м}^2$ и плотность жидкости мало влияют на полноту удаления РА загрязнений.

В водных растворах на основе контакта Петрова, в который входит

2—7% серной кислоты, КД резко возрастает в связи с тем, что кислота снижает пенообразующую способность раствора. Поэтому в состав ДР на основе ПАВ рекомендуется вводить кислоты.

Комплексообразующие вещества, такие, как ГМФН, ЭДТА, щавелевая и лимонная кислоты, повышают эффективность дезактивации УЗ. Несколько худшие результаты дают цитраты натрия и аммония.

Для дезактивации УЗ применяют растворы кислот или солей, а также окислителей. Так, для дезактивации стальных и дюралюминиевых изделий рекомендуют растворы, в состав которых входят серная и азотная кислоты и окислители (KMnO_4 , $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)

Коэффициент дезактивации при обработке свинцовых поверхностей УЗ в растворе некоторых солей, например, в 1%-ном KI, более 1000, а в растворах ПАВ — всего 12,5. Подобная закономерность наблюдается и для других металлов, а также для полимерных материалов.

Эффективны водные растворы кислот. Так КД нержавеющей стали (удельная мощность преобразователя 37 кВт/м^2 ; частота 80 кГц) в 0,1н. азотной кислоты достигает 1000, а в растворе серной кислоты при той же концентрации — 445. При тех же условиях в 2%-ном растворе ПАВ КД равен 9. Растворы кислот также эффективны при дезактивации хлопчатобумажных тканей. При тех же условиях, что и выше КД в растворе серной кислоты составляет 47, а азотной — 40, а в растворах ПАВ только 2.

Состав ДР зависит от свойств обрабатываемого объекта. Так, в случае дезактивации медицинских инструментов используют 2%-ный раствор соляной кислоты. Если металлические поверхности подвержены коррозии, то используют ДР на основе окислителей. Дезактивация тканей возможна в среде органических растворителей.

Эффективность дезактивации УЗ зависит от температуры жидкой среды. С ростом температуры уменьшается растворимость газа в воде, увеличивается его давление и тем самым снижается порог кавитации, что оказывает благоприятное действие на эффективность дезактивации. Для захлопывания пузырьков вследствие увеличения давления пара, однако, требуется большая энергия УЗ-поля, что является нежелательным. В связи с этим существует оптимальная температура ДР при дезактивации УЗ.

В соответствии с условием (12.4) рассмотрим эффективность дезактивации УЗ в зависимости от свойств обрабатываемой поверхности и объектов, а также особенностей аппаратов, применяемых для дезактивации.

Дезактивация УЗ используется для обработки изделий из металла,

полимерных материалов, кожи, стекла, тканей в случае поверхностного и глубинного загрязнения.

Применение для дезактивации УЗ неизбежно связано с созданием специальных установок. Поэтому дезактивация УЗ целесообразна тогда, когда материальные затраты по созданию установок компенсируются повышением эффективности и интенсивности дезактивации.

Условия РА загрязнения и состава ДР в каждом случае будут различны. Можно считать, что КД с использованием УЗ должен быть в пределах 50-200, исходя из этих значений и разрабатываются режимы дезактивации (время озвучивания, параметры УЗ-поля и др.).

Эффективность дезактивации УЗ сравнивают с эффективностью дезактивации обычными способами и на основании этого решают вопрос о целесообразности применения УЗ. Так, КД цинковых поверхностей загрязненных РН ^{131}I в УЗ-поле (частота 800 и 3000 кГц, мощность преобразователя 15 кВт/м^2) в 10 раз выше, чем без УЗ-поля. В кислых растворах УЗ повышает КД в 10—30 раз.

Значительная эффективность дезактивации УЗ по сравнению с другими способами достигнута при обработке нержавеющей стали:

Способ обработки	УЗ	Протирка вручную	Окунание и перемешивание	Струей воды
КД	67	10,0	3,3	6,6
Общее время обработки, мин	2—3	60—90	10—15	10—20

Повышение эффективности дезактивации УЗ сопровождается существенным снижением времени обработки.

Преимущества дезактивации УЗ проявляются при обработке деталей, подвергшихся загрязнению РА веществами в смеси с различными минеральными маслами. КД при обработке бензином равен 3,3, а при воздействии УЗ увеличивается до 200, а время обработки сокращается в 5 раз. Время дезактивации алюминиевых дисков и малогабаритных предметов в УЗ-поле уменьшается в 15 раз. Для достижения КД, равного 200, время обработки углеродистой стали, загрязненной РН ^{60}Co , в УЗ-поле сокращается примерно в 10 раз по сравнению с обработкой в ДР.

В промышленных условиях для осуществления дезактивации УЗ применяют два типа установок. Установки первого типа представляют собой специальные ванны, в корпус которых вмонтированы преобразователи, создающие УЗ-поле. В ванны заливают ДР и погружают обрабатываемое изделие.

Принцип действия установок второго типа основан на перемещении дезактивируемого изделия относительно УЗ преобразователя. Впервые появились установки первого типа; сначала для обработки относительно небольших по габаритам объектов, а затем разработаны были стационарные установки для обработки крупногабаритных объектов. Известны установки, которые имеют ванну размером $4,8 \times 0,6 \times 0,75 \text{ м}$; установки подобного типа позволяют проводить дезактивацию УЗ таких узлов, как клапаны, фильтры, сальники, шнеки, детали

насосов, загрязненных UO_3 , UF_4 и UO_2F_2 . Некоторые детали и агрегаты подвергаются дезактивации без разборки. Подобным образом проводили обработку твэлов, изготовленных из нержавеющей стали и магниевых сплавов, с помощью УЗ с частотой 20 кГц и интенсивностью 8 кВт/м^2 ; за 2 мин обработки КД доходил до 400.

Форма ванн в промышленных установках определяется конфигурацией обрабатываемых объектов. Ванна для дезактивации защитных рабочих шлемов выполнена в форме полушария, а для дезактивации стальных плит используют прямоугольный бак. Для дезактивации крупных изделий можно одновременно использовать несколько генераторов УЗ, число которых может достигать 40.

В ваннах дезактивируются изделия из различных полимерных и натуральных тканей. КД некоторых видов тканей, загрязненных ^{60}Co в УЗ-поле колеблется от 200 до 1250, когда удельная мощность преобразователя равна 15 кВт/м^2 , частота обработки $19,6 \text{ кГц}$, время обработки 30 с.

При значительном сокращении времени обработки, иногда в сотни раз, КД при помощи УЗ в 3,6 раз выше, чем при обработке ДР с одновременным встряхиванием, причем эта зависимость сохраняется по мере увеличения числа циклов загрязнения-дезактивация до 5.

Коэффициент дезактивации резины снижается в зависимости от загрязнения РН в следующей последовательности $^{134}\text{Cs} > ^{140}\text{Ce} > ^{90}\text{Sr} > ^{106}\text{Ru} > ^{95}\text{Zr}$; расположенные левее дезактивируются легче, чем резина, загрязненная РН, расположенными правее. После пяти циклов загрязнения — дезактивация для этой последовательности радионуклидов КД изменяется от 40 до 500.

Установки второго типа применяют сравнительно редко. Их используют для дезактивации труднодоступных мест и внутренних поверхностей. С этой целью преобразователи УЗ укрепляют непосредственно в этих труднодоступных местах. Дезактивацию внутренней поверхности трубопроводов можно осуществить протягиванием через них преобразователей, а наружных поверхностей — протягиванием преобразователей, имеющих кольцевые выемы. Для дезактивации крупных узлов оборудования применяли [84] циркуляционный подвижный стенд, позволяющий обрабатывать отдельные участки с использованием ДР на основе окислителей. Коэффициент снижения МД по γ -фону составил 10. За 8—5 ч работы УЗ-установки удалены РН активностью $5,5 \cdot 10^{12}$ Бк и 15 кг продуктов коррозии, включающие оксиды железа, никеля и хрома.

В заключении следует отметить, что УЗ может ускорить процесс дезактивации и повышать его эффективность, что определяется совокупным действием УЗ-поля и жидкой среды. Для обработки различных изделий разработаны специальное оборудование и режимы, обеспечивающие наиболее благоприятные условия дезактивации.

13. Дезактивация с использованием сорбентов

13.1. Сорбенты и адсорбция

Адсорбция, которая ранее рассматривалась (см. рис. 4.1 и 4.2) в связи с РА загрязнениями, используется в процессах дезактивации. В ходе РА загрязнения адсорбентом является РН, а адсорбентом — загрязняемая поверхность различных объектов. В процессе дезактивации РН извлекаются из загрязненной среды, т.е. они также являются адсорбатами. В качестве адсорбента выступают частицы порошков, которые называют сорбентами. Сорбенты применяют для извлечения РН из газовых и водных сред в процессе очистки воздуха и воды, а также с поверхности различных объектов. Кроме того их используют в виде добавок в ДР, полимерные и другие композиции. Сорбенты широко использовались для дезактивации в Чернобыле. Их расход исчислялся сотнями тонн.

В качестве сорбентов обычно используют пористые порошки. Для порошкообразного сорбента, имеющего значительную поверхность раздела фаз, адсорбцию выражают по отношению к единице его массы, а адсорбция в соответствии с формулой (4.4) измеряется в моль/кг.

При нахождении РН в растворе объемом V часть РН из раствора адсорбируется на твердой поверхности порошкообразного адсорбента массой m . В результате концентрация РН в растворе снизится с c_0 до c . Это снижение произойдет за счет адсорбции РН на твердой поверхности сорбента, значение которой можно определить по следующей формуле:

$$\Gamma = \frac{c_0 - c}{m} V.$$

Это уравнение используется для количественного определения адсорбции из раствора.

Поверхность сорбентов геометрически и энергетически неоднородна. Геометрическая неоднородность определяется наличием выступов, выемов, пор, трещин и других неровностей. Энергетическая неоднородность обусловлена неодинаковой структурой поверхности. В связи с этим поверхностные натяжения $\sigma_{тг}$ и $\sigma_{тж}$ (см. рис. 4.1) и адсорбция Γ в различных точках поверхности твердого тела неодинаковы. Можно говорить лишь о среднем значении этих величин.

Адсорбция, как поверхностное явление на границе раздела фаз, определяется площадью этой границы; поэтому важной характеристикой порошкообразных адсорбентов является удельная поверхность, т.е. поверхность единицы массы порошка. Удельная поверхность измеряется в m^2/kg [97].

У пористых сорбентов кроме удельной поверхности необходимо

учитывать размеры пор. Удельная поверхность пористых сорбентов в связи с этим значительно увеличивается. В табл. 13.1 дана классификация сорбентов в зависимости от удельных размеров их поверхности с учетом пор; различают непористые и пористые сорбенты, которые в свою очередь подразделяются на макропористые, мезопористые (переходно-пористые) и микропористые.

Таблица 13.1

Характеристика некоторых сорбентов, применяемых для дезактивации (по классификации М.М.Дубинина)

Название	Размеры диаметр пор, нм	Удельная поверхность, $10^2 \text{ м}^2/\text{кг}$	Представители	Область применения
Непористые	—	0,001—0,5	Непористые порошки в составе удаляемых пленок	См. гл.14
Пористые: макропористые	свыше 4,0	0,5—2,0	Торф, ионообменные смолы, древесные опилки, хлопчатобумажные волокна	Фильтрация, очистка воды, отработавших ДР
мезопористые	1,2—4,0	2—400	Глины, дисперсные минералы	В состав ДР и удаляемых пленок
микропористые	менее 1,2	свыше 400	Глины, цеолиты, силикагель, активный уголь	Все предыдущие

Размеры пор макропористых сорбентов превышают капиллярные, т.е. более 4 нм или $4 \cdot 10^{-3}$ мкм; на этих поверхностях отсутствует капиллярная конденсация. В мезопорах происходит капиллярная конденсация (см. рис.4.2). Размеры пор микропористых адсорбентов соизмеримы с размерами молекул.

Сорбенты, которые применяются для дезактивации, могут быть на основе минеральных веществ и угольных материалов. К числу минеральных относятся глинистые сорбенты: бентониты различного класса, способные к набуханию — монтмориллонит, каолин, палыгорскит, гидрослюда и др. Страны СНГ располагают большими запасами бентонитовых глин, в том числе и в районе, примыкающем к Чернобылю. Если бентонитовые глины подвергнуть активации, то увеличивается их адсорбционная способность.

Кроме глин в качестве сорбентов применяют дисперсные минера-

лы. К ним относятся диатониты, опоки и трепелы, которые принадлежат к группе алюмосиликатов ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{SiO}_2$) щелочных и щелочно-земельных металлов, образованных из мельчайших микроорганизмов. Они применялись для очистки воды в водоемах; кроме того эти материалы в виде суспензии наносят на фильтрующую основу (обычно ткань) и в таком виде применяют для очистки воды.

Глины и дисперсные минералы по удельной поверхности относятся к мезо- и микропористым сорбентам (табл. 13.1). Так, некоторые глинистые сорбенты, применяемые для дезактивации, имеют удельную поверхность в диапазоне $(150—600) \cdot 10^3 \text{ м}^2/\text{кг}$. Глины входят в состав ДР (см. табл. 11.4), применяемых в Чернобыле.

Цеолиты принадлежат к микропористым минеральным сорбентам и представляют собой щелочные (Na, K) и щелочно-земельные (Ca, Mg) алюмосиликаты, имеющие общую формулу $\text{Me}_2\text{O} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot x\text{SiO}_2 \cdot y\text{H}_2\text{O}$, где Me — ион металла. Цеолиты могут быть природные и синтетические. Важное значение цеолиты приобретают при очистке воды РА веществ, в частности после аварий в Три Майл Айленд; они входят в состав ДР, которые применялись в Чернобыле.

К угольным сорбентам относятся микропористые углеродные материалы, получаемые высокотемпературной обработкой различных ископаемых углей, древесных пород, торфа и других веществ, богатых углеродом. После дополнительной обработки паром или инертными газами для очистки пор и введения добавок, связывающих РН, получают так называемые активные (активированные) угли.

В Чернобыле в широких масштабах использовались различные марки отечественных и зарубежных сорбентов.

13.2. Селективность сорбентов

Процесс очистки жидких и газовых сред происходит в следующие две стадии: транспортировка — движение РН к поверхности сорбента и их адсорбция на этой поверхности. Возможность подобного процесса определяется химическим потенциалом РН. Если химический потенциал РН в объеме равен $\mu_{об}$, а на поверхности сорбента $\mu_{п}$ то условия адсорбции смеси РН, состоящей из n РН, определяются следующим образом

$$\sum_{i=1}^{i=n} \mu_{об}^i \geq \sum_{i=1}^{i=n} \mu_{п}^i$$

Знак больше означает самопроизвольный, а равенство — равновесный процесс. РН распределены в объеме очищаемой среды $A_{об}$ и на поверхности сорбента $A_{п}$.

В жидкой или в воздушной среде находятся, как правило, несколько различных РН, химический потенциал которых не одинаков. Поэтому и адсорбция РН из их смеси будет неодинакова, т.е. одни РН адсорбируются лучше, а другие хуже. Это обстоятельство означает селективность адсорбции, которая количественно определяется коэффициентом селективности, он показывает избирательную адсорбцию ионов или молекул РН, когда они находятся в смеси с другими, т.е. адсорбцию РН M_i по отношению ко всем адсорбированным РН:

$$K_A = \frac{M_i}{\sum_{i=1}^n M_i} \quad (13.1)$$

Кроме того, нахождение РН на сорбенте и в очищаемой средой можно выразить при помощи коэффициента распределения:

$$K_{расп} = \frac{c_0 - c}{c_0} \frac{M}{m}, \quad (13.2)$$

где M , m — масса среды, подвергающаяся очистке и масса сорбента; c_0 , c — концентрация РН до и после адсорбции.

Как следует из формулы (13.2) коэффициент распределения является безразмерной величиной и зависит от двух сомножителей: первый характеризует изменение концентрации РН, а второй — соотношение между массой очищающей среды и массой сорбента. При постоянном втором сомножителе рост коэффициента распределения означает снижение концентрации РН после адсорбции. Если неизменным остается первый сомножитель, то в этих условиях меньшим количеством сорбента можно очистить более значительный объем загрязненной среды.

У разных авторов суть коэффициента распределения трактуется неоднозначно. В ряде работ [88, 98] за коэффициент распределения берется лишь первый сомножитель; тогда коэффициент распределения становится пропорциональным константе равновесия и изменяется от 28 до 1269 [98]. Такой разбор получен для различных по составу сорбентов, обладающих неодинаковыми ионообменными свойствами, вполне допустим.

Для характеристики приведем значения коэффициентов распределения РН ^{137}Cs ^{90}Sr в 0,3М растворе азотной кислоты на некоторых минеральных и органических сорбентах [88]:

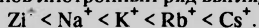
Сорбент	Бетонит	Диатомит	Вермикулит	Каолин	Торф	Лигнин
Красп для РН ^{137}Cs	800	27	60	48	23	15
^{90}Sr	50	3,2	1,8	0,4	1,5	2,5

Чем больше коэффициент распределения, тем эффективнее очистка загрязненной среды.

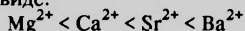
Оценка коэффициента распределения с учетом двух сомножителей формулы (13.2) приведена для некоторых природных и синтетических сорбентов, а именно: различных цеолитов (вермикулита, клиноптилолита, имуконата, бентонитов, гидробентонитовой руды) и на основе битумов. Коэффициент распределения колеблется от 0,1 до 1 кг/кг. Природные сорбенты недостаточно селективны по отношению к РН цезия. Для синтетических сорбентов (соли гетерополикислот, фосфаты четырехвалентных металлов, соли гексаацианоферратов), коэффициент распределения равен 1—100 кг/кг, т.е. значительно больше, чем для природных сорбентов. Высокая избирательность к цезию обнаружена у фосфата циркония $Zr(НРО_4)_2 \cdot 2H_2O$, коэффициент распределения для этого сорбента превышает 10 кг/кг.

Селективность адсорбции определяется еще массой и зарядом ионов РН. Для ионов одинаковой валентности адсорбционная способность увеличивается по мере роста размера иона. Ряд ионов одной валентности образуют лиотропный ряд, крайний левый член которого обладает наименьшей, а крайний правый — наибольшей адсорбционной способностью, а следовательно в большей степени адсорбируются и более полно извлекается из загрязненной среды [44].

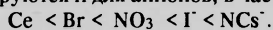
Для одновалентных катионов лиотропный ряд выглядит следующим образом:



Для двухвалентных катионов II группы периодической системы элементов этот ряд можно выразить в следующем виде:



Лиотропные ряды формируются и для анионов, в частности одновалентных:



Таким образом, адсорбция зависит от свойств сорбента и адсорбтива.

Коэффициент распределения можно выразить количественно из соотношения количества РН на адсорбенте и в растворе $\epsilon = \frac{\tilde{m}_c}{m_p}$ и содержания сорбента в растворе M_p [45]. Обнаружена линейная зависимость между $lg\epsilon$ и lgM_p , тангенс угла наклона которой равен $n = lg\epsilon / lgM_p$ и характеризует особенности взаимодействия адсорбата с сорбентом. При $n = 1$ в случае РН ^{54}Mn на магнитите в растворе боратного буфера означает отсутствие химического взаимодействия, т.е. хемосорбции (см. §4.2). Если $n > 1$ (при адсорбции РН ^{60}Co на магнетите и гематите $n = 1,7$, для ^{65}Zn на гематите $n = 1,5$), то химическое взаимодействие между адсорбатом и сорбентом имеет место. Для $n < 1$ для РН ^{65}Zn и ^{54}Mn в воде на магните адсорбция характерна тем, что катионы РН находятся в различном состоянии ($Mn^{2+} \rightarrow Mn^{3+}$).

Селективной способностью по отношению к РН цезия обладает целлюлозно-неорганический сорбент [99] — композиционный материал, полученный нанесением ферроцианида железа и калия на целлюлозную основу. Сорбент универсален — он может очищать воду, молоко и другие жидкие среды. Кроме того его можно использовать для извлечения РН из жидкости с целью определения его концентрации. Коэффициент очистки воды с помощью этого сорбента по отношению к РН цезия достигает 2000.

13.3. Деактивация поверхностей и ионообменная адсорбция

При помощи сорбентов можно осуществлять деактивацию загрязненных поверхностей различных объектов. В этом случае сорбенты входят в состав ДР (см. табл. 11.4). ДР образуют суспензии, которые наносят на обрабатываемую поверхность и после определенной экспозиции удаляют вместе с адсорбированными РН.

Стадии процесса деактивации в этом случае можно представить в следующем виде: десорбция РН из глубины на поверхность, переход РН в суспензию или пасту, адсорбция на поверхности сорбентов, входящих в состав ДР. Извлечение РН с загрязненной поверхности определяется десорбционно — адсорбционным равновесием. Процесс десорбции из глубины загрязненной поверхности определялся [88] по отношению к РН ^{91}Y , ^{144}Ce , ^{95}Zr в растворах азотной кислоты и фтористого натрия; коэффициент десорбции можно определить с использованием следующего соотношения:

$$K_{\text{дес}} = a + a_1 c_1 + a_2 c_2 + a_3 c_1 c_2, \quad (13.3)$$

где c_1 , c_2 — концентрация азотной кислоты и фтористого натрия; a , a_1 , a_2 , a_3 — коэффициенты регрессии.

Полученные значения коэффициентов уравнения (13.3) позволили рассчитать коэффициент десорбции, а затем десорбционно—адсорбционное равновесие. В результате предложено следующее уравнение, которое связывает КД с течением различных стадий процесса, а именно:

$$\frac{1}{K_{\text{д}}} = 1/K_{\text{д}}^{\infty} + k_2(1 - 1/K_{\text{д}})/(1 + k_3), \quad (13.4)$$

где $K_{\text{д}}^{\infty}$ — предельный КД при относительно большом количестве сорбента по отношению к неудаляемым загрязнениям; k_2 — коэффициент сорбции, определяющий количество РА веществ в сорбенте; k_3 — коэффициент, характеризующий количество РА веществ в растворе.

В соответствии с уравнением (13.4) величина $1/K_{\text{д}}$ является линейной функцией от $(1 - 1/K_{\text{д}})/(1 + k_3)$. Линейная зависимость между этими величинами подтверждена экспериментально для РН ^{95}Zr , ^{95}Nb в 0,1н. растворе азотной кислоты.

Если считать, что $K_{\text{д}} = 0,95K_{\text{д}}^{\infty}$, то вместо уравнения (13.4) получим:

$$\lg(k_3 + 1) = 1,3 + \lg k_2 + \lg(k_{\text{д}} - 1). \quad (13.5)$$

Если коэффициент адсорбции сорбентом k_3 увеличивается, то в соответствии с уравнением (13.5) растет КД. Полученные соотношения (13.4) и (13.5) подтверждены в случае хемосорбции РН на поливинилхлориде и нержавеющей стали.

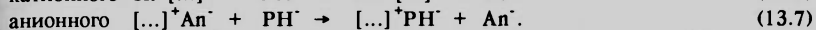
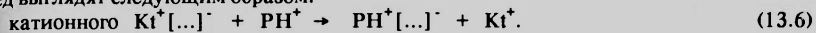
Ионообменная адсорбция, которая проявляется в условиях РА загрязнения (5, рис. 4.1), имеет место при очистке жидких сред от РН. Сорбенты, действие которых основано на ионном обмене, называют ионитами.

Ионообменная адсорбция в процессе очистки от РА загрязнений жидких сред происходит в том случае, когда твердое тело является ионитом и практически не растворяется. Иониты способны поглощать из раствора положительные или отрицательные ионы РН в обмен на

эквивалентное количество ионов одного и того же знака.

По знаку обмениваемых ионов различают катиониты и аниониты. Ионит состоит из твердого каркаса (матрицы), который обладает определенным зарядом и ионами, способными к обмену. У катионита происходит обмен катионами, а для анионита характерен обмен анионов.

Если обозначить каркас ионита, выступающего в качестве сорбента [...], а РН в растворе — PH^+ и PH^- , то типичные реакции ионного обмена в процессе очистки жидких сред выглядят следующим образом:



Катиониты — многофункциональные иониты, содержащие катионы Kt^+ , способные к ионному обмену (H^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}). У анионитов обменными являются анионы An^- , (OH^- , Cl^- , SO_4^{2-}), а каркас несет положительный заряд. Существуют еще и амполиты, которые способны проявлять в определенных условиях катионообменные или анионообменные свойства.

Осуществление анионного или катионного обмена зависит от структуры применяемого ионита и формы нахождения РН в растворе. Если ионы РН обладают преимущественно металлическими свойствами, то имеет место катионный обмен по схеме (13.6). Это относится к РН Sr^{2+} и Cs^+ . В противном случае возможен анионный обмен.

Ионный обмен имеет некоторое сходство с адсорбцией; так же как и при адсорбции твердое тело (сорбент) поглощает растворенное вещество. В то же время ионный обмен представляет собой стехиометрическое замещение — в обмен на адсорбцию одного иона ионит отдает в раствор эквивалентное количество другого иона с зарядом того же знака. Подобный процесс в случае адсорбции отсутствует.

В практике дезактивации, однако, трудно провести грань между процессами адсорбции и замещения. Кроме того обычные сорбенты могут быть ионитами. К таким сорбентам относятся упомянутые алюмосиликатные материалы — монтмориллонит, гидрослюда, цеолиты и другие.

Собственно ионитами являются ионообменные смолы, в известной степени сульфированные угли (сульфоуголь), целлюлоза, содержащие следующие функциональные группы: — SO_3H , — COOH , — $\text{PO}(\text{OH})_2$, — CH_2 , — CH_2OH .

Ионообменные свойства ионитов имеют свои особенности. Они специфичны, т.е. проявляются для определенных ионов, не всегда обратимы и очень зависят от рН среды. Ионообменная способность ионитов не безгранична. Она определяется его емкостью, показывающей количество грамм — эквивалентов адсорбированных ионов на 1 кг ионита, т.е. г-экв/кг. В связи со специфичностью ионитов их ионообменную способность определяют по отношению к известному электролиту, в качестве которого, в частности, применяют 0,1н. раствор NaOH . По отношению к этому электролиту объемная емкость ионита будет условной величиной, значения которой приведены в табл. 13.2.

Некоторая характеристика ионитов, применяемых для очистки воды от РА загрязнений

Тип ионита	Функциональные группы	Обменная емкость, г-экв/кг	Применение
Катионы	— SO_3H	3,0—7,0	После аварии в Три Майл Айленд для очистки загрязненной воды; для очистки контурных вод в промышленных условиях; в состав ДР и удаляемых покрытий в Чернобыле; для очистки отработавших ДР
	— $\text{OPO}(\text{OH})_2$	8,8—10,0	
	— COOH	6,0—10,0	
Аниониты	— $\text{N}(\text{CH}_3)_2$	2,5—5,0	
	— NH_2		
	— NH		
	— CH_2SH		

Селективность ионитов определяется положением иона РН в лиотропном ряду. Так монтмориллонит обладает большей обменной емкостью по отношению к РН цезия, чем к РН лития.

Адсорбцию одновалентных (цезия, серебра, талия), двухвалентных (стронция, ниобия) и трехвалентных (железа, церия) РН изучали на 68 различных силикатных и несиликатных ионообменных материалах [98] на катионитах процесс ионного обмена идет по схеме (13.6), обменная емкость колеблется в пределах от 0,33 до 0,96 г-экв/кг, т.е. ниже по сравнению с теми данными, которые приведены в табл. 13.2.

13.4. Особенности глинистых сорбентов

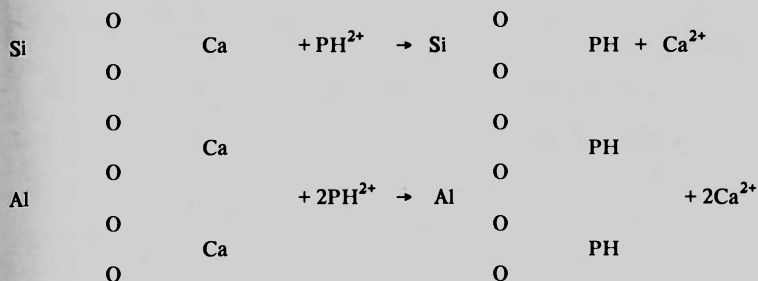
При использовании глинистых сорбентов для извлечения РН из жидкой среды, помимо основополагающего процесса, каким является адсорбция (см. п. 12.3.2), идут и другие. К числу этих процессов относится набухание; оно особенно характерно для бетонитов и цеолитов.

Набухание — это увеличение массы вещества путем поглощения полярного растворителя, каковым является вода [44]. Вместе с водой увлекаются из загрязненной среды и растворенные в ней РН. Вода в каркасе набухшего вещества находится в двух состояниях: связанная, входящая в состав гидратной оболочки, и несвязанная (свободная) вне этой оболочки. Ионы РН окружаются гидратной оболочкой и могут входить в ее состав. Другая часть РН находится в несвязанной воде; но в обоих случаях РН извлекаются из загрязненной среды и поглощаются сорбентом.

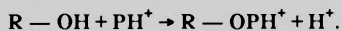
Таким образом, помимо адсорбции поглощение РН происходит в процессе набухания путем проникновения загрязненной влаги в макромолекулы сорбента.

Наиболее характерно набухание проявляется в отношении монтмориллонита. После

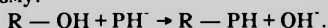
набухания аминокислотные и кремнекислотные остатки его каркаса обуславливают ионный обмен, который идет по схеме:



Кроме того ионообменные свойства монтмориллонита определяются гидроксильными группами. Они проявляются в зависимости от pH среды. В щелочной среде, когда $\text{pH} > 7$ и подавляется диссоциация гидроксильных групп, ионный обмен идет по кислотному механизму [100]:



В кислых средах $\text{pH} < 7$ подавляется диссоциация атомов водорода и ионный обмен идет по основному механизму:



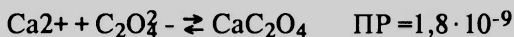
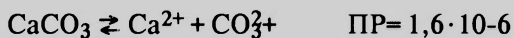
Из приведенных данных следует, что монтмориллонит в кислой среде ведет себя преимущественно как анионит, а в щелочной — как катионит. Обменная емкость его колеблется в пределах 0,6—1,5 г-экв/кг [100, 101], т.е. меньше, чем для ионитов, приведенных в табл. 13.2.

Помимо монтмориллонита к числу сорбентов относится палыгорскит, каркас которого состоит из кремнийорганических остатков, способных к катионному обмену. Его обменная емкость значительно уступает монтмориллониту. Совместные залежи этих двух минералов находятся вблизи аварийной зоны Чернобыля. Смесь их в равных количествах обладает обменной емкостью 0,4 г-экв/кг, применялась в ДР, а также для очистки отработавших ДР после дезактивации бурового инструмента.

В работе [102] определена обменная емкость нескольких сортов глин, которая была незначительной и составляла 0,01—0,04 г-экв/кг. После добавления к глинам ионообменных смол обменная емкость увеличилась в 10 раз, но увеличилось время установления сорбционного равновесия с 8 до 50 мин по отношению к PH UO_2^{2+} . Равновесие быстрее устанавливается в кислой среде, в щелочной среде процесс адсорбции идет медленнее.

Сравнительно небольшая обменная емкость природных глин сказывается на эффективности очистки. Так, смесь монтмориллонита и палыгорскита, применяемая для очистки отработавших после дезактивации растворов и загрязненных $\text{PH } ^{134}, ^{144}\text{Cs}$ и ^{106}Ru , очищается неполностью — коэффициент очистки не превышает 5, а остаточная

объемная активность свыше 10^{-6} Ки/л [101], что выше существующих норм. Поэтому для повышения степени очистки в подобные смеси добавляют гидроксид, карбонат и оксалат кальция [100, 101], которые диссоциируют согласно следующей схеме:



Произведение растворимости (ПР) щавелевокислого кальция ниже ПР гидроксидов кальция, и часть продукта конденсируется, образуя твердые частички. Кроме того в растворе, содержащем РН ^{144}Cs , образуются соединения типа $\text{Cs}_2(\text{C}_2\text{O}_4)$, ПР которых равно $2,5 \cdot 10^{-29}$. Они быстро кристаллизуются, образуют суспензию частицы которой выпадают в осадок. Кристаллы оксалата кальция CaC_2O_4 заряжены отрицательно, что способствует расслоению суспензии и адсорбции оставшихся в растворе РН. В отстойнике, где скапливаются осевшие частицы суспензии, добавляют глину, а затем оставшийся раствор фильтруют. Обменная емкость всех компонентов системы увеличивается до 1,6 г-экв/кг. Такая комплексная обработка позволяет снизить в 20 раз исходный уровень РА загрязнения.

Таким образом, эффективная очистка жидких сред, главным образом водных, с помощью такого дешевого природного сорбента, каким является глина, может быть осуществлена путем добавки различных реагентов.

13.5. Кинетика процесса

Адсорбция на поверхности сорбента происходит во времени и связана с диффузией РН к поверхности сорбента и внутри его. Диффузионные процессы — медленно текущие и определяют ход всей адсорбции. Коэффициент диффузии изменяется в довольно широких пределах и к поверхности цеолитов [100, 101] изменяется в интервале от 10^{-12} до $10^{-8} \text{ м}^2 \cdot \text{с}^{-1}$. Нижний предел характерен для ионов небольших размеров (преимущественно одновалентных металлов), а верхний — для РН, находящихся в виде коллоидных растворов.

Полупериод контактного ионного обмена за счет диффузионных процессов по отношению к РН ^{134}Cs на цеолитах в условиях замкнутого цикла составил 20—30 ч в зависимости от начального уровня РА загрязнения, очищаемой массы и массы сорбента.

Для ускорения процесса загрязненную воду с определенной скоростью пропускают через адсорбционную колонку, загруженную несколькими слоями сорбента толщиной Н [103].

Основное уравнение, которое характеризует кинетику реакции ионного обмена и

адсорбции, так называемое томас-уравнение, имеет вид:

$$-\left(\frac{dX}{dH}\right)_H = X(1-Y) - RY(1-X), \quad (13.8)$$

где X , Y — безразмерные концентрации ионов РН в жидкой и твердой фазе; R — фактор разделения.

Безразмерная концентрация есть отношение концентраций ионов в фильтруемом потоке к их концентрации в исходном растворе c/c_0 , т.е. $X = c/c_0$. Безразмерный параметр, входящий в уравнение (13.8), равен $Y = g/g^*$, где g — фактическая концентрация РН в твердой фазе, g^* — концентрация РН в твердой фазе в условиях равновесия с концентрацией РН в жидкой среде.

Длину колонки, в которой происходит процесс адсорбции, можно выразить в приведенных единицах:

$$N = K_{расп} \rho_c K_M v / V, \quad (13.9)$$

где $K_{расп}$ — коэффициент распределения при $X = 1$; ρ_c — плотность адсорбата; K_M — коэффициент массообмена системы; v — скорость течения раствора через колонку; V — объем сорбента, включающий поровое пространство.

Безразмерный параметр равен

$$T = n / K_{расп} \rho_c, \quad (13.10)$$

где n — отношение объема раствора к объему сорбента.

Когда $\rho_c = 1$, то вместо уравнений (13.9) и (13.10) можно написать их упрощенные варианты:

$$N = K_{расп} K_M v / V; \quad T = n / K_{расп} \quad (13.11)$$

После всех уточнений и сокращений уравнение (13.8) можно представить в модифицированном виде:

$$X = \frac{c}{c_0} = \frac{J}{[J + (1-J)] \exp[(R-1)N(T-1)]}, \quad (13.12)$$

где J — математическая функция, связана с функцией Бесселя.

Приведенные закономерности проверялись экспериментально. Было проведено измерение в четырех колонках по 1000 точек на каждой колонку для различных параметров c/c_0 и n . В логарифмических координатах зависимость между c/c_0 и n почти линейная, что может быть использовано для нахождения коэффициента распределения $K_{расп}$. Он приблизительно равен отношению n в точке, где $c/c_0 = 0,5$. Зная параметры R и N , полученные на основании уравнений (13.11) и (13.12), можно определить все параметры адсорбционного процесса. Для двух моделей, циклической (с замкнутым циклом) и нециклической, результаты этих определений приведены в табл. 13.3.

Таким образом, разработанные кинетические представления и подтвержденные на практике при очистке больших масс воды, исчисляемых сотнями кубических метров, позволяют определить значения параметров, которые характеризуют адсорбционный процесс удаления РН из загрязняющей среды.

Сравнительная характеристика параметров очистки воды, полученных расчетным и экспериментальным путем, числитель для РН цезия, знаменатель - стронция

Параметры	Модель	
	нециклическая	циклическая
Коэффициент распределения Красп.	2805/3760	3800/3000
Коэффициент массообмена Км, 10 ⁴ Ки	8,0/2,9	2,2/5,6
Фактор разделения R	1,15/1,65	1,0/1,0

14. Применение пленок и покрытий

14.1. Физико-химические основы

Для предотвращения РА загрязнения, его распространения на другие объекты и повышения эффективности дезактивации применяют пленки и покрытия, наносимые на поверхности различных объектов. На основании работы [104] и с учетом практики дезактивационных работ будем в дальнейшем разграничивать применяемые композиции на пленки и покрытия. Пленки наносят на поверхность объекта и удаляют их после исчерпания своих защитных свойств, т.е. речь идет об удаляемых пленках. При помощи покрытий происходит футеровка наиболее опасных с точки зрения РА загрязненности объектов, в частности полов. Покрытия снижают РА загрязнения, облегчают дезактивацию; диапазон использования удаляемых пленок значительно шире. В связи с этим в дальнейшем главным образом будут рассмотрены удаляемые пленки.

В зависимости от целевого назначения можно классифицировать три основные группы пленок [105], а именно: изолирующие (их иногда называют аккумулярующие), дезактивирующие и локализирующие (рис. 14.1). Такая классификация основана на отношении пленок к РА загрязнениям. Изолирующие пленки и неудаляемые покрытия воспринимают РА загрязнения, экранируют поверхность в отличие от локализирующих, которые наносят на уже загрязненную поверхность. Действие дезактивирующих пленок заключается в проникновении РН в материал пленки и в удалении пленки вместе с удерживаемыми в ней РА загрязнениями. Покрытия в отличие от пленок, обладают лишь изолирующей функцией.

Выбор материала для пленок определяется особенностями объекта, природой РА загрязнения и наличием определенных ресурсов. В качестве пленок различного назначения используют лакокрасочные мате-

риалы, гидрофобизирующие составы, полимерные композиции, дисперсные системы, в том числе и сорбенты, в виде суспензий, паст и гелей.

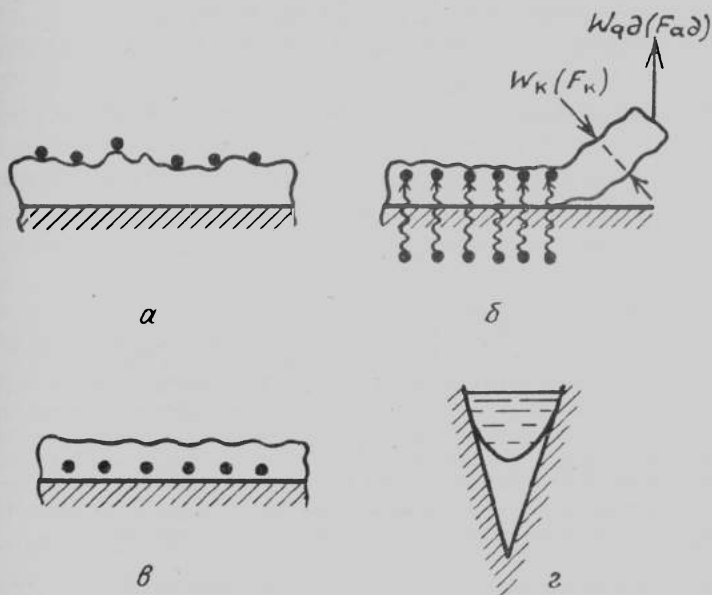


Рис.14.1. Целевое назначение пленок:

a — изолирующие; *б* — дезактивирующие; *в* — локализирующие; *г* — заполнение выемов шероховатой поверхности пленкой структурированного адгезива

Особенно сложный состав имеют полимерные композиции. В качестве полимерной основы подобных композиций применяют водные и водноспиртовые растворы полимеров, к числу которых относятся поливиниловый спирт, поливинилбутераль, дисперсия латексов, поливинилацетатная эмульсия и др. Кроме того возможно применение композиции из двух и даже трех сополимеров, например, винилацетата с этиленом [28]. Для придания пленкам физико-химических свойств (необходимую эластичность, прочность и адгезию) в состав полимерных композиций вводят пластификаторы (глицерин, трибутилфосфат и др.) и наполнители (ПАВ, пигменты, реже сорбенты). Для связывания РН в соответствии со свойствами пленок и их назначением (см. рис. 14.1) в состав полимерных композиций вводят химические реагенты, к числу которых относятся минеральные и органические кислоты, растворимые фторидные соединения, окислители, комплексобразователи и некоторые другие.

Несмотря на различное функциональное назначение, широкий ас-

сортимент материалов для пленок, имеет место идентичность физико-химических процессов нанесения, формирования и удаления пленок, а также взаимодействие их с РА загрязнениями.

Пленки образуются обычно непосредственно на поверхности объекта; кроме того возможно нанесение на поверхность уже готовых пленок. В первом случае композиции, из которых затем формируется пленка, наносят в жидком или в структурированном состоянии. Затем эти композиции затвердевают, образуя пленки. Жидкие препараты (например, кремнийорганические, лакокрасочные и др.), должны смачивать и копировать поверхность, т.е. выполнять те условия, которые были рассмотрены ранее в отношении ДР (см. §1.1).

Особое условие возникает при контакте структурированных тел — некоторых полимерных композиций, структурированных суспензий, гелей и паст [106]. Для этих систем площадь контакта формируется особым образом. Если обозначить $S_{нк}$ минимальную номинальную площадь контакта, которая возникает между структурированным адгезивом и идеально гладкой поверхностью, то при заполнении выемов реально существующих на шероховатой поверхности, площадь контакта будет уже связана с затеканием структурированной массы в эти выемы (рис. 14.1) и равна $S_{макс}$. Фактически выемы заполняются неполностью и площадь фактического контакта $S_{фк}$ будет находиться в пределах: $S_{нк} < S_{фк} < S_{макс}$. Долю площади фактического контакта по отношению к номинальному можно выразить при помощи коэффициента α :

$$\alpha = S_{фк} / S_{нк}.$$

На основании рассмотрения элементарного акта процесса заполнения структурированным адгезивом выемов шероховатой поверхности получены критериальные зависимости. Эти зависимости позволяют связать между собой поверхностные (удельная поверхностная энергия адгезива σ_a , шероховатость субстрата Δ) и объемные свойства (вязкость η и предельное напряжение сдвига δ_o) с внешними условиями (временем τ и давлением P_k контакта), которые испытывают адгезив (см. §4.2).

Критериальные зависимости выглядят следующим образом:

$$N_1 = \frac{\sigma_a \tau_k}{\eta \Delta}; N_2 = \frac{\delta_o \tau_k}{\eta}; N_3 = \frac{P_k \tau_k}{\eta}. \quad (14.1)$$

Критерий N_1 характеризует соотношение удельной поверхностной энергии и сил вязкого трения, N_2 — является аналогом критерия Сен-Венана для условий нестационарного течения, критерий N_3 учитывает влияние давления контакта и вязкого трения.

В зависимости от соотношения параметров, входящих в критерии (14.1), определяется полнота заполнения выемов субстрата, т.е. площадь фактического контакта. Для того чтобы эта площадь была постоянной, необходимо соблюдать постоянство критериев, входящих в уравнения (14.1).

Изменить площадь фактического контакта можно варьированием любого параметра, входящего в эти критерии, а путем взаимной комбинации критериев можно получить следующие критерии подобия:

$$N_4 = \frac{N_3}{N_2} = \frac{P_k}{\delta_o}. \quad (14.2)$$

$$N_5 = \frac{N_3}{N_1} = \frac{P_k}{\delta_o}. \quad (14.3)$$

На основании критериев (14.1) — (14.3) можно представить площадь фактического контакта или характеризующий ее коэффициент α в зависимости от шероховатости субстрата Δ , поверхностных σ_a объемных свойств адгезива (η , δ_o) и внешних факторов (τ_k , P_k), т.е.

$$\alpha = f(\sigma_a, \eta, \delta_o, \tau_k, P_k, \Delta).$$

Зная коэффициент α , можно определить фактическую площадь контакта структурированного тела при формировании удаляемой пленки.

Таким образом, при варьировании свойствами наносимой композиции с учетом внешних условий формирования площади контакта и шероховатости поверхности объекта, возникла возможность изменять площадь фактического контакта, а затем и адгезию формирующейся пленки.

Вязкость суспензий, применяемых для приготовления ДР (см. табл. 11.4), в сотни раз превышает вязкость ДР на основе ПАВ. Это означает, что время копирования шероховатой поверхности и формирования пленки из суспензии будет значительно больше.

После нанесения жидких композиций, копирования поверхности и затвердевания возникает адгезия (см. §4.2), которая должна быть достаточной для выполнения пленками своих функций (см. рис. 14.1). В тоже время адгезия должна быть незначительной, чтобы способствовать удалению этих пленок после исчерпания ими своего ресурса. При удалении пленок адгезия конкурирует с таким явлением, как когезия [101], определяющая связь внутри материала самой пленки. Условие адгезионного отрыва пленки в общем виде можно представить следующим соотношением:

$$W_{ад} < W_k ; F_{ад} < F_k, \quad (14.4)$$

где $W_{ад}$, W_k , $F_{ад}$, F_k — соответственно работа и сила адгезии и когезии.

Более подробно соотношение между адгезией и когезией пленок, особенности адгезионного отрыва при сохранении целостности удаляемой пленки изложены в [104, 107].

Если не выполняется условие (14.4), то происходит разрыв самой пленки на отдельные части, а не целостное удаление самой пленки, что создает определенные трудности в практическом использовании этих пленок.

Адгезионная прочность определялась для пленок из фторсополимеров [108], сформированных после нанесения раствора с использованием негорючего растворителя, каким является хлодон-113. Адгезионная прочность равна 20 МПа. Если в [108] не указана толщина наносимой пленки, то согласно [109] толщина покрытий на той же основе составляла 180—200 мкм, а адгезионная прочность — 16,5—18,0 МПа. Учитывая особенности адгезии, подобное значение адгезионной прочности можно признать удовлетворительным [104].

Качественно пониженная адгезия по сравнению с когезией наблюдалась [110] для пленок из поливинилового спирта. В работе [111] определены количественные соотношения между адгезией и когезией

для этих пленок и пленок из натурального латекса с различными добавками: когезионная прочность равна 2,0—4,0 МПа, а адгезионная значительно меньше 0,03—0,07 МПа, т.е. соблюдается условие (14.4).

Количественное соотношение между адгезией и когезией и выполнение условия (14.4) для пленок из поливинилового спирта при сухой дезактивации определены в [102]. При толщине пленки 180 мкм и в зависимости от времени ее формирования получены следующие данные:

Время формирования пленки, ч	4,5	5,0	5,5
Работа:			
когезии W_k , МПа	50	52	49
адгезии $W_{ад}$, Па	170	170	180
Отношение $W_{ад}/W_k \cdot 10^{-4}$	3,40	3,25	3,67

При росте толщины пленки до 200 мкм и снижении времени ее формирования до 4 ч отношение между адгезионной и когезионной прочностью еще меньше и составляет $2 \cdot 10^{-4}$. Приведенные данные свидетельствуют о том, что адгезия значительно, в десятки тысяч раз, ослаблена по сравнению с когезией, что облегчает удаление целостной поливинилового пленки.

Возможно послойное нанесение покрытий, а затем их послойное удаление. Снимаемый верхний загрязненный слой обнажает нижележащий, а он в свою очередь становится как вновь нанесенный. В данном случае когезия конкурирует с аутогезией [104, 107], характеризующей связь по границе раздела между однородными телами, в данном случае между слоями пленки. Для многослойных пленок в условии (14.4) вместо $\bar{W}_{ад}$ и $F_{ад}$ следует подразумевать характеристики аутогезии — $W_{аут}$ и $F_{аут}$.

Послойное нанесение пленок было использовано [109] для фторсополимеров, когда число слоев составляло 3—4. В случае трехслойного покрытия толщина одного снимаемого слоя составляла 100—110 мкм, аутогезия, исчисляемая в килограммах на 1 м ширины пленки, составила $2 \cdot 10^3$ кг/м. Когда число снимаемых слоев достигло четырех, то толщина каждого снимаемого слоя снизилась до 90—100 мкм, а аутогезия до $1 \cdot 10^3$ кг/м.

Помимо механического способа удаление различных пленок может осуществляться и “мокрым” путем с использованием водных растворов и растворителей. Струей воды, например, удаляют дезактивирующие покрытия на основе глины и других сорбентов. Смыть пасты и латексных композиций после дезактивации происходит водными растворами [113]. Удаление отработавших изолирующих красок производят с использованием состава, называемого автосмывкой. [§11.4]

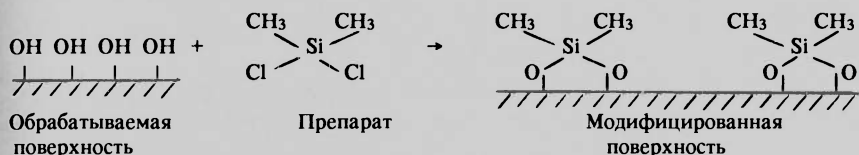
14.2. Изолирующие пленки и покрытия

Изолирующие составы, наносимые на чистую поверхность, препятствуют контакту РА веществ с этой поверхностью, выполняя роль

экрана. Они могут снижать РА загрязнения, способствовать более эффективной дезактивации и (или) удерживать РА загрязнения и вместе с ними удаляться с поверхности [114].

В соответствии с практикой и особенностями изолирующих составов следует различать: тонкие изолирующие пленки, толщина которых соизмерима с размерами молекул; удаляемые изолирующие пленки на основе различных композиций; неудаляемые покрытия, изготовленные из различных пластикатов, полимеров и других материалов.

Тонкие изолирующие пленки [55] формируются на основе кремнийорганических композиций. При обработке поверхностей препаратами, содержащими кремнийорганические соединения, происходит модификация поверхности по следующей схеме:



Углеводородные радикалы — CH_3 направлены от поверхности в сторону окружающей среды; они сообщают поверхности гидрофобные свойства, снижают адгезию РА загрязнений и способствуют дезактивации. В Чернобыле кремнийорганическими составами проводилась обработка некоторых технических средств для предотвращения или снижения вторичного РА загрязнения, вызванного пребыванием на загрязненной местности. Толщина кремнийорганических пленок имеет молекулярные размеры. Под действием внешних факторов, связанных с эксплуатацией техники, происходит несамостоятельное удаление этой пленки и потеря ее изолирующих свойств.

Таким образом, подобные пленки ограничены определенным сроком действия (несколько суток эксплуатации техники), их следует рассматривать в качестве одноразового и временного средства для снижения РА загрязнений.

Долговременное действие оказывают удаляемые пленки на основе лакокрасочных и полимерных материалов, имеющих толщину обычно более 100 мкм. Наиболее приемлемыми оказались сложные композиции, в состав которых входит эпоксидная смола. В работе [115] применяли эпоксидную смолу с низкой вязкостью и добавкой отвердителя с использованием циклоалифатических полиаминов. До 65% по объему составляли пигменты, в основном оксиды титана, и наполнители (смесь кварца и цветного порошка).

Эксплуатационные качества определялись путем истирания, а радиационная стойкость — облучением дозой 330 Мрад. Эффективность дезактивации эпоксидных покрытий характеризуется следующими данными [115]:

Дезактивация КД:	Водой	ДР с ПАВ	ДР с кислотой
без истирания	630	2170	5530
после истирания	380	650	2720
после облучения	560	1870	3220

Приведенные данные свидетельствуют о значительной эффективности дезактивации, даже после механического и радиационного воздействия.

Кроме того модификация эпоксидных покрытий может быть достигнута под действием γ -излучения интегральной дозы равной 10—20 Мрад [115]. При этом протиранием томпоном, смоченным раствором СФ-3К КД увеличивается в 10 раз.

Эпоксидные покрытия использовались для окраски различных объектов. Эмалью ЭП-569 были окрашены помещения, перегородка и открытая палуба атомного ледокола “Арктика” и плавбазы “Имандра”.

После обработки с помощью различных ДР КД колебался от 30 до 1000, когда начальный уровень РА загрязнений составлял 10^6 — 10^9 Бк/м². Окрашенные эпоксидными эмалями поверхности эксплуатировались четыре года с учетом того, что ежедневно было 300 человеко-проходов по палубе. Для восстановления свойств изолирующего покрытия два раза в год требовалась подкраска.

На плутониевых предприятиях эпоксидные изолирующие покрытия наносились в несколько слоев: на стену и потолки — толщиной 200 мкм, а на пол — 2,3 мм [116]. Эпоксидными эмалями были окрашены строительные конструкции и оборудование АЭС, в том числе и Чернобыльской. Кроме того нитроалкидноэпоксидные покрытия применялись для окраски самосвалов, трубоукладчиков, бульдозеров и вспомогательного оборудования специальных машин [117].

Уже после катастрофы в Чернобыле для переокраски поступающей из промышленности новой техники применяли хлорвиниловые эмали, а те машины, которые были в эксплуатации, подвергались очистке и последующей окраске [117]. Хлорвиниловые покрытия использовались в качестве изолирующих.

Кроме того в Чернобыле применялись изолирующие пленки для снижения вторичного РА загрязнения ранее подвергшихся дезактивации строительных материалов и конструкций [28]. Для создания подобных пленок были использованы органосиликатные композиции и полимерные материалы, имеющие метилополиамидную основу. После нанесения и формирования изолирующих пленок на строительных материалах они подверглись РА загрязнению и последующей дезактивации путем обработки водным раствором препарата СФ-2У.

По сравнению с материалами, без изолирующей пленки эффективность дезактивации (в числителе — для органосиликатной, в знаменателе — для метилополиамидной пленки, начальный уровень РА загрязнения $0,17$ — $1,5$ кБк/м²) характеризуется следующими данными:

Материал КД:	Красный кирпич	Силикатный кирпич	Бетон
без изолирующей пленки	1,4	1,3	1,1
после нанесения пленки	300/350	175/500	125/300

Изолирующая пленка, помимо снижения РА загрязнения, резко увеличивает эффективность последующей дезактивации. Водные растворы препарата СФ-2У, которые в обычных условиях неэффективны [35], позволяют проводить надежную дезактивацию строительных материалов, покрытых изолирующей пленкой.

Изолирующие пленки применяли на различных стадиях технологического цикла в получении ядерного горючего (см. рис. 1.1), в частности для футеровки внутренних поверхностей контейнеров РА отходов — полимерные композиции в виде смеси эпоксидных и полистирольных смол. Кроме того в атомной энергетике в качестве изолирующих используются клеевые краски, известковая побелка, полиэфирные, перхлорвиниловые и кремнийорганические покрытия. Для окраски стен применяют [63] композиции в составе хлоркаучука, алкидных и фенольных смол и тунгового масла. Для изоляции использовались резиновые пленки [118]; наиболее стойкими и эффективными оказались пленки фторкаучуков.

Особое значение приобретает в атомной энергетике футеровка полов, РА загрязнение которых на порядок выше загрязнения стен. В атомной промышленности США около 85 км² полов защищены изолирующими материалами. В основном используют эпоксидно-каучуковые покрытия. В атомной энергетике стран СНГ изолирующим материалом является поливинил-хлоридный пластикат 57—40, защитные свойства которого подробно рассмотрены в [5].

14.3. Дезактивирующие удаляемые пленки

Формирование и удаление дезактивирующих пленок не отличается от подобных условий для других пленок (см §14.1). Особенности заключаются во взаимодействии РА загрязнений с пленкой после нанесения ее на загрязненную поверхность. Дезактивирующие пленки должны связывать РА загрязнения, находящиеся на загрязненной поверхности, т.е. рабочей является внутренняя поверхность дезактивирующей пленки (см. рис. 14.5 б). Если для изолирующих пленок необязательно полное копирование шероховатой поверхности, которая не загрязнена, то дезактивирующие пленки должны проникать в неровности, выемы и поры загрязненной поверхности, чтобы извлечь оттуда РА загрязнения.

Две стадии процесса дезактивации пленками фактически сводятся в одну, когда происходит захватывание РА частиц и проникновение их в глубь пленки, адсорбция РН и проникновение их в результате диффузии в материал пленки. Диффузионные процессы и формирование самой пленки (переход из жидкого в твердое состояние) происходят во времени. Поэтому процесс дезактивации продолжителен и исчисляется часами, а иногда и десятками часов.

Способ обработки поверхностей дезактивирующими удаляемыми

пленками иногда называют “сухой” дезактивацией. Это название не в полной мере отражает существо процесса, так как, во-первых пленки, в основном (кроме липких пленок), наносятся в виде жидких композиций, а затем затвердевают, и, во-вторых, некоторые полимерные пленки и большинство пленок на основе глинистых сорбентов удаляются струей воды.

Возможен двухстадийный способ нанесения изолирующих пленок, предусматривающий последовательное и раздельное нанесение сначала десорбирующего раствора, а затем пленкообразующего состава. Жидкая композиция десорбирующего раствора, содержащего щавелевую кислоту, $Al_2(SO_4)_3$, $Fe(NO_3)_3$ и другие соли, проникает в поры, что способствует удалению оттуда РН. Затем она застывает, а полимернопленкообразующий состав служит для удаления первого десорбирующего слоя [110].

В любом случае эффективность дезактивирующих пленок определяется коэффициентом переноса (см. §6.3), который характеризует долю РА загрязнений, перешедшую от загрязненной поверхности A_n на наносимую пленку. Если на пленку перешли РА загрязнения, равные $A_3 = A_n - A_k$, то коэффициент переноса можно связать с КД следующим соотношением:

$$K_{\Pi} = \frac{A_n - A_k}{A_n} = 1 - \frac{A_k}{A_n} = i - \frac{1}{K_d} = \frac{K_d - 1}{K_d}. \quad (14.5)$$

В данном случае A_k — это РА вещества, оставшиеся на поверхности после удаления дезактивирующей пленки.

При использовании дезактивирующей пленки, состоящей из полиэтилена и поливинилхлорида, получены следующие значения КД: для кирпича — 1,7; для нержавеющей стали — 100. В соответствии с формулой (14.5) коэффициент переноса составил соответственно 0,41 и 0,99. По другим данным [110], дезактивирующая пленка из поливинилового спирта обеспечивала КД, который приближался к 1000. В этих условиях коэффициент переноса близок к единице.

Для определения содержания смеси РН, перешедшей в дезактивирующие пленки, разработан объемно-сцинтилляционный метод, предусматривающий непосредственное взятие пробы в объеме пленки. Суммарное РА загрязнение распределяется следующим образом [119]:

$$\sum_{i=1}^{i=n} A_i = A_k + \sum_{i=1}^{i=n} A_i, \quad ,$$

где $\sum_{i=1}^{i=n} A_i$ — суммарная активность i числа РН, перешедшая на дезактивирующие пленки.

Дезактивирующие пленки способны удалять поверхностные и глубинные РА загрязнения. Эффективность дезактивации при помощи пленок сопоставляли с эффективностью дезактивации струей воды с поверхностей, загрязненных раствором азотнокислого плутония-239, КД струей воды даже после трех циклов не превышал 1,6. Для тех же поверхностей применение дезактивирующих пленок на основе поливинилизобутирала позволило увеличить КД до 1500.

Помимо основного компонента, формирующего удаляемые пленки, эффективность дезактивации зависит от растворителя и вводимых добавок. Водорастворимые композиции пленок наносились на поверхность в виде водного раствора мочевиноформальдегидной смолы. Этот состав показал хорошую эффективность обработки. КД колебался от 175 до 1200 для различных условий. Пленки, сформированные из водных растворов, в состав которых входит поливиниловый спирт, комплексообразователь ЭДТА и этиловый спирт, в последующем удаляются механическим путем.

Кроме воды для формирования композиций дезактивирующих пленок могут быть использованы различные растворители: ацетон, толуол, бутилацетат и др. Такая композиция создана на основе фторлоно-эпоксидного лака.

В табл. 14.1 приведена оценка эффективности дезактивирующей удаляемой пленки на основе поливинилбутирала в зависимости от числа циклов дезактивации одной и той же поверхности; пленки удалялись после четырехмесячной выдержки. Длительная экспозиция воздействия дезактивирующей пленки позволяет сделать заключение, что помимо поверхностного РА загрязнения удаляется глубинное, особенно после последнего, третьего цикла дезактивации.

Разработан целый ассортимент дезактивирующих пленок в различных условиях. Для обработки поверхности при нормальной температуре и влажности с коротким сроком действия используют снимаемые пленки, образованные эмульсией поливинилового спирта с добавкой пластификаторов. Если требуется усилить водо- и химическую стойкость пленок, то рекомендуется метилолполиамидная смола, поливинилбутираль и фторлоно-эпоксидный лак. Для обработки окрашенных поверхностей в Чернобыле применяли [28] дезактивирующие пленки на основе поливинилового спирта с добавкой щелочи КОН. Пленка наносилась из расчета 0,25—0,5 кг/м²; усиление структурной прочности достигалось армированием марлей в процессе нанесения и формирования самой пленки. Удаление пленки осуществлялось механическим путем. В соответствии с равенством (14.5) по значению КД рассчитан коэффициент переноса. Результаты испытаний и расчета приведены в табл. 14.2

Таблица 14.1.

Эффективность дезактивирующих пленок на основе поливинилбутираля (загрязнение оценивалось по β -распадам)

Поверхность	Уровень начального загрязнения, МБк/м ²	После дезактивации	
		1-го цикла	3-го цикла
Нержавеющая сталь	3,2	25/128*	1,6/2000
Титан	2,3	380/6	23/100
Алюминий	2,2	41/54	10/220
Стекло	2,2	55/40	13/169
Пластикат 57-40	1,7	26/65	—/→∞
Эпоксидная эмаль	1,8	23/78	—/→∞

Примечание: в числителе уровень остаточного загрязнения в кБк/м², в знаменателе — КД

Таблица 14.2.

Эффективность обработки дезактивирующими пленками некоторых материалов, окрашенных масляной краской

Материал	РА загрязнения, кБк/м ²		КД	Коэффициент переноса
	до дезактивации	после дезактивации		
Древесно-стружечная плита	1,5	0,45	3	0,66
Штукатурка, дерево, фанера	1,0	0,33	3	0,66
Бетон, кирпич	1,5	0,33	4	0,75
Керамическая плитка	200	20	10	0,90

Из приведенных сведений следует, что эффективность дезактивации строительных материалов значительно ниже, чем металлических и полимерных поверхностей (см. табл. 14.1). Незначительный КД обуславливает сравнительно низкий коэффициент переноса.

Повышение эффективности дезактивации достигалось применением травильно-десорбирующей пасты, которая предназначалась для дезактивации строительных материалов повышенной загрязненности [28]. В состав пасты входил минерал пеназолин в смеси с различными кислотами. После нанесения пасты и выдержки ее на загрязненной поверхности, она смывалась водой. Коэффициент дезактивации при обработке бетона и кирпича увеличивался до 8—12.

Снимаемые дезактивирующие пленки применяют при отрицательных температурах. К ним относятся состав, в который помимо поливинилового спирта включены еще соединения типа оксиэтилированного алкилфенола [112]. Для полимеризации таких пленок вводились добавки, которые способствовали затвердеванию пленки при отрицательных температурах, до -15°C . Нанесенные покрытия выдерживались 4,5 ч. КД при этом за один цикл обработки составлял 190.

Удаляемые дезактивирующие пленки из суспензий глины применялись для обработки поверхностей, загрязненных РН тория и урана [120]. Суспензии наносились с относительно большим расходом $10-12\text{ кг/м}^2$ и образовывали пленку толщиной $10-12\text{ мм}$; время выдержки суспензий — 48 ч. Дезактивация мягкой стали оказалась не эффективной. КД колебался от 7,6 до 8,8 и от 7,8 до 9,0 соответственно для РН тория и урана. При обработке твердой стали, когда по сравнению с мягкой сталью глубинное РА загрязнение снижается, КД резко возрастает и соответственно принимает значения $342-716$ и $80-89$.

Эффективность дезактивации свинцовых и алюминиевых поверхностей в зависимости от числа циклов дезактивации после однократного РА загрязнения (в числителе — при загрязнении РН тория, в знаменателе — РН урана) [120] характеризуется следующими данными:

Циклы дезактивации	1	2	3	4
КД:				
для свинца	59,9/10,1	85,7/41,5	90,3/49,3	90,3/50,5
для алюминия	90,3/49,1	97,7/81,9	98,7/85,7	98,7/86,3

При дезактивации полимерных материалов этой же суспензией в зависимости от числа циклов дезактивации КД колебался от 84,5 до 954 и от 61,3 до 699 соответственно для РН тория и урана.

Пасты и гели, применяемые для создания дезактивирующих пленок, относятся к высококонцентрированным дисперсным системам, обладающим структурными свойствами. Если вязкость суспензий по сравнению с водой увеличивается в сотни раз, то вязкость паст и гелей — в тысячи и десятки тысяч раз. Их применение позволяет снизить расход препарата на единицу обрабатываемой поверхности до $100-200\text{ мл/м}^2$ и сократить время выдержки на обрабатываемой поверхности до $30-40\text{ мин}$ [121].

Пасты и гели обычно многокомпонентны, помимо ПАВ в их состав входят комплексобразующие вещества, кислоты, ингибиторы коррозии для обработки металлических поверхностей, а также вещества, которые сообщают специфические свойства — наполнители и сорбенты (коалин, бентонит, древесные опилки), загустители (карбоксиметилцеллюлоза, полимеры и др.) [116].

Пасты и гели, аналогично суспензиям, являются одним из возможных источников формирования удаляемых дезактивирующих пленок.

14.4. Локализирующие пленки

Локализирующие пленки (см. рис. 14.1в) наносят на загрязненную поверхность с целью фиксации и предотвращения распространения РА загрязнений. Они могут быть неудаляемыми, когда выполняют функцию только локализующих пленок, и удаляемыми. В последнем случае удаляемые пленки являются еще и дезактивирующими. Кроме того локализирующие пленки являются одновременно и изолирующими.

Таким образом, этот вид пленок может быть моно- и многофункциональным.

Локализирующие пленки применяли в Чернобыле для предотвращения пылеобразования от загрязненной местности. В качестве материала использовали битумные эмульсии, составы на основе жидкого стекла, растворы сульфитно-спиртовой барды и полимерные композиции. Различные составы наносились на грунт с нормой 3,0—4,5 л/м², они проникали на глубину 1,5—2 мм подобно процессу проникновения РА загрязнения в капиллярно-пористые тела (см. рис. 4.2). Затем происходило затвердевание пленки с одновременным схватыванием РА загрязнений. Затвердевшая пленка фиксирует РА загрязнения и препятствует их распространению.

Широкое применение в Чернобыле нашли пылесвязывающие составы для грунта, главным компонентом которых являлось жидкое стекло. Этим составам присвоен индекс ЖС и МБ. Жидкое стекло представляет собой водный раствор так называемого растворимого стекла, брутто формула его $R_2O_mSiO_2$, где R_2O — Na_2O или K_2O , m — число молекул SiO_2 , которое колеблется от 2 до 4,5. Время затвердевания композиций жидкого стекла в зависимости от состава растворимого стекла и вводимых модификаторов составляет от 2 до 12 ч.

Кроме жидкого стекла применялись кремнийорганические составы и негорючий состав на основе термостойкого лака [122]. Время отверждения таких покрытий от 0,5 до 24 ч, а термическая стойкость позволяет выдерживать температуру до 300° С.

Значительный срок эксплуатации, исчисляемый 12 месяцами, устойчивость к атмосферным осадкам (до 600 мм осадков) и γ -излучению (не менее 10⁵ Гр) характерно для локализирующих покрытий на основе сложной рецептуры, состоящей из 1,5—2% карбоксиметилцеллюлозы и 1,5—2% мочевиноформальдегидной смолы [28]. Коэффициент прочности пленки, получаемой после затвердевания этой рецептуры, составляла 0,45—0,65 МПа, что позволяла реализовать условие (14.4). Локализирующее действие этой пленки оценивалось относительно незащищенной местности — пылеобразование с местности, покрытой этой пленкой, снижалось на 96—99%.

Локализирующие покрытия помимо грунта использовались и в других случаях, когда загрязненная поверхность представляла опасность вторичного загрязнения как источника пылеобразования. К числу таких локализирующих покрытий относятся те, которые были использованы в отношении наиболее опасных мест объекта "Укрытие": уровень РА загрязнения этих мест доходил до 25 МБк/м², а МД от загрязненной поверхности колебалась от 0,5 до 17 Р/ч.

К числу объектов, загрязнения которых фиксировались локализуемыми пленками, относятся вертикальные и горизонтальные поверхности из бетона, окрашенные и покрытые штукатуркой поверхности. Важное значение приобретает локализация загрязненного строительного мусора и песка на стройплощадке.

Локализирующие покрытия на основе фторлоно-эпоксидного связующего применяли в производственных условиях. Эти покрытия предотвращали пылеобразование, в частности при производстве твэлов [110].

Локализирующие удаляемые пленки использовались для фиксации РА загрязнений при выходе из загрязненной зоны. Ионобменный волокнистый материал из полиакрилонитрила применяли для изготовления специальных ковриков в Чернобыле. Эти коврики позволяли задерживать РА загрязнения. После их увлажнения они обладали способностью дезактивировать обувь и тем самым предотвращали распространение РА загрязнения [123]. Эффективность работы оценивалась по КД обуви, который за один проход составлял 3—3,5. Коврики выдерживали 1000 человеко-проходов.

В целом локализирующие покрытия и пленки применяются в меньшей степени, чем изолирующие и дезактивирующие.

15. Способы очистки воды и воздуха

15.1. Седиментация и фильтрация

Очистка воды и воздуха может быть осуществлена за счет седиментации или оседания. Под действием силы P преодолевается сопротивление движению РА частиц, которое оказывает им окружающая среда $F_{тр}$, т.е. $P \geq F_{тр}$.

В условиях свободного оседания внешняя сила вызвана гравитацией и равна mg , где m — масса частицы, а сопротивление среды силой трения. Скорость оседания частиц — v в случае, когда можно пренебречь их взаимным влиянием, подчиняется уравнению Стокса:

$$v = d^2(\rho - \rho_0)g / (18\eta), \quad (15.1)$$

где d — диаметр частиц; ρ и ρ_0 — плотность материала частиц и среды; η — вязкость среды; g — ускорение силы тяжести.

Формула (15.1) справедлива для шарообразных частиц диаметром от 1 до 100 мкм. Для частиц других размеров и неправильной формы в уравнение (15.1) вводят соответствующие поправки.

В связи с тем, что плотность воздушной среды незначительна и $\rho \gg \rho_0$, величиной ρ_0 обычно пренебрегают и для скорости оседания в воздушной среде расчет ведут по упрощенной формуле. Скорость оседания частиц, плотность материала которых составляет $2,5 \cdot 10^3$ кг/м³, что примерно соответствует плотности частиц грунта, составляет в воздухе для частиц диаметром 90 мкм 1,3 м/с, а для частиц диаметром 10 мкм она снижается до 18 мм/с.

Седиментация определяла выпадение РА частиц по мере движения РА облака в Чернобыле (см §5.1), а также в результате последующего

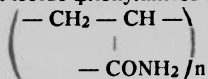
пылеобразования, когда имел место переход в воздух грунта вместе с РА частицами. Седиментация определяла время нахождения этих частиц во взвешенном состоянии и возможность их дальнейшего распространения.

Скорость и время оседания одних и тех же частиц в воде почти в 1000 раз меньше по сравнению с воздушной средой в связи со значительным увеличением вязкости и плотности среды; эти параметры входят в формулу (15.1).

На основе принципа седиментации происходит очистка жидких сред, главным образом воды, от РА загрязнений, которые находятся в виде частиц. Очистка воды седиментацией — длительный процесс; он растягивается на десятки часов, а то и несколько суток. Снизить время очистки можно за счет увеличения скорости оседания, которая в соответствии с формулой (15.1) достигается увеличением ускорения, действующего на взвешенные частицы и ростом размеров самих РА частиц — оба этих метода применяются на практике.

Внешнюю силу можно резко увеличить центрифугированием. В результате возникает центробежное ускорение, которое значительно превышает ускорение силы тяжести и интенсифицирует процесс оседания РА загрязнений. Кроме того центрифугирование позволяет очистить среду от РА загрязнений, находящихся в растворенном виде и в смеси воды с органической жидкостью [124]. При загрязнении такой смеси РН ^{60}Co сначала центрифугированием разделяют смесь на водную и органическую фракции. Затем органическую фракцию смешивают с водным раствором вещества, способного вступать в химическое взаимодействие с растворенными РН и образовывать растворимые в воде их соединения. В качестве добавок используют ЭДТА, нитрилтриацетатную кислоту и некоторые неорганические кислоты. В последующем центрифугировании опять отделяют водную фракцию, вместе с находящимися там РА веществами. Органическая фракция таким образом обеззараживается.

Увеличение размеров частиц можно достигнуть за счет процесса флокуляции, которая осуществляется после введения в раствор веществ, называемых флокулянтами. В качестве флокулянтов применяют полимеры, в частности, полиакриламид



Макромолекулы полимера образуют своеобразные мостики между РА частицами, находящимися в воде во взвешенном состоянии. В результате этого процесса происходит укрупнение частиц, что в соответствии с уравнением (15.1) приводит к увеличению скорости и сокращению времени очистки воды. Кроме того образуются рыхлые хлопьевидные агрегаты, способствующие адсорбции РН и переводу их в осадок.

Седиментацию можно отнести к экстенсивному способу очистки воды, так как он трудоемок, требует наличия больших емкостей и определенного времени.

Фильтрацией называют очистку газовой или жидкой среды путем осаждения примесей на поверхности фильтра. Рассмотрим принципы фильтрации и особенности фильтров, которые применяют для очистки различных сред от РА загрязнений. Принципы фильтрации газовых и

жидких сред одни и те же, но их реализация в конкретных фильтрующих аппаратах происходит по-разному.

На рис. 15.1а схематически приведен фильтр с зернистой загрузкой. Такие фильтры применяют преимущественно для очистки воды. Шихта фильтров может заполняться относительно крупными частицами (кварцевым песком, дробленным антрацитом и др.), а также различными сорбентами. В последнем случае помимо РА частиц происходит улавливание растворенных РН. При движении жидкой среды происходит осаждение РА частиц в лабиринтах порового пространства.

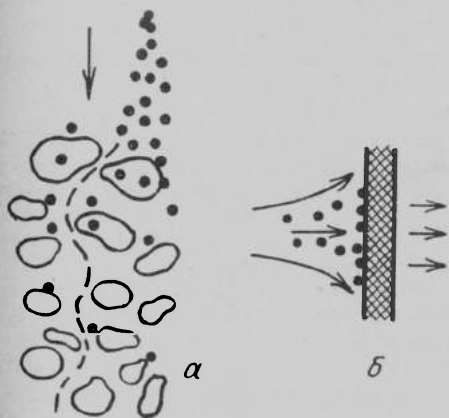


Рис. 15.1. Фильтры для очистки различных сред от РА загрязнений:
а — зернистые; б — с использованием фильтрующего материала

Основная масса РА загрязнений задерживается на внешнем слое шихты фильтра, а остальная часть шихты в процессе фильтрации участвует не полностью. Для устранения этого недостатка используют фильтры непрерывного действия с плавающей загрузкой. В Чернобыле фильтры, работающие на принципе зернистой загрузки, были широко использованы для обволакивания берегов водоемов.

Фильтры, основанные на использовании различных фильтрующих материалов,

схематически показаны на рис. 15.1б. Подобные фильтры в основном используются для очистки воздуха от РА загрязнений — их иногда называют пылеулавливающими аппаратами.

Фильтрация является сложным физико-химическим процессом и характеризуется некоторыми параметрами, определяющими качество всего процесса. Среди этих параметров важнейшим является степень очистки, которая определяется условием (7.16). Для частиц РА загрязнений, которые не улавливаются фильтром, определяется коэффициент проскока. Он связан со степенью очистки следующим образом и обычно выражается в процентах:

$$K_n = 1 - \eta; K_n = 100 - \eta. \quad (15.2)$$

Требуемые значения коэффициента проскока, а следовательно и

эффективности очистки определяются условиями (15.2) и (7.17), в последнем вместо ДК необходимо использовать значение ПДВ — предельно допустимые выбросы.

Производительность фильтра зависит от скорости фильтрации, которую определяют в 1 м^3 среды, прошедшей за 1 с в сечении фильтра, равном 1 м^2 , т.е. $\text{м}^3 / (\text{м}^2 \cdot \text{ч})$, или $\text{м} / \text{ч}$.

В связи с тем, что скорость фильтрации изменяется в широких пределах, для сопоставления различных фильтров оценку их сопротивления производят при одной и той же эталонной скорости фильтрации, принятой $1 \text{ см} / \text{с}$. При этом сопротивление фильтра равно ΔP_{Φ} . Фактическое сопротивление фильтра в зависимости от скорости фильтрации v_{Φ} и с учетом эталонного сопротивления равно:

$$\Delta P_{\Phi} = \Delta P_{\Phi}^{\text{э}} v_{\Phi}.$$

Существует комплексный показатель фильтрации в виде отношения логарифма коэффициента проскока к эталонному перепаду давления, т.е.

$$\xi = -\lg K_{\eta} / \Delta P_{\Phi}^{\text{э}}.$$

Эталонный перепад давления измеряется в мм водного столба.

Чем выше коэффициент фильтрации, тем более эффективен сам процесс фильтрации — больше производительность фильтра и полнота улавливания РА загрязнения (меньше коэффициент проскока). Для волокнистых фильтров, применяемых в атомной энергетике, коэффициент фильтрации обычно составляет 0,2—0,3, а для фильтров Петрянова (см. §15.3) коэффициент фильтрации на порядок выше.

Коэффициент фильтрации определяет также скорость фильтрации, которая пропорциональна напорному градиенту или гидравлическому уклону, последний характеризует сопротивление фильтрующей среды по ее толщине H . В целом можно написать:

$$v = \xi \Delta P_{\Phi} / H. \quad (15.3)$$

Таким образом, процесс фильтрации характеризуется определенными параметрами эффективности и производительности.

15.2. Особенности очистки воды

В процессе фильтрации РА загрязнения остаются на фильтрующей поверхности. Фильтры забиваются и по истечении определенного времени исчерпывают свои возможности. Накопившиеся в фильтрующей среде РА загрязнения представляют определенную опасность. Возникает необходимость регенерации фильтра и сбора уловленных РА загрязнений. В значительной мере лишен подобных недостатков процесс очистки загрязненной воды с помощью мембран [44].

К числу мембранных способов очистки относятся обратный осмос (диализ) и ультрафильтрация. Схема обратного осмоса по сравнению с осмосом можно представить при помощи рис. 15.2. Осмос связан с самопроизвольным перемещением воды 1 через полупроницаемую перегородку 3 в раствор 2. При этом создается давление π , измеряемое высотой столба жидкости и называемое осмотическим. Если со стороны раствора, содержащего РА загрязнения (рис. 15.2б) приложить давление выше осмотического, то вода будет двигаться в обратном направлении. По этой причине движение воды через полупроницае-

мую перегородку под воздействием внешнего давления и получило название обратный осмос. При помощи обратного осмоса очищаемая вода через мембрану покидает загрязненную среду, происходит концентрация РА загрязнений и выделение чистой воды.

Для осуществления обратного осмоса избыточное давление над раствором P должно превышать осмотическое π , т.е.

$$P > \pi.$$

Это условие является основным, определяющим возможность обратного осмоса. Давление P обусловлено осмотическим давлением, которое для некоторых растворов РН может колебаться в пределах 1,5—10 МПа.

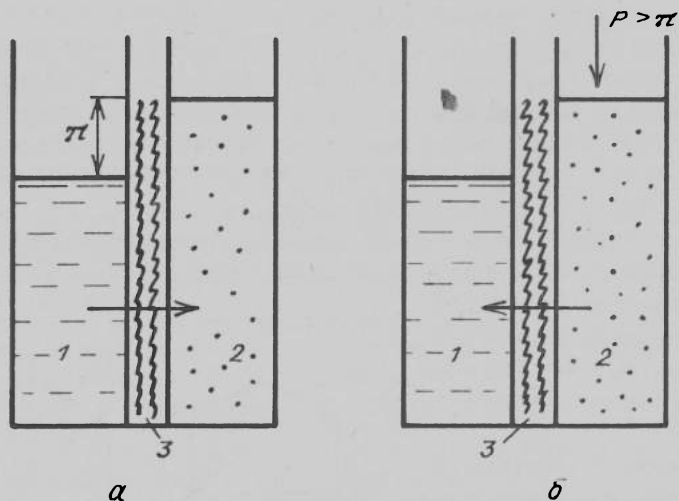


Рис.15.2. Схема осмоса (а) и обратного осмоса-диализа (б): 1 — вода очищенная; 2 — вода загрязненная РА веществами; 3 — полупроницаемая перегородка

Обратный осмос можно ускорить под действием постоянного электрического тока. Этот процесс называют электроосмосом или диализом. Когда осмотическое давление пренебрежимо мало, что имеет место для коллоидных растворов, то очистка растворов при помощи мембран происходит под действием ультрафильтрации.

Обратный осмос и ультрафильтрация имеют много общего: для мембран используют одни и те же полупроницаемые материалы, аналогична аппаратура для их осуществления. Различие заключается в механизме процесса, в давлении, необходимом для их осуществления и в размерах пор полупроницаемой перегородки.

Обратный осмос и ультрафильтрация в принципе отличается от обычной фильтрации (рис. 15.1). Через поры мембран проходит чистая незагрязненная вода. По этой причине мембраны не забиваются РА загрязнениями и работают продолжительное время. Использование мембран позволяет очистить раствор РА веществ, затрачивая при этом почти в 10 раз меньше энергии по сравнению с другими способами.

Выпаривание применительно к РА загрязненной воде — это испарение воды, концентрирование РА продуктов до образования твердой массы. В результате получают чистую воду и концентрированный осадок РА загрязнений.

Выпаривание осуществляется на выпарных аппаратах, работа которых основана на двух принципах. В аппаратах первого типа загрязнений раствор соприкасается с поверхностью нагрева и кипение происходит на этой поверхности (рис. 15.3). Возможен процесс адиабатного испарения в емкостях с пониженным давлением. У выпарных установок второго контактного типа теплоноситель в виде нагретой воды или ее паров подается в загрязненную среду, и в результате непосредственного контакта происходит нагрев и испарение воды. К этому типу можно отнести установки с погружными горелками.

Принцип действия выпарных аппаратов с погружными горелками, помещенными в упариваемую жидкость, заключается в непосредственном воздействии на загрязненную воду продуктов сгорания топлива без всяких промежуточных устройств.

В одной из конструкций такой установки обеспечивается возможность концентрирования РА загрязнений до нелетучего состояния и многократное использование самой установки. Причем концентрированные РА загрязнения в твердом или жидком состоянии всплывают и удаляются для захоронения. Таким образом можно очищать ионообменные смолы, различные масла и другие вещества.

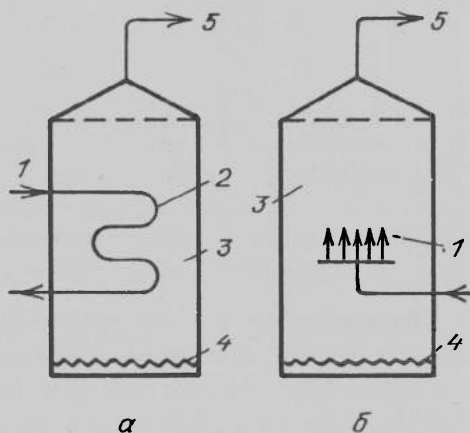


Рис. 15.3. Схема выпарных устройств с использованием нагрева (а) и контактных (б): 1 — теплоноситель; 2 — поверхность нагрева; 3 — загрязненный раствор; 4 — осадок после выпаривания; 5 — пар или очищенная вода

Продукты сгорания барботируют через слои упариваемой жидкости, насыщаются водяным паром и удаляются из аппарата [125].

Работа выпарных аппаратов основана на передаче тепла от теплоносителя к очищаемому раствору, а в контактных аппаратах и на передаче массы. Элементарные стадии выпаривания определяются процессами тепло-массопередачи.

Теплоноситель передает в единицу времени через поверхности dS и S количество тепла dQ и Q , которое в дифференциальном и интегральном виде можно представить следующим образом:

$$dQ = k \Delta t dS; Q = k \Delta t S$$

Коэффициент теплопередачи k для плоской стенки равен:

$$k = \frac{1}{\frac{1}{\alpha_1} + \frac{\delta_c}{\lambda_c} + \frac{\delta_n^I}{\lambda_n^I} + \frac{\delta_n^{II}}{\lambda_n^{II}} + \frac{1}{\alpha_2}}, \quad (15.4)$$

где α_1, α_2 — коэффициенты теплоотдачи от теплоносителя к стенке и от стенки к нагреваемому раствору; $\delta_c, \delta_n^I, \delta_n^{II}$ — толщин стенки и слоя отложения (накипи) со стороны греющего теплоносителя и нагреваемого раствора; $\lambda_c, \lambda_n^I, \lambda_n^{II}$ — теплопроводность стенки и слоев отложений.

Из формулы (15.4) следует, что коэффициент теплопередачи по мере работы выпарной установки из-за образующейся накипи уменьшается, приводит к снижению эффективности теплопередачи и потере производительности установки.

При упаривании загрязненной воды образующийся слой накипи на стенке толщиной δ_n^{II} содержит РА загрязнения, что требует дополнительной дезактивации уже самого оборудования выпарной установки.

Элементарное и общее количества массы dM и M , которые передаются в аппаратах второго типа, равны:

$$dM = \beta \Delta \pi dS; M = \beta_{cp} \Delta \pi c_p S$$

где β — коэффициент массопередачи; $\Delta \pi$ — разность потенциалов переноса массы; для теплоносителя в виде пара $\Delta \pi = \Delta P$, а в виде воды $\Delta \pi = \Delta c$.

Преимущества контактных выпарных аппаратов второй группы заключаются в отсутствии возможности образования накипи, содержащей РА загрязнения, и в более полном использовании тепла теплоносителя, но при этом исключается возможность повторного использования отработавшего теплоносителя.

При очистке загрязненной воды от РА загрязнений выпаривание обычно применяется в сочетании с другими способами очистки, о чем более подробно будет изложено в гл.23.

15.3. Очистка воздуха

В атомной энергетике возможна комплексная очистка воздуха, которая включает угольные фильтры для улавливания паров РН, фильтры для улавливания РА частиц; очистку воздуха от обычной пыли с целью усиления производительности очистительных устройств.

Фильтры различного назначения, в том числе и для улавливания РА пыли, применялись в Чернобыле при дезактивации методом пылеотсасывания и в процессе очистки воздуха, поступающего в кузова транспортных средств.

Значительная подвижность воздуха и его меньшая плотность по отношению к воде и обуславливают особенности фильтрации. Эти особенности сказываются как на выборе самих фильтров и принципа их действия, так и на выборе фильтрующих материалов.

По степени эффективности очистки от РА загрязнений фильтрующие материалы можно расположить в следующей последовательности [126]: из стекловолокна, тканевые, нетканые волокнистые, из металлических волокон, из синтетических и естественных материалов.

Помимо тканевых фильтров в производственных условиях применяют и другие способы очистки воздуха, в частности, при помощи циклонов специальной конструкции [127].

Обнаруженные ранее [55, с.217—235] процессы отрыва частиц и транспортировки под действием электрического поля нашли применение в практике очистки воздуха от РА загрязнений. Электрическое поле используют для предотвращения распространения и улавливания РА пыли при аварии системы вентиляции, у хранилищ РА отходов и отработанного ядерного топлива. На пути запыленного потока монтируется своеобразный пылесос [128], состоящий из промежуточной металлической решетки и улавливателя — коллиматора. На решетку подается отрицательное напряжение, а на коллиматор — положительное. Потенциал, подаваемый на решетку, изменяет направление запыленного потока и подобно обычному пылесосу направляет его в коллиматор. Часть РА продуктов, особенно долгоживущие материнские РН, осаждаются на самой решетке. Короткоживущие и дочерние РН улавливаются коллиматором. Разработанная конструкция электропылесоса показала удовлетворительные результаты по очистке воздуха от РА пыли, активированной РН ^{227}Ac , ^{226}Ra , ^{32}P , ^{39}S , ^{43}Xe , ^{85}Kr .

Помимо электрического поля для улавливания РА частиц из воздушной среды использовали магнитную ловушку [128]. Под действием магнитного поля возникают силы Лоренца (силы, которые действуют на заряженные частицы в электромагнитном поле), направленные перпендикулярно оси воздуха, по которому движутся предварительно заряженные РА частицы. Под действием сил Лоренца направление движения потока РА частиц изменяется и они направляются в пылесборник.

Реализация различных способов очистки воздуха, в том числе и после Чернобыльской катастрофы будет рассмотрена в §23.2.

Особую трудность вызывает улавливание мелких РА частиц диаметром менее 1 мкм [126]. Высокодисперсные мелкие частицы способны длительное время, исчисляемые десятками суток, витать в воздухе. Особенно опасны эти частицы для организма человека, проникая через органы дыхания. Применение традиционных фильтрующих материалов для улавливания мелких частиц не всегда эффективно. Так, фильтры из бумаги и картона, а также из грубых стеклянных волокон диаметром 300 мкм обеспечивают степень очистки от РА пыли диаметром 0,2—0,4 мкм, равную 80—90%.

Для фильтрации высокодисперсных аэрозолей в атомной энергетике и в других отраслях промышленности широкое распространение получили фильтры Петрянова [ФП]. Они выдержали проверку в Чернобыле в качестве основного фильтрующего материала для респира-

торов и для очистки воздушной среды от высокодисперсных РА частиц.

Фильтры Петрянова состоят из волокон, для приготовления которых используют тонкие нити — толщиной от десятых долей микрометра до нескольких микрометров. Волокна могут быть получены, в частности, из перхлорвинила, ацетилцеллюлозы, полиакрилатов, фторполимеров и других материалов. Волокна в виде слоя толщиной в 1 мм и более наносятся на какую-либо подложку, в частности для них можно использовать марлю.

При работе обычных пористых фильтров крупные частицы задерживаются, а мелкие частицы могут пройти через поры. Фильтрующие свойства в этих условиях определяются диаметром пор. В процессе работы фильтров поры забиваются осевшими частицами, фильтры начинают оказывать большое сопротивление запыленному потоку, и наконец, перестают работать.

Фильтры Петрянова работают по другому принципу — они не отсеивают, а буквально ловят частицы. Расстояние между нитями в сотни и даже в тысячи раз превышает размеры частиц. Частицы прилипают к нитям — их захватывают силы межмолекулярного взаимодействия и электрического притяжения. К одной нити вероятность адгезии мелких частиц небольшая. Фильтр Петрянова состоит из множества нитей, которые образуют своеобразный лабиринт. Проходя по нему аэрозольные частицы, в том числе и мелкие, обязательно коснутся с одной из нитей (эффект касания) и прилипнут к ней. Помогают частицам осесть броуновское движение, т.е. хаотическое движение частиц в разные стороны, и диффузия. Во всех случаях усугубляет эффект касания электростатическое взаимодействие.

Благодаря совместному действию всех составляющих происходит осаждение подавляющего большинства аэрозольных частиц. В связи с большим расстоянием между нитями и множеством самих нитей размеры отверстий между волокнами практически остаются постоянными, а фильтрующая поверхность достигает огромных размеров. Это обстоятельство определяет продолжительность работы ФП и исключает необходимость их очистки.

Разработаны различные модификации ФП, отличающиеся целевым назначением, размерами и материалами волокон и габаритами самого фильтра. Приведем некоторые из них. Сопротивление составляет $\Delta P_f = 1,5$ мм водяного столба, а коэффициент проскока по отношению к стандартному масляному туману — менее 0,1%. Диаметр волокон в различных модификациях колеблется от долей микрометра до 10 мкм. В респираторах “Лепесток” 10 г ФП, они обладают ничтожным сопротивлением — 3 мм водяного столба, в то время, как при

использовании обычного противогаса сопротивление дыханию увеличивается в несколько раз.

Фильтры Петрянова обладают еще одной замечательной возможностью. Они позволяют улавливать частицы, когда их счетная концентрация незначительна. Потребность в этом возникает при отборе проб РА аэрозолей для последующего анализа. Большая скорость до 40 м/с дает возможность пропускать через фильтры значительные объемы запыленного газа и иметь для анализа необходимое число частиц.

ОРГАНИЗАЦИЯ И ПРОВЕДЕНИЕ ДЕЗАКТИВАЦИИ

16. Организация дезактивационных работ

16.1. Системный подход к необходимости дезактивации

Системный подход к дезактивации предусматривает необходимость проведения обработки, использование технических и других средств, последовательность проведения работ с учетом оценки радиационной безопасности, стоимости и эффективности самой дезактивации. Организацию дезактивационных работ нельзя рассматривать обособленно от проблемы минимизации и снижения последствий аварийных выбросов РА загрязнений.

Наиболее сложной является организация дезактивационных работ и системный подход к ее осуществлению в случае непредвиденных аварий, представляющих опасность для населения и имевших место в Чернобыле и в других случаях (см. табл. 1.1). Системный анализ мероприятий по снижению последствий аварийных выбросов РА загрязнений и место дезактивации в этих мероприятиях представлен в табл. 16.1. Осуществление мероприятий, перечисленных в этой таблице, предусматривает:

принятие решения должностными лицами о целесообразности проведения дезактивации;

определение последовательности дезактивационных работ с учетом приоритета объектов обработки и особенностей РА загрязнений;

разработку технологии дезактивации для обезвреживания различных объектов и обеспечение безопасности;

расчет привлекаемых технических и других средств, обеспечивающих дезактивацию.

Все эти и другие вопросы представлены в совокупности. В табл. 16.2 даны особенности организации дезактивационных работ в зависимости от условий РА загрязнений, которые согласно табл. 1.1 классифицируются на пять основных групп.

Радиоактивные загрязнения I группы хорошо изучены, приемы и способы дезактивации отработаны и апробированы в производственных условиях [4,5]. Дезактивация при снятии с эксплуатации отработавших ЯЭУ (II-я группа) специфична для каждого объекта в зависимости от конструктивных особенностей, сроков эксплуатации и других факторов. Обычно она растягивается на годы и сопровождается спадом активности за счет естественного распада [6,7].

К III группе относятся аварии, которые могут быть на предприятиях атомной энергетике при эксплуатации ЯЭУ, а также при небреж-

Таблица 16.1

Деактивация, как составная часть мероприятий по снижению последствий РА загрязнений после аварий



Примечание: перечисленные в заштрихованных прямоугольниках мероприятия непосредственно относятся к деактивации, а в прямоугольниках, стороны которых изображены двумя линиями, определены масштабы деактивационных работ.

Особенности проведения дезактивации в зависимости от условий РА загрязнений

Источники РА загрязнений по группам табл. 1.1.	Объекты дезактивации	Технические средства (ТС) дезактивации	Время проведения дезактивации	Особенности проведения дезактивации
I. В процессе эксплуатации ЯЭУ	Внутренние поверхности контуров АЗУ, оборудование производства ядерного топлива, хранилища, места захоронения РА и др. объекты	Стационарные установки, подвижные средства, робототехника	Планово-предупредительный ремонт, после завершения производственного цикла	Проводится по заданной разработанной технологии по известным режимам и параметрам
II. При снятии с эксплуатации отработавших ЯЭУ	Наружные и внутренние поверхности оборудования, коммуникации, здания, рабочие площадки	Используются совместно с техникой для демонтажа оборудования	Строго дозируется в зависимости от уровня РА и особенности объекта, растягивается на годы	Проводится совместно с демонтажом оборудования, сбором и захоронением РА отходов на основе разработанной технологии и сметной стоимости
III. Аварийные ситуации, затрагивающие персонал	Оборудование, помещения, вентиляционные системы, места пролива (распылки) РА веществ и другие локальные загрязнения	Имеющиеся на предприятии, возможн. привлечение ГО	По мере накопления РА загрязнений, срочная ликвидация локальных загрязнений в процессе производственного цикла	Изложены в должностных инструкциях, отражающих особенности дезактивации с учетом прогнозируемого РА загрязнения
IV. Аварии, катастрофы, затрагивающие население	Определяются особенностями аварии или катастрофы	Имеющиеся на предприятии не могут обеспечить дезактивацию; требуется привлечение войсковых ТС и других ТС, разработка организационной, технической и др. программ для минимизации последствий аварий	Исчисляются годами; разграничено по этапам с учетом плана эвакуации населения	См. табл. 16.3, 16.4 и гл. 18
V. Взрывы и аварии ядерных боеприпасов	В испытательных взрывах в соответствии с исследовательскими целями; при использовании по прямому назначению массовые РА загрязнения и дезактивация, в случае аварий – соответственно III и IV группам	Разработана система ТС, позволяющая проводить дезактивацию силами подразделений войск и химических частями, а для населения – подразделениями гражданской обороны (ГО)	После РА загрязнения непосредственно в войсках и на пунктах специальной обработки (ПуСО)	Во время испытаний регламентируется инструкциями; для войск и подразделений ГО – уставы, наставления, руководства

ном использовании РА препаратов. Подобные аварии связаны с локальными выбросами РА продуктов и необходимостью проведения локальной дезактивации.

Для различных групп РА загрязнений системный подход имеет свои особенности, но независимо от специфики РА загрязнения при организации дезактивации необходимо учитывать различные факторы, важнейшими из которых являются целесообразность, экономичность, безопасность и эффективность. Эти факторы проявляются в особенностях организации дезактивационных работ (см. табл. 16.2).

Количественным критерием, который характеризовал бы целесообразность дезактивации, является снижение мощности коллективной эффективной эквивалентной дозы, рассчитываемой за определенное число лет (см. п. 7.4.1). В работе [129] за такой период принято 50 лет. Целесообразность дезактивации оценивается в процентах снижения этой дозы ΔD , а именно

$$\Delta D = \frac{D_{6Д} - D_{Д}}{D_{6Д}}, \quad (16.1)$$

где $D_{6Д}$ и $D_{Д}$ коллективная эквивалентная эффективная доза за 50 лет без дезактивации и после дезактивации.

Возможно вместо формулы (16.1) использовать нормированную по времени t коллективную эквивалентную эффективную дозу.

16.2. Организация дезактивационных работ после аварии в Три Майл Айленд

Возможность оценки организации дезактивационных работ и их осуществления возникла в связи с подробным описанием особенностей мероприятий по снижению последствий крупной аварии в Три Майл Айленд [7], выбросы после которой соответствуют IV группе РА загрязнений (см. табл. 1.1 и 16.2) и представляют опасность для населения.

После эвакуации населения из опасной зоны (всего эвакуировано около 6000 человек) проводилась дезактивация, целевые назначения основных этапов которой представлены в табл. 16.3.

К 1985 г. по сравнению с 1980 г. МД снизилась с 430 и 240 Р/ч у входа и напольных покрытий, на уровне напольных покрытий реакторного зала соответственно 67 и 34 Р/ч, т.е. коэффициент снижения МД соответственно с формулой (7.3) составлял 6—7.

Таблица 16.3

Основные этапы и цели дезактивации в процессе снижения последствий аварии 28 марта 1979 г. в Три Майл Айленд

Годы	Объем работ	Цели
1979—1980	Инспекция здания реактора с помощью телекамер и измерение радиации; принудительный выброс из здания активностью криптона 43 кКи; очистка воды, находящейся в здании	Обеспечить доступ персонала в здания реактора
1981	Использование погружной системы с цеолитами для очистки воды от РН Cs и Sr, коэффициент очистки равен 100	Очистка воды в подвалах и хранилищах
1982	Остеклование цеолитов; дезактивация зданий и оборудования, удаление слоя краски и бетона, окраска очищенных стен и пола	Захоронение сорбента; обеспечение доступа к реактору
1983	Получение телевизионного изображения верхней активной зоны реактора	Подготовка к демонтажу реактора
1984	Удаление крышки реактора для извлечения твэлов	Демонтаж оборудования и дезактивация
1985	Подъем блока защитных труб, доступ персонала к поврежденному реактору	Демонтаж реактора и дезактивация
1987	Окончание вывоза обломков и отходов, заключенных в контейнеры	Обеспечение безопасности
1988	Продолжение дезактивации площадки реактора и другого оборудования по плану с расчетом на последующие годы	Обеспечение безопасности

В обобщенном виде организационные особенности и предупредительные мероприятия, позволяющие учесть последствия аварии и в дальнейшем предупредить их, приведены в табл. 16.4.

Таким образом после аварии в Три Майл Айленд дезактивации предшествовала тщательная подготовка. Определено фактическое состояние аварийного объекта и его загрязненность, разработаны специальные технические средства, проведено эшелонирование по времени всех работ, в том числе и по дезактивации, привлечена робототехника и разработаны средства биозащиты; в дезактивации приняло участие минимальное число персонала.

Особое внимание следует обратить на остеклование различных РА отходов, которое предшествовало их захоронению. Остеклование и превращение РА отходов в монолит исключало возможность дальнейшего распространения РА загрязнений в могильниках за счет грунто-

вых процессов. К сожалению, в Чернобыле, остеклование проводилось лишь эпизодически, а многочисленные могильники могли служить дополнительным источником распространения РА загрязнений и вторичного загрязнения.

Таблица 16.4

Некоторые организационные и предупредительные меры после аварии в Три Майл Айленд

Меры	Перечень мер
Организа- ционные	<p>Оформление Государственной постоянной комиссии из специалистов, определение ответственности каждого члена комиссии, разработка практических действий, контроль за выполнением</p> <p>Создание Государственного института по эксплуатации АЭС, координационного центра и других организаций для разработки предупредительных мер и плана действий в аварийных ситуациях</p> <p>Широкое и квалифицированное оповещение специалистов и населения о причинах и последствиях аварии и принятых мерах.</p> <p>Международная информация о подробностях аварии в том числе и через МАГАТЭ [17]</p>
По дезакти- вации	<p>Поэтапная дезактивация (см. табл. 16.3), рассчитанная на годы, дозиметрическая и другая экспертиза аварийной зоны</p> <p>Проведение дезактивации с минимальной дозовой нагрузкой на персонал и применение биозащиты. Разработка требований к ТС, в том числе и к роботам. Сбор, остеклование и захоронение отходов после дезактивации. Исключение условий для вторичного РА загрязнения объектов</p>
Предупре- дительные	<p>Инспекция всех АЭС, разработка стандартов, системы надзора и информации.</p> <p>Повышение квалификации персонала и учет возможных аварийных ситуаций.</p> <p>Разработка требований и критериев отбора персонала. Использование методов инженерной психологии при конструировании АЭС и пультов управления ими [30].</p> <p>Правдивая информация о проблемах атомной энергетики и устранение сомнений в ее целесообразности</p>

Таким образом, в процессе мероприятий по снижению последствий аварии в Три Майл Айленд прослеживается следующая тенденция (табл. 16.3 и 16.4): не прибегать сразу после аварии к массовой дезактивации; растянуть ход дезактивационных работ во времени; определить целесообразность и необходимость дезактивации с учетом ее эффективности и затрат, т.е. обозначен системный подход к проведению дезактивационных работ. Подробности аварии и особенности дезактивации сразу стали достоянием широкого круга специалистов и

населения, а уроки аварии были использованы для усиления безопасности атомной энергетики.

Деактивация после аварии в Три Майл Айленд, когда выбросы РА веществ в атмосферу были незначительными, проводилась главным образом вне территории проживания населения и не может в этом смысле быть сравнима с деактивацией после Чернобыльской катастрофы — но тем не менее особенности мероприятий по снижению последствий этой аварии могут служить ориентирами для целенаправленной деактивации после аварийных выбросов РА продуктов.

16.3. Технические средства деактивации

На основе практики применения в различных условиях РА загрязнения (см. табл. 1.1) технические средства (ТС), деактивации можно классифицировать на три основные группы:

специальные, разработанные и используемые для деактивации и других видов специальной обработки (дегазации и дезинфекции);

многоцелевые, при разработке которых помимо основного назначения предусмотрена возможность их применения для деактивации;

обычные, т.е. такие ТС, которые могут привлекаться для проведения деактивации, особенно после аварий.

Схематически особенности различных групп ТС представлены в табл. 16.5. Технические средства деактивации в системе атомной энергетики нацелены на промышленную деактивацию [4] и ликвидации последствий локальных аварийных выбросов (см. табл. 1.1). Имеющиеся в системе Министерства Обороны ТС [131] оказались пригодными для деактивации после Чернобыльской катастрофы, хотя их эффективность порой была недостаточной. Эти ТС потребовали дальнейшего совершенствования и модернизации, чтобы в полной мере их использовать во время деактивационных работ после катастрофы такого масштаба.

Несмотря на общность подхода к определению способов деактивации и использованию отечественных и зарубежных ТС следует отметить ряд характерных тенденций, проявляющихся в некоторых образцах.

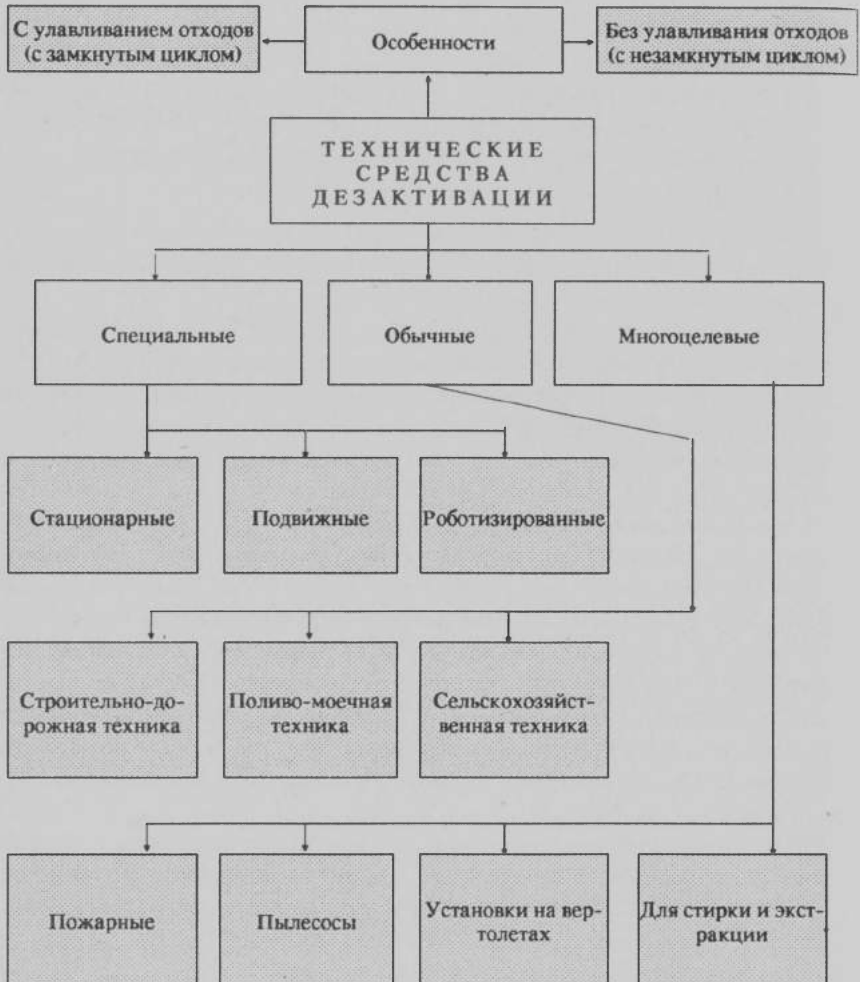
Эти тенденции заключаются в следующем:

использование высоконапорных водных и паровых струй с давлением свыше 10 МПа (100 атм) для деактивации объектов в случае глубинного РА загрязнения [75];

широкая апробация всех имеющихся технических средств, в том числе и обычных, на предприятиях атомной промышленности и приспособление их для деактивации [75].

Таблица 16.5

Характеристика основных технических средств дезактивации



Примечание: Заштрихована та часть ТС, которая использовалась для дезактивации после Чернобыльской катастрофы.

унификация ТС [132] для придания им многоцелевых функций, например, заблаговременное дооборудование средств пожаротушения, пылесосов, поливомоечных агрегатов и др. с целью использования в интересах дезактивации;

применение ТС с замкнутым циклом для улавливания отработавших растворов и сред не только для дезактивации одежды и в стационарных условиях, но и для обработки местности, дорог и транспортных средств при помощи подвижных ТС [132];

применение робототехники, разработанной специально для промышленной дезактивации и дезактивации после аварий, с учетом радиационной стойкости и автономности [133, 134, 135].

Опыт дезактивационных работ в Чернобыле, особенно в начальный период, свидетельствует о недостаточном применении ТС с замкнутым циклом (см. рис. 16.1), особенно для обработки техники, местности и дорог. В последующем ТС, применяемые для дезактивации, особенно на ПуСО, предусматривали улавливание и обезвреживание

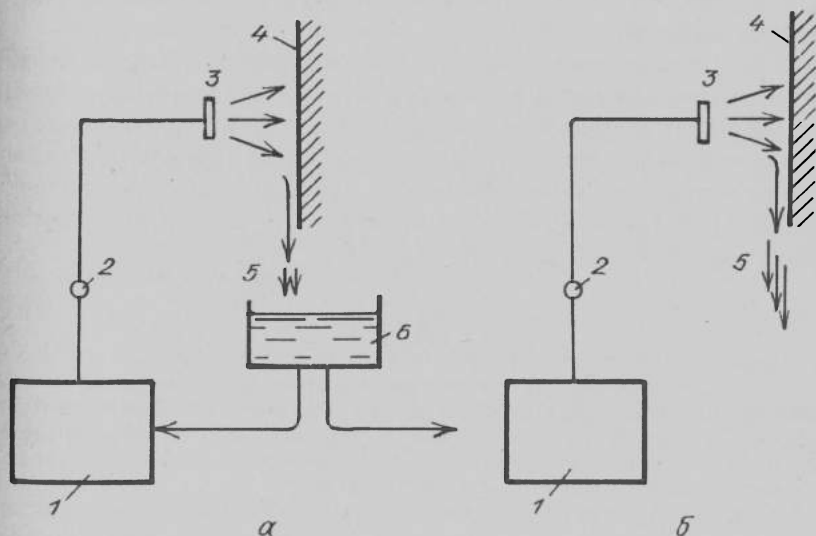


Рис.16.1. Схема процесса дезактивации с замкнутым (а) и незамкнутым циклом (б):
1 — дезактивирующая среда; 2 — нагнетатель; 3 — устройство для нанесения дезактивирующей среды; 4 — обрабатываемая поверхность; 5 — отработавшая среда; 6 — емкость для сбора отработавшей среды.

отработавших ДР, тем самым исключалось дальнейшее распространение РА загрязнений. Чернобыльская эпопея способствовала развитию способов дезактивации, совершенствованию ТС и разработке новых рецептур ДР, что отмечалось ранее, см., в частности, § 11.4, и будет изложено в дальнейшем.

16.4. Обоснование необходимости дезактивации и затрат на ее проведение

Дезактивация позволяет защитить людей от РА излучения, в тоже время — это дорогое мероприятие. Чернобыльская дезактивация обошлась по крайней мере в несколько миллиардов рублей по ценам того времени. Не всегда и не во всех случаях дезактивация оправдана с точки зрения экономической и практической целесообразности, что подтверждает системный подход к проблеме дезактивации (см. табл. 16.1).

Проведение дезактивации связано с определенными затратами, порой довольно значительными. Подход к оценке этих затрат может быть основан на дифференциальном и интегральном принципе. Дифференциальный принцип предусматривает стоимостную оценку дезактивационных работ путем расчета экономической эффективности с учетом всех затрат. Интегральный принцип предусматривает суммарные затраты без расшифровки составляющих этих затрат.

Дифференциальный принцип оценки экономической эффективности дезактивации практически реализуется различными путями. Один из них предусматривает подсчет прямых и косвенных затрат в стоимостном выражении с учетом уровня цен того времени. Разработан ряд методик подобной оценки — приведем некоторые из них. Согласно [136] экономическую эффективность дезактивации можно оценить при помощи следующей формулы:

$$\Xi = \Delta N \left[\Delta C \left(1 + \frac{C_c}{100} \right) + C_d \right] - C_{вс} - E_n \kappa, \quad (16.2)$$

где ΔN — снижение численности персонала, привлекаемого на ремонтные работы после дезактивации, чел/год; ΔC — экономия зарплаты в связи со снижением численности персонала, руб/год; C_d , $C_{вс}$ — затраты на дезактивацию и на вспомогательные операции; C_c — отчисление в соцстрах; E_n — нормированный коэффициент эффективности, равный 0,15; κ — капитальные вложения.

Проведенные расчеты по формуле (16.2) показали, что при дезактивации загрязненные емкости экономическая эффективность Ξ составляет 26 648 руб., а при дезактивации плит — она достигает 98.300 руб.

В [136] более детально учтены все затраты на дезактивацию и предложена следующая формула для расчета экономической эффективности:

$$\Xi = SZ \left[q \left(\frac{C_n \tau_1}{V} + \sum_{i=1}^{l} C_i \rho_i \right) + \varphi \tau_2 + qC_1 + fC_2 + IC_2 \right] \quad (16.3)$$

где S — площадь обрабатываемого объекта, m^2 ; Z — число циклов дезактивации; q, f — расход ДР и промывочной воды в случае необходимости на один цикл обработки, $л/м^2$; C_n — тарифная ставка персонала, проводящего дезактивацию, руб/ч; τ_1 и τ_2 — время приготовления ДР и дезактивации $1 м^2$ поверхности, ч; l — число компонентов ДР; C_i — стоимость $1 г$ i -ого компонента; руб; ρ_i — содержание i -ого компонента в ДР, г/л; C_1 и C_2 — стоимость переработки жидких и твердых РА отходов, руб/кг.

При обработке конкретных объектов, а именно различных образцов техники, что имело место в Чернобыле, за основу взята остаточная стоимость техники после дезактивации $C_{возв}$ и стоимость техники, которую нельзя использовать в связи с ее большой остаточной РА загрязненностью $C_{загр}$. Дезактивация нецелесообразна, когда $C_{возв} > C_{загр}$;

$$C_{возв} = C_{рм} + C_{тз} + C_{ам} + C_{тр} + C_{пс}; C_{загр} = C_{тех} - C_{изм} - C_{бг}, \quad (16.4)$$

где $C_{рм}$ — стоимость расходных материалов ДР, воды, энергии и др.; $C_{тз}$ — стоимость трудовых затрат; $C_{ам}$ — амортизация ТС и вспомогательных средств; $C_{тр}$ — транспортные расходы; $C_{пс}$ — содержание персонала; $C_{тех}$ — оптовая цена техники, подвергшейся дезактивации; $C_{изм}$ — стоимость техники к моменту дезактивации; $C_{бг}$ — стоимость замененных узлов и агрегатов в процессе дезактивации.

Возможен различный подход к оценке технико-экономических показателей дезактивации с учетом потребностей в рабочей силе в процессе производства ремонтных работ, т.е. в случае производственных РА загрязнений (см. табл. 1.1). Необходимость производственной дезактивации определяется объемом работы, трудозатратами и дозовой нагрузкой на персонал.

Экономическую эффективность дезактивации во время ремонтных работ можно выразить следующим образом [137]:

$$\Xi = \Delta C - (C_d + E k)$$

где ΔC — снижение затрат на персонал в связи с уменьшением дозовой нагрузки после дезактивации; C_d — затраты на дезактивацию.

Число рабочих, которые используются для ремонтных работ без дезактивации определяется по формуле:

$$N_p = \sum_{i=1}^{i=n} T_i P_i n \quad (16.5)$$

где T_i — трудозатраты на отдельные операции ремонта, чел/ч; P_i — средняя мощность экспозиционной дозы на рабочих местах, число которых равно n .

Если проведена дезактивация, то число рабочих подсчитывается следующим образом:

$$N_D = \frac{3,6 \cdot 10^{-3} \sum T_i P_i}{\Delta_d} + N_d \quad (16.6)$$

где Δ_d — суммарная предельно-допустимая годовая доза; N_d — число рабочих занятых на проведение дезактивации.

Эксплуатационные расходы подсчитываются по формуле (16.2) или (16.3). Проведено сопоставление необходимого числа ремонтных рабочих без дезактивации, расчет проведен по формуле (16.5), и после дезактивации, расчет по формуле (16.6). В случае дезактивации главного циркуляционного насоса АЭС [137] МД в ремонтной зоне равна 360 мР/ч, а после дезактивации она снизилась почти в 7 раз, т.е. коэффициент снижения МД равен 7. При этом число ремонтных рабочих без дезактивации составило 30 человек, а выполнение тех же ремонтных работ, да еще и самой дезактивации потребовало лишь семь человек. В данном случае дезактивация способствовала снижению трудовых затрат на ремонтные работы.

Разработанные частные методики оценки экономической эффективности дезактивации применимы лишь в конкретных случаях, затрудняют сопоставление полученных результатов и не могут быть приняты в качестве эталонных.

Обратимся к оценке экономической эффективности дезактивации на основе интегрального принципа. Этот принцип предусматривает учет стоимости единицы площади обрабатываемой поверхности или всего объекта в целом, а так же стоимостное выражение снижения мощности дозы, как конечной цели дезактивации.

Стоимость дезактивационных работ варьируется в зависимости от обрабатываемой поверхности и РА загрязнения. Так, стоимость дезактивации 1 м² бетонной поверхности [71], в долларах на 1988 г., составила: зачисткой — 6, отбойным молотком — 42, шлифованием — 52, высоконапорной водной струей (давление несколько десятков мегапаскалей) — 200, бурением — 235 долл.

Приведем некоторые данные по экономическим показателям дезактивации объекта в целом. Дезактивация отходов по производству ядерного оружия, которые накопились за 50 лет эксплуатации одного завода, обошлась в 1,3 млрд. долл. В связи с ужесточением требований к радиационной безопасности и инфляцией дополнительные расходы на дезактивацию к 1995 г. должны вырасти до 2,5 млрд. долл. [134].

Особенно дорогостоящей является дезактивация оборудования отработавших ЯЭУ. По одним данным на это идет 10% стоимости всех работ [139], а по другим данным затрата на дезактивацию, упаковку и транспортировку РА материалов при демонтаже старых АЭС достигает 25% стоимости всех работ.

Стоимость дезактивации определяется еще временем выдержки

обрабатываемого объекта. Для стандартного исследовательского реактора возможны три варианта времени выдержки и соответственно стоимости дезактивации при демонтаже реактора [140]. После истечения 10, 30 или 100 лет выдержки стоимость всех работ составляла соответственно 1,64; 2,24 и 4,5 млн. долл., а консервация и наблюдение за реактором потребовала ежегодных расходов 33 тыс. долл. В зависимости от времени выдержки дозовая нагрузка при дезактивации снижалась с 1,5 до 0,11 и наконец менее 0,01 чел·бэр.

Подход к экономической эффективности дезактивации может быть с учетом требований техники безопасности и характеризуется снижением мощности дозы в результате дезактивации. Так, по ценам 1982 г. коллективной дозы на 5Зв потребовало 2,5 млн. долл. [141]. Комплексная оценка экономических показателей дезактивации по дифференциальному и интегральному принципам дана в [142].

Затраты для осуществления различных вариантов полной дезактивации реакторов BWR и PWR методов Lomi характеризуются следующими данными, с точностью до 1 млн. долл., в числителе с выгрузкой топлива, а в знаменателе — без выгрузки топлива [142]:

Вид затрат	На дезактивацию	Экономия на ремонтных работах	Экономический эффект
Стоимость, млн. долл:			
для реактора BWR	7/13	36/51	29/38
для реактора PWR	14/18	9/7	5/11

Экономия исчисляется как разница между ремонтными работами без проведения дезактивации и с проведением дезактивации.

Полная дезактивация систем реакторов BWR и PWR экономически выгодна как с выгруженным, так и загруженным топливом. Дезактивация без выгрузки топлива экономически более эффективна по сравнению с дезактивацией с выгрузкой топлива, но одновременно увеличиваются затраты на удаление РА отходов.

Кроме того определены удельные затраты по снижению коллективной дозы облучения персонала (см. п. 7.4.1) в результате дезактивации. Для систем реактора BWR удельные затраты на дезактивацию как с выгрузкой, так и без выгрузки топлива составляют 74—144 тыс. долл./чел.Зв [142]. Для реактора PWR наиболее низкие удельные затраты характерны для дезактивации без выгрузки топлива; они составляют 149—185 тыс. долл./чел.Зв. При замене парогенератора с выгрузкой топлива затраты снижаются до 74—108 тыс. долл./чел.Зв. Из двух ТВС было удалено РА шлака активностью более 1100 Ки, включающего РН ^{55}Fe и ^{60}Co . Отсюда и более высокие затраты на дезактивацию этих реакторов без выгрузки топлива.

17. Феномен дезактивации после Чернобыльской катастрофы.

17.1. Особенности и масштабы.

Дезактивация после Чернобыльской катастрофы уникальна — она во многом отличается от теоретических представлений и от опытных данных, которые накоплены в результате многолетних работ по обезвреживанию различных объектов.

Феномен Чернобыльской дезактивации определяется:

неравномерным РА загрязнением огромной территории и всех объектов на ней аварийными выбросами РА частиц, обладающими специфическими физико-химическими свойствами, радионуклидным и дисперсным составом;

гигантским, доселе невиданным объемом дезактивационных работ, вызванных громадными масштабами, первичных, вторичных и многократных загрязнений;

проведением широкомасштабных работ по предотвращению распространения РН и по снижению объемов дезактивационных работ;

низкой эффективностью ранее применяемых и ставших традиционными способов дезактивации;

расширением номенклатуры объектов, обработка которых проводилась впервые, и проведение дезактивации в течение длительного времени, исчисляемого годами;

применением новых рецептур, способов и ТС дезактивации и колоссальным расходом людских и материальных ресурсов на проведение дезактивационных работ;

совершенствованием и развитием организационных форм проведения широкомасштабной дезактивации.

Вопросы загрязнения растений и животных; миграция РН в биосфере и пищевом сырье, а также непосредственно в продуктах питания; и место дезактивации в этих условиях настолько серьезны, что требуют отдельного рассмотрения, частично они изложены в гл.5 и 6. В обобщенном виде особенности дезактивации после Чернобыльской катастрофы представлены в табл. 17.1. Разберем эти особенности и проследим как они реализуются при дезактивации различных объектов, феномен РА загрязнение которых изложен ранее (см. гл.3, и табл. 3.1).

После Чернобыльской катастрофы проведен колоссальный объем дезактивационных работ, превышающий все, что было выполнено за весь срок развития атомной энергетики и после испытаний ядерных зарядов.

Таблица 17.1

Особенности дезактивации после катастрофы на ЧАЭС

Перечень	Проявление особенностей
Условия РА загрязнения	<p>Специфичность РА частиц, различный механизм их образования, и дисперсность (см. табл. 3.1).</p> <p>Дифференциация РА выпадений по зонам в зависимости от степени загрязнения, размеров и свойств РА частиц (см. рис. 3.1).</p> <p>Разнообразие объектов и специфичность их РА загрязнения</p>
Масштабы	<p>Объем дезактивационных работ значительно превышал все, что было сделано за годы, предшествующей катастрофе. Ориентировочная стоимость дезактивационных работ в 1986—1989 г.г. оценивается в 2 млрд. руб. по ценам того времени</p> <p>За 4 года привлечено для проведения дезактивации более 300 тыс. человек. Продолжительность дезактивационных работ исчисляется годами</p>
Проведение предупредительных мероприятий	<p>Предотвращение пылеобразования, пылеподавление и снижение опасности вторичного и многократного РА загрязнения</p> <p>Защита водоемов и предотвращение пагубных последствий паводка.</p> <p>Фиксация РН в почве.</p> <p>Движение транспорта по специальным маршрутам для избежания распространения РА загрязнений</p>
Низкая эффективность дезактивации	<p>Традиционные и ранее применяемые способы дезактивации не обеспечивали необходимую полноту обработки.</p> <p>Массовая дезактивация населенных пунктов не достигла цели. Потребность в многократной дезактивации одних и тех же объектов. Обработка тех объектов, которые ранее (до Чернобыля) не подвергались дезактивации.</p> <p>Дезактивация участков местности при сплошном РА загрязнении.</p> <p>Снижение расчетной эффективности обработки ТС, значительный перерасход ДР и других препаратов в связи с особенностями РА загрязнения</p>

Продолжение таблицы 17.1

<p>Применение новых средств и способов</p>	<p>Большой ассортимент примененных реагентов: ПАВ, сорбентов, ДР, ионообменных смол и др. Широкое использование полимерных материалов и пленок. Разработка новых способов дезактивации. Привлечение для целей дезактивации разнообразных ТС (см. табл. 16.5). Использование роботов и дистанционно управляемой техники. Сочетание различных способов обработки одних и тех же объектов с необходимостью разборки отдельных агрегатов при дезактивации автотранспорта и оборудования.</p>
<p>Организа- ционные мероприятия</p>	<p>Разработка и осуществление программы по снижению последствий катастрофы, включающей проведение дезактивационных работ. Привлечение специалистов с других регионов и войсковых подразделений для участия в дезактивации различных объектов. Изменения и разработка новых технологий дезактивации. Создание и оборудование стационарных ПуСО. Обязательная санитарная обработка всего персонала после проведения дезактивации. Непрерывный дозиметрический и другие виды контроля полноты дезактивации. Создание отстойников для сосредоточения подвергшейся дезактивации техники и могильников для техники, не подлежащей дезактивации.</p>

Приведем некоторые цифры: за два года после катастрофы дезактивации подверглись 21 км² поверхностей различных сооружений и объектов, многократно дороги с твердым покрытием протяженностью более 500 км, уложено 30 тыс. м³ бетона и 20 тыс. т асфальта. Дезактивации подверглись более 700 тыс. единиц транспортных средств, 180 тыс. комплектов спецодежды, 60 км железнодорожных путей и примыкающих к ним станционных сооружений, железнодорожный мост через реку Припять. Этот [21, 73], далеко неполный перечень, характеризует масштабы дезактивационных работ и свидетельствует об их уникальности.

Проведенная поистине в гигантских масштабах дезактивация потребовала огромных материальных и финансовых ресурсов, некоторые сведения о которых приведены в табл. 17.1.

Невиданный масштаб дезактивационных работ вызван не только первичными, но и вторичными и многократными РА загрязнениями. Огромная загрязненная территория превратилась в постоянно действующий источник РА загрязнений за счет атмосферных и антропогенных процессов. Если бы не были приняты предупредительные меры, то возросли и без того огромные объемы дезактивационных работ и возникла бы опасность дальнейшего распространения РА загрязнений.

Для предотвращения такого распространения РА веществ, а так же для снижения и без того огромных работ по дезактивации, проводились предупредительные мероприятия, масштабы которых не знала мировая практика. К числу их относятся:

организационные, использование могильников, предотвращение пылеобразования, укрепление почвы, защита водоемов и водохранилищ и некоторые другие. Не все эти меры были эффективны и необходимы с точки зрения сегодняшнего дня, но большинство из них было оправдано.

Не имея возможность оценить все организационные мероприятия остановимся лишь на тех, которые непосредственно связаны с РА загрязнением и дезактивацией. Сразу же после катастрофы особое внимание было уделено определению РА опасности местности и загрязнению воздуха. Так, была организована и осуществлена операция "Крест". Суть ее заключается в том, что одновременно было поднято большое число вертолетов, летящих на разных высотах по курсу, расположенному перпендикулярно. Вертолеты были оборудованы приборами для забора РА загрязнений путем осаждения их на фильтры. При помощи этой операции была определена эпюра РА выбросов в 100 км зоне.

К числу организационных мероприятий относятся определение трасс полета вертолетов и маршрут движения автомобильного транспорта, создание двух эшелонной системы работы транспорта с перегрузкой грунта; определены последовательность доставки различных грузов в районы перегрузки; развернута постоянно действующая система дозиметрического и других видов контроля РА загрязнения с использованием наземных подвижных вертолетных и стационарных средств; созданы подвижные и стационарные ПуСО для дезактивации техники и санитарной обработки людей; определен порядок дезактивации различных объектов. Все эти меры были приняты уже в ходе ликвидации самой катастрофы — не всегда они соблюдались уже после их введения.

В сухую погоду движение автомобилей и железнодорожных составов, порывы и изменение направления ветра, взлет и посадка вертолетов, перепахивание загрязненной местности, которая проводилась для

дезактивации и предотвращения пожаров, погрузка и разгрузка загрязненного грунта переводили в воздух тонны пыли, содержащей РА вещества. Причем загрязнялись не только наружные, но и внутренние поверхности транспортных средств и помещений. РА пыль проникала через щели и по другим каналам. В жаркую погоду невольное желание открыть окна, особенно кабины автомобилей, усугубляло возможность внутреннего РА загрязнения — РА пыль проникала буквально всюду. Впервые борьба с пылеобразованием стала одним из основных мероприятий по ликвидации последствий катастрофы, которое не было предусмотрено ранее.

Сначала работы по предотвращению пылеобразования проводились орошением местности и дорог водой. По мере увеличения транспортных перевозок объем этих работ увеличился и обнаружилось недостатка водоорошения. Профиль местности и дорог не позволяли осуществлять равномерное орошение, а высокая температура способствовала быстрому испарению воды с увлажненной поверхности и восстановлению пылеобразования. Кроме того, движение по увлажненному грунту вызывало сильное загрязнение ходовой части автомобилей, что затрудняло их дезактивацию и способствовало распространению РА веществ. Поэтому были изысканы и применены новые средства пылеподавления в виде локализирующих и отчасти дезактивирующих пленок (см. гл. 13 и § 14.4).

Пылеобразованию, а также возможности возникновению пожаров способствовала сухая и жаркая погода. В тоже время дождь таил большую опасность смыва РН, проникновение их в грунтовые воды и водоемы, увеличения загрязнений фауны и флоры — распространение РА веществ было бы более опасным, чем в отсутствие дождя.

Защита водоемов шла по горизонтальному и вертикальному направлениям. В горизонтальном направлении необходимо было предотвратить смыв в реки Припять и Днепр РА веществ с территории ближних выпадений (см. рис. 3.1). Эти территории, и в первую очередь правый берег реки Припять, уже с первых дней после катастрофы был обвалован грунтом. Для вертикальной защиты в грунт была вмонтирована за промплощадкой ЧАЭС бетонная противофильтровая стена. Она предотвратила проникновение загрязненной воды, находящейся под реактором, с территории станции в реку Припять. Стена в грунте оборудовалась дренажной системой и системой радиационного контроля за возможным распространением РА загрязнений.

Между прудом — охладителем станции и рекой Припять была создана дренажная завеса, которая предназначалась для откачки и последующей очистки грунтовых вод при обнаружении в них РА загрязнений. Аналогичная дренажная система, защищающая реку Припять от загрязненных грунтовых вод, была сооружена южнее станции. В дамбы уложено более 1 млн. м³ грунта и построено две насосные станции для подачи воды промышленной и ливневой канализации в очистительные сооружения.

Особую опасность могли представлять паводковые воды. Для предотвращения пагубных последствий паводка было проведено ряд крупных работ. На пути возможного течения паводковых потоков возведе-

но 130 гидротехнических сооружений, в том числе и дамбы, протяженностью каждая от 1 до 14 км. Они остановили паводок, задержали РА ил, выполнив роль огромного отстойника. Дамбы помимо заградительной выполняли и фильтрующую функцию: для их строительства был использован сорбент — цеолитовый туф (см. гл.13), хорошо улавливающий растворенные РН. Для исключения попадания ила с РН в реку Днепр (днепровской водой пользуются около 30 млн. человек) на реке Припять была сооружена дополнительная ловушка, на ее сооружение потребовалось переместить около 4 млн. м³ грунта.

Благодаря принятым мерам практически удалось предотвратить опасное загрязнение водоемов, в том числе и Днепра.

Помимо защиты водоемов широко применялась фиксация РН в почве для предотвращения их дальнейшего распространения и проникновения в растения (см. §§ 5.3 и 19.4).

17.2. Низкая эффективность дезактивации

С первых дней проведения дезактивации была обнаружена низкая эффективность традиционных способов дезактивации по снижению РА загрязнений. Как уже отмечалось (см. § 10.1 и 11.1), при обработке струей воды помещений станции, стен и крыш зданий города Припяти и других населенных пунктов, автомобилей и различных объектов КД едва достигал двух, а при использовании метода орошения ДР с одновременным протиранием щеткой повышался не намного. При дезактивации стиркой спецодежды персонала по самому жесткому режиму КД не превышал 10 [135], хотя для других условий РА загрязнения, в частности после ядерных взрывов, он был более ста. Часто фиксировались случаи, когда после дезактивации вообще не наблюдалось снижения РА загрязнений, а иногда даже фиксировалось их увеличение.

Причин низкой эффективности дезактивации после Чернобыльской катастрофы несколько, а именно: загрязнение воздушной среды сразу после катастрофы газообразными РН иода и высокодисперсными РА аэрозолями, физико-химические и другие особенности РА выбросов (см. табл. 3.1), недоучет реальной опасности оставшихся РА загрязнений после дезактивации.

На короткоживущие РН иода и ксенона, находящихся в газообразной форме, к 6.05.1986 г. приходилось более 20% активности всех выбросов РА продуктов [26]. Высокодисперсные РА аэрозоли способны длительное время, исчисляемое десятками суток, витать в воздухе и не оседать. Сама воздушная среда становится носителем РА загрязнений. Определить эффективность дезактивации различных объектов в этих условиях не представлялось возможным, так как МД определя-

лась загрязненной атмосферой, а не теми объектами, которые подверглись дезактивации. Очистить воздушную среду и воспользоваться соотношениями (7.12) и (7.18) для определения полноты очистки не представляется возможным. После рассеивания РА аэрозолей и газов, а также в результате естественного РА распада подобная ситуация исключалась.

Специфические условия образования РА загрязнений, которые вызваны различным механизмом возникновения, сложностью радионуклидного и дисперсного состава РА частиц (см. табл. 3.1), обуславливали не только поверхностное, но и значительное глубинное РА загрязнение (см. рис. 4.1 и 4.2). Среди РА частиц преобладали мелкие (высокодисперсные) частицы (до 5 мкм), которые образовывались конденсационным путем (см. рис. 3.1). Кроме того мелкие частицы могут образовываться на самой загрязненной поверхности за счет распада агрегатов, содержащих эти частицы, а также удаления мелких частиц с поверхности более крупных. Относительно крупные и хрупкие частицы сажевого происхождения при незначительном механическом воздействии разрушались и образовывали множество мелких частиц, в том числе и в процессе самой дезактивации. Загрязнения сажевыми РА частицами — это одна из отличительных особенностей РА загрязнения, предопределяющая низкую эффективность дезактивации.

Таким образом, причин для образования относительно мелких трудноудаляемых частиц было больше чем достаточно. Причем эти частицы возникают как в процессе самого РА загрязнения при контакте с поверхностью объекта, так и в процессе осуществления первой стадии дезактивации когда удаление частиц происходит в результате механического воздействия. Образовавшиеся мелкие частицы обладали повышенной адгезией, что усиливало поверхностное РА загрязнение. Они проникали в трещины и неровности поверхности, т.е. усугубляли глубинное РА загрязнение.

Образование мелких частиц при РА загрязнении и в ходе дезактивации — одна из основных причин низкой эффективности обработки. В выемы поверхности проникают жидкие РА загрязнения, которые образовывались после конденсации пара, экстрагирующего РН в процессе аварийного выброса. Кроме того при дезактивации с использованием жидкостных способов происходил смыв с РА частиц части РН, их растворение, адсорбция и повторное загрязнение обрабатываемой поверхности.

Повышенная плотность частиц ядерного происхождения и их неправильная с заостренными краями форма — это еще одна особенность РА загрязнений, которая создает возможность проникновения острыми гранями в глубь материала и влияет на эффективность дезактива-

ции. Подобные частицы обладали значительной адгезией к поверхностям различных объектов и затрудняли осуществление первой стадии (отрыв РА загрязнений) процесса дезактивации; во второй стадии при транспортировке РА частиц за пределы объекта повышенная плотность этих частиц приводила к интенсивному оседанию и повторной их адгезии. Фактически часть РА частиц перемещались с одного места на другое и попадала в неровности поверхности, закрепляясь там. Перемещение, а не удаление РА веществ происходило при дезактивации на основе незамкнутого цикла. Именно таким образом первоначально осуществлялась дезактивация транспорта, зданий и других объектов струей воды и с использованием ДР. Удаляемая в месте с водой или водными растворами часть РА загрязнений попадала на местность, т.е. перемещалась с одного объекта на другой, практически не изменяя МД. Причины низкой эффективности дезактивации различных способов изложены ранее (см. гл. 9—14).

Первоначальный опыт проведения дезактивации в Чернобыле, ее низкая эффективность, возможность вторичного и многократного РА загрязнения заставили изыскивать новые средства и способы дезактивации, разработать организационные формы ее проведения и соблюдать установленный порядок.

17.3. Изменение технологии дезактивации

Низкая эффективность дезактивации заставила изменить технологию ее проведения. Под технологией дезактивации следует понимать совокупность приемов и методов, позволяющих достигнуть требуемую эффективность с учетом техники безопасности, затрат людских и материальных средств. Рассмотрим то новое в дезактивации, которое появилось уже в процессе обработки различных объектов после Чернобыльской катастрофы.

Обнаруженная неравномерность РА загрязнения одного и того же объекта, в частности транспортных средств различного назначения, вызвали необходимость изменения технологии дезактивации. У авто-тракторной техники сильному загрязнению подверглась моторно-ходовая часть, воздухопроводы и масляные фильтры, рессоры, резина скатов и некоторые другие агрегаты и узлы. РА загрязнения остальных частей автомобилей, особенно наружной поверхности, были значительно меньше. В связи с этим дезактивация только наружной поверхности не обеспечивала необходимую эффективность. поэтому возникла потребность разборки сильно загрязненных агрегатов на детали и узлы, их тщательная дезактивация, замена особо загрязненных и последующая сборка. Естественно, что такая технология дезактивации привела к увеличению

времени и расхода препаратов на ее проведение (см. § 21.1).

Возникла необходимость дезактивации тех объектов, которые ранее до Чернобыльской катастрофы не подвергались подобной обработке. Речь идет, в частности, о дезактивации вертолетов, железнодорожного полотна и станционных сооружений, мостов, строительных и других материалов (из кирпича, рубероида, глины и др.), опор и изоляторов линий электропередач, леса, зданий и построек различного назначения.

Специальные ТС не смогли справиться с колоссальным объемом дезактивационных работ — пришлось приспособить для дезактивации разнообразные ТС, число которых превосходило число привлекаемых специальных средств. Технические средства, приспособленные для дезактивации (см. табл. 16.5), но проектируемые и предназначенные для других целей, применялись в двух вариантах: без каких-либо изменений и с монтажом дополнительного оборудования. К числу первых относятся пожарная техника (пожарные машины, мотопомпы), дорожно-строительная техника, промышленные пылесосы и поливочные машины. Часть пылеуборочных дорожных машин была доработана фильтрами, очищающими воздух перед выбросом его в атмосферу. Наземные средства, особенно в начальный период после аварии, когда работа проводилась на сильно загрязненной местности, частично оборудовались биозащитными устройствами. Приспособление существующих машин к дезактивации, монтаж на них дополнительного и биозащитного оборудования порой отрицательно сказывалось на их маневренности.

Впервые в Чернобыле использовались вертолеты для дезактивации зданий, линий электропередач, леса и других объектов, а также для разбрызгивания полимерных и других композиций с целью формирования из них локализирующих и дезактивирующих пленок. На вертолетах различных марок (МИ-6, МИ-8, МИ-26) монтировалось дополнительное оборудование — емкости для растворов, коммуникации и распылительные устройства.

Для повышения эффективности дезактивации изыскивались новые реагенты и растворы на их основе, апробировались новые способы дезактивации, например, с использованием высоконапорных паровых и водных струй (см. §§ 10.2 и 10.3). Для дезактивации применялись сотни тонн ПАВ, многочисленные естественные и искусственные сорбенты, а также ионно-обменные препараты (см. гл. 13).

Как нигде ранее в больших масштабах применялись полимерные композиции. Только в 1986 г. вертолетами распылено 52 т полимерных препаратов на площади 2492 га. Кроме того полимерные дезактивирующие пленки наносились на загрязненные поверхности стен и крыш

зданий, помещений, транспортных средств и других объектов. После застывания пленки образовывали своеобразный пластырь, который легко снимался, и в отличие от смываемой суспензии исключалась опасность превращения этих пленок в источник повторного загрязнения. Отработавшие дезактивирующие пленки в дальнейшем легко транспортировались к месту захоронения.

Помимо изолирующих, дезактивирующих и локализирующих функций (см. гл. 14) полимерные пленки выполняли и другие функции. Так, при обработки леса в состав полимерных композиций вводили компоненты, предотвращающие возгорание леса. Песчаный грунт 30 км зоны покрывался тонким слоем водного раствора латекса, способного пропускать влагу и воздух. В раствор добавлялись семена трав. Из полимерной локализирующей пленки и растений создавался своеобразный ковер, способный предотвращать пылеобразование и в известной степени восстановить травяной покров.

Кроме жидких композиций применялись твердые полимерные пленки. На некоторую часть загрязненной кровли первого, второго и третьего блоков наносили клеющие полимерные дезактивирующие пленки, которые затем снимались механическим путем. Поверхности кабин и кузовов некоторых технических средств, работающих на загрязненной местности, обклеивались изолирующей полиэтиленовой пленкой или экранировались пластиками. В некоторых случаях полиэтиленовыми и другими пленками закрывались настилочные полы в палатках, столы и скамейки в столовых, дорожки для ходьбы, а также облицовывались ящики для переноски загрязненного белья, футеровались стенки ям для сточных вод и другие поверхности, соприкасающиеся с загрязненной средой. Впоследствии эти пленки легко дезактивировались или снимались, т.е. превращались в изолирующие пленки.

Применяемая роботизированная техника показала недостаточную работоспособность вследствие слабой радиационной стойкости, энерговооруженности и маневренности (см. подробнее § 23.3). Роботы могут с успехом применяться на загрязненной местности и в случае значительной мощности дозы в тех случаях, когда они работают по заданной универсальной программе с учетом радиационного фона, сложности формы, габаритов, профиля и свойств поверхности обрабатываемых объектов.

17.4. Организация дезактивационных работ

До Чернобыльской катастрофы развивалась преимущественно промышленная дезактивация (табл. 1.1) и вызванная предсказуемыми локальными РА загрязнениями. Дезактивация в аварийных условиях

после выброса РА веществ во внешнюю среду при угрозе безопасности населению разрабатывалась явно недостаточно. Этому способствовали ранее существующие тенденции первоначальному скрыванию крупных аварий и их последствий не только в нашей стране, авария на Урале в 1957 г., но и за ее пределами (США, Англия, Канада).

Затем, когда причины и последствия крупных аварий за рубежом тщательно анализировались (см. табл. 16.3 и 16.4), зарубежный опыт изучался слабо, не доводился до практической реализации и не стал достоянием широкого круга специалистов. Опыт войсковой дезактивации различных объектов и оценка эффективности обработки после выброса РА продуктов в результате испытательных ядерных взрывов не могут в полной мере использоваться на предприятиях атомной промышленности для дезактивации после РА загрязнений аварийных выбросов и касающихся населения.

На основе концепции невозможности или во всяком случае ничтожной вероятности катастроф в атомной энергетике, затрагивающих население, основное внимание было уделено способам и ТС для производственной дезактивации, а также использованию рецептур и материалов только в производственных целях. Непредвиденные масштабы и последствия Чернобыльской катастрофы предопределили и те непредвиденные обстоятельства и проблемы, которые пришлось решать в процессе проведения самих дезактивационных работ. Моральная, техническая и организационная неподготовленность к ликвидации таких грандиозных катастроф заставили уже после самой катастрофы решать сложные организационные и технические вопросы, к числу которых относится и дезактивация.

Организация дезактивации неразрывно связана с проведением дозиметрического контроля. Как уже отмечалось, оценка радиационной обстановки авиационными средствами на основе МД не могла дать истинное представление о фактическом РА загрязнении различных объектов. Буквально с первых дней катастрофы была проведена наземная разведка с помощью подвижных средств, но ее возможности были ограничены, а после создания реперной системы дозиметрического контроля (§ 5.2) более точно выяснилось истинное состояние РА загрязнений, что позволило целенаправленно организовать и проводить дезактивацию.

Дезактивационные работы в зависимости от поставленной задачи и сроков ее проведения можно условно разделить на четыре периода. В первый период с апреля по декабрь 1986 г. дезактивация проводилась с целью обеспечения доступа к аварийному блоку для строительства Укрытия. Создались благоприятные условия для пуска первого, второго и третьего блоков, а также предотвращено распространение РА загрязнений с обработанных объектов.

Второй период, во время зимы 1987 г., характеризуются систематической дезактивацией отдельных участков местности, дорог, техники и одежды. В этот период были разработаны и созданы стационарные ПуСО. В течение третьего периода, весна 1987 г. — начало 1990 г., осуществлялась массовая дезактивация населенных пунктов с целью предотвращения дальнейшей эвакуации населения, проживающего

вне 30-км зоны. Радиоактивные загрязнения определялись долгоживущими РН, в основном ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{239}Pu . Четвертый период, который начался со второй половины 1990 г. и продолжается по настоящее время, характеризуется эпизодичной и выборочной дезактивацией различных объектов; дезактивация уже не стала массовой.

В первый период дезактивации подвергались объекты, загрязненные в ближней зоне (см. рис. 3.1): оборудование и помещение первого, второго и третьего энергоблоков станции, которые находились в режиме эксплуатации, а также коммуникации, ведущие к аварийному блоку и примыкающая к нему территория. Затем дезактивации подверглись все объекты 30-км зоны за исключением зоны отчуждения.

В связи с тем, что уровень радиации на площадке ЧАЭС достигал 1800 Р/ч время работы персонала в этой опасной зоне исчислялось минутами. Поэтому дезактивацию осуществляли поточным методом путем изоляции загрязненной территории сначала щебнем и привозным грунтом, а затем бетонными плитами. Максимально использовали в этот период роботизированную технику и биозащитные устройства, в том числе и свинцовые экраны, смонтированными на ТС и в оконных проемах ЧАЭС. Проводимые работы были очень трудоемки — только в течение двух месяцев удалось завершить дезактивацию территории, зданий ЧАЭС и прилегающих к ней населенных пунктов, в том числе г. Припять. Затем развернулись работы по дезактивации всех загрязненных объектов на остальной части 30-км зоны. В результате дезактивации резко уменьшились дозовые нагрузки на персонал, который занимался ликвидацией последствий катастрофы и строительством укрытия.

Одновременно проводилась дезактивация всех транспортных средств и других объектов, которые находились в 30-км зоне.

Вне 30-км зоны за счет региональных выпадений (см. рис. 3.1) МД порой превышала десятки и сотни миллирентген в час. Подобные загрязнения требовали дезактивации, но неизмеримо в меньших масштабах по сравнению с дезактивацией объектов ближней зоны. В последующих этапах, когда значительно уменьшилась опасность РА облучения и снизилась возможность распространения РА загрязнений, дезактивация в зонах близких и региональных выпадений превратилась в предупредительное мероприятие.

Зона дальних РА выпадений простиралась на огромной территории. Как уже отмечалось (см. § 5.1) во многих странах Западной Европы в мае и июне 1986 г. (см. табл. 5.1) обнаружено загрязнение атмосферы и продовольствия, не превышающее допустимые нормы. Дезактивация в этих регионах была эпизодической, а после снижения радиоактивности в результате естественного распада необходимость в ней исключалась.

Сплошное загрязнение местности и всех объектов на ней не позволяло проводить дезактивацию отдельно взятого объекта или отдельных участков местности. При дезактивации путем снятия загрязненного грунта на глубину 10 см КД колеблется в пределах 10—100, а коэффициент снижения МД не более 2, а то и равен единице.

Эффективная дезактивация различных объектов в условиях сплошного РА загрязнения может быть достигнута только в определенных условиях, а именно:

местности — обработка значительно больших площадей для предотвращения опасности облучения (см. подробнее § 9.4 и гл. 19);

зданий и сооружений на основе комплексной обработки, включающей дезактивацию не только самих объектов, но и прилегающей к ним территории (см. гл. 20);

одежды только путем ее обработки по специальным режимам на незагрязненной местности;

транспортных и других подвижных средств на местности, загрязнение которой несоизмеримо меньше РА загрязнений самих объектов, или на чистой местности в стационарных условиях (см. § 21.1).

Применяемая технология дезактивации и ТС должны работать на основе замкнутого цикла, предусматривающего улавливание и обезвреживание отработавших сред. После пребывания на загрязненной местности и выполнения всех работ, связанных с РА загрязненными объектами, в том числе и дезактивационных, обязательна санитарная обработка людей с дозиметрическим контролем ее полноты. В подавляющем большинстве оценка эффективности дезактивации в Чернобыле проводилась по КД в соответствии с формулой (7.1), а не на основе требуемого КД, который определяется по формуле (7.8). Оценка эффективности обработки по коэффициенту снижения МД, согласно формуле (7.3), проводилась очень редко. Все эти обстоятельства не позволяли однозначно оценить качество дезактивации, что приводило к необходимости повторной обработки большого числа объектов. Отсюда и снижение производительности ТС и большой перерасход реагентов при проведении дезактивации.

17.5. Оценка целесообразности проведенной дезактивации

В условиях аварийных выбросов РА веществ и массового загрязнения без дезактивации различных объектов не обойтись — об этом свидетельствует мировая практика проведения дезактивационных работ до Чернобыльской катастрофы. Опыт работы по снижению последствий Чернобыльской катастрофы подтверждает это положение. Особенно была необходимо дезактивация в первый период до начала стро-

ительства Укрытия. В соответствии с принятыми решениями дезактивация дорог, части территории ЧАЭС, зданий, промышленной и строительной площадок и других объектов была оправдана. Она позволила проводить работы с привлечением крайне необходимого числа людей, не превышая установленные нормы облучения. Дезактивация техники дала возможность использовать ее по прямому назначению. Дезактивация одежды и санитарная обработка способствовала радиационной безопасности людей. Дезактивация дорог, мостов, железнодорожного полотна и многих других объектов создавала необходимые условия для маневра техники, людских и материальных ресурсов. Необходимы были так же профилактические мероприятия (см. § 17.1).

По истечению более пяти лет после Чернобыльской катастрофы, когда осмыслены и переосмыслены ход и исход мероприятий, которые были проведены для снижения ее последствий, представляется возможность всесторонне оценить особенности проведенных дезактивационных работ.

В соответствии с этим можно оценить целесообразность массовой и тотальной дезактивации, ее результативность, особенно по отношению населенных пунктов (см. гл. 20) и местности (см. гл. 19). За 1986—1990 г.г. преимущественно в третий период дезактивации, снято 1685 тыс.м³ верхнего загрязненного грунта и завезено 2805 тыс.м³ чистого грунта. Для оценки объема выполненных работ сопоставим: объем грунта, заключенный в самой большой горе мира Эвересте высотой 8843 и площадью основания, равной 3,5 км², содержит примерно 2,5 млн.м³ грунта. Для перевозки только загрязненного грунта потребовалось 168 тыс. ездок десятитонных самосвалов. Дезактивации подверглись 944 населенных пункта. Как будет показано далее (см. гл. 19 и 20) такой объем тотальной дезактивации не всегда целесообразен, особенно в отношении населенных пунктов и перемещения грунта.

К массовой дезактивации и перевозке грунта привлекалось большое число техники и людей, которые в свою очередь подвергались РА загрязнению и увеличивали и без того большие масштабы дезактивационных работ. Так, только в трех отстойниках производственного объединения “Комбинат” к 6 марта 1988 г. скопилось 180 единиц техники, участвующей в дезактивации и загрязненной свыше допустимых норм.

Движение и работы на загрязненной местности тысяч людей (по линии Гражданской обороны в 1986—1990 гг. в работах участвовало 340 тысяч человек) и разнообразных технических средств, неподготовленность к снижению последствиям подобных катастроф, неожиданность самой катастрофы, первоначальное желание приуменьшить ее масштабы и одним ударом быстро ликвидировать все ее последствия

привело к вторичному многократному загрязнению объектов и в связи с этим к повторной и многократной дезактивации, что значительно увеличило масштабы последующих дезактивационных работ.

На основе опыта дезактивации в Чернобыле и в сопоставлении с дезактивацией после аварии в Три Майл Айленд (см. табл. 16.3 и 16.4) с учетом особенностей этих аварий можно представить следующую последовательность проводимых мероприятий по снижению их последствий:

дезиметрическая и другая экспертиза, составление плана мероприятий с определением цели этапов, ответственности должностных лиц, с указанием сроков и с учетом привлекаемых сил и средств;

срочная эвакуация населения из опасных зон и поэтапная эвакуация из зон ограниченной опасности;

эшелонирование по срокам и масштабам проведение дезактивационных работ с учетом их целесообразности и длительности;

дезактивация только после тщательного дозиметрического контроля и тех объектов, обработка которых была необходима;

ограниченное привлечение ТС и людей для работ на загрязненной территории во избежание распространения РА загрязнений, вторичного РА загрязнения и увеличение объема дезактивационных работ.

Подобная последовательность снижения и минимизации последствий катастрофы на основе системного подхода не была, однако, в полной мере осуществлена в Чернобыле.

Катастрофа в Чернобыле придала проблеме дезактивации новые качества. Создалась уникальная возможность сопоставить имеющийся багаж сведений о дезактивации с практикой ее проведения в Чернобыле и на основании этого сопоставления оценить Чернобыльский опыт с тем, чтобы в дальнейшем избежать допущенные ошибки, промахи и огульное проведение дезактивационных работ без учета системного подхода.

18. Производственная дезактивация

18.1. Дезактивация в процессе эксплуатации ЯЭУ

Дезактивация объектов, РА загрязнения которых обусловлены различными причинами и согласно табл. 1.1 условно разделена на пять групп, имеет различия, общность и специфичность. Общность заключается в использовании аналогичных способов дезактивации, ДР и в обработке однотипных объектов, например, помещений, оборудования, зданий и местности, а также в процессе очистки воды и воздуха. Специфичность и различия характеризуются особенностями самих объектов обработки, условиями их РА загрязнения, технологией дезактивации, применяемыми ТС и др.

В соответствии с ранее принятой классификацией РА загрязнений (см. табл. 1.1) рассмотрим сначала особенности производственной дезактивации в процессе эксплуатации ЯЭУ, отработавших АЭС и при производстве ядерного топлива (см. рис. 1.1).

Одна из существенных особенностей производственной дезактивации в процессе эксплуатации ЯЭУ, которая отличает ее от всех других, является обработка внутренних загрязненных поверхностей оборудования. Особенности процесса дезактивации в этом случае представлены на рис. 18.1. ДР из емкости 4 насосом 5 подается в циркуляционную коммуникацию, подключенную к обрабатываемому оборудованию. При помощи насоса 2 происходит подача ДР и заполнение контура, загрязненного РА веществами. В соответствии с разработанной технологией может происходить циркуляция ДР. После завершения обработки предусмотрен слив отработавшего ДР, а затем его очистка.

Практически возможны различные варианты конструктивного оформления аппаратуры для дезактивации внутренних поверхностей. Так, в процессе реконструктивного ремонта [85] трубочку погружали в ванну объемом 25 м³; происходило самопроизвольное заполнение внутренней полости трубочки. Возможна раздельная подача воды и реагентов ДР. При промывке петлевых каналов реактора происходило удаление РА продуктов, которые находились в виде частиц диаметром менее 0,4 мкм [143]. Причем ДР подавался поочередно с входа и выхода этих каналов.

Эти и другие технологические особенности не отрицают общность процесса дезактивации — ДР должны обрабатывать внутренние поверх-

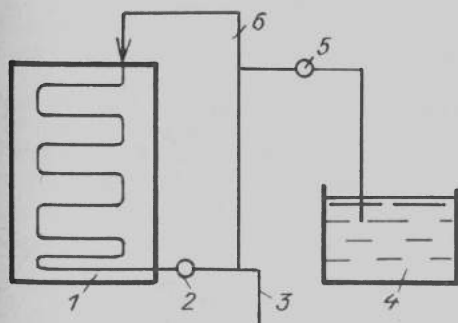


Рис.18.1 Схема дезактивации внутренних поверхностей циркуляцией ДР:

1 — оборудование или трубопроводы, внутренняя поверхность которых подвергается обработке; 2 — циркуляционный насос; 3 — линия слива отработавших ДР; 4 — емкость для ДР; 5 — насос для подачи ДР; 6 — циркуляционная коммуникация

ности оборудования. Различные варианты оборудования для дезактивации агрегатов ЯЭУ, а также особенности режимов обработки подробно рассмотрены ранее [4] и нет необходимости их повторять. Принцип подбора композиций ДР для дезактивации внутренних поверхностей дан в § 11.2. В связи с этим остановимся на тех параметрах, которые характеризуют эффективность дезактивации. Такими параметрами являются отношение объема раствора и размера обрабатываемой поверхности, скорость циркуляции ДР и число циклов дезактивации.

При заполнении контура ДР рабочая часть раствора, которая непосредственно примыкает к загрязненной поверхности и обеспечивает дезактивацию, сосредоточена в тонком пристеночном слое самого ДР. Большая часть ДР распределена в объеме, не работает на дезактивацию и по существу используется не эффективно. Для включения в активный процесс объемной части ДР необходимо значительно увеличить время нахождения раствора в замкнутом контуре. Если при дезактивации поверхностей оборудования время действия ДР исчисляется десятками секунд и минутами, то после заполнения контура время дезактивации значительно увеличивается и продолжается в течение нескольких часов. Так, время обработки щелочным раствором первого контура АЭС, включая активную зону, составляло 7 ч. [86]. При этом надо учесть, что помимо циркуляции и выдержки на цикл дезактивации оказывает время заполнения контура, удаление ДР, а при необходимости промывка контура водой. В этих условиях продолжительность цикла обработки может составлять 10 ч. и более.

Даже увеличение времени выдержки ДР порой не дает желаемого результата. Повышение эффективности дезактивации достигается циркуляцией и перемешиванием, т.е. созданием динамических условий. Циркуляция позволяет примерно на 20—25% снизить время контакта ДР с загрязненной поверхностью [85]. Циркуляция не только способствует проведению первой и второй стадии процесса дезактивации, но и позволяет включить в активный процесс массы ДР, которые находятся в объеме и из объема поступают к поверхности в процессе перемешивания.

Циркуляция ДР оценивается отношением площади обрабатываемой поверхности S к объему V ДР, находящегося в контуре. В [85] изучалось влияние отношения S/V в статических и динамических условиях, продолжительность процесса дезактивации при загрязнении образцов-свидетелей, которые монтировались на поверхности конденсационно-питательного бака АЭС.

Коэффициент дезактивации образцов из нержавеющей стали раствором, содержащим ортофосфорную кислоту 20 г/л, трилона Б 10 г/л и каптакса 0,2 г/л, при 90°С изменяется следующим образом в зависимости от экспозиции обработки (числитель - в статических условиях, знаменатель — в динамических, при перемешивании):

Время дезактивации, мин	30	60	90	120
КД, когда S/V равно $20 \text{ м}^2/\text{м}^3$	11	22	31	32
КД, когда S/V равно $30 \text{ м}^2/\text{м}^3$	8/10	14/19	16/25	17/-

Рост отношения S/V означает, что снижение объема ДР на единицу обрабатываемой поверхности; создание динамических условий (знаменатель приведенных данных) повышает эффективность процесса дезактивации. Для практических целей рекомендовано [85] использовать соотношение S/V , которое принимает значение от 20 до $28 \text{ м}^2/\text{м}^3$. Кроме того экспериментально установлено, что для создания динамических наиболее благоприятных условий дезактивации скорость циркуляции ДР для контуров в сборе должна быть не менее 1 м/с, а для остальных случаев — не менее 0,1 м/с.

Эффективность дезактивации при обработке циркуляцией ДР внутренней поверхности трубы со скоростью 0,8 м/с оценивалась по снижению МД в соответствии с условием (7.3) коэффициент снижения МД составлял 60.

В некоторых случаях эффективность дезактивации оценивалась при помощи отношения между активностью промывочных вод на входе $A_{вх}$ и на выходе $A_{вых}$ при обработке петлявых трубопроводов. Удельная активность промывных вод, равная $\frac{A_{вых} - A_{вх}}{A_{вх}} \cdot 100$, зависела от температуры и времени дезактивации [143]; при температуре 30—40°С и времени 5 ч. она не превышала 0,01%, а при увеличении времени до 6 ч. — увеличивалась до 1%, рост времени до 10 ч. и температуры до 95° обуславливали дальнейшее повышение удельной активности, которая колебалась от 8 до 20%.

В отдельных случаях, в частности при обработке первого контура реактора [75], оценка эффективности дезактивации проводилась по КД, по отношению к РН ^{60}Co его значение превышало 100.

Из-за сложного коррозионного состава РА загрязнений и нахождения части РН в растворенном состоянии даже циркуляция не достигает порой требуемой эффективности. Поэтому, как правило, внутренние поверхности оборудования АЭС, соприкасающиеся с агрессивной РА средой обрабатываются в несколько приемов, которые можно назвать циклами. Каждый цикл включает подачу свежего ДР, время его воздействия на обрабатываемую поверхность в статических и динамических условиях, дренаж, т.е. смыв ДР. Технология также предусматривает очистку отработавших ДР [86]. Следующий цикл заключается в подаче свежего ДР, состав которого может отличаться от предыдущего. Так, при дезактивации трубок парогенератора [86] первый цикл, который продолжался 2,5 ч., включал двойную смену щелочного раствора (40 г/л КОН + 0,5 г/л КМпО₄), а второй цикл продолжительностью 3,5 ч. предусматривал двойную подачу свежего раствора, содержащего 40 г/л щавелевой кислоты. КД в результате первого цикла не превышал 8, а после второго — достигал 45.

Для практических целей важное значение приобретает периодичность дезактивации, характеризующаяся числом проводимых дезактиваций N за определенный срок, в частности, 30-летней [144] эксплуатации оборудования. Число дезактиваций N связано с КД. Эта связь определена расчетным путем при дезактивации контура после многократной циркуляционной обработки. Принято, что после каждой дезактивации поверхность вновь загрязняется до $A_{пр}$, а после дезактивации значения активности продуктов коррозии не превышает A_p . Если предельному значению активности продуктов коррозии соответствует МД γ -излучения у оборудования МД_{пр}, которая не должна превышать допустимые значения, а равновесному значению активности продуктов коррозии — МД (МД_р), то их отношение МД_{пр}/МД_р характеризует улучшение радиационной обстановки после дезактивации.

Зависимость отношения $M_{Дпр}/M_{Др}$ от КД и N приведена на рис. 18.2. Аналогичная зависимость получена для $A_{пр}/A_{р} = f(KД_N)$.

При относительно небольших значениях КД, равных 2 (цифры у кривых рис. 18.2), зависимость более пологая, чем при больших значениях КД. Следовательно, при относительно больших значениях КД заданный уровень активности, не превышающий допустимый, можно поддерживать меньшим числом дезактиваций N, а их частота будет большей. При малом КД первая дезактивация должна состояться при относительно меньшем времени после начала работы АЭС, чем при относительно

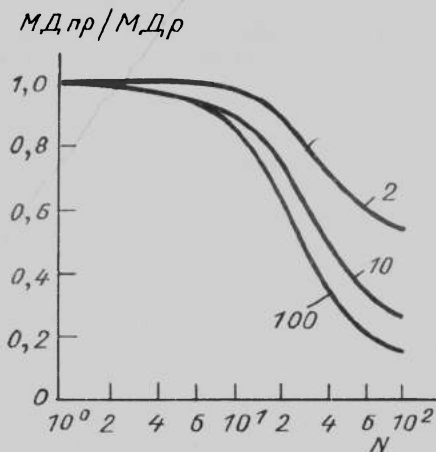


Рис. 18.2. Зависимость $M_{Дпр}/M_{Др}$ от числа циклов N дезактивации за 30-летний срок эксплуатации; цифры у кривых — значения КД

большем времени уже в процессе эксплуатации АЭС. При определенном числе дезактивации увеличение КД свыше десяти мало эффективно, так как увеличенная скорость накопления продуктов коррозии наблюдается лишь в начальный период работы АЭС.

Результаты дезактивации внутренних поверхностей зависят от формы нахождения РН, в том числе и в продуктах коррозии. Для определения состава РА продуктов коррозии после дезактивации ДР пропускали через фильтры с размером пор не более 2,5 мкм [86], что дало возможность классифицировать продукты коррозии. Следует заметить, что встречаются коррозионные частицы размером менее 0,1 мкм, которые находятся во взвешенном состоянии и образуют коллоидные растворы. РА вещества, задерживаемые фильтрами, образовывали смеси, а прошедшие через фильтр находились, главным образом, в состоянии истинного или коллоидного раствора. Если обозначить $A_{ос}$ активность, задерживаемую фильтром, т.е. находящуюся в виде РА частиц, а через $A_{ра}$ активность продуктов, прошедших через фильтр, то отношение $A_{ра}/A_{ос} + A_{ра}$ определяет долю РН, находящуюся в растворе.

Результаты определения состава продуктов коррозии после дезактивации внутренних поверхностей элементов оборудования реактора щелочным раствором (0,5% $KMnO_4$ и 50% $NaOH$) следующие:

Радионуклиды	^{60}Co	^{54}Mn	^{51}Cr
Отношение $A_{ра}/(A_{ра} + A_{ос})$	3,9	1,2	99,5

После обработки щелочными растворами перманганата калия $RH^{51}Cr$ практически полностью переходят в растворенное состояние. В тоже время $RH^{60}Co$, определяющие радиационную обстановку, не растворяются. Удаление коррозионных отложений в этом

случае достигается обработкой раствором на основе щавелевой кислоты (3% щавелевой кислоты, 0,5% KMnO_4 и 5% NaOH), причем после первого цикла дезактивации 70% RN^{60}Co переходит в растворенное состояние, а остальные находятся в виде суспензии. После повторной кислотной обработки происходит почти полное растворение RN^{60}Co , отношение $A_{\text{ра}} / (A_{\text{ра}} - A_{\text{ос}}) = 99\%$. В этих же условиях RN^{54}Mn полностью переходит в раствор [86]. Радионуклиды, которые находятся в растворенном виде, в процессе циркуляционной дезактивации удаляется более эффективно.

Растворение РН определяется еще температурой ДР. Часто температуру ДР подбирают эмпирическим путем, исходя из особенностей технологии дезактивации. Так, при дезактивации некоторых узлов АЭС температура циркулируемого ДР составляла 90° [85].

Таким образом, эффективность дезактивации внутренних поверхностей специфична — она определяется не только особенностями РА загрязнений и свойствами ДР, но и технологическими параметрами, к числу которых относятся соотношение между площадью обрабатываемой поверхностью и объемом ДР, время обработки, температура ДР, число циклов обработки, состояние РН и др.

18.2. Дезактивация отработавших ЯЭУ

Дезактивация отработавших ЯЭУ является все увеличивающийся по объему составляющей в масштабе всех дезактивационных работ (табл. 1.1). Дезактивация в этих условиях проводится с целью снижения дозовых нагрузок на персонал, исключения опасности со стороны пришедшего в негодность оборудования, использования в дальнейшем обработанных материалов в качестве вторичного сырья и сокращения объема РА отходов. Дезактивация является составной частью работ, проводимых при демонтаже оборудования — она проводится одновременно или последовательно с демонтажом строительных конструкций, реакторов и других сооружений, а также сопровождается транспортировкой и захоронением РА отходов.

В АЭС, подвергающейся снятию с эксплуатации, сосредоточенная активность оценивается от 10^5 до 10^8 Ки [145]. При эксплуатации АЭС мощность 4 ГВт распределение одних продуктов распада (кроме оставшегося топлива, загрязненных контуров и других источников загрязнения) оценивается следующим образом: активная зона — $3,3 \cdot 10^{10}$ Ки, хранилище отработавшего топлива — $4 \cdot 10^9$ Ки. Транспортный и перегрузочный контейнеры — по $2,2 \cdot 10^7$ Ки, хранилище РА отходов — $3,7 \cdot 10^5$ Ки.

Радиоактивное загрязнение демонтированного оборудования может быть как внешним так и внутренним при загрязнении трубопроводов, емкостей, насосов и другого оборудования. МД дезактивируемого оборудования по одним данным [145] составляет 20—40 Р/ч, а в результате дезактивации она снижается до 0,05—0,3 Р/ч, т.е. коэффициент снижения МД может колебаться от 67 до 800.

Демонтажу оборудования и его дезактивации предшествует тщательный дозиметрический контроль, разработка технологии процесса и сметной стоимости всех работ в том числе и дезактивационных.

Дезактивация при снятии с эксплуатации ЯЭУ проводится комплексно. Комплексность предусматривает с одной стороны проведение дезактивации в совокупности с другими операциями, а с другой стороны — использованием различных способов дезактивации. Причем каждый объект подвергается дезактивации в соответствии с его особенностями.

Комплексный подход реализован при дезактивации после снятия с эксплуатации ядерной установки атомохода "Отто Ган" [7], который после десятилетней работы по экономическим причинам был снят с эксплуатации. Суммарная активность всей силовой установки определялась $3 \cdot 10^5$ Ки. Общая масса оборудования, которая подвергалась дезактивации составляла около 1100 т. Демонтируемые узлы и оборудование дезактивировалось на борту судна. Оборудование, загрязненность которого превышало допустимые нормы, а также оборудование, которое не подвергалось дезактивации, упаковывали в контейнеры и бочки и направляли на временное хранение. Для упаривания жидких РА отходов были смонтированы установки, фильтры для предварительной очистки трапных вод, оборудование для демонтажа и дезактивации.

Работы шли в течение двух лет (июль 1980 г. — июль 1982 г.) и были разбиты на четыре этапа. В течение первого этапа кроме подготовительных работ проводилось дренирование системы и контуров объемом около 65 м^3 за исключением корпуса реактора. Осуществлялась дезактивация оборудования, когда средняя индивидуальная доза облучения составляла около 300 мбэр/чел.

Во время демонтажа ядерной установки (второй этап) давление внутри помещения поддерживалось несколько меньше атмосферного, чтобы избежать утечки РА продуктов из помещений в процессе демонтажа и предотвратить РА загрязнения других помещений. Концентрация РА веществ в воздухе составила $10^{10} - 10^{11}$ мкКи/ м^3 , что позволило персоналу работать без средств защиты.

Для предотвращения образования РА аэрозолей и снижения дозовой нагрузки на персонал вместо резки оборудования применялись механические методы расчленения элементов оборудования — электропогрузчики и гидравлические ножницы, которые управлялись дистанционно в автоматическом режиме. Для предотвращения распространения РА загрязнений корпус реактора и бак были покрыты локализирующей краской (см. § 14.4) особого состава.

В процессе снятия с эксплуатации было собрано около 330 м^3 загрязненной воды с активностью 0,12 Ки. Вентиляционная система и бак накопитель после дренажа воды были расчленены, дезактивированы и упакованы. Облицовка бассейна из нержавеющей стали обрабатывалась в две стадии с использованием ДР сначала смесью плавиковой и азотной кислот, а затем, органических кислот [7].

После транспортировки корпуса реактора (третий этап) проводилась полная дезактивация основного оборудования на борту атомохода (четвертый этап).

Выполненный объем работы характеризуется следующими данными: из 1100 т оборудования 260 т было упаковано в контейнеры и бочки, 370 т подверглось дезактивации, удалено 160 м^3 РА загрязненной воды в системе и 320 м^3 отработавших растворов. Активность упакованных отходов составляла 4 Ки. Средняя дозовая нагрузка 40 человек персонала составляла около 200 мбэр/чел.

Дезактивация внутренних поверхностей трубопроводов и коммуникаций отработавших ЯЭУ во многом аналогична дезактивации дей-

ствующих в процессе их ремонта. Так, дезактивация при снятии с эксплуатации внутренней поверхности системы охлаждения [146] площадью 42,7 м² осуществлялась раствором церия в серной кислоте. В процессе обработки происходило электролитическое восстановление Ce^{4+} из Ce^{3+} при соотношении концентрация $Ce^{4+}/Ce^{3+} \leq 0,1$. КД составлял 360—1800.

В связи с большим числом отработавших АЭС актуальным является вопрос об утилизации демонтированного оборудования и использование его в качестве вторичного сырья. При демонтаже АЭС [145] из 900 т оборудования примерно 10% относится к незагрязненному, что позволило извлечь 50 т железа и около 30 т латуни. Большая часть демонтированного оборудования является загрязненным. По предварительным подсчетам в ФРГ к 2000 г. потребуется обработать 20 тыс. т демонтированного оборудования только после остановки одних отработавших АЭС. В связи с возрастающим объемом демонтированного оборудования вопрос о регенерации отработанных материалов приобретает первостепенное значение. Одним из способов получения вторичного сырья является переплавка отработавших изделий с последующим использованием их в атомной промышленности.

Этот способ использовался при демонтаже основного оборудования АЭС [141], который проводился с 1983 по 1985 гг. К 1987 г. скопилось более 100 т стальных конструкций; для определения целесообразности дезактивации и выбора способа был разработан алгоритм, приведенный в табл. 18.1. Дезактивация в случае поверхностного РА загрязнения проводилась электрохимическим способом (см. § 12.1) с использованием тока силой 4000 А (плотность тока не указана). Остальное оборудование и то оборудование, которое подверглось электрохимической дезактивации, было переплавлено. В результате переплавки РА загрязнения были рассосредоточены по всей массе материала. Кроме того часть РА загрязнений ушла в шлак. Если удельная активность $Pn^{60}Co$ в расплаве была 0,4 Бк/г, в отливке она снизилась до 0,1 Бк/г. В то же время удельная активность шлака составила 0,3 Бк/г.

Результаты поверхностной и глубинной дезактивации приведены для двух случаев: первый — когда последующее применение обработанной стали подлежит дозиметрическому контролю (числитель), и второй — при эксплуатации обработанных стальных изделий, не предусматривающей дозиметрический контроль (знаменатель). Одновременно приведены существующие нормы остаточного РА загрязнения. Получены следующие результаты [147]:

РА загрязнения	Достигнутые	Согласно нормам
РА загрязнения после дезактивации: поверхностная активность, кБк/м ²	3,7/3,7	3,7/2,2
удельная активность после переплавки, кБк/кг	3,70/0,37	74/1,0

Полученные данные свидетельствуют о том, что во всех случаях достигнута полнота дезактивации, а уровни РА загрязнений ниже принятых норм. В условиях дозиметрического контроля допускается большая удельная активность после переплавки — числитель превышает знаменатель. В случае поверхностного РА загрязнения, когда числитель и знаменатель равны, можно обойтись без дозиметрического контроля.

Для всех работ по демонтажу и дезактивации АЭС [147] потребовалось 120 тыс. чел.ч., а коллективная эквивалентная доза облучения составила 0,37 Зв.

18.3. Дезактивация в процессе производства ядерного топлива и при эксплуатации РА препаратов

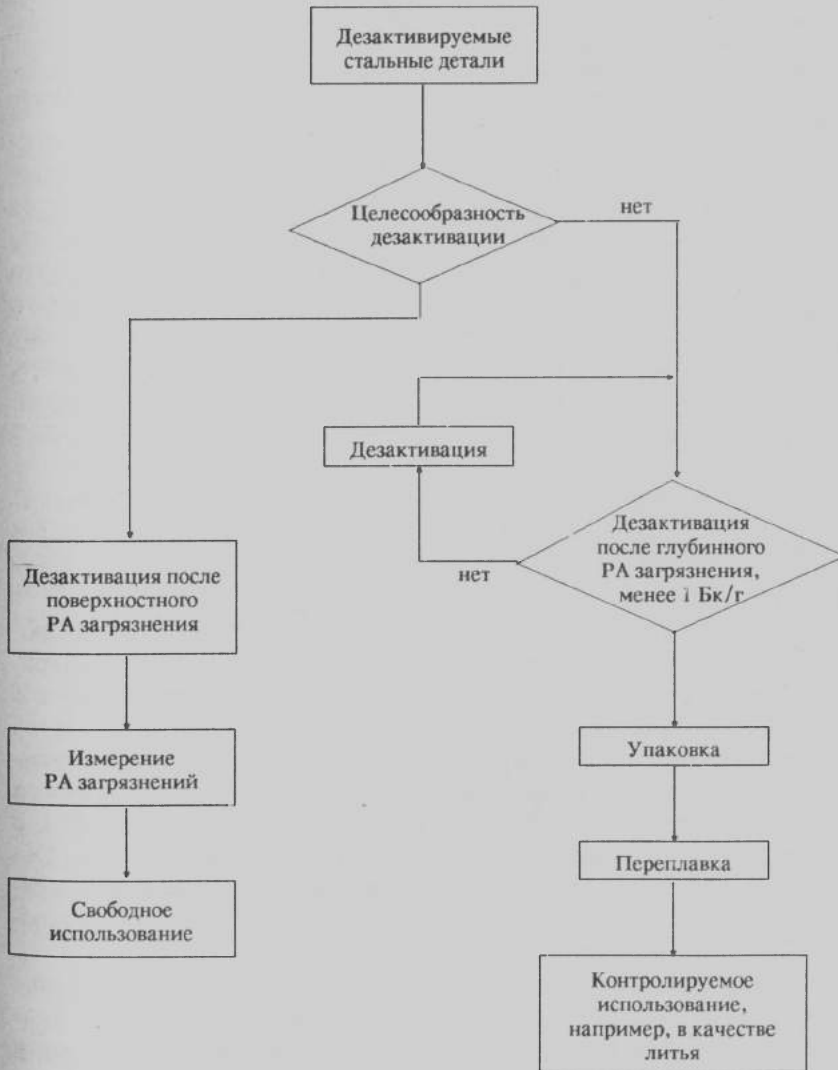
В процессе производства ядерного топлива, цикл которого представлен на рис. 1.1, возникает необходимость проведения дезактивационных работ. Рассмотрим некоторые из них. Для приготовления керамического ядерного топлива при спекании таблеток используются лодочки из молибдена [148]. Исходное загрязнение их составляло 500—830 кБк/м². Дезактивация позволила вернуть молибден и уран для их повторного использования. Дезактивация осуществлялась двумя методами. Первый из них основан на повышенной летучести триоксида молибдена и на образовании нелетучего осадка, содержащего уран [148]. В процессе осуществления второго метода происходит растворение сплава молибдена в азотной кислоте — уран переходит в раствор в виде нитрата урана, а молибден в составе молибденовой кислоты выпадает в осадок. Кроме того возможна электрохимическая дезактивация в водном растворе азотной кислоты, когда обрабатываемая поверхность, в данном случае лодочки, является анодом (см. рис. 12.1). Остаточная поверхностная активность снижается до 0,25 кБк/м².

В производственных условиях возникает необходимость дезактивации прецизионных установок для испытаний ТВЭЛов и ТВС. Для ее осуществления используют ДР на основе ПАВ (см. § 11.1). В данном случае применяют неионогенный ПАВ (ОП-7) с концентрацией 3,4% с добавкой комплексообразователя трилона Б, концентрации 1,2%.

Дезактивация ТВС, хранившихся 4—5 лет и имеющих начальную поверхностную активность 17 МБк/м², проводилась в две стадии; сначала путем обработки пеной снимался верхний разрыхленный слой, а затем последующая обработка осуществлялась струей воды под давлением 13,6 МПа [127]. Достигнута требуемая полнота дезактивации.

Таблица 18.1

Алгоритм дезактивации стальных деталей отработавшей АЭС



Разработана аппаратура для дезактивации гульсацией [149] трубок, освобожденных от циркониевых оболочек. РА загрязнению подвергались главным образом внутренние поверхности трубок, а на наружной поверхности за счет адгезии закреплялись РА частицы оставшегося при удалении таблеток топлива. Дезактивация с помощью растворов и ультразвука была мало эффективна [149], особенно внутренней части трубок. В связи с этим разработан комплексный способ дезактивации, сочетающий электрохимическую обработку и вибрацию с частотой от 26 до 100 мин⁻¹. Трубки выполняли роль анода, а катод монтировался внутрь этих трубок. Дезактивация производилась в растворе азотной кислоты и в смеси трех кислот. Одновременно подвергалось обработке 220 трубок. КД колебался от 160 до 600 в зависимости от места дезиметрического контроля наружной и внутренней поверхности трубок.

Атомная промышленность не может работать без отходов (см. рис. 1.1), необходимо лишь свести эти отходы к минимуму. Ограничимся рассмотрением нескольких примеров, относящихся к дезактивации; отходы могут быть газообразные и жидкие. На атомных предприятиях, отходы, содержащие плутоний [150], обрабатывали смесью растворов серной и азотной кислот. Плутоний переходит в легко растворимый сульфат, PuSO₄. Коэффициент очистки с использованием этого метода для отходящих газов составлял 10¹⁰, а для жидких отходов — 10⁷. За два года работы на атомном предприятии 1983—1985 гг. было извлечено из отходов 800 кг α-активного плутония.

На заводах по переработке ядерного топлива в печах особой конструкции происходит сжигание низкоактивных отходов, что позволяет повысить концентрацию РА веществ в шлаке и резко снизить объем самих отходов.

При обработке отработавшего ядерного топлива струей фреона происходит сепарация РА частиц, улавливание их на фильтрах и возвращение фреона для повторного использования. Таким образом, удалось извлечь более 95% активных частиц.

Отходы, которые образовались после абразивной обработки, ионного обмена и других способов дезактивации, из транспортируемых контейнеров сливаются в емкость из армированного бетона [151]. В днище этой емкости имеются отверстия для стока избытка воды. Образовавшаяся грязь отверждается цементированием, сливная жидкость подвергается очистке при помощи ионного обмена, а при необходимости — окислителями.

В РА отходы превращаются отработавшие ДР. Так, при снятии с эксплуатации АЭС [145] для обезвреживания и очистки воды и отработавших ДР образуются около 3м³ среднеактивных ионообменных смол. Очистка воды (см. § 23.1) является, так же как и захоронение отходов, одним из звеньев производственного цикла при получении ядерного топлива и во всех других случаях проведения дезактивации.

Неосторожное использование РА препаратов ведет к серьезному РА загрязнению, одно из которых было отмечено ранее (см. § 1.3). Авария на территории больницы [12] за счет небрежного использования РА препаратов потребовала проведение больших дезактивационных работ. Объем снятого слоя загрязненного грунта и отработавших ДР составлял 3000 м³ — отходы были собраны в контейнеры и транспортировались к месту захоронения.

Особый интерес представляет дезактивация золотого запаса, которая имела место в одном из хранилищ драгоценностей. В нем еще сначала 20-х годов содержались ампулы с родоном, цена которых в то время была соизмерима с ценой золота. В результате разгерметизации ампул РА загрязнению подверглось помещение хранилища и все то, что находилось там, в том числе и золото. РА загрязнение золота произошло в результате адсорбции (см. § 4.2). После тщательной дезактивации путем пятикратной обработки ДР РА загрязнение слитков золота удалось обезвредить. Дезактивация помещения не привела к желаемым результатам. Пришлось содержимое хранилища перевести в другое место, а загрязненное помещение подвергнуть капитальному ремонту с заменой загрязненных участков.

Проведена дезактивация погружных полупроводниковых детекторов, изготовленных из кремния дырочной проводимости. РА загрязнения их произошли за счет адгезии коллоидных частиц соединения плутония. Обработка проводилась раствором, содержащим смесь азотной и плавиковой кислот в отношении 500:1 по объему. Основные свойства детектора восстанавливались в течение 1 ч. после одноразовой обработки.

18.4. Дезактивация оборудования

Несмотря на особенности РА загрязнений (см. табл. 1.1) в процессе производственной деятельности, при снятии с эксплуатации отработавших ЯЭУ или в исследовательских лабораториях дезактивация оборудования имеет много общего. Эта общность обусловлена однотипностью оборудования, использованием довольно ограниченного числа материалов и применением аналогичных способов дезактивации.

В зависимости от объема выполненных работ производственную дезактивацию иногда подразделяют на полную и частичную [144]. При частичной дезактивации обработке подвергаются отдельные узлы оборудования, а в процессе полной дезактивации — весь контур.

В табл. 18.2 представлены в обобщенном виде возможности основных способов дезактивации по обработке наиболее часто встречаю-

щихся материалов [59]. Приведенные в таблице сведения позволяют ориентироваться при выборе способа дезактивации в зависимости от материала обрабатываемой поверхности.

В атомной энергетике в больших количествах применяется бетон. Он используется для монтажа зданий и строительных конструкций, а также в качестве биологической защиты различных типов реакторов. Дезактивация бетонных поверхностей при снятии с эксплуатации отработавших ЯЭУ по своему объему является преобладающей. Сравнительно легко подвергаются обработке бетонные изделия в случае адгезионного поверхностного РА загрязнения (см. рис.4.1). В этом случае достаточно эффективным является способ пылеотсасывания с использованием промышленных пылесосов и обработка ДР на основе ПАВ орошением с одновременным протиранием щеткой [152]. Пористая и шероховатая поверхность бетона способствует удержанию относительно мелких, микронных, РА частиц [59] и глубинному РА загрязнению. Дезактивация в этом случае может быть достигнута путем снятия верхнего загрязненного слоя, толщина которого по одним данным не превышает 5 мм [6], а по другим [75] — должна достигать нескольких сантиметров.

Помимо тех способов, которые перечислены в табл.18.2, наиболее распространенными при дезактивации бетонных изделий в процессе демонтажа оборудования являются следующие способы [75]: контролируемый взрыв; разрушение структур с помощью тяжелых шаров, резка термитным факелом, распиливание, раскалывание бетона, использование бурильных молотков, сверление и некоторые др.

Возможны комбинированные способы дезактивации бетона путем снятия верхнего загрязненного слоя. Под действием пламени кислородно-ацетиленовой горелки происходит растрескивание верхнего загрязненного слоя на глубину до нескольких миллиметров. Затем этот слой скалывался или удалялся пескоструйной обработкой. Остаточная активность не превышала 1 кБк/м^2 [6].

Для характеристики некоторых применяемых способов дезактивации в промышленных и других условиях, не связанных с демонтажом оборудования, перечислим некоторые из них [153]: ручная очистка, ультразвук, электрохимическая обработка, вибрация, термическая и некоторые другие, которые не указаны в табл. 18.2.

Таблица 18.2

Краткая характеристика дезактивации различных поверхностей

Поверхность	Способы дезактивации									
	ДР на основе ПАВ	Пылеотсаивание	Струей воды		Паром	ДР с окислителем	Суспензией, гелем	Дезактивирующие пленки	Абразив	Снятием верхнего слоя
			средненанопорные	высоконанопорные						
Металлическая:										
оборудование	В	С	В	В	В	В	В	А	А	А
машины	В	С	С	В	В	В	В	В	-	-
Полимеры	А	В	В	В	-	-	А	А	-	-
Окрашенные поверхности	В	С	С	-	В	В	В	-	А*	А*
Стекло	А	-	В	-	-	-	А	А	-	-
Неокрашенное дерево	С	-	С	-	-	-	-	С	-	-

Примечание: ожидаемая эффективность дезактивации: А — хорошая (см. § 7.2.); В — хорошая, но зависящая от условий РА загрязнений и состояния поверхности; С — удовлетворительная;

* Снятие слоя краски, остальное — без снятия слоя краски.

Выбор способов дезактивации, в том числе и бетонных изделий должен быть основан на системном подходе (см. табл.16.1).

Дезактивация отдельных видов оборудования имеет свои особенности. Возможна, например, комплексная дезактивация. Такая необходимость возникла после взрыва в лаборатории института реакторных исследований [154]. Взрыв произошел в процессе осушения жидкого плутония. В результате все оборудование и помещение было загрязнено, что потребовало проведение комплексной дезактивации, сбор и транспортировка отходов.

Особую трудность представляет дезактивация емкостей, в которых происходил процесс выпаривания, а также оборудования выпарных установок (см. рис.15.3). Дезактивации подвергалась емкость объемом 500 м^3 [155], где после выпаривания образовалось 150 кг сухих и 50 кг жидких отходов. После очистки емкости от отходов внутренняя ее поверхность дезактивировалась 1—2%-ным раствором щавелевой кислоты; остаточная поверхностная активность не превышала 37 кБк/м^2 . При дезактивации емкости с выпарным оборудованием коэффициент снижения МД, который определялся в соответствии с формулой (7.3), колебался от 1,5 до 25,0 в зависимости от точек измерения. В результате дезактивации максимальный уровень РА загрязнения снизился с 245 мР/ч

до 75 мР/ч после дезактивации, что свидетельствует о большой неравномерности РА загрязнений и соответственно эффективности дезактивации.

После Чернобыльской катастрофы РА загрязнению подверглись оборудование и материалы, находящиеся на стройплощадке и подготовленные для монтажа пятого и шестого блоков станции. По ориентировочным оценкам загрязнению подверглось 100—200 тыс. т углеродистой стали, 6—8 тыс. т нержавеющей стали и 1 тыс. т меди и мельхиора [28]. Дезактивации предшествовала сортировка оборудования и материалов в зависимости от сохранившейся потребительской ценности (профильный и листовой прокат, трубы, кабельная продукция), с учетом оборудования из нержавеющей стали, меди и мельхиора. Загрязненные материалы, поддающиеся дезактивации, сортировались по материалам и уровням РА загрязнения, а затем путем рубки, резки и разборки агрегатов разделялись под размер. После гидроабразивной обработки (см. гл.10, § 10.2) суспензией, содержащей 20% пиритного огарка и 2% ПАВ, металлы, загрязненные ниже допустимых норм, шли на переплавку, а загрязненные выше допустимых норм — дезактивировались в ваннах с окислительно-восстановительным составом (см. § 11.2) из смеси азотной и сульфаминовой кислот в присутствии ионов фтора. При необходимости некоторые материалы обрабатывались вручную. Если после такой тщательной обработки дезактивация не достигала цели, то обрабатываемые материалы шли в отход для последующей транспортировки в отстойники или могильники.

На основе замкнутого цикла дезактивация проводилась в специально оборудованном боксе; обработке подвергались отдельные узлы и агрегаты оборудования, загрязненные в различных условиях. Примерно 40 т оборудования было продезактивировано струей воды высокого давления в специально оборудованном боксе [156]. Уровень РА загрязнений обрабатываемых объектов уменьшился с 1850 до 185 кБк/м². В результате образовалось более 3 м³ загрязненной воды. а после фильтрации объемная активность воды снизилась с 50 до 20 Бк/мл.

В одной из конструкций бокса предусматривалась подача пара для нагрева ДР и сжатого воздуха, который барботировал через ДР и тем самым способствовал эффективности дезактивации. Циркуляция ДР поддерживалась за счет входного и выходного трубопровода, соединенного с патрубками насоса.

Электрическое оборудование и кабели [75] дезактивировались в боксе, в котором происходила циркуляция фреона. Обработка проводилась струей фреона под давлением 14МПа. Отработавший фреон подвергался фильтрованию и около 90% его использовалось вторично.

Дезактивация на основе замкнутого цикла, принципиальная схема которой представлена на рис.16.1, может быть реализована применительно и к другим способам обработки. Наиболее опасной с точки зрения возможных последствий является абразивная обработка в воздушной среде на установках без замкнутого цикла (см. § 10.2). На

рис.18.3 представлена схема подвижной установки для абразивной дезактивации различных поверхностей путем снятия верхнего загрязненного слоя [59]. Абразивный порошок из емкости 1 разгоняется воздушным потоком 3 и подается на обрабатываемую поверхность. Отработавший порошок вместе с РА частицами с обрабатываемой поверхности подается в сепаратор 2. Относительно крупные частицы абразива используются для последующей обработки. Более мелкие, содержащие РА загрязнения, гонимые воздушным потоком, задерживаются фильтром 4, а отработавший чистый воздух выбрасывается в атмосферу.

Приведенные данные по обработке различных поверхностей и некоторых образцов оборудования не исчерпывают всех аспектов производственной дезактивации, но они дают представление о масштабах и месте дезактивационных работ.

19. Дезактивация местности

19.1. Целесообразность и необходимые условия

Загрязненная местность, во-первых, является источником внешне-гоблущения, а во-вторых, генерирует РА загрязнения в окружающую атмосферу, что способствует распространению РА загрязнений и вторичному РА загрязнению различных объектов. Кроме того миграция РН из почвы в растительность и незагрязненные участки создает дополнительные возможности дальнейшего распространения РН.

Дезактивация местности определяется масштабами ее РА загрязнений. Возможны локальные загрязнения ограниченной территории и

масштабные загрязнения больших территорий, которые вызваны непредвиденными авариями, а также наземными и подземными взрывами ядерных боеприпасов (см. табл.1.1).

В случае локального загрязнения дезактивация как правило подвергается вся загрязненная местность. Локальное загрязнение имеет место при снятии с эксплуатации отработавших ЯЭУ,

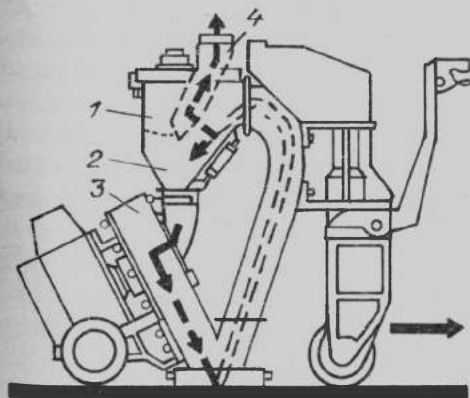


Рис.18.3. Дезактивация абразивным порошком: 1 — емкость для абразивного порошка; 2 — сепаратор; 3 — коммуникация для подачи порошка потоком воздуха; 4 — очистка отработавшей среды

препаратов, выбросов активности в различных условиях, а также и в других случаях.

В одном из районов Новомосковска в 1984 г. было обнаружено резкое повышение РА фона. Найти источник излучения и провести дезактивацию удалось не сразу. Для этой цели использовали технологию спирали и последовательного приближения защитных экранов в связи с тем, что МД от источника превышала 300 Р/ч. При помощи мощного крана устанавливали бетонные фермы высотой до 2,5 м. Бетонные плиты образовывали постепенно удлиняющийся коридор. По обе стороны коридора проводили дозиметрические измерения до тех пор пока не был обнаружен источник РА загрязнения. Персонал, занимающийся обнаружением, а затем и дезактивацией находился внутри коридора и тем самым не подвергался опасности облучения. Собственно дезактивация осуществлялась с помощью экскаватора, спаренного с самосвалом, путем снятия загрязненного грунта вместе с источником РА излучения. Загрязненный грунт транспортировался в могильник.

В результате случайного попадания на свалку препарата (гамма-реле ГР-68), предназначенного для определения уровня сыпучих материалов в бункере, и разгерметизации элементов этого прибора РА порошок распространился вокруг территории свалки [157]. Дезактивация местности проводилась путем снятия загрязненного грунта, который затем погружался в контейнеры и транспортировался в могильник.

Когда аварии с РА препаратами определялись содержанием этого препарата масштабы дезактивации неизмеримо возрастали. Подобная ситуация возникла в результате аварии радиотерапевтической установки [33]. РА загрязнению подверглись оборудование, помещения и территория, примыкающая к больнице, а затем все эти объекты подверглись тщательной дезактивации.

После аварии в районе Поломарис (Испания), 1966 г. содержимое двух водородных бомб вызвало загрязнение плутонием территории, равной 2,3 км² [59]. Вся эта территория подверглась тщательной дезактивации путем снятия загрязненного слоя.

Локальная дезактивация в связи с обработкой отработавших ЯЭУ и на предприятиях атомной промышленности затягивается на годы. За три года после прекращения эксплуатации завода по переработке отработавшего ядерного топлива [158] с февраля 1982 г. только 43% территории (33 тыс.м²) подвергнуто дезактивации. Окончательно дезактивация будет закончена в конце 90-х годов, необходимо будет нейтрализовать 2000 м³ высокоактивных отходов.

Дезактивация местности в этом и других случаях в отношении отработавших предприятий, как правило, окончательно проводится до

зеленой лужайки, т.е. до того состояния, когда РА излучения не превышает фоновые.

В условиях масштабного РА загрязнения в отличие от локального дезактивации подвергаются лишь отдельные участки местности, а не вся загрязненная территория. При масштабном РА загрязнении местности необходим системный подход (см. табл.16.1) и оценка целесообразности дезактивации. Дезактивация после Чернобыльской катастрофы полностью подтвердила ранее обоснованное утверждение [1, с.225—228] о том, что для снижения опасности облучения необходимо подвергать дезактивации территорию, значительно превышающую ту, которая должна гарантировать снижение опасности непосредственного РА загрязнения (см. § 9.4).

Для снятия угрозы облучения после масштабного загрязнения дезактивируемая территория в десятки, а то и в 100 раз превышает участки местности, непосредственно связанные с деятельностью людей. Подобная ситуация не возникает при дезактивации после локального РА загрязнения.

Неровности местности могут снизить МД, а коэффициент снижения МД может достигнуть двух. Объем работ по дезактивации местности можно сократить, если изолировать обрабатываемые участки от остальной загрязненной местности с тем, чтобы исключить ее воздействие на уже очищенные участки.

Повторная многократная дезактивация дороги, ведущей к четвертому блоку ЧАЭС, не привела к желаемым результатам — МД практически не изменялась. Наиболее загрязненная часть дороги была ограждена бетонным забором из плит, которые находились на стройплощадке и предназначались для строительства последующих блоков станции. Бетонный забор ослабил (см. § 9.4) РА излучения от участков прилегающих к дороге. В этих условиях дезактивация самой дороги, изолированной от окружающих ее загрязненных участков местности, позволила резко снизить МД, т.е. эффективность ее можно было оценить не только по КД, но и по значению коэффициента снижения МД.

19.2. Дезактивация дорог

На основании опыта дезактивации после Чернобыльской катастрофы, при снятии с эксплуатации отработавших ЯЭУ, а также во всех других случаях РА загрязнения (см. табл.1.1 и 3.1) дезактивации подвергаются: дороги, отдельные участки местности, пашни и посевы. Особое значение приобретает дезактивация территорий населенных пунктов, которую нельзя рассматривать обособлено от дезактивации зданий. Дезактивация населенных пунктов после Чернобыльской катастрофы приобрела массовый характер и требует особого рассмотрения (см. гл.20).

Деактивация дорог проводится с целью исключения вторичного РА загрязнения, снижения возможности пылеобразования, а также уменьшения РА облучения. Выбор способа деактивации определяется типом дорог — с покрытием и грунтовые. Полотно бетонных и асфальтовых дорог деактивируется различными способами, аналогично тем, которые приведены ранее [§ 18.2]. Преимущественно, однако, для деактивации применяли струйный способ с использованием специальных машин и поливо-моечных машин городского хозяйства. Процесс деактивации, рассмотренный ранее (см. гл.10 и § 11.1), заключается в удалении РА загрязнений с полотна на обочину дороги, поскольку значительная часть машин не оборудована приспособлением для деактивации по замкнутому циклу. Подобная обработка не эффективна, так как она сводится к перемещению РА загрязнений. В условиях после Чернобыльской катастрофы обработка дорог таким способом не обеспечивала даже полноту удаления РА загрязнений с полотна дороги, КД не превышал 2 [22].

Возможности ТС по деактивации ограничены емкостью цистерны с водой. Если эта емкость не превышает 2500 л, то одним заездом машины можно обработать лишь 25 погонных метров при ширине дороги 5 м.

Машины городского хозяйства, работающие на принципе пылеотсасывания, имеют замкнутый цикл, что способствует улавливанию РА загрязнений, а не их перераспределению. Ширина деактивируемой полосы при работе таких машин не превышает двух метров, поэтому для обработки одного и того же участка необходимо использовать одновременно несколько машин или одной машиной делать несколько заходов, что создает определенные трудности для маневра самих машин и не исключает возможность их РА загрязнения.

Основной недостаток машин городского хозяйства, применяемых для деактивации, заключается в слабой биозащите персонала от загрязненной местности и от емкости, куда собираются РА загрязнения.

Указанные недостатки были устранены при создании специальной машины для деактивации местности с твердыми покрытиями [159], в которой предусматривается изоляция и биозащита кабины, очистка самой кабины от РА загрязнений и обособление емкостей для РА загрязненной воды. Машина имеет две емкости для воды и емкость для сбора отработавшей воды путем ее вакуумирования. Вода распыляется через насадки впереди (расход 90 л/мин) и сзади (расход 80 л/мин) машины. Пылесос смонтирован сзади машины, всасывающий его патрубок выполнен по ширине обрабатываемой колеи и в него же вмонтированы насадки. Одновременная подача воды и отсасывание отработавшей среды создают замкнутый цикл обработки. Фильтрация образующейся загрязненной суспензии предотвращают аэрирование и переход РА загрязнений в воздух, т.е. исключается возможность вторичного загрязнения обочины дороги и воздушной среды.

При помощи этой машины проводили деактивацию дороги из грубого бывшего в эксплуатации бетона, имеющего выемы и колдобины [159]. Загрязнение осуществля-

лось модельной РА пылью, активированной РН ^{140}La . Четвертая часть частиц по массе имели размеры менее 50 мкм, а остальные — до 500 мкм, т.е. в отличие от Чернобыля использовались относительно крупные частицы. Загрязнено было 600 м^2 дороги с поверхностной активностью 100 МБк/м^2 . За один цикл движения машины со скоростью $1,4\text{ км/ч}$ обработан участок размером $2,5 \times 700\text{ м}$, КД равен $12,5$. После повторной дезактивации одного и того же участка КД достигал 20.

После проведения дезактивации местности определялось РА загрязнение самой машины на расстоянии 10 см от машины. Внешняя поверхность машины имела уровень загрязнения, равный $0,1\text{—}0,2\text{ Р/ч}$, а радиатор, задний мост и другие агрегаты ходовой части — $2\text{—}3\text{ Р/ч}$; пробы загрязнения воздуха, которые брались в различных частях машины, показали, что загрязненность его в 10 раз больше по сравнению с фоном.

Помимо распространенных способов дезактивации дорог, которые можно отнести к основным, применяли еще и другие, в частности огневой способ. Он заключается в обработке асфальтовых покрытий струей огня, который применяется для размягчения асфальта [160]. Подобный способ использовался для локальной дезактивации площадки, покрытой асфальтом и загрязненной раствором продуктов деления ^{86}Rb , $^{134}\text{Ba-La}$ и ^{103}Ru . Такой способ своеобразной дезактивации позволил предотвратить последующее выветривание РА загрязнений, т.е. предотвратить возможность вторичного РА загрязнения, а асфальт выполняет роль локализирующего покрытия.

19.3. Дезактивация грунта

Дезактивацию грунта следует рассматривать как обработку некультивируемой местности, которая не используется для сельскохозяйственных угодий и дорог. Подобная дезактивация осуществляется главным образом снятием загрязненного верхнего слоя и реже изоляцией грунта (см. § 9.4).

В работе [59] в обобщенном виде представлена целесообразность и возможность дезактивации путем снятия верхнего загрязненного слоя различных грунтов. Наиболее приемлем этот способ дезактивации грунтов из супеси и суглинки. Скальные и рыхлые, например, песчаные грунты нельзя подвергнуть дезактивации подобным способом — она либо затруднена, либо не эффективна. Не подлежат дезактивации также заболоченная местность, пустыни, участки тундры и тайги, островные территории атолл, склоны гор, ложбины и некоторые другие участки местности.

Технология дезактивации определяется условиями РА загрязнения. В случае локального загрязнения начало обработки осуществляется с чистой стороны границы загрязненного участка, не допускается загрязнение ТС и персонала.

Для избежания повторного РА загрязнения дезактивация участка местности размером $200 \times 100\text{ м}$ проводилась в палатке [161]. Переносимая палатка оборудована вентилятором и фильтром, в ней создавалось небольшое отрицательное давление, которое препятствовало распространению РА аэрозолей, образовавшихся после снятия грунта. Кроме того для предотвращения пылеобразования проводилось предварительное орошение обрабатываемого участка водой. Верхний слой грунта, загрязненный РН ^{230}Pu , снимался вручную лопатами, насыпался в мешки и транспортировался в специальных ящиках, на дне которых находился сорбент для предотвращения загрязне-

ния материала ящика [161]. РА загрязнения (в расчете на единицу массы грунта, т.е. удельная активность) участка местности снизились с 7 — 37 Бк/г до менее 3 Бк/г; концентрация РН в воздухе была $4 \cdot 10^{-5}$ пКи/м³ что значительно ниже допустимой.

В случае масштабного РА загрязнения, когда требуется провести дезактивацию лишь отдельных участков, для избежания вторичного РА загрязнения необходимо сначала осуществить дезактивацию прохода к этому обрабатываемому участку.

Проведение собственно дезактивации в конечном счете не зависит от условия РА загрязнения. Снятие верхнего загрязненного слоя грунта проводится вручную в тех случаях, когда применение ТС затруднено (ограниченные участки местности, сильно неровные участки и т.д.). Ручная обработка трудоемка и малоэффективна. Дезактивация местности с использованием машин (бульдозеров, скреперов, грейдеров) эффективна для сравнительно больших ровных участков местности, позволяющих проводить маневр этими машинами [59].

Технология машинной дезактивации предусматривает следующие стадии: снятие грунта, сосредоточение его и группировка отвалов, погрузка загрязненного грунта, транспортировка и выгрузка в местах захоронения. Возможен укороченный дезактивационный цикл; например — засыпка отвалами ближайших кратеров на местности [59]. Во всех звеньях полного или укороченного цикла возможно вторичное РА загрязнение за счет пылеобразования в сухую погоду, просыпки и перевалки загрязненного грунта, а так же загрязнение ТС, участвующих в дезактивации.

Применение дернорезов [59, 162] для дезактивации путем снятия верхнего слоя дерна упрощает процесс обработки и значительно снижает вероятность повторного РА загрязнения. Дернорезы, глубина снятия загрязненного слоя при работе которых не превышает 10 см, применяются сравнительно редко.

Основными машинами для снятия грунта являются все же бульдозеры, скреперы и грейдеры. При осуществлении машинной дезактивации очень важно поддерживать постоянную глубину в процессе работы бульдозеров и скреперов. Такая возможность затруднена при работе элеваторного скрепера, так как скрепер находится позади водителя. Тяжелый ковш большого скрепера, вместимость ковша может достигать 6 м³, погружается например, в супесь глубиной до 18 см. Небольшой скрепер требует частой выгрузки загрязненного грунта, но так же как бульдозер и грейдер позволяет поддерживать одинаковую глубину среза [162]. Эффективность дезактивации этими машинами значительна, КД достигает 20 [162]. По данным работы [59] КД после машинной обработки может колебаться от 5 до ∞, причем обработка суглинка более эффективна, чем супеси. С целью повышения эффек-

тивности дезактивации возможно стадийное снятие верхнего загрязненного слоя грунта, обычно число стадий не превышает двух. Если после первого прохода эффективность дезактивации была минимальной, то после повторного снятия грунта согласно [162] с этой же местности удалось удалить почти все РА загрязнения.

Результаты машинной обработки во многом зависят от мастерства персонала; нагребание излишка загрязненного грунта, пересыпка через край скрепка или ковша, не соблюдение требуемой глубины среза — эти и другие погрешности работы персонала — являются причиной вторичного РА загрязнения.

Соблюдение технологии среза, как основной стадии процесса, еще не гарантирует вероятность вторичного РА загрязнения. Для исключения ее использовался так называемый экскаваторный метод. Он заключается в перемещении грунта в естественные кратеры вблизи обрабатываемого участка. Таким путем было продезактивировано 33 га, удельная остаточная загрязненность которых (в расчете на единицу массы грунта) составила 1,6 Бк/г [59].

В качестве эксперимента для дезактивации грунта использовался уличный чистильщик, металлические щетки которого позволили снять верхний слой толщиной до 5 см [59]. Затем загрязненный грунт подавался на центробежный ротор и выбрасывался в сторону от обрабатываемой полосы. За первый проход удалялось до 75% активности (КД = 4), а после второго прохода — до 90% (КД = 10). Эксперименты показали, что после модификации ТС подобного типа могут быть применены для дезактивации путем снятия верхнего слоя грунта.

После уборки урожая в осеннее время для дезактивации стерни, которая может превратиться в источник вторичного РА загрязнения, использовались подметальные машины. Эффективность обработки при их помощи в осеннее время путем удаления верхнего слоя, содержащего РА загрязнения, в зависимости от числа заездов характеризуется следующими данными [162]:

Почва	Суглинок			Супесь			
	1	2	3	1	2	3	4
Число заездов	1			1			
Эффективность, % удаленной активности							
первый участок							
[см. формулу (7.2)]	74	86	91	80	89	—	92
второй участок	73	86	92	84	85	90	94

Для удаления 90% РА веществ требуется четыре заезда на почве из супеси и только три из суглинки.

Кроме дезактивации стерни подметальные машины городского хозяйства могут быть использованы для дезактивации скального грунта [59].

Изоляцию загрязненной местности осуществляют засыпкой сыпучими материалами (песком, шлаком, щебенкой и др.) или незагрязненным грунтом, бетонированием и асфальтированием и укладкой бетонных плит.

Технология дезактивации засыпкой сыпучими материалами или незагрязненным грунтом с использованием ТС выглядит следующим образом: транспортировка материала на загрязненную местность, опорожнение самосвалов, распределение сыпучего материала ровным слоем на загрязненной местности, обычно с помощью бульдозеров. Движение и опорожнение самосвалов происходит на загрязненной местности, что приводит к пылеобразованию и возможности вторичного РА загрязнения. По этой причине дезактивация может начинаться с увлажнения участков местности до начала транспортировки сыпучего материала.

Бетонирование и асфальтирование обычно применяется для изоляции загрязненных дорог, а также сильно загрязненных отдельных участков местности. Бетонирование непосредственно на загрязненной местности неизбежно приводит к вторичному пылеобразованию, попаданию части РА веществ в бетонную смесь и на бетонированную поверхность. Практика Чернобыля показала, что наиболее приемлемым способом изоляции грунтовых дорог и участков местности является укладка бетонных плит. Технология дезактивации упрощается и сводится к доставке плит на загрязненную местность, их укладке, а также к заделке швов между плитами.

19.4. Дезактивация лугов и перепашивание

Дезактивация культивированной местности имеет свои особенности, которые могут быть рассмотрены в отношении лугов, пашни и посевов.

Дезактивация лугов проводится с целью снижения уровня загрязнения кормов. Основными источниками РА загрязнения [163] являются зеленый покров и корневая система. В условиях первичного РА загрязнения сено первого укоса содержит в 3—6 раз больше РН, чем сено, загрязнение которого обусловлено поступлением РН из дернин и почвы [164]. В [162] приведена сравнительная эффективность дезактивации травяного покрова. При скашивании травы удаляется 29—37% активности, при использовании косилки с измельчением травы удаление активности увеличивается до 89%, при снятии дерна — до 97%. Срезание дерна более эффективно, но при этом оголяется верхний слой почвы. Таким образом, при скашивании трав различными способами удаляется от 40 до 80% активности, причем наиболее эффективно косилками. Возможность использования скошенных трав определяется уровнем их РА загрязнения.

Дезактивация сенокосных угодий, загрязненных РА частицами, из клевера высотой 30 см при обработке сельскохозяйственными машинами и пылесосами для подметания улиц характеризуется следующими данными [146] [эффективность оценивалась в % удаленных РА загрязнений в соответствии с формулой (7.2)]:

Характеристика почв Условия	Суглинок		Супесь	
	дождь	орошение	дождь	орошение
Эффективность обработки, % при скашивании	—	—	42	62
пылесосом, одноразовая	30	28	30	24
пылесосом, двухкратная	54	46	42	36
грейдером, толщина снимаемого грунта 2,5 см	90	94	90	81

Эти сведения приведены для случая, когда дождь и орошение были до проведения дезактивационных работ (орошение имитирует дождевые осадки). Наиболее эффективным способом является удаление верхнего загрязненного слоя луга.

Часто при уборке трав идет дождь. Оценка эффективности дезактивации при уборке во время дождя бермудской травы в сухую погоду (числитель) и в дождливую (знаменатель) тьюкоподборщиком характеризуется следующими данными [162]:

Почва	Суглинок		Супесь
Эффективность, % при производительности тьюкоподборщика:	5 т/га	41/14	28/30
	12,5 т/га	82/56	51/43

Из приведенных данных следует, что в условиях дождя и в сухую погоду дезактивация травяного покрова при машинной обработке мало эффективна, а часть РА загрязнений, удаляемых с травяного покрова, вновь осаждается на почве и является источником загрязнения.

Корневая система трав находится преимущественно в верхнем слое дернины глубиной до 3 см, и в условиях вторичного РА загрязнения дернина служит основным источником поступления РА веществ в луговую растительность.

В течение 26 лет [163] наблюдали поведение РН ^{90}Sr и ^{137}Cs и результаты дезактивации природного луга. При этом определяли нахождение РН не только в дернине, но и в почвенном слое глубиной до 10 см и на глубину, значительно превышающую корневую систему — до 45 см. В первые 5—6 лет распределение РН в почвенном слое после однократного РА загрязнения подчиняется экспоненциальному закону, параметры которого зависят от свойств почвы и ее рН. (Подобную экспоненциальную зависимость распределения РН в глубине почвы наблюдали в Чернобыле [50], показатель экспоненты близок 1 см^{-1}). Часть луга использовалась под посевы многолетних трав, а другая часть перепаживалась. Через 25 лет [163] путем отбора проб оценили содержание РН ^{90}Sr , которое (в % от общего количества) выглядит следующим образом (числитель — природный луг, знаменатель — пашня):

Глубина, см	0—5	5—10	10—20	20—30	30—40	40—55
Содержание, %, через						
1 год	91,5/1,0	4,5/0,5	4,0/4,9	-/8,7	-/39,8	-/45,2
10 лет	77,0/3,0	19,3/3,0	3,7/6,6	-/19,5	-/54,2	-/13,7
25 лет	70,0/4,0	25,0/5,4	5,0/4,6	-/45,4	-/28,9	-/1,7

За 25 лет наблюдения в слое почвы глубиной до 5 см [162, 163] природного луга содержание стронция колеблется от 91,5 до 70%, а на глубине 10—20 см изменяется незначительно. С течением времени происходит снижение содержания ^{90}Sr в верхнем слое до 5 см и увеличение на глубине 5—10 см, что обусловлено ростом корневой системы. При перепахивании имеет место вертикальная миграция РН. В первый год основное содержание РН ^{90}Sr на глубине 20—50 см. В дальнейшем наблюдается рост содержания РН на глубине до 20 см, т.е. происходит перемещение ^{90}Sr вверх, что связано с капиллярным увлажнением почвы и биогенным переносом. Перемещение ^{90}Sr на глубину 20—50 см привело к снижению поступления РН в травяные культуры.

У различных культур обнаружено (табл. 19.1) неодинаковое содержание РН ^{90}Sr , оно может быть от 2 до 5 раз меньше по сравнению с естественными травами. Максимальное снижение РН наблюдалось для зерен ячменя. Сеяные травы примерно в 2 раза меньше содержат РН по сравнению с естественными травами. Для остальных культур содержание РН отличалось 1,5—3 раза. Причем идет монотонное снижение содержания РН в растениях, а для некоторых растений (овес, корнеплоды свеклы и зерна ячменя) содержание РН ^{90}Sr практически не изменялось. Это объясняется тем, что с течением времени РН ^{90}Sr переходит из органических остатков в минеральную часть почвы. Аналогичная зависимость получена для РН ^{137}Cs [162, 163].

Таблица 19.1

Содержание РН ^{90}Sr в пересчете на воздушно-сухое вещество в некоторых растениях, мБк.кг⁻¹/ (Бк.м⁻²)

Растения	Годы наблюдения							
	1 — 8		9 — 14		15 — 19		20 — 26	
	А	В	А	В	А	В	А	В
Естественная трава	10,2	—	6,0	—	4,3	—	4,5	2,5
Сеяная трава	5,6	4,7	2,0	1,3	1,6	1,0	2,0	1,2
Овес	1,7	1,2	0,6	0,6	0,7	0,6	0,4	0,3
Кукуруза	2,3	2,0	1,0	1,0	1,1	1,0	0,6	0,6
Ботва свеклы	3,5	1,5	1,0	0,7	2,0	1,0	1,0	0,6
Бобы	4,2	2,8	1,4	1,3	1,8	1,5	1,2	1,0
Свекла-корнеплод	1,1	0,8	0,5	0,5	0,7	0,5	0,5	0,3
Ячмень-солома	1,8	1,5	0,7	0,6	0,8	0,7	0,6	0,6
Ячмень-зерно	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1

Примечание: А — без удобрения, В — с добавкой удобрения.

Перевод РН в луговую растительность зависит еще и от способа обработки почвы. Так, после обработки почвы дисковыми машинами отвальным и плантежным плугом содержание ^{90}Sr в луговой растительности снижается в 2—4 раза. Последующий посев трав не дает особых преимуществ в смысле снижения РН в растениях [59, 163].

Таким образом, загрязненная почва является источником длительного РА загрязнения луговой растительности.

Перепахивание приводит к распределению РН и проникновению их в глубину почвы. Эффективность перепахивания определяется свойствами грунта, толщиной корневой системы, временем после РА загрязнения и природы самого загрязнения, а также особенностями ТС, используемых для его осуществления. Режимы перепахивания определяются глубиной вспашки [56, 163, 164] — различают мелкую и глубокую вспашку, которая осуществляется плугом с отвалом или с вращающимися дисками — безотвальной обработкой.

Мелкая вспашка обычно проводится на глубину до 30 см, что примерно соответствует проникновению корневой системы. Она осуществляется в случае довольно слабого РН загрязнения, что имело место в некоторых районах Европы после Чернобыльской катастрофы [59] после выпадения дальних РА загрязнений (см. рис.3.1). МД над загрязненной местностью в результате такой обработки снижается незначительно — обычно не более чем в 2 раза. В результате мелкой вспашки происходит перераспределение РН, которое для РН ^{137}Cs характеризуется следующим образом: на глубине до 5 см — 31,7%, 5—10 см — 37,7% и 10—15 см — 30,6%. В данном случае имеет место более или менее равномерное распределение РН в глубине почвы.

Перепахивание, в том числе и мелкое, сокращает коэффициент перехода РН из почвы в растения, который определяется по формуле (6.7). Для РН цезия и стронция он снижается на 35—45% для кормовой травы, зерновых культур, сахарной свеклы и масляничных культур [56]. Снижение этого коэффициента уменьшает опасность перехода РН из почвы в растения.

После обработки вращающимися дисками наблюдается обратная картина — рост коэффициента перехода РН ^{90}Sr из почвы в растения и одновременное повышение урожайности [59]. Значения коэффициента перехода определяли [162] по отношению к различным растениям и в сопоставлении с обработкой дисками (безотвальная обработка) и глубокой вспашки по отношению к РН ^{89}Sr :

Растения	Буряк	Кормовая трава	Капуста качанная
Коэффициент перехода $\cdot 10^4$			
дискованием	970	780	1130
глубокой вспашкой	780	450	560

Для всех испытуемых растений коэффициент перехода после глубокой вспашки меньше по сравнению с безотвальной обработкой. Глу-

бокая вспашка позволяет снизить МД над загрязненной местностью до 10 [59].

Подобное снижение МД наблюдалось после массовой дезактивации перепахиванием сельскохозяйственных угодий после аварии в атомной промышленности на Урале в 1957 г. [13]. За 1958—1959 гг. перепахано 20000 га пашни в головной части следа, а в 1960—1961 гг. вспашке подверглось еще 6200 га. Вспашка обычно проводилась на глубину 50 см, что позволило провести фактическое захоронение верхнего загрязненного слоя.

Предельная глубина в процессе глубокой вспашки зависит от почвы и может колебаться от 70 до 90 см, [59] и даже более [162]. Для двух наиболее характерных почв результаты распределения РН ^{90}Sr после глубокой вспашки выглядит следующим образом [162]:

Глубина вспашки, см	до 22,9	38,1—53,3	58,6	83,8	99,4	114,6
активность РН, %, — для суглинка	0,8	2,9	6,2	27,4	61,4	1,0
— для супеси	0,8	4,9	29,7	62,6	2,0	—

Подобное заглобленное перемещение РН ^{90}Sr в почву связано со значительным временем нахождения РН, исчисляемое годами, и не всегда имеет место. Поэтому сведения о перераспределении РН в глубине почвы характерны лишь для данных условий перепахивания. По другим сведениям [15] после обработки обычным плугом РН ^{90}Sr равномерно распределены на всю глубину обработки, и до 70% РН запахивается на 30—60 см.

Возможно сочетание глубокой и мелкой вспашки. На землях под посевы озимых и яровых культур первая глубокая вспашка с оборотом пласта проводилась на глубину 50—70 см, а вторая более мелкая вспашка способствовали предотвращению поступлению к корневой системе РН [164].

Таким образом, перепахивание довольно эффективный способ снижения возможности перехода РН в растения и снижения внешнего РА излучения на загрязненной местности. Перепахивание перераспределяет РН, а не извлекает их из почвы; оно не исключает вертикальное перемещение вверх РН по капиллярной структуре почвы и другим путем.

Для предотвращения пылеобразования перепаханного, разрыхленного и подготовленного для посева грунта его обрабатывают дорожным катком [162]. Происходит заглобление части РА загрязнений, что снижает ее поверхностное загрязнение. Снижение поверхностного загрязнения характеризуется следующими данными:

Почва	Суглинок	Супесь
Снижение поверхностного РА загрязнения, %	0 — 6	7 — 38

Прикатка способствует проникновению РА частиц в супесь до 5 см, а в суглинок до 3 см и уменьшению поверхностного РА загрязнения.

19.5. Дезактивация сельскохозяйственных угодий

Вопросы дезактивации сельскохозяйственных угодий частично уже рассматривались в связи с обработкой лугов, перепахиванием и засыпкой незагрязненного грунта. Кроме этих способов дезактивация осуществляется в процессе окучевания, после обработки растений опрыскиванием, в результате агрохимических и других мероприятий [59]. Снижение концентрации РА веществ происходит при увеличении биомассы в ходе созревания растений (см. § 5.3).

На основе системного подхода необходимо оценить целесообразность дезактивации в зависимости от вида растений и вегетативного периода. Посевы злаков и бобовых культур до их цветения целесообразно скосить на сено и использовать на корм скоту, естественно после дозиметрического контроля [164]. При дозе 50 Р после цветения погибает 20% растений, а на ранних стадиях до 70%. После созревания культур гибель растений не происходит. Наименее уязвимы семена растений, зерна которых закрыты створками или чешуйками (зернобобовые, овес, гречиха, просо и др.); защищены от поверхностного РА загрязнения семена подсолнуха, льна и конопли [164].

Специфична дезактивация в процессе проведения сельскохозяйственных работ. После загрязнения определялась эффективность дезактивации на двух участках размером 61 × 76 и 61 × 610 м. РА загрязнение моделировалось при помощи маркировки РН небольших стеклянных шариков диаметром 18—40 мкм; измерение МД проводилось на высоте 1,829 м в различных точках загрязненного участка. Полнота дезактивации определялась путем удаления урожая ржи после загрязнения ее в фазе полной спелости [162]. Снижение МД при использовании различных машин с учетом свойств грунта и условий орошения характеризуется следующими данными:

Почва	Супесь		Суглинок		
	А	В	А	В	
Эффективность, %, удаляемых РА загрязнений:					
силосоуборочным комбайном	37	14	28	19	
скашиванием и укладыванием		26	19	23	17
прессованием в тюки	22	13	—	—	

Примечание: А — без орошения, В — после орошения.

При работе зерноуборочного комбайна после выматывания зерна выбивается солома. Комбайновая обработка позволяет снизить загрязнение соломы не более чем на 10% [162]. Дальнейшее снижение загрязнения соломы происходит при ее уборке — в зависимости от вида применяемой техники, погодных условий и типа грунта при уборке соломы может удаляться от 28 до 94% РА загрязнений в виде частиц. При уборке комбайном загрязненной сои удаляется лишь 2% РА загрязнений. Приведенные сведения показывают, что зерноуборочные комбайны мало эффективны с точки зрения дезактивации, а при уборке урожая с использованием различной техники удаляется не более 40% РА загрязнений, которые в свою очередь могут быть источником РА загрязнений самой техники.

Важное значение приобретает хозяйственное использование земель, подвергшихся РА загрязнению. После Чернобыля [164] подобное использование возможно, когда уровни загрязнения не превышают 40 Ки/км². Выше этого уровня производить продукт растениеводства нельзя; такие земли отводятся под посадки леса. Включение земли в сельскохозяйственный оборот зависит от многих факторов, которые в совокупности и определяют формы использования сельскохозяйственных угодий.

Одним из возможных путей снижения загрязнения растений являются агрохимические мероприятия. Суть одного из них заключается в применении минеральных удобрений, которые путем ионообменной адсорбции задерживают РН в почве, не давая им возможность проникнуть в растения.

Между почвой и растением происходит ионный обмен, а сама почва выступает в роли ионита (см. § 13.3). Для бедных почв (подзол, суглинок) объемная емкость недостаточна для проявления ионообменных свойств и составляет 0,05—0,2 г-экв/кг; в сопоставлении с данными табл.13.2. Максимальными ионообменными свойствами обладают черноземные почвы, ионообменные способности которых равны 0,6—0,8 г-экв/кг. Для других почв подобная способность определяется пределами от 0,2 до 0,8 г-экв/кг.

Почва является катионитом, а растения поглощают ионы Ca²⁺ и Mg²⁺, необходимые для их роста. Катионообменная адсорбция в соответствии с условием (13.6) проявляется в следующем виде:



Отдав ионы Ca²⁺ растению, почва восполняет их за счет почвенного раствора. Если в состав почвенного раствора входят ионы РН [РН²⁺], то восполнение идет за их счет и они приобретают способность внедриться в растение; ионный обмен идет по схеме:



Введение в почву минеральных удобрений связывает ионы РН и восстанавливает ионный обмен по схеме (19.1); тем самым снижается возможность загрязнения растений в результате перехода в них РН. При внедрении минеральных удобрений, особенно калийных снижается переход РН ¹³⁷Cs; максимальное снижение в 3,5 раза обнаружено для овса на супеси [164], для других растений — снижение составляет 1,5 раз; в отношении РН ⁹⁰Sr за 11 лет обнаружено снижение перехода его в растения от 1,5 до 3 раз.

Ионообменная адсорбция, как разновидность адсорбции, селективна. Гашеная известь увеличивает рН среды и способствует связыванию РН ⁹⁰Sr, а фосфат калия — РН ¹³⁷Cs [59].

Ионный обмен возможен на основе кальций содержащих веществ, которые связывают РН и переводят ⁹⁰Sr в малорастворимые соединения.

Сочетание агрохимической обработки почвы, загрязненной РН ⁹⁰Sr, кальций содержащим препаратом [59] с глубокой вспашкой

(до 75 см) позволило резко увеличить эффективность обработки. Коэффициент снижения МД над обработанным участком с 10 после перепахивания превысил 100 после внесения калийного препарата.

Для связывания РН почвы и предотвращения их дальнейшего попадания в растения помимо удобрения используют различные сорбенты (см. §§ 13.1, 13.2), которые в процессе обработки почвы, например, вспашки, попадают в глубину почвы, адсорбируют РН и тем самым интенсифицируют ионный обмен между почвой и растением согласно схеме (19.2).

Использование удобрений и сорбентов не изменяет баланс РН в системе растения — почва: чем меньше РН перешло в растения, тем больше их осталось в почве; возможен обратный процесс — при помощи перекачки РН в растения, на основе соотношения (19.2), проводить дезактивацию почвы. Этот способ дезактивации назван биологическим [59]. Он апробирован в экспериментальных условиях; посевы клевера извлекают 4,42% находящихся в почве РН ^{90}Sr и 0,72% — ^{137}Cs . За 516 дней снято девять урожаев извлечено из почвы 23,7% РН ^{90}Sr и 0,72% РН ^{137}Cs . Биологическая дезактивация, как и адсорбция, также селективна — происходит предпочтительное извлечение из почвы РН ^{90}Sr по сравнению с РН ^{137}Cs . Биологическая дезактивация еще не внедрена в практику, не лишена ряда недостатков, среди них важнейший — необходимость утилизации загрязненных растений, и ее следует рассматривать как один из возможных приемов дезактивации отдельных участков местности.

19.6. Дезактивация местности после Чернобыльской катастрофы

19.6.1. Особенности дезактивации. Снятие загрязненного слоя грунта, изоляция загрязненных участков, перепахивание — эти и другие способы дезактивации широко применялись после Чернобыльской катастрофы. К числу особенностей дезактивации местности следует отнести дезактивацию сильно загрязненной территории промплощадки, обработку дорог, использование вертолетов, широкое применение локализирующих пленок и некоторые другие [22, 35, 73].

Первоочередной задачей была дезактивация сильно загрязненной территории около аварийного блока. Она началась сразу после катастрофы и проводилась в два этапа. В первую очередь собирались обломки оборудования и строительных конструкций, элементы активной зоны, которые загружались в металлические контейнеры и вывозились в могильники. С наиболее загрязненных участков проводилось снятие верхнего слоя грунта.

Для идентификации на местности РА загрязнений за счет выбросов

ядерного горючего и конструкционных графитовых блоков использовалась экранировка этих выбросов слоем бетона. По образовавшимся кратерам в массе жидкого бетона можно было судить о выделении большого количества энергии, определяя тем самым наиболее загрязненные места.

По мере очистки загрязненной территории приступали к осуществлению второго этапа дезактивации путем изоляции слоем бетона. Первоначальная технология была основана на отсыпке сухой бетонной смеси с последующим увлажнением укатанного слоя, т.е. так, как это осуществлялось при дорожном строительстве. Подобная технология сразу показала свою неэффективность; происходило вторичное пылеобразование, что усложняло радиационную обстановку. В последующем на место обработки транспортировалась бетонная смесь, а затем главным образом железобетонные плиты, толщиной не менее 20 см. Сначала, за июнь-июль 1986 г., изоляция бетонными блоками подверглась территории промплощадки на север от главного корпуса, а затем, июль-август, остальная территория. В последующем таким образом производилась дезактивация стройплощадки.

Для пригодности в качестве изолирующих были определены экранирующие свойства некоторых сыпучих материалов по значению $\delta^{1/2}$, характеризующего половину ослабления γ -излучений и определяемого по формуле (9.10). Толщина слоя половинного ослабления характеризуется следующими данными [64, 73]:

Сыпучий материал:	Грунт Копачи	Песок Копачи	Глина Дащуки*	Бентонит, Болгария
Толщина, $\delta^{1/2}$, см	10,4	11,0	12,8	16,0

Примечание: * Глина Дашуковского месторождения Черкасской области.

Приведенные сведения позволяют оценить возможности различных сыпучих материалов в качестве изолирующего слоя на загрязненной местности.

В 1988—1990 гг. проводилась засыпка загрязненной территории песком, в том числе и речным намываемым гидроспособом. Изолирующая способность слоя песка оценивалась по снижению мощности экспозиционной дозы. С ростом толщины насыпаемого слоя с 10 до 30 см МД снизилась в 8 раз. Намывка песка применялась, в частности, для предотвращения пылеобразования в лесу [73]; кроме перечисленных материалов для изоляции загрязненной местности в Чернобыле применялась щебенка.

Асфальтирование дорог (только на территории Украины с 1986 г. по октябрь 1987 г. протяженность вновь асфальтированных дорог достигла 812 км [35]) можно рассматривать как разновидность дезактивации путем изоляции загрязненной территории.

Дезактивация снятием загрязненного слоя грунта помимо территории промышленной и строительной площадок подвергались грунтовые дороги, частично фермы и парки сельскохозяйственных машин. Эф-

фективность дезактивации, оцениваемая по КД, колебалась в широких пределах. Если при ручной обработки поверхностное загрязнение удалось снизить до 20 раз при толщине срезаемого грунта 10 см, то КД после машинной обработки редко достигал 5 [72], а часто был близок к единице. Низкая эффективность обработки обусловлена неровностями местности и перемещением загрязненного грунта на обрабатываемые участки в процессе самой дезактивации. Наиболее производительным из группы инженерных машин оказался грейдер, который за 1 ч снимал грунт толщиной в 10 см с площади 5000 — 7000 м². Производительность бульдозеров и скреперов была на порядок ниже.

Удаление РА загрязнений с дорог, имеющих твердое покрытие (асфальт, бетон) проводилось струей воды, а также путем орошения с последующей очисткой щетками. Для этой цели использовались поливомоечные машины городского хозяйства и специальные машины (АРС-14). По существу, как и в других случаях, подобная обработка сводилась к перемещению РА загрязнений с полотна дороги на обочину. При незначительном КД, не превышающем 2, такая обработка не могла снизить МД. Поэтому через двое-трое суток подобная дезактивация одной и той же дороги с расходом ДР 3—5 л/м² повторялась многократно [35, 73].

Для оценки пригодности сельскохозяйственных угодий и возможность их использования приведена классификация в зависимости от уровня РА загрязнения почвы — до 15 Ки/км² загрязнения считались безопасными, 15—40 Ки/км² можно использовать для посева трав, а при уровне загрязнения 40—80 Ки/км² возможна лишь посадка леса.

Дезактивация сельскохозяйственных угодий проводилась с помощью тех способов, о которых говорилось выше. Рекомендовалось [35] заглубленное перепахивание на 5 см глубже обычного (осенью 1986 г. и весной 1987 г.) с полным оборотом пласта для снижения концентрации РН в корнеобитаемом слое и снижения в 3—4 раза у-фона. Кроме того, происходило известкование почвы и внесение удобрений, с тем, чтобы осуществить ионный обмен по схеме (19.1) и снизить возможность попадания РН из почвы в растения. Усиленная минерализация и большое количество введенных удобрений имели отрицательные последствия: в некоторых случаях — повышенное содержание в продуктах нитратов, нитритов и микроэлементов.

Лес принял на себя значительную часть аварийных выбросов на местности, соответствующей ближним и региональным выпадениям. РА загрязнению в 6-км зоне подверглось около 110 тыс. га леса, из которых 450 га погибло. Выполнив роль огромного фильтра лес принес себя в жертву. Основная масса РН ¹³⁷Cs накапливалась в древесине (а

не на кронах деревьев), грибах, ягодах, и других растений. Их РА загрязнение было пропорционально плотности загрязнению подстилающей местности. В зоне региональных выпадений с плотностью 2 Ки/км² пропорциональность нарушается — РН в растениях больше, чем на подстилающей поверхности. Кроны деревьев в большей степени загрязняются на опушке леса, чем в чаще.

Сосновые деревья по следу основного выброса погибли, образуя рыжий лес (см. § 5.3). Гибель деревьев продолжалась до осени 1986 г. Сухой лес, подвергшийся сильному РА загрязнению, представлял серьезную опасность в случае пожара. В 1987 г. начались работы по захоронению рыжего леса. По периферии погибшего участка был образован замкнутый земляной вал протяженностью около 3,5 км и высотой до 2,5. Для его образования необходимо было переместить 15 тыс.м³ грунта. Загрязненные деревья внутри этого участка спиливались и засыпались слоем грунта из вала. Толщина слоя грунта доходила до 1 м. Всего было захоронено свыше 4 тыс.м³ леса. Коэффициент снижения МД в результате такой своеобразной дезактивации территории рыжего леса составил 30—40, а МД снизилась до 180 мР/ч. После захоронения рыжего леса и с целью предотвращения пылеобразования были вновь высажены саженцы деревьев. Всего в 30-км зоне насаждением охвачена площадь в 5,4 тыс. га. На местности созданы могильники, в которых захоронены 0,5 млн.м³ РА грунта и других отходов. Сначала использовались временные могильники, число которых превышало 800. Они сами могли стать источниками вторичного РА загрязнения за счет почвенных процессов. Затем были созданы стационарные могильники: в конце 1986 г. для слабоактивных отходов, а в 3 км от ЧАЭС — для высокоактивных отходов.

Топография РА загрязнений, особенности поведения РН, порой и место расположения временных могильников не определялись, что не позволяло прогнозировать поведение РА загрязнений и степень опасности их распространения.

19.6.2. Предотвращение пылеобразования и применение вертолетов. Проблема предотвращения пылеобразования впервые возникла после Чернобыльской катастрофы. Эта проблема решалась путем связывания верхнего загрязненного слоя грунта и применением локализирующих пленок (см. § 14.4). Предотвращено пылеобразование, причем неоднократно, на площади, превышающей 5 тыс.га.

По принципу действия препараты, которые применялись для предотвращения пылеобразования, можно разделить на три группы.

К первой группе относятся гигроскопические препараты, которые поглощают влагу из воздуха и почвы, тем самым увлажняют верхний

слой почвы, резко снижая коэффициент диспергирования [см. формулу (6.2)] и предотвращая пылеобразование. К числу первой группы препаратов относятся соли некоторых неорганических кислот соляной (CaCl_2 и MgCl_2), серной (K_2SO_4 , Na_2SO_4 и CaSO_4) и других кислот с добавкой некоторых реагентов, а также пористые материалы (керамзит и др.).

Вторую группу образуют вяжущие материалы, способные создавать вязкий верхний слой грунта, который впоследствии затвердевает и формирует твердую пленку, выполняющую локализирующие функции. К ним относятся нефтяной шлам, сульфитно-спиртовая барда, на основе лигносульфоната. Возможно сочетание в одном препарате двух начал. Такой препарат содержит хлористый кальций, как гигроскопическое вещество, и лигносульфонат, используемый в качестве связующего.

Кроме препарата на основе латекса (см. § 17.1) для закрепления песчаного грунта и предотвращения пылеобразования был применен препарат, включающий химическую и биологическую части. В качестве химической использован технический лигносульфонат и сыромолотый известняк с добавками минерального удобрения. Биологическая часть включала семена ржи и многолетних трав. После закрепления пленки и произрастания семян образовался зеленый ковер.

Третью группу составляют полимерные композиции на основе поливинилового спирта, поливинилбутираля и латекса. После распыла таких препаратов и образования жидкой пленки происходит полимеризация или поликонденсация, возникает структура из макромолекул и происходит отверждение пленки.

Различная природа локализирующих пленок и особенности технологии их формирования определяют их время действия по предотвращению пылеобразования. Пленки, формируемые из препаратов первой и второй групп, наносятся из расчета 3—3,5 л/м², проникают на глубину 3,5 мм, обладают ограниченным временем действия — не более 10 дней. Эти пленки наносят из наземных средств и используют главным образом, для предотвращения пылеобразования обочин дорог; они обладали лишь локализирующим действием.

Пленки третьего типа помимо локализирующих обладают еще и дезактивирующим действием. Расход препаратов для их создания снижается до 2—2,5 л/м², хотя перед их нанесением желательно предварительное увлажнение грунта. Защитные функции пленок сохраняются в течение 4—7 недель [73]. Помимо наземных средств подобные пленки могут создаваться путем распыла препаратов из вертолетов.

Эффективность применения всех видов локализирующих пленок зависит от рельефа местности. Если обочины дорог имеют более или менее ровный рельеф, то верхний слой почвы неоднороден — встречаются

ся бугры и впадины, высота или глубина которых превышает порой толщину наносимой пленки. Неровности рельефа почвы усугубляются растительным покровом и приводят к нарушению сплошности наносимой пленки, что неизбежно приводит к ограничению ее локализирующего действия и наличию отдельных островков необработанных участков.

В процессе дезактивации местности в Чернобыле зачастую применялась комплексная обработка, сочетающая различные способы дезактивации. Так, дезактивация местности около г. Припяти была проведена путем снятия верхнего загрязненного слоя глубиной до 7 см с помощью экскаваторов и бульдозеров, а также вручную. Максимальная МД γ -излучений снизилась с 40 до 7 мР/ч. Одновременно на обработанную местность наносили локализирующие пленки на основе сульфитно-спиртовой барды и силикатно-винилового состава [28].

Впервые в практике ликвидации катастрофы в Чернобыле были применены вертолеты для разбрасывания сорбентов, распыливания полимерных композиций, из которых впоследствии формировались локализирующие дезактивирующие пленки, засыпки реактора и для дезактивации некоторых объектов (высоковольтных передач, отдельных участков леса и др.). Для этой цели на вертолетах МИ-6, МИ-8 и МИ-26 устанавливались специальные емкости, на вертолетах МИ-26 баки емкостью 14 м³, приспособление для распыливания препаратов, коммуникации и другие детали.

Обработка отдельных участков местности, объектов, дорог происходит с высоты 60—70 м при скорости 60 км/ч, примерно 17 м/с. В случае распыливания твердых сорбентов в реку Припять, когда точность попадания определялась шириной реки, достигалось эффективное использование препарата. При распыливании жидких препаратов, применяемых для предотвращения пылеобразования, за один пролет вертолета ширина обрабатываемой полосы составляла 12 м и образовалась пленка на местности, толщина которой не превышает 0,3 мм. Для формирования пленки толщиной в 5 мм необходимо 15—16 пролетов по одному и тому же маршруту, начало и конец которого определялся реперами. Небольшое изменение направления ветра во время полетов по одному и тому же маршруту приводило к сносу препарата и не попаданию его на обрабатываемую полосу, что определяет формирование пленки неодинаковой толщины, а следовательно и разной эффективности. Причем снос при боковом ветре может быть значительным, так при ветре 2,5 м/с капли диаметром 100—200 мкм сносятся на 100 м и более от курса вертолета. Кроме того при авиационной обработке происходит испарение части жидкости. Снос и потерю препарата можно предотвратить, если при распыливании размер капель

будет один и тот же. На основании имеющихся сведений можно считать, что медианный диаметр каплей при распыливании ДР должен быть 150 мкм, а полимерных композиций — 100 мкм.

Таким образом, дезактивация местности после Чернобыльской катастрофы уникальна по своим масштабам, применяемым средствам и новизне.

20. Дезактивация зданий и населенных пунктов

20.1. Дезактивация зданий и сооружений

Дезактивацию зданий и сооружений (для сокращения будем ограничиваться одним словом “здания”), следует рассматривать в зависимости от природы и уровня РА загрязнений, свойств строительных материалов, размеров и конфигурации наружных интерьеров здания, особенностей внутренних помещений и оборудования.

Основными строительными материалами, из которых формируется наружная поверхность здания, являются кирпич и бетон. В табл. 20.1 приведены сведения по эффективности дезактивации различными способами этих строительных материалов, загрязненных высокодисперсными частицами диаметром 0,1—2 мкм [59]. Там же приведены данные по производительности некоторых способов дезактивации, которая исчисляется в квадратных метрах обработанной поверхности за 1 мин. ($\text{м}^2/\text{мин}$). Из всех перечисленных методов наиболее эффективным но менее производительным является пескоструйная обработка (см. § 9.2). Двухкратная обработка дезактивирующими пленками и струей воды при незначительной скорости дезактивации позволяет достигнуть КД, равного 10.

Приведенные в табл.20.1 сведения согласуются с данными, полученными по дезактивации этих материалов в Чернобыле. В целом эффективность дезактивации очень низкая. КД бетонных конструкций обработанных ДР на основе препарата СФ-2У (см. табл.11.2), не превышает 1,5. Низкая эффективность дезактивации обнаружена при обработке зданий города Припяти струей воды в начальный период после Чернобыльской катастрофы [35, 73]. В случае дезактивации бетонных поверхностей, загрязненных РА частицами относительно больших размеров, в несколько десятков микрометров, КД достигает 30 [53].

Приведенные сведения по эффективности дезактивации зданий кирпичной кладки на основе опыта Чернобыля подтверждают данные табл.20.1. Дезактивация внешних поверхностей бетонных и кирпичных зданий в случае РА загрязнения высокодисперсными частицами, что имело место в Чернобыле, эффективна путем снятия верхнего загрязненного слоя, осуществление которого подробно рассмотрено ранее (см. § 9.4 и 18.4).

Результаты дезактивации кирпичных и бетонных поверхностей

Способ дезактивации	Производительность, м ² /мин	Эффективность
Пылеотсасывание и последующая обработка щеткой с песком	1,0	80/1,3*
	0,5	70/1,4
	0,25	55/1,8
Металлической щеткой	0,6	40/2,5
Пескоструйный	0,033	5/20
Обработка дезактивирующими латексными пленками:		
однократная	0,25	30/3,3
двукратная	0,125	10/10
Водной струей среднего давления (8 МПа)	5,0	55/1,8
	0,5	28/3,6
	0,1	10/10
Паром	0,2	25/4

Примечание: * Числитель — оставшаяся после дезактивации активность в %; знаменатель — КД.

В Чернобыле после демонтажа конструкций кранов “Деаг”, которые применялись для строительства Укрытия, апробирован своеобразный способ дезактивации с использованием сорбентов. Участки загрязненной поверхности кранов покрывались смоченными в растворителе кусками хлопчатобумажной ткани и через них втирался сорбент, что позволило более полно извлечь РА загрязнения, в том числе и из глубины материала.

Дезактивация наружных поверхностей зданий проводится с целью снижения радиационного фона и безопасного использования зданий по прямому назначению. В связи с этим дезактивации подвергаются наиболее загрязненные части здания, а также двери, оконные проемы; места стоков дождевой воды, а при необходимости вся поверхность здания.

Значительная часть выбросов РА веществ осталась на поверхности комплекса зданий, образующих третий и четвертый блоки ЧАЭС и особенно на крышах этих зданий. МД на 20 суток после катастрофы достигала 2000 Р/ч [26]. Несмотря на проведенную дезактивацию к декабрю 1986 г. РА загрязнения крыш, схема которых приведена на рис.20.1, представляли значительную опасность. Кровля этих зданий создавала радиационный фон и служила источником вторичного РА

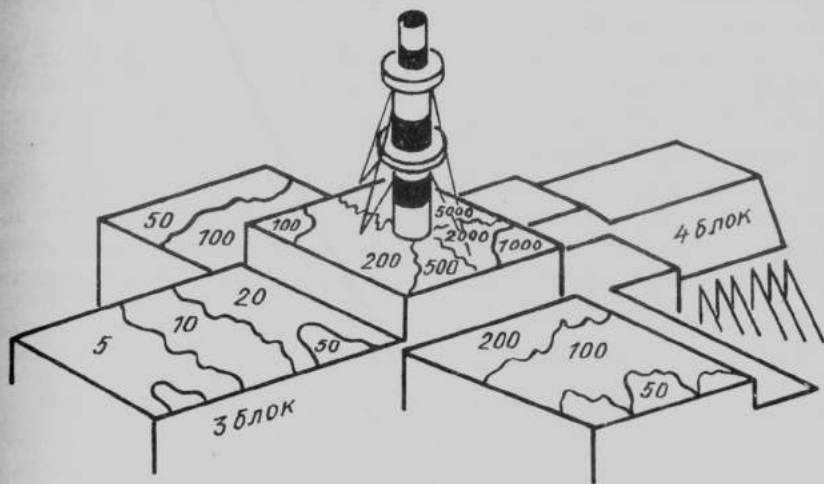


Рис. 20.1. Радиационная обстановка на крыше третьего и четвертого энергоблоков ЧАЭС по состоянию на декабрь 1986 г.; цифры означают мощность дозы в Р/ч [26]

загрязнения. На крышах находилось более 100 крупных деталей — обломки топливных таблеток и твэлов, графитовых блоков и конструктивных материалов, выброшенных из активной зоны реактора. Прежде всего необходимо было расчистить крыши от этих выбросов. Часть обломков сталкивалась в развал аварийного блока, для этой цели использовалась роботизированная техника (см. § 23.3). Большая часть обломков сбрасывалась на территорию станции и транспортировалась в могильники. Работа по расчистке крыш зданий была рассчитана медиками и физиками с точностью до минуты, исходя из соображений техники безопасности, а за проведением дезактивационных работ велось наблюдение с помощью телекамер.

После расчистки крыш проводилась их дезактивация с помощью различных способов. Выбор их определялся материалом кровли (железо, рубероид, шифер, черепица) и несущей способностью конструктивных ферм и используемых кровельных материалов [165]. Наиболее эффективным оказался способ удаления загрязненной кровли, в том числе и скреперной лебедкой, и использование дезактивирующих пленок. Кровельные покрытия турбинного зала снимались при помо-

щи дезактивирующей пленки, одна сторона которой имела слой клея. Эти пленки образовывали с кровлей монолит и удалялись вместе с ней. В результате изнурительной и многократной дезактивации удалось снизить МД крыш от 0,2 до 2 Р/ч.

Особую трудность представляла дезактивация вертикальных поверхностей зданий. Для этой цели использовались суспензии глин (см. табл. 11.4). В Чернобыле суспензии из бетонитовой глины, содержали около 90% монтмориллонита Черкасского месторождения с добавкой 2% кальцинированной соды (Na_2CO_3) по отношению к сухой массе, а соотношение между жидкой и твердой фазами составляла (8—10):1 [166]. При расходе 1—1,2 кг/м² по массе твердой фазы эффективность дезактивации различных строительных материалов зданий характеризуется предельным КД:

Поверхности зданий	Окрашенные конструкции, оцинкованная жель	Шифер, черепица	Кирпич с известковой штукатуркой	Кирпичная кладка
КД	10	4	5—10	1,4—2,0

При наличии загрязнений, глубоких трещин эффективность дезактивации была ниже приведенных значений КД.

Суспензии глин готовились и наносились на поверхности с помощью специальных машин АРС. Ее использовали для дезактивации всех наружных поверхностей зданий, в том числе и крыш [167]. Время обработки одноэтажного сельского дома не превышало обычно 20 мин. После формирования из суспензии твердой пленки, которое происходило в течении 6 ч, образовывался дезактивирующий слой из пленки толщиной примерно до 5 см. Этот слой снимался либо с помощью специальных машин производительностью до 1 м²/мин, либо вручную. Сорбционные свойства глины (см. § 13.4) предотвращали возможность распространения РА загрязнений и позволяли утилизировать отходы, не подвергая опасности вторичного загрязнения за счет этих отходов.

Для более тщательной дезактивации здания, загрязненного РН ²²⁶Ra и продуктами его распада, наружная поверхность была размечена на девять равных участков, площадью каждый в 1 м². Участки пронумерованы, тщательно обрабатывались, и определялась полнота дезактивации для каждого участка [153, 168].

РА загрязнения помещений зданий происходят в результате проникновения РА веществ снаружи или в процессе производственной деятельности, а также в результате локальных аварий.

Дезактивация внутри помещений АЭС [35] может осуществляться

различными способами, среди них наиболее часто применяются жидкостные способы и использованием ДР и обработкой струей воды, применением фреонов для обработки электротехнических устройств, пылеотсасывание, шлифование и обработка механическими щетками, снятием верхнего слоя бетона и др.

Особая трудность возникает при дезактивации вертикальных поверхностей, стен и потолка. Жидкость ДР стекает, не успевая поглотить РН, особенно в случае глубинного загрязнения, когда необходимо определенное время для извлечения РН из глубины материала.

Поверхностная активность после дезактивации вертикальных поверхностей помещений и стен жилых домов Финляндии в период с 9.05 по 12.05 1986 г. [52], загрязненных после Чернобыльской катастрофы за счет трансграничных выпадений, составляла 3 Бк/м^2 . РА частицы имели медианный диаметр $0,63 \text{ мкм}$ и содержали РН ^{137}Cs и ^{103}Ru ; частицы топливного происхождения имели диаметр $5\text{--}10 \text{ мкм}$; неэффективной оказалась дезактивация пылеотсасыванием, а протирка влажной тряпкой дала возможность снизить поверхностное загрязнение в 30 раз.

Одним из способов дезактивации вертикальных поверхностей является обработка пенами [88], в состав которых входили сорбент — силикагель в смеси с бентонитом. Пену наносили в виде слоя толщиной до 2 см , выдерживали в течение $15\text{--}20 \text{ мин}$, а затем удаляли пылеотсасыванием. КД стен из пластика, загрязненного РН ^{91}Y , ^{144}Cs и ^{96}Zr , составляет 38.

Дезактивацию стен помещений проводили пылеотсасыванием, протиркой влажной тряпкой и шлифованием [168]. Первый способ оказался малоэффективным. Установка по дезактивации шлифованием работала на принципе замкнутого цикла (см. рис.16.1) — верхний загрязненный слой превращался в пыль, которая отсасывалась пылесосом. Эффективность дезактивации оценивалась в единицах поверхностной активности (кБк/м^2) и МД (мР/ч):

Загрязнение	Начальное	Конечное	Коэффициенты
МД, мР/ч	50—100	7	7—14*
— поверхностная активность, кБк/м^2	167—335	0,066—0,33	500—1000**

* снижения мощностей дозы; ** дезактивации

Шлифование снижает МД в 7—14 раз.

Лестничные площадки и марши загрязнялись меньше, а эффективность их дезактивации была несколько ниже. МД снижалась с 9 до 1 мР/ч , а поверхностное загрязнение только в 40 раз.

В некоторых случаях возникает необходимость дезактивации пола, что имело место после аварии на АЭС "Джентли-1" [127]; бетонный пол был обработан скребком с семью насадками. Каждый скребок заключался в кожух, из которого откачивался воздух, что предотвращало загрязнение воздуха и обеспечивало замкнутый цикл дезактивации. Снимался слой бетона толщиной 5 мм , начальная его загрязненность составляла 500 кБк/м^2 , а конечная — 37 кБк/м^2 ; КД равен 13,5. Производительность установки составляла $9 \text{ м}^2/\text{ч}$.

Пленки различного назначения применялись для обработки внутренних поверхностей помещений. Дезактивация пола производилась заливкой бетона для фиксации оставшихся РА загрязнений, затем наносились локализирующее покрытие на основе эпок-

сидной смолы и пленка из чистого полиуретана. Образовавшееся трехслойное покрытие обладало высокими локализирующими и изолирующими функциями [168].

После аварийной ситуации выбор способа дезактивации определяется условиями РА загрязнения. В результате взрыва испарителя для получения плутония в лабораторных условиях загрязнению подверглось несколько тысяч квадратных метров помещений [8]. Дезактивация стен этих помещений с помощью различных ДР не принесла ожидаемых результатов. Только после трехслойной окраски и создания локализирующего покрытия произошло снижение РА загрязнения до допустимых норм.

На основе поливинилового спирта применялись дезактивирующие пленки двух композиций [35]. После нанесения одной из них, в состав которой кроме поливинилового спирта входили глицерин, сульфол и др., и выдержки в течение 18—24 ч отвержденная пленка удалялась отслаиванием; КД достигал 670. Вторая композиция с добавкой тиомочевины после 2—3 ч выдержки смывалась водой; эффективность дезактивации была ниже.

Наиболее трудной была дезактивация технологических помещений вблизи аварийного блока ЧАЭС. Всего насчитывалось 1148 различных помещений; некоторые из них (центральные и машинные залы) имели большую высоту, другие, напротив, ограниченную площадь для проведения работ и высокие плотности РА загрязнения, которые создавали определенные трудности. Дезактивацию проводили пылеотсасыванием, обработкой ДР, применением пленок различного назначения, снятием загрязненного слоя, а также путем комбинации различных способов. В результате кропотливой и многодневной работы первоначальный уровень РА загрязнений, который колебался от сотен до десятков тысяч миллирентген в час, был снижен до 0,1—3 мР/ч в обслуживаемых помещениях и до 1—5 мР/ч в полуобслуживаемых помещениях [26].

Для предотвращения миграции РН в помещениях ЧАЭС (в частности, машинных залов первого, второго и третьего энергоблоков) и домов г. Припяти применялась композиция локализирующих пленок на основе водных и водно-спиртовых растворов кремнийорганических препаратов (алкилсиланов натрия) с добавкой высокодисперсного оксида кремния SiO_2 . Для придания этим пленкам бактерицидных свойств вводились соли меди. Пленка обладала гидрофобными свойствами в соответствии с тем процессом, который был рассмотрен ранее (см. § 14.1).

Сформированная таким образом локализирующая пленка обладала еще и другими свойствами: способностью адсорбировать и связывать РН за счет оксидов кремния; действовать в качестве изолирующей пленки путем гидрофобизации поверхностей углеродными радикалами; определенной прочностью и долговечностью, исчисляемые месяцами; возможностью обрабатывать не только горизонтальные, но и вертикальные поверхности зданий и применения для загрязненной местности.

Кроме кремнийорганических пленок дезактивацию внутренних и наружных поверхностей в Чернобыле проводили с помощью дезактивирующих пленок на основе поливинилового спирта, содержащих глицирины, ПАВ, органический растворитель и минеральные кислоты [28]. Композиция в жидком виде наносилась на различные поверхности с помощью специальных (АРС) и пожарных машин, а также вручную. Эффективность всех видов дезактивирующих пленок была примерно в 2 — 3 раза выше, чем после обработки этих же поверхностей ДР на основе препарата СФ-2У.

Особенности дезактивации оборудования были рассмотрены ранее (см. § 18.4). Эти особенности характерны также для дезактивации оборудования, находящегося в помещениях. Дезактивация полимерных материалов, применяемых для облицовки помещений изложена в работе [5].

20.2. Дезактивация зданий и примыкающей к ним территории

Опыт, накопленный после аварий показывает, что РА загрязнению подвергаются не только здания и сооружения, но и окружающая их территория.

В этих условиях дезактивация одних зданий, обрамленных загрязненной территорией, не приведет к желаемым результатам — неизбежно вторичное РА загрязнение обработанных зданий и помещений в них. Комплексный подход к дезактивации зданий и прилегающей к ним территории возможен на основе разработанной модели [129] или с учетом проведенных экспериментов [169 — 171]. В последнем случае вопросы дезактивации решались в зависимости от сложившейся ситуации.

В работе [129] рассмотрены три такие ситуации при загрязнении РН ^{232}Th и ^{226}Ra . Здания и территория примыкали к бывшему отстойнику РА отходов. После обнаружения повышенного радиационного фона был снят верхний слой грунта толщиной в 25 см, но желаемых результатов это не принесло. Только после того как был вырыт котлован глубиной до 2 м и изъято $76,5 \text{ м}^3$ грунта с различными включениями, т.е. изъят весь отстойник, радиационный фон был снижен до нормы. Во втором случае РА источник был обнаружен под полом пристройки к дому. Пришлось изъять бетонный блок в облицовке, удалить загрязненный грунт, стены и пол покрыть изолирующим составом; только тогда удалось обеспечить надежную дезактивацию. В третьем случае дом был построен на засыпке загрязненного грунта. После его удаления и смены фундамента опасность РА загрязнений была исключена.

Была сопоставлена эффективность дезактивации наиболее сильно загрязненных поверхностей, городских территорий, к которым относятся кирпич, черепица для крыш, асфальт и дорожные бетонные плиты [169, 170]. Эти объекты подвергались РА загрязнению раствором РН ^{137}Cs , начальный уровень загрязнения составлял $0,4 — 1,6 \text{ МБк/м}^2$. Эффективность дезактивации мокрой поверхности после

дождя резко возрастает, КД увеличивается примерно в 5 раз. Обработка водой этих пористых поверхностей не эффективна. КД в самых благоприятных условиях после сухого РА загрязнения едва достигает 3. Наилучшие результаты достигнуты при дезактивации раствором NH_4NO_3 концентрации 0,2 мг/л, максимальное значение КД составляет:

Материал	Бетонные плиты	Асфальт	Черепица
КД	1,3	3,0	5,7

Низкая эффективность жидкостных способов дезактивации подопных материалов обнаружена и после Чернобыльской катастрофы.

Дезактивация наружных поверхностей зданий и прилегающей к ним территории в г. Чернобыле в июне-декабре 1986 г. 0,5%-ным раствором препарата СФ-2У с использованием (АРС) и пожарных машин была малоэффективна. МД γ -излучений в результате дезактивации снизилась с 1,0 — 2,5 мР/ч до 0,3 — 1,5 мР/ч, т.е. примерно в 2 — 4 раза, что явно недостаточно [28].

Поэтому заслуживает внимание системный подход к дезактивации, который основан на разработанном алгоритме и представлен в табл. 20.2 [129].

Алгоритм построен на модели, состоящей из отдельных блоков, сгруппированных по трем различным перемещениям стока отработавшей водной среды. Дезактивация помещений (1), проникновение в глубь грунта и к грунтовым водам (2), сброс в дождевой коллектор (3) характеризуют эти перемещения. Рассмотрены четыре типа объектов обработки: помещения, наружные стены, крыша зданий и дорожные покрытия (тротуар и дороги) около зданий, а сами РА загрязнения классифицировались на поверхностные и глубинные (см. рис. 4.1 и 4.2), в [129] они представлены как подвижные (нефиксированные) и фиксированные.

Эффективность дезактивации оценивалась по снижению коллективной эквивалентной МД. 40 различных параметров модели были взяты из литературных источников. РА загрязнения в 100 параллельных опытах проводились смесью РН состава: 33% — ^{132}Te , 52% — ^{131}I , 8% — ^{140}Ba , 4% — ^{134}Cs и 3% — ^{137}Cs . Начальный уровень загрязнения оценен в единицах Бк/м²; значение которого [129] не указано.

Время дезактивации определялось для каждого РА загрязнения, а сама дезактивация осуществлялась струей воды при обработке внешних поверхностей, крыши и тротуара, снятием загрязненного слоя и перепахиванием почвы, а также полной заменой отдельных поверхностей крыш и стен и частей тротуаров. Возможна комбинация применяемых способов дезактивации.

На основании 100 проведенных экспериментов была оценена эффективность дезактивации применительно к отдельным блокам, групп блоков, а затем и к модели в целом. Такая оценка была дана по результатам нарушения цикличности дезактивации, когда отработавшая вода, содержащая РА загрязнения, попадала в грунт. Результаты дезактивации представлены в табл. 20.3. Удаление почвы на глубину 1 см не обеспечивает необходимую эффективность, а разброс значений МД свидетельствует о неровностях местности.

Таблица 20.3

**Эффективность некоторых способов дезактивации
по снижению фона (по данным 100 экспериментов).**

Способ дезактивации	Время после загрязнения	Снижение МД, %
Струей воды	2 — 14 сут	0 — 5
Снятие загрязненного слоя:		
крыши	30 сут — 1 год	0 — 5
стен	30 сут — 1 год	0 — 50
тротуара	30 сут — 1 год	0 — 25
внутри помещений	2 — 14 сут	0 — 25
Перепахивание глубиной см:		
5	14 сут — 1 год	0 — 30
15	14 сут — 1 год	10 — 55
30	14 сут — 1 год	15 — 70
Удаление загрязненного слоя грунта глубиной см		
1	30 сут — 1 год	5 — 90
5, 15 и 30	30 сут — 1 год	20—90

Приведенные в табл. 20.3 сведения позволяют оценить снижение МД от каждого блока, а суммируя их, и от комплексной дезактивации несколькими способами. Комбинируя различные способы дезактивации можно подобрать наиболее экономически выгодное сочетание, обеспечивающее наибольшую эффективность обработки.

20.3. Дезактивация населенных пунктов

20.3.1. Комплексность. В соответствии с принятой концепцией о выселении жителей из загрязненных районов вне 30 км зоны в 1987 — 1989 гг. проводилась массовая дезактивация населенных пунктов в Чернобыле. Целесообразность такой дезактивации будет рассмотрена позже после анализа результатов проведенной дезактивации.

Дезактивация населенных пунктов должны была предотвратить эвакуацию населения; дезактивация проводилась комплексно — с применением различных способов, по вертикали (кроны деревьев, заборы, крыши, стены зданий) и по горизонтали (территория), с одновременным ремонтом и разборкой обветшалых строений, частичной заменой крыш и заборов, с дозиметрическим контролем. Разработана методика проведения подобной дезактивации [140].

Целью дезактивации населенных пунктов является снижение мощности дозы излучения и поверхностной активности местности,

зданий и сооружений, подворий до 0,2 мР/ч и 6,7 кБк/м² соответственно.

Перед началом дезактивации населенного пункта в 3 — 5 км зоне на прилегающих территориях (пашня, открытые почвы, грунтовые дороги и др.) осуществлялись агротехнические мероприятия и предотвращение пылеобразования для исключения пылепереноса и вторичного РА загрязнения. Затем проводилось комплексное обследование населенного пункта, включающее радиационную разведку и дозиметрическую паспорттизацию подворий. Комплексное обследование населенных пунктов позволяет [140] выявить радиационную обстановку и определить оптимальный объем работ по дезактивации; обнаружить и установить размеры и границы загрязненных участков местности; определить степень РА загрязнения всех объектов. По результатам разведки происходила паспорттизация всех строений и объектов с указанием уровня загрязнения этих объектов. При дезактивации населенных пунктов применялись следующие способы: срезание загрязненного слоя грунта и замена его на чистый, перепахивание, асфальтирование дорог, обработка зданий ДР на основе препарата СФ-2У и глинистых суспензий, а в некоторых случаях обработка помещений.

Дезактивация происходила дифференцированно. При уровне загрязнения по ¹³⁷Cs от 5 до 40 Ки/км² с приусадебных участков, полисадников и газонов убиралась вся растительность, которую закапывали в ямы глубиной не менее 2 м. На дно ям укладывался слой глины толщиной 10 см, который засыпался чистым грунтом толщиной 20 — 25 см. Ямы должны располагаться не ближе 10 м от ближайшего колодца и максимально удалены от жилых помещений. Запрещалось сжигать и использовать в качестве топлива и удобрений растительные остатки. В почву вносили минеральные удобрения (двойной суперфосфат, хлористый либо сернокислый калий) из расчета 5 — 6 ц на гектар, а сама обработка почвы производилась только после полива с целью предотвращения пылеобразования. В населенных пунктах с уровнем загрязнения ¹³⁷Cs более 40 Ки/км² необходимо удалить верхний слой грунта на глубину не менее 5 см. Если почва подвергалась вспашке, то удаляемый слой должен быть толщиной не менее 10 см.

За базовую расчетную единицу мест проживания жителей населенных пунктов принято подворье [140], территория которого включает жилой дом, хозяйственные постройки и приусадебный участок. Полная дезактивация подворья включает проведение следующих операций: уточнение радиационной обстановки; отключение подачи электроэнергии; дезактивацию стен и крыши, а при необходимости — помещений и замену крыши; ломку ветхих построек и снятие забора; снятие верхнего загрязненного грунта и вывоз его; обустройство колодцев; завоз чистого грунта и установку нового забора; дозиметрический контроль полноты обработки.

Дезактивация подворий и улиц должны проводиться одновременно от центра населенного пункта к его окраинам с учетом направления ветра. По мере завершения дезактивации улиц и прилегающих к ним подворий допускается ограниченный проезд автотранспорта. При всех работах, особенно при сносе ветхих строений, снятии забора и верхнего слоя загрязненного грунта должны выполняться работы по предотвращению пылеобразования, которые заключаются в поливке обрабатываемых объектов. Самосвалы и другие транспортные средства, используемые для вывоза загрязненного грунта и мусора, должны быть оборудованы, но не всегда оборудовались, специальными тентами или пленочными материалами для предотвращения его осыпания или сдувания при

движении автомобиля; причем загрузка кузова допускалась на 3/4 его емкости, а скорость движения автомобиля не должна превышать 30 км/ч. Вывоз загрязненного грунта и мусора в могильники должен осуществляться по постоянным маршрутам.

В условиях высокого залегания грунтовых вод загрязненный грунт и мусор собирались в бурты на специально подготовленную глиняную подушку толщиной 15 — 20 см и засыпались чистой землей. Земля увлажнялась и засеивалась быстрорастущими многолетними травами. МД-излучения на высоте 1 м от поверхности засыпки не должна превышать 2,8 мР/ч.

По окончании всех работ в населенном пункте осуществлялись дезактивация используемой техники, контрольный замер остаточных уровней загрязнений и сдача населенного пункта местным властям.

Дезактивация населенных пунктов трудоемка. Для дезактивации одного подворья с заменой крыш и забора требуется 96 чел.ч [140], не считая трудозатрат по вывозу чистого грунта, завозу материалов и др. Всего для полной дезактивации населенного пункта требуется до 50000 чел.ч в зависимости от размеров этого пункта [73].

20.3.2. Целесообразность. Комплексный подход к дезактивации населенных пунктов, во-первых, потребовал огромных трудовых затрат, во-вторых, не всегда выполнялся в полном объеме, в-третьих, даже при выполнении всех работ не гарантировалось безопасное проживание.

Приведем сведения по дезактивации в 1987 г. некоторых населенных пунктов в Киевской области; уровни радиации, в мР/ч, до и после дезактивации (соответственно числитель знаменатель) для следующих населенных пунктов составляют: Гризля — 0,18/0,10; Денисовичи — 0,42/0,12; Мартыновичи — 0,12/0,08; Диброва — 0,28/0,16; Новый Мир — 0,23/0,11. В поселке городского типа Полесское за 1987 — 1989 гг. уровни радиации были снижены менее чем в 2 раза с 260 до 140 мР/ч и превышали ПДУ, хотя было затрачено около 8 млн.руб. [22] по существующим в то время ценам.

Несмотря на желание осуществить комплексный подход к дезактивации населенных пунктов избежать загрязнение всех объектов, связанных с жизнедеятельностью населения не удалось. Так, после выполнения сельскохозяйственных работ вне населенного пункта на загрязненной местности техника (тракторы, автомобили, прицепные механизмы) возвращалась в парк, принося с собой новые порции РА загрязнений на ранее дезактивированную территорию. Наибольшее загрязнение и особую опасность представляла моторно-ходовая часть транспортных средств. Между тем дезактивация сельскохозяйственной техники проводилась в ограниченных количествах. Не был организован достаточный контроль за загрязненностью одежды и обуви жителей, которые были источниками распространения РА веществ, а дезактивация одежды жителей проводилась эпизодически. Не удалось исключить перемещение людей, а с ними и перемещение РА загрязнений. Топка печей загрязненными дровами обусловила загрязнение внутренних поверхностей печей и дымоходов, а образовавшаяся за-

грязненная зола служила дополнительным источником РА загрязнения. Выпас скота на загрязненных лугах оборачивался загрязнением навоза и скотных дворов.

Таким образом, комплексный подход к дезактивации населенных пунктов осуществить не удалось, до и его трудно реализовать в условиях жизнедеятельности населенных пунктов.

Тем не менее, в соответствии с принятой концепцией неэвакуации населения в районах за пределами 30-км зоны в 1987 — 1988 гг. и летом 1989 г. проводилась массовая дезактивация населенных пунктов.

Если считать, что объем снимаемого грунта, равный 1685 тыс. м³, приходится на дезактивацию 104945 (примерно 100 тыс.) дворов, 944 населенных пунктов, обработанных силами войск в 1986 — 1989 гг. [35, 73, 136, 140], то на каждый двор приходится в среднем не более 170 м² обработанной территории при толщине снимаемого грунта 0,1 м ($1685 \cdot 10^3 : 100 \cdot 10^3 : 0,1 = 170 \text{ м}^2$, точнее 168,5 м²). Дезактивация ограниченных участков местности не давала желаемых результатов. Если загрязнение этих участков снижалось до 10 раз, то МД в населенных пунктах уменьшалось максимум лишь в 3 раза, а зачастую оставалась даже неизменной, т.е. дезактивация в этих случаях не снижала опасность облучения людей [73].

Дезактивация населенных пунктов несмотря на затраченные усилия, большой расход сил и средств не дала и не могла дать гарантию безопасности проживания в подвергшихся дезактивации населенных пунктах.

Таким образом, проведение дезактивации всех населенных пунктов не может служить мерой безопасного проживания, а широкомасштабная дезактивация их экономически не обоснована. Это подтверждает и опыт ликвидации последствий крупных аварий. Через 34 года после аварии в Южном Урале ряд районов до сих пор выведены из сельскохозяйственного оборота, а второй блок АЭС Три Майл Айленд объявлен закрытым на 100 лет.

Для того чтобы дезактивация привела к желаемым результатам и обеспечила безопасность проживания необходимо провести огромную работу.

Так, поселок городского типа Полесское занимает территорию 22 км², из них 2 км² — строения, 5 км² — огороды и 15 км² — остальная территория. При дезактивации территории грунт снимается на глубину 10 см, а огородов — увеличивается до 30 см. Перепахивание огородов мало эффективно, так как коэффициент снижения МД не превышает 2. Требовалось вывести примерно 3000 тыс. м³ загрязненного грунта: $15 \cdot 10^6 \times 0,1 + 5 \cdot 10^6 \times 0,3 = 1,65 \cdot 10^6 \text{ м}^3$, т.е. примерно в 1,5 раза больше, чем суммарно было обработано за период 1986 — 1989 гг. Все усилия войсковых подразделений должны быть затрачены на дезактивацию путем снятия слоя грунта с территории только одного поселка без проведения других более необходимых работ. Только после такой тотальной обработки поселка безопасность будет соблюдена, но он потеряет свою первоначальную инфраструктуру, необходимую для проживания людей.

Тотальная дезактивация деревень путем снятия верхнего грунта и плодородной части почвы или засыпкой всей территории чистым грунтом лишило бы сельского труженика среды обитания и источников средств существования. Снятие верхнего наиболее плодородного слоя почвы с огородов, который занимает треть территории деревни, исключило возможность ведения сельского хозяйства.

Отсутствие необходимости в тотальной дезактивации населенных пунктов не означает, однако, что исключается потребность в их дезактивации вообще и всегда. При расположении населенного пункта на краю загрязненного пятна дезактивация самого населенного пункта дает возможность жителям воспользоваться незагрязненными сельскохозяйственными угодьями, а дезактивация угодий позволит жителям “чистых” населенных пунктов вести сельскохозяйственные работы. На основе системного подхода (см. табл.16.1) целесообразна дезактивация отдельных населенных пунктов, особенно в тех случаях, когда население мало связано с сельским хозяйством и занимается производственной деятельностью. В один прием эвакуировать и обустроить все население на территории вне 30-км зоны не представлялось возможным. В зависимости от степени опасности эвакуация населения должна проводиться эшелонировано по срокам. В тех населенных пунктах, эвакуация которых по плану оттягивается на годы, следует организовать дезактивацию не только самих населенных пунктов, но и комплексную обработку, позволяющую исключить опасность от всех источников РА загрязнения.

Было бы неправильно утверждать, что проведенная колоссальная работа по дезактивации населенных пунктов была бесполезной. Произошло снижение, но не исключение, радиационной опасности, снизилась возможность вторичного РА загрязнения и переноса их.

Тем не менее массовая дезактивация всех населенных пунктов, потребовавшая огромных материальных и людских затрат, как и следовало ожидать не обеспечила в полной мере безопасность проживания населения в районах, подвергшихся обработке.

21. Дезактивация транспорта и одежды

21.1. Дезактивация транспорта, загрязненного в результате Чернобыльской катастрофы

21.1.1. Особенности и эффективность. Дезактивация транспорта приняла массовый характер в результате, главным образом, не первичного, а вторичного РА загрязнения, что объяснялось стремлением быстро покончить с последствиями катастрофы. Под транспортом следует подразумевать военную и гражданскую технику, к которой относятся бронированная, специальная и инженерная техника, автомобили разного назначения, дорожная, строительная, поливочная, буровая и другая народнохозяйственная техника.

Уже в первый период после катастрофы дезактивации подверглось более 10 тыс. единиц разнообразной техники, дифференцированное загрязнение которой представлено в табл. 21.1 [73]. По другим данным

[35] МД от загрязненной техники достигала 80 мР/ч, а поверхностное загрязнение колебалось от 30 кБк/м² до 30 МБк/м². Допустимые уровни РА загрязнения приведены в табл. 21.2.

Таблица 21.1

Количество загрязненной техники

Техника	Уровни радиоактивного загрязнения, мР/ч					
	менее 0,3	0,3—1,5	1,5—5	5—20	более 20	Всего
Колесная	3890*/39,7	5410/55,2	294/3,0	132/1,4	69/0,7	9757/100
Гусеничная	198/36,1	214/39,0	76/13,8	14/2,5	47/8,6	549/100

Примечание: * в числителе — число единиц техники, в знаменателе — % от общего числа.

Таблица 21.2

Временные уровни допустимого РА загрязнения, применяемые в Чернобыле для оценки эффективности дезактивации, мР/ч

Объекты	В 30 км зоне			Вне 30 км зоне
	III	II	I*	
Нательное и постельное белье	2,0/1,5	1,0/0,7	0,5/0,3	0,1
Одежда, обмундирование, индивидуальные средства защиты	5,0/4,0	3,0/2,0	1,0	0,1
Транспорт	20/15**	5/4	0,3/0,2	0,1

Примечание: * III, II, I — соответственно зоны отчуждения, временного отселения, жесткого контроля;

** числитель — принятые первоначально, знаменатель — после ужесточения.

Значительная часть обезличенной техники в отстойниках находилась в неудовлетворительном состоянии. Имелись помятости кузова и крыльев, отсутствовали отдельные детали и узлы, лакокрасочные покрытия в отдельных участках пришли в негодность и подверглись коррозии.

Основные факторы, которые определяют выбор средств и способов дезактивации можно свести к следующим: функциональное назначение техники, уровни РА загрязнения и время после загрязнения, конструктивные особенности и наличие труднодоступных мест, используемые конструкционные материалы и лакокрасочные покрытия.

Еще во время проведения дезактивации в результате РА загрязне-

ния, образующегося после испытания ядерного оружия, нами было обращено внимание на необходимость обработки тех частей объекта, которые представляют наибольшую опасность, а следовательно дезактивация которых наиболее целесообразна в смысле снижения опасности облучения людей и возможности непосредственного РА загрязнения.

В условиях первичного РА загрязнения преимущественно загрязняются горизонтальные поверхности (тенты, кузова автомобилей, крыша кабин и др.), а загрязнение вертикальных поверхностей составляет примерно 10% от горизонтальных. При движении по загрязненной местности, особенно в дождливую погоду, преимущественному загрязнению подвергается ходовая часть автомобилей. Результаты полевых опытов показывают, что обработка колес автомобилей ГАЗ после движения по загрязненной местности в дождливую погоду снижает МД в кабине в 2 — 4 раза в зависимости от места измерений; МД определялась в девяти характерных точках кабины, которые определяют опасность для водителя.

Дезактивация путем равномерной обработки всего объекта без учета топографии РА загрязнения не эффективна. Во время движения транспорта по РА следу, образовавшемуся после взрыва ядерного боеприпаса, и по загрязненной местности после Чернобыльской катастрофы, избирательному и более опасному РА загрязнению в сухую погоду подвергаются: масляный фильтр, радиатор, отдельные узлы двигателя, задний борт и задняя часть кузова автомобиля, а в дождливую погоду — ходовая часть. Именно эти части автомобиля необходимо обрабатывать в первую очередь.

Приведем некоторые сведения, характеризующие топографию РА загрязнения [65] — за 100% принято наиболее загрязненная часть. Для бронетанковой техники такой частью являются колеса или гусеницы. Загрязнение воздухозаборной коммуникации составляет 16%, блока цилиндров — 36%, радиатора — 10%. Для автомобиля марки КамАЗ по отношению к заднему мосту, загрязнение которого принято за 100%, помимо моторной части РА загрязнению подвергается кузов (до 31%) и кабина (до 22%). Для машины типа УАЗ максимальное РА загрязнение обнаружено для блока цилиндров (100%), а загрязнение воздухозаборника, радиатора, поддона картера оценивается 30 — 50%. По другим данным [172] РА загрязнение наружных поверхностей оценивалось по 19 различным контролируемым участкам. При среднем уровне РА загрязнения 0,53 мР/ч были загрязнены центр левого борта — 1,6, правый и левый амортизаторы переднего моста — 1,2 и правый центр борта — 0,75 мР/ч. Приведенные сведения носят частный характер. Помимо перечисленных деталей и узлов повышенному загрязнению подвергаются рессоры, внутренние поверхности крыльев, диски колес, замасленные участки поверхности, часть выхлопной трубы и глушителя.

Особые трудности проведения дезактивации возникают в связи с РА загрязнением кабин и салонов. РА загрязнения заносятся с обувью и одеждой водителей и сопровождающего персонала и попадают с загрязненным воздухом [173]. Загрязнению подвергаются подножки

кабин, пол, приборы панели управления, сидения, рычаги управления, а также щели и узлы.

Таким образом, помимо особенностей РА загрязнения (см. гл. 3 и 17) дезактивация транспорта связана с неравномерностью его загрязнения и проникновением этих загрязнений в труднодоступные места.

Дезактивация достигает цели, когда остаточные РА загрязнения объектов, в том числе и техники, ниже допустимых норм. Эти нормы на основе существующих правил [62] декретируются органами здравоохранения. В табл. 21.2 приведены временные дифференцированные по зонам и видам объектов допустимые нормы РА загрязнения, которые приняты были в Чернобыле.

Характерной особенностью дезактивации техники, как и других объектов, явилась низкая эффективность, большой расход ДР и продолжительность обработки. Коэффициент дезактивации, определяемый по формуле (7.1), при всех неточностях и погрешностях измерений (см. § 7.4) для одного и того же объекта, обработанного в разных условиях одним и тем же способом, может отличаться в 5 раз и более, хотя значения его невелики. По этой причине приведем лишь некоторые обобщенные сведения по дезактивации техники (см. табл. 21.3).

Таблица 21.3

Эффективность дезактивации некоторых образцов техники

Способ дезактивации	КД	
	БРДМ	КамАЗ
Низконапорной струей		
воды (0,3—0,5) МПа	1,0—1,1/2,6*	—
0,15% ДР (СФ-2У)	1,2—1,7/11,0	1,1—1,6
1% ДР (СФ-3К)	1,1—1,6/3,3	1,3—1,9
Средненапорной струей		
воды (10 МПа)	1,1—1,2/2,3	—
0,15% ДР (СФ-2У)	1,2—1,3/11,0	5—25**
1% ДР (СФ-3К)	1,2—1,3/7,0	—

Примечание: * числитель — по гамма-, знаменатель — по бета-активным веществам; ** при температуре 60 — 70° С и расходе 550 — 750 л.

Низкая эффективность дезактивации зафиксирована при обработке военной техники. Так, КД гусениц составляет 1,4 — 1,7, а машин 2 — 3. Несколько выше эффективность изолирующих пленок (см. § 14.2). КД поверхности машин, окрашенных различными эмалями, повышается до 5. Заливка полости траков гусениц бронетанковой тех-

ники эпоксидной смолой позволяет повысить эффективность дезактивации подобной своеобразной дезактивирующей пленкой.

Для обработки техники требуется значительный расход воды. По существующим нормам для дезактивации автомобилей требуется 65 — 100 л 0,15% раствора СФ-2У, а время обработки колеблется от 20 до 40 мин. В ходе дезактивации после Чернобыльской катастрофы нормированный расход воды увеличился по крайней мере в 5 раз, настолько же увеличилось время обработки.

С учетом точности измерений $\pm 30\%$ (см. § 7.4) значения КД с учетом десятых и особенно сотых долей некорректны. Тем не менее в табл. 21.3 и в некоторых других случаях приведены КД с десятичным знаком с целью оценки возможных отличий, когда КД приближается к единице.

Приведем сведения [73] по эффективности дезактивации некоторыми растворами: 1 — на основе препарата СФ-2У; 2 — оксифоса Б; 3, 4 — бутилцеллозоля и тетрахлорэтилена; 5 — 10%-ной эмульсия РД-2 (см. § 11.4). КД и уровень РА загрязнения (числитель и знаменатель соответственно до и после дезактивации) изменяются следующим образом:

ДР раствор	1	2	3	4	5
Уровень РА загрязнения, мР/ч	18,0/17,3	40/14,3	38/5	13/1,4	1,3/0,07
КД	1,0	2,8	7,7	9,3	19

Рецептура РД-2 наиболее эффективна. При среднем значении КД, равном 19, и норме расхода рецептуры $3\text{л}/\text{м}^2$ эффективность дезактивации после двух-трех кратной обработки отдельных частей БРДМ не одинакова [172], а именно: КД для наружных поверхностей составляет 10, днища — 38, ходовой части — 20, двигателя — 5.

Следует отметить, что приведенные значения КД характерны для конкретного случая и в зависимости от условия РА загрязнения даже для одного и того же объекта могут отличаться, как в отношении всего объекта, так и его отдельных частей.

Особые трудности возникают при дезактивации вертолетов, которые пролетали через РА облако или над загрязненной местностью. Уровень загрязнения вертолетов неодинаков — двигателя — до 1200 мР/ч, радиаторов — до 1300 мР/ч [64]; втулки несущего винта — до 300 мР/ч; стыки клапанов соединения, жалюзи и поверхности некоторых элементов — до 100 мР/ч. Неравномерность РА загрязнения вызвала необходимость дифференциации способов дезактивации различных агрегатов, а именно: двигателя — парозежкционным способом, газозоудушногo тракта — раствором СФ-2У, водой и керосином; наружной обшивки, лопастей несущего винта и рулевых винтов — нагретым до 70° ДР порошка СФ-2У, водой и керосином; с последующей промывкой нагретой водой; кабины — пылеотсасыванием и протиркой раствором СФ-2У; мест размещения приборов и оборудования — ветошью, смоченной спиртом.

21.1.2. Дезактивация в стационарных условиях. Обработка транспорта на загрязненной местности ничего не дает практически, так как опасность облучения людей не снижается. Проведение дезактивации транспорта эффективна в том случае, когда она проводится на незагрязненной или слабо загрязненной местности.

Эта закономерность была обнаружена в 1966 г. во время дезактивации техники в условиях первичного и вторичного РА загрязнения после подземного ядерного взрыва с частичным выбросом грунта. В табл. 21.4 приведены по результатам восьми серий опытов среднее значение МД на рабочих местах бронетранспортеров (БРДМ), в кабине специального автомобиля (АРС), в кабине и кузове (кузов с тентом) автомобилей (ГАЗ и ЗИЛ). Всего было 17 единиц техники. Первичное РА загрязнение происходило РА частицами, медианный диаметр которых составлял 53 мкм [см. формулу (2.4)]. Вторичное загрязнение было вызвано движением техники по целине и по отвалу воронки, образовавшейся после подземного ядерного взрыва. В качестве рабочих мест были выбраны кабины, места для экипажа БРДМ, а также сидения в кузове автомобилей. Разброс измеренных значений МД значителен и достигал +50%. С учетом этого разброса МД от загрязненной техники составляет примерно от 5 до 30% МД, получаемой экипажем от загрязненной техники на загрязненной местности.

Таблица 21.4

Средние значения МД на рабочих местах

Условия РА загрязнения	Мощность дозы, мР/ч			
	ГАЗ	ЗИЛ	АРС	БРДМ
Первичное	0,2/2,2*	0,3/2,5	—	0,1/1,6
Вторичное	0,4/7,6	—	0,25/9,0	0,1/5,0

Примечание: * числитель — уровни загрязнения техники на незагрязненной местности, знаменатель — на загрязненной местности.

Дезактивация транспорта жидкостными способами на необорудованной, хотя и не загрязненной местности, невольно оборачивается перемещением РА загрязнений с обрабатываемой техники на окружающий ее участок местности, а сам участок после нескольких обработок превращается в месиво. По этой причине уже с первых дней после Чернобыльской катастрофы возникла необходимость стационарного оборудования мест дезактивации техники в виде станций по обеззараживанию техники (СОТ) и ПуСО. Их принципиальное отличие заключается в том, что на ПуСО помимо дезактивации техники происходит санитарная обработка людей и дезактивация одежды.

Основным элементом СОТ и ПуСО является эстакада для дезактивации транспорта (рис.21.1) с системой слива отработавшей воды и ДР.

В зоне ближайших и дальних РА выпадений (см. рис.3.1) были развернуты десятки СОТ, а 26 таких станций функционировали в Киеве для очистки городского транспорта: трамваев, автобусов и троллейбусов. Оборудование СОТ отличалось разнообразием. В некоторых случаях они развертывались на асфальтированных или бетонированных

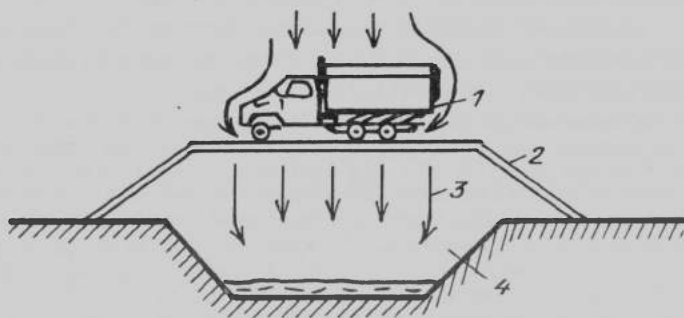


Рис.21.1.Эстакада: 1 — обрабатываемый объект; 2 — собственно эстакада; 3 — слив отработавшей жидкости (воды или ДР); 4 — отстойник для сбора слива

площадках, отстойники футеровались бетоном, имелись контейнеры для сбора загрязненного имущества. Зачастую оборудование СОР ограничивалось эстакадами, а слив производился в ямы. Некоторые СОР были оборудованы для дезактивации узлов и агрегатов после разборки техники. Основным оборудованием станции являлись специальные машины (АРС), которые позволяли производить дезактивацию струей воды и ДР на основе СФ-2У. Кроме того на некоторых станциях были машины для доставки воды и необходимых препаратов для приготовления ДР. В Киеве СОР оборудовались моечными машинами городского хозяйства. Независимо от оборудования и назначения на всех СОР был обязателен дозиметрический контроль до и после дезактивации.

Особое значение приобрела технология дезактивации и ее эволюция на ПуСО. Эволюция заключалась в последующем отказе развертывания этих пунктов на слабозагрязненной местности. В начальный период после катастрофы эта мера была оправдана, так как позволила значительно снизить распространение РА загрязнений. Тем не менее к декабрю 1987 г. уровни РА загрязнения на ПуСО Лелев составляли 0,1 мР/ч. Пройден был этап, когда ограниченные возможности ПуСО приводили к скапливанию многих объектов, дожидаящих своей очереди. Первоначально технология дезактивации была основана на незамкнутом цикле (см. рис.16.1). К концу 1986 г. началось строительство стационарных ПуСО, работа которых предполагалась на основе замкнутого цикла, в том числе и в зимнее время. В полной мере замкнутый цикл дезактивации на ПуСО осуществить не удалось.

Дезактивация транспорта на ПуСО строилась по принципу эшелонирования. Эшелонирование предполагало ступенчатую дезактивацию техники различными способами и в зависимости от уровня РА загрязнения. Принципиальная схема ПуСО и ступенчатая дезактивация транспорта приведена на рис.21.2. После прохождения площадки 1, где техника подвергалась очистке от естественной грязи и дозимет-

рическому контролю транспорт перемещался на эстакады площадки 2. Там проводилась дезактивация струей воды и раствором СФ-2У (первая стадия обработки). Подобная обработка позволяла удалить поверхностные РА загрязнения (см. рис. 4.1). В ходе второй стадии обработки, которая осуществлялась на площадке 3, применяли способы дезактивации, позволяющие обезвредить глубинные РА загрязнения. В зависимости от наличия средств и особенностей ПуСО эта стадия дезактивации осуществлялась средненапорной водной струей, применением ряда ДР (см. табл. 11.3 и 11.4), в том числе обеспечивающих удаление лакокрасочных покрытий, обработкой паром и парожидкостной струей.

Водные струи с давлением до 10 МПа создавались при помощи гидромонеторной установки ОМ-22616, позволяющей проводить обработку при температуре до 80° С. Для генерации пара применялись специальные машины (ДДА, АГВ) с давлением пара на выходе до 0,4 МПа. Дезактивации РА загрязнений в стыках, узлах, внутри кабины и в труднодоступных местах, особенно относительно моторно-ходовой части, предшествовала частичная разборка. Затем проводилась дезактивация узлов и агрегатов, замена прокладок и масла. Эти и другие работы составляющие третью стадию, проводились на площадке 4 ПуСО (рис. 21.2), и замыкали технологический цикл дезактивации.

Трудности при осуществлении этой стадии дезактивации заключались в обнаружении источника РА загрязнений, особенно когда остаточное РА загрязнение должно составлять 0,1 мР/ч (см. табл. 21.2). Достаточно нескольких РА частиц или даже одной,

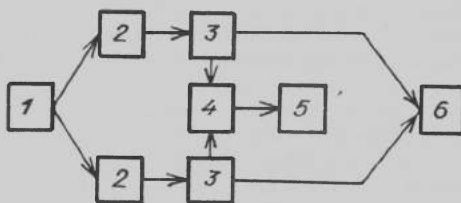


Рис. 21.2. Возможная принципиальная схема ПуСО (объяснения в тексте)

особенно горячей частицы, чтобы загрязнение всего агрегата превышало допустимую норму. Поэтому после дозиметрического контроля технология дезактивации предусматривала разборку основных загрязненных узлов [172]. К таким узлам для БРДМ относятся скаты колес, моторно-трансмиссионное отделение, двигатель, коробка передач, радиатор. Дезактивация рессор в неразобранном состоянии не эффективна; КД после обработки эмульсии РД-2 составляет 2,4. После разборки и троекратной обработки КД увеличивается до 70.

По другим данным [28] КД после обработки двигателя без разборки в среднем составлял 2,3, а после двукратной обработки с одновременной частичной разборкой он увеличивается до 5. Дезактивация транспорта с разборкой кропотлива и требует много времени, технология ее различных образцов неодинакова. Тем не менее дезактивация даже в этих условиях дешевле, чем выпуск нового образца.

После обслуживания транспорта и дозиметрического контроля, который осуществляется на площадке 5 (рис.21.2), обработанная техника, загрязненная ниже допускаемых норм, сосредотачивается на площадке 6, а затем использовалась по прямому назначению. Образцы транспорта, загрязнение которых было выше допустимых норм, подвергались повторной обработке, а в случае безрезультативности сосредотачивались в отстойниках, а затем значительная часть их была закопана в могильниках.

Дезактивация техники на ПуСО в зоне отчуждения, после пребывания их в отстойнике имела свои особенности [174], которые заключались в тщательной обработке наружных поверхностей, в том числе в гидроабразивных способом (см.10.2).

Для снятия верхнего загрязненного слоя краски применялись дезактивирующие пленки [28]. Одна из них формировалась на основе водного раствора поливинилового спирта концентрации 20% с добавкой 30% фтористоводородной кислоты. С использованием этих пленок КД поверхностей, окрашенных масляными и пентафталеновыми красками при начальном уровне загрязнения $0,03 \text{ кБк/м}^2$, достигал 3. Более эффективным оказались три композиции на основе поливинилбутирала: первая — с добавкой угольной кислоты, метиленхлорида и толуола, вторая — диметиленформамида, метиленхлорида, третья — изопропилового спирта, ацетона, бутилацетата и толуола. В состав этих трех композиций входят различные растворители. Это позволило варьировать композициями в зависимости от свойств окрашенных поверхностей и условий РА загрязнения. КД после обработки металлических поверхностей, окрашенных эмалью типа ХС, при том же уровне РА загрязнений достигал 30 вместо 3.

Дезактивация электрооборудования транспортных средств проводили путем погружения в раствор и орошением смесью фреона-113 (80%) и этилового спирта (20%). Двигатели дезактивировались в собранном состоянии — после снятия они специальными захватами переносились в герметичный бокс, где подвергались обработке струйными способами.

Часть ПуСО была оборудована закрытыми и отапливаемыми боксами. Кроме того имелись помещения для сушки средств защиты кожи, утепленные хранилища запасов воды, склад компонентов ДР, подсобные помещения для санитарной обработки, отдыха, обогрева и питания людей.

Помимо наземного транспорта на ПуСО было обработано 1600 единиц вертолетов, некоторые из них подвергались неоднократной обработке.

ПуСО были развернуты на незагрязненной и слабо загрязненной местности. В связи с этим пришлось сортировать технику, подлежащую обработке, в зависимости от уровня РА загрязнения. Необходимость подобной сортировки была вызвана уровнями РА загрязнений местности, где расположены ПуСО. При наличии фона от загрязненной местности определить остаточное (после дезактивации) загрязнение техники не представлялось возможным. В связи с этим, техника, уровень загрязнения которой в зоне превышал 20 мР/ч, обрабатывалась на ПуСО Копачи. КД не превышал 5. Затем было

развернуто ПуСО в Лелеве, где подвергалась дезактивации техника, уровень загрязнения которой после работы в 30 км был ниже 5 мР/ч зоне. После выхода из этой зоны на ПуСО Рудня, Рассоха, Дибровка остаточное загрязнение техники в результате дезактивации доводилось до существующих норм (см. табл. 21.2).

По проекту на ПуСО предполагалось три стадии очистки отработавших ДР путем оседания крупных РА частиц, коагуляции и флокуляции, а затем — ионного обмена (см. § 23.1). Очищенная таким образом вода должна быть вновь возвращена для дезактивации. Фактически замкнутый цикл обработки, включающий очистку жидких сред, был реализован не на всех ПуСО.

Всего через ПуСО и СОТ за пять лет прошли многократную обработку почти 1,5 млн. образцов техники и 6 млн. человек.

21.2. Дезактивация одежды

21.2.1. Особенности. Дезактивация одежды определяется особенностями РА загрязнения и свойствами материала, из которых она изготовлена.

Загрязнение одежды может происходить при контакте ее с загрязненной поверхностью и в результате осаждения РА аэрозолей, находящихся в воздухе (см. гл. 3 и 5). В отношении одежды имеет место поверхностное и глубинное загрязнение (см. рис. 4.1 и 4.2).

Опасность загрязнения одежды РА частицами определяется количеством прилипшей пыли и ее удельной активностью. Количество пыли на спецодежде рабочего в условиях запыленной атмосферы достигает 200 г в сутки [1, с. 188]. Удельная активность аэрозолей продуктов ядерного взрыва находится в пределах 41 — 520 мКи/г. В этих условиях расчетная РА активность за год на одежде может составлять от 0,214 до 0,940 мКи.

Проведенные исследования показали [38], что состав РН, загрязняющих одежду, изменяется с течением времени после Чернобыльской катастрофы. По данным на конец июля 1986 г. более 90% всей активности загрязненных курток и брюк приходилось на РН ^{95}Z + ^{95}Nb , ^{103}Ru , ^{106}Ru и ^{144}Ce . По истечении трех лет после катастрофы состав РН изменился и около 85% РА загрязнений определялись РН ^{106}Ru , ^{137}Cs и ^{144}Ce . Медианный размер РА частиц топливного происхождения на одежде через 1,5 лет после катастрофы составлял 5 мкм.

Для определения особенностей загрязнения одежды проводились исследования в специальной камере. Воздух загрязняли аэрозолями SrCl_2 , частицы которых имели медианный диаметр 0,8 мкм. Одновременно оценивали загрязнение одежды, белья и кожи. Соотношение между загрязнением одежды, белья и кожи составляло 15:5:1, т.е. белье загрязнялось в пять раз, а одежда в 15 раз больше, чем кожа. Естественно, что это соотношение зависит от концентрации РА загрязнений и времени загрязнения. С ростом концентрации РА частиц увеличивается абсолютное загрязнение одежды, белья и кожи и изменяется соотношение между их загрязнением.

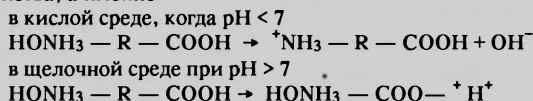
Эффективность дезактивации одежды определяется особенностями удержания РА загрязнений, которые характерны для хлопчатобумажных и шерстяных тканей. РА частицы помимо адгезии удержива-

ются ворсинками ткани, а РН проникают в глубь ткани в результате адсорбции и ионного обмена (см. § 4.2).

Хлопчатобумажное волокно представляет собой штопорообразную закрученную ленту, имеющую 50 — 80 витков на 1 см. Удельная поверхность волокна составляет 10^5 м²/кг, т.е. его можно отнести к мезопористым адсорбентам (см. табл. 13.1). Кроме того ткани можно рассматривать как капиллярно-пористые тела, глубинное загрязнение которых рассмотрено ранее (см. § 4.3).

Ионообменные свойства определяются строением ткани. Хлопок до 98,5% состоит из целлюлозы, молекулы которой построены из остатков глюкозы и соответствует формуле $(C_6H_{10}O_5)_n$. Свойства глюкозы определяются гликозидной связью (см. рисунок) и карбоксильными группами. Гликозидная связь устойчива к щелочам, но не способна противодействовать кислотам. Поэтому препараты для создания ДР не должны иметь кислую среду. Наличие карбоксидных групп обуславливает ионообменные свойства тканей, а ионообменная способность (см. табл. 13.2) целлюлозы по отношению к РН колеблется от 1,5 до 50 мг-экв. на 100 г элементарных групп — СООН. Она зависит от рН среды, природы РН и положения их ионов в лиотропном ряду (см. § 13.2), присутствия других ионов и загрязнения одежды.

Ионообменными свойствами обладает кератин шерстяных тканей. Кератин, как аминокислота в зависимости от рН среды может проявлять различные ионообменные свойства, а именно:



Кератин обладает амфотерными свойствами и может функционировать в качестве катионита или анионита в зависимости от рН среды.

Индивидуальные средства защиты (ИСЗ), к числу которых относятся защитные костюмы, фартуки, чулки, перчатки и др., могут изготавливаться из синтетических тканей и полимерных пленкообразующих материалов. Выбор и особенности дезактивации этих тканей и материалов подробно рассмотрены ранее [5].

Некоторые особенности РА загрязнений и дезактивации синтетических тканей, из которых изготавливается спецодежда, во многом аналогичны натуральным тканям, хотя адсорбция и ионный обмен осуществляются по механизму, определяемому природой синтетических материалов этих тканей.

Одежда может обрабатываться безжидкостными способами, среди которых наиболее распространен способ пылеотсасывания. Отдельные части одежды могут очищаться щетками, а снятая одежда — выкалыванием и вытряхиванием. Эффективность этих способов, однако, не велика, что вызывает необходимость использовать жидкостные способы дезактивации.

Попытка дезактивации одежды путем замачивания в 2%-ном растворе суспензии на основе глинистых сорбентов (монмориллонита, бентонита, полигорскита, полимигнита) в течение 10 мин. не привела к желаемым результатам: КД по отношению РН ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{239}Pu превышал 5, а в отдельных случаях был несколько больше единицы.

21.2.2. Стирка. К числу жидкостных специфических способов дезактивации одежды относятся стирка и экстракция.

Дезактивации стиркой подвергаются специальная одежда (комбинезоны, костюмы, халаты и др.), нательное белье и полотенца, ИСЗ другие изделия, изготовленные из тканей и защитных материалов.

Дезактивация стиркой, как и в других способах (см. § 11.1) осуществляется в две стадии. Первая стадия связана с удалением РА загрязнений с обрабатываемой поверхности в результате смачивания ткани преодоления адгезии, ионообменной адсорбции — эти и другие процессы обуславливают переход РА веществ с загрязненной одежды ДР. Вторая стадия процесса дезактивации связана с удержанием РА загрязнений в объеме ДР (см. рис. 11.2). Механическое перемешивание в процессе стирки позволяет более полно извлечь РА загрязнения которые находятся в складках, изгибах и в других труднодоступных местах одежды.

Перед стиркой производится дозиметрический контроль загрязненной одежды и сортировка этой одежды в зависимости от вида степени РА загрязнения, свойств тканей. Необходимость сортировки связана с тем, что допустимые уровни загрязнения α -активными препаратами ниже, чем β -активными. Кроме того возможна сортировка по типу одежды: верхняя, защитная и специальная, белье и т.д.

Согласно разработанной технологии предусмотрено четыре группы одежды, отличающиеся условиями РА загрязнения и их РН состав [175].

Возможен и другой принцип сортировки загрязненной одежды; зависимости от уровня РА загрязнения одежда подразделяется на пять групп [176]. После Чернобыльской катастрофы применялась ступенчатая и дифференцированная технология дезактивации одежды в зависимости от уровня РА загрязнения: при уровне загрязнения 10–30 МР/ч дезактивация проводилась в специальных стационарных прачечных, когда уровни загрязнения были в пределах 1 — 10 МР/ч, обработка осуществлялась в прачечных-химчистках и в банно-прачечных отрядах, при небольших уровнях загрязнений от 0,1 до 1 МР/ч обработка одежды проводилась на станциях обеззараживания одежды.

Основной стадией процесса дезактивации является обработка изд

лия в стиральных машинах. Режим стирки зависит не только от свойств обрабатываемых изделий, но и от состава ДР и их температуры. Композиции ДР, применяемые для стирки, формируются на основе тех же принципах, что и для дезактивации поверхностей (см. § 11.1). Кроме того возможны различные добавки, в частности жидкого стекла [176] для предотвращения повторного оседания РА загрязнений, отбеливателей и других компонентов, сохраняющих качество обрабатываемых изделий.

Технология стирки предусматривает чередование между собой операции собственно стирки, полоскания и отжима на центрифуге. Для каждой операции установлен свой режим: состав и концентрации ДР, температура среды и время обработки. Число стирок в процессе дезактивации может быть несколько, обычно по самому жесткому режиму их число не превышает четырех.

Большая часть РА загрязнений удаляется за первый цикл обработки. В последующем в раствор переходят РА вещества, которые не были удалены после первой обработки, а также вновь осевшие РА загрязнения.

Приведем данные по дезактивации стиркой после РА загрязнений в Чернобыле. Стирка осуществлялась в механических полевых прачечных (МПП), которые используются для обычной стирки и оборудованы стиральными машинами и центрифугами. При режиме обычной стирки (при температуре 25 — 50°) после трех полосканий по 5 мин. каждое, центрифугирования и сушки КД достигал 5. Кроме того дезактивация осуществлялась в спецпрачечных, находящихся при АЭС.

Эффективность дезактивации одежды [38, 136], загрязненной в зоне III в 1986, в спецпрачечной ЧЭАС по режиму 4 [175] в зависимости от сроков РА загрязнения и вида хлопчатобумажной одежды характеризуется следующими данными (в скобках приведен доверительный интервал при $P = 0,95$):

Дата	23.05	24.06	5.07
КД хлопчатобумажной спецодежды:			
неокрашенной	10(8 — 13)	2,8(2,1 — 3,7)	11(5 — 26)
окрашенной	11(8 — 21)	3,7(2,5 — 6,3)	16(8 — 31)

При начальном уровне РА загрязнений до 10 мР/ч эффективность дезактивации характеризуется данными, приведенными в табл. 21.5.

Таблица 21.5

Эффективность дезактивации партий окрашенной одежды по режиму № 1 [175] в спецпрачечной ЧАЭС 20 — 25.09.1986 г.; начальный уровень РА загрязнения до 10 мР/ч

Номер партий спецодежды	КД, в скобках — доверительный интервал	
	по γ -излучению	по β -излучению
1	6,0 (4,3—8,5)	9,0 (11—13)
2	3,1 (2,3—4,1)	10,0 (6—17)
3	7,4 (5,4—10,0)	7,4 (4,7—12,0)
4	3,5 (3,0—4,2)	14,0 (10,0—19,0)
5	4,5 (3,9—6,6)	7,2 (6,0—8,6)
6	5,6 (4,3—6,6)	2,6 (1,5—3,8)

Изменения РН состава в процессе дезактивации стиркой одежды (хлопчатобумажные куртки и брюки, уровень загрязнения до 30 мР/ч) в зависимости от времени после катастрофы (числитель на 7 — 8.07.86 г., знаменатель на 15 — 20.06.87 г.) характеризуются следующими данными [38]:

РН	(⁹⁵ Zr+ ⁹⁵ Nb)	¹⁰³ Ru	¹⁰⁶ Ru	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹⁴¹ Ce	¹⁴⁴ Ce
Состав, %							
до	43,0	12,0	7,8	0,8	1,6	6,3	28,5
дезактивации	9,1	—	22,6	5,0	13,8	—	49,5
после	41,3	17,0	9,2	0,7	1,2	5,8	24,8
дезактивации	6,6	—	18,8	7,7	20,3	—	46,6

Приведенные данные свидетельствуют о низкой эффективности дезактивации по сравнению с эффективностью дезактивации одежды, подвергшейся загрязнению продуктами ядерных взрывов [1,5]. Для тех же режимов стирки КД в последнем случае превышал 50.

Впервые была обнаружена низкая эффективность дезактивации неокрашенной хлопчатобумажной одежды, что связано с большей сорбционной емкостью неокрашенных тканей, а следовательно и менее полным извлечением адсорбированных РН в процессе стирки неокрашенных изделий.

Изменения РН состава вызваны периодом полураспада и временем с начала катастрофы и практически остаются постоянными до и после дезактивации, что свидетельствует о примерно равномерном удалении РН, несмотря на то, что β -активные продукты удаляются легче (табл. 21.5) по сравнению с γ -активными.

Дезактивация одежды стиркой в условиях эксплуатации АЭС [176] более эффективна — КД после стирки спецодежды составлял 50 — 98, а белья 50 — 83.

Недостаточная эффективность дезактивации одежды в Чернобыле заставила изыскивать пути интенсификации процесса дезактивации путем модификации существующих режимов стирки, введения глинистых сорбентов в водную среду, применения экстракционного способа дезактивации.

Модифицированный режим от существующих отличался повышенной температурой (на 10 — 20° С) моющей ванны при стирке и полоскании, сокращением продолжительности обработки и тем самым снижением вероятности повторного загрязнения за счет оседания РА частиц и увеличением числа операций полосканием. При использовании модифицированного режима 4 [175] предусматривается введение соды.

Результаты дезактивации стиркой по модифицированному режиму 1 в спецпрачечной Чернобыля (декабрь 1986 г. — партии 1 — 3; июнь 1987 г. — партии 4 — 6) в отношении неокрашенных образцов хлопчатобумажной спецодежды характеризуются следующими данными:

Номер партий	1	2	3	4	5	6
КД	18	19	12	82	39	23
Доверительный интервал	13—26	15—23	9—14	48—124	32—50	19—32

Дезактивация с помощью модифицированного режима более эффективна по сравнению с обычным режимом, сведения о котором приведены в табл. 21.5. Обращает внимание большой разброс значений КД, что свидетельствует о неравномерности РА загрязнения и дезактивации различных частей одежды [38, 64].

Добавка глины в ДР, используемый в процессе стирки, позволяет резко повысить эффективность дезактивации, которая по отношению к некоторым РН характеризуется следующими данными:

РН	⁹⁰ Sr	¹⁰⁶ Ru	¹⁴⁴ Ce	²³⁹ Pu	Смесь РН
КД по режиму 1	—	10	50	-	3,7
по режиму 4	550	26	150	-	19,0

Наиболее жесткий режим 4 [175] обеспечивает достаточную эффективность дезактивации одежды за счет сорбционных свойств глинистых минералов (см. § 13.4).

Стирка связана с большим расходом воды — на 1 т сухой одежды требуется до 60 м³ воды. Подвоз такого количества воды сопряжен с определенными трудностями. Поэтому пункты обеззараживания одежды развертываются вблизи источников воды, в том числе и артезианских колодцев. При стирке в МПП использовался незамкнутый цикл, а отработавшая вода относилась к низкоактивным отходам. Очистить такие объемы отработавшей воды не представлялось возможным; снизить отходы и свести к минимуму расход воды можно путем оптимизации режима стирки.

21.2.3. Экстракция. Экстракцией называют разделение смеси жидких или твердых веществ с помощью избирательного растворителя. Жидкой средой является растворитель, в качестве которого могут быть использованы дихлорэтан (СlСН₂ — СН₂Сl) [35, 73], трихлортрифторэтан (С₂Сl₃Ф₃) [177], тетрахлорэтилен (Сl₂С=ССl₂) и др. Способ

деактивации одежды с помощью растворителя называют экстракционным. Та часть РА загрязнения, которая извлекается растворителем из тканей переходит затем в растворитель. По отношению к РА частицам действие растворителя во многом схоже с действием ДР на основе ПАВ, особенно в первой стадии процесса деактивации.

Поверхностное натяжение растворителя $\delta_{жг}$ колеблется в пределах 26 — 32 мДж/м²; например для четыреххлористого углерода оно равно 26,4, а тетрахлорэтилена — 31,7 мДж/м², что даже несколько ниже по сравнению с водными растворами некоторых ПАВ. В соответствии с уравнением (4.2), а также ранее изложенным материалом (см. § 11.1) создаются благоприятные условия для смачивания, а следовательно и для контакта загрязненной одежды с растворителем. Смачивание создает необходимые предпосылки для осуществления первой стадии процесса деактивации — перехода РА загрязнений в растворитель.

Растворитель проникает между частицами загрязнений и снижает адгезию этих частиц. В свою очередь снижение адгезии способствует более полному удалению РА частиц и переводу их в растворитель. РА загрязнения, неадгезионного происхождения, после смачивания растворяются. Некоторая часть РН все же плохо удаляется растворителем — они удерживаются на тканях за счет ионообменных свойств, которые определяются условиями (4.6) и (4.7). Для удаления этих РН вводятся добавки, в том числе и комплексообразующие вещества (см. § 11.1). Обычно в растворитель добавляют не более 5% различных веществ, но они играют весьма важную роль в процессе деактивации.

Вторая стадия процесса деактивации заключается в переходе и удержании РА загрязнений в растворителе и в удалении этих загрязнений вместе с отработавшим растворителем. РА частицы удерживаются в объеме в результате механического воздействия, когда происходит перемешивание обрабатываемой одежды. Растворенные РН из области большей концентрации у обрабатываемой поверхности переходят в область меньшей концентрации в объеме растворителя и распределяются в этом объеме.

Эффективность деактивации экстракцией защитной одежды, загрязненной РН ⁵⁸Со и ¹³⁷Cs изучалась в [177]. КД при обработке защитной одежды на основе синтетической ткани в трихлортрифторэтане для сильно загрязненной одежды колеблется от 3 до 32. Причем увеличение числа циклов экстракции незначительно сказывается на эффективности деактивации — после пяти циклов первоначальный уровень РА загрязнения снизился лишь на 3%.

В Чернобыле деактивация одежды экстракцией проводилась на полевых автомобильных экстракционных станциях (ЭПАС), работающих на основе замкнутого цикла с регенерацией растворителя — дихлорэтана. В условиях РА загрязнения регенерацию все же не удалось осуществить. На этой станции помимо обработки растворителем проводилась обработка в водной среде. Обобщенные сведения по экст-

рационной дезактивации в зависимости от уровня РА загрязнений приведены в табл.21.6 [35,64].

Таблица 21.6

Эффективность дезактивации одежды в ЭПАС в зависимости от исходного уровня РА загрязнения

Способ дезактивации	Начальный уровень РА, мР/ч				
	1,2—2,0	3,0—5,0	5,0—10,0	18,0—20,0	40,0
Водный	$\frac{7-8}{0,2-0,3}$	$\frac{10-14}{0,3-0,35}$	$\frac{13-18}{0,4-0,75}$	—	—
Экстракционный	$\frac{10-14}{0,12-0,14}$	$\frac{16-18}{0,16-0,30}$	$\frac{14-20}{0,5-0,7}$	$\frac{16-18}{1,0-1,2}$	$\frac{13-25}{1,6-1,8}$

Примечание: числитель — КД; знаменатель — уровень остаточного РА загрязнения

Дезактивация в ЭПАС более эффективна чем при обработке в МПП. Экстракцией можно подвергнуть дезактивации любые виды одежды, в том числе и защитной из полимерных и прорезиненных материалов. В этом несомненное преимущество способа, но экстракция в отличие от стирки требует больших затрат, а растворитель менее доступен и дороже воды. Расход растворителя определяется жидкостным модулем, равным количеству растворителя в литрах, затрачиваемого на обработку 1 кг одежды. Обычно жидкостный модуль колеблется от 2,3 до 6,0 л/кг в зависимости от применяемого оборудования и растворителя, степени загрязнения и вида одежды.

Экстракция, как правило, осуществляется на основе замкнутого цикла. Основным этапом этого цикла является мойка, а затем производится центробежный отжим и сушка одежды горячим воздухом; в некоторых технологических схемах последняя стадия отсутствует. Отработавший растворитель фильтруется и подвергается регенерации, в том числе и методом перегонки. Часть растворителя в процессе регенерации безвозмездно теряется, а сама регенерация требует дополнительной аппаратуры и затрат, что сказывается на стоимости всего процесса дезактивации.

Дезактивация одежды стиркой и экстракцией является основными способами дезактивации. Для их осуществления можно использовать оборудование коммунальных предприятий городов. Предпочтение следует отдать дезактивации стиркой. Однако возможность этого способа ограничены в отношении обработки шерстяных и суконных изделий и связана с большим объемом отработавших растворов. Применение экстракции ограничено большими затратами и необходимостью использования дорогостоящего оборудования. Поэтому дезактивация

экстракцией рекомендуется в тех случаях, когда исключается возможность дезактивации стиркой.

22. Санитарная обработка и дезактивация продовольствия

22.1. Санитарная обработка

22.1.1. Изоляция кожных покровов и биозащита. РА загрязнения воздействуют на человека в результате попадания на кожные покровы, облучения, при вдохе воздуха и с пищей. Последние два возможных канала поступления РА загрязнений будут рассмотрены ниже (см. § 22.2 и гл. 23). Основные мероприятия направлены на исключение условий РА загрязнений человека, т.е. на защиту от них и профилактику. Помимо ИСЗ для профилактики загрязнения кожных покровов открытых участков тела разработаны и применяются изолирующие пленки в виде мазей, паст и специальных кремов. Они же могут выполнять и дезактивирующие функции (см. § 14.3).

Радионуклиды не в состоянии достигнуть кожи и закрепиться на изолирующей пленке, которая выполняет роль экрана. Кроме того изолирующие пленки должны соответствовать определенным санитарно-гигиеническим требованиям: отсутствие вредного воздействия на кожу, сохранение своих защитных свойств по крайней мере в течение нескольких часов, возможность легкого удаления водой или мыльными растворами.

Изолирующий слой из паст, кремов и мазей имеет свои особенности. Для паст — это наличие твердых наполнителей, к числу которых относится глина, песок, тальк, древесные опилки, крахмал, пемза и др. Эти наполнители являются одновременно и сорбентами (см. гл. 13). Кроме того вводят ПАВ, комплексообразующие вещества и некоторые электролиты (см. табл. 11.2). Эти добавки способствуют связыванию РН. Дезактивирующая функция паст реализуется в определенной последовательности; их наносят на загрязненные кожные покровы, в частности на руки и после выдерживания определенного времени образующуюся корку осторожно удаляют.

Коэффициент дезактивации определяется составом пасты [1, с.185]. Для пасты, состоящей из 75% глины, КД изменяется в зависимости от вводимых ПАВ следующим образом:

ПАВ	Сульфано	Алкилсульфат	ОП-7
КД	55	33	12

Когда в качестве наполнителя применяют глину, КД после обработки пастой равен 55, а при добавке пемзы КД увеличивается до 62. Пемза выполняет роль сорбента и повышает эффективность дезактивации.

После загрязнения кожных покровов соединениями плутония применяют высококонцентрированные (96%) глиняные пасты с добавкой некоторых ПАВ и карбоксиметилцеллюлозы. Для других РН вместо глины вводят каолин, а в качестве остальных добавок хозяйственное мыло и кальцинированную соду.

Возможна стадийная обработка кожных покровов после загрязне-

ния $\text{Pn}^{32\text{P}}$, $^{55/59}\text{Fe}$, ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{131}I , ^{226}Ra пастой, содержащей диоксид титана, слабую серную кислоту и кварцевые частицы. После каждой стадии обработки паста смывалась водой. В результате трехстадийной обработки КД увеличивается с 13 до 17. Некоторые пасты содержат относительно большое количество (до 10%) комплексобразующих веществ для связи РН.

Сорбционные способности глины и пемзы неодинаковы для различных РН. Радионуклиды Sr , Nb и Zr способны адсорбироваться и удаляться вместе с сорбентами в противоположность Pn^{144}Ce , ^{166}Ru , ^{239}Pu . В последнем случае глина и пемза сообщает пасте необходимые механические свойства.

Разработаны различные варианты применения пасты, в которых роль сорбента и одновременно ПАВ выполняют моющие средства. Так, пасты на основе моющего препарата "Новость" наносятся на руки и растираются до появления "белой перчатки", а затем нанесенный слой смывают водой.

Мази и кремы в отличие от паст содержат растительные или минеральные жиры, воск, стеарин, эфиры и другие подобные вещества, в том числе и синтетические продукты на силиконовой основе. Кремы и мази чаще используются в качестве излерирующих пленок.

Возможно универсальное применение изолирующих и дезактивирующих пленок из аэрозольных упаковок [110]. В состав композиции этих пленок входят сульфенол (ПАВ) и лимонная кислота. Помимо защиты кожных покровов эти же пленки применяют для дезактивации инструментов. После обработки инструментов уровень РА загрязнения снижается до $8 - 65 \text{ кБк/м}^2$ (КД изменяется от 50 до 400). После двукратной обработки КД увеличивается в 3 раза, а после трехкратной — загрязнение становится на уровне фона.

Изолирующие пленки предотвращают РА загрязнения открытых участков кожи, но не исключает возможность β - и γ -облучения людей. Для снижения этой опасности служит биозащита. Принцип действия биозащиты, заключающаяся в поглощении излучения изолирующим слоем, рассмотрен ранее (см. § 9.4).

Биозащита может быть индивидуальной и групповой. Первая из них нашла применение в защитной одежде с накладками из свинца (жилеты, фартуки, плавки, юбки и др.), а также путем применения экранов из различных материалов. Летчики вертолетов имели комплект защитных поясов весом каждый 48 кг и толщиной свинцового листа в 5 мм. Свинцовые прокладки ставились под парашютами и имели форму кресел экипажа.

Групповую биозащиту, применяемую в ТС, можно условно разделить на три группы. К первой группе относятся биозащита кабин из свинца толщиной 100 мм и коэффициентом ослабления МД на рабочих местах не менее 1000. Подобная биозащита использовалась для машин, в тех случаях, когда уровни РА загрязнения дезактивируемых объектов превышали 100 Р/ч.

Машины с биозащитой второй группы работают на местности с МД десятки рентген в час, а коэффициент ослабления МД составляет

100 — 200. Третья группа биозащиты рассчитана на работу в местах, где МД составляет единицы рентген в час, а коэффициент ослабления — 5—20.

Первые две группы биозащиты в Чернобыле применялись для ТС, работающих на промплощадке. К числу этих ТС относятся разградительные машины, тяжелые бульдозеры, краны и погрузчики. Третья группа применялась в отношении строительной техники (бетононасосы, экскаваторы, траншеекопатели, легкие строительные краны) и автомобилей, работающих на загрязненной местности.

В качестве основного материала применялся свинец, коэффициенты линейного и массового поглощения которого максимальны (см. § 9.4). Смотровые окна кабин изготовлены из свинцового стекла. Групповые средства биозащиты использовались комплексно в сочетании с герметизацией кабин, фильтрованием воздуха, дозиметрическим контролем и приборами телевизионного и перископического наблюдения.

Применение биозащиты не ограничивалось ТС. Возможно использование защитных экранов для предотвращения облучения персонала и лиц, занимающихся дезактивацией. Бетонный защитный экран, в частности, был смонтирован при ликвидации последствий аварии в Три Майл Айленд [17] для снижения МД и снижения облучения персонала, занимающегося дезактивацией.

В некоторых помещениях неповрежденных блоков ЧАЭС на оконных проемах были установлены свинцовые шторы в качестве коллективной биозащиты.

22.1.2. Дезактивация кожных покровов и санитарная обработка. Изолирующие пленки и биозащита не исключает возможность попадания РА загрязнений на отдельные участки кожных покровов. РА вещества в зависимости от их состояния либо загрязняют внешнюю часть кожи, либо могут проникнуть вглубь. Твердые РА частицы за счет адгезии и волосяного покрова кожи закрепляются лишь на ее поверхности. Для растворов РН кожа является биологическим барьером, особенно для нерастворимых РН тяжелых металлов урана и тория. Ряд РН, находящихся в растворе, сравнительно легко преодолевают защитные барьеры и проникают в кожу. К таким растворам относятся азотнокислый раствор плутония, спиртовой раствор ^{224}Ra , солянокислый раствор ^{90}Sr и ^{89}Sr , азотнокислый ^{144}Ce , солянокислый ^{106}Ru . Доля РН, проникших через кожу зависит от природы растворенного РН и для солянокислого раствора ^{89}Sr колеблется в пределах от 0,5 до 4,2% в зависимости от времени от 1 до 24 ч.

Попавшие через кожу РН могут распространяться в организме и

действовать таким же образом, как и при внутреннем введении с пищей или воздухом.

Радиоактивные загрязнения могут вызвать β -ожоги. Они были обнаружены в сентябре 1988 г. в городе Кировограде у двух рабочих [15]. Источником РА загрязнения явился РА порошок элементов прибора, попавшего на свалку. Возможны β -ожоги от горячих частиц в Чернобыле [34].

Наибольшие трудности возникают, когда РА загрязнение сопровождается термическими ожогами и химическим воздействием, в частности азотной кислотой [178]. После РА загрязнения ^{210}Po кожа была обработана по истечению 5 мин. раствором, содержащим 3% мыла и комплексобразующего вещества оксатиола. Остаточная активность составила 26,3%. По истечению 1 ч. после загрязнения остаточная активность уже увеличилась до 72%, т.е. эффективность дезактивации была очень низкой. Добавка этилового спирта в раствор и пяти-десяти кратное промывание кожи ватно-марлевыми тампонами позволило повысить эффективность дезактивации и снизить остаточную активность до уровня 1,6—2,3%. Дезактивация ожоговых поверхностей под действием РН ^{137}Cs и ^{89}Sr в концентрированных щелочах изучалась в работе [179]. В случае ожогов, под действием химических реагентов нарушается барьерная функция кожи и растет резорбция, т.е. проникновение РН в кожу. В 10%-ном растворе NaOH за 6 ч. резорбция РН ^{137}Cs составляет 51,5%, а ^{89}Sr — только 0,11%. Это объясняется тем, что РН цезия находится в ионной форме, а стронция — в малорастворимой форме в виде гидроксида. Если произвести дезактивацию сразу после РА загрязнения (ДР содержит 10% гексаметафосфата натрия и 5% борной кислоты), то удаляется 95—99% РН ^{137}Cs .

Довольно просто с кожных покровов удаляются РА частицы. Почти полностью очищается кожа от РА частицы диаметром 1,5—47 мкм водой или водными ДР [1, 180]. Причем, большая часть РА частиц удаляется уже при первой обработке. При попадании РА пыли в рот, нос и уши их промывают водой или водным раствором перманганата калия.

Труднее проводить дезактивацию кожных покровов, загрязненных твердыми солями РА веществ. Однократная обработка таких участков кожи дезактивирующими растворами не дает требуемой эффективности; нужна повторная обработка. Более эффективным является дезактивация с помощью порошкообразных препаратов или паст, но и в этом случае при трехкратной обработке КД не превышает 35.

Еще большие трудности возникают при дезактивации кожных покровов тех РН, которые преодолели биологический барьер и проникли в глубь кожи. В этих случаях эффективность дезактивации определяется еще и состоянием кожных покровов и зависит от анатомической целостности кожи и наличия кожного жира. КД кожных покровов кролика и поросенка, загрязненных смесью РН, для неповрежденной кожи составил 10—13, а для кожи, после обработки нождачной бумагой — лишь 6—10 [1, с.179]. Кожа покрытая жиром дезактивируется лучше, чем обезжиренная спиртом или эфиром. В первом случае КД составляет 12—100, а во втором 7—12.

Продукты распада радия, попавшие на кожу совместно с масляными загрязнениями, которые можно имитировать вазелином [1, с. 181], удаляются сравнительно легко. Если тройная обработка водой осуществлялась сразу после РА загрязнения, то КД достигал 200. В случае загрязнения кожи оксидами урана эффективность обработки снижалась примерно в 10 раз, а спустя некоторое время после загрязнения еще в 3 раза.

Дезактивацию кожных покровов поросят, загрязненных РН ^{137}Cs , проводили с помощью лейкопластыря [180]. Ленты лейкопластыря наносились на загрязненные участки кожи, а затем после определенной экспозиции отдирались. Эффективность дезактивации зависела от экспозиции контакта пластыря с кожными покровами; после 1 ч удалялось 57% загрязнений, после 2 ч — 64%, а после 24 ч — 85%.

Часть РА веществ все же может попасть не только на открытые участки, но и слабозащищенные части кожного покрова. Тогда возникает необходимость обработки всей поверхности кожи человека. Такая обработка именуется санитарной. Она проводится преимущественно, как санитарно-гигиеническое мероприятие. В конце работы после снятия защитной одежды или спецодежды санитарная обработка, которая заключается в промывке нагретой водой, снимает усталость, освежает и придает бодрость. Санитарная обработка отличается от гигиенической помывки дозиметрическим контролем РА загрязнений кожных покровов, определенной последовательностью для предотвращения вторичного РА загрязнения, организацией стока воды, ее сбора, заменой белья и одежды и другими особенностями.

Вода и водные растворы моющих средств обладают дезактивирующим действием. Эффективность дезактивации водой определяется природой РН и характеризуется следующими данными [1, с. 181].

РН	^{131}I	^{137}Cs	^{24}Na	^{32}P	^{45}Ca
КД при экспозиции					
загрязнения:					
менее 1 ч	14	12	33	50	50
более 1 ч	3	8	25	—	14

Если обработку провести сразу после загрязнения, то КД в случае загрязнения кожи РН ^{131}I достигает 100. Приведенные здесь сведения по эффективности дезактивации кожных покровов характерны лишь для конкретных случаев.

Все же обработка кожных покровов водой недостаточно эффективна, повысить КД можно применением нагретой воды. Первая обработка кожи нагретой водой снимает загрязнение примерно на порядок, еще более эффективна многократная обработка, а добавка обычного мыла или моющих средств позволяет достигнуть необходимой эффективности обработки.

Добавки, вводимые в водную среду, не должны раздражать кожу и способствовать впитыванию РН. Впитывание отсутствует после обработки кожи водным раствором препарата ОП-7 после загрязнения раствором азотнокислого плутония, а в случае загрязнения солями

радия и урана впитывание исключалось после дезактивации раствором препарата "Новость". При загрязнении кожных покровов торием в водный раствор добавляли динатриевую соль ЭДТА.

Введение в раствор смягчающих кожу добавок сказывается на эффективности дезактивации. Добавки глицерина и ланолина (2%) снижают КД примерно в 1,5—3 раза при дезактивации рук, загрязненных ^{239}Pu . Поэтому питательными кремами можно воспользоваться только после дезактивации моющими растворами.

Единого состава ДР для обработки кожи при загрязнении различными РН не существует. В случае загрязнения смесью РН ДР могут иметь сложный состав [1, с.183]. Для дезактивации кожи, загрязненной продуктами деления ^{235}U из смеси более десяти РН применялся ДР, в состав которого входят натриевые соли фосфорной, лаурилсульфоновой и угольной кислот, а также ЭДТА; КД равен 16—32. Эффективная дезактивация кожи после загрязнения полонием, который легко адсорбируется и впитывается, достигается раствором унитиола (2,3 димеркаптопропансульфатом натрия).

Подбор моющих средств, которые применяются для обработки рук, осуществляют на основе принципов, изложенных ранее (см. п. 11.1). Совместное использование в растворе сульфонола (5%) и гексаметафосфата натрия (20%) повышает КД до 25, а ДР, из отдельных компонентов менее эффективны, — КД примерно в 2 раза ниже.

Практически в различных странах и в лабораториях используются многие композиции ДР, а в широкую практику внедрены только некоторые из них. После Чернобыльской катастрофы санитарная обработка, обязательная для всех лиц после работы на загрязненной территории, проводилась путем помывки с использованием обычного мыла.

22.2. Дезактивация продовольствия

22.2.1. Особенности и способы. РА загрязнения пищевого сырья — животных и растительных организмов — оборачивается загрязнением продовольствия. Кроме того сами продукты питания могут подвергнуться РА загрязнению.

Полнота дезактивации продовольствия как и других объектов контролируется предельно допустимыми поступлениями (ПДП), которые определяются в единицах удельной активности и согласно международным рекомендациям на 1991 г. на основные продукты питания были следующими [181]:

Продукты	Детское питание	Молочные	Жидкие	Другие виды
ПДП по отношению				
Бк/кг к РН:				
^{90}Sr	75	125	125	750
^{131}I	150	500	500	2000
^{137}Cs	370	1100/1800*	370	—

* числитель — сгущенное, знаменатель — сухое молоко.

Для молока и кисломолочных продуктов ПДП по отношению к РН ^{137}Cs составляет 370 Бк/кг. Низкие уровни характерны для РН ^{90}Sr , как наиболее опасного из перечисленных РН. По отношению к нему определялся ПДП для зольных пищевых продуктов, который составлял $1,8 \cdot 10^{-3}$ Бк/кг, т.е. на 4—5 порядков меньше, чем для продуктов питания [182].

Для пищевых продуктов, подвергшихся дезактивации, в зависимости от удельной активности предполагаются следующие меры: полный

запрет на использование в пищу, на откорм скоту и переработку; изменение технологии хранения, переработки и способов дальнейшего использования; потребление в пищу при определенных условиях.

Основным источником поступления РН в рацион после Чернобыльской катастрофы в мае-июне 1986 г. явились молоко, мясо и частично зеленые овощные культуры (салат, петрушка, зеленый лук и др.), так как другие продукты были из урожая прошлого года.

Даже в Шотландии 9 — 10 июня 1986 г. удельная активность РН ^{131}I в молоке составила 12 Бк/кг, меньше допустимой нормы, но все же более значительной по сравнению с обычными условиями. После аварии в Уиндскейле (Англия, 1957 г.), которая держалась в тайне, было закуплено и уничтожено большое количество молока.

В ФРГ [183] обнаружены два пика удельной активности загрязненных продуктов питания в 1963—64 гг. после серии испытаний ядерного оружия (числитель) и после Чернобыльской катастрофы в 1986—87 гг. (знаменатель) по отношению к РН ^{137}Cs и ^{134}Cs Бк/кг: баранина — 80/30, говядина — 30,4/-, пшеница — 7/0,2, ячмень — 10/0,4, картофель — 5/0,4, яблоки — 20/0,4, молоко — 20/0,7, рыба озерная — 157/22. РА загрязнения продуктов после ядерных испытаний были больше, чем после Чернобыльской катастрофы.

Средние значения удельной активности пищевых продуктов после Чернобыльской катастрофы в районе региональных выпадений РН ^{137}Cs (числитель) ^{90}Sr (знаменатель) в Бк/кг равны: зерна злаков — 5,44/5,92, листовые овощи — 60,3/18,5, картофель — 1,85/4,07, столовые корнеплоды — 1,48/5,55, мясо говядины — 11,1/1,48, свинина — 3,7/0,15, молоко — 2,96/5,17 [189]. Из приведенных данных следует, что в этих условиях загрязнение продуктов питания ниже допустимых норм.

Особенности РА загрязнения пищевого сырья предопределяют особенности последующей дезактивации. РА вещества, попадая в растения распределяются в них. В яблоках РН ^{90}Sr большей частью находятся в кожуре, а в мякоть переходит меньше половины [1, с.236]. Значительная часть этого РН в луке переходит в шелуху. Удельная активность РН ^{90}Sr распределяется в пшенице следующим образом: зерно — 0,81, отруби — 2,21, мука — 0,16 Бк/кг, а в рисе: зерно и отруби — 0,18 Бк/кг, после помола — 0,04 Бк/кг, зернопродукты, пшеница, рис и другие загрязняются главным образом с внешней стороны, а в отруби переходит большая часть РН.

В яйцах РН ^{90}Sr сосредотачивается главным образом в скорлупе: удельная активность составляет 13,0 Бк/кг, в яичной массе она снижается до 0,06 Бк/кг.

Овощи и фрукты, имеющие гладкую поверхность (помидоры, яблоки, сливы и др.), загрязняются главным образом снаружи, а в случае шероховатой поверхности сложной конфигурации, например капуста, персики, малина и др. — РА загрязнения могут проникнуть в глубь. Если сыпучие пищевые массы находятся в емкости или навалом, то РА загрязнения могут проникать внутрь этих масс, в частности для зерна на 5—6 см, муки — 0,5—1,0, крупы — 1—2, соли — 0,5—1 и сахара до 1,2 см.

Продовольствие, как правило, хранится в таре, мешках, ящиках, полимерных упаковках. Тара способна удерживать 80—100% РА загрязнений, т.е. служит своеобразной изолирующей средой. Поэтому в первую очередь подвергается дезактивации тара — протирание щетками, пылеотсасыванием, струей воды, влажным тампоном и другими способами. Во всех случаях, в том числе и в процессе дезактивации, необходимо избежать возможности попадания РА загрязнения в продукты питания.

К дезактивации продовольствия необходимо подходить очень тщательно. Способы дезактивации продовольствия следует рассматривать в зависимости от его состояния — твердого, сыпучего или жидкого — и с учетом особенностей самого продукта.

Дезактивация путем снятия верхнего загрязненного слоя характерна для таких продуктов, как рыба, мясо, хлеб, сливочное масло, овощи и фрукты и др. В отдельных случаях продукты оставляют на длительное хранение для самодезактивации (см. § 7.1).

Фрукты и овощи, имеющие шероховатую поверхность и сложную конфигурацию, перед употреблением следует тщательно помыть, а у яблок, груш, персиков и других подобных продуктов снять кожуру. Промывка особенно эффективна, когда загрязнение произошло РА частицами. В работе [185] рассмотрены особенности РА загрязнения и дезактивации основных овощей и фруктов Кубы. Глубина проникновения РН следующая: 1311 — 1 мм, Sr — 2 мм, Cs — 3 мм. После РА загрязнения с экспозицией 1 ч проводилась промывка струей воды (1 мин), выдержка 1 ч в ДР (состав: уксусная кислота 0,5 и 2,0%, поваренная соль 0,5 и 2%), вторичная промывка струей воды (1 мин). После сушки проводились срезы толщиной от 1 мм до 10 мм с целью определения глубины проникновения РН и необходимой безопасной толщины среза верхнего загрязненного слоя.

Помидоры, огурцы, редис, собранные с некоторых участков 30 км зоны в Чернобыле после тщательной промывки и отделения ботвы становились безопасными к употреблению.

Некоторые виды продуктов (рис, фасоль и др.) после промывки необходимо тщательно высушить. При загрязнении корнеплодов (картофель, лук, морковь, свекла и др.) короткоживущими РН их можно оставить в поле на некоторое время для естественного РА распада. После уборки урожая корнеплоды тщательно очищают от грунта, про-

мывают и еще раз очищают. Легко подвергаются дезактивации такие продукты, которые защищены естественным изолирующим слоем, удаляемым перед употреблением, например, зерно, горох, капуста, фасоль, картофель, цитрусовые, дыня и др.

Дезактивацию зерновой насыпи проводят удалением верхнего загрязненного слоя, избегая перемешивания с нижележащими слоями. Поэтому верхний загрязненный слой снимают пневматическими устройствами для погрузки зерна. Возможно нанесение на поверхность зерна мучного смета и заливка его водой; образующаяся после высыхания корка, выполняющая роль дезактивирующей пленки, снимается вместе с РА загрязнениями. Подобным образом дезактивируют муку, которая хранится в насыпи. Если РА загрязнения проникли в глубь зерновых продуктов, то тогда зерно необходимо промыть, для чего используют мельничные моющие машины, а затем зерно сушат. Дезактивация зерновых насыпей — процесс трудоемкий, требующий постоянного дозиметрического контроля.

Дезактивация продовольствия происходит в процессе переработки пищевого сырья. Подобным образом дезактивируется сахар, получаемый из сахарной свеклы, масляничные и волокнистые культуры. Дезактивации продуктов сопутствует консервирование. В процессе подготовки продуктов к консервированию их предварительно промывают и бланшируют, т.е. обрабатывают паром. При этом удаляют РА вещества. Когда консервируют овощи или фрукты, загрязненные РН ^{90}Sr , КД достигает 6. КД при дезактивации в процессе консервирования других продуктов составляет: шпината — 1,3; зеленого горошка — 3,5; моркови — 1,3; помидоров — 1,5; персиков — 2,0 [1, с.238].

Кипячение сухих губчатых и пластинчатых грибов в течение 30 мин позволяет извлечь 77% РН ^{137}Cs [186]. При варке овощей удаляется примерно половина РН ^{35}S .

22.2.2. Дезактивация молока. Из всех пищевых продуктов особое значение приобретает дезактивация молока [181, 187]. Точнее — освобождение молока от РА загрязнений по аналогии с водой следовало бы назвать очисткой, но этот термин в отношении молока не прижился. Молоко один из основных источников поступления в организм РН [186].

Еще в 1960 г. в молоке были обнаружены различные РН, в том числе ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{140}La [181]. После Чернобыльской катастрофы в молоке были преимущественно РН ^{134}Cs , ^{137}Cs и особенно ^{131}I . РН иода хорошо адсорбируются в желудке коровы, а затем попадают в молоко.

Радионуклиды РН ^{131}I в молоке распределяется неравномерно: в молозиве в 2—3 раза больше иода, чем в его жировой фазе. Вариабильность концентрации РН ^{131}I в молоке в расчете на 1 л удоя составляет 1,25 — 13,1%, а в 1 л молока суточного потребления от 0,25 до 0,42% РН ^{137}Cs .

Соотношение между РН ^{137}Cs и ^{90}Sr в молоке в период испытания ядерного оружия было 10:1, а после Чернобыльской катастрофы оно изменилось от 50:1 до 40:1, т.е. РН ^{90}Sr в молоке значительно меньше, чем в ^{137}Cs . Общее же количество РН по мере уменьшения его концентрации в молоке можно представить в виде следующего ряда: $^{131}\text{I} > ^{45}\text{Ca} > ^{137}\text{Cs} > ^{90}\text{Sr}$.

На практике можно использовать следующие способы дезактивации молока — технологический и ионообменный, а также с помощью сорбентов [181]. Технологический способ заключается в переработке загрязненного молока на сливки, сметану, масло, творог, сыр, сухое, сгущенное молоко, при этом получается продукт с более низким содержанием РН, значительно ниже допустимых норм.

В связи с тем, что РН ^{90}Sr соединяется с белками, необходимо разрушить эти соединения и перевести этот РН в растворимую фазу. Для этого молоко подкисляют лимонной или соляной кислотами, с которыми стронций образует растворимые соли. В последствии эти соли легко удаляются вместе с сывороткой и пахтой, которые получают в процессе переработки молока.

При сепарировании основная масса РН, особенно йода и цезия, удаляются с обезжиренным молоком, а получающиеся сливки содержат значительно меньше РН. Чем выше жирность сливок, тем меньше в них РН — при обезжиривании могут удаляться до 90% РН ^{131}I , ^{137}Cs и ^{90}Sr . При сбивании сливок в масло происходит дальнейшее удаление РН. В итоге в продукте остается лишь 1—3% первоначального количества РН. Основная часть РН остается в пахте. В топленом масле РН остается еще меньше, чем в сливочном: ^{90}Sr и ^{137}Cs практически отсутствуют, а содержание РН ^{131}I снижается до десятых долей процента по отношению к содержанию в исходном молоке. Следует учесть, что при длительном хранении сливочного масла, а также и топленого (по крайней мере свыше года) происходит самодезактивация за счет естественного РА распада (см. § 7.1).

Для получения козеина, творога и сыра необходимо свертывание молока. В случае приготовления сыра сычужным способом (русский, голландский, костромской и др.) до 80% РН ^{90}Sr переходит в готовый продукт. В случае использования кислотного способа производства кислотомолочных сыров, творога и пищевого казеина РН ^{90}Sr образуют растворимые соли, которые выводятся вместе с сывороткой в процессе пресования продукта. При использовании этого способа до 80% РН ^{131}I и ^{137}Cs , также как и при сычужном способе остаются в продукте.

Сгущенное сухое молоко рекомендуется изготавливать при загрязнении продукта короткоживущими РН ^{131}I , а использовать готовый про-

дукт можно только после 6—12 месяцев его хранения. Оставшиеся после переработки сыворотка и пахта обычно уничтожаются.

Таким образом, технологические способы дезактивации позволяют по крайней мере в 3—4 раза снизить РА загрязнения готового продукта. Если загрязнение молока в 2—3 раза выше допустимой нормы для РН ¹³¹I, то молоко перерабатывается на все виды молочных продуктов. Когда загрязнение превышает норму в 3 раза, а РН имеют период полураспада до 20 сут, то можно производить все виды молочных продуктов, кроме сливок и сметаны.

Собственно дезактивация молока осуществляется путем ионного обмена и применением сорбентов [181]. Ионообменная адсорбция (см. § 13.3) осуществляется с использованием катионита КУ — 2—8 час в смешанной форме. Удаление из молока РН катионов цезия и стронция идет в соответствии со схемой (13.6). После катионита обработка молока осуществляется анионитом АВ — 17—8 час в гидрокислой форме или хлорформе. В анионите идет удаление анионов РН ¹³¹I согласно схеме (13.7). Процесс дезактивации включает следующий цикл: подготовку ионитов и при необходимости их регенерацию; фильтрацию через катионит и анионит; мойку и регенерацию ионитов. Разработана установка, производительностью 10 м³/ч, коэффициент очистки превышал 10. Состав молока после ионообменной адсорбции практически не изменялся — не снижалась его биологическая питательная ценность [181].

В качестве сорбента (см. §§ 13.1 и 13.2) использовался модифицированный силикагель, обладающий избирательной адсорбцией по отношению к РН цезия и частично РН стронция. Коэффициент распределения равен соответственно 9 и 3,5. Фильтрация молока происходит через гранулированный силикагель; причем 1 объем сорбента способен очистить 70 объемов молока, а в последующем требуется его регенерация. Кроме того в качестве сорбентов использовался цеолит (клиноптилолит), обладающий большой селективностью по отношению к РН ¹³⁷Cs и меньшей к ⁹⁰Sr. Один объем цеолита способен обработать 50 объемов молока, но в отличие от силикагеля цеолит не поддается регенерации [181].

Целлюлозно-неорганический сорбент [99] использовался для дезактивации молока. Эффективность органической массы сорбента (всего 8 г) в зависимости от количества пропущенного молока по отношению к РН ¹³⁷Cs характеризуется следующими данными (начальная объемная активность 1,23 · 10⁻⁵ Ки/л):

Количество молока, л	0,2	0,5	1,0	2,0	3,0
Остаточная активность, 10 ⁻⁸ Ки/л	6,4	7,8	11,0	5,8	7,1
Коэффициент очистки	143	125	121	143	125

Коэффициент очистки превышает 100, что обеспечивает достижение требуемой полноты дезактивации.

Таким образом, дезактивация молока специфична; она может осуществляться в процессе переработки молока и с использованием ионитов и сорбентов. Предпочтение все же следует отдать технологическим способам дезактивации, которые позволяют получить готовые безопасные продукты питания.

23. Очистка воды и воздуха; применение роботизированной техники

23.1. Очистка воды

23.1.1. Очистка водоемов и дождевых стоков. Способы очистки воды, которые были рассмотрены ранее (см. § 15.1, 15.2) реализуются в совокупности или порознь в зависимости от целевого назначения, которое предопределяется источниками РА загрязнений и особенностями самой загрязненной воды. В связи с этим следует рассмотреть очистку водоемов, промышленных и аварийных сбросов и отработавших ДР. Под водоемами следует подразумевать колодцы, реки, озера, а так же стоки в них.

В реках и озерах РН могут находиться в трех различных состояниях [188] в виде растворов их (истинных и коллоидных); суспензии, образующей осадок, и перешедших в биомассу, в том числе и в слой ила. Суммарное содержание РН в слое ила изменяется от 50 до 99% по экспоненте на глубине 0,2, 1,0 и 10 см [188]. Одни и те же РН могут находиться в различных состояниях. РН кобальта, рутения, иода, стронция, рубидия распространены в трех различных состояниях примерно равномерно. РН цезия больше в грунте, а примерно 50% церия переходит в биомассу. Подобное распределение РН для других водоемов может быть иным.

Распределение РН в водоемах обуславливает способ их очистки. Если до Чернобыльской катастрофы очистка водоемов проводилась эпизодически, то после катастрофы она приняла массовый характер. Наибольшую опасность представляли РН, растворенные в воде. Для очистки от них в воду, в частности в р. Припять, сбрасывались с самолетов и вертолетов сорбенты-цеолиты и силикагель. В качестве профилактических мероприятий возводились дамбы и другие гидротехнические сооружения (см. § 17.1). Потребовались большие массы природных сорбентов в качестве своеобразных гидрозатворов.

Для оценки пригодности природных сорбентов проводились испытания в статических условиях путем смешения навески сорбента с РН и оценки активности профильтрованных растворов. Результаты испытаний, удерживаемых сорбентом РН, следующие [189]:

РН	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru
Степень очистки % % сорбент,:				
глина Дашуковского месторождение	99,0	97,1	98,1	85,8
то же с добавкой NaCl	100	100	100	100
бентонит (Болгария)	22,8	96,1	98,0	0
глина Бураковки	44,4	98,2	97,8	46,7
песок Копачи	16,7	91,2	90,5	24,2
грунт	0	72,8	70,9	0

Глины Дашуковского месторождения, особенно с добавкой NaCl, обладают наибольшей адсорбционной способностью и были рекомендованы в качестве сорбентов гидрозатворов различных сооружений. Приведенные сведения получены в статических условиях и являются относительными; они не могут характеризовать фактическую степень очистки загрязненной воды в реальных динамических условиях. С учетом огромных размеров фильтрующей поверхности и массы почвенных фильтров суммарная производительность очистных сооружений после Чернобыльской катастрофы огромна и исчисляется кубическими километрами в 1 ч.

В зависимости от степени РА загрязнения различают слабую и повышенную активности дождевых стоков с промплощадки ЧАЭС и г. Припяти [35]. Слабая активность связана с попаданием стоков с кровли зданий и дорожных покрытий в городскую сеть ливневой канализации. Стоки повышенной активности возникли на территории промплощадки.

Технология очистки стоков слабой активности заключалась в следующем: загрязненный сток поступал в карты, проходя через фильтрующую загрузку, где РА загрязнение снижались на два порядка, а затем очищенная вода поступала в пруд — охладитель. Загрязненная вода с повышенной активностью предварительно обрабатывалась в аккумулялирующей емкости, где производилась очистка путем седиментации (см. § 15.1). Из аккумулялирующей емкости на 240 м^3 с помощью плавучей насосной станции вода подается в карту. Карта — это открытая железобетонная емкость, ограниченная разделительными стенками. В нижней ее части расположены дренажные ниши и трубы, через которые фильтрат уходит за пределы карты. Карта представляет собой гигантский фильтр, дренажные трубы которого заполнены слоями щебня высотой 30 см, адсорбента и ионита (200 см), клиноптилолита (вид цеолита) и песка (30 см). Производительность одной карты $1470 \text{ м}^3/\text{сут}$. Для стоков слабой активности сооружены пять рабочих и одна резервная карта, а повышенной — три рабочих и одна резервная. Годовая производительность десяти карт — очистка $30,2 \text{ млн. м}^3$ загрязненной воды. При скорости фильтрации $5 \text{ м}/\text{сут}$ степень очистки по отношению к РН $^{134,137} \text{ Cs}$ составляла 98—99%; по суммарной γ -активности — 94—95%, тоже по общей β -активности.

В мае — июне 1986 г. в районе Чернобыля было очищено более 3000 штатных колодцев, а в городскую сеть включены артезианские скважины.

Для селективной очистки природных водоемов, в том числе колодцев и водосброса, от РН цезия и стронция применялись клиноптилолит и ферроцианидный сорбент [28]. После переработки на специально созданной установке с использованием этих сорбентов концентрация РН в очищенной воде не превышала $5 \cdot 10^{-11} \text{ Ки}/\text{л}$, что гораздо ниже допустимых норм [62].

23.1.2. Очистка промышленных сбросов и трапных вод. Разделим условно очистку воды в зависимости от условий РА загрязнений на промышленные сбросы и так называемые трапные воды. К промышленным сбросам относится загрязненная вода контуров ЯЭУ и после дезактивации этих контуров, а так же образующаяся в результате аварийных выбросов, примером которых является авария в Три Майл Айленд. К трапным относятся отработавшие ДР, вода санпропускников и после дезактивации одежды, очистительные воды фильтров и др. В отличие от промышленных стоков трапные воды образуют малоактивные отходы.

В общем виде технологическую схему очистки воды можно представить при помощи табл. 23.1, как совокупность различных способов. Горизонтальными стрелками в этой таблице показаны возможные технологические цепочки. Если загрязнение воды обусловлено РА частицами, которые образуют суспензию и (или) коллоидный раствор, то их удаление осуществляется седиментацией или оседанием (см. § 15.1), а также путем ускорения этого процесса за счет флокуляции и добавок различных реагентов. Фильтрация (см. § 15.1) и выпаривание (см. § 15.2) позволяют избавиться как от РА частиц, особенно высокодисперсных, так и от растворенных РН. С помощью ионообменной адсорбции (см. §§ 13.3—13.5) и мембранной технологии (см. § 15.2) удаляются растворенные РА загрязнения.

Расположение способов очистки в определенной последовательности не означает, что все способы должны применяться в конкретной технологии дезактивации. Возможны различные сочетания нескольких и применение даже одного способа очистки — все диктуется конкретными условиями. Остановимся на более характерных случаях сочетания фильтрации с ионообменной адсорбцией, что позволяет очистить образующийся после дезактивации контуров АЭС (см. рис.18.1) ДР [85, 86, 144].

Радионуклиды РН $^{60} \text{ Co}$, определяющие радиационную обстановку [86], в зависимости от циклов обработки и состава ДР могут находиться в дисперсном состоянии (частицы шлама) или в виде катионов. После первого цикла дезактивации раствором щавелевой кислоты в растворенном состоянии находится 70% РН, а после второго цикла доля растворенного РН возрастает до 99%. В результате фильтрации отработавшего ДР через катионит (смола Ки) и ионообменной реакции [см. условие (13.6)], коэффициент

Способы очистки воды



очистки достигает 100. Причем катионит одновременно задерживает РА в виде шлака, но он бессилен по отношению к РН в форме анионов. Такую форму приобретает в щавелевокислом растворе комплекс трехвалентного железа $[\text{Fe}_2(\text{C}_2\text{O}_4)_3]^{3-}$ и РН хрома в виде аниона CrO_4^{3-} . По этой причине технологический цикл очистки отработавшего ДР помимо катионита включает анионит АВ-17, действие которого характеризуется условием (13.7).

На рис. 23.1 приведено распределение МД по высоте загрузки фильтра, когда время его работы составляет 100—130 мин. Подобные распределения получены и для различных стадий обработки от 20 до 320 мин [86]. После первой обработки (кривая 1), когда значительная часть РА загрязнений находится в виде шлаковых частиц, распределение улавливаемой активности по толщине фильтра более или менее однородно. Для последующих этапов очистки (кривые 2 и 3) максимум на кривой очистки активности смещается к основанию фильтра, что свидетельствует об уменьшении доли шлаковых частиц и усилении ионообменных процессов, которые идут во времени (см. § 13.5).

В промышленных условиях фильтры для очистки отработавших ДР могут входить в качестве составного элемента циркуляционного контура, используемого для дезактивации активной зоны реактора [85].

Очистка воды была одним из основных мероприятий по снижению последствий аварии в Три Майл Айленд [73].

Помимо ионообменной смолы для обработки более 22 тыс. м³ высокоактивной воды была разработана деминерализующая система, которая погружалась в загрязненную воду. В результате работы этой системы из воды удалялось до 99% (коэффициент очистки достигал 100) продуктов деления и прежде всего РН цезия и стронция. Система

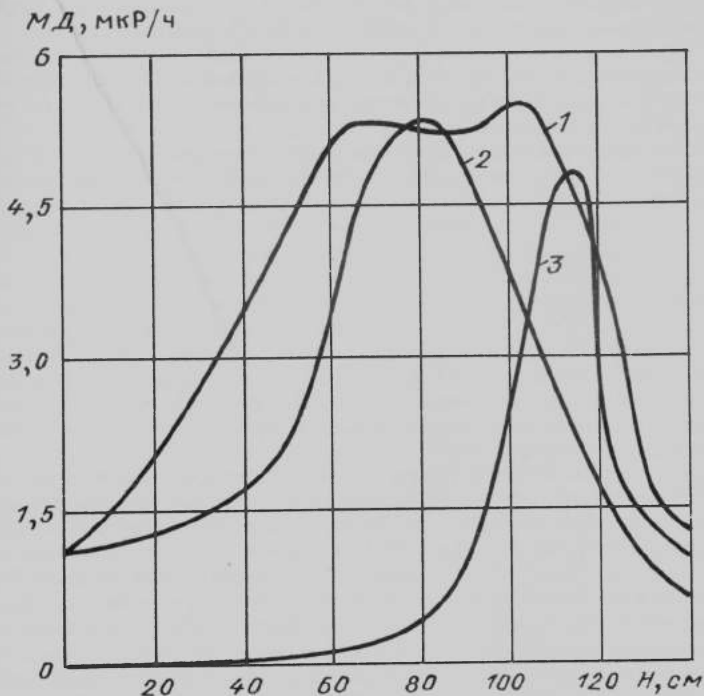


Рис. 23.1. Распределение МД γ -излучений по высоте (Н) загрузки фильтра очистки отработавшего щавелевокислого раствора после дезактивации внутренних поверхностей циркуляционных насосов

включала три цеолитные колонки и одну колонку заполненную канионитом. Эффективность очистки [103] после каждого цикла фильтрации (объем цикла 460 м^3) загрязненной воды (а очистка считается достигнутой, когда остаточная активность по стронцию составляет 0,1 % начальной) характеризуется следующими данными в зависимости от циклов обработки:

Циклы	1	2	3	4	5	6
Остаточная активность, %:						
после 1-й колонки	13,8	22,7	29,5	34,5	38,3	41,4
после 2-й колонки	0,10	0,92	2,14	3,62	5,21	6,81
после 3-й колонки	0	0	0	0,17	0,35	0,60
после 4-й колонки	0	0	0	0	0	0

По мере увеличения числа циклов обработки одной и той же шихтой растет доля активности пропускаемой фильтром, т.е. фильтр теряет свои защитные свойства. Одной загрузкой четырех колонок фильтра можно обеспечить с определенным запасом очистку 2760 м^3 загрязненной воды [103], а затем требуется перезарядка шихты; отработавшая шихта подвергалась остеклованию и захоронению. По отношению к РН цезия защитные свойства цеолитовых фильтров выше, хотя остаточная активность составляла 0,003% вместо 0,1% для

стронция. После шести циклов обработки уже 2-я колонка, а не 4-я, как при очистке воды от стронция, обеспечивает безопасный уровень РА загрязнения воды.

Погруженная система использовалась так же для очистки отработавшего загрязненного раствора, полученного после регенерации ионообменных смол, которые поглотили 11 кКи РА цезия после прохождения через колонки аварийного сброса сильно загрязненной воды.

Регенерация и десорбция РН из загрязненных ионообменных смол достигается путем закачивания раствора гидроксида натрия NaOH. Ионный обмен происходит в соответствии со схемой (13.6), а именно:



В результате ионного обмена отработавший раствор обогащается РН цезия, для удаления которого используется та же деминерализующая система.

Удаление РН ^{137}Cs и ^{134}Cs , находящихся в ионной форме в системе очистки тяжелой воды, осуществляется под действием селективного сорбента $[\text{K}_2\text{CoFe}(\text{CN})_6]$, импрегнированного 4%-ным водным раствором поливинилового спирта и синтетической ионообменной смолой [190]. При помощи электродиализа, диализ под действием электрического поля (см. § 15.2), удалось почти полностью удалить РН и в 10 раз сократить расход сорбента на очистку загрязненной воды.

Очистку специально приготовленного модельного раствора, содержащего РН ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{60}Co активностью 10^{-7} Ки/л, проводили [98] с использованием комбинированного сорбента из клиноптилолита и вермикулита; коэффициент очистки составлял 104—105. Затем эти сорбенты были использованы для очистки сточных вод, которые содержали РН ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{144}Pr и ^{90}Sr . Активность сточных вод колебалась от $5,2 \cdot 10^{-7}$ Ки/л до $2,5 \cdot 10^{-4}$ Ки/л. Коэффициент очистки при пропускании загрязненного раствора до 1500 колоночных объемов составлял $5 \cdot 10^3$ по γ -активным и $9 \cdot 10^2$ по β -активным препаратам, т.е. был меньше по сравнению с эффективностью при очистке модельного раствора.

Для очистки воды от РН ^{90}Sr использовались вулканические туфы, собранные в различных пирокластических горных образованиях Италии. Степень извлечения РН стронция из стоков с низкими уровнями активности составляла 92—99% в зависимости от сортамента туфов [191].

Для повышения производительности фильтрующей шихты использовались синтезированные неорганические соединения на основе фосфатов и гексацианферритов циркония. Полученные адсорбенты обладали селективностью по отношению к РН цезия, а ресурс работы фильтра исчислялся 100 тыс. колончатых объемов [119].

Очистка воды в бассейнах при заводах по переработке ядерного топлива проводилась путем седиментации и фильтрации через ионообменные фильтры. В результате седиментации на дне бассейна образовались отложения толщиной 3—6 мм, которые удалялись затем механическим путем, а сами фильтры были заполнены ионитами в виде гранул. Седиментация — продолжительный процесс (см. § 15.1); его ускорить можно введением различных реагентов, к числу которых относится негашеная известь (карбид кальция) СаС. Она способствует коагуляции РА загрязнений и интенсифицирует их седиментацию [192].

Очистку водной среды отработавшего ядерного топлива от α -излучающих актиноидов ^{238}U , ^{237}Np , ^{240}Pu и продуктов деления ^{95}Zr , ^{144}Ce и ^{106}Ru проводили при помощи слабоосновного анионита [191]. Он способен удерживать актиноиды, которые образуют с Na_2CO_3 карбонатные комплексы, например $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$ и $[\text{NpO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$. Возникшие неустойчивые комплексы выпадают в осадок.

В процессе седиментации и выпаривания (табл. 23.1) образуются осадки, для концентрирования которых может применяться фильтрация. На сетчатом цементном дне емкостей формируется фильтрующий слой, состоящий на 80—90% из песка. Подобные слои позволяют концентрировать образующиеся осадки путем фильтрации через них

избытка воды, содержащейся в осадке. В дальнейшем создаются благоприятные предпосылки для удаления самого осадка вместе с фильтрующей средой в процессе дезактивации емкостей.

Из всех применяемых способов очистки воды особенно эффективно выпаривание. Причем технологический цикл выпарных установок предусматривает предварительную очистку загрязненной воды за счет седиментации и работу нескольких (обычно 2—3) выпарных аппаратов. В частности, коэффициент очистки воды в выпарных устройствах [коэффициент теплопередачи, см. формулу (15.4), составлял 1300—1500 Вт/м², а расход пара 5,2 — 6,2 т/ч], сравнительно высок и достигает 104. Выпарные аппараты используются также для концентрирования жидких РА отходов [125].

Фильтрация в комбинации с другими способами применялась для очистки смазочного материала. Комбинированная обработка предусматривала [121]: фильтрацию для удаления твердых РА частиц; центрифугирование, чтобы избавиться от воды; химическую обработку с водными растворами этилендиамина в тетраацетатной кислоте для связи РН с последующим центрифугированием полученной эмульсии. Обработку проводили дважды. Степень очистки для РН ¹³⁷Cs, ⁵⁴Mn и ⁶⁰Co составляла соответственно 200, 100 и 40. РН ⁵¹Cr, ⁵⁹Co, ⁵⁴Fe эффективно удалялись лишь после повторной обработки.

Очистку смазочного масла, используемого в машинах работающих в условиях радиоактивности, в частности в циркуляционных насосах первого контура, проводили путем введения в масло порошкообразного сорбента в количестве до 5% от массы масла. В качестве сорбента применялся грунт с добавкой бентонита, активированного серной или фосфорной кислотой [194]. Порошок сорбента выполнял своеобразную роль префильтра. Адсорбируя РН он затем пропусклся через фильтр, который задерживал его вместе с частицами РА загрязнений.

При очистке трапных вод, особенно отработавших ДР при замкнутом цикле дезактивации, возникает необходимость избавиться от находящихся в них ПАВ и моющих средств. Они вспенивают воду и способствуют уносу РА загрязнений из выпарного аппарата в конденсат, что снижает степень очистки. Вследствие адсорбции молекул ПАВ экранируется поверхность ионитов, затрудняется ионный обмен (см. § 13.4) и извлечение РН из водной среды. Возникает необходимость предварительной очистки сбросных вод от ПАВ, которая достигается при помощи специальных методов. К числу их относятся: озонирование, разрушающее ПАВ; применение мембранной технологии — диализа (см. § 15.2) и электродиализа; воздействие микроорганизмов, пожирающих вредные примеси. В некоторых случаях, особенно при незначительных концентрациях ПАВ, традиционные способы очистки воды (фильтрация, седиментация и др.) позволяют одновременно снизить до допустимых норм концентрацию ПАВ.

В Чернобыле возникла необходимость очистки отработавшей воды буровых скважин для артезианских колодцев. Технология очистки предусматривала две стадии — в первой стадии осуществлялось введение бентонитовой глины и негашеной извести из расчета 3—6 кг/м³. После адсорбции РН на поверхности глиняных частиц и слипания этих частиц происходила седиментация укрупненных агрегатов. После отстаивания в течение 2 ч образовалось 30 л осадка из расчета на 1 м³ бурового раствора. Коэффициент очистки от РН ¹³⁷Cs достигал 10, а по отношению к РН ¹⁴⁴Ce — увеличивался до 100. Вторая стадия [101] предусматривала фильтрацию при скорости 2—5 л/ч, после которой активность раствора снижалась до 6,6 · 10⁻⁶ Ки/л, что ниже нормы.

В атомной энергетике при обычных условиях ежегодно скапливается несколько десятков тысяч кубических метров трапных вод, из них до 25% приходится на сбросы спецпрачечных. В работе [119] дана оценка возможных способов очистки трапных вод. Выпаривание требует сложного оборудования, а аппаратура для осуществления этого способа — не проста в эксплуатации. Иониты обладают недостаточной селективностью. Экономически оправдано применение минеральных сорбентов (см. § 13.4), при помощи которых достигается и необходимая эффективность и селективность. Еще большую эффективность можно получить с использованием комплексных методов обработки

сбросов спецпрачечных, содержащих ПАВ. Комплексная обработка включает коагуляцию и образование агрегатов из РА загрязнений под действием гидроксида железа и последующую седиментацию в отстойниках; фильтрацию, в том числе с использованием природных сорбентов, а для отдельных РН — и ионтов; концентрацию стоков и повторную коагуляцию взвесей РА загрязнений в присутствии электролитов. В некоторых случаях возможно концентрирование трапных вод в выпарных аппаратах. Все стадии комплексной очистки мало зависят от присутствия ПАВ [195]. Трапные воды с содержанием ПАВ до 2,5 г/л очищаются по отношению к РН ^{137}Cs до 10^{-10} Ки/л.

В Чернобыле объем трапных вод был значительно больше, чем в условиях плановой эксплуатации объектов атомной энергетики. Значительная часть стоков, как и на ПуСО (см. § 21.1) не очищалась, а сбрасывалась в котлованы и уходила в почву, подвергаясь естественной фильтрации и вместе с тем загрязняя ее.

Представленный материал не претендует на исчерпывающее изложение проблем очистки воды, а приведен лишь в качестве иллюстрации, подтверждающей возможность сочетания различных способов обработки загрязненной воды.

23.2. Очистка воздуха

Различные способы очистки воздуха (см. § 15.3) применяются в ходе промышленной эксплуатации ЯЭУ, для индивидуальной и групповой защиты людей и в аварийных ситуациях.

Выбросы РА продуктов при работе АЭС в виде аэрозолей инертных РА газов и в основном долгоживущих РН. Доля РН 1311 в выбросах АЭС с ВВЭР составляет 1,5—3,7%, а АЭС с РБМК — 3,5—42% [126]. Соотношение изменяется в зависимости от режима работы реактора, а для других реакторов оно может быть другим. Распределение РА частиц подчиняется нормально логарифмическому закону в соответствии с формулой (2.4); медианный диаметр изменяется от 0,2 до 3,7 мкм, причем основная доля активности приходится на частицы диаметром 0,2—0,8 мкм, т.е. на высокодисперсную фракцию, очистка воздуха от которой наиболее трудна.

На АЭС монтируются приточные, циркулярные и вытяжные вентиляционные системы [126]. В приточной системе воздух, подаваемый в помещения, подвергается конденционированию (охлаждению или подогреву) и очистке от атмосферной пыли. Степень очистки достигает 90%, что снижает возможность поступления неактивных частиц, которые могут стать центрами образования РА аэрозолей. Рециркуляционная система обеспечивает необходимые температурно-влажностные условия для нормальной работы, а вытяжная система осуществляет очистку воздуха путем улавливания РА аэрозолей и РН иода. Вытяжная система создает разрежение в диапазоне 50—200 Па, скорость движения воздуха у дверей и люков не должна быть меньше 0,3 м/с, а в период ремонта необслуживаемых помещений — 1 м/с. Соблюдение этих условий предотвращает выход загрязнений в чистые помещения [126].

Одна из возможных принципиальных схем рециркуляционной системы приведена на рис. 23.2. Для вытяжной системы 1 вместо калорифера 2 монтируется защитная оболочка 7 и быстродействующий отсечный кран 8 (5 — вентилятор, 6 — выходной патрубок).

Основными узлами очистительной системы являются фильтры 3 и 4 для улавливания РА аэрозолей и РН иода. Помимо ранее рассмотренных фильтров на основе фильтрующих материалов (см. §§ 15.1 и 15.3) возможно применение менее дорогостоящих аппаратов. К числу их относится циклонный сепаратор для очистки от РА пыли в системе сброса газов на объектах ядерной энергетики и атомной промышленности [196].

Сепаратор действует по принципу закручивания воздушного потока, центробежное воздействие которого увлекает РА частицы и отделяет их от воздушной среды. В результате двухступенчатой очистки удаляется примерно 98—99% РА частиц.

Помимо вентиляционных систем возникает необходимость улавливания РА аэрозолей из воздушной среды и в других случаях. Так, подавление РА аэрозолей, генерируе-

мых в подземных урановых рудниках, осуществляется с помощью мокрого скрубера. Происходит резкое снижение концентрации не только РА аэрозолей, но и долгоживущих РН [197].

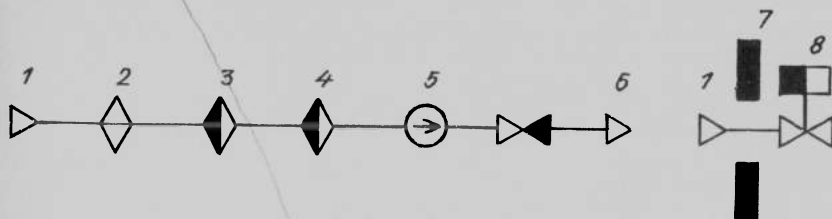


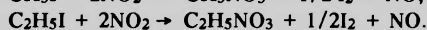
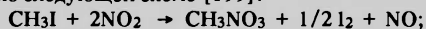
Рис. 23.2. Принципиальная схема рециркуляционной системы очистки воздуха (пояснения в тексте)

После сжигания РА отходов, образующихся на АЭС, необходимо очищать отходящие газы. Улавливание РА загрязнений происходит в сетчатых трубках, внутренняя поверхность которых покрыта фильтрующим слоем из минеральных волокон. Этот слой задерживает РА пыль и сажу. Фильтрующий слой по мере его заполнения РА загрязнениями сбрасывается с сетчатой основы, которая затем очищается пылесосами, и на очищенную поверхность вновь наносится фильтрующий слой. Подобная операция проводится два раза в год [198].

Очистка дымовых газов, содержащих РА отходы может производиться ступенчато [157], а именно в двух последовательных керамических фильтрах: через реактор, заполненный слоем шарообразных насадок, нагретых до высокой температуры, и при помощи мокрой очистки с использованием воды. В результате такой ступенчатой очистки удаляются РА частицы и газообразные РА продукты.

По принципу замкнутого цикла, который используется в противогазе, возник проект гигантского фильтра над аварийным четвертым блоком ЧАЭС. Предполагалось, что кратер аварийного реактора должен накрываться гигантским зонтом и колпаком из графитовой ткани; по графитовому трубопроводу предусматривался отсос выбросов РА продуктов на специальный фильтр, но этот проект не был реализован из-за опасности чрезмерного нагрева деструктивной массы в кратере аварийного блока.

Особые трудности возникают при очистке газов от РН иода. Для удаления иода в форме его соединений применялись цеолиты в присутствии оксида азота NO_2 . Процесс улавливания идет по следующей схеме [199]:



При скорости воздушного потока 2,3 см/с и его температуре 25° С кинетика процесса адсорбции РН ^{131}I на цеолите характеризуется следующими данными:

Время, ч	5	10	15	20	
Адсорбция CH_3I , мг		21	26	48	59

По мере увеличения времени фильтрации растет количество улавливаемых соединений иода, но по истечении 25 ч наблюдается максимум улавливания, а затем наступает насыщение и эффективность адсорбции снижается.

Для очистки воздуха от РН иода можно использовать водо-воздушный эжектор [200], который совмещает работы фильтров 3 и 4 (см. рис. 23.2). Коэффициент очистки

по отношению к РН ^{131}I может достигать 40. Особенно эффективен этот аппарат при очистке воздуха помещений.

Рассмотрим особенности очистки воздуха в средствах индивидуальной и групповой защиты людей. Индивидуальная защита осуществлялась с использованием респираторов на основе ФП (см. § 15.3).

Эффективность работы респираторов типа "Лепесток" проверяли при помощи γ -спектрометрического и оптико-радиографического методов анализа фильтрующих элементов [201]. Определены активность и размер улавливаемых респиратором РА частиц, а также — радионуклидный состав. Исследования проводились в два этапа: первый — 28.07.1986 г., второй — 18.12.1987 г. во время забивки дубелей в помещении третьего блока.

В первый период, когда концентрация РА аэрозолей в воздухе колебалась от 6,1 до 270 Бк/м³, в ближайшей зоне в течение 5—20 ч уловлено γ -активного аэрозоля общей активностью от 88,5 до 4180 Бк в расчете на один респиратор. Наибольший вклад в суммарную γ -активность вносили следующие РН: ^{95}Nb (24,9—34,7%), ^{144}Ce (20,1—28,3%), ^{95}Zr (17,0—25,5%). Кроме того обнаружены РН ^{103}Ru , ^{141}Ce , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{106}Ru , ^{140}La и ^{134}Cs .

Количество условленного респираторами γ -активного аэрозоля обеспечивало очистку воздуха, что свидетельствовало о необходимости использования индивидуальных средств защиты органов дыхания.

Во второй период спустя 17 месяцев после катастрофы, когда концентрация РА веществ составила 52 Бк/м³, респиратором было уловлено аэрозолей с общей γ -активностью 189 Бк, а основной вклад в активность несли РН ^{144}Ce , ^{106}Ru , ^{137}Cs [201].

Из 40 условленных РА частиц четыре несли почти половину всей γ -активности. Средний размер этих частиц колеблется от 0,7 до 1,1 мкм, а активность частиц от 11,9 до 30,5 Бк (от $3,21 \cdot 10^{-10}$ до $10,7 \cdot 10^{-10}$ Ки), т.е. подобные частицы можно отнести к горячим (см. § 2.4).

Таким образом, респираторы типа "Лепесток" с фильтром Петранова надежно защищают органы дыхания от наиболее опасных высокодисперсных аэрозолей, являющиеся носителями относительно большой активности.

Фильтрация воздуха осуществлялась в индивидуальных средствах защиты кожных покровов, в частности в защитных комбинезонах [202]. Фильтры монтировались в защитный костюм, изготовленный из непроницаемого материала. Внутри костюма создавалось избыточное давление (102—306 Па), а воздух подавался через дыхательную трубку, а затем через выпускную трубу и фильтр, улавливающий пыль и газ, выбрасывался наружу. При отсутствии специальных выхлопных отверстий отработавшие газы удалялись через манжеты и подошву. Расход воздуха составлял около 12 м³/ч, а коэффициент очистки достигал 103.

В Чернобыле в герметичных кабинах некоторых технических средств были смонтированы установки для фильтрации воздуха и очистки его от РА пыли. Эти установки обеспечивали групповую защиту людей.

За один цикл очистить весь воздух в помещении от РА загрязнений не представляется возможным. По мере фильтрации происходит разбавление загрязненного воздуха помещений чистым воздухом и снижение концентрации РА загрязнений. Это снижение концентрации выражается при помощи экспоненциального закона [203]:

$$A_k = A_n e^{-\lambda \tau}$$

где A_n и A_k — начальная до фильтра и конечная (после фильтра) концентрация РА загрязнений; λ — число обмена воздуха в помещении; τ — время; произведение $\lambda \tau$ характеризует кратность обмена воздуха, а число обменов колебалось от 0,42 до 10 мин⁻¹.

В помещении кубатурой 372 м³ [203] с числом обмена 0,7 мин⁻¹ пятикратная замена воздуха, которая достигается за 7 мин, достаточна для практически полного обезвреживания РА пыли с начальной концентрацией 0,5 мг/м³. Для помещения в 645 м³ при числе обмена 0,42 мин⁻¹ пятикратная замена воздуха достигается за 12 мин.

Таким образом, очистка воздуха должна предотвращать или по крайней мере значительно снижать возможность попадания РА загрязнений в органы дыхания.

23.3. Применение роботизированной техники.

Применяемую для дезактивации роботизированную технику, под которой следует подразумевать роботы и манипуляторы, в зависимости от назначения можно условно разделить на три группы: специально-спроектированные для промышленной дезактивации, предназначенные для другой цели, например, пожаротушения, но используемые в интересах дезактивации и применяемые в аварийных ситуациях. Специально создаваемые роботы обрабатывают однотипные объекты и помимо дезактивации способны выполнять и другие операции.

Именно такими качествами обладает робот, обрабатывающий загрязненные РА отходами бочки [204]. Робот включает системы подачи загрязненных бочек и управления процессом их дезактивации, применения протирачной и фильтровальной бумаги, измерения уровней РА загрязнений, вывоза бочек после обработки. Применение бумаги для влажной и сухой обработки позволило избежать жидких РА отходов. Робот освободил персонал от монотонной и тяжелой работы, а так же позволил резко снизить индивидуальную дозу облучения.

Робот для дезактивации горячих боксов реактора смонтирован на ходовой части [206] позволял обрабатывать поверхности шириной до 71 см со скоростью 2 погонных метра в 1 мин и глубине впадин дезактивируемых поверхностей до 15 см. Робот работал на основе замкнутого цикла; объем емкости для сбора отходов составил $2,7 \text{ м}^3$. Отсасывание отходов производилось через нейлоновый фильтр, а зона обзора робота составляла 150° . Специальный робот был спроектирован и использован для дезактивации бетонных полов в радиационно-опасной обстановке. Устройство было смонтировано на шестиколесном шасси, имело производительность до 112 м^2 и обеспечивало контролируемую глубину среза от 0,8 до 3,2 мм [206]. Кроме того предусматривались сбор отработавшей среды и обломков и фильтрация воздуха. Помимо основного оборудования имелся манипулятор, плазменная горелка, система визуального контроля, что позволяло вести наблюдение за полнотой обработки и корректировать ее в случае необходимости.

Широко и эффективно применялась робототехника, спроектированная для снижения последствий аварии в Три Майл Айленд. С помощью роботов проводилась очистка воды погружной системой, разборка и дезактивация разрушенного блока, а также помещений, оборудования и зданий [17].

Для дезактивации подвального помещения реактора высоконапорной водной струей был разработан робот, который работал в комплексе с телекамерами, приборами дозиметрического контроля, устройством для отбора проб бурением и пультом управления. Роботизированная пескоструйная установка использовалась в процессе снятия с эксплуатации отработавшей АЭС.

Разработан робот для дезактивации различных поверхностей путем абразивной обработки щеткой, прижимаемой к поверхности с максимальным усилием 689,4 кПа [134]. Щетки заключались в кожух для отсасывания отработавшей среды. Разработан алгоритм дезактивации этого робота, а на рис. 23.3 представлено аппаратное оформление системы дезактивации. Робот универсален — его можно использовать для дезактивации путем снятия загрязненного слоя стен, пола и любого другого оборудования, подлежащего абразивной обработке.

Дезактивацию площадок и снятие оборудования подлежащего демонтажу военных установок, а их насчитывалось более 8000 [207], проводили с использованием робота, предназначенного для очистки взлетно-посадочной полосы. Роботизированная техника широко использовалась в стационарных условиях для производственной дезактивации [208].

В Чернобыле был применен робот пожарный, предназначенный для охраны от огня памятников древнего зодчества Кижей. Своеобразная автоматическая гидропушка генерировала водную струю высотой до 70 м, что позволило смывать с крыш РА осколки и даже части конструкций. Кроме того были разработаны и применены роботы на гусеничном и колесном ходу [209], а так же зарубежные аналоги. Робот MF-2 (ФРГ), управляемый по радио, осуществлял сбор и упаковку РА загрязнений. Отечественный робот РТК кроме того обеспечивал дезактивацию пылеотсасыванием; программа предусматривала применение съемных дезактивирующих пленок — их нанесение и удаление. Технологическая карта роботов позволяла проводить сбор осколков, их резку, затаривание в контейнеры и транспортировку контейнеров.

Дезактивация сильнозагрязненной территории промплощадки ЧАЭС и особенно крыш осуществлялись с применением роботизированной и дистанционно-управляемой

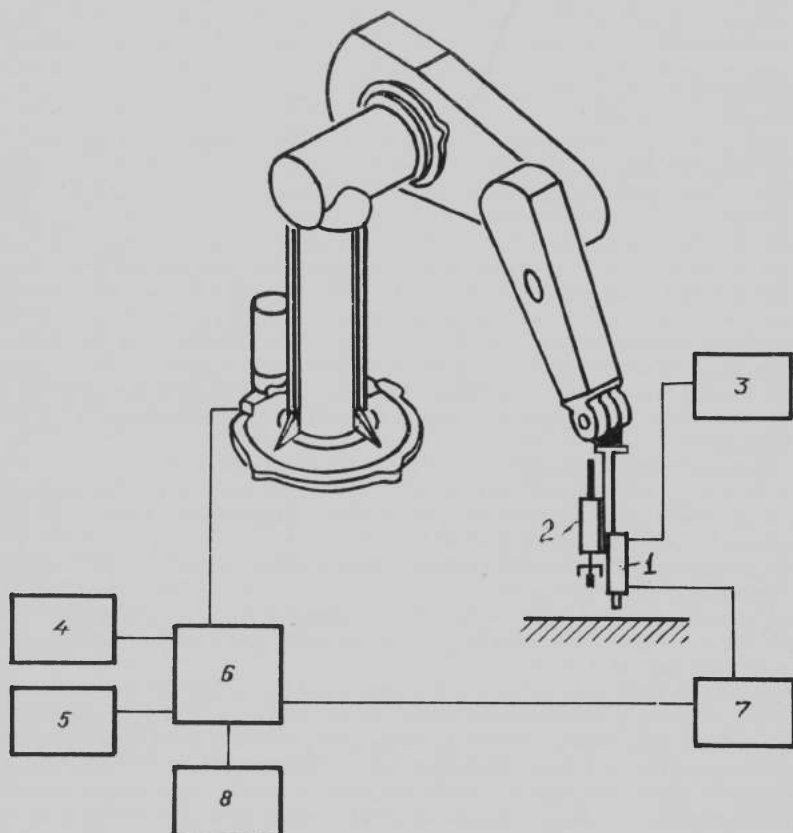
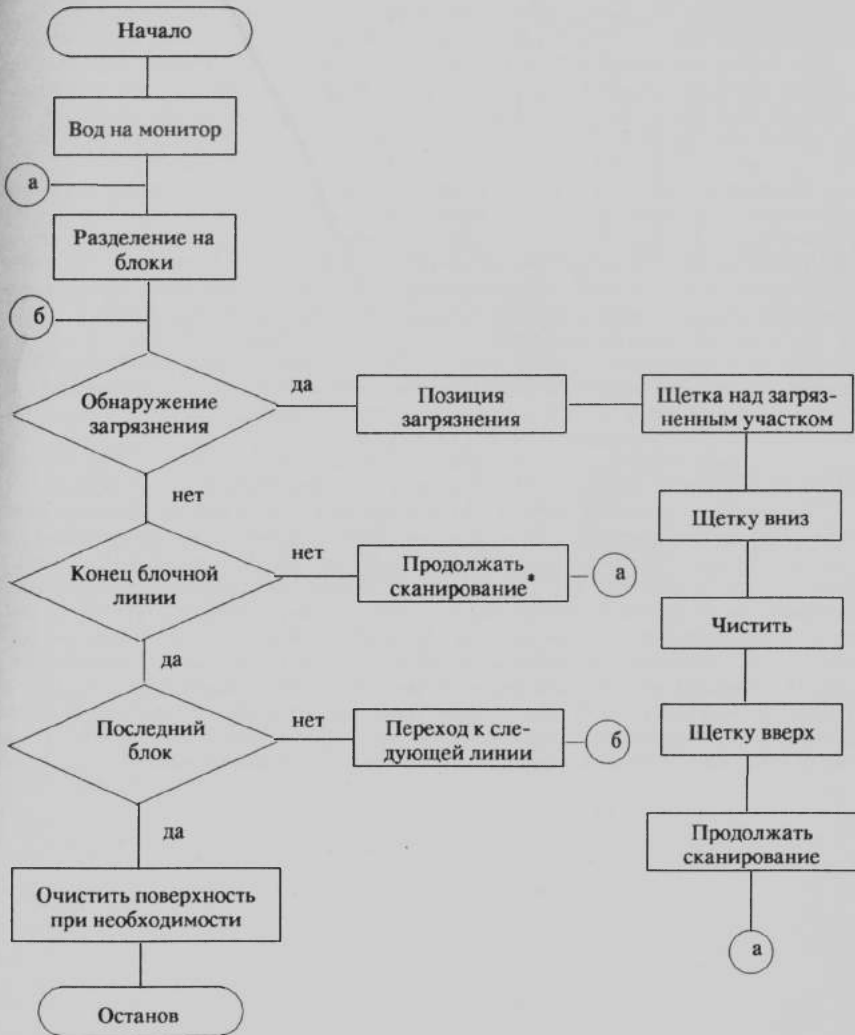


Рис. 23.3. Аппаратурное обеспечение системы дезактивации робота: 1 — устройство для перемещения рабочей части; 2 — рабочая часть, предназначенная для дезактивации различных поверхностей; 3 — датчик источника питания; 4 — гибкий диск; 5 — пульт управления; 6 — консоль, содержащая программу; 7 — видео-терминал; 8 — модуль

Таблица 23.3.

Алгоритм процесса дезактивации абразивной щеткой



Примечание: * сканирование означает абразивная обработка

техники, в том числе и специально разработанной. К числу последней относится робот-бульдозер, который был создан на базе советского лунохода. В связи с разнообразием условий и объектов дезактивации создать единую программу для роботов не представлялось возможным и они фактически работали как манипуляторы, дистанционно управляемые по радио или по кабелю. Таким образом обеспечивалась работа бульдозерных срезов, гидромониторов и механической руки. Манипуляторы позволили сгребать различного рода обломки, сбрасывать их с крыш для последующей загрузки в перевозимые контейнеры.

Была попытка создать роботы-манипуляторы, в которых наряду с бульдозерными срезами монтировались фрезы и грейферные захваты. Из-за ограниченных возможностей минитракторов они практически не использовались. Роботы Белоярской АЭС, оборудованные срезами, позволили снять с крыш загрязненный рубероид. Радиоусенный бульдозер ЧПЗ управлялся на расстоянии из кабины бронетранспортера.

Отсутствие радиационной стойкости роботизированных средств, в частности системы управления, приводило к выходу из строя этих средств. Кроме того в условиях сильного РА загрязнения, когда МД достигала 600—800 Р/ч, появлялись сбои в системе электронного управления, а через несколько суток работы в таких условиях робот замирал. Частичное применение дистанционно управляемых механизмов, снабженных релейными системами или защищенные свинцом, позволили несколько повысить бесперебойную работу.

Ни один из применяемых роботов не был приспособлен для работы в условиях повышенной влажности в случае дезактивации при помощи гидромониторов, когда заливались водой электронные блоки и телевизионное оборудование. Неудобство кабельного управления заключалось в том, что кабели попадали под колеса или гусеницы, цеплялись за обломки, сгребали на себя РА загрязнения.

Радиоуправляемые средства лишены этих недостатков, но радиация создавала помехи, отрицательно сказывающиеся на эффективное использование этих средств.

В Чернобыле роботизированная техника показала недостаточную эффективность вследствие слабой энерговооруженности, невозможности дезактивации поверхностей сложной формы, в частности перил и других конструктивных узлов кровли, радиационной нестойкостью системы управления. Опыт Чернобыля показывает, что роботизированные дистанционно управляемые механизмы нужны, но они должны быть специально спроектированы и давать возможность соблюдать определенную технологию дезактивации. В случае обработки крыш технология выглядит следующим образом: удаление РА осколков и конструкций, смыв загрязнений, снятие загрязненного слоя мягкой кровли, возможность использования дезактивирующих пленок. Целесообразно иметь роботы для дезактивации в условиях различного радиационного воздействия, в том числе и высокого, а также для обработки объектов сложной конфигурации.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Зимон А.Д.* Дезактивация. М.: Атомиздат, 1975.
2. *Simon A.D.* Entaktivierung. Berlin: Militarverlag, 1980.
3. *Зимон А.Д.* Дезактивация. Япония, Токио: Гездайкогакуся, 1979.
4. *Ампелогова Н.И., Симановский Ю.М., Трапезников А.А.* Дезактивация в ядерной энергетике. Под ред. В.М.Седова. М.: Энергоатомиздат, 1982.
5. *Городинский С.М., Гольдштейн Д.С.* Дезактивация полимерных покрытий. Изд. 2-е доп. и пер. М.: Энергоиздат, 1981.
6. *Савченко В.А., Сквородько С.И.* Прекращение эксплуатации АЭС по истечению их срока службы. М.: ВНИИТИ, Сер. Атомная энергия. Т.4, 1983.
7. *Савченко В.А., Сквородько С.И.* // Атомная техника за рубежом. 1986, № 8 С.24—27.
8. *Шульц Е.Х.* Аварии на ядерно-технических установках. Пер. с нем. М.: Атомиздат, 1969, Вып. 1—3.
9. *Hergen S., Hering W., Hofmann P.* // Atomwirtschaft. 1989. Bd 34 № 1. P. 13—16.
10. *Smith W., Zele P., Baker K.* // Trans. Amer. Soc. 1985. № 49. P. 42—43.
11. *Seehars D., Hochreiner D.* // J.Nucl. Mater. 1969. Vol.166, № 12. P. 214—217.
12. *Oberhofer M., Bacelar J.* // Radiation Protection in Nuclear Energy Cons. IAEA. Vienna, 1988. P. 409—417.
13. *Никипелов Б.В., Романов Г.Н., Булдаков Л.А.* // Атомная энергия. 1989, Т.67. № 2. С. 74—80.
14. *Simon H. Wilson J., Simmsk.* // Proc. Roy.Soc. 1869. Vol. 425, № 1989. P. 365—405.
15. *Труфакин В.А., Малахов С.Г.* // Тр. ин-та экспериментальной метеорологии. 1986. Вып. 16 (133). С.25—35.
16. *Давыдов В.Ф., Снегин И.С.* // США. Экономика, политика, идеология. 1982. № 7 (151). С. 59—62.
17. *Хесс С., Метучер С.* // Бюл. МАГАТЭ. 1985. Т.27, № 4. С.19—24, Tord D.Tree Mele Island. New York: Penguin Books, 1981.
18. *Векслер Л.М.* // Атомная техника за рубежом. 1983. № 3. С. 15—17.
19. *Израэль Ю.А., Соколовский В.Г., Соколов В.Е.* // Атомная энергия. 1988, т.64, № 1. С. 25—40.
20. *Kolb W., Weiß W.* // J. Environ Radioact. 1991. Vol. 13, № 1. P.79—83.
21. *Радиация.* Дозы, эффекты, риск. Пер. с англ. М.: Мир, 1990.
22. *Назаров А.Г.* // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. М.: ВНИИТИ, 1990. № 5. С. 1—113.
23. *Маргулис У.Я.* Атомная энергия и радиационная безопасность. М.: Энергоатомиздат, 1983.
24. *Израэль Ю.А., Петров В.И., Прессман А.Я.* Радиоактивное загрязнение природных сред при подземных ядерных взрывах и методы его прогнозирования. Л.: Гидрометеоиздат, 1970.
25. *Менькин Л.И.* // Радиационная безопасность и защита АЭС. 1987. № 2. С. 202—216.
26. *Михеев О.С., Кармишин А.М., Конвигсар Г.П. и др.* Радиационная обстановка в ближайшей зоне Чернобыльской АЭС и динамика ее изменения. М.: ВАХЗ, 1990.
27. *Богатов С.А., Боровой А.А., Дубасов Ю.В., Ломоносов В.В.* // Атомная энергия. 1990. Т. 69, № 1. С. 36—40.
28. *Поляков А.С., Мамаев Л.А., Галкин Г.А. и др.* Особенности дезактивации после Чернобыльской катастрофы. М.: Всес. НИИ неорганич. материалов, 1991.
29. *Действие атомного оружия.* Пер. с англ. под ред. П.С.Дмитриева. М.: Мин.обороны СССР, 1965.
30. *Nucl. Eng. Jnt.* 1990. Vol. 35, № 427. P.41—42.

31. Израэль Ю.А., Петров В.Н., Северов Д.А. // Метеор. и гидрология. 1987. № 2. С.5—18; № 7. С.5—12.
32. Луянас В.Ю., Шпиркаускайте Н.К. // Физика атмосферы. 1989. № 14. С.1—19.
33. Wang I. // Nucl Rower Eng. 1987. Vol. 8, № 8. P.21—25.
34. Тер-Сааков А.А., Борисюк Л.Г., Гаврилюк В.И. и др. // Изв. АН БССР. Сер. физ.-энергетич. наук 1990. № 4. С.38—41.
35. Чернобыль — пять трудных лет. Обзор под ред. Ю.В.Сивинчева, В.А.Качалова. ИздАТ, 1992.
36. Долин В.В., Бондаренко Г.И., Собонович Э.В. // ДАН УССР. 1990. Сер.Б. № 12. С.6—10.
37. Скитович В.И., Будыка А.К., Огородников Б.Н., Петрянов И.В. // Сб. докл. 1-го Всесоюзн. научно-техн. совещ. по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. М.: Минатомэнерг, 1989. Т.7, № 1. С.89—101.
38. Клочков В.Н., Гольдштейн Д.С., Васькин А.С. и др. // Атомная энергия. 1990. Т.68, № 2. С.105—107.
39. Зимон А.Д. Аэрозоли. М.: Химия, 1993.
40. Зимон А.Д. Адгезия жидкости и смачивание. М.: Химия, 1974.
41. Зимон А.Д., Андрианов Е.И. Аутогезия сыпучих материалов. М.: Metallургия, 1978.
42. Зимон А.Д. Адгезия пищевых масс. М.: Агропромиздат, 1985.
43. Анисимов А.И., Осминин В. // Исследования по химии и техн. и применению РА веществ. Л.: Изд. Лен.техн. ин-т, 1988. С.94—98.
44. Зимон А.Д. Мир частиц — коллоидная химия для всех. М.: Наука, 1988.
45. Амелогова Н.И. // Сб.исслед. по химии и примен. радиоактивных веществ. Л.: Изд. Л.техн. ин-та, 1987. С.69—76.
46. Пригода Ю.Г., Гордыня Н.П., Бословская Л.Г. // Гигиена и санитария. 1987. № 7. С.13—16.
47. Борзилов В.А., Коноплев А.В., Ревина С.К. и др. // Метеор. и гидрология. 1988, № 11. С.43—53; № 12. С.63—72.
48. Зыкова А.С., Темушкина Е.Л., Ефремова Г.Г. и др. // Тезисы докл. Всесоюзн. конф. по актуальным вопросам радиационной гигиены. М.: Минздрав СССР, 1983 г. С.27.
49. Seki R., Enko K. // J. Environ Radiact. 1988. Vol. 6, № 3, p.213—223.
50. Силантьев А.Н., Шкуратова Н.Г., Бобовникова Ц.И. // Атомная энергия. 1989. Т.66, № 3, С. 194—197.
51. Berezhnof V.I., Valetova N.R., Дунаев Г.Е. // J. Radional and Nucl. Chem. Art. 1991. Vol 150, № 2. P.445—454.
52. Tobler L, Paja S. // J. Enoiron. Radioet. 1988. Vol.6, № 3, P.225—245.
53. Lazo E. // Trans.Amer.Nucl. Soc. 1988. Vol. 57, № 9. P.455—456.
54. Kulmala M., Raunetan T., Mecke M. et al. // Aerosol. Sci. 1988. Vol. 19, № 7. P. 1359—1361.
55. Зимон А.Д. Адгезия пыли и порошков. 2-е изд. перераб. и доп. М.: Химия, 1976, Что такое адгезия. М.: Наука, 1983.
56. Zimon A. Adhesion of Dust and Power N.Y. — London.: Plenum Press., 1982
57. Михайлов В.А., Бересневич П.В., Филатов С.С. Аэрология карьеров. М.: Недра, 1990.
58. Вакульский С.М., Никитин А.И., Ветров В.А. и др. // Тез. докл. 3-го Всесоюзн. симпоз. изотопы в гидросфере. М.: Недра, 1989. С.70, 90-91.
59. Technical Reports Series IAEA. Vienna, 1989. № 300. P.39—83.
60. Sjerup H. // Carster Ovenlid and Ulf Jveten Inst. Sor Energy Techn. Norway. Kjller. 1985. P.1—10.
61. ГОСТ 20286—90. Загрязнение радиоактивное и дезактивация. М.: Изд. стандартов, 1990.

62. *Нормы радиационной безопасности*. НРБ 76/87 М.: Энергоатомиздат. 1988.
63. *Руководство по дезактивации поверхностей*. М.: Энергоиздат, 1984.
64. *Авария на ЧАЭС и ее последствия*. Обзор. М.: Изд. ГКНТ. 1987. Ч.1.
65. *Карташевский В.П.* Дезактивация военной техники. Чернобыль, 1988.
66. *Аникин В.С.* Физико-технические основы регистрации и дозиметрии ионизирующих излучений. М.: ВАХЗ, 1989.
67. *Сакулин Г.С.* Методика выяснения радиационной обстановки и проведение дезактивации в населенных пунктах. Чернобыль, 1987.
68. *Клочков В.Н., Чибисов И.О.* // Тр. и-та биофизики и медико-техн. проблем индив. защиты человека. М.: Минздрав СССР, 1988. С.164—173.
69. *Дьяков А.А., Панков Е.Н., Менькин Л.И. и др.* // Радиационная безопасность и защита АЭС. 1982, № 2. С.74—80.
70. *Thorton E.* // Nucl. Technol. 1985. Vol. 5, № 1. P.161—167.
71. *Колчев Н.П., Константинов Е.А., Таратынов С.И., Кораблев Н.А.* // Сб. радиационные отходы и дезактивация. Деп. ЦНИИАтоминформ, 1976. № 1. С.49—62.
72. *Musseiman R., Yarbrongh J.* // J. Environ. Sci. 1987. Vol 80, № 1. P.51—56
73. *Кавунов В.С., Сакулин Г.С., Шадрин Л.Н., Зимон А.Д.* Чернобыльская катастрофа: причины и последствия. Ч.1. Минск: Тест. 1993. С.199—214.
74. *Пат ФРГ № Р 3604422.9* Устройство для очистки загрязненной поверхности потоком воздуха/ В.Дейцер // Опул. 20.08.1987. РЖ Ядерные реакторы. 1988, Т2, № 50.147П.
75. *Полужатова Г.Б., Ковальчук О.В.* // Атомная техн. за рубежом. 1990. № 8. С.9—13.
76. *Kituro H.* // Eng. Rev. 1987. Vol. 27, № 2. P.90—93.
77. *Хашин М., Эчерт Д.* // Тр. Амер. об-ва инженеров-механиков. Сер.Б. 1990, № 5. С.93—99.
78. *Леклузе М.* Дезактивация // Тр. советско-французского семинара. Л.Изд. Лен.техн.ин-т, 1984. С.13—15.
79. *Tachikawa E., Yasunaka H., Suma T.* // Intern. Conf. on Water Chemistry in Nuclear Power Plants. Tokyo. 1988. Vol.2. P.443—448.
80. *Пат США № 4724853.* Водно-абразивная дезактивация оборудования/ Хирозе Яэуо // Опул. 26.02.1988. РЖ.Химия, 1988. Т.23,И.462П.
81. *Knox R.* // Nucl. Eng. Intern. 1982. Vol. 27, № 326. P.130015.
82. *Severa J., Knajel J.* // Jaderna Energie. 1985. Vol.31, № 11. P.399—403; 1988. Vol.34, № 10. P.380—383.
83. Techn. Repts. Ser. IAEA. Vienna. 1988, № 286. P.1—90
84. *Седов В.М., Сенин Е.В., Нестеренко А.И., Захарова Е.В.* // Атомная энергия. 1988. Т.65, № 6. С.399—403.
85. *Балабан Ю.В., Асонова Н.А., Гофман В.И. и др.* // Радиационная безопасность и защита АЭС. 1977, № 3. С.43—46; 47—53.
86. *Богуславский В.Б., Грузев Н.И., Скляров В.П. и др.* // Радиационная безопасность и защита АЭС. 1977, № 3, С.27—34; 34—42.
87. *Тихомиров В.К.* Пены. 2-е изд. перер. и доп. М.: Химия, 1983.
88. *Кузнецов Ю.В., Щebetковский В.И., Бочков А.А.* // Тр. советско-французского семинара по атомной энергетике. Л.: Лен.техн. ин-т, 1985. С.1—12.
89. *Маслов В.И.* // Коллоидн. журн. 1987. Т.49, № 2. С.359—360.
90. *ОСТ 95-949-85.* Пенный способ дезактивации. М.: Минатомэнерг, 1985.
91. *Blazek J., Przewen B., Prazsku M.* // Zneskodnovanie Z. Jadrouyeh elektrarni. CSSR. Nizke Tatry. 1988. P.11—29.
92. *Захарчук Г.А., Балуков Р.В., Васильев Л.И. и др.* // Хим.техн. и вопр. надежной эксплуатации. Тр. Всесоюзного проект. и НИ ин-та комплексной энергетич. техн. Л. 1988. С. 27—33.
93. *Aoki S.* // Intern. Conf. on Water Chemistry in Nuclear Power Plants. Tokyo. Vol.2. 1988. P.771—774.

94. Пат.ФРГ. № 8700017. Дезактивация металлических поверхностей, загрязненных тритием. / Ламке Ф. // Опубл. 8.07.1988.
95. Золотарева Р.Н. // Теория и практика сорбционных процессов. 1982, № 15, С.84—88.
96. Childs E., Jong J. // Nucl. Technol. 1987. Vol.54, № 2. P.208—215.
97. Кельцев Н.В. Основы адсорбционной техники. 2-ое изд., доп. и пераб.М.: Химия, 1984.
98. Данев Х., Делуев Г., Градев Г. и др. // Атомная энергия. 1972. Т.32, № 1. С.87—89.
99. Ткачев К.В., Ремев В.П., Михайлов А.Ю. Результаты испытаний целлюлозно-неорганического сорбента. Свердловск: НПО "Кристалл", 1990.
100. Овчаренко Ф.Д. Физико-хим.мех. и лиофильность дисперсных систем. Киев: Наукова думка, 1968. С.9—15; 108—116; 272—278.
101. Dyer A., Keiz D. // Ziolites. 1984. Vol. 4, № 3. P.215—217.
102. Al-Suhybani A. // Proc. Intern Symp.Appl. and Technol Joniz Radiat. Ryadh. 1983. P.885—892.
103. Collins E., Campbe D., King L. // Inorganic Ion Exchangers and Adsorbenta for chemical Pros. in the Nuclear IAEA. Vienna, 1984. P.2—16.
104. Зимон А.Д. Адгезия пленок и покрытий. М.: Химия, 1977.
105. Труды Методического совещания по обмену опытом ремонта на АЭС. М.: ЦНИИАтомминформ, 1988.
106. Зимон А.Д., Иоффе С.М., Лярский Н.В. // Заводская лаборатория. 1991. Т.57, № 2, С.40—43; № 4, С.47—49.
107. Зимон А.Д. // Тр.Всесоюзного семинара по колл.хим. и физико-хим.мех. пищевых и биоактивных дисперсных систем. М.: Наука, 1991. С.198—206.
108. Шигрорина И.И., Легин В.К. // Техн.прогресс в атом. пром. 1986, № 3. С.10—12; 24—26.
109. Пименова В.П., Рогованов Е.В., Корнеева Г.К. // Лакокр.матер. и их применение. 1981. № 3, С.34—37.
110. Егоров Б.И., Харитонов К.А., Симановская И.Я. // Техн.прогресс в атом. пром. 1984, № 3, С.8—13; 18—23.
111. Лебедев Н.Н., Шитов В.С., Царев О.П. и др. // Тезисы докл. конф., термостойкие радиотехн. изделия для АЭС. М.: ЦНИИТЭнефтехим. 1983, С.18—20.
112. А.с. 354733 Антиадгезионные покрытия/ Заболотный В.Н., Егоря Б.Н., Лихоманова О.Н. и др. // Открытия. Изобретения. 1970. № 7. С.62.
113. Пат.США. № 959008. / Сборский В. // Дезактивация с помощью паст и латексных композиций. Опубл. 9.11.1978. РЖ. Химия. 1980. Т.4, № И297П.
114. ГОСТ 486—83. Показатели качества дезактивации лакокрасочных покрытий. М.: Изд-во стандартов, 1984.
115. Kinze U. // Atom und Strom. 1985. Bd. 31, № 6, S.168—169.
116. Гаркер Д., Девис В. // Тр. 1-й конф. по дезактивации и снятию с экспл. радиоакт. оборудования. М.: Атомиздат, 1978. Вып. 3. С.3—5.
117. Молотов И.Ю., Юрна Н.Р., Шигорин В.Г. и др. // Техн. прогресс в атом. пром. 1987. № 2. С.6—9.
118. Смолянов А.В., Пахнова М.Н. // Тезисы докл. конф. термостойкие радиотехн. изделия для АЭС. М.: ЦНИИТЭнефтехим. 1983. С.13.
119. Кондратько М.Я., Тимаков С.В., Хохряков. / Журн прикл.хим. 1981. Т.54, № 4, С.965. Деп. в ВИНТИ 2.07.1980, № 2780—80.
120. Belfioze A. // Inorg. chim asta. 1984. Vol.94, № 1-3. P.159—160.
121. Simiele G., Tjeld R. // Nucl. and Chem. Waste Manag. 1987. Vol.7, № 3-4. P.257—263.
122. Баранускас Р.В. // Процессы тепломассопереноса в энергетич. установках. Минск.: Ин-т тепломассообмена, 1989. С.142.

123. *Егоров Б.Н., Рузакова Т.Ф., Харитонов К.А.* // Техн. прогресс в атом. пром. 1986. № 2, С.18—28; 1987, № 3. С.26—29.
124. *Пат.США. № 4681705* Дезактивация РА загрязненной жидкости/ Кристов П. // Оpubл. 21.07.1987. РЖ Энергетика. 1988. Т.4, NУ48П.
125. *А.С.Франции, № 2279205* Концентрирование РА загрязнений /Ж.Ламэ // Оpubл. 9.08.1976. РЖ Химия. 1977. Т.7, № И43П.
126. *Духименный В.А., Столяров Б.М., Черный С.С.* Система очистки воздуха от аэрозольных частиц на АЭС. М.: Энергоатомиздат, 1987.
127. *Denault R.* // Nucl. Engr. Intern. 1985. Vol.30, № 375. P.34—38.
128. Nucl. Engr. Intern. 1988. Vol.33, № 411. P.14—15.
128. *Brown J., Crick M., Hill M.* // Nucl. Science and Technology Proc. of the second Part of the Workshop. London. 1988. P.323—332.
130. *Malone E.* // Nucl. Regulatory Commision. USA. Washington. 1980. Vol. 1. P.1—133.
131. *Feraday M.* The Chara Sterization and Decontaminat. of Large. IAEA. Vienna, 1988.
132. *Cros R., Leprean C.* // proc. IAEA. 1990. P.365—389.
133. *Yamashita H.* // Therm. and Nucl. Power. 1987. Vol.36, № 3. P.259—266.
134. *Duggan F., Husbandf T.* // Proc. 7-th. Brit. Rolot. Ass. London, 1985. P.75—84.
135. *Корнеев Г.А., Павальев А.П., Алексахин А.П. и др.* / Атомная энергия. 1988. Т.65, № 2. С.129—134.
136. *Последствия аварии на ЧАЭС.* Обзор. М.: Изд. ГКНТ, 1988. Ч.2.
137. *Лимно Э.Г., Рязанов О.М., Зинченко А.Б.* // Изотопы СССР. 1987. Вып. № 72. С.68—71.
138. *Kemizis P.* // ENR. 1989. Bd 223, № 12. S.50—52
139. *Повишил Р.* // Атомная техника за рубежом. 1990. № 9. С. 31—33.
140. *Сакулин Г.С.* Особенности дезактивации населенных пунктов. Чернобыль. 1987.
141. *Нокс Р.* // Атомная техника за рубежом. 1983. № 3. С.21—23.
142. *Dukla E.* // Nucl. Engr. Intern. 1988. Vol.32, № 408. P.18—19.
143. *Нестеренко В.Б., Жемжуров М.Л., Катанаев А.О. и др.* // Вест. АНБССР. Сер. физ.-энерг. наук. 1985, N4. С.19—24.
144. *Егоров Ю.А., Носков А.А., Параева Е.Ю.* // Радиационная безопасность и защита АЭС. 1986. № 10. С.3—8.
145. *Сыркус М.Н., Тарасов В.М.* // Энергохозяйство за рубежом. Электр.станции. 1989. № 5. С.9—14.
146. *Suva Takeshi, Goto Satoshi, Gorai Takeo e.a* // J.Atom. Energy Soc. Japan. 1988, Vol.30, № 30. P.1020—1029.
147. *Mies H., Stang W., Watzel G. e.a* // VGB Kufwerkstechnik. 1987. Bd. 67, № 6. S.543—546.
148. *Фролов В.Г., Кравцов В.А., Владимиров В.В.* / Техн. прогресс в атом. пром. 1986. Вып.5. С.17—19.
149. *Чернов В.А., Рагинская Л.С., Морковников В.Б.* // Хим.пром. 1983, № 3. С.182—184.
150. *Ratschkowsky N.* // Rev. gen. nucl. 1988. № 4. P.334.
151. *Pulkkinen R., Bergman C.* // Manag. Low. and Intern Level Radoackt. Wastes. Proc. Intern. Symp. Vienna. 1989. Vol.2. P.257—259.
152. *Techn. Repts. Ser. IAEA. Intern. Atom. Entr. Ag. Vienna. 1988. № 286. P.1—90.*
153. *Allen R.* // Nucl. News (USA). 1985. Vol.28, № 8. P.112—116.
154. *Francione W.* // EIR-Ber. 1985. № 559. S.1—41.
155. *Hanulik J.* // Jahrestag Kerntechn. Aachen. Bonn. 1986. S.509—516.
156. *Brand D.* // Atom. and Strom. 1985. Bd 31, № 5. S.139—141.
157. *Военные знания.* 1989, № 3. С.34.
158. *Matchetti S., Woods P.* // Mod. Rower Sust. 1985. Vol.5, № 8. P.33—35.
159. *Cros R., Le Dreak C., Roun L.* // Recovery Operation in the Event of Nucl. Accident of Radiol. Ener. Inter. Atom. Ener. Ag. Vienna, 1990. P.365—370.

160. *Warming L.* // Radiat. Resic. Protect. 6-th Intery. Congr. Koln. 1984, Vol. 1. P.169—171.
161. *Викланд К., Уикленд К.* // Тр.1-ой конф. по дезактивации и снятию оборудования. М.: Атомиздат, 1978. Вып.4. С.35—42.
162. *James P., Menzel R.* // Research on Removing Radioactive Fallout from Farmiland. USA. Technical Bull. 1973. № 1464.
163. *Корнеев Н.А., Фурсакова С.Х.* // Агрехимия. 1985. № 3.С.103; Докл. ВАСХ-НИИ. 1980. № 9. С.19.
164. *Сенчихин В.* // Воен.знания. 1989. № 2. С.26; № 3. С.42.
165. *Юрченко Ю.Ф.* // Атомная энергия. 1988. Т.64, № 4. С.255—258.
166. *Соботович Э.В.* Методика дезактивации глинистыми покрытиями. Киев. Ин-т геохимии и физики минералов АН УССР, 1988.
167. *Мовчан Н.П., Шпигун А.А.* Дезактивация зданий и сооружений глинистыми покрытиями. Киев: Институт геохимии и физико-минералов, 1989.
168. *Phillips E, Golden M.* // Health Physic Soc. Proc. Midyer Topical Symposium. Knoxville. 1986. P.471—485.
169. *Sandalls F., Stewart S., Wilkins B.* // Natural and forad decontamination. Luxembourg: LUX—CEC. 1986.
170. *Witt H., Goldammer W., Brenk H.* // Recovery Operation in the Event of Nucl. Accident of Rad. Ener. IAEA. Vienna. 1990. P.355—363.
171. *Beck W., Lynt R., Lazo E. et.al.* //Health Physic. Soc. Proc. Midyer Topical Symposium. Knoxville. 1986. P.505—512.
172. *Николаев К.М., Сакулин Г.С.* Результаты испытаний дезактивации поверхностей военной техники рецептурной РД-2. Чернобыль, 1987.
173. *Мамин А.И.* // Гигиена и санитария. 1991, № 7. С. 55—57.
174. *Петрянов И.В., Огородников Б.И., Скитович В.И., Будыка А.К.* Аэрозоли после аварии на ЧАЭС. М.: ЦНИИТЭХим. 1991.
175. *Санитарные правила для промышленных городских спецпрачечных по дезактивации спецодежды и СИЗ.* М. Минздрав СССР. 1976. № 1298-75.
176. *Моравцова Z., Timulak J.* //Jaderna energie. 1988. Vol.34, № 3. P.81—86.
177. *Kohanaowa O., Matsumoto H.* // Proc. JAIF Intern. Conf. of Water Chemistry in Nuclear Power Pents. Tokyo. 1988. Vol.2. P.807.
178. *Бажин А.Г., Алтухова Г.А., Парфенова Н.И.* // Гигиена и санитария. 1981. № 12. С.70—72.
179. *Иванников А.Т., Попов Б.А., Парфенова И.М., Ильин Л.А.* // Гигиена и санитария. 1989. № 5. С.26—30.
180. *Иванов Е.В.* // Тезисы докл. Всесоюзной конф. Актуальные вопросы радиационной гигиены. М.: Минздрав СССР. 1987. С.143.
181. *Донская Г.А., Марьин В.А., Опарина Л.И. и др.* Основы очистки молока от радионуклидов. М.: ВНИИКМ, 1991.
182. *Гвоздев В.Я.* // Вопросы атомной науки и техники. 1990. N 5(13). С.156.
183. *Diehl J.* // Food Austral. 1990. Vol.42, № 8. P.382—383; 386—387.
184. *Анстер В.С., Новикова И.К., Ткаченко Н.В. и др.* // Гигиена и санитария. 1990. № 8. С.55—57.
185. *Бера Р.Д., Шейтанов М.П., Вильямандос А.А.* // Тезисы XVIII совещания соц.стран по космич.биол.и мед. М.: Интеркосмос. 1985. С.270.
186. *Васильченко И.Я.* // Гигиена и санитария. 1987. № 7. С.64—67.
187. *Антонова В.А.* // Гигиена и санитария. 1991. С.52—53.
188. *Крышев И.И., Драголюбова И.В., Бурков А.И.* // Моделирование эколого-геогр. миграции радионуклидов. Обнинск. Изд. ФЖ. 1990. С.45.
189. *Татаринов А., Новичков С., Чернов С.* Сравнительные испытания природных минералов. Чернобыль, 1989.

190. *Nott B.* // Water Chem. and Corros. Probl. Nucl. Power Plants. Proc. Int. Symp. Vienna. 1982. P.295—311.
191. *Lenzi G., Cassano G.* // Por. an Util Natur Zeolites, 2-nd Intern. Conf. Budapest 1988. P.803—819
192. А.с. ЧССР. № 253478. Очистка воды добавкой негашеной извести./ Л.Чубик, З.Новак // Оpubл. 1.02.1989. РЖ Химия. 1989. Т.21, № И294П.
193. *Faubel. Wo, Ali S.* // Nucl. Technol. 1985. Vol.69. № 2. P.171—185.
194. Пат.Франции № 860984. Добавка сорбентов для очистки воды грунтом. /Ж.Айден // РЖ Ядерные реакторы. 1988. Т.11. № 50. 277П.
195. А.с. СССР, кл.21, 9/4, № 2635601 Комплексная очистка трапных вод. /Г.В.Мацкевич // Открытия. Изобретения. 1973, N 7. С.28.
196. *Столлард П., Скоуэн П., Оутс П. и др.* // Атомная техника за рубежом. 1990 № 9. С.28—30.
197. *Bigy J., Crenter M.* // Ater. Ind. Hyg. Assoc. 1988. Vol. 49, № 11, P.572—574.
198. *Nusuzawa J.* // J. Atom. Energy Soc. Japan. 1989. Vol. 11, № 4. P.205—210.
199. *Sekarai T, Komaki Y., Takahashi A.* // Proc. Inorganic ion Exchangers and Adsorbents. Vienna. Jnt. Atom. Ener. Ag. 1985. P.85.
200. *Казаков В.А., Ткаченко А.В., Федулов В.Ф. и др.* // Локализация аварий на АЭС. М.: Энергоатомиздат, 1987. С.87—90.
201. *Борисова Л.И., Полезов В.Н., Борисов Н.Б., Басманов П.И.* // Докл. Первого Всесоюзного совещания по итогам ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Чернобыль, 1989. Т.3, ч.1. С.126—139.
202. *Safety and Health Did.* 1987. Vol.33, № 7. P.317—320.
203. *Pfeiffer W.* // Zecten Verkunzen Maschinenmarkt. 1988. Bd 94 № 9.S.82—86.
204. *Yamashita Hirolisa* // Therm. and Nucl. Power. 1987. Vol.38, № 3. P.259—266.
205. *Nakajo Todato* // Мэйдэн дзихо (яп.) 1987. № 193. С.49—51.
206. *Lefkowitz S.* // Trans. Amer. Soc. 1985. № 49. P.309—310
207. *Energy Daily* // 1990. Vol.18, № 41, P.3.
208. *Гаврилов С.Д.* // Атомная техника за рубежом. 1986, № 8. С.3—11.
209. *Бескрестов Н.В.* // Охрана труда на АЭС. М.: Энергоатомиздат, 1984. С.18—35.

ОГЛАВЛЕНИЕ

Введение	3
РАДИОАКТИВНЫЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ПРЕДПОСЫЛКИ ДЕЗАКТИВАЦИИ	
1. Источники радиоактивных загрязнений	
1.1. Комплексный подход к оценки РА загрязнений	6
1.2. Производственная дезактивация	8
1.3. Аварийные РА загрязнения и дезактивация	11
1.4. РА загрязнения, вызванные взрывами ядерных боеприпасов	15
2. Характеристика радиоактивных загрязнений	
2.1. Классификация РА загрязнений	16
2.2. Механизм образования РА частиц	18
2.3. Активность и размеры РА частиц	20
2.4. Горячие частицы	24
3. Феномен радиоактивных загрязнений после Чернобыльской катастрофы	
3.1. Уникальность	26
3.2. Механизм образования, природа и размер РА частиц	29
3.3. Радионуклидный состав аэрозольных выбросов	33
4. Физико-химические процессы радиоактивного загрязнения	
4.1. Виды РА загрязнений	36
4.2. Поверхностные загрязнения за счет адгезии и адсорбции ..	37
4.3. Глубинные загрязнения	40
4.4. Характеристика процесса РА загрязнения	45
5. Первичное радиоактивное загрязнение после Чернобыльской катастрофы	
5.1. Оседание РА частиц	46
5.2. РА загрязнения местности	50
5.3. Загрязнения почвы, посевов и растений	52
5.4. Загрязнения воздуха и водоемов	54
5.5. РА загрязнения сооружений и зданий	56
6. Вторичные радиоактивные загрязнения	
6.1. Характеристика и последствия вторичных РА загрязнений	61
6.2. Вторичное загрязнение приземного слоя воздуха	63
6.3. Перенос РА веществ в результате контакта с загрязненной поверхностью	67
6.4. Переход РА веществ из почвы в растения	68
6.5. Смыв РА веществ	71
7. Оценка эффективности дезактивации	
7.1. Самодезактивация	74

7.2. Количественная оценка эффективности дезактивации	77
7.2.1. Коэффициент дезактивации	77
7.2.2. Коэффициент очистки воды и воздуха	82
7.3. Радиационная оценка последствий Чернобыльской катастрофы	83
7.4. Измерения РА загрязнений	84
7.4.1. Единицы измерений	84
7.4.2. Дозиметрия	86
7.4.3. Оценка достоверности дозиметрических измерений	90

СПОСОБЫ ДЕЗАКТИВАЦИИ

8. Характеристика способов дезактивации	
8.1. Классификация способов дезактивации	92
8.2. Физико-химические основы способов дезактивации	95
8.3. Кинетика процесса дезактивации	99
9. Безжидкостные способы дезактивации	
9.1. Дезактивация струей газа (воздуха)	104
9.2. Абразивный обдув	111
9.3. Дезактивация пылеотсасыванием	114
9.4. Дезактивация снятием загрязненного слоя и изоляцией загрязненной поверхности	115
10. Дезактивация струей воды	
10.1. Стадии процесса дезактивации	120
10.2. Кинетика процесса и пути повышения эффективности дезактивации	129
10.3. Дезактивация с использованием пара	135
11. Дезактивирующие растворы	
11.1. Дезактивирующие растворы на основе ПАВ	137
11.1.1. Физико-химические основы применения и состав растворов	137
11.1.2. Применение дезактивирующих растворов	143
11.2. Окислительно-восстановительные дезактивирующие растворы	145
11.2.1. Физико-химические основы процесса дезактивации	145
11.2.2. Состав дезактивирующих растворов	149
11.3. Оценка качества дезактивирующих растворов	151
11.4. Особенности применения дезактивирующих растворов в Чернобыле	153
11.5. Дезактивация пенами	157
* 12. Дезактивация с помощью электрического поля и ультразвука	
12.1. Электрохимическая дезактивация	160
12.1.1. Параметры	160
12.1.2. Эффективность	163
12.1.3. Особенности	164
12.2. Различные варианты дезактивации с использованием электрического поля	166

12.3. Дезактивация ультразвуком	167
12.3.1. Механизм, стадии и параметры процесса	167
12.3.2. Состав и применение дезактивирующих растворов.....	171
13. Дезактивация с использованием сорбентов	
13.1. Сорбенты и адсорбция	175
13.2. Селективность сорбентов.....	177
13.3. Дезактивация поверхностей и ионообменная адсорбция	180
13.4. Особенности глинистых сорбентов	182
13.5. Кинетика процесса	184
14. Применение пленок и покрытий	
14.1. Физико-химические основы	186
14.2. Изолирующие пленки и покрытия	190
14.3. Дезактивирующие удаляемые пленки.....	193
14.4. Локализирующие пленки	197
15. Способы очистки воды и воздуха	
15.1. Седиментация и фильтрация.....	199
15.2. Особенности очистки воды.....	202
15.3. Очистка воздуха	205

ОРГАНИЗАЦИЯ И ПРОВЕДЕНИЕ ДЕЗАКТИВАЦИИ

16. Организация дезактивационных работ	
16.1. Системный подход к необходимости дезактивации	209
16.2. Организация дезактивационных работ после аварии в Три Майл Айленд.....	212
16.3. Технические средства дезактивации	215
16.4. Обоснование необходимости дезактивации и затрат на ее проведение	218
17. Феномен дезактивации после Чернобыльской катастрофы	
17.1. Особенности и масштабы	222
17.2. Низкая эффективность дезактивации	227
17.3. Изменение технологии дезактивации	229
17.4. Организация дезактивационных работ.....	231
17.5. Оценка целесообразности проведенной дезактивации	234
18. Производственная дезактивация	
18.1. Дезактивация в процессе эксплуатации ЯЭУ.....	236
18.2. Дезактивация отработавших ЯЭУ.....	241
18.3. Дезактивация в процессе производства ядерного топлива и при эксплуатации РА препаратов	244
18.4. Дезактивация оборудования.....	247
19. Дезактивация местности	
19.1. Целесообразность и необходимые условия	251
19.2. Дезактивация дорог.....	253

Каталог, у которого нет диваны и кресла-кровати, чаще... Не важно, почему (причин может быть много). Но эт
 Лист № 02095 от 11.06.96
 МЕДИЦИ

19.3. Дезактивация грунта	255
19.4. Дезактивация лугов и перепахивание	258
19.5. Дезактивация сельскохозяйственных угодий	263
19.6. Дезактивация местности после Чернобыльской катастрофы	265
19.6.1. Особенности дезактивации	265
19.6.2. Предотвращение пылеобразования и применение вертолетов	268
20. Дезактивация зданий и населенных пунктов	
20.1. Дезактивация зданий и сооружений	271
20.2. Дезактивация зданий и примыкающей к ним территории	277
20.3. Дезактивация населенных пунктов	280
20.3.1. Комплектность	280
20.3.2. Целесообразность	282
21. Дезактивация транспорта и одежды	
21.1. Дезактивация транспорта, загрязненного в результате Чернобыльской катастрофы	284
21.1.1. Особенности и эффективность	284
21.1.2. Дезактивация в стационарных условиях	289
21.2. Дезактивация одежды	293
21.2.1. Особенности	293
21.2.2. Стирка	295
21.2.3. Экстракция	298
22. Санитарная обработка и дезактивация продовольствия	
22.1. Санитарная обработка	301
22.1.1. Изоляция кожных покровов и биозащита	301
22.1.2. Дезактивация кожных покровов и санитарная обработка	303
22.2. Дезактивация продовольствия	306
22.2.1. Особенности и способы	306
22.2.2. Дезактивация молока	309
23. Очистка воды и воздуха; применение роботизированной техники	
23.1. Очистка воды	312
23.1.1. Очистка водоемов и дождевых стоков	312
23.1.2. Очистка промышленных сбросов и трапных вод	313
23.2. Очистка воздуха	318
23.3. Применение роботизированной техники	321
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	
Список литературы	326

Матвеев

Научное издание.
Зимон Анатолий Давыдович
Пикалов Владимир Карпович

Дезактивация

ЛР № 020242 от 23.10.91.

Подписано в печать . Формат 60x84 1/16.

Бумага офсетная. Усл. печ. л. 21. Тираж 2000 экз. Заказ 855

ИздАТ. Фирма коммерческой рекламы и научно-технической пропаганды.

113103, Москва, Варшавское шоссе, 3, тел. 955-28-96.

Московская типография № 2 ВО «Наука»
121099, Москва, Шубинский пер., 6