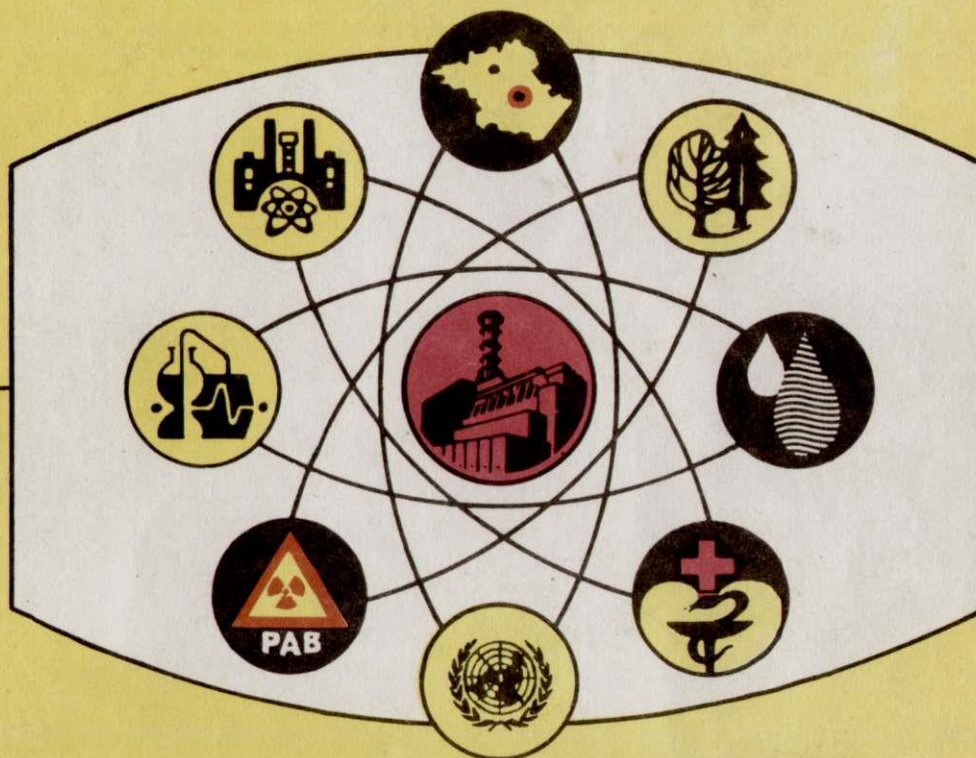


МІНІСТЕРСТВО УКРАЇНИ У СПРАВАХ ЗАХИСТУ НАСЕЛЕННЯ
ВІД НАСЛІДКІВ АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС
АДМІНІСТРАЦІЯ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

MINISTRY OF UKRAINE ON AFFAIRS OF PROTECTION OF THE POPULATION
FROM THE CONSEQUENCES OF THE ACCIDENT AT THE CHERNOBYL NPP
THE ADMINISTRATION OF THE EXCLUSION ZONE



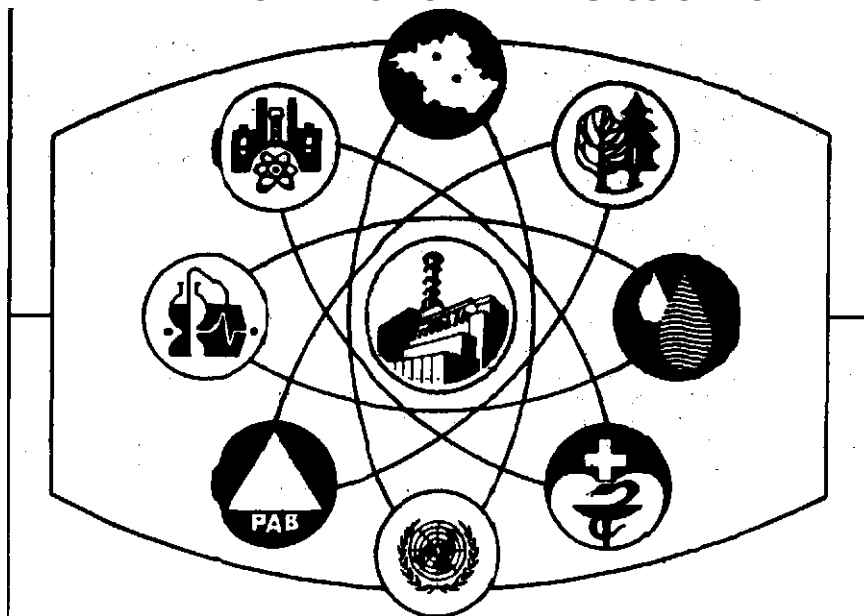
ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

PROBLEMS OF CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

2

МІНІСТЕРСТВО УКРАЇНИ У СПРАВАХ ЗАХИСТУ НАСЕЛЕННЯ ВІД НАСЛІДКІВ
АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС
АДМІНІСТРАЦІЯ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

MINISTRY OF UKRAINE ON AFFAIRS OF PROTECTION OF THE POPULATION FROM
THE CONSEQUENCES OF THE ACCIDENT AT THE CHERNOBYL NPP
THE ADMINISTRATION OF THE EXCLUSION ZONE



ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ
PROBLEMS OF CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

УДК 551.4 : 551.3+556.388
628.14.39
541.15:546.83:546.96
502.55:621.039.7

Збірник містить результати наукових досліджень і дослідно-конструкторських робіт в Зоні відчуження ЧАЕС, які направлені на розробку технологій, устаткуванні і приладів для поводження з РАВ та для ліквідації наслідки аварії на ЧАЕС, на вивчення складу і будови твердофазних носіїв активності в ґрунті Зони відчуження, трансформації форм продуктів розподілу радіонуклідного складу паливних випадінь в ближній зоні ЧАЕС. Велика увага приділяється медико-біологічним проблемам впливу наслідків аварії на флору, фауну і здоров'я людини, умови праці і стан захворювання робітників, які працюють в Зоні відчуження.

Для науковців, фахівців, працюючих і галузі екології, радіоекології, атомної енергетики, радіології, радіохімії, радіобіології. Може бути корисним для аспірантів та студентів.

The collection reflects the results of researches and test-design activities in the exclusion area of the Chernobyl NPP directed to elaborate the equipment and devices for scientific researches and elimination of the accident aftereffects it the Chernobyl NPP and to study composition and structure of solid-phase bearers of the activity id the soil of the exclusion area, form transformation of decay products, radionuclide composition of the fuel precipitation in the nearest zone of the Chernobyl NPP. Special attention is paid to medical-biological problems of the accident aftereffects influence on flora, fauna and human health, labour conditions and sick rate state of people working in the exclusion area.

For scientists, experts working In the field of ecology, radioecology, a ton energetics, radiology, radiochemistry, radiobiology and related fields. It may be useful for postgraduates and students.

Редакційна колегія

В. І. Холоша (відповідальний редактор), В. І. Купний (заст. відповідального редактора), В. В. Соботович (заст. відповідального редактора), М. І. Проскура (відповідальний секретар), М. П. Архипов, В. Г. Берчій, І. Ф. Вовк, О. В. Войцехович, В. Д. Вохмеков, В. А. Гайченко, С. П. Джепо, Ю. П. Іванов, В. В. Жилінський, С. В. Казаков, О. П. Коваленко, В. О. Кашпаров, О. С. Паршин, Б. С. Прістер, С. Ю. Саверський, А. М. Сердюк, В. М. Стародумов, А. К. Сухоручкін, В. В. Токаревський

Адреса редколегії

255620 Чорнобиль, вул. Радянська, 14
Адміністрація Зони відчуження
Тел. 225 30 58
8 293 5 11 52

Затверджено до друку

Науково-технічною радою при Адміністрації Зони відчуження

Редакція фізико-математичної та технічної літератури

Редактор Н. М. Труш

ISBN 5-124)04620-7

© Адміністрація Зони відчуження, 1995

МІНІСТЕРСТВО УКРАЇНИ У СПРАВАХ ЗАХИСТУ НАСЕЛЕННЯ ВІД НАСЛІДКІВ
АВАРІЇ НА ЧОРНОБИЛЬСЬКІЙ АЕС

ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

PROBLEMS OF CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЗБІРНИК
ЗАСНОВАНО У 1994 р.

Випуск 2

КИЇВ НАУКОВА ДУМКА 1995

ЗМІСТ

Холоша В. Корчагин. П. А., Удод В. В. Стратегический план Минчернобыля в сфере обращения с радиоактивными отходами в Украине	4
Богачев О. М. Ермолин. Г. А. К вопросу о классификации радиоактивных отходов	10
Авдеев О. К., Ляхов В. О. Экономические исследования по выбору способов переработки радиоактивных отходов с учетом их дальнейшего захоронения	16
Корчагин П. А., Авдеев А. К., Богачев О. М. Выбор типа хранилищ для Центра переработки и захоронения радиоактивных отходов в Украине	21
Ермолин Г. А., Саверский С. Ю. Проблемы контейнеризации радиоактивных отходов низкой и	27

средней активности	
Коваленко В. Н., Петриченко В. С. Создание передвижной установки для отверждения малых объемов жидких радиоактивных отходов низкой удельной активности в местах их образования	40
Антропов В. М., Кухтин В. М., Зыкова В. С. Участок для гидроабразивной дезактивации металла	43
Леденев А. И., Овчаров П. А., Мишунина И. Б., Антропов В. М. Результаты комплексных исследований радиационного состояния пунктов временной локализации радиоактивных отходов в Зоне отчуждения ЧАЭС	46
Николенко В. М., Леденев А. И., Каширный А. Н. Оценка состояния хранилищ радиоактивных отходов чернобыльского происхождения в Киевской области	51
Мишунина И. Б., Леденев А. И., Хвесик О. В. Оценка надежности локализации радионуклидов в пункте временной локализации радиоактивных отходов Зоны отчуждения ЧАЭС	54
Бородин Л. П., Животенко А. Н. Локализация отходов дезактивационных работ на территории Украины	57
Кретишиш А. В., Ландин А. Ф. Анализ эффективности контрмер по снижению доз облучения населения, проживающего на радиоактивно загрязненные территории	64

1

Бородин Л. П., Коваленко В. Н., Дехта А. А. К вопросу создания противодиффузионных барьеров на основе кавеласта	70
Вагин В. В., Колтунов Б. Г., Курило Д. А., Косяк А. Т., Изотов Ю. Л. Двухслойный контейнер «камень-бетон» для хранения токсичных материалов и радиоактивных отходов	74
Джепо С. П., Скальский А. С., Бугай Д. А., Гудзенко В. В., Могильный С. А., Проскура Н. И. Полигонные исследования миграции радионуклидов на участке пункта временной локализации радиоактивных отходов «Рыжий лес»	77
Бадковский В. П., Дубар Л. В., Шевченко С. В. О проблеме ядерной опасности топливосодержащих материалов при преобразовании объекта «Укрытие»	84
Иванов С. И., Шостак В. Б., Щербина В. Г. Микрозондирование ядерноопасных делящихся материалов в объекте «Укрытие»	92
Бадковский В. П., Дубар Л. В., Токаревский В. В., Шевченко С. В., Щербина В. Г. Методика экспрессного определения объемной активности техногенных альфа-активных аэрозолей	96
Сухоручкин А. К., Казаков С. В., Марченко В. И. Проблемы контроля ингаляционного облучения в Зоне отчуждения ЧАЭС	104
Баряхтар В. Г., Бугай А. А., Гайченко В. А., Коваль Г. Н., Проскура И. И. Некоторые результаты и проблемы экспериментальной ретроспективной дозиметрии в Зоне отчуждения ЧАЭС	113
Кашпаров В. А., Иванов Ю. А., Пристер Б. С., Зварич С. И., Процак В. И., Хомутинин Ю. В., Поляков В. Д., Гудков А. Н., Курепин А. Д., Пазухин Э. М., Моделирование образования «горячих» частиц во время аварии на ЧАЭС	120
Копейкин В. А. Геохимические последствия Чернобыльской катастрофы	128
Снисаренко В. И., Мельников А. И. Определение напряжений и перемещений в теле противодиффузионной завесы, выполненной методом «стена в грунте»	138
Носова Л. И., Рясенко В. И. Компенсаторно-восстановительные реакции клеток кроветворной ткани при хроническом облучении	144
Бондаренко Г. Н., Долин В. В., Вальтер А. А., Тиханов Э. К. Строение и состав твердофазных носителей активности в почвах Зоны отчуждения ЧАЭС	147
Скрипка К. О., Демидов С. В., Тхоржевский Б. М., Рясенко В. И., Жовтенко С. М. Вплив тимогену на функціональний стан лімфоцитів селезінки норок за умов хронічного опромінення	153
Тхоржевський Б. М., Демидов С. Д., Рясенко В. І., Храпунов С. М. Вплив тимогену на репарацію ДНК лімфоцитів селезінки норок за умов хронічного опромінення	155
Копейкин В. А. Плутоний в древесине живых деревьев ближней зоны ЧАЭС	157
Панченко Н. А., Филимонов И. С., Загоруйко Е. Р., Гащак С. П., Коришева А. П. Цитогематологические показатели адаптации у крупного рогатого скота при хроническом радиационном воздействии в Зоне отчуждения ЧАЭС	162
Гащак С. П., Буров Н. И., Архипов В. П. Зависимость эффективности ферроцианидного препарата Бифеж от возрастных особенностей крупного рогатого скота	169
Бондаренко Г. Н., Кононенко Л. В. Распределение форм нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs по вертикальным почвенным разрезам Зоны отчуждения ЧАЭС	176

2

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ

BAO -

высокоактивные отходы

ДВР - дезактивационно-восстановительная работа
 ЖРО - жидкие радиоактивные отходы
 ИИИ - источник ионизирующего излучения
 ЛПА - ликвидация последствий аварии
 ЛТСМ - лавообразный топливосодержащий материал
 МНТЦ «Укрытие» - Межотраслевой Научно-технический центр «Укрытие»
 МСК - межобластной специальный комбинат
 МЭД - мощность экспозиционной дозы
 НАО - низкоактивные отходы
 НИОКР - научно-исследовательская и опытно-конструкторская работа
 НКРЗ - Национальная комиссия по радиационной защите
 НТЦ КОРО - Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами
 ОДК - организация дозиметрического контроля
 ОЯТ - отработавшее ядерное топливо
 ПВЛРО - пункт временной локализации радиоактивных отходов
 ПЗРО - пункт захоронения радиоактивных отходов
 ПСВХ - пункт сбора и временного хранения
 ПСОД - пункт сбора отходов дезактивации
 ПСРО - пункт сбора радиоактивных отходов
 ПФЗ - противифльтрационная завеса
 РАО - радиоактивные отходы.
 РБ - радиационная безопасность
 РВ - радиоактивное вещество
 РН - радионуклид
 САО - среднеактивные отходы
 СПОРО - санитарные правила обращения с радиоактивными отходами
 ТВС - тепловыделяющая сборка
 ТГЧ - топливная «горячая» частица
 ТРО - твердые радиоактивные отходы
 ТСМ - топливосодержащий материал
 ТЭИ - технико-экономическое исследование
 ТЭО - технико-экономическое обоснование
 УГВ - уровень грунтовых вод
 УДК НПО «Припять» - Управление дозиметрического контроля научно-производственного объединения «Припять»
 УкрГО «Радон» - Украинское государственное объединение «Радон»
 УУМЦ - Украинский учебно-методический центр
 ЦПЗ «Вектор» - Центр переработки и захоронения «Вектор»
 ЭХО - эксплуатация хранилищ отходов
 ЯОДМ - ядерноопасные делящиеся материалы
 ЯТЦ - ядерный топливный цикл
 ЯЭУ - ядерно-энергетическая установка

УДК 621.039.743

В. И. Холоша, П. А Корчагин, В. В. Удод СТРАТЕГИЧЕСКИЙ ПЛАН МИНЧЕРНОБЫЛЯ В СФЕРЕ ОБРАЩЕНИЯ С РАДИОАКТИВНЫМИ ОТХОДАМИ В УКРАИНЕ

Изложен план долгосрочных работ в сфере обращения с РАО Украины как чернобыльского происхождения, так и отходов, образующихся при использовании ядерных технологий и радиоактивных веществ в промышленности, медицине и научных учреждениях. Приведены ориентировочные сроки выполнения работ, объемы финансирования и основные направления деятельности.

Стратегический план в сфере обращения РАО выполнен на основе «Концепции государственного регулирования безопасности и управления ядерной отраслью в Украине», принятой Постановлением Верховного Совета страны от 25 января 1994 г. № 3873-ХІІ. Он базируется на «Национальной программе ликвидации последствий Чернобыльской катастрофы и социальной защиты граждан на 1995-1996 гг. и на период до 2000 года», согласованной со всеми заинтересованными министерствами и ведомствами страны, а также

на Генеральной схеме развития отрасли обращения с радиоактивными отходами и результатах последующих технико-экономических исследований, выполненных в 1993-1994 гг., текущих и перспективных планах основных предприятий Минчернобыля. Используются основные положения проекта закона об обращении с радиоактивными отходами, представленного на рассмотрение и утверждение в Верховный Совет Украины.

Государственная система обращения с РАО базируется на общих основополагающих принципах, обеспечивающих радиационную безопасность нынешнего и последующих поколений людей и объектов окружающей природной среды.

ОСНОВНЫЕ ПРИНЦИПЫ ГОСУДАРСТВЕННОЙ ПОЛИТИКИ УКРАИНЫ

в сфере обращения с радиоактивными отходами:

приоритет защиты человека и окружающей природной среды от вредного воздействия РАО;

недопущение нерегулированного накопления РАО;

обеспечение государственного надзора и контроля за обращением с РАО; принятие решений по размещению, строительству и функционированию новых хранилищ и(или) захоронения РАО, осуществляемое с учетом мнения населения, общественных организаций и местных органов исполнительной власти;

пересмотр стандартов, норм и правил безопасности, осуществляемый, как правило, в сторону ужесточения требований.

РАО должны лишь ограниченное время находиться у производителей отходов, а потом передаваться специализированным предприятиям по обращению с РАО в соответствии с действующими стандартами и нормами.

© В. И. Холоша, П. А. Корчагин, В. В. Удод, 1995

4

Ответственность за безопасность при обращении с РАО до передачи их специализированным предприятиям по обращению с РАО возлагается на производителей РАО.

Работы по обращению с РАО (за исключением РАО, которые возникают при проведении работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС финансируются за счет производителей таких отходов.

Государственная политика по обращению с РАО реализуется путем разработки и реализации долгосрочной государственной программы.

ОСНОВНЫМИ ЭЛЕМЕНТАМИ ГОСУДАРСТВЕННОЙ СИСТЕМЫ

являются:

государственное управление и регулирование;

специализированные предприятия по обращению с РАО;

научное сопровождение;

нормативно-правовая база;

государственная программа по обращению с РАО;

централизованный учет и контроль РАО и мест их хранения;

фонд финансирования работ по обращению с РАО;

кадровое обеспечение.

Предлагаемая структурная схема государственной системы обращения с РАО представлена на рис. 1. В дальнейшем на этапе развитой рыночной экономики могут быть приняты другие организационные формы (государственный концерн и т. п.).

Структурная схема Стратегического плана состоит из следующих частей:

директивных задач;

важнейших проблем;

решений (мероприятий);

сроков реализации.

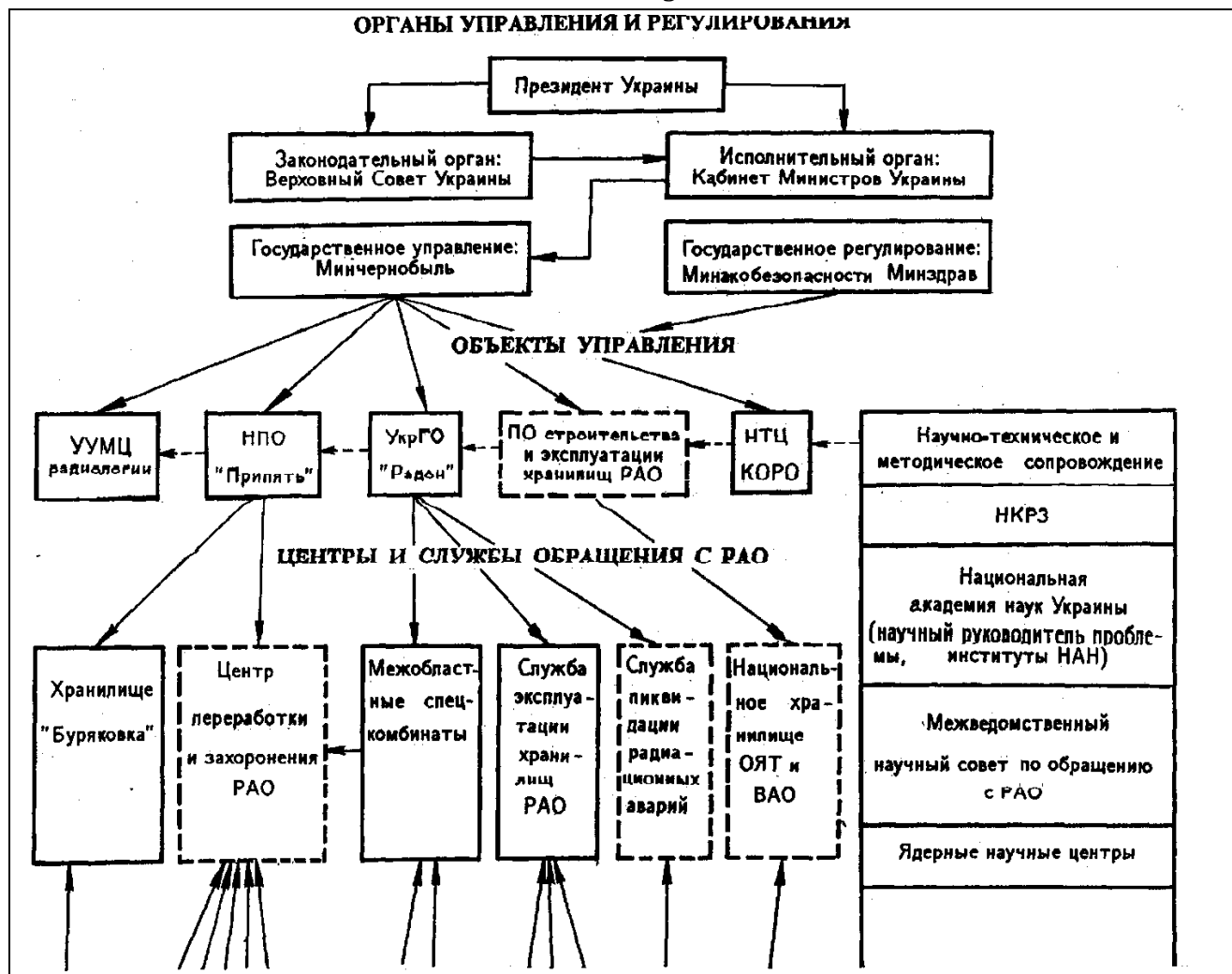
Директивные задачи, определенные Концепцией, объединены в следующие пять блоков:

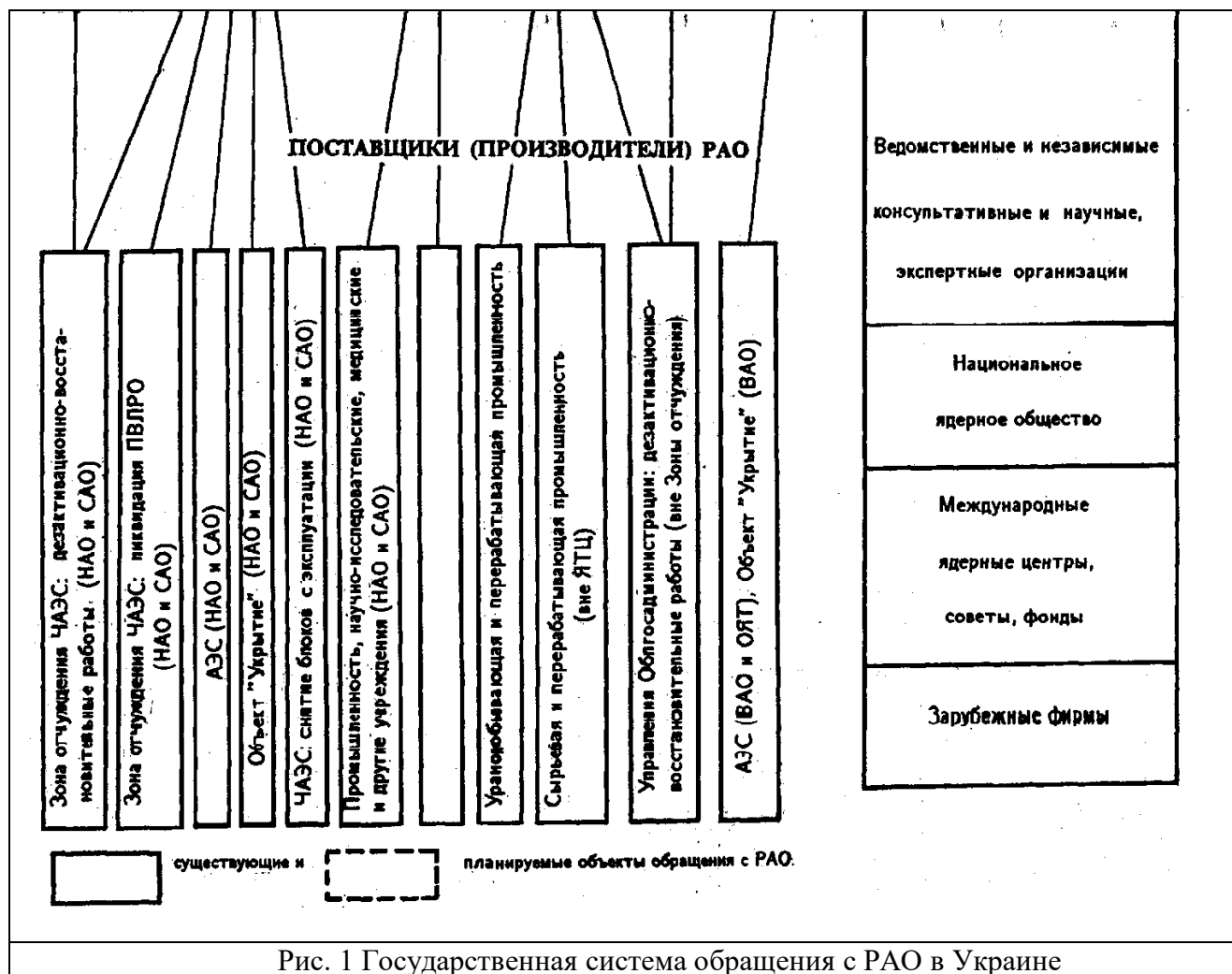
- 1) разработка и реализация государственной программы по обращению с РАО;
- 2) разработка и реализация единой технологической политики обращения с РАО, координация НИОКР в данной области;
- 3) координация и контроль работ по сбору, транспортированию, переработке, хранению и захоронению РАО;
- 4) создание и функционирование централизованной системы учета и контроля РАО, а также кадастра хранилищ или мест временного хранения;
- 5) координация работ по созданию хранилища высокоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива в глубоких геологических формациях.

Для каждой директивной задачи укрупненно определены важнейшие проблемы, соответствующие решения (мероприятия) и сроки их реализации (рис. 2), а также распределение объемов финансирования (рис. 3).

Таким образом, определяются основные направления - стратегия деятельности в сфере «вращения с РАО в Украине».

5





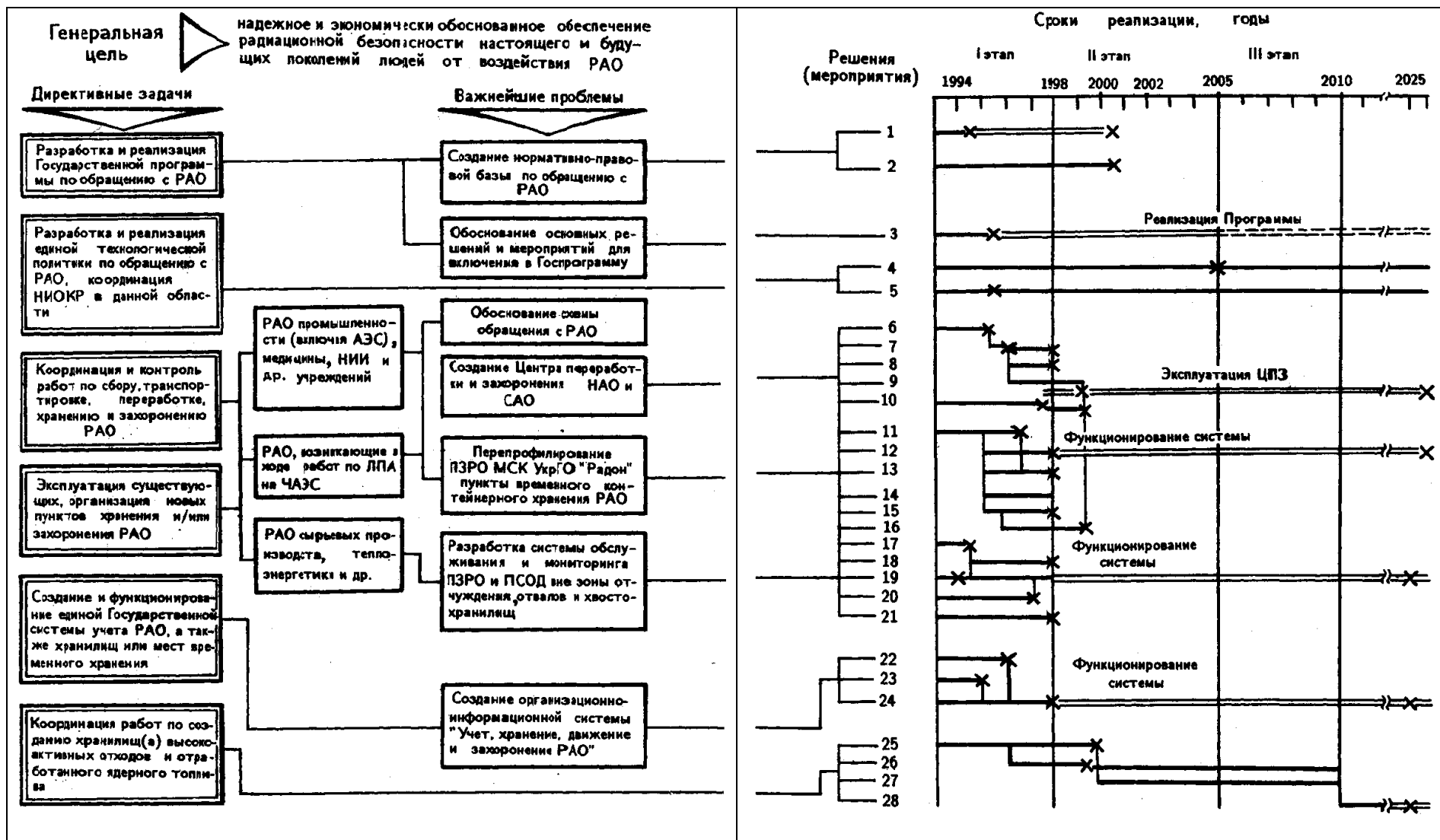


Рис. 2. Стратегический план Минчернобыля по обращению с РАО в Украине:

1 - подготовка и утверждение Закона по обращению с РАО, других законодательных актов; 2 - разработка, согласование и утверждение нормативно-технической документации; 3 - разработка государственной программы по обращению с РАО на 1996-2000 гг. и до 2010 г. и ее реализация; 4 - составление программ и проведение НИОКР в сфере обращения с РАО; 5 - совершенствование существующих, разработка новых технологий и средств их осуществления, систем мониторинга окружающей природной среды; 6 - разработка и утверждение ТЭИ (ТЭС) создание ЦПЗ; 7 - проектирование ЦПЗ (проект и рабочая

документация); 8 - заказ и изготовление оборудования для ЦПЗ; 9 - строительство ЦПЗ (хранилищ, цеха переработки и др.); 10 - создание контейнерного парка для хранения, транспортировки и захоронения РАО; 11 - разработка проектов перепрофилирования существующих ПЗРО; 12 - строительство или реконструкция хранилищ; 13 - техническое переоснащение спецкомбинатов; 14 - проведение обследования существующих ПВЛРО в Зоне отчуждения ЧАЭС; 15 - разработка технологии технических средств и ТЭО ликвидации ПВЛРО; 16 - разработка проектов ликвидации ПВЛРО и их реализация; 17 - обследование существующих ПЗРО вне Зоны отчуждения ЧАЭС; 18 - разработка ТЭО, проектов ликвидации ПЗРО и мониторинга ПЗРО и ПСОД, реализация мероприятий; 19 - создание централизованной службы обслуживания захоронений РАО и ее техническое оснащение; 20 - инвентаризация мест хранения РАО сырьевых производств, теплоэнергетики, строительных материалов и т. п.; 21 - установление критериев РБ хранилищ РАО разработка мероприятий по ее обеспечению при эксплуатации существующих в строительстве новых хранилищ; 22 - проведение государственной инвентаризации РАО в Украине; 23 - составление Кадастра мест хранения и захоронения РАО; 24 - составление Государственного Реестра РАО; 25 - общая оценка территории Украины, предварительный выбор районов, формаций и площадок; 26 – создание лаборатории, изучение природных и инженерных барьеров и отработка технологических аспектов; 27 - окончательный выбор площадки и принятие решение о строительстве хранилищ (-а) ВАО и ОЯТ, 28 - сооружение к испытание хранилищ (-а)

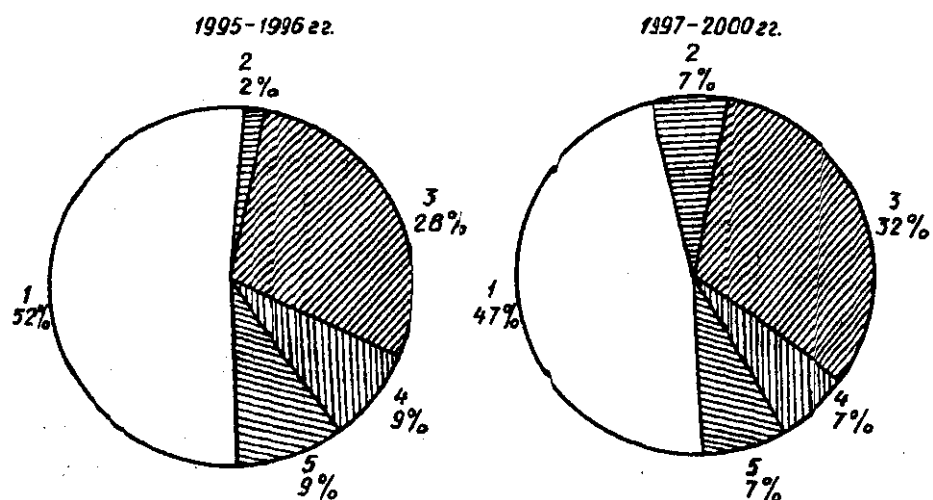


Рис. 3. Планируемое распределение объемов финансирования по направлениям стратегического плана

1 - сбор и захоронение РАО, эксплуатация существующих объектов по обращению с РАО; 2 - перепрофилирование и реконструкция МСХ УкрГО «Радон»; 3 - создание комплекса производств ЦПЗ «Вектор»; 4 - научное сопровождение дезактивации, переработки и захоронения РАО; 5 - разработка нормативно-технической документации по обращению с РАО

Министерство Украины по делам защиты населения от последствий аварии на Чернобыльской АЭС,
Киев

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами,
Желтые Вода

Поступила 15.03.95

УДК 621039.7

О. М. Богачев, Г. А. Ермолин

К ВОПРОСУ О КЛАССИФИКАЦИИ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

Рассмотрена существующая классификация РАО, проблемы классификации по технологии переработки, хранения и захоронения. Предложена комплексная классификация РАО с учетом агрегатного состояния, активности вида излучения, периода полураспада, технологии - переработки, сроков хранения и типов хранилищ.

В соответствии с действующими в стране СПОРО-85 радиоактивные отходы разделены на группы по их агрегатному состоянию (твердые, жидкие, газообразные), по степени активности (слабо-, средне-, высокоактивные), по виду излучения (альфа-, бета-, гамма-активные) [1].

Технологическая классификация ТРО с разделением их на три группы в зависимости от мощности дозы гамма-излучения малопригодна при решении вопросов, связанных с захоронением и(или) долговременным хранением, поскольку в ней не учитывается влияние на степень изоляции таких параметров, как радиотоксичность, период полураспада и удельная активность. К тому же классификация по уровню мощности дозы гамма-излучения не имеет практической ценности уже и потому, что, с одной стороны, для изоляции отходов по фактору внешнего облучения их достаточно покрыть слоем любого грунта толщиной 4-6 м, а с другой - легко перевести из одной группы в другую механическим делением РАО одной упаковки или сливанием нескольких порций в одну, в результате чего соответственно изменяется мощность дозы на поверхности упаковки.

МАГАТЭ на основе докладов МКРЗ предложены классификации РАО, учитывающее условия их длительного хранения и захоронения, период полураспада РН, вид хранилища (табл. 1), а также условия подконтрольности (табл. 2) и критерии для принятия решения о дальнейшем обращении с отдельными видами отходов (табл. 3 и 4).

© О. М. Богачев, Г. А. Ермолин, 1995

Таблица 1 Классификация РАО по условиям их длительного хранения и захоронения

Категория отходов по МАГАТЭ (по СПОРО-85)	Мощность дозы гамма-излучения на расстоянии 10 см от поверхности отходов, мбэр/ч	Удельная бета-активность, Ки/кг	Удельная альфа-активность, Ки/кг	Отходы	Период изоляции от биосферы	Хранилище
РАО с долгоживущими радиоизотопами (период полураспада более 30 лет)						
Высокоактивные (III группа)	>1000	10^{-1}	10^{-2}	Высокоактивные отходы от переработки облученного топлива и непереработанное ОЯТ в топливных циклах с однократным использованием топлива	Более 10 тыс. лет для РАО с трансурановыми элементами	В геологических формациях
Среднеактивные (II группа)	30-1000	$10^{-4}-10^{-1}$	$10^{-5}-10^{-2}$	Альфа-активные отходы, включающие отходы среднего и низкого уровня активности, образующиеся в процессе переработки облученного топлива, ионообменных смол и др.	До 1000 лет для РАО с долгоживущими и изотопами	То же
Низкоактивные (I группа)	0,03-30	$2 \cdot 10^{-6}-10^{-4}$	$10^{-7}-10^{-5}$ кг*	Отходы низкого уровня бета- и гамма-активности со значительным содержанием альфа-нуклидов	То же	« »
РАО с короткоживущими радиоизотопами (период полураспада менее 30 лет)						
Среднеактивные (II группа)	30-1000	$10^{-4}-10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-7}$	Отходы от эксплуатации, технического обслуживания и снятия АЭС с эксплуатации; отходы, образующиеся на начальных стадиях ЯТЦ, а также на предприятиях по изготовлению радиоизотопов и от использования НИИ в медицине, научных исследованиях, промышленности и других областях	до 300 лет	Наземные, приповерхностные или подземные
Низкоактивные (I группа)	0,03-30	$2 \cdot 10^{-6}-10^{-4}$	То же	То же	То же	То же

Таблица 2. Классификация по уровням радиоактивности

Отходы	Трансураниды радио- нуклиды (^{239}Pu , ^{240}Pu)	Бета-излучатели (^{90}Sr)	Гамма-излучатели (^{137}Cs)
	$\frac{\text{Бк/г}}{\text{Класс}(n)}$	$\frac{\text{Бк/г}}{\text{Класс}(n)}$	$\frac{\text{Бк/г}}{\text{Класс}(n)}$
Жидкие			
Радиотоксичные без- условно контролиру- емые	$\frac{>0,9}{>2,4 \cdot 10^{-1}}$	$\frac{>0,016}{>4,4 \cdot 10^{-10}}$	$\frac{>0,11}{>3 \cdot 10^{-9}}$
Высокоактивные	$\frac{>3,7 \cdot 10^7}{>1}$	$\frac{>3,7 \cdot 10^7}{>1}$	$\frac{>3,7 \cdot 10^7}{>1}$
Среднеактивные	$\frac{3,7 \cdot 10^2 - 3,7 \cdot 10^7}{10^{-5} - 1,0}$	$\frac{3,7 \cdot 10^2 - 3,7 \cdot 10^7}{10^{-5} - 1,0}$	$\frac{3,7 \cdot 10^2 - 3,7 \cdot 10^7}{10^{-5} - 1,0}$
Слабоактивные	$\frac{>0,09 - 370}{2,4 \cdot 10^{-9} - 10^{-5}}$	$\frac{>0,016 - 370}{4,4 \cdot 10^{-1} - 10^{-5}}$	$\frac{0,11 - 370}{3,11 \cdot 10^{-9} - 10^{-5}}$
Очень низкоактивные	$\frac{<9 \cdot 10^{-2}}{<2,4 \cdot 10^{-9}}$	$\frac{<0,016}{<4,4 \cdot 10^{-10}}$	$\frac{<0,11}{<3,1 \cdot 10^{-9}}$
Условно освобожда- емые от контроля	$\frac{9 \cdot 10^{-2} - 9 \cdot 10^{-4}}{2,4 \cdot 10^{-9} - 2,4 \cdot 10^{-11}}$	$\frac{1,6 \cdot 10^{-2} - 1,6 \cdot 10^{-4}}{4,4 \cdot 10^{-12} - 4,4 \cdot 10^{-10}}$	$\frac{1,1 \cdot 10^{-1} - 1,1 \cdot 10^{-3}}{3 \cdot 10^{-11} - 3 \cdot 10^{-9}}$
Безусловно освобож- даемые от контроля	$\frac{<9 \cdot 10^{-4}}{<2,4 \cdot 10^{-11}}$	$\frac{<1,6 \cdot 10^{-4}}{<4,4 \cdot 10^{-12}}$	$\frac{<1,1 \cdot 10^{-3}}{<3 \cdot 10^{-11}}$
Твердые			
Радиотоксичные без- условно контролиру- емые	$\frac{>90}{>2,4 \cdot 10^{-6}}$	$\frac{>1,6}{>4,4 \cdot 10^{-8}}$	$\frac{>110}{>3 \cdot 10^{-6}}$
Высокоактивные	$\frac{>3,7 \cdot 10^5}{>10^{-1}}$	$\frac{>3,7 \cdot 10^6}{>0,1}$	$\frac{>1,4 \cdot 10^5}{>3,8 \cdot 10^{-5}}$
Среднеактивные	$\frac{3,7 \cdot 10^2 - 3,7 \cdot 10^5}{10^{-5} - 10^{-2}}$	$\frac{3,7 \cdot 10^3 - 3,7 \cdot 10^6}{10^{-4} - 10^{-1}}$	$\frac{4,3 \cdot 10^2 - 1,4 \cdot 10^5}{1,16 \cdot 10^{-4} - 3,8 \cdot 10^{-3}}$
Слабоактивные	$\frac{90 - 370}{2,4 \cdot 10^{-6} - 10^{-1}}$	$\frac{1,6 - 3,7 \cdot 10^3}{4,4 \cdot 10^{-8} - 10^{-4}}$	$\frac{110 - 4,3 \cdot 10^3}{3 \cdot 10^{-6} - 1,16 \cdot 10^{-4}}$
Очень низкоактивные	$\frac{<90}{<2,4 \cdot 10^{-6}}$	$\frac{<1,6}{<4,4 \cdot 10^{-8}}$	$\frac{<110}{<3,10}$
Условно освобожда- емые от контроля	$\frac{0,9 - 90}{2,4 \cdot 10^{-8} - 2,4 \cdot 10^{-6}}$	$\frac{1,6 \cdot 10^{-2} - 1,6}{4,4 \cdot 10^{-10} - 4,4 \cdot 10^{-8}}$	$\frac{1,1 - 110}{3 \cdot 10^{-8} - 3 \cdot 10^{-10}}$
Безусловно освобож- даемые от контроля	$\frac{<0,9}{<2,4 \cdot 10^{-8}}$	$\frac{<1,6 \cdot 10^{-2}}{<4,4 \cdot 10^{-10}}$	$\frac{<1,1}{<3,1 \cdot 10^{-8}}$

Таблица 3. Критерии для принятия решений при обращении с загрязненным радионуклидами грунтом

№ п/п	Решение	Критерий, Бк/г		
		^{239}Pu	^{90}Sr	^{137}Cs
1	Использование без всяких ограничений (безусловное освобождение от контроля)	$<3 \cdot 10^{-2}$	$<2,5 \cdot 10^{-2}$	$<8,6 \cdot 10^{-3}$
2	Использование с учетом воздействия от других источников (условное освобождение)	$<3,1$	$<2,5$	$<0,86$
3	Применение мер по дезактивации с учетом принципа АЛАРА	$>3,1$	$>2,5$	$>0,86$

12

Окончание табл. 2

№ п/п	Решение	Критерий, Бк/г		
		^{239}Pu	^{90}Sr	^{137}Cs
4	Безусловное освобождение отходов дезактивации от контроля и захоронение на обычных свалках	$<0,9$	$<1,6 \cdot 10^{-2}$	$<1,1$

5	Мониторинг могильников и возможные ограничения с учетом принципа АЛАРА и других источников (условное освобождение от контроля)	<90	<1,6	<110
6	Захоронение в специальных приповерхностных гидроизолированных могильниках (низкоактивные отходы)	<370	<3700	<4300
7	Захоронение в подземных бетонных гидроизолированных могильниках (среднее активные отходы)	<3,7•10 ⁵	<3,7•10 ⁶	<1,4•10 ⁵
8	Захоронение в глубоких геологических формациях с кондиционированием	>3,7•10 ⁵	>3,7•10 ⁵	>1,4•10 ⁵

Таблица 4. Критерии для принятия решений при обращении с загрязненными материалами и предметами

№ п/п	Решение	Критерий, Бк/г		
		²³⁹ Pu	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
1	Использование без всяких ограничений (безусловное освобождение от контроля)			
	а) большие предметы (масса >300 кг, площадь >1 м ²)	< 0,04	< 2,0	< 0,2
	б) средние предметы (30-300 кг, 300 см ² - 1 м ²)	< 0,2	< 10	< 1,0
	в) малые предметы (<30 кг, 300 см ²)	< 1	< 50	< 5,0
2	Использование с учетом воздействия от других источников (условное освобождение):			
	а) п.1	< 4	< 200	< 20
	б) п.1	< 20	< 1000	< 100
	в) п.1	< 100	< 5000	< 500
3	Применение мер по дезактивации с учетом принципа АЛАРА:			
	а) п.1	> 4	> 200	> 20
	б) п.1	>20	>1000	>100
	в) п.1	>100	>5000	>500
4	При невозможности очистки до уровней по п. 3 переработка, без всяких ограничений:			
	а) >300 кг	< 0,2	<10	<
	б) < 300 кг	<1	<50	<5

13

№ п/п	Решение	Критерий, Бк/г		
		²³⁹ Pu	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs
5	При невозможности очистки до уровней по п.2 и переработки по п. 4 захоронение без всяких ограничений	< 0,2	< 5	< 1
6	При невозможности очистки по п.2 и переработке по п. 4 захоронение с учетом принципа АЛАРА	< 20	<500	<100
7	Захоронение в специальных приповерхностных могильниках как НАО	>20	>500	>100

Классификация строится на принципиальном различии подхода к трем классам отходов по вредности [2].

Первый класс: отработавшее ядерное топливо, высокоактивные трансураниевые и долгоживущие среднеактивные отходы.

Второй класс короткоживущие средне- и низкоактивные отходы.

Третий класс: условно радиоактивные отходы, т. е. такие, при обращении с которыми дозы облучения не превысят установленный НКРЗ предел дозы для отдельных лиц из населения, но могут превысить установленный уровень незначительной дозы (0,01 мЗв/год).

В табл. 2-4 представлены вторичные количественные критерии классификации отходов и критерии для принятия решений при обращении с РАО.

Однако и эта классификация не учитывает всех свойств РАО, связанных с многообразием способов и средств обращения с ними на всех этапах от возникновения до захоронения, что особенно проявляется при переработке РАО перед захоронением.

Радиоактивные отходы по месту своего образования подразделяются на следующие:

1. Отходы ЯТЦ. Для открытого типа ЯТЦ они состоят из:
 - отходов добычи и переработки урановых руд;
 - отходов очистки, конверсии и обогащения урана;
 - отходов изготовления ТВС;
 - реакторных отходов;
 - отработавшего ядерного топлива;
 - отходов, связанных со снятием блоков АЭС с эксплуатации.
2. РАО при использовании радиоактивных веществ, источников ионизирующего излучения и т. п. в промышленности, научных, медицинских и других учреждениях.
3. Отходы, образовавшиеся в процессе дезактивации объектов и реабилитации территорий, загрязненных в результате аварий, халатности или преступной деятельности.
4. Отходы переработки некоторых нерадиоактивных сырьевых материалов, которые в результате концентрации (по объему, содержанию) переходят в разряд радиоактивных (хвосты и шлаки обогащения и переработки железных, фосфатных и других руд, золы после сжигания некоторых сортов угля и т. п.).
5. РАО в процессе реализации военных программ, снятия с эксплуатации приборов и оборудования с НИИ и ядерно-энергетических установок, консервации предприятий и реабилитации территорий, загрязненных в результате осуществления оборонных мероприятий.

14

Степень радиационной опасности при сборе, транспортировке, переработке, хранении и/или захоронении РАО зависит от следующих основных факторов:

- величины активности;
- вида и энергии излучения;
- степени токсичности РВ, содержащихся в отходах;
- периода полураспада РН;
- физического состояния отходов.

Авторами настоящей статьи предлагается схема комплексной классификации, в которой сделана попытка учесть максимальное число признаков и свойств РАО на всех этапах обращения с ними. На данной этапе эта классификация несет в себе в основном качественное решение задачи без количественных показателей по многим определяющим признакам и может рассматриваться, в первую очередь, как постановка проблемы, решение которой необходимо для успешного функционирования создаваемой в стране системы обращения с РАО.

Комплексная классификация радиоактивных отходов

- 1) до агрегатному состоянию:
 - твердые;
 - жидкие;
 - газообразные;
- 2) по активности (табл. 1-4)
 - условно-активные;

- низкоактивные;
- среднеактивные;
- высокоактивные (в том числе отработанные ИИИ);
- отработанное ядерное топливо;
- 3) по виду излучения:
 - альфа-активные;
 - бета-активные;
 - гамма-активные;
 - нейтронно-активные (отработанные ИИИ);
 - смешанные;
- 4) по периоду полураспада:
 - короткоживущие (до 30 лет);
 - долгоживущие (более 30 лет);
- 5) по технологии переработки
 - прессуемые;
 - сжигаемые;
 - переплавляемые;
 - отверждаемые;
 - дезактивируемые;
 - обрабатываемые ядерно-физическими методами (трансмутация);
- 6) по конечному продукту для захоронения:
 - в первоначальном виде (загрязненный грунт, железобетонные изделия и т. д.);
 - цементированные блоки;
 - битумированные блоки;
 - контейнеры с РАО «навалом» или в первичной упаковке;
 - контейнеры с омоноличенными РАО;
 - контейнеры с РАО и сорбционной засыпкой;
- 7) по срокам хранения и виду хранилищ (см. табл. 1):
 - не менее 300 лет - поверхностные и приповерхностные хранилища, в геологических формациях;
 - не менее 1000 лет - в геологических формациях;
 - не менее 10 000 лет - в геологических формациях;
 - не более 50-100 лет - ВАО, ОЯТ и ИИИ во временных и поверхностных и приповерхностных хранилищах.

Признавая сложность поставленной цели, авторы не претендуют на окончательность предложенного варианта и считают возможным решение проблемы совместными усилиями занятых в этой области специалистов.

15

1. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами (СПОРО-85). - М.: Минздрав, - 54 с.
2. Characteristics of radioactive waste management, storage and disposal International Atomic Energy Agency. - Technical Document, Viena, 1982

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами,
Желтые Воды
Поступила 15.03.95

УДК 621.039.73+621.039.743

О. К. Авдеев, В. О. Ляхов

ЭКОНОМИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПО ВЫБОРУ СПОСОБОВ ПЕРЕРАБОТКИ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ С УЧЕТОМ ИХ ДАЛЬНЕЙШЕГО ЗАХОРОНЕНИЯ

Представлены результаты экономических исследований рациональной области применения различных способов переработки РАО низкой и средней активности: сжигания, прессования, дезактивации металла химической обработкой и переплавом, отверждения ЖРО. Показано, что достижение эффективного использования процессов сжигания, суперпрессования, химической и пиродезактивации металла возможно

лишь при переработке значительных объемов отходов в условиях единого Центра переработки и захоронения РАО.

Действующая в настоящее время система обращения с твердыми РАО предусматривает в основном захоронение или временное хранение без обработки отходов всех типов (в той числе и металлических) в различного рода наземных и слабозаглубленных хранилищах на территориях промплощадок АЭС и МСК УкрГО «Радон» и Зоны отчуждения ЧАЭС. Локализация ТРО без переработки сопряжена с отторжением земельных площадей, с опасностью распространения РН в окружающую среду и с изъятием из хозяйственного оборота значительного количества металлов с большими капитальными и эксплуатационными затратами.

Реализуемый проект первой очереди комплекса «Вектор» также не обеспечен четкой концепцией обращения с низко- и среднеактивными РАО в последующем.

Поэтому НТЦ КОРО по заданию Минчернобыля Украины в 1994 г. выполнил технико-экономические исследования целесообразности создания Центра переработки и захоронения РАО на базе комплекса «Вектор», в котором особое внимание уделено поиску технологических схем переработки РАО.

Выполненными технико-экономическими исследованиями показана целесообразность внедрения методов уменьшения объема ТРО путем сжигания, прессования, дезактивации, фрагментации и переплавки. Переработка ТРО, обеспечивающая сокращение объемов отходов и перевод их в форму, пригодную для безопасного долговременного хранения, признана обязательным звеном общей схемы локализации РАО.

Ниже рассмотрены технологические аспекты и приведены экономические оценки возможных способов обращения с ТРО.

Твердые неметаллические РАО. Железобетонные изделия, изделия из пластмасс, выделяющие трудноулавливаемые летучие вещества и другие неподдающиеся переработке ТРО, придется захоранивать в специальных хранилищах без переработки. При этом возможны их частичная жидкостная дезактивация и упаковка в пленки ПВХ.

Расчетами установлена зависимость себестоимости захоронения этого типа отходов от объемов их поступления.

Графическая интерпретация этой зависимости приведена на рис. 1.*

*Все стоимостные параметры в этой статье определены в базисных ценах 1984 г.

© О. К. Авдеев, В. Ф. Ляхов, 1995

Часть ТРО могут поступать на захоронения упакованными в металлические бочки. Выполненными расчетами доказана экономическая целесообразность организации процесса суперпрессования в стационарных условиях. В этом случае потребность в хранилищах уменьшается в четыре раза, что полностью окупает затраты на организацию процесса прессования.

В зависимости от режима работы, количества прессов, находящихся в работе, использования в полной мере площадей, вспомогательного оборудования и обслуживающего персонала себестоимость суперпрессования колеблется в пределах 100-85 руб. на 1 м³ прессуемых отходов.

Сжигаемые РАО. В связи с тем, что при сжигании первоначальный объем ТРО уменьшается более чем в 30 раз (с учетом цементированной золы), резко снижая потребность в контейнерах и хранилищах, этот процесс является определяющим в затратах на обращение с ТРО и их захоронение.

Затраты на сжигание детально обсчитаны при различных производительностях оборудования на стационарных и передвижных установках. В результате расчетов получены математические зависимости (рис. 3). Отмечена тенденция снижения затрат с увеличением объемов переработки в пределах 60-80 тыс. м³ в год, выше которого она проявляется в меньшей степени. Это объясняется тем, что лимитирующими звеньями процесса сжигания являются системы газоулавливания, производительность которых (до 1 т в 1 ч) не позволяет наращивать объемы переработки без установки дополнительного оборудования, а высокий

расход керосина на разжиг ставит в прямую зависимость процесса от расхода

Рис. 1. Зависимость отходов от способа ТРО:

1 - омоноличивание упаковка в пленки ПВХ

Переработка

Проведенные к настоящему исследовательские и опытно-позволяют предложить создать соответствующее оборудование и инженерное радиоактивно-загрязненного металлоконструкций. При рентабельность процесса хозяйственный оборот исключается непосредственный контакт персонала с радиоактивными веществами и вредное воздействие на окружающую природную среду.

горючих материалов себестоимость этого нефтепродуктов.

на захоронение знения и объемов

ом; 2 - дезактивация и

лических ТРО.

ни научно-

рукторские работы

технологические схемы,

перерабатывающее

оформление переплава

оборудования и

этом обеспечиваются

переплава, возврат в

вторичных металлов,

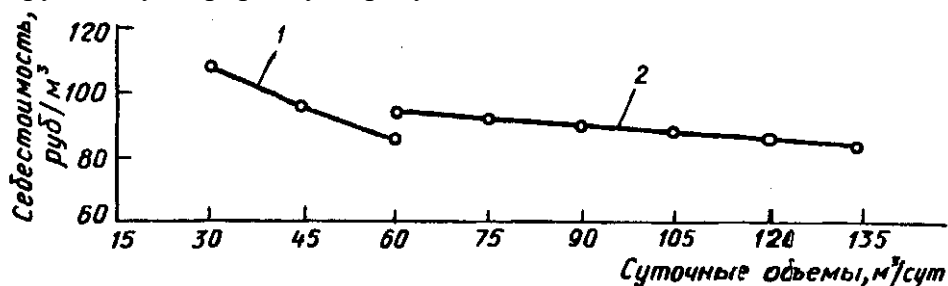
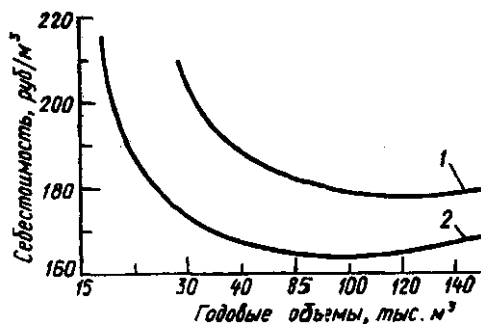


Рис. 2. Зависимость затрат на суперпрессование от объемов переработки:

1 - при работе одной прессовой установки в различном режиме времени; 2 - то же, двух установок при одновременной работе двух прессов

17

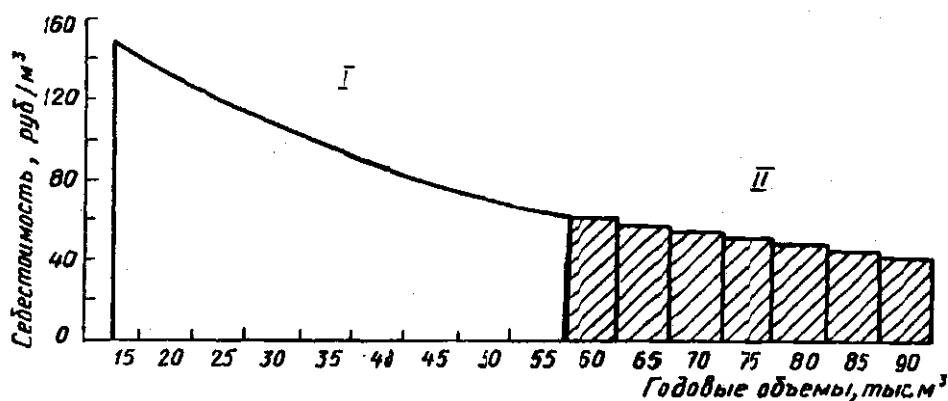


Рис. 3. Зависимость затрат на сжигание от производительности оборудования (в ценах 1984 г):

I - неэффективная область применения процесса; II - эффективная

Например, на одной линии комплекса конструкции СвердловНИИХИММАШ (Россия) производительностью 10 тыс. т при переплаве газодвигательного оборудования получено:

стали - 660 кг/т оборудования;

алюминия - 230 кг/т;

меди - 16 кг/т;

серебра - 24 г/т;

трудоемкость переработки - 6 чел-ч/т;

масса направляемых на захоронение вторичных твердых отходов - 60 кг/т.

Металлоотходы средней активности путем жидкостной дезактивации могут быть переведены в категорию низкоактивных с последующей переработкой на комплексе.

В ТЭИ предусматривается сортировка металлических отходов на дезактивируемые и захораниваемые. Захораниваемые ТРО компактируются, затариваются в защитные контейнеры и перевозятся в хранилище (крупногабаритные РАО покрываются специальным составом и захораниваются без контейнеров).

На переработку металлолом будет поступать в виде технологического оборудования, его фрагментов, арматуры, трубопроводов и т. п.

Себестоимость 1 т металла, полученного на установке, составит 232 руб., из которых 149 руб. или 64 % приходятся на химдезактивацию и 83 руб. или 36 % - на металлургический переплав.

Отпускные цены на углеродистую сталь Ст3 составляют 89 руб./т в ценах 1982 г. (прейскурант 01-07, таблица), что на 6 руб. выше себестоимости переплава. Отсюда следует, что за счет реализации металла в слитках будут полностью покрыты расходы на переплав металла, а предприятие будет нести затраты только на химическую дезактивацию металла.

Результирующие экономические показатели по процессам переработки РАО

№ п/п	Технологический процесс	Удельные эксплуатационные затраты, руб./м ³	Удельные капитальные вложения, руб./м ³	Приведенные затраты
1	Металлургический переплав*	256,7	500,0	306,7
2	Сжигание горючих РАО	45,0	381,7	83,2
3	Переработка ЖРО	193,2	128,8	206,1
4	Суперпрессование ТРО	85,5	130,0	98,5
5	Валовое захоронение РАО	219,7	873,0	307,0

* За вычетом стоимости металла, возвращаемого в повторное использование.

18

Изменение эксплуатационных затрат при переработке металлических ТРО показано на рис 4.

В качестве перспективных технологий обращения с металлическими изделиями, подвергшимися радиационному загрязнению, являются пиротехнологии, испытанные МНТЦ «Укрытие» на стадии предпроектных предложений.

По расчетам, выполненным Институтом проблем литья НАН Украины, рентабельность литья из углеродистой стали, по технологии пиродезактивации, достигнет 60 % себестоимости, что свидетельствует о высокой эффективности предложенного способа переработки ТРО. При подтверждении расчетного результата в процессе промышленных испытаний этот способ может стать основным в процессе переработки металлических РАО.

4. Жидкие РАО. Жидкие РАО образуются при дезактивации металла, а также от сбросов саншлюзов и санпропускников, обмывочных вод от мойки спецавтотранспорта и др. Технологическая схема переработки ЖРО предусматривает разделение поступающих отходов на мало- и высокосолевого. Первые будут перерабатываться методом ионного обмена, вторые - методом выпаривания. Кубовый остаток от выпаривания ж отработавшие ионообменные смолы отверждаются методом цементирования. Контейнеры с отвержденными ЖРО захораниваются в хранилищах ТРО.

Технологическая схема предусматривает среднегодовое поступление на переработку около 11 000 м жидких ЖРО, из которых высокосолевого составят 750 м, а малосолевого 14 250 м. После переработки твердый остаток, подлежащий захоронению, составит 500 м в год.

Как видно из расчетов, затраты на обращение с жидкими РАО достигнут 193,2 руб. на 1 м исходных отходов.

5. Контейнерное хранение РАО. В качестве альтернативы способам переработки рассматривается ряд вариантов захоронения переработанных ТРО в различного вида

железобетонных хранилищах (секциях) и контейнерах. Определены эксплуатационные затраты, сопровождающие процесс захоронения РАО в железобетонных контейнерах емкостью 2,1 м и металлических - емкостью 10,3 м³. В первом случае годовые эксплуатационные затраты составляют 192,8 руб. на 1 м, во втором - 78,4 руб.

Существенная экономия затрат достигается за счет снижения стоимости контейнеров на 1 м емкости в 2,8 раза, более полного заполнения объема хранилищ, снижения затрат на затаривание.

Выбор способа обращения с РАО. Показано, что экономически целесообразно иметь единый Центр по переработке всех видов низко- и среднеактивных РАО и целесообразно этот центр разместить в Зоне отчуждения ЧАЭС. Месторасположением этого центра может стать площадка строящегося комплекса «Вектор» со значительным расширением принятых проектных решений по технологии и способам обращения с РАО.

Для обоснования выбора технологии и места размещения оборудования при переработке РАО на Центре проведены экономические расчеты по различным процессам и их сопоставление с учетом затрат на транспорт, переработку и дальнейшее захоронение отходов.

В таблице приведены удельные эксплуатационные и капитальные затраты по процессам металлургического переплава, сжигания горючих РАО, затраты на различные способы захоронения РАО без переработки, стоимость суперпрессования, переработку жидких РАО.



Рис. 4. Изменение эксплуатационных затрат при переработке металлических ТРО за счет реализации полученного металла в слитках; дезактивация металла – 268,3; переплав – 82,5; выручка от реализации – 89; остаточная стоимость дезактивации – 256,7; эффект при пирометаллургии – (-30)

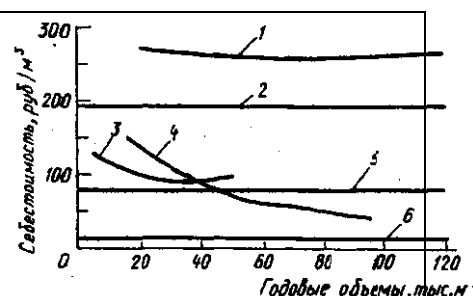


Рис 5. Область допустимых значений процессов переработки ТРО:

1 - химическая дезактивация и переплав металла; 2 - валовое захоронение в хранилищах ТРО-I; 3 - суперпрессование; 4 - сжигание; 5 - валовое захоронение в хранилищах ТРО-3; 6 - переплав металла

Эти данные позволяют провести экономическую оценку области применения любой технологии переработки и рекомендовать к использованию ее оптимальный вариант.

В основу расчета положено неравенство

$$V_3 S_3 \leq S_{\Pi} V_3 + S_3 V_{3\Pi}$$

где V_3 - количество отходов, поступающих на захоронение (без переработки) или первоначально на переработку; S_3 и S_{Π} - приведенные затраты соответственно на захоронение и переработку; $V_{3\Pi}$ - количество отходов, поступающих на захоронение после переработки.

Исходя из приведенного уравнения, определяются предельные уровни приведенных затрат по каждому из рассматриваемых процессов и соответственно область его применения;

$$S_n \leq S_3 \left(1 - \frac{V_{3\Pi}}{V_3} \right),$$

где $\frac{V_{3\Pi}}{V_3} = k_{\Pi}$ - коэффициент уменьшения объема захораниваемых РАО после данного вида переработки.

Как видно из таблиц, минимальные приведенные затраты ожидаются при сжигании горючих РАО даже при относительно высоких затратах на содержание систем

газоулавливания. Объясняется это значительным уменьшением объема захораниваемых РАО после сжигания, как следствие - сокращением потребности в дорогостоящих контейнерах ж хранилищах,

Суперпрессование является вторым по эффективности процессом обращения с РАО, при которой удельные приведенные затраты не превысят 100 руб. на 1 м отходов. Однако из-за сложности в эксплуатации оборудования и его дороговизны рекомендуется этот процесс организовать стационарно в едином Центре переработки РАО. В этом случае расходы будут ниже, чем содержание прессовых установок на каждом объекте-производителе РАО и ниже, чем предполагаемая эффективность металлургического переплава. Это связано как с высокими затратами на предварительную дезактивацию металла (65 % всех затрат), так и малыми объемами переработки при создании полного металлургического цикла. Однако этот процесс имеет значительные резервы снижения затрат за счет поузловой разборки машин, агрегатов и конструкций с последующей их дезактивацией и направлением на повторное использование.

Ранжировка затрат на обращение с РАО приведена на рис. 5. Расчеты, приведенные в настоящей статье, послужили основой для разработки технологической схемы обращения с РАО.

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами,
Желтые Воды

Поступила 15.03.95

20

УДК 621.039.75

П. А. Корчагин, О. К. Авдеев, О. М. Богачев

ВЫБОР ТИПА ХРАНИЛИЩ ДЛЯ ЦЕНТРА ПЕРЕРАБОТКИ И ЗАХОРОНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В УКРАИНЕ

Рассмотрены варианты размещения Центра переработки и захоронения РАО низкой и средней активности и конструктивного исполнения хранилищ. С учетом свойств, обеспечивающих как безопасность, так и экономичность хранения РАО, определены типы хранилищ и виды контейнеров в зависимости от радионуклидного состава размещаемых в них отходов.

В Генеральной схеме и ТЭО развития отрасли обращения с РАО в Украине определена целесообразность принятия централизованной схемы обращения с РАО в стране, экономически обосновано и рекомендуется строительство единого Центра переработки и захоронения низко- и среднеактивных отходов всех предприятий, организаций и учреждений Украины (кроме предприятий горнодобывающей и перерабатывающей промышленности, включая урановую). Вариант сооружения единого Центра предпочтителен по следующим основным признакам:

экономические преимущества концентрации производственной деятельности по переработке РАО;

организационно-технические преимущества в обеспечении и обслуживании оборудования, количество которого значительно сокращается;

возможность выделения под строительство единого хранилища территорий, выведенных на долгий период из хозяйственного пользования и не находящихся в ведении местных властей;

лучшие условия обеспечения безопасности хранения, учета и физической защиты РАО.

Для размещения хранилища низко- и среднеактивных отходов с короткоживущими изотопами рассмотрены следующие варианты: хранение в подземных отработанных рудниках, в чашах выработанных карьеров, поверхностные хранилища (рис. 1).

Отклонены без детального рассмотрения варианты по размещению РАО в действующих и отработанных рудниках и шахтах по следующим причинам:

рудники и шахты Украины, кроме урановых и Запорожского железорудного комбината, работают с обрушением вмещающих пород, в неблагоприятных горнотехнических, геологических и гидрогеологических условиях;

практически все имеют остаточные запасы забалансового, потерянного или глубокозалегающего минерального сырья, отработка которого в настоящее время экономически нецелесообразна или технически невозможна, но могут представлять интерес в будущем;

размещены в густонаселенных районах, где само решение о строительстве «ядерных хранилищ» вызовет негативней общественный резонанс и непредсказуемые последствия.

По двум последним из указанных выше причин отклонены предложения о размещении хранилища РАО в чашах отработанных: карьеров.

Без детальных технико-экономических расчетов можно утверждать, что строительство подземного хранилища только для низко- и среднеактивных отходов является мероприятием дорогостоящим (экономически необоснованным) и растянутым во времени, в то время как проблема изоляции этих отходов, составляющих 85 - 90 % общего объема всех РАО Украины, является первоочередной.

Естественным в таких условиях является выбор площадки для размещения ЦПЗ в Зоне отчуждения ЧАЭС, поскольку основной объем РАО сосредоточен и ожидается в пределах этой зоны, вывоз их из зоны запрещен.

© П. А. Корчагин, О. К. Авдеев, О. М. Богачев, 1995

21

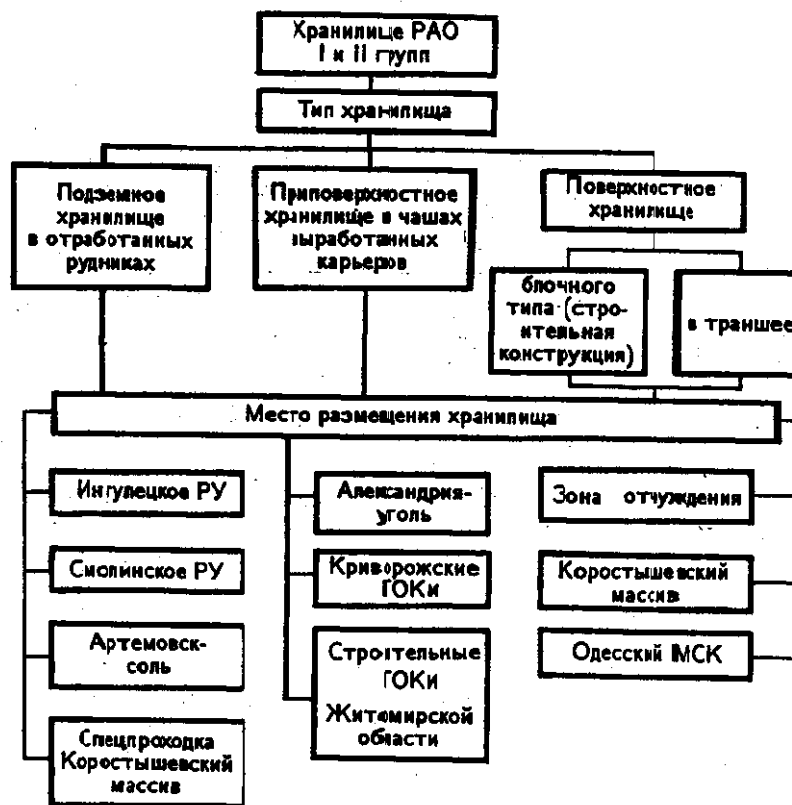


Рис. 1. Варианты размещения хранилищ РАО I и II групп

В Украине имеются подходящие участки вблизи зоны для решения проблемы подземного хранения (захоронения) РАО: в результате эвакуации населения из радиационно опасных районов в Зону отчуждения включен обширный гранитно-базальтовый Коростышевский массив, который по сведениям ПО «Севукргеология» перспективен для размещения в нем хранилищ РАО геологического типа. Этот регион Концепцией обращения с РАО Украины совместно с альтернативными - в других геологических формациях (соляные, глинистые и т. п.) рассматривается для размещения прежде всего хранилищ высокоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива в Украине.

Как показывает мировой опыт, в настоящее время реализуются два способа длительного хранения и(или) захоронения РАО на поверхности.

Первый способ (практика Великобритании) ориентирован на контейнеры, позволяющие хранить РАО без дополнительного инженерного барьера. Такие контейнеры устанавливаются на подготовленных площадках (основаниях) друг на друга, а сверху размещается защитное покрытие, предохраняющее от возможного просачивания атмосферных осадков. Такие хранилища выполняются обычно в виде кургана.

Второй способ предназначен для контейнеров, использование которых требует дополнительного барьера для полной изоляции РАО или для обеспечения механической прочности сооружения, а также предупреждения несанкционированного вмешательства человека (практика Франции). Эти контейнеры размещаются в железобетонных ячейках. При этом, если контейнер обеспечивает достаточную внутреннюю безопасность, пустое пространство в ячейке секций заполняется сыпучим материалом, в противном случае пространство между контейнерами заполняется бетоном, обеспечивающим недостающие! свойства внутренней безопасности комплекса, или природным сорбентом

22

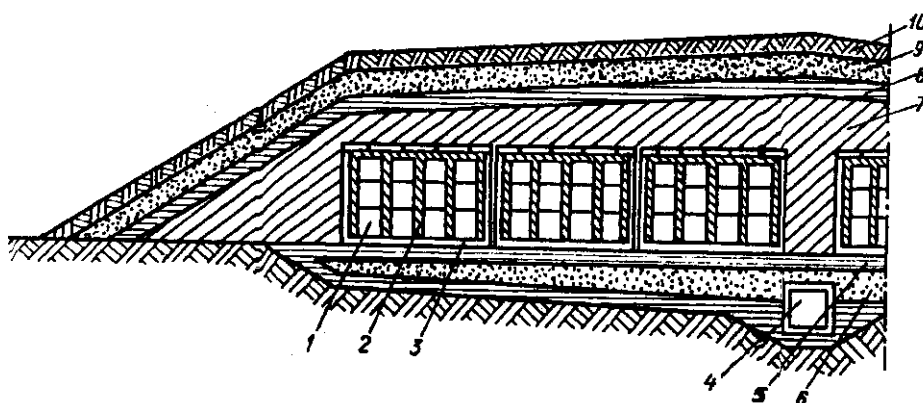


Рис. 2. Хранилища типа А-1 (поверхностного типа):

1 - контейнеры с РАО; 2 - сорбирующая засыпка; 3 - секция хранилища; 4 - коллектор; 5 - противодиффузионный экран; 6 - пластовый дренаж; 7 - засыпка из местного грунта; 8 - гидроизоляционный слой; 9 - дренажный слой; 10 - растительный слой.

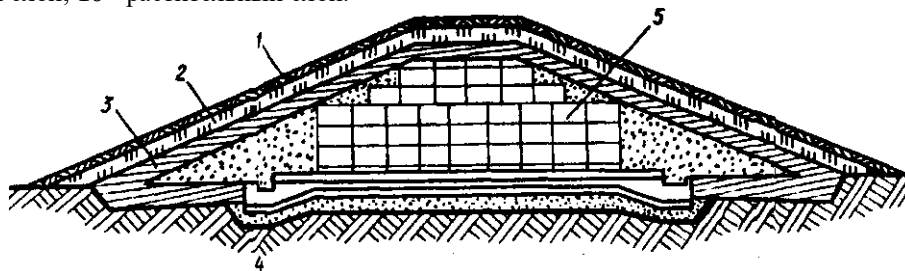


Рис. 3. Хранилища типа А-2 (поверхностного типа):

1 - слой растительного грунта; 2 - слой местного песчаного грунта; 3 - глиняный экран; 4 - слой сорбента; 5 - железобетонный контейнер с РАО

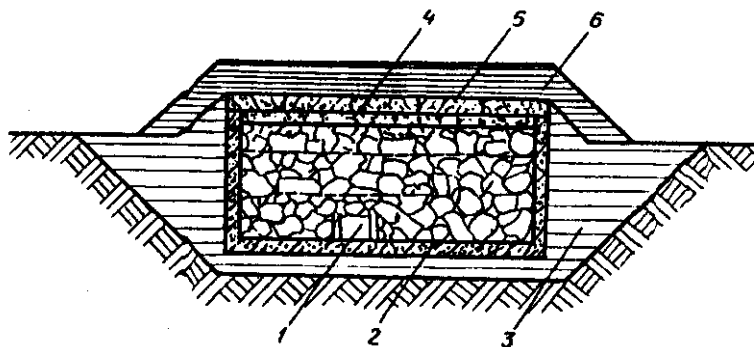


Рис. 4. Хранилища типа Б-1 (приповерхностное):

1 - РАО в первичной упаковке; 2 - емкость хранилища; 3 - засыпка из глинистого материала; 4 - плиты перекрытия; 5 - битумно-асфальтная гидроизоляция; 6 - обваловка глинистым материалом

Комплекс (контейнер, наполнитель, железобетонные ячейки-секции) должен иметь достаточную внутреннюю безопасность, механическую прочность и устойчивость сооружений как минимум на период 300 лет.

23

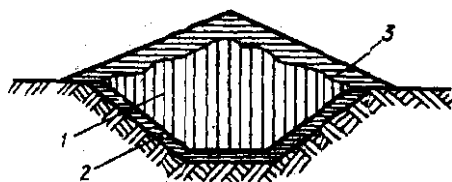


Рис. 5. Хранилища типа Б-2 (приповерхностное):

1 - РАО в первичной упаковке и без упаковки; 2 - противофильтрационный экран; 3 - гидроизоляционная обваловка

В настоящее время Украина не обладает надежной конструкцией долговечных контейнеров и стоимость их изготовления превосходит разумные пределы. Поэтому второй способ для захоронения РАО с короткоживущими РН более целесообразен. При этом используются контейнеры облегченного типа, например металлические, не обеспечивающие, однако, достаточной степени биологической защиты, которая в данном случае должна быть гарантирована созданием соответствующих экранов для изоляции стационарных и мобильных рабочих мест.

Систематизируя имеющийся в Украине и за рубежом опыт, хранилища РАО низкой и средней активности можно подразделить на две группы;

А - поверхностные, располагаемые выше естественного уровня рельефа (с учетом подготовки площадки: удаление почвенного слоя, проведение подсыпок и т. п.);

Б - приповерхностные, которые располагаются ниже уровня земной поверхности в пределах зоны аэрации.

Эскизы к характеристике наиболее распространенных типов этих хранилищ показаны на рис 2-5 и в табл. 1.

Таблица 1. Характеристика хранилищ РАО

Тип	Краткая характеристика	Достоинства	Недостатки
А-1	Железобетонные секции (ячейки), располагаемые на подготовленном основании на уровне земной поверхности, в которых РАО размещаются упакованными в контейнеры. Многослойный гидроизоляционный экран от атмосферных осадков. Контролируемая система перехвата и отвода инфильтрующихся вод	1. Высокая степень надежности изоляции РАО от объектов окружающей среды, обеспечиваемая пятью инженерными барьерами на пути миграции РН. 2. Повышенная устойчивость к внешним воздействиям. 3. Пониженные требования к механической прочности контейнеров. 4. Эффективная система контроля и перехвата мигрирующих с просачивающимися водами РН. 5. Возможность относительно простого извлечения контейнеров с РАО	1. Относительная сложность конструкции. 2. Сложность сооружения секций. 3. Большая стоимость подготовительных и строительных работ
А-2	Железобетонная плита, располагаемая на подготовленном основании на уровне земной поверхности, на которой РАО размещаются упакованными в контейнеры. Многослойная гидроизоляция от атмосферных осадков. Система отвода инфильтрующихся вод	1. Достаточно высокая надежность изоляции РАО, обеспечиваемая тремя инженерными барьерами на пути миграции РН. 2. Обеспечиваемая простота конструкции. 3. Возможность извлечения контейнеров с РАО. 4. Система контроля миграции РН с просачивающимися водами	1. Относительная сложность сооружения плиты. 2. Повышенные требования к механической прочности контейнеров, приводящие к их значительной материалоемкости и стоимости

24

Окончание табл. 1

Тип	Краткая характеристика	Достоинства	Недостатки
5-1	Железобетонные заглубленные емкости, в которых РАО хранится навалом в первичных упаковках (мешках, коробках, ящиках и т. а) или без них. Гидроизоляционный экран в виде плит перекрытия и обваловки из глинистых материалов	1. Простота конструкции. 2. Простота сооружения. 3. Низкая стоимость загрузки отходами	1. Сложность обеспечения внутренней безопасности хранилища. 2. Непредсказуемость формы нахождения РН в РАО после консервации хранилища. 3. Весьма сложная и радиационноопасная технология извлечения РАО. 4. Сложность перехвата РН в случае выхода их за пределы хранилища. 5. Необходима зона аэрации достаточно большой мощности
Б-2	Траншея, боковые стенки и дно которой покрыты противифльтрационным экраном из глинистых материалов (иногда с применением пленки). Размещение РАО навалом в первичной упаковке (мешки, коробки, ящики и т. п.) или без нее. Гидроизоляция от атмосферных осадков слоем глинистого материала	1. Простота конструкции. 2. Простота сооружения. 3. Низкая стоимость сооружения хранилища и размещения в нем РАО	1. Сложность обеспечения внутренней безопасности РАО. 2. Непредсказуемость нахождения РН в РАО после консервации хранилища. 3. Практически невозможное извлечение РАО из-за перемешивания с перекрывающими грунтами. 4. Сложность перехвата РН в случае выхода их за пределы хранилища. 5. Практическое отсутствие инженерных барьеров на пути возможной миграции РН 6. Необходима зона аэрации достаточно большой мощности

В табл. 2 дана экспертная оценка рассматриваемых типов хранилищ и способов размещения в них РАО, проведенная по 5-балльной системе, с учетом свойств, обеспечивающих как безопасность, так и экономичность хранения РАО.

Как видно, рейтинг хранилища А-1 наиболее высокий по всем инженерным параметрам, направленным на повышение безопасности хранения РАО. Конкурентноспособный вариант А-2 значительно уступает ему при проведении сравнительного экономического расчета по сопоставимым расходам: строительство хранилища и затраты на контейнеры (подготовка площадки, сооружение дренажной системы, противифльтрационного и гидроизоляционного экранов по объемам и затратам практически равноценны).

Результаты расчета для Центра переработки и захоронения РАО с годовым объемом захоронения 11 600 м³ (табл. 3) показывают, что хранение (захоронение) РАО как в металлических контейнерах, так и в бочках при их размещении в железобетонных секциях экономически целесообразнее способа захоронения РАО в железобетонных контейнерах,

Тип хранилища	Оценка фактора, балл						
	Устойчивость к внешним воздействиям	Изоляция от подземных вод	Внутренняя безопасность	Подконтрольность хранения	Возможность извлечения отдельной упаковки	Экономичность	Сумма баллов
А-1	4	5	4	4	2	3	22
А-2	4	4	3	3	1	1	16
Б-1	2	2	1	2	0	3,5	11,5
Б-2	1	1	1	1	0	5	9

располагаемых на железобетонных площадках. При этом применение крупногабаритных контейнеров дает выигрыш более экономично по сравнению с использованием бочек стандартного габарита.

Таблица 3. Экономическая оценка размещения РАО в хранилищах по сопоставимым статьям расходов (в ценах 1984 г.)

Показатели	Тип хранилища и контейнера		
	А-2 (тип 1 «Вектор»)	А-1	А-1
Конструкция хранилища	Железобетонная плита	Железобетонная секция	Железобетонная секция
Тип контейнера	Железобетонный	Металлический	Металлическая бочка
Размеры хранилища, м	35,08x200x0,25	27,65x7,5x5,6	27,65x7,5x5,6
Расход ж/б на хранилище, м ³	1954	211	211
Стоимость сооружения, тыс. руб.	358,1	38,7	38,7
Число размещаемых контейнеров в хранилище, шт.	3980	72	2700
Размеры контейнера, м	2,6x2,2x1,2	2,1x2,1x2,4	0,56x0,98
Объем контейнера, м ³ :			
брутто	6,86	10,5	0,21
нетто	3,16	10,3	0,2
Расход материалов на один контейнер			
бетон, м ³	3,65	-	-
металл, т	0,7	1,2	0,04
Стоимость контейнера, тыс. руб.	0,413	0,368	0,0112
Объемы на годовую программу:			
захоронение РАО, м ³	11 600	11 600	11 600
число площадок, шт.	1,32	-	-
секций, шт.	-	23	31
число контейнеров, шт.	5244	1610	82 860
ж/б для сооружения хранилищ, м ³	2580	4855	6540
материалы для изготовления контейнеров			
бетон, м ³	19140	-	-
сталь, т	3670	1932	3315

Показатели	Тип хранилища и контейнера		
	А-2 (тип «Вектор»)	А-1	А-1
затраты на сооружение хранилищ, тыс. руб.	472,7	890,1	1199,7
затраты на изготовление контейнеров, тыс. руб.	2165,8	592,5	928,0
суммарные сопоставимые затраты, тыс. руб.	2638,5	1482,6	2127,7
Разница затрат по вариантам, тыс. руб.	+1155,9	0	+645,1

Исходя из этого, предлагается:

захоронение РАО с короткоживущими РН проводить в железобетонные секции в крупногабаритных металлических контейнерах;

использовать металлические бочки для захоронения РАО в секциях только в случаях, обусловленных технологией переработки,

долговременное хранение РАО, содержащих долгоживущие РН, проводить в железобетонных контейнерах на площадках, поскольку они в лучшей степени обеспечат безопасные условия извлечения РАО при перемещении их к месту постоянного захоронения, необходимость и возможность которого возникает через несколько десятков лет.

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами, Желтые Воды

Поступила 15.03.95

27

УДК 621.039.7.74

Г. А. Ермолин, С. Ю. Саверский

ПРОБЛЕМЫ КОНТЕЙНЕРИЗАЦИИ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ НИЗКОЙ И СРЕДНЕЙ АКТИВНОСТИ

Проведен анализ проблемы контейнеризации, определены основные принципы, сформулированы требования к контейнерам и РАО при подготовке к захоронению, предложена классификация контейнеров и технические решения по отдельным типам контейнеров. Разработка параметрического ряда контейнеров для ТРО позволяет стандартизировать типы контейнеров и применять унифицированное оборудование при транспортировании, переработке и захоронении отходов.

Повышение роли ядерной энергетики и расширяющееся использование радиоактивных изотопов в промышленности, науке, медицине приводят к увеличению объемов РАО. Для Украины эта проблема обостряется наличием больших объемов РАО, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС.

Уровень современной науки не позволяет создать безотходный ядерно-топливный цикл. В результате роста потребностей стран в электроэнергии и истощения традиционных энергоносителей (нефти и газа) объективно возрастает роль ядерной энергетики, но при этом увеличиваются темпы накопления РАО. К сожалению, реальные технические решения и экономические возможности обеспечивают только локализацию и изоляцию накапливающихся РАО от биосферы и за счет этого - снижение воздействия РАО на человека.

Коренным образом проблему РАО можно решать при опережении темпов обезвреживания РАО над темпами образования и накопления.

© Г. А. Ермолин. С. Ю. Саверский, 1995

27

Отсутствие практически проверенной технологии захоронения РАО на длительные промежутки времени - одно из серьезных препятствий на пути дальнейшего развития ядерной энергетики и использования изотопов в различных отраслях народного хозяйства.

Существующая в Украине система захоронения РАО «навалом» в хранилищах не может гарантировать безопасность на длительные (до 300 лет) периоды времени.

В мировой практике принято захоронение РАО в контейнерах в качестве одного из барьеров, препятствующих миграции радиоактивных веществ в окружающую среду.

В настоящее время в основу любой схемы обращения с РАО закладывается комплексный подход к их кондиционированию, а также принцип мультибарьерной защиты биосферы от вредного влияния отходов [1].

Цель технической конструкции (хранилища РАО) заключается в создании множественных барьеров для каждого из важнейших РН. Барьеры - это препятствия на пути потока РН из первоначального их местонахождения в хранилище к человеку.

Контейнеры для РАО играют ключевую роль в обеспечении безопасности на нескольких стадиях системы обращения с РАО: от сбора необработанных отходов до их захоронения в кондиционном виде.

Основные функции контейнера:

- повышение безопасности при сборе, транспортировании, длительном хранении и захоронении РАО;

- возможность контроля при временном хранении, захоронении и, при необходимости, устранения аварийных ситуаций;

- возможность дальнейшей переработки или перезахоронения РАО;

- упрощение и унификация инженерно-технических решений;

- использование типовых подъемно-транспортных приспособлений и механизмов;

- реализация избранной технологии обращения с РАО при использовании существующих и проектируемых зданий, сооружений и средств механизации.

Внедрение контейнерной практики хранения и захоронения РАО в Украине повысит уровень безопасности на всех этапах обращения с РАО.

В настоящее время СПОРО-85 [2] строго не регламентируют подготовку отходов к отправке с предприятий в части сортировки отходов по видам излучения, физическому состоянию, упаковке отходов в специальную тару и сроков хранения и сдачи отходов. Эти разделы СПОРО-85 требуют развития при пересмотре правил. Сортировка РАО является одним из главных принципов контейнеризации. От нее зависит выбор типа и материала контейнера, сроки его использования на разных этапах.

Сортировка ТРО на первой стадии обращения с РАО при сборе у поставщиков является принципиальным фактором всей системы обращения с РАО, которому не уделяется должного внимания, что приводит к резкому усложнению и удорожанию последующей переработки и захоронения РАО. Особенно это касается отходов с альфа-активными и трансурановыми изотопами.

Радиоактивные отходы можно разделить на ряд категорий, исходя из одной или нескольких их характеристик, например концентрации, активности, токсичности, физического состояния, а также периодов полураспада входящих в них РН.

Захоронению в приповерхностных хранилищах в соответствии с Законом о безопасном обращении с РАО подлежат короткоживущие (с периодом полураспада до 30 лет), средне- и низкоактивные отходы с ограниченным содержанием долгоживущих изотопов.

Для обеспечения требований Закона о безопасном обращении с РАО, учитывая возможности технологии переработки, необходимо проводить сортировку РАО в несколько этапов [3]:

- 1) по периоду полураспада (короткоживущие с периодом полураспада до 30 лет и долгоживущие с периодом полураспада свыше 30 лет);

28

- 2) по активности (низко-, средне- и высокоактивные отходы и отработанные источники ионизирующего излучения);

3) по изотопному составу (на альфа-активные, бета-активные, гамма-активные, нейтронные и смешанные);

4) по физическому состоянию (органические, неорганические, сжигаемые, прессуемые, металлические, биологические; строительные и т. д).

Типы оборудования для хранения, транспортировки и захоронения отходов различаются для названных выше категорий.

Можно предложить следующую классификацию контейнеров.

1. По назначению:

1) контейнеры - сборники (для сбора и хранения РАО у производителей отходов);

2) контейнеры транспортные (для транспортирования РАО);

3) контейнеры для временного хранения на ПСВХ (до 30 - 50 лет);

4) контейнеры для захоронения (долговременное хранение):

а) для захоронения короткоживущих РАО с периодом полураспада менее 30 лет;

б) для хранения долгоживущих отходов, содержащих альфа-активные и трансурановые элементы.

2. По габаритно-весовым характеристикам:

1) определение габаритов контейнеров особенностями перевозимых отходов, характером предполагаемых видов транспортных средств, экономическими расчетами, технологическими требованиями и другими обстоятельствами;

2) при определении габаритных ограничений при транспортировании учет разработанного ряда стандартных габаритных размеров международной организации по стандартизации (ISO), который позволяет использовать существующие транспортные средства и грузоподъемные механизмы.

Международный стандарт ISO по контейнерам [4]:

длина 2,99; 6,06; 12,19 м;

поперечное сечение 2,44 x 2,59 м;

масса контейнера (брутто) (1, 3, 5, 10, 20 т и т. д.

по условиям размещения:

а) при долговременном хранении;

б) при захоронении.

3. По радиационно-защитным свойствам при транспортировании [5]:

1) транспортная категория - 0,5 мБэр/ч на поверхности, на 1 м не учитывается (не требует дополнительной защиты);

2) транспортная категория - 50 мБэр/ч на поверхности, 1 мБэр/ч на 1 м;

3) транспортная категория - 200 мБэр/ч на поверхности, 10 мБэр/ч на 1 м;

4) транспортная категория - 1000 мБэр/ч на поверхности, 50 мБэр/ч на 1 м.

4. По радиационно-защитным свойствам в зависимости от вида излучения:

1) для альфа-активных отходов (не требуется биозащита);

2) для бета-активных отходов (достаточно 2-3 мм стали);

3) для гамма-активных отходов (в зависимости от активности (1-4 транспортная категория));

4) для нейтронно-активных отходов (в зависимости от активности отходов (1-4 транспортная категория));

5) для смешанных отходов (определяется активностью гамма- и нейтронных отходов (1-4 транспортная категория)).

5. По материалам контейнеров, по технологичности изготовления, наличию сырьевой и производственной базы, экономичности:

1) железобетон;

2) шлакощелочной бетон;

3) сталь, чугун;

4) комбинированный материал: сталь-бетон; каменное литье-бетон;

5) композитные материалы и др.

6. По составу и физической форме РАО:

- 1) радиоактивные отходы на ИЗРО системы УкрГО «Радон»
 - а) смешанные твердые альфа-, бета-, гамма-отходы 1-й и 2-й групп;
 - б) ЖРО низкой и средней активности;
 - в) отработанные источники альфа-, бета-, гамма-, нейтронного ионизирующих излучений: для них необходимы защитные контейнеры средней емкости (0,2-2 м³) для временного хранения, транспортировки и последующей переработки;
- 2) отходы Зоны отчуждения ЧАЭС характеризуются большими габаритными размерами и разнообразной физической формой:
 - а) строительные материалы после проведения ДВР домов и сооружений;
 - б) металлоконструкции, машины и механизмы, использовавшиеся для ДВР при ликвидации аварии на ЧАЭС;
 - в) загрязненный продуктами выброса из реактора лес и грунт (по уровню активности РАО относятся к низко- и среднеактивным); для сбора, транспортировки и захоронения необходимы контейнеры большой емкости (2-10 м³),
- 3) отходы ЧАЭС проходят цикл технологической переработки и временного хранения в соответствии с проектом АЭС. На захоронение должны поступать в соответствии с согласованными с проектом хранилища требованиями к упаковкам при захоронения.

Исходя из функций контейнера можно определить основные требования к контейнерам, материалам для контейнеров и в целом к упаковкам с РАО.

Требования к материалам для контейнеров. Выполнение контейнером функций защитного барьера, в основном, зависит от правильного выбора материалов для изготовления контейнера.

Факторы, подлежащие рассмотрению при выборе материала для контейнера:

- 1) срок службы контейнера;
- 2) механические свойства (прочность при растяжении и сжатии, износостойкость, пластичность, ударная прочность и прочие);
- 3) коррозионная стойкость;
- 4) совместимость с отходами или формой отходов:
 - а) в процессе кондиционирования отходов, если контейнер используется как технологический сосуд;
 - б) в течение периода складирования;
 - в) после закрытия в хранилище;
 - г) влияние условий окружающей среды (в течение временного хранения; в течение окончательного захоронения);
- 5) ограничения по весу и объему;
- 6) защитные свойства;
- 7) транспортные требования (включающие испытания на огнестойкость и удар);
- 8) теплофизические свойства (теплопроводность, удельная теплоемкость, коэффициент линейного расширения, удельная излучательная способность);
- 9) радиационная и химическая стабильность;
- 10) технологичность изготовления;
- 11) оптимальное соотношение эксплуатационных качеств и стоимости. Много различных типов материалов и их комбинаций, в различной степени удовлетворяющих перечисленным выше требованиям, используется для изготовления контейнеров.

Основные рекомендуемые материалы: углеродистая сталь; армированный бетон; нержавеющая сталь; каменное литье; полимеры; композиционные материалы; чугун

Требования к контейнерам для радиоактивных отходов:

- 1) защита персонала и населения от радиоактивного излучения;
- 2) минимальная опасность при эксплуатации контейнера с учетом стоимости;
- 3) обеспечение безопасного рассеивания тепла, генерируемого в процессе поглощения радиоактивного излучения;
- 4) обеспечение безопасности конструкцией, а не инструкцией;

- 5) обеспечение безопасности при обращении с контейнером всем упаковочным комплектом;
- 6) соответствие контейнера нормам безопасности, подтверждаемое испытаниями;
- 7) соответствие контейнера природе и форме отходов;
- 8) соответствие срока службы контейнера его назначению;
- 9) ограничение количества радиоактивного вещества в контейнере;
- 10) соответствие национальным и, при необходимости, международным правилам транспортирования;
- 11) долговременная механическая прочность;
- 12) радиационная стойкость;
- 13) термостойкость;
- 14) устойчивость к химической и биологической агрессии;
- 15) обеспечение герметизации радиоактивного содержимого;
- 16) обеспечение размещения различных видов первичных упаковок, отвержденных РАО и РАО без упаковок;
- 17) унификация всех видов первичных упаковок и контейнеров;
- 18) соответствие характеристикам помещений кондиционирования, складирования и окончательного захоронения;
- 19) соответствие транспортным средствам (автомобильным, железнодорожным, речным, морским, авиа);
- 20) универсальность в целом и на каждом этапе обращения с РАО;
- 21) обеспечение сохранения упаковками своих защитных свойств и функций защитного инженерного барьера (механического, радиационного, диффузионного) в течение 50-300 лет;
- 22) обеспечение технической возможности извлечения упаковок после периода временного хранения и вывоза на переработку и захоронение;
- 23) хранение упаковок в штабелях до пяти ярусов;
- 24) обеспечение высокого коэффициента заполнения упаковками полезного объема хранилища;
- 25) унификация габаритных размеров, существенных для штабелирования (высота упаковок) и конструкции грузозахватных элементов упаковок;
- 26) обеспечение технической возможности выполнения погрузочно-разгрузочных работ с использованием дистанционно управляемых захватов в качестве навесных приспособлений к существующим и предусмотренным проектом траверс и кранов либо самоходных грузоподъемных механизмов.

Требования к упаковкам и радиоактивным отходам при длительном хранении и захоронении. Упаковка означает упаковочный комплект с его радиоактивным содержимым в представленном к перевозке, временному хранению или захоронению виде.

Упаковка отходов должна обеспечивать оптимальную защиту от высвобождения радиоактивных веществ при любых прогнозируемых условиях во время упаковки, транспортировки, хранения и захоронения, а также должна защищать от взаимодействия с другими упаковками.

Характеристики упаковки и упаковочного комплекта с точки зрения целостности системы герметизации и защиты зависят от количества и природы радиоактивного вещества.

Конкретные количественные значения характеристик ТРО по всем факторам при их подготовке к захоронению должны разрабатываться для конкретных контейнеров и хранилищ.

Характеристики места захоронения, его локализация и обустройство будут определять тип, количество и качество подготовки отходов к захоронению.

При анализе требований к подготовке ТРО для длительного хранения и захоронения и исключения вероятности утечки радиоактивных веществ из контейнера необходимо учитывать следующие факторы [6].

1. Содержание РН, физическая и химическая форма отходов должны быть совместимы с проектом хранилища и характеристиками площадки.

2. Для каждого хранилища должны быть разработаны, согласованы с органами Госсаннадзора и Госатомнадзора Украины критерии приемки отходов, которые должны включать:

- а) предельные содержания РН;
- б) требования к физической форме отходов;
- в) содержание токсичных и других нерадиоактивных опасных веществ;
- г) требования к упаковке с отходами;
- д) требования к маркировке упаковок;
- е) требования к сопроводительной документации

3. Числовые значения предельных содержаний РН, токсичных и других нерадиоактивных опасных веществ устанавливаются на основании анализа безопасности по форме Госатомнадзора Украины.

4. Тип, характеристики и содержание РН должны быть известны для каждой отдельной упаковки с отходами с точностью, достаточной, чтобы обеспечить соответствие установленным пределам.

5. Контейнеры для захоронения отходов должны быть спроектированы таким образом и иметь такие размеры, чтобы соответствовать системе обращения, транспортировки и размещения отходов в хранилище.

6. Проекты контейнеров для захоронения должны быть согласованы в Госатомнадзоре Украины.

7. Масса упаковки с отходами (масса брутто) не должна превышать пределы, определяемые системой обращения, транспортировки и размещения отходов в хранилище. Различия по массе между упаковками с отходами не должны нарушать стабильность работы во время таких операций, как подъем и складирование. Все отклонения должны быть определены в паспорте отходов.

8. Наружные поверхности упаковок с отходами не должны иметь радиоактивного загрязнения, превышающего уровни, определенные в таблице 815 НРБ-76/87.

9. Жидкие отхода должны быть отверждены или упакованы в достаточно адсорбирующий материал, способный сорбировать удвоенный объем жидкости.

10. Содержание свободной некорродирующей жидкости в твёрдых отходах должно быть минимальным насколько возможно, чтобы обеспечивалась безопасность. Содержание влаги должно быть на уровне, который не приводит к разрушению контейнера в результате внутренней коррозии.

11. Отходы не должны содержать взрывоопасных материалов, способных при нормальных или аварийных условиях к самопроизвольной или в результате взаимодействия с водой взрывной реакции.

12. Эмалирующие отходы должны быть обработаны, подготовлены и упакованы так, чтобы обеспечивалась безопасность захоронения.

13. Отходы не должны содержать и выделять токсичные газы, испарения или дымы, вредные для персонала.

14. Отходы не должны быть пожароопасными. Упаковки для отходов должны быть пожароустойчивы.

15. Отходы, содержащие опасные биологические, патогенные или инфекционные материалы, должны быть обработаны так, чтобы уменьшить в максимально возможной степени риск, вызываемый этими материалами.

16. Отходы, содержащие альфа-активные РН и отработанные источники ионизирующего излучения, должны поступать на захоронение в отдельных упаковках.

17. Свободное пространство между отходами в упаковке, а также между отходами и контейнером, в который они помещены, должно быть уменьшено настолько, насколько это возможно.

18. Отходы должны обладать структурной стабильностью. Под структурной стабильностью отходов подразумевается, что физические размеры и форма отходов не будут изменяться в результате давления перекрытий, наличия влажности и биологической активности, а также радиационных эффектов и химических изменений. Возможные изменения в отходах не должны приводить к нарушению общей стабильности модулей хранения, такому как обрушение, проседание или другое нарушение перекрытий, приводящих к попаданию воды в модули. Структурная стабильность должна - быть обеспечена собственной формой отходов, размещением отходов в хранилище в упаковках и инженерных сооружениях, сохраняющих свои характеристики в течение, по крайней, мере 300 лет после захоронения.

19. Каждая упаковка должна иметь собственную маркировку, которая должна быть выполнена так, чтобы она сохранялась до тех пор, пока хранилище не будет законсервировано. На каждой упаковке должен быть знак радиационной безопасности (ГОСТ 17925-72), идентификационный номер, а также данные в соответствии с требованиями данного хранилища.

20. На каждую упаковку с отходами, передаваемую на захоронение, должен быть составлен паспорт.

21. Отходы, содержание радионуклидов или другие характеристики, которые не соответствуют требованиям, изложенным в п. 1-20, и которые не могут быть приведены в соответствии с этими требованиями, должны быть захоронены в хранилищах, расположенных в глубоких геологических формациях.

Эффективная и безопасная изоляция РАО зависит от общей схемы обработки отходов, которая включает в себя иммобилизованную форму отходов в соответствующем контейнере (упакованные отходы), инженерные сооружения внутри хранилища и естественные стены этого места (например, горные породы и окружающая геологическая среда).

Задачей подготовки отходов является их иммобилизация и упаковка таким образом, чтобы они стали удобными для всех этапов обработки, хранения и захоронения:

из упаковки не должно быть утечки радиоактивности при нормальных условиях, а утечка при чрезвычайных обстоятельствах должна быть допустимой с позиций контрольной службы;

ограничение утечки РН с тем, чтобы их концентрация оставалась низкой.

Учитывая изложенные моменты, можно сформулировать некоторые общие принципы контейнеризации РАО:

1. Контейнер является одним из элементов общей системы безопасности при сборе, транспортировке, хранении и захоронении РАО. Он должен обеспечивать безопасность в течение времени, заданного проектом.

2. Количество и качество барьеров в хранилище должно определяться соотношением стоимости барьера и повышением надежности захоронения при безусловном обеспечении безопасности.

3. Контейнер должен иметь оптимальное соотношение между защитными свойствами, полезным объемом, массой контейнера и стоимостью.

4. Контейнер должен соответствовать необходимой контролируемости длительного хранения (захоронения). Уровень и сроки периодического контроля безопасности хранения отходов выбираются по соотношению стоимости контроля и уровня риска возникновения аварийной ситуации.

5. Разработка конструкций контейнеров должна проводиться на основе лицензий.

6. Изготовление контейнеров должно проводиться на аттестованном производстве.

7. Контейнер должен пройти необходимые испытания и иметь сертификат, регламентирующий сферу его применения.

8. Уровень первичной сортировки и классификации РАО является определяющим фактором стоимости переработки, контейнеризации и захоронения РАО.

9. Параметрический ряд контейнеров должен уточняться по мере развития технологий переработки РАО.

10. Отхода должны быть подготовлены к захоронению (хранению) в контейнерах: уровень кондиционирования отходов должен быть оптимальным между стоимостью кондиционирования, уменьшением объема отходов и надежностью захоронения.

11. Минимизация объема отходов должна быть оптимальной: уменьшение объема отходов и соответствующее повышение удельной активности не должно приводить к увеличению общих затрат при длительном хранении (захоронении) РАО.

12. Вся система обращения с РАО, в том числе к контейнеризация, должна иметь программу обеспечения и контроля качества.

Программы обеспечения качества должны быть созданы для проектирования, изготовления, испытаний, документирования, технического обслуживания и проверки (инспекции) контейнеров и упаковок.

Программа должна иметь расчет опасности, связанной с РАО. Материалы, составные части и процессы, на которые распространяются программы качества, должны быть идентифицированы и соответствовать методам или уровням контроля.

Программы должны предполагать, что действия, влияющие на качество, обеспечены технологическими процессами, инструкциями и чертежами. Они должны состоять из соответствующих критериев, удостоверяющих, что важные действия выполнены удовлетворительно.

Программа обеспечения качества должна включать в себя следующие элементы:

организацию работ;

документальный контроль;

контроль проекта; контроль материалов;

контроль технологии; инспекционный контроль;

записи (регистрация);

подготовку кадров.

В программе контроля качества должно быть учтено, что безопасность захоронения отходов зависит не только от деятельности, выполняемой лицензиатом, но и от производителей отходов. Следует требовать от производителей отходов представления документации, подтверждающей соблюдение требований по обеспечению качества всех процессов переработки отходов, определения содержания РН, подготовки документации на партии отходов или другой деятельности, которая может повлиять на безопасность захоронения.

Лицензиат, ответственный за захоронение отходов, должен проводить проверку качества информации, представляемой производителем отходов, для обеспечения необходимого уровня соблюдения критериев приемлемости отходов. Лицензиат может также проводить проверку качества процесса производства и переработки отходов.

Квалификационные испытания. Для обеспечения гарантии в том, что упаковки отходов и контейнеры соответствуют проектным требованиям по всем их функциям, должны быть проведены квалификационные испытания. Квалификационные испытания для контейнеров должны включать:

испытания материалов для изготовления контейнера или части контейнера;

упаковки отходов, включающей в себя контейнер и форму отходов.

Квалификационные испытания контейнеров и упаковок отходов должны быть разработаны для проверки соблюдения специфических проектных требований, таких как герметичность или долговечность.

Должны рассматриваться сценарии аварийных ситуаций, а также дефекты изготовления.

Для определения основных типов контейнеров для временного хранения, транспортирования и захоронения РАО низкой и средней активности рассмотрены некоторые типы зарубежного контейнерного парка.

Сталь-								
АТВ 16К	16	-	260)	5290	2660	70	CAO	68
АТВ 12К	12	-	2430	3990	2570	130	BAO	50
АТВ 4К	4	-	1250	2640	2570	200	BAO	56
АТВ 3Т	3	-	2800	4290	3420	70	CAO	58
Германия								
Железобетон								
Тип I	1,2	1600	1370	-	-	-	-	3-4
II	1,4	1060	1510	-	-	-	-	3-4
III	3,1	1400	2040	-	-	-	-	10-13
Литая чугунная упаковка								
Тип I	0,7	900	1150	-	-	-	-	3-6
II	1,3	1060	1540	-	-	-	-	7-12
III	1,0	1000	1240	-	-	-	-	3-6
Ящики (сталь)								
Тип I	3,8	-	1450	1600	1700	-	-	20
II	4,6	-	1700	1600	1700	-	-	20
III	8,7	-	1700	3000	1700	-	-	20
IV	7,4	-	1450	3000	1700	-	-	20
V	10,9	-	1700	3200	3000	-	-	20
VI	5,4	-	1700	1600	3000	-	-	20

Таблица 2. Характеристика широко используемых контейнеров для РАО

Характеристика	Тип контейнера			
	200-л бочка	200-л бочка в 400-л бочке с бетонным экраном между ними	Бетонный контейнер с 200-л бочкой внутри	Кубический бетонный контейнер
Внутренний объем, л	200	200	200	1000
Внешний объем, л	200	400	100)	1740
Размеры, см	Диаметр - 57, высота - 18	Диаметр - 77, высота - 110	Диаметр - 100, высота - 125	Сторона - 120
Масса (брутто), кг	200- 500	-	2 300	-
Толщина стенок, см	04	10	20	10,25
Материал	Мягкая сталь	Мягкая сталь, бетон	Обычный бетон и мягкая сталь	Железобетон
Покрытие	Краса	Краска	Не	Нет
Перегородки	Нет	Кольцо	Бетонная крышка	Бетон
Биологическая защита	Нет	Бетон	Бетон	Бетон
Укрепление	Железные стержни	Железные ободы	Железные стержни	Железные стержни
Механические свойства	Хорошие	Очень хорошие	Очень хорошие	Очень хорошие

Характеристика	Тип контейнера			
	200-л бочка	200-л бочка в 400-л бочке с бетонным экраном между	Бетонный контейнер с 200-л бочкой внутри	Кубический бетонный контейнер

		ними		
Простота обращения	Хорошая	Хорошая	Хорошая	Хорошая
Простота дезактивации	Хорошая	Хорошая	Плохая	Плохая
Сопротивление коррозии, лет				
на воздухе	>10	> 100	> 100	> 100
в чистой воде	> 10	> 100	> 100	> 100
в соленой воде	> 10	> 100	> 100	> 100

В настоящее время в Украине разработано несколько типов контейнеров для различных стадий обращения с РАО. Ниже приводятся краткие характеристики.

Двухслойные контейнеры типа камень-бетон. Предназначены для временного хранения (захоронения) ТРО 1-й и 2-й групп.

Размеры контейнера 0,3 м ³	- диаметр 845 мм, высота 1220 мм
Размеры контейнера 0,9 м	- диаметр 1370 мм, высота 1274 мм
Толщина стен корпуса	- 40 мм каменное литье и 150 мм железобетон
Масса контейнера <13 м; (нетто)	- 945 кг
Масса контейнера <1,9 м (нетто)	- 2374 кг

Контейнер защитный железобетонный КЗНП-2,1. Предназначен для транспортировки и временного хранения (захоронения) ТРО 1-й и 2-й групп.

Размеры контейнера	- 1940x1940x1850 мм
Рабочий объем	- 2,1 м на 4 бочки по 200 л
Толщина стен корпуса	- 220 мм
Масса контейнера (нетто)	- 7200 кг
Масса контейнера брутто)	- 9200 кг
Масса крышки	- 1400 кг
Материал	- железобетон

Контейнер защитный железобетонный КЗНП-6,5. Предназначен для хранения (захоронения) ТРО 1-й и 2-й групп.

Рабочий объем	6,5 м ³ на 18 бочек по 200 л
Размеры контейнера	2,1x2,1x2,4 м
Толщина стен корпуса	200 мм
Масса контейнера (нетто)	13,5 т

(Контейнер находится в стадии проектирования)

Транспортные контейнеры-сборники типа КСТА-02. Предназначаются для многократного сбора и транспортировки твердых радиоактивных отходов 1-й и 2-й групп.

Емкость	- 0,2 м ³
Грузоподъемность	- до 400 кг
Размеры	
диаметр внутренний	- 552 мм
диаметр наружный	- 592 мм
высота	- 855 мм
Масса	- до 40 кг
Материал	- 1Х18Н10Т
Толщина стенок	- 1,6 мм
Толщина крышки, дна	- 3,2 мм

Для сбора и временного хранения РАО на предприятиях используются следующие виды контейнеров [7].

Контейнер-сборник для ТРО типа 10-КТО. Предназначен для временного хранения твердых альфа-, бета- и гамма-активных отходов, изготовлен из листовой углеродистой стали. Внутри контейнера вкладывается пластиковый пакет. Освоен серийно, поставлялся ВО «Изотоп».

Емкость 10 л

Размеры

высота 445 мм

ширина 327 мм

длина 516 мм

масса 8,1 кг

Контейнеры-сборники для ЖРО типа КЖО-19, КЖО-30, КЖО-60. Предназначены для временного хранения жидких альфа-, бета- и гамма-активных отходов, герметичный сосуд изготовлен из листовой нержавеющей стали. Освоены серийно, поставлялись ВО «Изотоп» (табл. 3).

Таблица 3. Контейнеры-сборники для ЖРО ВО «Изотоп»

Параметр	КЖО-10	КЖО-30	КЖО-60
Емкость, л	10	30	60
Размеры			
диаметр, мм	206	386	405
высота, мм	404	405	ао
масса, кг	8,0	13,6	24

Упаковочные транспортные комплекты (УТК) типа А для перевозки гамма- и нейтронных излучателей. Освоены серийно, использовались в системе ВО «Изотоп» (табл. 4).

Таблица 4. Упаковочные транспортные комплекты

Толщина защитного слоя, мм	Материал	Масса контейнера, кг	Масса УТК, кг	Размеры, мм	
				диаметр	высота
Упаковочные комплекты вида 1 для гамма-излучателей					
5	Свинец	1	6	-	-
10		2	7	-	-
15		3	8	-	-
20		5	9	-	-
25		20	45	600	500
35		30	55	600	500
45		40	65	600	500
60		60	90	600	500
80		120	180	700	600
100		180	240	700	600
120		250	320	700	600
150		430	500	700	600
Упаковочные комплекты вида 2 для нейтронных источников					
40	Парафин с бором	20	50	600	500
150		100	150	700	800
190		250	350	900	1000
7в	Сталь	250	350	900	1000

На основе разработанных типов контейнеров предлагается проект ряда контейнеров для сбора, хранения и захоронения ТРО низкой и средней активности (табл. 5).

Таблица 5. Основные типы контейнеров для сбора, хранения и захоронения ТРО низкой и средней активности

Тип	Объем, м ³	Размер, мм; масса, кг	Вид отходов	Стадия освоения
Металлическая бочка (нержавеющая сталь)	0,2	592x855 40 кг	НАО, САО	Испытания
Металлическая бочка	0,2	560x980	НАО, САО	Разработка
Камень - бетон	03	845x1220 945 кг	САО	Испытания
Камень - бетон	0,9	1086x1374 3315 кг	САО	Испытания
Железобетонный контейнер	2,1	1950x1950x1850 4 бочки 2,1 м ³ 8850 кг	САО	Испытания
Шлакощелочной	1,0	1200x1200x1200 3970 кг	САО	Разработка
Шлакощелочной	6,5	2100x2100x2400 18 бочек 0,2 м ³ 13 500 кг	САО	Разработка
Углеродистая сталь	1,2	1000x1000x1200	НАО	Проработка технического предложения
Углеродистая сталь	10,5	2100x2100x2400	НАО	То же

Стандартизация контейнеров позволяет избежать высоких затрат на время и другие ресурсы, требуемые для создания новых контейнеров и получения официального разрешения на их использование

Стандартизация особенно желательна в отношении ограничения числа типоразмеров и конструкции контейнеров для отходов.

В статье изложен подход к проблемам контейнеризации РАО низкой и средней активности ж предложена классификация контейнеров по различным факторам и определены основные качественные требования к материалам, контейнерам и радиоактивным отходам при захоронении. Определение количественных критериев - задача неизмеримо более сложная, требующая проведения больших объемов исследований. На основе этих материалов предложен проект контейнерного парка Украины для различных стадий обращения с радиоактивными отходами. Внедрение этого ряда контейнеров на предприятиях Минчернобыля позволит унифицировать применяемое технологическое оборудование, повысит уровень безопасности при обращении с РАО.

1. Принципы радиационной защиты при удалении твердых радиоактивных отходов / Публикация МКРЗ № 46. – М.: Энергоатомиздат, 1988.

2. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами (СПОРО-85). - К.: Минздрав, 1985. - 52 с.

39

3. Основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений (ОСП-72/87). – М.: Энергоатомиздат, 1988.

4. Контейнерная, транспортная система / Под ред. Л. А. Когана. - М.: Транспорт, 1991.

5. Правила безопасности при транспортировании радиоактивных веществ (ПБТРВ-73). - МВД, ГКАЗ, Минздрав, 1973. – М.: Энергоатомиздат, 1973.

6. НД 306.608.95. Контейнери для захоронення твердих радіоактивних відходів: Вимоги до забезпечення радіаційної безпеки. – К.; Мінекобезпеки України. - 1995.

7. Защитное оборудование и приспособления для работы с радиоактивными веществами / Сост. Г. Н. Лоханин, В. И. Сеницын, А. С. Штань. - М.: Госатсмиздат, 1961

Поступила 15.03.95

УДК 621.039.7.73

В. Н. Коваленко, В. С. Петриченко

**СОЗДАНИЕ ПЕРЕДВИЖНОЙ УСТАНОВКИ ДЛЯ ОТВЕРЖДЕНИЯ МАЛЫХ ОБЪЕМОВ
ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ НИЗКОЙ УДЕЛЬНОЙ АКТИВНОСТИ
В МЕСТАХ ИХ ОБРАЗОВАНИЯ**

Описаны устройство и принцип работы экспериментального образца мобильной установки по отверждению непосредственно на предприятиях малых объемов (до 10 л) ЖРО низкого уровня активности.

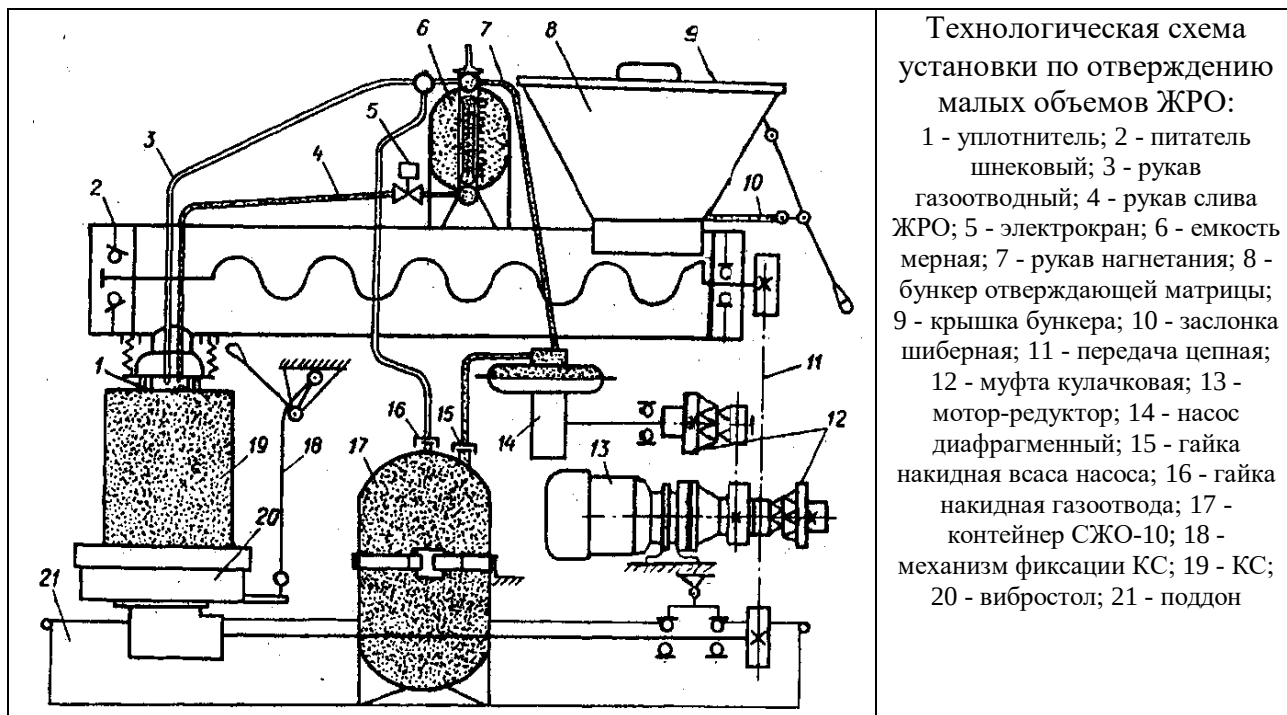
Одной из наиболее распространенных технологий отверждения ЖРО низкой и средней активности является их цементация с использованием портландцементов. Применяемый в зарубежной практике и на ПЗРО Украины метод принудительного перемешивания ЖРО с цементом в специальных емкостях-смесителях с помощью мешалок обладает рядом недостатков, один из которых заключается в необходимости дезактивации после каждого окончания работ находящихся в непосредственном соприкосновении с ЖРО рабочих органов (мешалок) и поверхностей смесителей. В связи с тем, что малые объемы ЖРО (до 10 л) должны отверждаться непосредственно в местах их образования и далее транспортироваться на ПЗРО как ТРО [1] этот недостаток становится еще более существенным, так как доставлять громоздкое смесительное оборудование на предприятия и там дезактивировать его после работы сложно, а в ряде случаев практически невозможно.

В НТЦ КОРО проводятся исследовательско-конструкторские работы* по созданию безопасной технологии и мобильной техники для отверждения в контейнерах малых количеств ЖРО (до 10 л) низкой и средней активности (не выше 3,7 МБк/л (0,1 мКи/л)) в местах их образования.

В результате работ первого направления, создан и прошел лабораторные испытания экспериментальный образец установки УМО-3, отвечающей этим требованиям. Она обеспечивает отдельный прием, подачу и дозировку ЖРО и предварительно приготовленной отверждающей матрицы непосредственно в невозвратный контейнер-смеситель (КО, где и проводится их перемешивание методом погружения твердых частиц матрицы в жидкость под воздействием инерционных импульсов. Источник импульсов в отличие от рабочих органов существующих смесителей находится вне контейнера и не контактирует с ЖРО и конечным продуктом отверждения.

*В работе в качестве консультантов участвовали кандидаты технических наук Л. И. Громов и Б. Г. Колтунов.

© В. Н. Коваленко, В. С. Петриченко, 1995



Установка (рисунок) включает в себя шнековый питатель для подачи вяжущей матрицы в КС. На питателе закреплены бункер для приема матрицы в готовом виде и уплотнение на выходном патрубке для герметичного сочленения его с горловиной КС. Бункер имеет крышку для защиты от попадания в него влаги, шиберную заслонку с ручным приводом для регулирования подачи матрицы и датчик наличия ее в бункере.

Для подачи ЖРО из СЖО-10 в КС имеется диафрагменный насос, мерная емкость с электрокраном и гибкие рукава, соединяющие эти узлы между собой. Мерная емкость - сварной цилиндрический сосуд со сферическими днищами и патрубками для присоединения к ним гибких рукавов - в верхней своей части имеет фильтр-воздушник с тканью ФПП и задатчик уровня жидкости. Между верхним и нижним патрубками в специальные гнезда герметично вставлена визирная прозрачная трубка со шкалой для определения объема ЖРО в емкости. Внутри трубки помещен электрод задатчика, который может перемещаться по резьбе винта, приводимого вручную через магнитную муфту. Рукава газоотвода мерной емкости и всаса насоса, присоединяемые при работе с СЖО-10, снабжены наконечниками с накидными гайками. Узлы и детали установки, контактирующие с ЖРО (на рисунке затемнены), выполнены из коррозионно-стойких, слабосорбирующих и легко дезактивируемых материалов. Для размещения и фиксации КС при работе и передачи ему вибрационных импульсов имеется вибростол, состоящий из механического вибратора, поддона и подъемно-фиксирующего механизма. В качестве привода питателя, насоса и вибратора использованы планетарный мотор-редуктор (ЗМП-31,5) и цепная передача.

41

Включение и выключение ведущих звездочек проводятся электромагнитными тяговыми реле (14Б-1 или СТ-230Б) через кулачковые муфты. Электродвигатель мотор-редуктора может работать от сети одно- или трехфазного тока.

Заданная последовательность смены операций в технологическом процессе отверждения ЖРО на установке выполняется вручную или автоматически с помощью пульта управления. Он собран в соответствии с электрической схемой с применением серийно выпускаемых электромагнитных реле (типа РЭС, МКУ, РГУ и т. п.), микровыключателей, тумблеров, контакторов и других радиоэлементов соответствующего напряжения и тока.

Установку с запасом отверждающей матрицы и пустых контейнеров КС к месту их отверждения транспортируют в спецавтомашине ОТ-20 по заказу предприятий, накопивших ЖРО. В процессе отверждения установку обслуживает персонал ПЗРО. После подключения заземляющего и питающего кабеля УМО-3 к соответствующим сетям предприятия и опробования ее на холостом ходу устанавливают пустой КС на вибростол, соединяют

горловину КС с уплотнителем питателя и фиксируют механизмом подъема. Контейнер СЖО-10, содержащий ЖРО, переносят и закрепляют на раме установки, после чего на соответствующие его штуцера герметично подсоединяют накидные гайки всаса насоса и газоотвода.

Засыпают в бункер необходимое количество матрицы, приготовленной заранее в соответствии с составом отходов в контейнере СЖО-10. После завершения всех подготовительных операций, включают насос и закачивают заданный объем ЖРО в мерную емкость. Одновременно с автоматическим отключением насоса открывается электромагнитный кран мерной емкости и ЖРО самотеком перепускается в КС, после чего электромагнитный клапан закрывается. Включаются питатель и вибратор, подавая и уплотняя матрицу в КС, а насос закачивает очередную порцию ЖРО в мерную емкость. После заполнения КС установка отключается. Заполненный КС выводят из зацепления с уплотнителями с помощью ручных захватов и устанавливают на место предварительного отверждения содержимого. При необходимости устанавливают очередной пустой КС и операции повторяются.

При появлении ЖРО в поддоне, что может произойти в случае порыва гибкого шланга, диафрагмы насоса, подтекания их из СЖО-10 или КС, установка с помощью датчиков отключается. Одновременно включается звуковая и световая сигнализация.

В процессе работы установки суммарная доза излучения на расстоянии 1 м от нее не должна превышать 0,1 мЗв/ч (10 мбэр/ч). Неработающая установка на том же расстоянии не должна давать больше 0,005 мЗв/ч (0,5 мбэр/ч). В случае превышения суммарной дозы излучения от неработающей установки узлы, контактировавшие с ЖРО, дезактивируют путем промывки внутренних их полостей водой. Продукта дезактивации отверждают в КС.

Для предупреждения попадания в окружающую среду остаточных РН из внутренних полостей узлов установки при её перевозке необходимо установить и зафиксировать на вибростоле пустой КС, а наконечники рукавов всаса насоса и газоотвода с помощью их накидных гаек закрепить на штуцерах-заглушках, расположенных на раме гад поддоном.

Техническая характеристика УМО-3

Производительность, КС/ч	3
Емкость расходного бункера, л	12
Емкость мерного сосуда, л	6
Емкость контейнера, л	10
Размеры, мм	
длина	850
ширина	750
высота	140
Масса, кг	148

42

Испытания, проведенные в лабораторных условиях с применением имитатора ЖРО - воды, показали, что принятый метод соединения ЖРО с отверждающей матрицей обеспечивает высокое качество смачивания, перемешивания и уплотнения составных компонентов, и подтвердили работоспособность установки. Результаты испытаний позволили уточнить ее техническую характеристику и получить исходные данные для разработки рабочей документации на опытный ее образец.

Объектом исследований работ второго направления был подбор составов вяжущей матрицы для отверждения ЖРО. Предварительные результаты этих исследований позволили разработать для внутреннего пользования:

 требования к составу ЖРО и конечному продукту отверждения;

 методические основы подбора компонентов отверждающей матрицы;

 основы построения алгоритма программы оптимизации состава отверждающей матрицы.

1. Условия безопасной перевозки радиационных опасных грузов автомобильным транспортом Спецкомбинатов УкрГО «Радон» // Фонды УкрГО «Радон». - Киев. - 1994. - 5 с.

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами,
Желтые Воды
Поступила 15.03.95

УДК 621.039.73

В. М. Антропов, В. В. Кухтин, В. С. Зыкова
УЧАСТОК ДЛЯ ГИДРОАБРАЗИВНОЙ ДЕЗАКТИВАЦИИ МЕТАЛЛА

Описаны технологический процесс и аппаратурная схема участка гидроабразивной дезактивации загрязненного РН металлического оборудования и изделий.

На территории Зоны отчуждения ЧАЭС находится большое количество деталей и оборудования (запорно-регулирующая арматура, фасонные изделия, прокат фасонного и листовых профилей), изготовленных из легированных и высоколегированных сталей, которые после соответствующей дезактивации можно истолковать на предприятиях Зоны.

Поэтому одной из основных задач СП «Комплекс» является создание промышленных установок для переработки и дезактивации металла с целью дальнейшего использования его для технологических нужд.

Для дезактивации на установке можно использовать металлолом с уровнями радиоактивного загрязнения поверхностей до 10^5 бег-част./($\text{см}^2 \cdot \text{мин}$). Такие материалы относятся к твердым радиоактивным отходам I группы, согласно СПОРО-85. Металлолом с большей загрязненностью предполагается направлять на переплав с предварительной дезактивацией химическими реагентами или в среде шлакового расплава.

В настоящее время, как правило, применяются следующие технологии очистки изделий из металла дезактивирующими растворами:

в ваннах погружным способом;

погружным пульсационным способом на установке «Водопад»;

на установке электрохимической дезактивации.

Эти методы, однако, не обеспечивают достаточной степени очистки металлоизделий с фиксированным загрязнением, особенно деталей сложной конфигурации. Для чистки такого оборудования и изделий сотрудниками НПО «Припять» и НТЦ КОЮ были разработаны техническое задание и рабочий проект участка гидроабразивной дезактивации.

Установка предназначена для дезактивации металлических изделий, имеющих прочнофиксированные радиоактивные загрязнения в коррозионных отложениях, окалине, лакокрасочных покрытиях, макротрещинах, не поддающихся удалению химическими и электрохимическими способами.

© В. М. Антропов, В. В. Кухтин, В. С. Зыкова, 1995

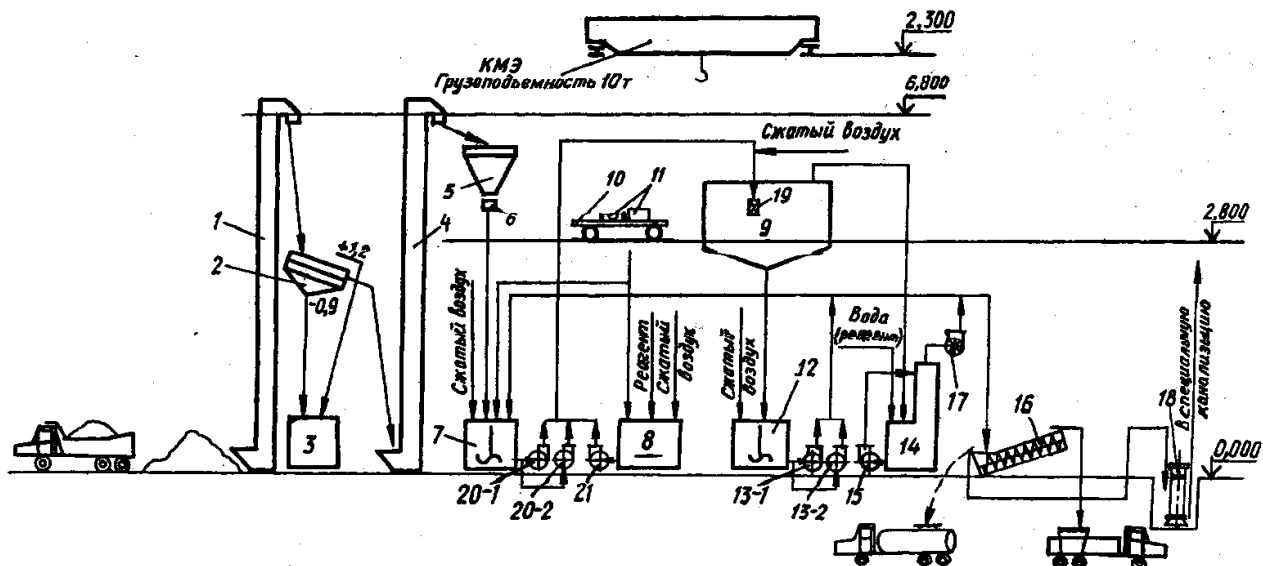


Рис. 1 Аппаратурная схема участка гидроабразивной дезактивации:

1, 4 - элеватор ковшовый; 2 - грохот вибрационный; 3 - контейнер отходов; 5 - бункер готового песка; 6 - питатель шлюзовый; 7, 12 - контактный чан; 8 - емкость для воды; 9 - камера дезактивации; 10 - тележка; 11 - детали; 13-1, 13-2, 15, 18, 20-1, 20-2, 21 - насосы; 14 - скруббер; 16 - классификатор; 17 - вентилятор; 19 - монитор; КМЭ - кран мостовой

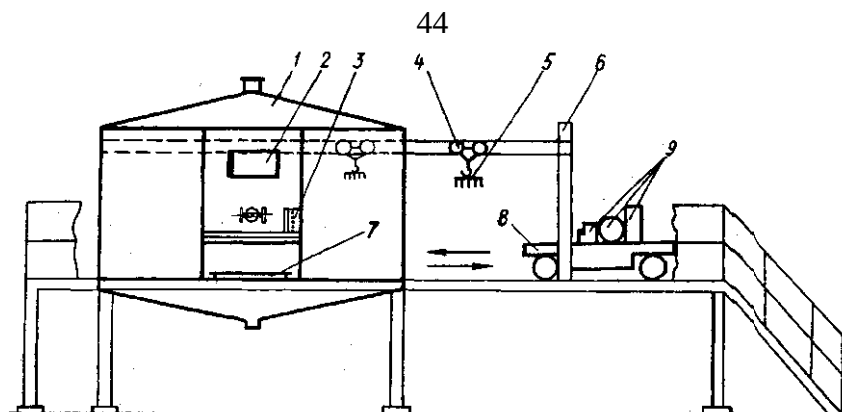


Рис. 2. Установка для гидроабразивной дезактивации металла:

1 - камера рабочая; 2 - гидромонитор; 3 - пост управления; 4 - таль электрическая; 5 - грузозахватное устройство; 6 - металлоконструкции; 7 - рабочее место оператора; 8 - тележка с поворотным столом; 9 - детали

Участок гидроабразивной дезактивации расположен в цехе дезактивации оборудования. Аппаратурная схема участка показана на рис. 1. Сущность работы участка заключается в следующем. Доставленный на участок автомобилем песок загружают в элеватор и подают на грохот, на котором происходит разделение по фракциям. Песок после грохочения крупностью $+0,3-1,2$ мм подается элеватором 4 в бункер 5 и далее в контактный чан 7, куда также подается вода для приготовления пульпы. Рабочая смесь имеет $T:Ж=1:4$.

Пульпа насосами подается на гидромонитор установки гидроабразивной дезактивации. Конструктивно установка (рис. 2) представляет собой прямоугольную камеру 1 размером $4000 \times 3000 \times 2500$ мм, выполненную из углеродистой стали. Внутренняя футеровка камеры предусматривается из легкоъемных металлических листов, которые по мере износа могут быть быстро заменены. Внутри камеры расположены самоходная тележка с поворотным столом 8 и электрическая таль 4 с грузозахватным приспособлением 5. Крупногабаритные детали размерами не более $1500 \times 1000 \times 1000$ мм и узлы общей массой до 1000 кг загружаются на тележку, а мелкие детали массой до 15 кг - на грузозахватное приспособление электрической тали. Рабочим органом установки является пескоструйный аппарат-гидромонитор 2. Оператор управляет гидромонитором с поста управления 3, находясь вне камеры. Детали 9, подлежащие очистке, укладываются с помощью мостового крана на поворотный стол тележки. Оператор с поста управления включает привод передвижения тележки и она перемещается в камеру на позицию очистки. С этого же поста

проводится управление талью, которая транспортирует в камеру мелкие детали. После этого оператор закрывает дверь камеры. Закрытое положение двери контролируется конечным выключателем. Затем с поста управления открывается вентиль с электромагнитным приводом трубопровода, подводящего пульпу и сжатый воздух к пескоструйному аппарату. Оператор направляет сопловую головку на очищенную деталь и с помощью крана управления, расположенного на штанге сопловой головки, осуществляет пуск пескоструйного аппарата. Сжатый воздух способствует увеличению скорости подачи пульпы (вода - песок) в головку рабочего инструмента. Струя сжатого воздуха с пульпой, направляемая на обрабатываемую поверхность, снимает прочнофиксированные загрязнения со слоя металла или любого другого материала необходимой толщины, что обеспечивает снижение загрязненности поверхности РН до предельно допустимых значений. По мере необходимости оператор включает привод поворота стола. Наблюдение за процессом очистки осуществляется через смотровое окно камеры.

По окончании дезактивации проводится мойка деталей и корпуса камеры водой, которая подается насосом из емкости для воды 8 (см. рис. 1), затем открывается дверь

45

и тележка или электрическая таль выводится из камеры в зону разгрузки. Контроль качества очистки проводится с помощью прибора радиационного контроля. После этого с помощью крана снимают очищенные детали со стола тележки и загружают следующие. Далее процесс повторяется.

По мере загрязнения пульпы, которая собирается в контактном чане 12 (см. рис. 1), в котором расположен прибор радиационного контроля, откачивается на классификатор 16, где происходит разделение на жидкую и твердую фазы. Твердая фаза, загрязненная РН, вывозится транспортом предприятия на захоронение, а жидкая - подается в существующую систему спецканализации. Загрязненный воздух из камеры дезактивации поступает в скруббер 14, в котором проходит очистку, а затем выбрасывается в атмосферу.

Металлолом из нержавеющей и углеродистой стали, а также фрагменты оборудования, очищенные до уровней $100 \text{ част/см}^2 \cdot \text{мин}$) и МЭД - до $0,1 \text{ мР/ч}$, автотранспортом вывозятся на контролируемое хранение или используются в пределах 30-км Зоны. В дальнейшем этот металл может быть неограниченно использован в народном хозяйстве только после дополнительной очистки методом переплава.

Специализированное предприятие «Комплекс» научно-производственного объединения «Припять», Чернобыль

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами. Желтые Воды

Поступила 15.03.95

УДК 621.039.75

А. И. Леденев, П. А. Овчаров, И. Б. Мишунина, В. М. Антропов
**РЕЗУЛЬТАТЫ КОМПЛЕКСНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ РАДИАЦИОННОГО СОСТОЯНИЯ
ПУНКТОВ ВРЕМЕННОЙ ЛОКАЛИЗАЦИИ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ
В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС**

Приведены результаты комплексных исследований радиационного состояния ПВЛРО в ближней зоне ЧАЭС и инвентаризации РАО в захоронениях за период 1990-1994 гг.

Решая первоочередные задачи, направленные на обращение с РАО, в Зоне отчуждения ЧАЭС с 1990 г. ведутся плановые работы по инвентаризации и изучению состояния ПВЛРО для установления степени их экологической безопасности [1].

Согласно принятом в Концепции Чернобыльской Зоны отчуждения на территории Украины решений по обращению с РАО и их хранению в зоне возникла необходимость создания условий для надежного и долговременного контролируемого хранения РАО. Данные условия могут быть выполнены только на основании мероприятий, обеспечивающих надежность длительного хранения РАО в ПВЛРО.

ПВЛРО зоны - это сосредоточение конструктивно простых сооружений, общее количество которых на территории зоны превышает 800. Сооружения создавались в основном в период 1986 - 1987 гг. при оперативной дезактивации территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате Чернобыльской аварии, к изоляции больших объемов загрязненной почвы, деревьев, строительных конструкций жилых домов, техники и других предметов. В соответствии с имеющимися на тот момент времени условиями захоронения РАО выполнялись в виде траншей и буртов глубиной и

© А.И. Леденев, П. А. Овчаров, И. Б. Мишунина, В. М. Антропов, 1995

46

высотой 2,0-2,5 м и шириной 6-7 м. Работы по гидроизоляции оснований траншей или буртов, а также экраны от инфильтрационных осадков не выполнялись.

Создание на период 1986-1987 гг. таких временных сооружений сыграло положительную роль, поскольку это позволило предотвратить опасную воздушную миграцию РН в результате ветрового подъема и переноса через воздух радиоактивной пыли.

В силу специфических условий производства работ по дезактивации техническая, проектная и исполнительная документация при устройстве ПВЛРО не составлялась. Конструктивные решения строительства захоронений РАО определялись выбранной технологией в условиях необходимости максимально быстрого их возведения. Сооружение захоронений осуществлялось землеройной техникой и представляло собой траншеи или бурты, заполненные РАО, хаотически расположенные на местности.

Была проведена инвентаризация мест хранения и захоронения РАО в Зоне отчуждения, которая имела цель упорядочить места расположения ПВЛРО и их объемы (табл. 1).

Таблица 1. Результаты инвентаризации мест хранения РАО в Зоне отчуждения ЧАЭС

Место хранения РАО	Период эксплуатации	Площадь хранилища, тыс. м ²	Тип захоронения	Мощность дозы в зоне наблюдения, мЗв/ч	Характеристика хранящихся отходов	
					т/м ³	Ки
Стройбаза ПВЛРО	С 1987 г. допустимое время хранения не определено	1,2•10 ³	Хранение в траншеях	03-3,0	5,4•10 ⁵ /2,9•10 ⁵	3,1•10 ⁴
«Рыжий лес» ПВЛРО	То же	4,0•10 ³	То же	0,005-0,1	2,5•10 ⁵ /5,0•10 ⁵	3,1•10 ⁴
Ст. Янов ПВЛРО	« «	1,28•10 ³	« «	0,25-0,31	1,5•10 ⁴ /3,0•10 ⁴	1,0•10 ³
г. Припять ПВЛРО	« «	0,7•10 ³	« «	-	1,1•10 ⁴ /1,6•10 ⁴	700
Нефтебаза ПВЛРО	« «	0,41•10 ³	« «	0,007-0,05	2,2•10 ³ /5•10 ³	120
Песчаное плато ПВЛРО	« «	0,88•10 ³	« «	0,002-0,06	1,8•10 ⁵ /1,0•10 ⁵	10 ³

В настоящее время конструкции ПВЛРО, их территориальное расположение не соответствуют нормативным документам, регламентирующим обращение с РАО в Украине.

Решение вопроса о приведении ПВЛРО в экологически безопасный объект обеспечивалось комплексным подходом при обращении с РАО, размещенными в ПВЛРО. Такой подход включал в себя разработку мероприятий по долговременной локализации ПВЛРО, разработку технических и технологических решений по предупреждению переноса радиоактивных продуктов с подземными водами из ПВЛРО в объекта природной среды.

По утвержденной программе работ в 1990 г. НИПИпромтехнологии (Москва), а с 1993 г. НТЦ КОРО (Желтые Воды) проводили научно-исследовательские проектные и опытно-промышленные работы на секторах размещения ПВЛРО.

За период с 1991 по 1994 гг. обследовано 155 га территории и идентифицировано 235 захоронений (табл. 2).

47

Таблица 2. Основные показатели инвентаризации ПВЛРО

Данные	Данные по секторам		
	ст. Янов (3,1; 2,3)	«Рыжий лес» (2,1)	«Нефтебаза» (5,1)
Вид захоронения (ПВЛРО)	Траншея	Траншея (бурт)	Траншея (бурт)
Число захоронений, шт.	38	49(8)	ti)
Рельеф местности	Равнинный	Равнинный	Пойма, склон, терраса
Вмещающие грунты	Пески	Пески	Пески
Направление потока грунтовых вод	На север	На север	На север
Гидроизоляция дна и перекрытия захоронения	Отсутствует	Отсутствует	Отсутствует
Уровень заложения оснований ПВЛРО к уровню грунтовых вод, шт.	38 (выше УГВ)	12 (выше УГВ)	101 (выше УГВ)
		37 (подтапливаемые)	39 (подтапливаемые)
Вид локализованных отходов	Загрязненная РН почва, грунт, остатки погибших деревьев, строительный мусор		
Количество РАО, локализованных в захоронении по состоянию на ноябрь 1993 г.:			
объем, м ³	16 387	154 950	66084
суммарная активность, Ки	82	80 791	379
Радионуклидный состав на ноябрь 1993 г, %	¹³⁷ Cs 54,7-64,5		
	⁹⁰ Sr 19,8-44,5		
	¹³⁴ Cs 0,19-5,6		
	Ru 0,08-4,0		+
	¹²⁵ Sb 0,13-0,9		
	¹⁵⁴ Eu 0,25-9,5		
	²³⁹ Pu, ²⁴⁰ Pu 0,1-0,37		
Средняя (максимальная) мощность экспозиционной дозы в теле захоронения в ноябре 1993 г, мР/ч	1,5(4,36)	12(1000)	2,21(48,8)
Группа РАО, локализованных в захоронении	I, II	I, II	I, II
Загрязненность поверхности захоронения на момент обследования в пределах:			
МЭД на высоте 0,05 м от поверхности, мР/ч	0,1-0,62	2,7	1,0
плотность потока бета-частиц, част./мин•см ²)	130-2600	0-70 000	200-6000
плотность потока альфа-частиц част./мин•см ²)	0,01-0,36	0-2,0	0-1,0

Данные	Данные по секторам		
	ст. Янов (3,1; 2,3)	(«Рыжий лес» (2,1)	«Нефтебаза» (5,1)
Наблюдательные скважины в районе обследуемого участка, шт.	4	39	27
Водозаборные скважины в радиусе 1 км, шт.	Отсутствует	Отсутствует	Отсутствует
Состояние захоронения	Обустройство не соответствует СПОРО		
Организация, ответственная за содержание ПВЛРО		СП «Комплекс»	

Классификация и оценка радиогидрогеологической опасности основных секторов ПВЛРО [2] определили направление и очередность их обследования.

Общая схема обследования секторов включала перечень поисковых и исследовательских работ, направленных на получение радиационных, геофизических и гидрогеологических характеристик ПВЛРО.

Сложное геологическое строение района расположения секторов ПВЛРО, его положение в зоне сочленения тектонических структур, определяющее формирование и динамику подземных вод вызвали необходимость в установлении на каждом обследуемом секторе более сгущенной сети наблюдательных пунктов за режимом грунтовых вод. Только на участке 2.1 ПВЛРО «Рыжий лес» было организовано и находилось в наблюдении 39 пунктов [3]. Получение необходимой информации об особенностях гидродинамического режима грунтового горизонта на участке ПВЛРО «Рыжий лес» позволило выделить группы ПВЛРО по степени их обводненности и возможного направления выноса РН с грунтовыми водами за пределы ПВЛРО. По условиям залегания грунтовых вод в период 1991-1992 гг. траншеи разделены на три группы: подтопленные в 1991-1992 гг. - 23 траншеи; подтопленные в 1991 г. - 9 траншей, неподтопленные в 1991-1992 гг. - 12 траншей.

Изучение литологического состава, определение фильтрационных свойств тел захоронения и вмещающих пород, уточнение условий поверхностного стока на участке исследований позволили в дальнейшем определить параметры миграции РН за пределы захоронений.

Предметом радиационных исследований на секторах ПВЛРО служили радиоактивные источники:

поверхностный (до 5 см) слой почвогрунтов, сформированный при перемешивании верхнего слоя почвы движением техники и за счет миграции РН вглубь;

подповерхностный слой грунта на глубинах от 5 до 50 см, местами загрязненный РН, образованный в неровностях рельефа при планировке и засыпке территорий при ведении дезактивационных работ; материалы в теле захоронения;

подземные воды в захоронениях и во вмещающих грунтах. Гамма-спектрометрический анализ проб, отобранных в характерных точках поверхности участка, результаты полевой радиометрии и экспериментальное определение коэффициента связи между МЭД и удельной Активностью проб позволили оценить плотность загрязнения поверхностного слоя обследуемых участков (табл. 3). Сравнение характеристик загрязнения дезактивированных участков и участков, не подвергшихся дезактивации, позволяет утверждать, что в результате дезактивации загрязнение поверхностного слоя почвы снижено в 8-10 раз. Однако грунты обследуемых территорий классифицируются как РАО и продолжают представлять опасность для подземных вод при инфильтрационных процессах.

49

В процессе исследований подповерхностного слоя на участке 2.1 («Рыжий лес») экспериментальным путем установлен коэффициент связи между МЭД и удельной активностью [3] $k_v = 93 \cdot 10^{-7} \text{ [(Ки/кг)/(мР/ч)]}$.

Отмеченные пятна на глубине от 5 до 50 см загрязненного грунта не имеют правильных геометрических контуров и не могут быть отнесены к классу специально созданных захоронений. Однако, как и поверхностное загрязнение грунты подповерхностного слоя представляют собой угрозу загрязнения: подземных вод.

140 захоронений идентифицированных на участке 5.1 сектора «Нефебаза», примыкающему к Припятскому затону, подтвердили несоответствие захоронения РАО в ПВЛРО СПОРО-85 (см. табл. 2). На обследуемом участке максимальное значение МЭД в теле захоронения составило 483 мР/ч, а среднее по захоронению - 2,27 мР/ч. Среднее значение удельной активности ^{137}Cs составило $1,83 \cdot 10^{-6}$ Ки/кг, а вклад ^{137}Cs в МЭД составляет 85 %. Суммарная активность всех основных РН равна 379 Ки, где основной вклад (примерно 97 %) вносят ^{137}Cs и ^{90}Sr . Плановое расположение захоронений и характер рельефа участка позволили выделить три группы ПВЛРО по степени подтопления и потенциальной опасности на объекты разгрузки подземных и поверхностных вод. За 1994 г. 14 захоронений из 140, расположенных в пойменной части, подтоплены постоянно, 25 - подтапливались в

паводковый период 1994 г, остальные не подтапливались. Учитывая близость р. Припять и явное поступление РН из захоронений в Припятский затон, принято решение о проведении первоочередных работ по проектированию защитных мероприятий на данном участке в 1995 г.

№ п/п	МЭД, мР/ч	Плотности	Таблица 3. Плотность поверхностного загрязнения РН участка (5,1) сектора «Нефтебаза»
		¹³⁷ Cs	
1	0,3	86	Анализ данных УДК НПО «Припять» и собственных исследований радиоактивного загрязнения поверхностных и подземных вод на участке 5.1 сектора «Нефтебаза» (табл. 4) позволяет сделать вывод о повышенных концентрациях РН в грунтовых водах в пределах подтопленных траншей.
2	0,48	137	
3	0,4	114	
4	0,58	166	
5	0,34	97	
6	0,3	86	
7	0,58	166	
8	0,62	177	
9	0,49	120	
10	035	100	
11	0,23	66	

Место отбора проб	Дата отбора	Содержание РН, нКи/л		
		⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu
Припятский затон	2.03.1994 г.	1600	153	-
	8.04.1994 г.	2100	221	-
Скважина К-4	2.03.1994 г.	6,9	2,9	-
	6.09.1994 г.	8,4	1,4	-
	7.05.1994 г.	19,0	1,5	-
Скважина К-5	2.03.1994 г.	66,0	21,0	5,1
	6.09.1994 г.	140,0	5,1	4,69
	7.05.1994 г.	97,0	32,0	5,42

50

Окончание табл. 4.

Место отбора проб	Дата отбора	Содержание РН, нКи/л		
		⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu
Скважина К-6	2.03.1994 г.	11,0	0,66	0,94
	4.09.1994 г.	13,0	5,5	0,51
	7.05.1994 г.	55,0	20,0	1,08
Скважина К-7	2.03.1994 г.	45,0	1,6	1,41
	6.09.1994 г.	3,4	4,8	0,85
	7.05.1994 г.	9,1	2,2	1,66
Точка наблюдения Т-4	18.08.1994 г.	5400	450	2,8
Точка наблюдения Т-37	18.08.1994 г.	3400	2,7	2,9

Полученные результаты комплексных исследований легли в основу:

разработки инвентаризационных карточек по каждой единице захоронения (см. табл. 2);

выбора типовых участков для проведения режимных наблюдений, изучения особенностей миграции РН в геологической среде на территории с повышенной техногенной

нагрузкой, оценки экологического риска и усовершенствования технологий приповерхностного захоронения РАО и их локализации;
исходных данных для проектирования мероприятий по долговременной локализации ПВЛРО.

1. Холоша В. І., Соботович Е. В. Концепція Чорнобильської Зони відчуження на території України // Проблеми Чорнобильської Зони відчуження. - 1994. - № 1 - С. 3-17.

2. Джепо С. Я., Марчук В. В., Скальский А. С. и др. Классификация участков ПВЛРО по условиям радиоактивного загрязнения грунтовых и поверхностных вод : Отчет о НИР ИГН АНУ, 1993 / Фонды Минчернобыля.

3. Ахунов В. Д., Ильичев В. А., Щетинин Н. Г. и др. Изучение мест захоронения РАО, разработка технологий и мероприятий по их долговременной локализации или перезахоронению и осуществление радиационного и гидрогеологического мониторинга в районах захоронений и в сопредельных территориях : Отчет о НИР НИПИпромтехнологии, 1992 / Фонды Минчернобыля.

Научно-технический центр по дезактивации по комплексному обращению с радиоактивными отходами,
Желтые Воды

Поступила 15.03.95

УДК 621.039.75

В. М. Николенко, А. И. Леденев, А. Н. Каширный
ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ХРАНИЛИЩ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ
ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ В КИЕВСКОЙ ОБЛАСТИ

Приведены результаты обследования существующих ПСРО, сооружений в Киевском Полесье после аварии на ЧАЭС. Кратко приведены сведения о гидрогеологическом строении территории, об устройстве ПСРО, радиационном состоянии захоронений, отмечено влияние ПСРО на грунтовые воды.

В результате выполнения в 1986-1989 гг. частичной дезактивации загрязненных территорий в Киевской, Житомирской и Черниговской областях были сооружены ПСРО. Складирование отходов дезактивации проводилось в траншеи, заброшенные карьеры и естественные углубления на местности. При складировании не учитывался в полной объеме вид, количество отходов и их удельная активность.

© В. М. Николенко, А. И. Леденев, К. Н. Каширный, 1995

51

Проектная документация на строительство ПСРО отсутствовала, по окончании работ на каждый сооруженный ПСРО составлялись паспорт и акт приемки. В основном все ПСРО располагались в местах, где предварительно не проводились инженерно-геологические и гидрогеологические изыскания, не изучались вопросы десорбции РН из отходов и их нитрации с грунтовыми водами к участкам разгрузки.

В соответствии с плановыми работами Минчернобыля Украины по приведению ПСРО в безопасное состояние в 1994 г. НТЦ КОРО было обследовало 16 ПСРО, сооруженных в Киевском Полесье.

Территория Киевского Полесья морфологически представляет собой пологую залесенную и заболоченную моренно-зандровую равнину с густой сетью мелких рек и ручьев. Наиболее крупные - р. Уж (приток Припяти) и р. Тетерев.

Район относится к зоне избыточного увлажнения, расчлененность рельефа незначительна, испаряемость низкая, инфильтрация атмосферных осадков преобладает над поверхностным стоком. Уровни грунтовых вод располагаются на глубинах 1-3 м и более. Региональным водоупором являются киевские мергели, залегающие на глубине 15-20 м [1].

В целом гидрологические и геолого-гидрогеологические условия обследуемых участков расположения ПСРО неблагоприятны для сооружения на них захоронений. Как показали исследования, около 70 % захоронений периодически подтапливаются грунтовыми водами.

Обследование ПСРО проводилось по комплексной программе поиска и изучения захоронений.

Идентификации и изучению параметров захоронений предшествовало рекогносцировочное обследование участков на основе паспортов, информации служб ГО и администрации районов.

При визуальном обследовании мест предполагаемых захоронений отходов, дезактивации обращалось внимание на рельеф участка и состояние растительности. При захоронении отходов в траншеи, карьеры по разработке песка из-за проседания грунта встречались оголение захороненных материалов, провали и пустоты. В местах захоронения отходов отмечен густой травостой.

Участок предполагаемого захоронения РАО разбивался сетью геофизических профилей, по которым проводилось радиационное обследование.

Контур захоронений отходов дезактивации определялись по данным подповерхностного гамма-зондирования, прямым методом измерения интенсивности гамма-излучения, непосредственно в толще вмещающих пород и в теле захоронения.

Согласно нормативам (СПОРО-85), грунты с удельной активностью гамма-излучающих РН свыше $1 \cdot 10^{-7}$ г-экв Ra/кг классифицируются как РАО. Эта удельная активность соответствует мощности экспозиционной дозы в 0,3 мР/ч. Доза в 0,3 мР/ч и являлась основным критерием для поиска скрытых захоронений РАО [2, 3].

Для определения глубины заложения РАО полученный контур захоронения разбивался на профили, по которым выполнялось гамма-зондирование на всю глубину захоронения с обязательным контрольным бурением разведочной скважины.

Результаты анализов проб отходов дезактивации

Номер захоронения	Число пунктов наблюдений	Число проб	Средняя удельная активность по захоронению	
			^{90}Sr , Ки/кг	^{137}Cs , г-экв Ra/кг
2	6	6	$7,5 \cdot 10^{-9}$	$7,4 \cdot 10^{-9}$
3	7	5	$9,8 \cdot 10^{-8}$	$1,2 \cdot 10^{-7}$
1	3	5	$4,8 \cdot 10^{-8}$	$5,3 \cdot 10^{-10}$
Б/н	10	4	$2,9 \cdot 10^{-8}$	$1,0 \cdot 10^{-7}$
6	3	4	$8,0 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-8}$

52

Окончание табл.

Номер захоронения	Число пунктов наблюдений	Число проб	Средняя удельная активность по захоронению	
			^{90}Sr , Ки/кг	^{137}Cs , г-экв Ra/кг
10	6	4	$1,1 \cdot 10^{-8}$	$6,0 \cdot 10^{-9}$
4	3	4	$6,3 \cdot 10^{-7}$	$5,0 \cdot 10^{-7}$
5	3	3	$4,6 \cdot 10^{-7}$	$23 \cdot 10^{-7}$
9	4	4	$3,2 \cdot 10^{-8}$	$4,2 \cdot 10^{-7}$
25	3	3	$1,2 \cdot 10^{-7}$	$5,0 \cdot 10^{-8}$
14	3	3	$1,4 \cdot 10^{-8}$	$4,8 \cdot 10^{-9}$
12	3	4	$2,3 \cdot 10^{-8}$	$5,9 \cdot 10^{-8}$
11	3	4	$1,4 \cdot 10^{-7}$	$3,4 \cdot 10^{-8}$
13	3	3	$1,4 \cdot 10^{-8}$	$3,9 \cdot 10^{-9}$
Б/н	6	3	$3,4 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-9}$
17	1	3	$2,5 \cdot 10^{-9}$	$4,2 \cdot 10^{-10}$

Отбор проб грунта из тела захоронений проводился для определения радионуклидного состава, удельной активности i -го радионуклида (в основном ^{137}Cs и ^{90}Sr) и суммарной активности продуктов захоронения (таблица). Пробы из тела захоронения отбирались с помощью ручного пробоотборника и отправлялись в лабораторию на

определение фильтрационных, физико-механических и миграционных свойств вмещающих пород. Для прогноза миграции в природных условиях определялись гидрогеологические параметры пласта.

Пробы воды из пунктов наблюдений в песках отбирались вакуумным насосом с помощью иглофильтра, который задавливался через целик в водоносные пески на глубину 10-20 см.

В результате обследования установлено, что техническое состояние большинства ПСРО неудовлетворительное, подъездные дороги, ограждения и инженерные сооружения на многих захоронениях отсутствуют. Конструкция ПСРО практически во всех случаях одинакова и представляет собой активный слой, сверху перекрытый песком толщиной 0,3-1,0 м, глинистые экраны в основании ПСРО отсутствуют.

МЭД на территории пяти наиболее грязных ПСРО достигает 1420-125 мкР/ч. Установленные размеры этих захоронений колеблются от 25х25 м до 200х150 м, средняя глубина заложения 1,5-1,7 м. Содержимое захоронений: строительный мусор (в основном кровельный материал), стволы деревьев и техногенный грунт, состоящий из песчанистой и торфопо-песчанистой почвы.

Проведено моделирование процесса миграции ^{90}Sr из тела захоронений. Для этого использовался пакет прикладных программ GEOWS под управлением системы GEOSOFT.

Рассчитано, что для одного из подтапливаемых ПСРО, содержащего $1 \cdot 10^{-8}$ Ки/кг ^{90}Sr , максимальное растекание ореола в грунтовых водах, устанавливаемое по граничной концентрации ^{90}Sr $1 \cdot 10^{-10}$ Ки/кг, составит не более 50 м через 75 лет с момента захоронения.

В результате проведения работ установлено, что 35 % всех ПСРО согласно СПОРО-85 по ^{137}Cs хранят РАО. На всех ПСРО необходимо выполнить верхний защитный экран для снижения инфильтрационного выноса ^{90}Sr из захоронений. Необходимо организовать на ПСРО и прилегающей территории систему наблюдений за состоянием подземных вод. На основании произведенных обследований на каждый ПСРО выполняется проект по приведению его в безопасное состояние.

1. Шац Г. А., Павленко А. И., Жимаитов Ю. Н. и др. Промежуточный отчет об изысканиях для составления ТЭО по захоронению радиоактивных отходов на территории Киевской области: Государственное геологическое предприятие «Кировгеология», 1992 / Фонды Комитета Украины по геологии и использованию недр.

53

2. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами (СПРО-85). - М.: Минздрав, 1985. - 52 с.

3. Ахунов В. Д., Ильичев В. А., Щетинин Н. Г. и др. Изучение мест захоронения РАО, разработка технологий и мероприятий по их долговременной локализации или перезахоронению и осуществление радиационного и гидрогеологического мониторинга в районах захоронений и в сопредельных территориях: Отчет о НИР НИПИПромтехнологии, 1992 / Фонды Минчернобыля.

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами,
Желтые Воды
Поступила 15.03.95

УДК 621039.75

И. Б. Мишунина, А. И. Леденев, О. В. Хвесик
**ОЦЕНКА НАДЕЖНОСТИ ЛОКАЛИЗАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ
В ПУНКТЕ ВРЕМЕННОЙ ЛОКАЛИЗАЦИИ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ
ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС**

Приведены результаты предварительных расчетов загрязнения грунтовых вод за счет миграции РН из захоронений. Намечены необходимые исследования для достоверного прогноза загрязнения грунтовых вод.

Как показали результаты обследования ПВЛРО секторов «Янов», «Рыжий лес», «Нефтебаза» 11-31 все отходы дезактивации, складированные в буртах и траншеях, относятся к радиоактивным. Конструкция и расположение захоронений (отсутствие изолирующих экранов, высокое залегание уровня грунтовых вод, близкое расположение р.

Припять) не отвечают требованиям СПОРО-85 и поэтому ПВЛРО представляют собой опасность для загрязнения грунтовых вод и затем р. Припять.

Исходя из оценки экологической опасности захоронений в дальнейшем решается вопрос о целесообразности проведения защитных мероприятий по локализации РН.

Оценка надежности локализации РАО приводится для ПВЛРО сектора «Нефтебаза», где грунтовые воды имеют непосредственную связь с областью разгрузки - Припятским затоном.

Участок расположен на правом берегу р. Припять в виде дуги вдоль юго-восточного побережья Припятского затоны. Северная часть представляет собой узкую прибрежную полосу песчаной поймы, южная часть захватывает территорию первой надпойменной террасы. В результате обследования захоронений, находящихся на этом участке, выявлено, что 39 траншей (с номерами от Т-1 по Т-39 включительно) на пойменной территории подтапливаются, остальные 100 траншей (с номерами с Т-40 по Т-100 включительно) на территории надпойменной террасы и ее склоне не подтоплены.

Прогноз миграции РН из захоронений (траншей) осуществлялся с помощью пакета прикладных программ GEOWS под управлением системы GEOSOFT. На первом этапе моделировался совместимый влаго- и массоперенос в зоне аэрации (на участке захоронения) путем решения плоской нестационарной задачи.

На втором этапе моделирование основывалось на решении двумерного уравнения фильтрации при заданных граничных условиях. Моделирование миграции осуществлялось путем расчета баланса РН в блоках. Область моделирования разбивалась на 480 блоков размером 2х2 м. Прогноз миграции осуществлялся относительно ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{239}Pu , ^{240}Pu .

© И. Б. Мишунина, А. И. Леденев, О. В. Хвесик, 1995.

54

В качестве исходных данных для расчетов принимались характеристики захоронений и гидрогеологических условий по материалам обследования № Характеристики свойств грунтов (гранулометрический состав, объемный вес, коэффициент фильтрации) приняты по результатам лабораторных исследований [3] и литературным данным (влагоемкости, высота капиллярного поднятия) [4]. Коэффициенты распределения (K_d) исследуемых РН для аллювиальных песков согласно выполненным ранее оценкам приняты следующими: ^{90}Sr - 2 л/кг [4], ^{137}Cs - 10 л/кг [5], ^{239}Pu , ^{240}Pu - 20 л/кг [6].

Ввиду отсутствия некоторых данных и сложности учета всех явлений, в расчетах был принят ряд допущений, заведомо ухудшающих прогноз миграции РН:

не учитывалось время выведения РН из топливных частиц;

весь запас РН в захоронении мгновенно переходит в подвижную форму;

переток через водоупор (киевские мергели) отсутствует;

состав вмещающих грунтов принят однородным, т.е. отдельные маломощные прослои супесей и суглинков не учитывались.

Расчеты проводились для условий межени, т. е. при максимальном уклоне зеркала грунтовых вод к Припятскому затоны, составляющему величину 0,008 (терраса) и 0,004 (пойма).

Моделирование влагопереноса осуществлялось с учетом того, что формирование растительного покрова с момента захоронения произойдет через 2 года. Вклад поверхностного загрязнения не учитывался.

В результате расчета первого этапа получено распределение удельной активности РН в грунтах зоны аэрации по месяцам. Поступление РН в грунтовые воды из захоронений (или их части), расположенных в ненасыщенной зоне, рассчитывалось исходя из баланса миграции того или иного РН в расчетном профиле. В результате моделирования на втором этапе получена картина распространения РН в грунтовом потоке в течение 50 лет. Граница ареолов загрязнения устанавливалась по граничной концентрации, соответствующей ДКБ. Результаты моделирования миграции приводятся в табл. 1.

Содержание ^{137}Cs и ^{239}Pu , ^{240}Pu в грунтовых водах при миграции из траншей по расчетам не превысит ДКБ и через 100 лет максимальные содержания могут составить соответственно 37 Бк/л и 3,7 Бк/л

Таблица 1. Результаты расчета миграции ^{90}Sr из траншей участка 5,1 сектора «Нефтебаза»

Номер траншеи (Т)	Степень	Максимальные	Латеральное			Вертикальное	Средняя		
		Фильтра	распространение в					распространение,	скорость
			1, 9 лет	грунтовых водах, м, через:					
	Номер траншеи, (Т)		9 лет	20 лет	50 лет				
40-139	2	-	-	-	-	-	-		
1, 6, 8, 9, 11, 15, 16, 22, 27-39	3	3	25	40	70	4	1,4		
	4	-							
2, 3 4, 5, 7, 13, 14, 17 20, 23, 24, 25	5	133	30	45	80	4	1,6		
	6	-							
	7	89	55						
	8	5							
	9	-	На основе расчетов, не						
	10	-	учитывающих гидродисперсию, можно						
	11	-	ориентировочно оценить фильтрационный						
	12	-	вынос из						
	13	-	подтапливаемых траншей (табл. 2).						
	14	300	Из результатов прогноза видно, что						
	15	-	загрязнение грунтовых вод ⁹⁰ Sr свыше ДКР						
	16	-	ожидается при выносе его из траншей,						
	17	-	расположенных на пойменной территории						
	18	-	сектора ПВЛРО «Нефтебаза».						
	19	-	Таблица 2 Фильтрационный вынос						
	20	-	⁹⁰ Sr из траншей ПВЛРО участка 5,1						
	21	-	сектора «Нефтебаза» в Припятский затон						
	22	-	В настоящее время вынос ⁹⁰ Sr						
	23	-	осуществляется, главным образом, из						
	24	-	постоянно подтапливаемых траншей,						
	25	-	расположенных близко к урезу воды в						
	26	-	Припятском затоне (на расстоянии до 20-						
	27	-	30 м). В дальнейшем с развитием миграции						
	28	-	РН от времени подтапливаемых траншей и						
	29	-	захоронений, расположенных далее от						
	30	-	уреза воды, общий фильтрационный вынос						
	31	-	⁹⁰ Sr в затон увеличится и может достичь						
	32	-	максимума через 20 лет от начала						
	33	-	захоронения.						
	34	-	Следует отметить, что результаты						
	35	-	прогноза являются ориентировочными, так						
	36	-	как при имеющейся совокупности						
	37	-	исходных данных задача решалась в						
	38	-	наиболее простой постановке. В настоящее						
	39	-	время весьма проблематична достоверная						
		-	оценка опасности захоронений, поскольку						
		-	для этого необходимы достаточно полные						
		-	и длительные исследования динамики						
		-	подземных вод на участке захоронении.						
		-	инфильтрационного питания, водообмена с						
		-	нижележащим водоносным горизонтом.						
	Итого	530							

параметров выщелачивания РН из топливных частиц, форм существования и миграция РН, коэффициента распределения, вклада поверхностного загрязнения и т. п.

Все перечисленные вопросы планируется решать на типовых участках, где будет проводиться комплекс работ по долговременным режимным наблюдениям, специальным экспериментам и т. д.

В настоящее время проводится выбор такого полигона исследований на рассматриваемой территории сектора ПВЛРО «Нефтебаза».

1. Ахунов В. Д., Ильичев В. А., Щетинин И. Г. и др. Изучение мест захоронения РАО, разработка технологий и мероприятий по их долговременной локализации или перезахоронению и осуществление радиационного мониторинга в районах захоронений и в сопредельных территориях: Отчет о НИР НИПИПромтехнологии, 1992 / Фонды Минчернобыля.

56

2. Зельниченко В. М., Леденев В. М., Калиян А. С. и др. Разработка проектов консервации ПВЛРО в 30-км Зоне отчуждения ЧАЭС Этап 13. Завершение работ по обследованию ПВЛРО сектора Янов, обработка результатов полевых и лабораторных работ, составление инвентаризационных карточек Отчет о НИР НТЦ КОРО, 1995 / Фонды Минчернобыля.

3. Леденев А. И., Овчаров П. А., Хвесик О. В. и др. Разработка проектов консервации ПВЛРО в 30-км Зоне отчуждения ЧАЭС. Этап 12. Завершение работ по обследованию участка 5,1 Нефтебаза: Отчет о НИР НТЦ КОРО, 1994 / Фонды Минчернобыля.

4. Шестаков В. М., Пашковский И. С., Сойфер А. М. Гидрогеологические исследования на орошаемых территориях. - М.: Атомиздат, 1992. - 244 с.

5. Джебко С. В., Марчук В. В., Скальский А. С. Обоснование, разработка и испытание средств и способов локализации ПВЛРО. Этап 21 Классификация секторов по экологической опасности. Анализ и обоснование степени экологической опасности секторов ПВЛРО, вклад их в общее загрязнение природной среды и необходимость их консервации: Отчет о НИР ОП ИГН, 1993 (Фонды Минчернобыля).

6. Рогозин Ю. М., Смирнова Б. А., Савоненков В. Г. Радиохимические исследования характера радионуклидного загрязнения почвы (грунта) в зонах ПВЛРО ЧАЭС и разработка технических решений по локализации и ограничению миграции радионуклидов: Отчет о НИР НПО РИАН, 1992 // Фонды Минчернобыля.

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами, Желтые Воды

Поступила 15.01.95

УДК 621.039.75

Л. П. Бородин, А. Н. Животенко

ЛОКАЛИЗАЦИЯ ОТХОДОВ ДЕЗАКТИВАЦИОННЫХ РАБОТ НА ТЕРРИТОРИИ УКРАИНЫ

Проанализированы различные природные условия размещения ПСОД в Житомирской, Киевской, Черниговской, Ривненской, Черкасской, Сумской областях Украины. Представлены типовые конструкции и основные характеристики ПСОД, реализованные в 17 рабочих проектах. Приведены теоретические основы безопасного хранения отходов дезактивации в ПСОД. Основными показателями, которые следует учитывать при проектировании ПСОД, являются: фильтрация растворов через экран, сорбционные характеристики грунтов, естественный распад РН, содержащихся в отходах, диффузионное перемещение РН, миграция РН в подземных водах. Нахождение оптимальных соотношений всех описанных выше показателей при проектировании будет способствовать безопасному хранению отходов дезактивации.

Последствием аварии на ЧАЭС явилось радиоактивное загрязнение ряда областей Украины. По заданию Минчернобыля Украины НТЦ КОРО (Желтые Воды) разработал ТЭО, в котором комплексно рассматривались вопросы локализации отходов, образующихся при проведении ДВР на территориях Киевской, Житомирской, Черниговской, Черкасской, Ривненской и Сумской областях.

На базе количественной и качественной характеристик отходов дезактивации, подлежащих захоронению, с учетом обеспечения радиационно-экологической безопасности их захоронения в конкретных инженерно-геологических и гидрогеологических условиях были обоснованы основные технические решения по созданию ПСОД. Они включали в себя: выбор параметров и конструкций хранилищ, технологию захоронения, объемы выполняемых работ и расчет сметной стоимости строительства, эксплуатацию и контроль за хранилищами.

Отходы дезактивации в основном представлены деревянными конструкциями стропил крыш, ограждений, а также загрязненными грунтами.

ПСОД должны размещаться на площадках, оборудованных комплексом временных передвижных сооружений и механизмов, предназначенных для технических целей и обслуживающего персонала, а также для производства работ по захоронению отходов. Местоположение ПСОД принимается на основании актов выбора площадок, составленных с участием представителей местных советов и районных органов надзора.

Начиная с 1986 г. в Киевской и Житомирской областях проводились работы по дезактивации населенных пунктов и контролю за радиационной обстановкой.

© Л. П. Бородин, А. Н. Животенко, 1995

57

В основном ДВР проводились силами ГО, в результате чего образовались новые места захоронения твердых отходов. Так, на севере Киевской области (Иванковский и Полесский районы) 16 временных пунктов захоронения, в Житомирской области имеется 32 ПЗРО. Это позволила ликвидировать аномалии на загрязненных территориях.

При проведении повторной дезактивации удельная активность основного количества отходов составляет $1 \cdot 10^{-8}$ г-экв Ra/кг, что ниже предела $1 \cdot 10^{-7}$ г-экв Ra/кг, для γ -радиоактивных, для β -активных веществ эти величины составят соответственно $1 \cdot 10^{-7}$ и $2 \cdot 10^{-6}$ Ки/кг, т. е. в категорию «РАО» эти отходы не попадают, хотя их суммарная активность при захоронении близка к нижнему уровню удельной активности РАО по СПОРО-85. Несмотря на это такие отходы дезактивации подлежат надежной изоляции для исключения их влияния на окружающую природную среду.

При обследовании упомянутых выше могильников выявлено, что конструкции их не обеспечивают надежного захоронения и не соответствуют современным санитарным нормам. Конструкции всех могильников примерно одни и те же и представляют собой емкости без нижнего и верхнего гидроизоляционных глинистых экранов, построенных без учета гидрогеологических условий.

Для улучшения сложившейся ситуации с целью предотвращения дальнейшего создания мест захоронения отходов дезактивации с нарушением санитарных правил НТЦ КОРО Минчернобыля Украины было поручено (1992 г.) обеспечить ДВР проектной документацией с осуществлением последующего контроля.

НТЦ КОГО за период 1992-1995 гг. был накоплен определенный опыт в выборе площадок для размещения ПСОД, отработана методика проведения инженерно-геологических изысканий, выполнены рабочие проекты для 17 ПСОД, расположенных на территориях, характеризующихся различными геоморфологическими, инженерно-геологическими и гидрологическими условиями районов Украины.

При создании конструкций ПСОД и, в частности, инженерных барьеров как основного их элемента в основу принималось условие полного распада главных загрязнителей ^{137}Cs и ^{90}Sr , составляющих главную часть РН в складироваемых отходах, до безопасных величин (согласно ВДУ-91) за время, необходимое им (РН) для преодоления защитных инженерных барьеров.

Инженерно-геологические условия размещения ПСОД. Анализ территорий, на которых осуществляется строительство ПОД позволило принять глубину залегания уровня грунтовых вод, литологию и связанные с ней фильтрационные характеристики, слагающих основание ПСОД грунтов как основные; признаки классификации природных условий.

Ниже: приводится краткая характеристика выделенных типов природных условий.

I тип. Район Украинского Полесья (Ривненская, северная половина Житомирской, Киевской, Черниговской областей) характеризуется низменным рельефом, затрудненными поверхностными и подземными стоками, избыточным увлажнением, что создает благоприятные условия для инфильтрации атмосферных осадков, пополнения запасов подземных вод и близкого к поверхности их залегания.

В разрезе территория представлена почвенно-растительным слоем супесчаного состава мощностью 0,3-0,5 м, аллювиальными или водно-ледниковыми хорошо фильтрующими разновидностями песков с $K_{\text{ф}}=2 \div 10$ м/сут.

По глубине залегания уровня грунтовых вод выделяются два типа площадок:

Ia - уровень грунтовых вод колеблется в диапазоне 0,5-1,5 м;

Iб - уровень грунтовых вод колеблется в диапазоне 1,5-4,0 м. Инженерно-геологические условия неблагоприятны для строительства ПСОД. Возможно строительство ПСОД только поверхностного типа с обязательным созданием нижнего противofiltrационного экрана из суглинков. При глубине залегания уровня грунтовых вод менее 1,5 м перед созданием

58

противofiltrационного экрана требуется специальная инженерная подготовка территории, заключающаяся в поднятии рельефа отсыпкой хорошо фильтрующего материала (крупный песок, щебень, гравий, отсев) в качестве капилляропрерывающего слоя.

II тип. Район Приднепровской возвышенности (южная часть Житомирской, Черниговской, Киевской и Черкасской областей) характеризуется высокой расчлененностью рельефа с перепадом высот до 30-50 м, густой овражно-балочной сетью, что способствует быстрому поверхностному стоку и хорошей дренированности подземных вод на территории. Глубина залегания уровня грунтовых вод в этом районе колеблется в диапазоне - 12 м, местами 20-25 и более метров. По литологическому составу можно выделить два типа площадок со следующими характеристиками грунтов:

IIa - почвенно-растительный слой, представляющий собой в основном чернозем мощностью 0,6-1,5 м; суглинки, местами супеси, лессовые или водно-ледниковые слабофильтрующие с $K_f=0,01\div0,3$ м/сут.

IIб - почвенно-растительный слой (чернозем) суглинистого состава мощностью 0,6-1,5 м; пески аллювиальные или водно-ледниковые в основном мелкие, реже средней крупности, хорошо фильтрующие с $K_f=1\div10$ м/сут.

Инженерно-геологические условия благоприятны для строительства ПСОД. Возможно устройство ПСОД приповерхностного типа с созданием котлована под секции для хранения отходов до глубины 2-4 м. В зависимости от описанных выше характеристик грунтов (IIa и IIб) возможны следующие способы создания противofiltrационного экрана:

IIa-1 - дно котлована, сложенное суглинками, трамбуется тяжелыми трамбовками с целью создания уплотненного слоя, толщиной 0,5 м с K_f менее 0,001-0,003 м/сут;

IIб-2 - на дно котлована слоями по 0,15-0,2 м укладываются суглинки, увлажняются и укатываются пневмокатками для создания уплотненного слоя толщиной 0,5 м с K_f менее 0,001-0,003 м/сут.

Разработка унифицированных элементов конструкций ПСОД. В конструктивном исполнении основными элементами ПСОД являются:

чаша, образуемая рытьем котлована (при уровне грунтовых вод более 4 м от его дна) или отсыпкой на спланированной площадке дамб обваловки при уровне грунтовых вод менее 4 м);

противofiltrационный экран по дну и внутренним склонам чаши;

многослойный гидроизоляционный экран, перекрывающий заполненную отходами дезактивации чашу секции и предотвращающих поступление внутрь секции атмосферных осадков.

Гидроизоляционный экран включает в себя (снизу вверх):

газодренажный слой из крупнозернистого песка (гравия, отсева, щебня) для отвода образующихся при гниении органики газов. Мощность слоя изменяется от 0,5 м в центре до 0 на периферии. В замке слоя укладывается керамическая дренажная труба. Этот слой выполняет также функции капилляропрерывающего и противоинтрузионного;

гидроизоляционный слой мощностью 0,5 м из глинистого материала с коэффициентом фильтрации не более 0,003 м/сут, укладываемый послойно и предотвращающий поступление дождевых и талых вод внутрь секции ПСОД;

дренажный слой (0,3 м) из крупнозернистого песка (отсева, гравия) с коэффициентом фильтрации не менее 5 м/сут для отвода атмосферных осадков с поверхности секции ПСОД. Выполняет также роль капилляропрерывающего и противоинтрузионного слоя. В этот слой выводятся концы газодренажной трубы;

почвенный слой (0,3 м) создается из снятого ранее грунта при подготовке площадки. Для предотвращения эрозии проводится посев многолетних трав.

В соответствии с изложенным выше выделены четыре основных типа секций ПСОД:

59

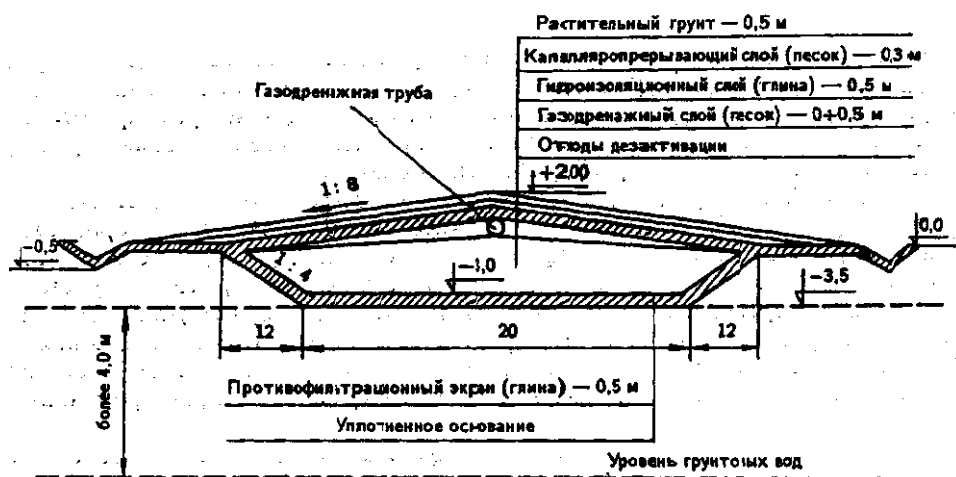


Рис. 1. Конструкция приповерхностного ПСОД заглубленного типа при залегании уровня грунтовых вод более 4 м

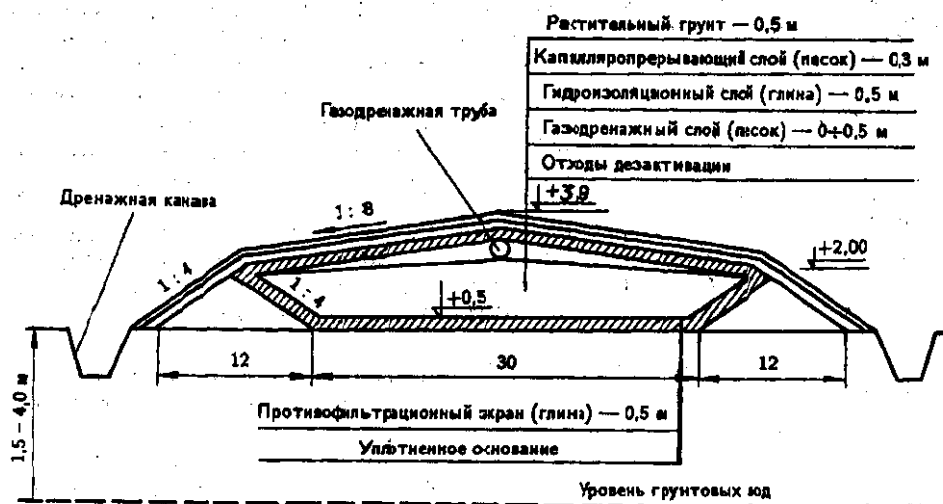


Рис. 2. Конструкция ПСОД поверхностного типа при залегании уровня грунтовых вод менее 4 м

Тип 1а - приповерхностный, для складирования отходов дезактивации в супесях и песках (коэффициент фильтрации более 0,1 м/сут) при уровне грунтовых вод более 4 м относительно подошвы секции (рис. 1). Конструктивно секции ПСОД выполняются в следующем виде: котлован глубиной до 3,5 м;

противофильтрационный экран из глины и суглинка;
верхнего многослойного гидроизоляционного экрана.

Тип 1б - приповерхностный при складировании отходов дезактивации в суглинках или глинах при уровне грунтовых вод более 4 м от дна котлована.

Тип 2 - поверхностный, уровень грунтовых вод 1,5-4,0 от дневной поверхности.

Основание - пески, супеси, подстилаемые суглинками, глинами. Коэффициент фильтрации более 0,1 м/сут (рис. 2).

60

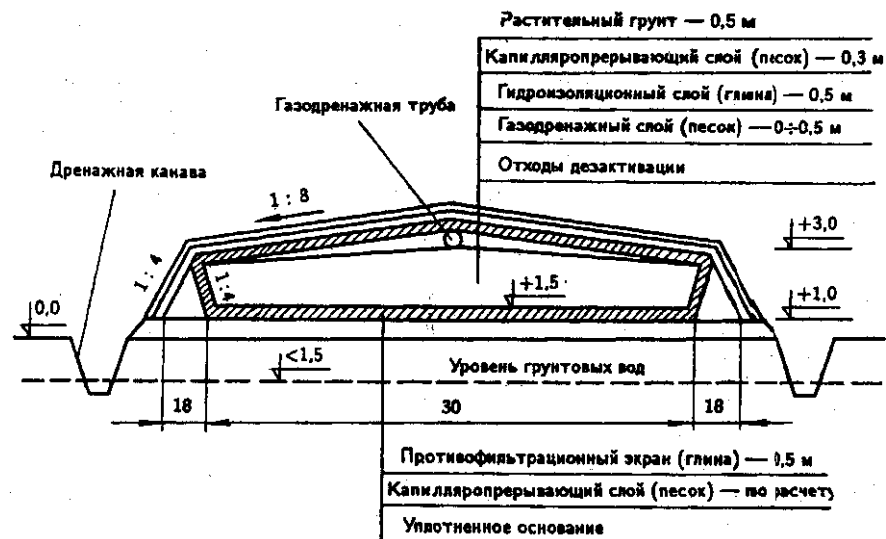


Рис. 3. Конструкция ПСОД поверхностного типа при залегании уровня грунтовых вод от 0,5 до 1,5 м

Конструктивно секции ПСОД выполняются в следующем виде: чаша, образуемая отсыпкой дамб обваловывания из местного грунта на предварительно спланированной площадке;

противофильтрационный экран из глины или суглинка, создаваемый послойной укладкой и укатыванием по дну и внутренним склонам обваловки до достижения коэффициента фильтрации не более 0,003 м/сут;

верхнего многослойного гидроизоляционного экрана, аналогичного описанному типу Ia;

водоотводной канавы, обеспечивающей сбор стока воды с поверхности секции и предотвращающей аварийный подъем уровня грунтовых вод в период интенсивных атмосферных осадков.

Тип 3 - поверхностный, уровень грунтовых вод 0,5-1,5 м от дневной поверхности.

Основание - пески, супеси, подстилаемые суглинками или глинами. Коэффициент фильтрации более 0,1 м/сут (рис. 3). Секция ПСОД образуется за счет:

гипсометрического поднятия рельефа площадки размещения секции ПСОД. Слой подсыпки выполняется из хорошо фильтрующих грунтов (песок, супесь, дресва) с коэффициентом фильтрации более 1 м/сут. Этот слой выполняет также роль капилляропрерывающего;

чаши, образуемой отсыпкой дамб обваловывания из местного грунта;

противофильтрационного экрана из глины, или суглинка, образуемого послойной укладкой и укаткой по дну и внутренним склонам обваловки до достижения коэффициента фильтрации не более $1 \cdot 10^{-3}$ м/сут;

верхнего многослойного гидроизоляционного экрана;

водопонижающей (дренажной) канавы по периметру площадки ПСОД (секции ПСОД) для предотвращения подтопления грунтовыми водами противофильтрационного экрана.

Теоретические основы безопасного хранения отходов дезактивации в ПСОД. Описанные выше конструкции ПСОД, принятые при проектировании, рассчитаны с точки зрения безопасности длительного хранения при помощи физико-математического моделирования на ЭВМ.

Основным направлением возможной миграции РН из секции ПСОД является их перенос с фильтрационным потоком грунтовых вод через дно секции (через экран).

Расчет оптимальных параметров экранов, позволяющих исключить загрязнение геосреды за пределами ПСОД даже в случае отсутствия длительного контроля, выполняется по рекомендациям МАГАТЭ для наихудших условий - возникновение ситуации с делокализацией РН в результате полного затопления твердых отходов водой. В этом случае

предполагается, что все суммарное количество РН из загрязненных отходов переходит в водный раствор.

При этом начальная концентрация РН в воде C_0 определяется по формуле

$$C_0 = c/n, \quad (1)$$

где C_0 - начальная концентрация РН в воде, Ки/м³; c - удельная активность захороняемых отходов, Ки/м³; n - пористость захороняемых отходов, доли ед.

Движение загрязненных РН растворов через глиняный экран определяется такими процессами, как фильтрация, сорбция, естественный радиоактивный распад диффузия.

Определяя время движения загрязненных РН растворов через экран с учетом сорбции РН грунтами экрана, их естественного радиоактивного распада диффузионного проникновения, проверяется надежность заданных параметров противofильтрационного экрана.

Фильтрация растворов через экран. При вертикальной фильтрации растворов через экран с полным заполнением его пор время продвижения фронта фильтрации t_s определяется по зависимости

где t_s - время ации раствора через экран, сут.; n_s - пористость экрана, доли ед; L_s - толщина экрана, м; K_s - коэффициент фильтрации грунтов экрана, м/сут.; H_0 - мощность слоя воды в ПСОД, м; h_k - высота капиллярного поднятия воды в экране;

$$t_s = \frac{n_s L_s}{K_s (H_0 + h_k)}, \quad (2)$$

$$t_s = \frac{n_s L_s}{K_s (H_0 + 2/3 H_k)}.$$

(3) Влияние сорбции на распространение радиоактивных

растворов. В результате сорбции грунтом экрана РН из раствора увеличивается время движения последних через экран. В этом случае время t полного насыщения пор экрана раствором составит

$$t = t_s + t_c = t_s + \frac{C_{pr} L_s - C_0 q_0 t_s}{C_0 q_0}.$$

Здесь t_c - время движения

(4) ра через экран с учетом сорбции, сут.; C_{pr} - предельная

сорбционная емкость грунтов экрана, Ки/м³; q_0 - фильтрационный расход через 1 м² экрана (м/сут), определяемый по формуле

$$q_0 = K_s (I - I_n) \quad (5)$$

где I - гидравлический напор, доли ед.; I_n - начальный напорный градиент, доли ед.

$$I = \frac{H_0 + L_s + h_k}{L_s} = \frac{H_0 + L_s + 2/3 H_k}{L_s}.$$

В связи с тем, что

(6) на t_s несоизмеримо мала по сравнению с величиной t_0 , а

величина $C_0 q_0 t_0$ в свою очередь на несколько порядков меньше величины $C_{pr} L_s$, формула (3) приобретает вид

$$t = t_c = \frac{C_{pr} L_s}{C_0 q_0} = \frac{C_{pr} L_s}{C_0 K_s \left(\frac{H_0 + L_s + 2/3 H_k}{L_s} - I_n \right) 3651000}.$$

Значение t_c не учитывает ления содержания РН в

(7) ре в процессе их естественного радиоактивного

распада.

Влияние естественного радиоактивного распада на снижение радиоактивности движущихся растворов. Время t_p , за которое содержание РН в растворе, движущемся через экран, снизится до допустимой концентрации C_{dk} за счет их естественного радиоактивного распада, определяется по формуле

где T - период допустимая воды по ВДУ-91,

$$t_p = \frac{T \ln C_{dk}/C_0}{0,693},$$

спада РН, лет; C_{dk} -

(8) трация РН для питьевой Ки/м³.

Определение глубины проникновения радионуклидов в толщу экрана. Глубина проникновения L РН в толщу экрана с учетом сорбции за время, в течение которого

концентрация РН в растворе снизится до допустимой $C_{\text{дк}}$, за счет естественного распада, определится по формуле

$$\text{или} \quad L = \frac{q_0 100}{n_s + C_{\text{пр}}/C_0} t_p, \quad (9)$$

$$L = \frac{K_s \left(\frac{H_0 + L_s + 2/3 H_k}{L_s} - I_n \right) 100}{n_s + C_{\text{пр}}/C_0} \left(- \frac{7 \ln C_{\text{дк}}/C_0}{0,693} 365 \right). \quad (10) \quad \text{Диффузионное перемещение радионуклидов.}$$

Диффузионное перемещение РН через экран рассматривается при условии нефилтующего экрана. В этом случае изменение концентрации раствора от C_0 до $C_{\text{дк}}$ на нижней стороне экрана определяется выражением

Диффузионное перемещение радионуклидов. Диффузионное перемещение РН через экран рассматривается при условии нефилтующего экрана. В этом случае изменение концентрации раствора от C_0 до $C_{\text{дк}}$ на нижней стороне экрана определяется выражением

$$C_{\text{дк}} = C_0 [1 - S(Z)], \quad (11)$$

откуда

$$S(Z) = 1 - C_{\text{дк}}/C_0, \quad (12)$$

где $S(Z)$ - табулированное значение интеграла.

Из выражения

$$Z = Dt_d / (2L_s)^2, \quad (13)$$

где D - коэффициент молекулярной диффузии $\text{м}^2/\text{сут}$, определяется время молекулярной диффузии РН по формуле

$$t_d = (2L_s)^2 Z / D. \quad (14)$$

Расчет времени молекулярной диффузии выполнен без учета сорбции и ионообмена, которые замедляют диффузионное распространение РН через экран.

Расчет миграции радионуклидов в грунтовых водах. Расчет проведен для аварийной ситуаций, когда по разным причинам нарушена целостность нижнего противодиффузионного экрана и загрязненный РН раствор из ПСОД просочился в грунтовые воды. Тогда скорость движения фронта загрязнения $V_{\text{ф}}$ от границ ПСОД с учетом сорбционной емкости водосодержащих грунтов определяется по формуле

$$V_{\text{ф}} = \frac{K_{\text{ф}} I}{n_0 + C_{\text{р}}/C_0}, \text{ м/сут}, \quad (15) \quad \text{- сорбционная емкость водосодержащих грунтов, Ки/м}^3;$$

I - гидравлический уклон грунтовых вод, доли ед.; $K_{\text{ф}}$ - коэффициент фильтрации грунтов, м/сут; n_0 - пористость грунтов.

Расстояние $L_{\text{ф}}$, на которое продвигается ореол загрязнения с потоком грунтовых вод за время t_p , в течение которого произойдет естественный радиоактивный распад РН до допустимых концентраций в водном растворе $C_{\text{дк}}$, составит

$$L_{\text{ф}} = V_{\text{ф}} t_p 365, \text{ м}. \quad (16)$$

63

Если предположить, что грунты сорбционной емкостью не обладают (чего практически быть не может), то фронт загрязнения за то же время t_p продвинется с потоком грунтовых вод на расстояние $L_{\text{ф}}$, определяемое по формуле

$$L_{\text{ф}} = \frac{K_{\text{ф}} I}{\alpha_a} t_p 365, \quad (17)$$

где α_a - активная пористость грунтов, доли ед.

Заключение. Унифицированные элементы и конструкции ПСОД нашли широкое практическое применение при строительстве и заполнении отходами дезактивации секций ПСОД в Киевской, Житомирской и Черниговской областях. Размещение площадок ПСОД привязано к реальным инженерно-геологическим и гидрогеологическим условиям. Это в дальнейшем облегчило трудоемкость проектирования, приблизило его к типовым решениям по конструктивным элементам ПСОД и технологическому оборудованию.

Однако необходимо отметить негативные стороны таких сооружений, расположенных на территориях населенных пунктов, где проведены ДВР. Сооружения ПСОД являются технически сложными, трудоемкими и дорогостоящими объектами строительства для той степени радиоактивности большинства отходов, которые образуются в II-IV зонах загрязнения. В основном эти отходы дезактивации не классифицируются согласно СПОРО-85 как радиоактивные.

Такие сооружения как исключение следовало бы применять на территориях с неблагоприятными характеристиками подстилающих грунтов и для хранения вторичных отходов среднего уровня активности, образующихся после переработки загрязненных почв, осуществляемый с целью сокращения объемов отходов, предназначенных для хранения и уменьшения площади отводимых земель под строительство ПСОД.

С целью упорядочения поставленных вопросов в Украине необходимо разработать соответствующую классификацию отходов дезактивации для принятия решений по их транспортировке, переработке и захоронению, что упростит проблему комплексного проведения ДВР наряду со значительной экономией средств.

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами,
Желтые Воды

Поступила 15.03.95

УДК 614.736:614.876

А. В. Кретинин, А. Ф. Ландин

АНАЛИЗ ЭФФЕКТИВНОСТИ КОНТРМЕР ПО СНИЖЕНИЮ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ, ПРОЖИВАЮЩЕГО НА РАДИОАКТИВНО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

Проведен анализ эффективности дезактивационных работ, выполненных на территориях населенных пунктов, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС (на примере Киевской и Житомирской областей). Приведены удельные и общие затраты на дезактивацию одного подворья и всего населенного пункта. Представлены расчеты снижения внешней эффективной эквивалентной дозы облучения населения в результате выполненных дезактивационных работ.

Основными принципами радиационной безопасности являются: непревышение установленного основного дозового предела; исключение всякого необоснованного облучения; снижение дозы облучения до возможного низкого уровня [1].

© А. В. Кретинин, А. Ф. Ландин, 1995

64

Для соблюдения этих принципов постановлением Верховного Совета Украины от 24 февраля 1991 г. была утверждена Концепция проживания населения на территориях Украины с повышенным уровнем радиационного загрязнения в результате Чернобыльской катастрофы, в соответствии с которой для критической группы населения, (дети 1986 г. рождения) величина эффективной эквивалентной дозы дополнительного облучения не должна превышать 1,0 мЗв/год и 7,0 мЗв за жизнь сверх дозы, которую получало население за доаварийный период в конкретных природных условиях. В связи с этим принято решение в зоне добровольного отселения (III зона) провести ДВР в тех населенных пунктах, где суммарная величина активной эквивалентной дозы дополнительного облучения (далее дозы облучения) превышает 1 мЗв. В 1992-1993 гг. НТЦ КОРО разработано более 40 проектов на проведение ДВР в населенных пунктах Киевской, Житомирской, Черниговской, Черкасской, Ривненской и Сумской областей.

В ряде населенных пунктов, где ДВР проводились с 1993 г, закончен первый этап этих работ, что позволило в первом приближении оценить эффективность применяемых контрмер по снижению доз облучения.

Оценка эффективности проведения ДВР проведена в двух населенных пунктах Киевской области (села Павловка и Йосиповка), в двух населенных пунктах Житомирской области (села Купище и Кожуховка).

Для определения эффективности ДВР проведена гамма-съемка только на тех подворьях, где полностью и в соответствии с проектом завершены работы на момент проведения контрольных замеров (1993-1994 гг.)

В основу оценки эффективности дезактивационных мероприятий положен принцип обеспечения снижения коллективной дозы облучения населения, проживающего на контролируемой территории, при обязательном условии непревышения индивидуальных доз.

Для снижения уровня облучения в зоне «гарантированного отселения» рекомендовано ряд контрмер, направленных на снижение дозовых нагрузок. К наиболее эффективным контрмерам относятся:

- переселение людей;
- улучшение условий жизни;
- удаление и последующее захоронение радиационно-загрязненной почвы;
- внесение химических добавок в почву для минимизации поступления РН в сельскохозяйственные продукты;
- очистка молока от РН и др.

Целесообразность уменьшения доз облучения населения неоспорима и обуславливается принципами радиационной защиты и недопущения необоснованного Дополнительного облучения. Но стратегия выбора мероприятий по уменьшению доз облучения должна строиться с учетом соотношения «польза-вред», т. е. с учетом эффективности затрат на единицу уменьшенной дозы облучения. В работе [2] показано, что такие мероприятия, как фитодезактивация, т. е. уменьшение загрязнения почв в результате выноса активности выращенной на этой почве растительной продукции; ограничение использования в качестве удобрения золы и навоза; дезактивация твердых поверхностей с помощью специальных механизмов и препаратов, использование дешевых природных сорбентов для уменьшения загрязненности твердых поверхностей, замена кровли одноэтажных зданий и замена заборов, не дают ощутимого снижения эффективной эквивалентной дозы, но требуют значительных затрат.

В комплексе принимаемых решений в проектах дезактивации приняты наиболее эффективные контрмеры с максимальным влиянием на дозовую нагрузку. К ним относятся:

- удаление загрязненного грунта с хоздворов;
- перекопка или перепашка почв в садах и огородах частного сектора с внесением удобрений-стабилизаторов;
- дезактивация молока.

Принимаемые в проектах контрмеры влияют на снижение как внешней, так и внутренней дозы. Однако, учитывая незавершенность работ по дезактивации, определить суммарный эффект от комплексного их применения в настоящий момент невозможно, поэтому оценка, эффективности принятых контрмер проведена только по снижению внешней дозы облучения.

Перечень контрмер по обследуемым подворьям и их суммарная стоимость приведены в табл. 1.

Таблица 1. Перечень контрмер и их суммарная стоимость (в ценах 1984 г.)

Населенный пункт	Выполненные работы	Суммарная стоимость работ, руб.	
		на указанные подворья	средняя на одно подворье
с. Павловка ул. Школьная №№ 24, 27, 36	Выемка загрязненного грунта под водостоками строений и на территории хоздвора; устройство бетонных отмосток вокруг домов; бетонирование территории хоздвора; вывозка загрязненного грунта на ПСОД	4117	1372
с. Йосиповка ул. Новоселица № 17, ул. Кооперативная №№ 16, 18, 33	То же	2847	712
с. Купище ул. Поварова №№ 1, 3, 12, 15/17, 20, ул. Совхозная № 3, 4, 5, 6, 7/8	То же	12 261	1226
с. Кожуховка ул. Центральная №№ 6, 8, 21, 40, 55 59, 60, 61, клуб, ул. Хуторская № 13, 16, 22, пер. Центральный №№ 5, 10	То же	9611	678

Помимо затрат на ДВР, проведенным непосредственно на подворье, для дальнейшего анализа определились затраты на благоустройство территории поселка и на ДВР в селитебной зоне. Результаты проведенных расчетов представлены в табл. 2.

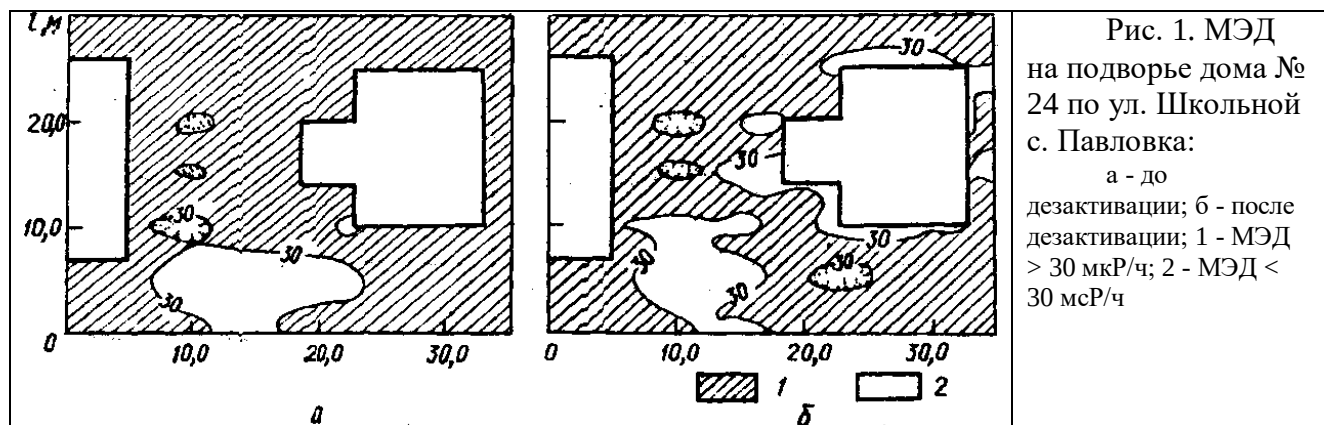
Таблица 2. Затраты на благоустройство и ДВР территории населенного пункта* (в ценах 1984 г.)

№ п/п	Населенный пункт	Количество подворий	Общие затраты на благоустройство и дезактивацию, тыс. руб.	Удельные затраты на одно подворье, тыс. руб.
Киевская область				
1	с. Павловка	84	357	4,25
2	с. Йосиповка	168	212	1,26
Житомирская область				
3	с. Кожуховка	188	206	ЦО
4	с. Купище	201	369	1Д4

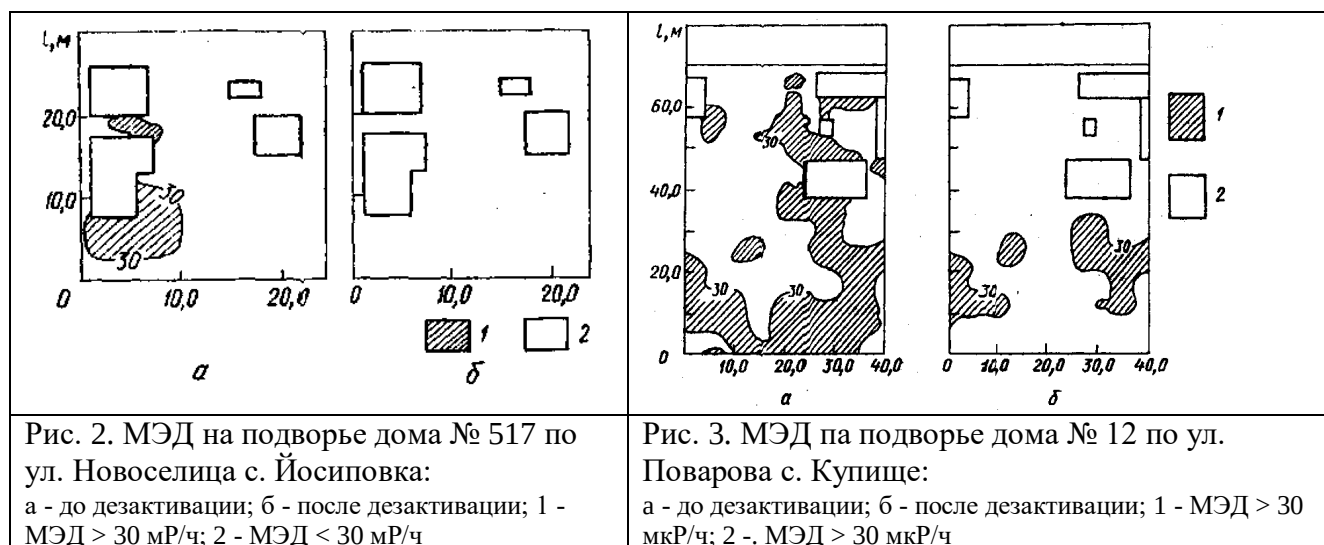
* Затраты на благоустройство объектов подсобного назначения, объектов энергетического хозяйства, объектов транспорта и связи, наружных сетей водоснабжения, канализации, газоснабжения в проектах не предусматривались.

Проведенный анализ затрат на реабилитацию населенных пунктов показывает, что удельные затраты на благоустройство (асфальтирование дорог, устройство тротуаров, площадок общего пользования и т.д.) в 1,5-3,0 раза превышают удельные затраты на ДВР по подворьям.

Учитывая, что оценка плотности загрязнения почв на территории хоздворов по отдельным подворьям не проводилась, дальнейший анализ эффективности внедренных контрмер проводился по средней величине МЭД, которая рассчитывалась по результатам дозиметрической съемки,

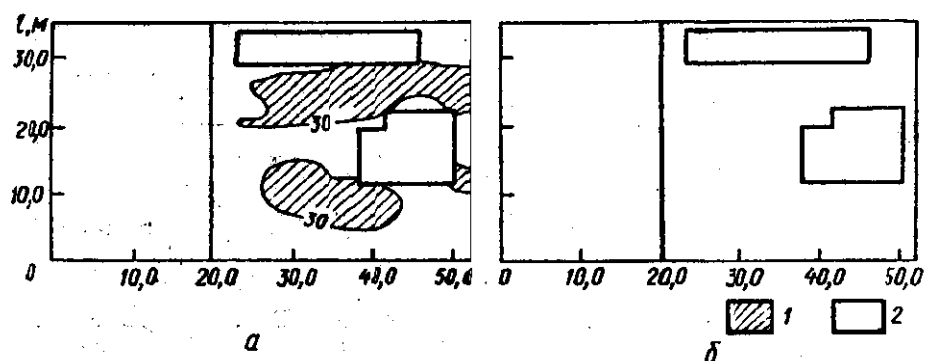


выполненной на хоздворе, с последующим определением годовой эффективной эквивалентной внешней дозы.



Результаты измерения МЭД гамма-излучения до и после проведения дезактивационных работ по одному подворью из каждого поселка показаны на рис. 1 - 4

67



Зная среднюю мощность экспозиционной дозы на хоздворе, можно определить среднюю плотность загрязнения поверхности почвы Cs [3] для Киевской области из выражения

$$\sigma = \frac{p_{\gamma} - 13}{0,125}, \text{ кБк/м},$$

где p_{γ} - средняя мощность дозы, мкР/ч;

для Коростеньского района Житомирской области [4]

$$\sigma = \frac{P_y - 17}{0,142}, \text{ кБк/м.}$$

В зависимости от режима поведения на радиационно-загрязненной территории годовая эффективная эквивалентная доза внешнего облучения человека может быть рассчитана по формуле

$$D = [K_1 K_2 (P - P_{\phi}) (\eta + \frac{1 - \eta}{K}) 10^{-5} T], \text{ мЗв},$$

где $K_1=0,95$ - коэффициент перехода от экспозиционной дозы в воздухе к поглощенной (эквивалентной) дозе в биологической ткани; $K_2=0,72$ - коэффициент перехода от эквивалентной дозы к эффективной эквивалентной дозе; P - среднее значение мощности экспозиционной дозы на данной территории, мкР/ч; P_{ϕ} - среднее фоновое значение мощности экспозиционной дозы на данной территории, мкР/ч; η - доля времени пребывания человека на открытой местности; K - коэффициент ослабления гамма-излучения зданиями и сооружениями; T - время пребывания человека в течение года на данной территории, ч.

Таблица 3. Изменение годовой эффективной эквивалентной внешней дозы облучения человека

Улица	Номер дома	Мощность экспозиционной дозы, мкР/ч (средняя)		Годовая внешняя эффективная доза облучения человека, мЗв		
		до дезактивации	после дезактивации	до дезактивации	после дезактивации	снижение дозы
С. Купище						
Поварова	1	25	22	0,974	0,357	0,117
	3	31	27	0,207	1,052	0,455
	12	29	24	1,129	0,935	0,494
	15/17	30	23	1,168	0396	0,272
	20	29	25	1,129	0,974	0,155
Совхозная	3	24	15	0,935	0,584	0,351
	4	22	16	0,357	0,623	0,234
	5	23	17	0,396	0,662	0,234
	6	19	13	0,740	0,506	0,234
	7/8	21	19	0,318	0,740	0,078
Среднее значение		25,3	20,1	0,985	0,783	0,202

68

Окончание табл. 3.

Улица	Номер дома	Мощность экспозиционной дозы, мкР/ч (средняя)		Годовая внешняя эффективная доза облучения человека, мЗв		
		до дезактивации	после дезактивации	до дезактивации	после дезактивации	снижение дозы
с. Кожуховка						
Центральная	клуб	39	20	1,519	0,779	0,740
	6	30	18	1,168	0,701	0,467
	8	27	19	1,052	0,740	0,312
	21	34	21	1324	0,818	0,506
	40	29	19	1,129	0,740	0,389
Центральная	55	29	22	1,129	0,857	0,272
	59	24	18	0,935	0,701	0,234
	60	30	21	1,168	0,818	0,350
	61	26	20	1,013	0,779	0,234

Пер. Центральный	10	33	20	1,285	0,779	0,506
	5	31	23	1,207	0,396	0,311
Хуторская	16	25	18	0,974	0,701	0,273
	13	27	20	1,052	0,779	0,273
	22	28	19	1,091	0,740	0,351
Среднее значение		29,43	19,86	1,146	0,773	0,373
с. Павловка						
Школьная	24	42	37	1,636	1,441	0,195
	27	49	45	1,908	1,753	0,155
	36	47	41	1,831	1,597	0,234
Среднее значение		46	41	1,792	1,597	0,195
с. Йосиповка						
Новоселица	17	30	24	1,168	0,935	0,233
Кооперативная	16	43	38	1,675	0,480	1,195
	18	49	44	1,908	1,714	0,194
	33	33	24	1,285	0,935	0,350
Среднее значение		38,75	32,5	1,509	1,020	0,489

Таблица 4. Расчет эффективности ДВР

Населенный пункт	Средняя расчетная величина плотности загрязнения хоздворов, Ки/км		Внешняя МЭД за 70 лет, мЗв		Экономия внешней дозы за 70 лет, мЗв	Число жителей	Экономия коллективной дозы, чел.-Зв
	до	после	до	после			
	дезактивации						
Киевская область							
с. Павловка	7,1	6,1	30,1	26,8			
с. Йосиповка	5,6	43	25,4	17,1	83	370	3,1
Житомирская область							
с. Кожуховка	2,3	0,6	30,1	26,8	3,3	500	1,65
с. Купище	1,5	0,6	163	13,2	3,3	484	1,60

Результаты расчетов приведены в табл. 3. При сравнении МЭД на хоздворах рассматривались только те подворья, где полностью закончены работы согласно проекту по дезактивации.

69

При определении годовой величины внешней МЭД за 70 лет использован коэффициент пересчета, полученный из графика изменения годовой дозы с течением времени, который равен 16,8 [5].

Результаты расчетов представлены в табл. 4. И как видно, экономия внешней дозы, облучения различна для каждого населенного пункта и во многом зависит от плотности загрязнения территории и качества ДВР, но, учитывая незаконченность работ, можно предположить, что при полном их завершении должны произойти количественные изменения анализируемых показателей.

Анализ определения эффективности проведения дезактивационных мероприятий в населенных пунктах показал, что при сравнении только отдельных фрагментов используемых контрмер сложно с хорошей достоверностью оценить результаты в целом по всему комплексу работ по дезактивации.

Наша задача состояла в том, чтобы попытаться свести в единую систему все имеющиеся на сегодняшний день результаты, касающиеся затрат и величины предотвращенной дозы для населения, проживающего в населенных пунктах, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС.

В идеальном случае анализ следовало бы провести по каждому населенному пункту, в которых полностью закончены работы по дезактивации, с повторной гамма-съемкой, всей территории с учетом полных затрат на дезактивацию и анализом социально-психологической обстановки в населенных пунктах. Однако на данном этапе работ по дезактивации, когда не все предлагаемые контрмеры использованы на практике, такой подход невозможен.

Результаты проведенного анализа показали необходимость полного завершения работ с тем, чтобы дать комплексную оценку эффективности применяемых защитных мероприятий.

1. Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87. – М.: Энергоатомиздат, 1988.
2. Отчет «Научная оценка эффективности дезактивационных работ по критерию «польза-вред» УНЦРМ, 1992 // Фонды НТЦ КОРО
3. Отчет «Научное обоснование допустимого значения мощности дозы как критерия для планирования масштабов дезактивации в населенных пунктах Киевской области (с. Павловка, с. Йосиповка). УНЦРМ, 1992 // Фонды НТЦ КОРО.
4. Отчет «Научное обоснование допустимого значения мощности дозы как критерия для планирования масштабов дезактивации в населенных пунктах Житомирской области (с. Кожуховка, с. Купище). УНЦРМ, 1992 // Фонды НТЦ КОРО.
5. Международный Чернобыльский проект. Технический доклад. Оценка радиологических последствий и защитных мер // Доклад международного консультативного комитета. МАГАТЭ. Вена, 1992.

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами.
Желтые Воды
Поступила 15.03.95

УДК 621.039.58.002.3

Л. П. Бородин, В. Н. Коваленко, А. А. Дехта
**К ВОПРОСУ СОЗДАНИЯ ПРОТИВОФИЛЬТРАЦИОННЫХ БАРЬЕРОВ
НА ОСНОВЕ КАВЭЛАСТА**

Описаны характеристика свойств кавэласта, краткие результаты лабораторных испытаний, технические решения и технико-экономическое сравнение вариантов по применению кавэласта для создания противofильтрационных и водонепроницаемых барьеров.

Водонабухающий полимеро-минеральный композит (товарный знак Cavelast (кавэласт)) является продуктом синтеза природной бентонитовой глины и высокомолекулярного полимера - полиакриламида и представляет собой твердое вещество плотностью $2,25 \text{ г/см}^3$, получаемое в виде порошка или гранул требуемых размеров [1].

© Л. П. Бородин, В. Н. Коваленко, А. А. Дехта, 1995

70

Кавэласт обладает следующими основными признаками:
устойчивым и обратимым свойством водонасыщения (набухания) при многократных замачиваниях водой и высушиваниях, замораживаниях и оттаиваниях;
нерастворимостью и неразрушаемостью в воде;
способностью увеличения объема частиц во влажном состоянии до 50 раз;
сохранением свойства набухания в высокоминерализованной воде (до 20 г/л), и в широком диапазоне значений pH 3-12.

Водонепроницаемый защитный элемент с использованием кавэласта обеспечивает практическое прекращение фильтрации независимо от величины напорного градиента, а также повышение порога размываемости ложа потоком воды (до 5 раз и более). Расход кавэласта при создании защитных элементов составляет 5 кг/м^2 .

Кавэласт является экологически чистым материалом, защищен авторским свидетельством. Получена приоритетная справка о патентовании кавэласта во всех европейских странах, а также в США, Канаде, Японии, Южной Кореи, Китае.

К настоящему времени Институтом механики МГУ организовано промышленное производство кавэласта в Грузии и Узбекистане с общим объемом выпускаемой продукции 500 т в год. Достигнуто соглашение с греческой фирмой «Элиас Д. Попадопулос» о создании совместного предприятия по выпуску кавэласта на территории Греции. Ведутся переговоры о выпуске кавэласта в Украине.

В НТЦ КОРО начаты работы по изучению свойств кавэласта. При этом намечено определить следующее:

оптимальный расход и эффективность кавэласта при различной крупности местных песчано-глинистых грунтов;

влияние минералогического и химического состава и фунтовых вод на устойчивость и долговечность защитных элементов, созданных с использованием кавэласта;

сорбционные свойства и емкость сорбируемых РН; влияние радиоактивного излучения на физико-механические свойства кавэласта в зависимости от мощности и времени воздействия источников излучения;

эффективность покрытий из кавэласта по предотвращению выделений радона.

Для предварительного изучения свойств кавэласта была разработана и изготовлена лабораторная модель. На рис. 1 модель изображена без верхней крышки, рассчитанная на напор воды в ней до 300 м водяного столба (3 МПа). В связи с тем, что при моделировании для изучения приняты композиции материалов в натурном виде, а размеры модели, хотя и малы по сравнению с создаваемыми натурными экранами, но представляют небольшую их часть (элементарный объем), правомочно принять с некоторыми известными оговорками масштаб моделирования равный единице.

Поэтому полученные в лабораторных условиях результаты можно один к одному переносить в натуру.

Полученная проба кавэласта обладает следующими свойствами:

увеличение в объеме после насыщения питьевой водой в 27-33 раза;

насыпная плотность 1640 кг/м³;

навеска кавэласта в 15-22 г после насыщения водой высыхает в течение 45-50 сут.

В процессе испытаний заполнено две модели. При этом использовался песок (отмытый), по характеристике близкий к стандартному (насыпная масса 1,38; модуль крупности 1,4-1,6), мелкозернистый. Днище модели заполняли песком естественной влажности на высоту 0,12 м. Песок разравнивали, уплотняли, затем наносили

71

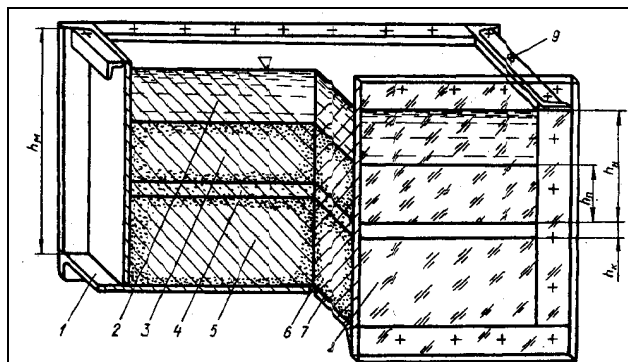


Рис. 1 Модель для испытаний кавэласта:
1 - сварной корпус; 2 - слой воды; 3 - пригрузка песка; 4 - смесь песка и кавэласта; 5 - песчаный массив; 6 - отверстие; 7 - сетка; 8 - передняя стенка; 9 - отверстия для крепления верхней крышки

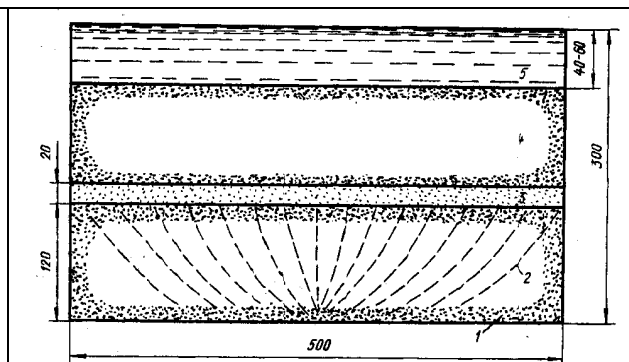
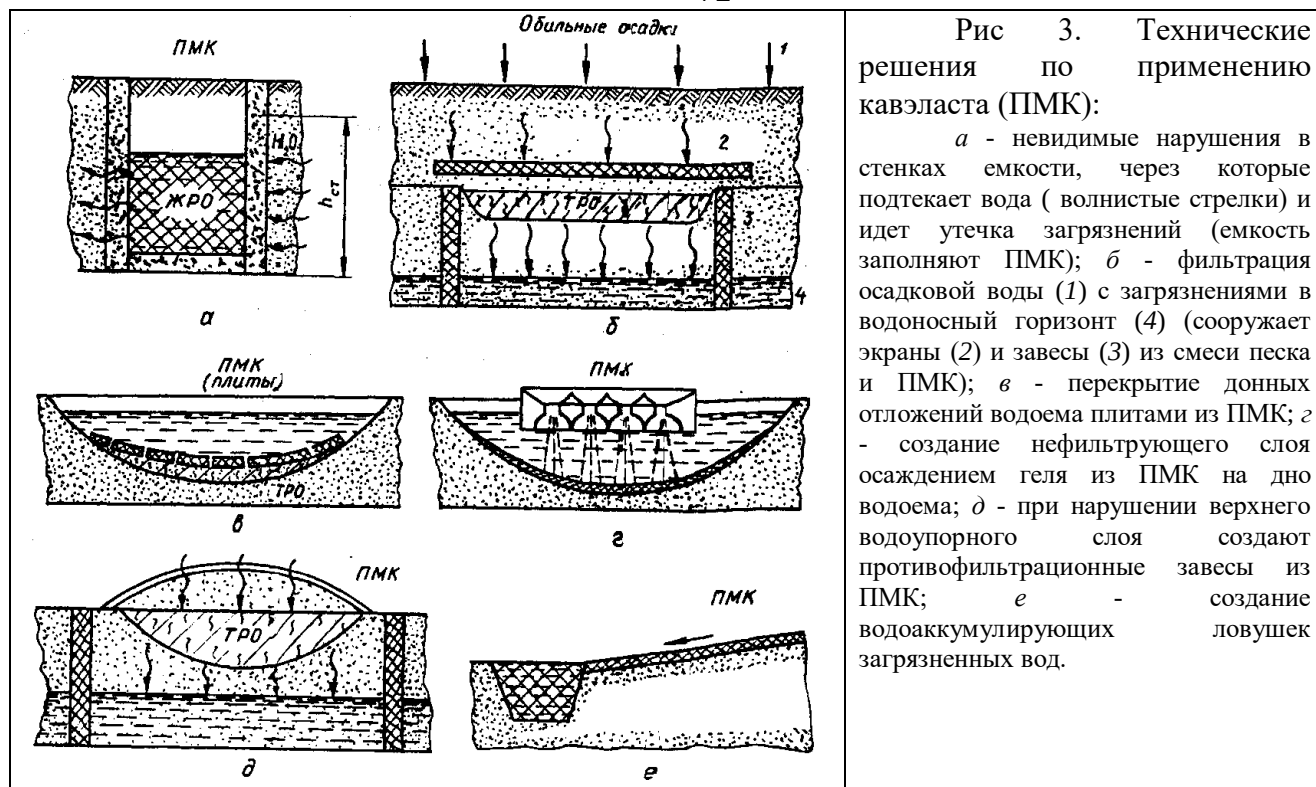


Рис. 2. Вид с передней стенки первой модели:
1 - подстилающий слой песка; 2 - окрашенные потоки воды; 3 - изоляционный слой; 4 - пригрузочный слой песка; 5 - вода питьевая

изоляционный слой толщиной 0,02 м этого же песка с добавками кавэласта 5 и 10 % навески песка и пигмента для окраски изоляционного слоя. Навеску песка перед испытаниями высушивали до постоянной массы. Изоляционный слой сверху пригружали слоем песка высотой 0,10-0,12 м, а затем заполняли водой. Высота слоя воды составляла около 0,16 м. При смачивании водой изоляционный слой приобретал более контрастную окраску за счет пигмента. В первую модель в течение 20-30 мин изоляционный слой полностью пропитался водой. Пропитку слоя и движения потоков воды можно наблюдать через переднюю стенку, выполненную из органического стекла (рис. 2). Скорость фильтрации воды через изоляционный слой составила $V_f - 0,038 \text{ л/(с·м}^2\text{)}$ (чистого песка 0.122). Причем скорость фильтрации была практически постоянной в течение двух суток.

72



Вторую модель заполняли материалами в такой же последовательности, только в изоляционный слой к песку добавляли 10 % кавэласта. В этой модели после подачи вода пропитывалась на 2-4 мм в изоляционный слой. Выдержка модели в течение 30 сут. ситуацию не поменяла. Вода через изоляционный слой не фильтровалась. Очевидно в первом случае объем пор в песке изоляционного слоя был намного больше объема расширенного кавэласта. Поэтому здесь напрашивается вывод о том, что для разной уплотненности материала необходим разный расход кавэласта.

Возможные варианты технических решений по применению кавэласта показаны на рис. 3.

Создание противofiltrационных и гидроизоляционных барьеров с использованием кавэласта нами рекомендовано к применению в условиях сооружения ПСОД [2]. Повышенные фильтрационные и низкие сорбционные свойства суглинков и тяжелых супесей из близрасположенных к намечаемым ПСОД (у с. Губин и с. Щербашинцы) вызывают необходимость перевозки автотранспортом качественных глин на расстоянии до 30 км или увеличения толщин экранов в 2-4 раза из местных грунтов.

73

В связи с этим рассмотрена возможность использования добавки кавэласта к местным материалам (пескам, супесям), что позволяет получить водонепроницаемые экраны.

Разработчиками проекта ПСОД выполнен сравнительный технико-экономический расчет применения привозных качественных глин и местных грунтов котлована под секции ПСОД) с добавкой кавэласта для создания нижнего противofiltrационного и верхнего

гидроизолирующего экранов применительно к условиям ПСОД с. Щербашинцы Киевской области.

Установлено, что при использовании кавэласта по варианту полной дезактивации с. Щербашинцы затраты на создание ПСОД уменьшаются на 915,2 тыс. руб (в ценах 1991 г.).

Применение кавэласта эффективно не только при сооружении ПСОД, но и в гидротехническом строительстве, создании мелиоративных систем, сельском хозяйстве и других отраслях народного хозяйства.

1. Журн. «Инженер». – 199. - № 10. - С. 19.

2. Техничко-экономическое обоснование комплексной дезактивации земельных участков и жилых поселков Киевской области (т. 1, кн. 1, с. 111 - 114) 1 Фонды НТЦ КОРО, архивный А-188Н).

Научно-технический центр по дезактивации и комплексному обращению с радиоактивными отходами.
Желтые Воды

Поступила 15.03.95

УДК 621.039

В. В. Вагин, Б. Г. Колтунов, Д. А. Курыло, А. Т. Косяк, Ю. Л. Изотов
ДВУХСЛОЙНЫЙ КОНТЕЙНЕР «КАМЕНЬ-БЕТОН»
ДЛЯ ХРАНЕНИЯ ТОКСИЧНЫХ МАТЕРИАЛОВ И РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

Разработана конструкция универсального контейнера для хранения токсичных и радиоактивных отходов с водородным показателем pH 2-12. В основу конструкции заложена футеровка из каменного литья, имеющая высокие показатели плотности и антикоррозионных свойств, обеспечивающих контейнеру герметичность и эксплуатационную надежность при длительных сроках хранения агрессивных материалов.

В общем объеме экологически вредных веществ, образующихся в черной, цветной, химической отраслях промышленности, атомной энергетике, непригодных для дальнейшей переработки и использования в народном хозяйстве, доля токсичных материалов и агрессивных РАО достигает 80 %.

Отходы имеют различную степень агрессивности (pH 2-12), что предъявляет особые требования к конструкции контейнера, предназначенного для их хранения.

В промышленности широко используются контейнеры различной конфигурации и емкости, выполненные из металла, бетона, полимеров или из сочетания этих материалов.

На выбор материала для изготовления контейнера влияет ряд факторов: агрессивность отходов; минимальный срок хранения; доступность исходных материалов и технологи* изготовления контейнеров; отпускная цена контейнера, приемлемая для заказчика.

При небольших сроках хранения (около 6 лет) и незначительной агрессивности отходов широко используются контейнеры, изготовленные из нелегированной стали, бетона с антикоррозионными покрытиями. При более длительных сроках хранения и, особенно, для отходов с pH 2-5 и pH 9-12 требуются материалы с более высокими физико-химическими свойствами: нержавеющая сталь; полимерные материалы; специальные бетоны,

© В. В. Вагин, Б. Г. Колтунов, Д. А. Курыло, А. Т. Косяк, Ю. Л. Изотов, 1995

74

что приводит к усложнению технологии изготовления контейнеров и увеличению их стоимости. Поэтому поиск новых, более дешевых и доступных материалов, обесценивающих контейнерам необходимые эксплуатационные свойства, является актуальной задачей.

НИИ «Черметмеханизация» совместно с Криворожским центральным рудоремонтным заводом, Запорожской АЭС, УкрГО «Радон», Днепропетровским дочерним арендным предприятием НИИСП предложена конструкция контейнера, которая, на наш взгляд, решает эту проблему.

При разработке конструкции были учтены требования, предъявляемые к контейнерам Госатомнадзором Украины и эксплуатирующими организациями:

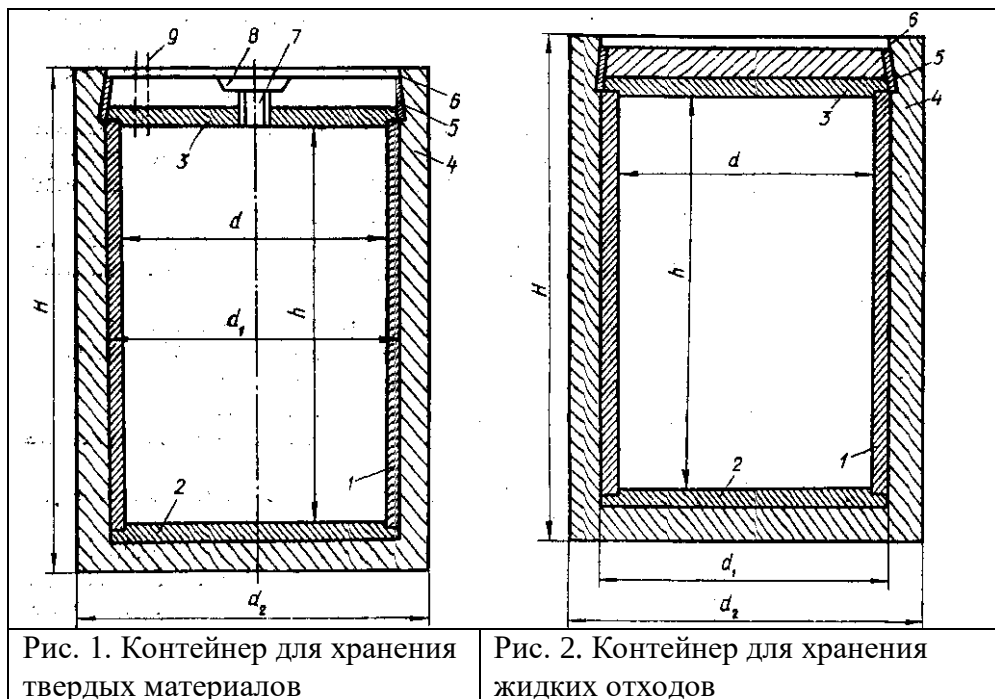
- 1) срок службы не менее 50 лет,
- 2) максимальная масса загруженного отходами контейнера 5 т;
- 3) возможность хранения токсичных материалов и РАО низкой и средней активности с водородным показателем pH 2-12;

- 4) прочностные свойства контейнера должны обеспечить:
 - а) статическую нагрузку, равную массе не менее пяти загруженных контейнеров;
 - б) динамическую нагрузку при падении загруженного контейнера с высоты 1,2 м;
 - в) герметичность при наружном или внутреннем давлении 0,03 МПа;
 - г) биологическую защиту, снижающую мощность эквивалентной дозы излучения на внешней стороне контейнера на расстоянии 1 м, заполненного РАО, до величины не более 10 мбэр/ч.

При конструировании контейнера в качестве основной защитной футеровки использовано каменное литье, изготовленное из горных базальтовых пород. Каменное литье относится к числу тех немногих материалов, которые сочетают в себе комплекс положительных эксплуатационных свойств. Высокая износостойкость, кислотостойкость, термостойкость в сочетании с хорошими диэлектрическими и достаточно высокими механическими свойствами обеспечивают каменному литью конкурентоспособность с такими материалами, как сталь, чугун, железобетонные изделия:

Показатель	Каменное литье базальтовое
Объемная масса, кг/м ³	2300-3000
Водопоглощение, %	0,13
Предел прочности при сжатии, МПа	200-500
Предел прочности при изгибе, МПа	20-50
Ударная вязкость, кДж/м ²	1,25
Модуль упругости, МПа	100-630
Коэффициент Пуассона	0,25
Термостойкость, °С	200
Теплопроводность, Вт/(м·°С), при 20 °С	152
Удельная теплоемкость, кДж/(кг·°С), при 20 °С	0,77
Температурный коэффициент линейного расширения, 10 ⁻⁷ °С ⁻¹ , в интервале 20-600 °С	83,0
Коэффициент истираемости, кг/м ²	0,47
Кислотостойкость, %	
20 %-ная HCl	97,8
H ₂ O ₄ (химически чистая)	99,7
Щелочестойкость, %, в 35 %-ной NaOH	98,6

В камнелитых изделиях образуется структура, близкая по своему минералогическому составу к базальтовым породам. Петрографические исследования базальтовых пород различных геологических залеганий показывают,



что их структура и минералогический состав, а, следовательно, и свойства, не имеют существенных изменений, несмотря на воздействие газо-водных агрессивных сред и радиоактивного излучения окружающих пород в течение длительного периода, исчисляемого тысячелетиями.

Учитывая, что показатели физико-химических и механических свойств каменного литья выше, чем у исходного сырья - базальта, требуемый 300-летний срок службы контейнеров, в течение которого происходит полураспад основной массы РАО, камнелитая футеровка может обеспечить.

Для футеровки контейнеров освоено производство крупногабаритных камнелитых элементов, не имеющих аналогов за рубежом.

Конструкция разработанных контейнеров позволяет хранить как твердые материалы (рис. 1), так и жидкие отходы (рис. 2).

На базе освоенных в производстве камнелитых элементов разработан ряд контейнеров емкостью 0,3-0,9 м³ (таблица). При необходимости по требованию заказчика этот ряд можно расширить от 0,1 до 1,2 м³.

Техническая характеристика контейнеров

$V_{\text{раб}}, \text{м}^3$	d	d_1	d_2	H	h	Масса, кг		
						каменного литья	бетона	общая
0,3	615	685	845	1245	980	294	650	972
0,4	710	780	940	1245	980	350	748	1135
0,5	804	880	1060	1270	980	445	1004	1470
0,6	899	975	1175	1290	980	514	1280	1832
0,9	1086	1170	1370	1290	980	742	1622	2395

Основой контейнера является камнелитая футеровка (см. рис. 1 и 2), состоящая из камнелитой трубы 1 толщиной 30-45 мм, образующей боковые стенки, и камнелитых дисков, защищающих дне контейнера 2 и крышку 3, а зазоры между трубой и элементами 2 и 3 заполняются антикоррозионным герметиком.

Высокие антикоррозионные свойства и плотность каменного литья обеспечивают контейнеру герметичность и постоянство эксплуатационных показателей в течение

длительного времени. Прочностные свойства и биологическая защита контейнера обеспечиваются наружным бетонным корпусом 4, армированным металлическим каркасом или металлическими, стеклокристаллическими волокнами. Для надежного крепления крышки после заполнения контейнера твердыми отходами торец крышки 5 и ответная поверхность корпуса 6 выполнены в виде обратного конуса, зазор между ними заполняется специальным бетоном или антикоррозионным составом.

Для заполнения контейнера жидкими отходами (см. рис. 2) в крышке предусмотрено отверстие 7, защищенное антикоррозионным покрытием. Для удобства заполнения жидких отходов в крышке имеется углубление в виде воронки 8. Для контроля уровня заполнения контейнера жидкими отходами установлен датчик 9. Для отходов, в которых возможно протекание процессов разложения и выделения газообразных продуктов, по требованию заказчика в крышке может быть установлен предохранительный клапан.

На Криворожском центральном рудоремонтном заводе изготовлены две партии контейнеров, которые прошли предварительные заводские испытания с учетом требований, разработанных Госатомнадзором Украины. По всем видам испытаний: получены положительные результаты

Производственные мощности Криворожского центрального рудоремонтного завода позволяют обеспечить потребность предприятий Украины в двухслойных контейнерах «камень-бетон». В настоящее время ведется подготовка к их серийному производству.

НИИ «Черметмеханизация», Днепропетровск
Киевский государственный межобластной специализированный комбинат УкрГО «Радон»
Запорожская АЭС
Криворожский центральный рудоремонтный завод
Днепропетровское дочернее арендное предприятие НИИ СП

Поступила 15.03.95

УДК 556.3:504.3.64.36

С. П. Джепо, А. С. Скальский, Д. А. Бугай,
В. В. Гудзенко, С. А. Могильный, Н. И. Проскура
**ПОЛИГОННЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ
НА УЧАСТКЕ ПУНКТА ВРЕМЕННОЙ ЛОКАЛИЗАЦИИ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ
«РЫЖИЙ ЛЕС»**

На основе полигонных экспериментальных исследований изучены гидрогеологические и геохимические условия, уровни загрязнения грунтовых вод и механизмы миграции РН на участках захоронений радиоактивных отходов в секторе 2.1 ПВЛРО «Рыжий лес». Определены в натурных условиях (in-situ) коэффициенты распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr , а также химические формы сорбированных РН. Оценены латеральные скорости миграции РН в грунтовых водах.

Цели исследований. Созданные в ходе работ по дезактивации территории, примыкающей к промплощадке ЧАЭС, ПВЛРО относятся к наиболее опасным источникам загрязнения подземных вод в Зоне отчуждения ЧАЭС. В ПВЛРО радиоактивные отходы, состоящие из загрязненного аварийными радиоактивными выпадениями почвенного слоя, лесной подстилки, древесины, строительного мусора, захоронены в траншеях, не оборудованных дополнительными инженерными изолирующими барьерами,

© С. П. Джепо, А. С. Скальский, Д. А. Бугай, В. В. Гудзенко, С. А. Могильный, Н. И. Проскура, 1995

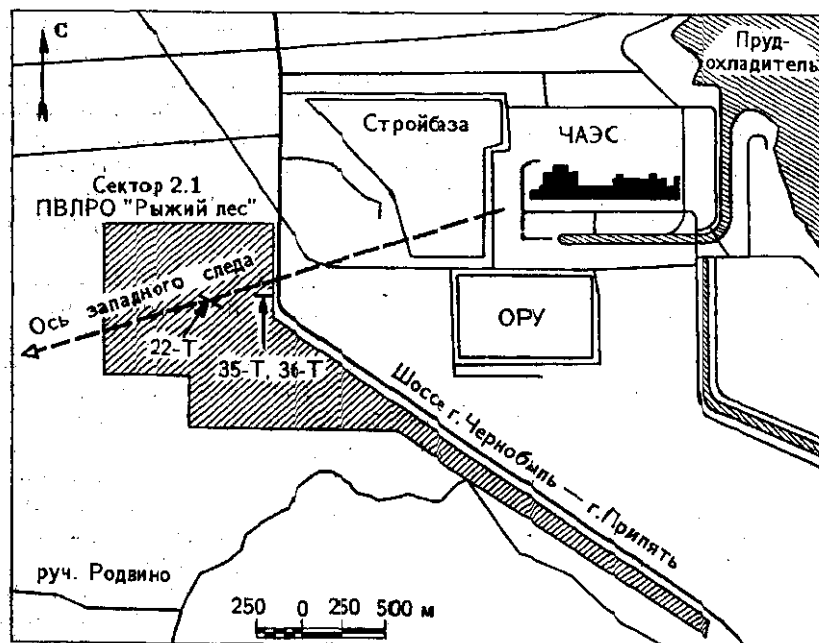


Рис. 1. План участка исследований

и(или) под насыпями («буртами») из местного песчаного грунта [1]. Загрязнение грунтовых вод РН в районе ПВЛРО отмечено с 1989 г. [2].

В настоящей работе представлены данные исследований миграции РН в грунтовых водах в секторе 2.1 ПВЛРО «Рыжий лес» (рис. 1). Ранее в 1991-1992 гг. здесь были выполнены комплексные исследования НИПИпромтехнология (НИПИПТ, Москва) и Радиового института (РИ, Санкт-Петербург), в ходе которых была осуществлена привязка к местности индивидуальных захоронений (траншей и буртов), оценены запасы РН в захоронениях, физико-химические формы радиоактивных отходов, изучено загрязнение водоносного горизонта РН (см. подробнее в [1]). Наличие указанной исходной информации создало предпосылки для проведения в секторе 2.1 целенаправленных полигонных исследований миграции РН. Цель настоящих работ состояла в том, чтобы в продолжение и развитие исследований 1991-1992 гг. охарактеризовать современные гидрогеологические и радиологические условия захоронений, а также оценить параметры, необходимые для составления прогнозов миграции РН от захоронений. К таким важнейшим миграционным параметрам, в частности, относится коэффициент распределения K_f характеризующий сорбцию (удержание) РН породами водоносного горизонта.

Основные работы были проведены в районе захоронений (траншей) Т-22 и Т-35, Т-36 (см. рис. 1). Т-22 представляет собой пример не подтопленного грунтовыми водами на протяжении 1991-1994 гг. («сухого») захоронения. Траншея имеет следующие характеристики: длина $l=70$ м, ширина $d=6$ м, глубина $h=2,5$ м. Т-35 ($l=49$ м, $d=7$ м, $h=2,5$ м) и Т-36 ($l=70$ м, $d=8$ м, $h=1,8$ м) относятся к группе захоронений, подтопленных в паводковые периоды 1991-1992 гг. Т-35 в период проведения пробоотбора (осень 1994 г.) не была подтоплена, однако расстояние от УГВ до дна траншеи было минимальным (20-30 см). Т-36 была подтоплена и на момент пробоотбора в 1994 г. Активность захороненных в траншеях РАО составляет: по ^{137}Cs и ^{90}Sr порядка $n \cdot 10^5 \div n \cdot 10^6$ (г Бк/кг, по сумме изотопов ^{239}Pu и ^{240}Pu $n \cdot 10^3 \div n \cdot 10^4$ Бк/кг.

Ситуационная характеристика и гидрогеологические условия ПВЛГО «Рыжий лес» подробно охарактеризованы в работе [1]. Поток грунтовых вод на участке

исследования ориентирован на север - северо-восток. Градиенты напора грунтовых вод оцениваются в интервале $1-4 \cdot 10^{-3}$

Методы исследований. Пробы воды и грунта отбирались из скважин, пробуренных ручным буром, по методике, описанной в работах [3, 4]. Для предотвращения загрязнения забоя скважины РН с поверхности почвы применялась обсадка скважин по мере их проходки металлическими трубами диаметром 150-200 мм. Сеть точек пробоотбора и наблюдательных

скважин закладывались с таким расчетом, чтобы проследить латеральную миграцию РН от траншей. При бурении скважин, как правило, проводился поинтервальный отбор проб грунта по глубине зоны аэрации, а также проб грунта и воды из водоносного горизонта, чтобы охарактеризовать вертикальную миграцию РН по почвенному профилю.

Радиоспектрометрические измерения проводились следующим образом. Подкисленные HCl до значений pH 1-2 (непосредственно после отбора для стабилизации) пробы воды пропускались через колонки, заполненные смесью ионообменных смол КУ-2-8 и АВ-17, взятых в отношении 6:1. Смолы тщательно высушивались, запаковывались в специальный контейнер и направлялись на измерение. В ряде случаев высокие активности ^{90}Sr в исследуемых водах не требовали предварительного концентрирования на смолах. Пробы объемом 1-40 см³ в зависимости от активности выпаривались под лампой на фильтре досуха. Измерения концентрации ^{90}Sr в твердых пробах (грунт, сорбенты, фильтры) проводились по жесткой компоненте β -излучения ^{90}Y на селективном радиометре РУБ-91 производства фирмы «Adanfo (Минск, Беларусь). Измерения концентраций γ -излучателей проводились на γ -спектрометрической установке в следующем составе: анализатор импульсов АИ-1024-95 м (с БНВ-30П и БНН-168П) устройство спектрометрическое УИ-36; предусилитель ПУ-Г-1К2; детектор ДГДК-80Б-3; ПЭВМ ЕС-1841. В ряде случаев концентрации ^{137}Cs оказывались столь высокими, что допускали измерения без предварительного обогащения в стаканах емкостью 500 см³. Погрешности измерений ^{90}Sr колебались от единиц до первых десятков процентов, ^{137}Cs - на половину порядка выше.

Методы гидрохимических исследований идентичны описанным в работе [3].

Результаты исследований. Радиоактивное загрязнение грунтовых вод. Данные о загрязнении грунтового водоносного горизонта ^{90}S и ^{137}Cs представлены в табл. 1.

Таблица 1. Содержание РН в грунтовых водах на участке ПВЛРО «Рыжий лес»

Точка отбора	Дата (1994 г.)	Глубина, м	Расстояние от оси траншеи по потоку ¹ , м	УГВ, м	Активность, Бк/л	
					¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Т-22						
1/22	Июнь	3,2-3,7	0	3,2	4,9	56 000
2/22	- « -	3,3-3,7	0	3,3	1,1	77 000
2/22	- « -	4,5-4,8	0	3,3	0,7	37 000
3/22	- « -	3,1-3,5	0	3,1	3,4	19 000
4/22	- « -	3-3,5	9	3	Нпо ²	770
5/22	- « -	33,3	18,5	3	0,8	180
6/22	- « -	3-3,3	27,5	3	0,9	510
7/22	Август	2-2,3	-22,5	2	0,2	510
8/22	- « -	2,2-2,5	-27	2,2	0,4	200
9/22	- « -	3,3-3,6	8,5	3,3	14	340
10/22	- « -	3,5-3,8	17,5	3,5	Нпо	250
11/22	- « -	3,3-3,6	27	3,3	0,25	12 000
12/22	Ноябрь	4-4,5	0	3.4	6,2	5800
18/22	- « -	5,6-5,9	10,5	3,2	<5	210

Точка отбора	Дата (1994 г.)	Глубина, м	Расстояние от оси траншеи по потоку ¹ , м	УГВ, м	Активность, Бк/л	
					¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Т-35						
1/35	Сентябрь	2,4-2,7	0	2,7	33	76 000
2/35	- « -	2,4-2,7	-13	2,4	0,7	15 000
3/35	- « -	2,4-2,7	10	2,4	63	36 000
4/35	Октябрь	2,6-3,2	5	2,6	7,2	90 000
3/35	- « -	2,6-3,2	6,5	2,6	5	120 000
Т-36						
1/36	Сентябрь	1,1-4	0	1,1	17	610
2/36	- « -	2-2,3	0	2	10	36 000
3/36	- « -	1,5-1,8	0	1,5	69	10 000

¹ Положительное направление отсчета - вниз по потоку грунтовых вод

² Ниже предела обнаружения

Концентрации ⁹⁰Sr в грунтовой воде под «сухой» Т-22 составляют от 19 000 до 77 000 Бк/л. Аналогичные уровни загрязнения грунтовых вод ⁹⁰Sr отмечаются под Т-35 и в теле Т-36: от 10 000 до 76 000 Бк/л. Исключение составляет скважина 1/36, где концентрация ⁹⁰Sr была на два порядка ниже.

На периферии Т-22 концентрации ⁹⁰Sr составляли, как правило, несколько сотен Бк/л. На периферии периодически подтапливаемой Т-35 повсеместно отмечаются концентрации в грунтовых водах порядка десятков тысяч Бк/л (т. е. такого же порядка, как и под траншеей).

Вертикальное распределение ⁹⁰Sr в грунтовых водах по глубине водоносного горизонта под захоронениями исследовано на участке Т-22 (скважина 2/22). При заглублении на 1 м ниже зеркала грунтовых вод активности ⁹⁰Sr в растворе уменьшаются приблизительно вдвое: от 77 000 до 37 000 Бк/л. Для периферии Т-22 вертикальное распределение ⁹⁰Sr в грунтовых водах может быть охарактеризовано по расположенным рядом скважинам 4/22 (глубина отбора 3,4 м) и скважине 18/22 (глубина отбора 5,6 м). С углублением на 2,2 м в толщу водоносного горизонта загрязнение грунтовых вод ⁹⁰Sr падает более чем в 3 раза (от 770 Бк/л до 210 Бк/л).

Максимальные концентрации ¹³⁷Cs в грунтовых водах отмечены под Т-35 и в теле подтопленной Т-36 (от 10 до 69 Бк/л). Под «сухой» Т-22 и на периферии захоронений концентрации ¹³⁷Cs изменяются от десятых долей до единиц Бк/л.

По данным единичных определений, выполненных в лаборатории Украинского научного центра радиационной медицины, концентрации изотопов плутония в грунтовых водах под Т-35 составляют: для ²³⁸Pu 0,2-0,3 Бк/л, для суммы изотопов ²³⁹Pu и ²⁴⁰Pu 0,4-0,6 Бк/л.

Механизмы, загрязнения грунтовых вод радионуклидами. В пределах исследованных участков нами выявлено два основных типа источников загрязнения грунтовых вод РН:

- 1) РАО, захороненные в траншеях (древесина, подстилка, почва);
- 2) не затронутый дезактивационными работами слой загрязненной почвы мощностью от нескольких единиц до нескольких десятков сантиметров, перекрытый впоследствии слоем насыпного песка мощностью до 0,5 м. Этот вывод согласуется с данными выполненных ранее работ НИПИПТ. На рис. 2 схематически представлены характерные литологические колонки для Т-22 и Т-35 и периферийных участков, а также вертикальные распределения РН по почвенному профилю.

Вертикальная миграция мобильных (водорастворимых, обменных) химических форм РН из тела Т-22 привела к загрязнению пород зоны аэрации и водоносного горизонта под траншеей до уровней порядка $n \cdot 10000$ Бк/кг по ⁹⁰Sr, $n \cdot 100 \div n \cdot 1000$ Бк/кг по ¹³⁷Cs (рис. 2, а). (В теле захоронения активность РАО по ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs составляет порядка $n \cdot 10^5$ Бк/кг.).

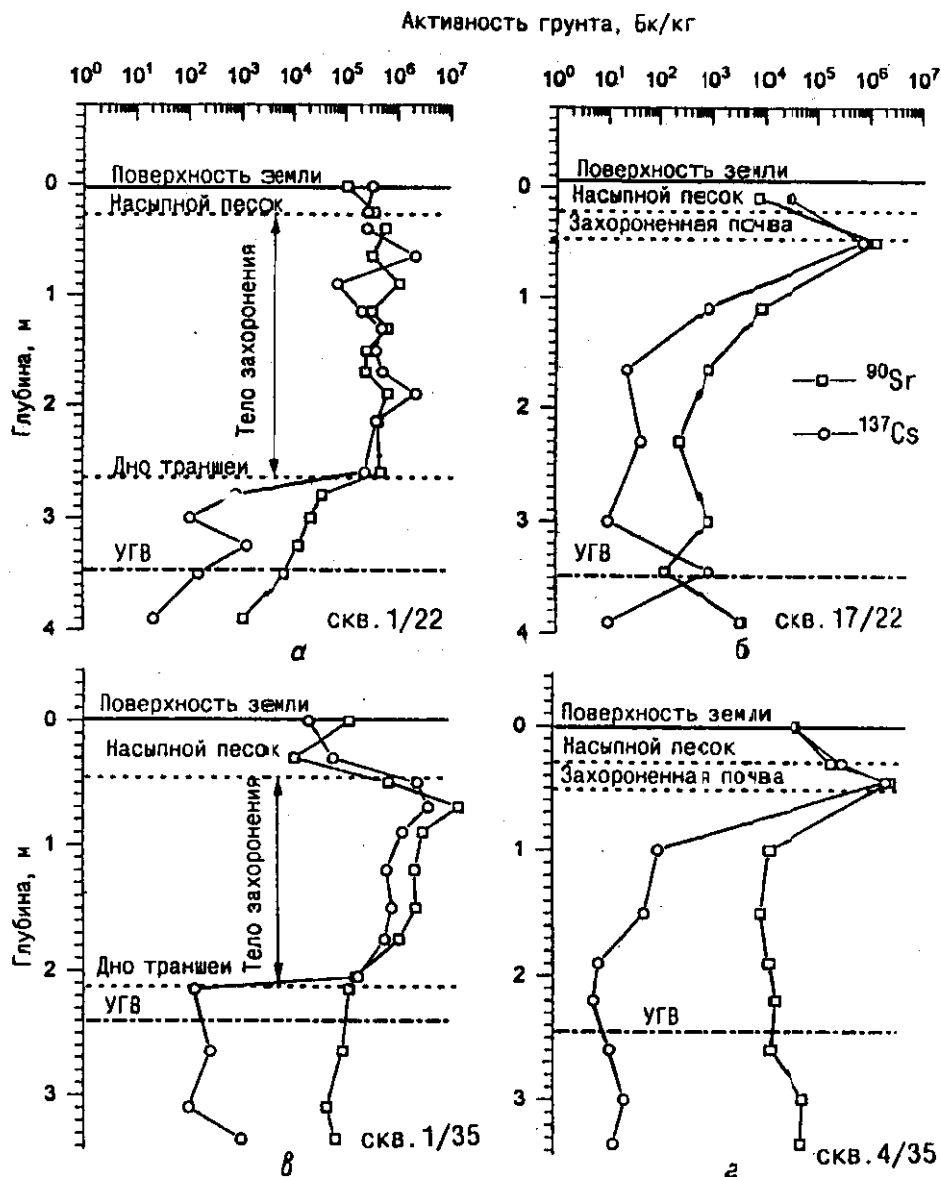


Рис. 2. Распределение РН по глубине почвенной колонки

На периферии захоронения загрязнение водоносного горизонта обусловлено двумя факторами: вертикальной миграцией через зону аэрации и латеральной миграцией РН, поступающих в грунтовые воды через относительно маломощный слой ненасыщенных пород между дном траншеи и зеркалом грунтовых вод. Именно вертикальная миграция привела к повсеместному загрязнению грунтовых вод на периферии Т-22 до уровней порядка $n \cdot 100$ Бк/л (глубина до УГВ составляет здесь 3-3,5 м). Об этом свидетельствуют концентрации в скважинах 7/22 и 8/22, расположенных выше по потоку грунтовых вод по отношению к траншее (см. табл. 1), а также распределение в зоне аэрации. На указанный «фон» (обусловленный вертикальной миграцией через зону аэрации на периферии траншеи) накладывается ореол загрязнения, сформированный латеральной миграцией от траншеи, прослеживающийся по загрязнению пород водоносного

81

горизонта ^{90}Sr до величин порядка $n \cdot 1000$ Бк/кг (рис 2, б) На участке Т-35 также «работают» оба механизма загрязнения водоносного горизонта. Более интенсивному загрязнению грунтовых вод здесь способствует как периодическое подтопление тел захоронений, так и меньшая мощность зоны аэрации (2-2,5 м) по сравнению с участком Т-22. «Фоновые» уровни загрязнения пород водоносного горизонта ^{90}Sr составляют здесь порядка $n \cdot 1000$ Бк/кг. Латеральная миграция здесь также, вероятно, является доминирующим механизмом

загрязнения грунтовых вод, обуславливающим загрязнение пород водоносного горизонта ^{90}Sr до значения на порядок больших, чем в результате вертикальной миграции (рис 2, в, г).

Наличие упомянутых выше двух типов источников загрязнения грунтовых вод приводит к тому, что «отследить» и «разделить» ореолы миграции становится возможным только на основе весьма детального отбора проб как по горизонтали (в направлении потока грунтовых вод), так и по вертикали (по глубине зоны аэрации и водоносного горизонта). Это делает исследования очень трудоемкими и усложняет интерпретацию полученных результатов.

Параметры сорбции радионуклидов грунтами. Покровные отложения на участке ПВЛРО «Рыжий лес» представлены верхнечетвертичными однородными мелко-, среднезернистыми аллювиальными песками. Характерный гранулометрический состав грунта имеет следующий вид: фракция более 0,5 мм - $4,6 \pm 2$ %, 0,25 - 0,5 мм - 26 ± 2 %, ОД - 0,25 мм - 47 ± 5 %, 0,1-0,05 мм - 21 ± 3 %, 0,05-0,01 мм - $0,8 \pm 0,4$ %, менее 0,01 мм, как правило, не более 1-2 % (приведены средние значения плюс-минус стандартные отклонения по 20 пробам грунта; песчаная фракция анализировалась ситовым методом, глинистая - седиментационным методом). Пески состоят преимущественно из кварца (84-89 %), а также полевого шпата (11-16 %). Отдельные прослои часто имеют желто-рыжую окраску вследствие ожелезнения. Акцессорные минералы представлены турмалином, ильменитом, корундом (по данным минералогического исследования под бинокляром).

Химический состав грунтовых вод следующий (мг/л): Na^+ - $0,5 \div 1,2$; K^+ - $2 \div 8,1$; Ca^{2+} - $5 \div 19$; Mg^{2+} - $15 \div 4,3$; Fe^{2+} - $0,1 \div 0,4$; Fe^{3+} - $0,1 \div 0,3$; NH_4^+ - $0,3 \div 0,5$; Cl^- - $23 \div 43$; SO_4^{2-} - $13,2 \div 45,3$; NO_3^- - $0,8 \div 19$; NO_2^- - $0 \div 0,01$; HCO_3^- - $2,4 \div 7,9$, суммарная минерализация - $36 \div 101$. Отметим низкие значения pH грунтовых вод, составляющие 4,4-5,4. Такие значения pH могут быть следствием процессов разложения контактирующих с подземными водами органических веществ в захоронениях. Высокие концентрации органических веществ в подземных водах фиксируются по данным исследований проб воды спектрофлуориметрическим методом: на участке Т-22 - 12 мг/л, под Т-35 - 14 мг/л, под Т-36 - 92 мг/л. Следует отметить, что пробы грунтовых вод отобранные из Т-35 и Т-36, имеют характерную темно-коричневую окраску, пенятся при взбалтывании, что является косвенным признаком высокого содержания органики.

На основе параллельных определений активности поровых растворов и активности водонасыщенных пород нами оценены в натурных условиях in-situ сорбционные свойства пород водоносного горизонта по отношению к ^{137}Cs и ^{90}Sr . Методика была опробована нами ранее при исследованиях в зоне пруда-охладителя и Красненского старика [4]. Коэффициент распределения K_d (л/кг) рассчитывался по формуле

$$K_d = \frac{C_{\text{т}} \rho - C_{\text{ж}} W_1}{C_{\text{ж}} \rho},$$

где W_1 - весовая влажность водовмещающей породы (доли); $C_{\text{т}}$ и $C_{\text{ж}}$ - соответственно удельная и объемная активности твердой фазы (грунт) и грунтовой воды, Бк/кг и Бк/л; ρ - плотность скелета грунта, кг/дм³. Подробнее описание методики приведено в работе [4].

Оценки коэффициентов распределения для песчаных грунтов на участке ПВЛРО «Рыжий лес» представлены в табл. 2.

Таблица 2. Оценки коэффициентов распределения РН по данным исследования in-situ миграционных процессов на участке ПВЛРО «Рыжий лес»

Точка отбора	Дата (1994 г)	Глубина, м	Активность грунта, Бк/кг		Активность воды, Бк/л		K_d , л/кг	
			^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
1/35	Сентябрь	2,7-3	68 000	180	76 700	33	0,8	53
4/35	Октябрь	2,9-3,2	58 500	184	90 000	7,2	0,5	2,4
12/22	Ноябрь	4-4,5	12 150	25,5	5850	6,25	2	4

Обращают на себя внимание крайне низкие значения коэффициентов распределения как для ^{90}Sr так и для ^{137}Cs . По-видимому, это обусловлено, с одной стороны, низким содержанием глинистой фракции, с другой - специфической гидрогеохимической обстановкой на участках захоронений.

В табл. 3 представлены результаты определения физико-химических форм сорбции ^{90}Sr песчаными грунтами водоносного горизонта.

Таблица 3. Формы нахождения ^{90}Sr при сорбции породами водоносного горизонта на участке ПВЛРО «Рыжий лес»

Точка отбора	Дата (1994 г.)	Глубина, м	Обменная сорбция, %	Необменная сорбция, %	Твердый остаток, %	Сумма выщелатов, Бк/кг
7/22	Август	2,0	97,1	2,9	Нпо	874
10/22	«	34	96,7	32	Нпо	1137

Исследования выполнены методом последовательных вытяжек из проб грунта [5]. В качестве экстрагирующего раствора при идентификации обменных форм использовался 1N раствор ацетата аммония при отношении твердое:жидкое (Т:Ж)=1:8. Необменно сорбированные (связанные с полуторными окислами железа) формы ^{90}Sr экстрагировались 6N раствором соляной кислоты при Т:Ж=1:5 (с подогревом). Результаты исследований показывают, что ^{90}Sr сорбирован преимущественно по ионообменному механизму, что в сочетании с низкими коэффициентами распределения создает предпосылки для интенсивной миграции этого РН в грунтовых водах.

Полученные значения коэффициентов распределения позволяют приближенно оценить латеральные скорости миграции ^{90}Sr в грунтовых водах. Воспользуемся известной зависимостью

$$V_p = \frac{V_\phi}{n + \rho K_d}, V_\phi = K_\phi i,$$

где V_p - скорость миграции РН, м/сут; V_ϕ - скорость фильтрации грунтовых вод (удельный расход или скорость Дарси), м/сут, n - пористость; K_ϕ - коэффициент фильтрации, м/сут; i - градиент напора грунтовых вод, остальные обозначения совпадают с введенными ранее. Исходя из предпосылки «реалистичного консерватизма» примем следующие значения для перечисленных выше параметров: $K_d=0,5$ л/кг, $\rho=185$ кг/дм³, $n=0,3$, $i=2 \cdot 10^{-3}$, $K_\phi=10$ м/сут (помимо данных авторов использованы оценки НИПИПТ, РИ, а также данные проектно-изыскательских работ на участке промплощадки ЧАЭС). В результате получаем $V^{90}\text{Sr} \approx 6$ м/год. Еще раз отметим, что последнее значение может рассматриваться как «реалистичная» оценка сверху.

Выводы. 1. В секторе 2.1 ПВЛРО «Рыжий лес» протекают интенсивные процессы миграции РН (в первую очередь ^{90}Sr) в грунтовые воды. На участках подтопленных траншей существенное развитие получили процессы латеральной миграции ^{90}Sr в водоносном горизонте.

Концентрации РН в грунтовых водах летом-осенью 1994 г. по данным опробования при бурении специальных скважин ручным буром составили: ^{90}Sr - до 120 000 Бк/л; ^{137}Cs - до 69 Бк/л; $^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$ - до 0,6 Бк/л.

2. Радионуклиды поступают в грунтовые воды из двух источников; РАО, захороненные в траншеях; не затронутый дезактивационными работами слой загрязненной почвы, перекрытый впоследствии слоем насыпного песка. Указанный факт затрудняет отслеживание ореолов миграции РН в геологической среде и должен быть учтен при планировании дальнейших полигонных исследований.

3. Вследствие контакта грунтовых вод с захороненными материалами на участке исследований сложилась специфическая гидрогеохимическая обстановка, характеризующаяся относительно низкими значениями рН 4,4-5,4 и высоким содержанием органических веществ (до 92 мг/л) в грунтовой воде.

4. По данным определений *in-situ* установлены крайне низкие коэффициенты распределения РН при сорбции породами водоносного горизонта, составляющие для ^{90}Sr 0,5-2 мл/г, для ^{137}Cs 2,4-5 мл/г. ^{90}Sr сорбирован грунтами водоносных горизонтов преимущественно по ионообменному механизму (на 96-97 %), что в сочетании с низкими значениями K_d создает предпосылки для интенсивной миграции РН в подземных водах.

Предполагается использовать полученную информацию для планирования дальнейших полигонных исследований, конечной целью которых является осуществление количественных прогнозов миграции РН от захоронений и оценка риска от миграции.

1. Джепко С. П., Скальский А. С., Бугай Д. А., и др. Воздействие на гидрогеологическую среду основных захоронений радиоактивных отходов в ближней зоне ЧАЭС // Геологич. журн. - 1994. - Вып. 4/6. - С. 100-108.

2. Афонин С. В., Васильченко Д. Л., Иванов О. П. и др. Проблемы радиационного контроля и защиты водных объектов 30-км зоны вокруг ЧАЭС // Докл. 3-го Всесоюз. науч.-техн. совет, по итогам Ликвидации последствий аварии на Чернобыл. АЭС / Зеленый Мыс, 1992 г. НПО «Припять», 1991 - Т. 1. Ч. 1. - С. 221-230.

3. Джепко С. Я., Бугай Д. А., Гудзенко В. В. и др. К вопросу о методике радиологического опробования подземных вод в Зоне отчуждения ЧАЭС // Проблемы Чернобыльской Зоны відчуження. - 1994. - Вып. 1. - С. 87-92.

4. Гудзенко В. В., Джепко С. П., Бугай Д. А., Скальский А. С. К определению коэффициентов распределения радионуклидов в системе вода - скелет породы // Там же. - С. 93-96.

5. Бавовникова Ц. И., Вирченко Е. П., Коноплев А. В. и др. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии на ЧАЭС // Почвоведение. - 1990. - № 10. - С. 20-25.

Институт геологических наук НАН Украины, Киев
Администрация Зоны отчуждения, Чернобыль
Поступила 15.03.95

УДК 621.039.58

В. П. Бадовский, Л. В. Дубар, С. В. Шевченко
**О ПРОБЛЕМЕ ЯДЕРНОЙ ОПАСНОСТИ ТОПЛИВОСОДЕРЖАЩИХ МАТЕРИАЛОВ ПРИ
ПРЕОБРАЗОВАНИИ ОБЪЕКТА «УКРЫТИЕ»**

Рассмотрена проблема ядерной опасности скоплений ТСМ объекта «Укрытие». Применяется консервативный подход, который, в частности, был разработан с учетом консервативных оценок распределения топлива в ТСМ объекта и погрешностей экспериментальных методов измерения $K_{эфф}$. Предложена версия сценария развития аварии на IV энергоблоке ЧАЭС, согласно которой значительная часть топлива находится в подреакторном помещении, образуя ТСМ с средней концентрацией топлива, превышающей 25 %.

Проблеме ядерной опасности ТСМ, находящихся в объекте «Укрытие», посвящено большое число работ, например [1, 2, 4]. Тем не менее, до настоящего времени она не стала ни менее актуальной, ни существенно более ясной. Во многом, с одной стороны, такая ситуация определяется недостаточностью и противоречивостью данных измерений интегральных (по отдельным скоплениям) и дифференциальных значений

© В. П. Бадовский, Л. В. Дубар, С. В. Шевченко 1995

84

содержания топлива в ТСМ, а с другой - остается до конца невыясненным вопрос - каким образом (если считать достоверными данные теплотрии [1]) большая часть топлива оказалась на нижних отметках блока, в то время как большая часть графитной кладки была выброшена вверх, за пределы шахты реактора. В последнем случае, как можно предположить, многое объясняется тем, что в публикациях, где рассматривается активная стадия аварии на IV энергоблоке, главное внимание уделяется энергетике процесса и в недостаточной степени учитываются проблема рабочего тела, проблема динамики передачи ему выделяющейся энергии в процессе разрушения реактора (в частности, передачи тепловой энергии, запасенной в графите кладки активной зоны), конструктивные особенности реактора

В данной статье при оценке ядерной опасности скоплений ТСМ объекта «Укрытие» применяются консервативные оценки распределения топлива в ТСМ объекта и критический анализ погрешностей экспериментальных методов измерения $K_{эфф}$.

Распределение топлива на нижних отметках и возможный сценарий его формирования. Экспертные оценки массы топлива, находящегося на объекте «Укрытие», получены с применением нескольких методов, из которых отметим три основных:

путем вычитания из общей массы топлива (205 т) количества топлива, выброшенного за пределы блока, которое, в свою очередь, оценивалось по результатам измерений активности выброса с учетом экспериментальных данных о коэффициенте выхода летучих продуктов деления;

по результатам измерений тепловых потоков на поверхностях помещений, содержащих ТСМ, и оценки конвективного, излучательного и т. д. теплосъема;

путем применения так называемого «визуального метода», т. е. на основании данных визуальных наблюдений геометрических размеров (объемов) скоплений ТСМ и экспериментальных данных о плотности ТСМ и содержании в них топлива.

Любой из указанных методов (в меньшей степени это касается теплотрии) является, вообще говоря, косвенным и даже при работе в «нормальных условиях» имеет многочисленные источники погрешностей, величина которых также трудно поддается оценке.

Отметим, что при этом проблема оценки ядерной опасности некоторого компактного скопления ТСМ не сводится только к задаче оценки количества находящегося в нем топлива. Необходимы также данные о его содержании (концентрации), элементном составе вмещающих материалов, в том числе поглотителей нейтронов, данные о геометрии скопления, о свойствах отражателя и т. д. И эти данные, существующие на сегодняшний день, в большинстве случаев не могут быть признаны полными и достоверными.

Тем не менее, в настоящее время чаще всего считается, что проблемы образования условий для возникновения самоподдерживающейся цепной реакции (СЦР) в ТСМ объекта «Укрытие» практически не существует.

Например, в меморандуме международного симпозиума «Безопасность Укрытия-94» утверждается (п. 12): «Глубокая подкритичность обнаруженных и доступных для исследований топливосодержащих материалов не вызывает сомнений».

Данное утверждение представляется несколько нелогичным, поскольку в том же документе несколькими строками выше говорится (п. 1.1): «... в целом интегральные и дифференциальные (по отдельным обнаруженным скоплениям) оценки количества топлива в пределах погрешности их определения не согласуются», т. е. фактически признается факт отсутствия надежных данных хотя бы о количестве топлива, не говоря уже о более подробной информации о ядерно-физических параметрах ТСМ. Далее в тексте сказано: «... это свидетельствует о том, что местонахождение части топлива достоверно не установлено».

85

Такой вывод едва ли полностью правилен - проблема состоит именно в том, что не согласуются оценки для конкретных, «обнаруженных и доступных» скоплений ТСМ, что в очень малой степени относится к проблеме определения местонахождения необнаруженной части топлива.

Не согласуются в том числе оценки суммарного количества топлива на нижних отметках объекта: 35-45 т («вариант Чечерова») и - 135 т (вариант ТОЯБ [1]) [7]. Расхождение оценок слишком велико, даже для условий объекта.

Первая величина получена по данным визуальной оценки объема ЛТСМ (~200 м³), данным измерений средней плотности ЛТСМ и содержания в них топлива (~2 г/см³ и ~7-10 % соответственно), вторая - с применением теплотрического метода и расчетных данных о величине остаточного тепловыделения в топливе. При этом оценка объемов ЛТСМ с привлечением тех же данных о плотности лавы и концентрации топлива дает значение ~590 м³. Расхождение в оценках объемов объясняется тем, что часть ЛТСМ находится в проломах, прожогах, залита бетоном и т. д. и поэтому не учитывается при визуальной оценке.

Неопределенность визуального метода действительно велика, но, по всей вероятности, не настолько, чтобы объяснить разницу в оценках.

Вместе с тем теплотрические измерения количества топлива более «прямые» и поэтому более надежны.

Разумно предположить, что согласовать оценки количества топлива (более надежные при теплотметрии) и объемов (вполне надежные при визуальном определении) наиболее последовательно можно только в одном случае - если предположить, что средние значения концентрации топлива в ЛТСМ в 2-3 раза превышают указанные значения, полученные чаще всего при поверхностном и периферийном пробоотборе.

Такое предположение имеет физическое обоснование. В самом деле, топливо, не образовавшее эвтектику с Zr и Nb, другие соединения, т. е. большая его часть, имеет плотность, в ~5 раз превышающую плотность силикатной матрицы, и в процессе образования и растекания расплава должно стратифицироваться по глубине, даже при условии первоначального перемешивания лавы.

Распространение ЛТСМ также, по всей вероятности, происходило путем сдвижки верхних, обедненных топливом слоев.

Консервативный подход к оценке возможных сценариев развития аварии, по нашему мнению, заставляет выбрать вариант, при котором большая часть топлива находится в помещениях нижних отметок блока, а на активной стадии развития аварии произошел избирательный выброс за пределы шахты реактора графитовой кладки и относительно малого количества топлива. Одна из версий, в основных чертах согласующаяся с данными наблюдений и энергетических оценок (например, приведенных в [2], вероятно могла бы быть следующей.

Примерно в 1 ч 23 мин 30-40 с в результате разгона реактора произошел перегрев ТВЭЛов, что привело к возникновению пульсаций давления вплоть до величин, достаточных для периодического запираания обратных клапанов главных циркуляционных насосов (ГЦН) и периодического осушения технологических каналов. Таким образом, в течение нескольких секунд технологические каналы (ТК), тепловыделяющие кассеты (ТВК), тепловыделяющие сборки (ТВС) и отдельные ТВЭЛы подвергались запроектным термо- и вибронагрузкам, в результате чего примерно в 1 ч 23 мин 48-49 с несколько ТК были разорваны.

Следствием повышения давления в реакторном пространстве стал отрыв схемы «Е» («первый взрыв») и соответственно обрыв остальных каналов реактора. При этом значительная часть технологических каналов была оторвана в нижней части (о чем свидетельствует наличие таких ТК на схеме «Е» после аварии), в результате чего теплоноситель стал поступать непосредственно в реакторное пространство (РП), минуя ТК, что привело к практически полному осушению всех ТК, как следствие, резкому снижению теплосъема в них, высвобождению положительной реактивности и разгону реактора [2], дальнейшему перегреву ТВК.

86

Конструкция ТВК такова, что обрыв несущей трубы (стержня) в любом месте ведет к падению ТВС (ТВЭЛов), что, вероятно, и произошло в большинстве технологических каналов. Кроме того, некоторое количество топлива оказалось в нижней части активной зоны (АЗ) (возможно, и в трубах нижних паровых коммуникаций) при разрушении отдельных ТВЭЛов.

Возможно, в результате взаимодействия пароводяной смеси с графитной кладкой в последней образовались градиенты давления, что привело к разрыхлению кладки и относительному смещению графитных блоков и также стальных блоков защиты кладки.

Как доказали расчеты НИИМБПП [3], при массовом обрыве ТК схема «Е» начинает движение вверх, но на определенной высоте это движение прекращается, и после срабатывания давления в РП схема опускается вниз. По всей вероятности, так происходило и на самом деле («третий взрыв»). Очевидно, что при спускании схемы «Е», на разрыхленную кладку графитные блоки подверглись запроектным нагрузкам и (по крайней мере в верхней части) разрушились. При втором подъеме схемы «Е» осколки графита затампонировали щели и другие неплотности объема, в результате чего схема «Е» прошла 3 м и еще до «второго (последнего) взрыва». При разрыхлении кладки и разрушении блоков практически мгновенно была в несколько раз увеличена поверхность взаимодействия пароводяной смеси с нагретым до ~400 °С графитом и соответственно созданы условия для парового взрыва. В результате перемещений схема «Е» ТВК и места крепления ТВК в ТК также подвергались

значительным силовым нагрузкам, что привело к дополнительному обрыву и опусканию ТВК, ТВС, отдельных ТВЭЛов в нижнюю часть РП.

Вполне вероятно, тем не менее, что при подъеме вверх схема «Е» «разгружала» каналы системы управления зоной, которые подвергались значительно меньшим тепловым и механическим нагрузкам и поэтому оставались закрепленными на ней, т. е. в нижней части АЗ образовалась область, в которой, с одной стороны, практически отсутствовал поглотитель, с другой - оказалась большая часть топлива, причем часть топлива смешалась с парогазовой смесью.

Не исключено, что в результате всех этих перемещений в нижней части АЗ образовалась критическая композиция (композиции?) с возникновением и развитием СЦР на мгновенных нейтронах в условиях: инерционного удержания композиции в объеме схемы «Е» - схемы «Л» - схемы «ОР».

В результате прошедших физических процессов в образовавшуюся парогазовую смесь была перекачана энергия, достаточная, чтобы она произвела работу по избирательному выбросу графита и части топлива из шахты и сдвигу схемы «ОР» в послеаварийное положение. Выброшенная из РП масса из элементов графитной кладки, частей ТВЭЛов, диспергированного топлива имела одновременно высокую температуру и большую поверхность соприкосновения с парогазовоздушной смесью в центральном зале. В результате быстрого нагрева смеси, по всей вероятности, произошел объемный взрыв, приведший к разрушению блока («второй взрыв», 1 ч 23 мин 50-54 с).

Паровой взрыв с выбросом АЗ РБМК после отрыва схемы «Е» и при поступлении воды в РП возможен и без катастрофического разгона реактора, но в аварии на ЧАЭС, по всей вероятности, был существенный вклад «ядерного компонента», поскольку для сминания несущей металлоконструкции и сдвига схемы «ОР» в послеаварийное положение необходим большой и короткий импульс, тогда как время передачи энергии в системе графит-парогазовая смесь относительно большое.

Оставаясь в рамках предложенной версии развития активной стадии аварии (схема «Е» в момент «второго» взрыва значительно выше штатного положения, графитная кладка разрыхлена, графитные блоки частично, а графитные кольца практически полностью разрушены, ТК снаружи охлаждаются парогазовой смесью и поэтому сохраняют прочностные характеристики), можно предположить, что основная масса топлива, находившегося в ТК, которые были оборваны в верхней части (вероятно, большая часть ТК), осталась в шахте реактора. В дальнейшем к нему добавилось топливо, которое

87

«страхнула с себя» схема «Е» в результате удара при падении. Весьма вероятно, что это топливо оказалось на юго-восточном квадранте (ЮВ-квадранте) схемы «ОР».

При подъеме схемы «Е» и «разгрузке» системы управления зоной (СУЗ) нельзя исключить как неоднородностей в решетке упавших ТЕК и концентрации топлива в парогазовой смеси (т. е. и неоднородности распределения реактивности), так и неоднородностей условий теплосъема, вследствие чего в объеме РП могли образоваться локальные области с повышенной энергонапряженностью. Например, часть топлива из оторванных в нижней части «северо-западных» ТК, вероятно, была перенесена парогазовыми потоками в том числе и в ЮВ-квадрант АЗ (где ТК оборваны сверху) и там образовалась область, в которой суммарная объемная концентрация урана (топливо в ТК + диспергированное топливо) оказалась существенно выше проектной. Это привело к возникновению дополнительной положительной реактивности и СЦР. Поскольку при этом для диспергированного топлива реализовались оптимальные условия передачи энергии деления парогазовой смеси, то можно предположили что ЮВ-квадрант схемы «ОР» был разрушен локальным взрывом уже на активной стадии аварии (о чем свидетельствует повреждение схемы «Л» в восточной части), хотя его расплавление могло произойти и позднее (26 апреля, вечером?). Причинами расплавления именно ЮВ-квадранта могли бы быть повышенное количество топлива на квадранте и то, что при «бомбардировке» развала материалы засыпки, отражаясь от схемы «Е», попадали в основном на ЮВ-квадрант (обломки бетона и песок могли попасть и непосредственно после взрыва), Засыпка топлива

ухудшила теплоотвод что привело к расплавлению квадранта и далее к образованию ЛТСМ [1].

После расплавления квадранта начался процесс распространения части топлива по помещениям нижних отметок реактора, в том числе и в помещении 210/5, 6, 7 ПРК, и далее, в помещениях 012/12, 13, 15 бассейна-барботера.

Эти (вертикальные) потоки интересны тем, что в них реализовался «эксперимент» по проверке предположения о наличии существенного высотного градиента топлива в ЛТСМ. Можно предположить, что вследствие высокой вязкости уже в ПРК частично сливались верхние (обедненные топливом) слои расплава, в связи с чем содержание топлива в пробах ЛТСМ ПРК оказалось меньшим, чем для ЛТСМ помещения 305/2 ($\sim 10-12\%$ и 26% [4]). На следующем этапе, после определенного времени, в течение которого высота расплава достигла уровня концов паросбросных труб ($H \sim 0,4$ м), ведущих в ББ, опять произошел «отстой» расплава. В процессе отстоя тяжелая фракция (металл и, возможно, топливо) оседала на пол ПРК, а верхние (обедненные топливом и металлом) слои лавы по трубам ($H \sim 0,4$ м) проникли в помещения ББ.

Критичность ТСМ нижних отметок и погрешности ее экспериментального определения. Расчетному моделированию различных композиций ТСМ для определения их критичности посвящено большое число работ ИАЭ им. И. 2. Курчатова, ИЯЭ АН Беларуси, ФЭИ и т. д. (например, [5-8]). Полученные данные достаточно представительны. Из них однозначно следует вывод, что в отсутствие поглотителей ТСМ, содержащие топливо IV энергоблока ЧАЭС, при определенных условиях могут быть ядерноопасны, т. е. могут являться не ТСМ, а ЯОДМ по классификации ПБЯ-06-00-88. Это, при разумной оценке вероятности образования гипотетических ситуаций, верно не для всех ТСМ объекта В условиях «Укрытия» вероятность образования критической композиции, как показали расчеты, растет с увеличением процентного содержания топлива, и упомянутый вывод о глубокой подкритичности ТСМ объекта основан на том, что подавляющее число проб ТСМ имело содержание UO_2 не более $2,5-14\%$. При указанном содержании критическая масса и характерные размеры скопления оцениваются в десятки тонн и сотни сантиметров, а такие (пропитанные водой) скопления на объекте отсутствуют.

88

Тем не менее, рассмотрим ЛТСМ и, в частности, помещение 305/2. Скопление ТСМ здесь имеет характерные размеры порядка нескольких метров и, как следует из предложенной в данной статье версии аварийного процесса, есть основания для предположения о повышенной в нем концентрации топлива.

Расчетное моделирование дает следующие оценки $K_{эфф}$ для ТСМ помещения 305/2 при 18% -ном содержании топлива [5].

Для гомогенного распределения топлива в вмещающей матрице $K_{эфф} = 0,30$.

В случае если в ЛТСМ находятся неразрушенные фрагменты активной зоны с сохранением штатной регулярной решетки эффект гетерогенности ведет к увеличению реактивности; $K_{эфф} = 0,41$.

В случае проектной аварии, заливки водой, $K_{эфф}$ (гомогенность) равен $0,60$, $K_{эфф}$ (гетерогенность) равен $0,61$.

Экспериментальная (полученная на поверхности скоплений) с помощью пассивного (по отношению $Q_{вын}/Q_{сп}$) и активных методов оценка для помещений также дает величину $K_{эфф} < 0,4$ [5].

Если исходить из приведенных расчетных и экспериментальных данных, известный факт увеличения в конце июня 1990 г. плотности потока в помещении 304/3 в $10-70$ раз и восстановления фоновых значений в результате введения 1% -ного раствора азотнокислого гадолиния «не имеет достоверного объяснения».

В то же время, как показано в работе [9], событие в июне 1990 г. могло быть ядерным, при условии, что в помещениях 305/2, 304/3 находится скопление ТСМ с концентрацией топлива $\sim 40\%$. Существование такого скопления не противоречит, а скорее подтверждает основные положения принятого в данной статье консервативного подхода.

Рассмотрим экспериментальные методы определения критичности ТСМ. Как известно, $K_{эфф}$ ТСМ «Укрытия» измерялись различными способами [5, 8]. Так, в [6] показано, что применение активных методов не позволило в условиях объекта достигнуть чувствительности по $K_{эфф}$ ниже 0,7, и практически информация о критичности ТСМ получена либо расчетным методом (при исходных данных, найденных в результате пробоотбора) либо с применением пассивного метода [5], основанного на измерении отношения количества спонтанных и вынужденных нейтронов $Q_{сп}/Q_{вын}$ (МОСВН):

$$K_{эфф} \leq \frac{Q_{вын}}{Q_{вын} + Q_{сп}}.$$

В экспертном заключении [6] указывается на недостатки МОСВН - его чувствительность к зонам с поглотителями нейтронов, флуктуациям $Q_{сп}$ по зонам и др. Поскольку в отчетах ИАЭ не представлены данные о погрешностях метода, авторы [6] привели оценку погрешностей в зависимости от флуктуаций $Q_{сп}$, получив для относительной погрешности величину порядка 40 % при $K_{эфф}=0,4$.

В то же время анализ погрешностей МОСВН следует провести подробнее.

Неравенство (1), полученное из уравнения кинетики (например, [11]) стационарного состояния реактора, содержит две величины: $Q_{сп}$ и $Q_{вын}$.

В МОСВН предполагается [5, 6, 8], что

$$Q_{вын} = n_5 \nu_5 \int_0^\infty \Phi(E) \sigma(E) dE \alpha(Pu) = n_5 \nu_5 \alpha J,$$

(2) - содержание ^{235}U в ТСМ; ν_5 - число нейтронов, образующихся в акте деления; $F(E)$, $\sigma(E)$ - плотность потока нейтронов и сечение деления; $\sigma(Pu)$ - коэффициент, учитывающий вклад реакций деления на плутонии.

Если в ТСМ вводится датчик, содержащий ^{235}U , невозмущающий нейтронный поток в среде и с известной чувствительностью к нейтронам ϵ , то скорость счета датчика

$$N_c = \epsilon n_{sc} \int_0^\infty \Phi(E) \sigma(E) dE = n_{sc} \epsilon J,$$

(3) число ядер в датчике.

Из (2) и (3) исключаем неизвестную величину J и получаем, что

$$Q_{вын} = n_5 \nu_5 \alpha N_c / \epsilon n_{sc}$$

(4) Основной вклад в

$$K_{эфф} \leq \frac{1}{1 + \frac{Q_{сп} \epsilon n_{sc}}{n_5 \nu_5 \alpha N_c}}.$$

ность $K_{эфф}$ дают

ности определения $Q_{сп}$ ϵ ,

(5) с.

Среди этих величин

практически полностью статистически независимы ϵ , N_c , в то время как $Q_{сп}$, α коррелируют, поскольку зависят от концентрации топлива в ТСМ и степени его выгорания.

$$\sigma^2(\epsilon/N_c) \approx \frac{1}{N_c^2} \left[\sigma^2(\epsilon) + \frac{\epsilon^2}{N_c^2} \sigma^2(N_c) \right].$$

(6) Ошибку отношения $Q_{сп}/n_5$,

возникающую в результате

флуктуации содержания топлива в ТСМ, можно было бы не учитывать в случае, если бы $Q_{сп}$ определялось только спонтанным делением кюрия. В этом случае $Q_{сп} \sim C_{\text{UO}} Bu_{\text{Cm}}$ и $n_5 \sim C_{\text{UO}} Bu_5$, т. е. ошибка оценки отношения $Q_{сп}/n_5$ сводится к ошибке оценки отношения содержаний Cm и (^{235}U + плутоний) вследствие флуктуаций функций выгорания топлива Bu в локальной зоне измерений $B = Bu_{\text{Cm}}/Bu_5$.

В [5] использована величина $Q_{сп}$ для среднего выгорания ($3,9 \text{ нейтрон} \cdot \text{с}^{-1} \cdot \text{г}^{-1}$ топлива). В то же время, как показывают эксперименты по измерению нейтронной активности проб [9], величина $Q_{сп}$ варьирует от 1 до $\sim 20 \text{ нейтрон} \cdot \text{с}^{-1} \cdot \text{г}^{-1}$.

При $Q_{сп}=1$ вместо 3,9 оценка (1) $K_{эфф}$ дает величину 0,87. В случае пропитки такой композиции водой рост $K_{эфф}$ может привести к ядерному инциденту.

Таким образом, непосредственное применение (1) с использованием расчетного или, тем более, экспериментального значения $Q_{сп}$ может приводить к существенным ошибкам при определении степени подкритичности композиции.

Из изложенного выше следует так же вывод о том, что $K_{эфф}$ можно определять путем измерения выгорания топлива в пробах с последующим вычислением отношения Bu_{Cm}/Bu_5 и подстановкой его в (1) вместо $Q_{сп}/n_5$.

Такая методика может оказаться более устойчивой по отношению к погрешностям прямых нейтронных методов. В этом случае ошибка отношения $Bu_{\text{см}}/Bu_5$, σ_B будет зависеть только от ошибки метода измерения выгорания.

С учетом (6) дисперсии величины $B\varepsilon/N_c$

$$\sigma_r = \frac{\varepsilon^2}{N} + \frac{B^2}{N^2} \left[\frac{\varepsilon^2}{N} + \frac{\varepsilon^2}{N_c} \right] \quad \text{дисперсия } K_{\text{эфф}}:$$

$$\sigma_K^2 = K_{\text{эфф}}^4 \left(\frac{n_{5c}}{\alpha v_5} \right)^2 \sigma_r^2. \quad (8)$$

Соответственно относительная погрешность

метода

$$\delta_K = K_{\text{эфф}}^4 \left(\frac{n_{5c}}{\alpha v_5 N_c} \right)^2 \sqrt{\varepsilon^2 \sigma_B^2 + B^2 \left[\sigma^2(\varepsilon) + \frac{\varepsilon^2}{N_c} \sigma^2(N_c) \right]} =$$

$$= (1 - K_{\text{эфф}}^4) \frac{\alpha v_5 N_c}{B n_{5c} \varepsilon} \sqrt{\delta^2(B) + \delta^2(\varepsilon) + \delta^2(N_c)}.$$

В аналогичной формуле оценки погрешности

ления, полученной в [61, (9)] являются только вариации

концентрации кюрия. При этом авторы получили погрешность K для $K \sim 0,3 \div 0,4$ порядка 50-40 %. В то же время в (9) входит ошибка отношения B , в котором числитель и знаменатель, в первом приближении антикоррелируют, причем вариации содержания $U+Pu$ примерно того же порядка, что и вариации кюрия.

90

Таким образом, более точное выражение для погрешности МОСВН имеет вид

$$\delta_K = (1 - K_{\text{эфф}}^4) \frac{\alpha v_5 N_c}{B n_{5c} \varepsilon} \sqrt{\delta^2(\varepsilon) + \delta^2(N_c) + [\delta(Bu_{\text{см}}) + \delta(Bu_5)]^2}, \quad \text{ошибка определения } K \text{ на}$$

$$(9a) \quad 0,4-0,5 \text{ достигает } 60-70 \%, \text{ т. е. на самом деле } K_{\text{эфф}}$$

может быть порядка 0,8-0,9. С ростом $K_{\text{эфф}}$ относительная ошибка уменьшается, но при этом уменьшается и разность между $K_{\text{эфф}}$ и единицей, т. е. при измерениях возможно получение отрицательного результата, в то время как реально ТСМ может быть ядерноопасным.

По всей вероятности, в МОСВН следует заменить расчетную величину $Q_{\text{сп}}$ на расчетно-экспериментальную величину B , зависящую от выгорания топлива.

При этом погрешность $\delta(B)$ будет определяться погрешностями измерения выгорания и погрешностями расчета соотношения содержания ^{244}Cm , ^{235}U , ^{239}Pu , ^{241}Pu , возникающими вследствие неопределенности данных об истории зоны.

Выражение (9а), вообще говоря, определяет погрешность определения не $K_{\text{эфф}}$, а его верхней границы. В случае если реально поток нейтронов в ТСМ формируется не только нейтронами деления, но и другими источниками [8], ошибка определения $K_{\text{эфф}}$ растет, но для целей задачи это несущественно, в то время как использование в (1) экспериментального значения $Q_{\text{сп}}$ может привести к существенной (и опасной) недооценке критичности ТСМ

Таким образом, в настоящее время нет достоверных данных, которые бы противоречили принятому в данной статье консервативному подходу, в рамках которого допускается, что (по крайней мере в некоторых помещениях) нижние слои ЛТСМ могут быть относительно обогащены UO_2 , причем в помещении 305/2 обогащение, вероятно, максимально, в то время как экспериментальные оценки $K_{\text{эфф}}$, весьма вероятно, ненадежны. (Отметим, тем не менее, что последовательное применение консервативного подхода к проблеме ядерной опасности ТСМ верхних отметок требует принятия «варианта Чечерова»!)

С точки зрения проблемы критичности это означает, что в ЛТСМ возможны области, в которых содержание топлива достаточно для возникновения и развития СЦР. При пропитке такой композиции водой возможно образование ядерноопасной ситуации, в частности, она могла образоваться и летом 1990 г, когда произошло событие, которое, как указывается в экспертном заключении ФЭИ, «свидетельствует о том, что гипотетическая СЦР, в условиях объекта, по степени вероятности не очень непредсказуема».

Из изложенного выше следует, что проблема ядерной опасности на объекте не может быть «закрыта» волевым решением и работы по его преобразованию в экологически безопасную систему в части разборки скоплений ТСМ должны проводиться только после и с учетом данных предварительной инструментальной (расчетно-экспериментальной) разведки и оценки критичности разбираемых материалов, оценки изменения их критичности при

возможных авариях. Должны быть предусмотрены меры по повышению подкритичности разбираемых ТСМ при возникновении ядерноопасной ситуации, тем более что эти меры известны, просты, эффективны и не приводят к существенному удорожанию работ.

В заключение авторы выражают глубокую благодарность сотрудникам МНТЦ «Укрытие» В. Г. Щербине, Э. М. Пазухину, В. А. Пряничникову за полезное обсуждение вопросов, рассмотренных в данной статье.

1. Техническое обоснование ядерной безопасности (ТОЯБ) объекта «Укрытие» / С. Т. Беляев, Н. Е. Кухаркин, В. Ф. Шикалов и др. - Чернобыль, 1991.

2. Шароваров Г. А., Бескоровайный В. П., Молодых В. Т. Восстановление динамики разрушения 4-го блока ЧАЭС на основе физического и математического моделирования. Разработка физической модели Чернобыльской катастрофы // Отчет ИЯЭ АН Беларуси; Инв. № 1541 - Минск, 1991

91

3. Гажиненко В. В., Никитин Е. К., Верюжский Ю. В. Нетрадиционные методы определения экстремальных нагрузок и расчеты конструкций реактора // Докл. на конф. «Итоги деятельности МНТЦ «Укрытие» в 1994 г.» (25-27 янв. 1995 г.) - Чернобыль, 1995.

4. Богатов С. А., Боровой А. А., Иванов А. И. и др. Ядерная безопасность объекта «Укрытие» (главы новой редакции ТСЯБ) // Отчет МНТЦ «Укрытие»; Инв. МНТЦ № 09-13/51 от 24.10.1994 г. - Чернобыль, 1994.

5. Боровой А. А., Шароваров Г. А., Абалин С. С. Анализ ядерной безопасности топлива, сосредоточенного в объекте «Укрытие» (физические оценки) // Отчет КЭ ИАЭ им. И. В. Курчатова; Инв. № 11-07/86 от 17.12.1990 г. - Чернобыль, 1990.

6. Петров Э. В., Рязанов Б. Г., Забудько А. Н. Экспертное заключение на материалы по оценке и прогнозу состояния ядерной и радиационной безопасности объекта «Укрытие» // Отчет ФЭП (договор № 591 УФ-97). - Обнинск, 1992.

7. Щербина В. Г. Вертикально-плоскостная модель ядерноопасного объекта «Укрытие» // Докл. на ежегодной конф. по пробл. Чернобыльской аварии. - Киев, ИЯИ АН Украины, 1993.

8. Морозов В. А., Арузманов С. С., Беляев С. Г. и др. Нейтронные исследования на объекте «Укрытие». Март 1988 г. - сент. 1989 г. // Отчет ИАЭ им. И. В. Курчатова; Инв. № 50-05/112 от 18.10.1989 г.

9. Фролов В. В. Аномальное событие 27-30 июня 1990 г. в чернобыльском объекте «Укрытие». Обнинск, 1992. - 18 с. - (Препр./ФЭИ-2279).

10. Арузманов С. С., Беляев С. Г., Воробьев А. В. Изучение нейтронной и гамма-активностей образцов топливосодержащих масс 4-го энергоблока ЧАЭС - М., - 1993. - (Препр./ИАЭ им. И. В. Курчатова; ИАЭ-5625/3).

11. Казанский Ю. А., Матусевич Е. С. Экспериментальные методы физики реакторов. - М.: Энергоатомиздат, 1984. - 270 с.

Межотраслевой научно-технический центр «Укрытие» НАН Украины, Чернобыль
Поступила 15.03.95

УДК 621.039

С. И. Иванов, В. Б. Шостак, В. Г. Щербина
**МИКРОЗОНДИРОВАНИЕ ЯДЕРНООПАСНЫХ ДЕЛЯЩИХСЯ МАТЕРИАЛОВ
В ОБЪЕКТЕ «УКРЫТИЕ»**

Для решения задач ядерной и радиационной безопасности объекта «Укрытие» рассмотрены особенности нейтронного отклика от индуцированного деления находящегося в нем ядерного топлива. Предложена схема практического использования метода для определения состава и расположения ТСМ.

Одной из важнейших задач для обоснования статуса объекта «Укрытие» является определение уровня его ядерной безопасности, которая связана с вероятностью развития СЦР деления находящихся внутри объекта ядерно-опасных материалов.

Как показано ранее [1] ядерноопасным объект можно считать уже при наличии $3 \cdot 10^2$ г ^{235}U , Pu или их смеси. В ЛТСМ «Укрытия», а также других ТСЭ активной зоны реактора, бассейна выдержки и пульта подготовки «свежих» кассет содержится около $2 \cdot 10^6$ г ^{235}U , находящегося в смеси с ^{238}U при среднем обогащении 1,1 % и около $5 \cdot 10^5$ г изотопов Pu. Наличие нестационарных замедлителей и отражателей нейтронов (вода, находящаяся внутри объекта и поступающая извне, бетон, остатки невыгоревшего графита) формально допускает образование критической сборки внутри объекта, варианты которых с учетом особенностей нахождения ядерного топлива в «Укрытии» рассматривались ранее [2].

Основным вопросом для выяснения уровня ядерной опасности разрушенного IV энергоблока ЧАЭС является характер распределения и локализации топлива как по объему объекта, так и в ЛТСМ. Поверхностный состав ЛТСМ достаточно известен [3]. Разработаны варианты наиболее вероятного распределения топлива по объекту «Укрытие» [4]. Однако анализ локального распределения топлива и его ядерно-физических параметров (уровень подкритичности, вероятный характер размножения нейтронов, влияние близлежащих объемов друг на друга при развитии СЦР и т. п.) не может быть осуществлен в настоящее время из-за отсутствия экспериментальных данных и достоверной информации из объекта.

© С. И. Иванов, В. Б. Шостак В. Г. Щербина, 1995

92

Это также подтверждается зарегистрированными нейтронными детекторами системы «Финиш» (события 1990 г. [5]), которое может быть интерпретировано помимо существующих версий, и как СЦР с малым числом актов деления [6].

Отсюда очевидна необходимость разработки метода измерения концентрации ЯОДМ как в ТСМ, так и по объему разрушенного аварийей блока.

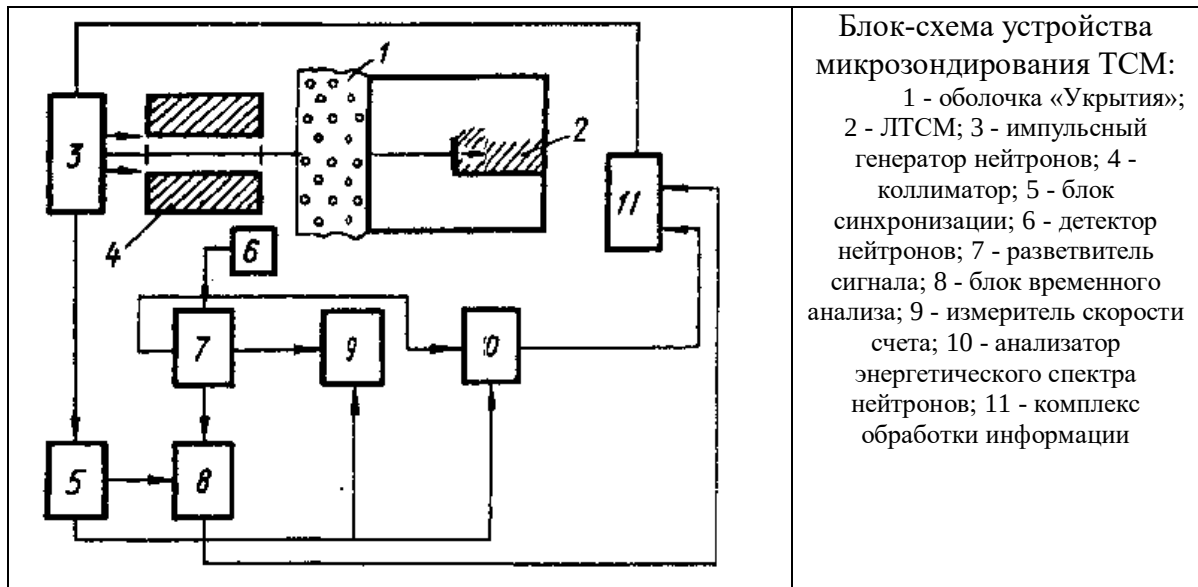
Одним из таких методов был выбран метод исследования кернов, извлеченных при бурении областей вероятного расположения ТСМ. Используемый метод требует при отсутствии автоматизации и дистанционного управления значительных материальных и дозовых затрат, нарушает структуру объекта, а это может привести к непрогнозируемым разрушениям и, как следствие, к повышению радиационной нагрузки на биосферу. Он также не позволяет получить непрерывную картину распределения концентрации ядерноопасных веществ по ТСМ. Исследования спонтанно возникающих нейтронных и γ -поток [7], а также пирометрические методы [8] тоже не позволили получить этой информации. Поэтому образование нестационарных композиций с ЯОДМ из-за изменения механических свойств ЛТСМ и возможных перемещений ТСМ в объекте [9] становится с течением времени все более актуальной и необходимой задачей эксплуатации объекта.

Нам представляется наиболее приемлемым способом решения поставленной задачи использование метода активного радиационного воздействия на ЯОДМ с последующей регистрацией вторичного излучения, возникающего в результате ядерных превращений в ТСМ. При этом вторичное излучение может нести информацию о наличии делящегося материала в облучаемом пространстве, о виде делящегося вещества и его концентрации, об уровне подкритичности композиции с ядерноактивным веществом в районе зоны облучения, о размножающих свойствах облучаемой среды и т. п. Эти параметры позволяют прогнозировать ядерноопасное состояние области, расположенной вблизи зоны облучения, а при дальнейшем сканировании первичного потока создать непрерывную картину ядерноопасного состояния объекта в целом.

В качестве зондирующего излучения можно выбрать n - и γ -потoki, которые претерпевают меньшее энергетическое ослабление при прохождении через оболочку «Укрытия», чем β - и p -излучения. Однако, учитывая, что расходимость γ -потока за счет процессов комптоновского рассеяния и образования пар, а также за счет геометрического фактора существенно выше, чем нейтронного, последний вид излучения представляется более предпочтительным.

Ранние экспериментальные работы по определению содержания ^{238}U и ^{240}Pu в образцах ТСМ методом нейтронной спектроскопии [10] в областях резонансного поглощения нейтронов промежуточных энергий, хотя и позволяют определять ряд нейтронно-физических параметров ТСМ, однако представляют по сути лабораторный метод исследования отобранных топливосодержащих фрагментов и не применимы к практическим исследованиям на реальном объекте.

Рассмотрим детально возможную информацию, получаемую от вторичного потока, и соответствующие требования к первичному излучению.



Блок-схема устройства микрозондирования ТСМ приведена на рисунке.

93

Нейтронный пучок от генератора 3 через коллиматор 4 и оболочку «Укрытия» 1 попадает на скопление ЛТСМ 2, вызывая вторичное нейтронное излучение, которое регистрируется детектором 6, расположенным снаружи «Укрытия». Момент излучения задается блоком синхронизации 5, запускающим также блок временного анализа 8, измеритель скорости счета 9 и анализатор энергетического спектра нейтронов 10. На эти же блоки через разветвитель сигнала 7 приходит информативный сигнал с детектора. Обработка результатов измерения производится в комплексе обработки информации 11.

Модификации контролируемого ядерного топлива приведена ниже.

Ядерноопасные делящиеся материалы

1. UO_2 ; 2. $UO_2 + UO_3$; 3. PuO_2 ; 4. $(ZrUO_4)_2$;
 5. $(ZrU)SiO_4$; 6. UO_2O_3 ; 7. UO_2CO_3 ; 8. $UO_3 \cdot 2H_2O$;
 9. $Na_4(UO_2)_2CO_3$; 10. $UO_4 \cdot 4H_2O$

Замедлитель

1. SiO_2 ; 2. $Al_2(Si_2O_3)_2(OH)_4$; 3. Na_3PO_4 ; 4. $C_2H_5O_2$;
 5. $Al_2(Si_4O_{10})(OH)_2$; 6. $(C_2H_5)_2$; 7. $CaMg(CO_3)_2$;
 8. $CaCO_3$; 9. K_2O ; 10. CaO ; 11. MgO ; 12. Fe_2O_3 ;
 13. ZnO_2 ; 14. H_2O ; 15. C

Здесь же показаны возможные виды замедлителей нейтронов, присутствующих в объекте «Укрытие».

Определение наличия делящихся материалов в зоне облучения заключается в следующем. Реакцией ЯОДМ на нейтронное облучение является индуцированное деление с высвобождением энергии сопутствующих частиц и ионов. Определим величину плотности потока нейтронов n_1 за оболочкой «Укрытия», могущих вызвать деление ЯОДМ:

где n_0 - начальная плотность потока нейтронной вспышки от источника, n_1 - плотность потока нейтронной вспышки от источника, $\lambda_0^{-1} = \lambda_c^{-1} + \lambda_s^{-1}$ - обратная величина длины свободного пробега нейтронов в материале оболочки толщиной l ; λ_c и λ_s - длины захвата и рассеяния соответственно.

Тогда плотность потока быстрых индуцированных нейтронов деления n_{f1} имеет вид

$$n_{f1} = kn_1 \frac{\sum \lambda_{ci}}{\lambda_f} = kn_0 \exp\left(-\frac{l}{\lambda_0}\right) \frac{\sum \lambda_{ci}}{\lambda_f},$$

где k - среднее число нейтронов, образующихся при делении ЯОДМ в ТСМ; λ_f - длина свободного пробега нейтрона до деления; λ_{ci} - длины захвата в ТСМ. Суммирование проводится по всем видам ЯОДМ, присутствующим в зоне облучения (см. выше).

Пройдя оболочку «Укрытия», величина n_{f1} трансформируется в n_j

$$n_f = kn_0 \exp \left(-2 \frac{l}{\lambda_0} \right) \frac{\sum \lambda_{c_i}}{\lambda_f}.$$

(3) Учитывая величину
сти потока рассеянных из
оболочки нейтронов n_s

$$n_s = (n_0 - n_1) \frac{\lambda_{c_0}}{\lambda_{s_0}} = n_0 \left[1 - \exp \left(-\frac{l}{\lambda_0} \right) \right] \frac{\lambda_{c_0}}{\lambda_{s_0}},$$

(4) коэффициент
анственного

распределения рассеяния Θ и «светосилу» детектора получаем плотность потока нейтронов в области детектора n_d :

$$n_d = \xi \Theta n_0 \left\{ \frac{\lambda_{c_0}}{\lambda_{s_0}} \left[1 - \exp \left(-\frac{l}{\lambda_0} \right) \right] + k \exp \left(-\frac{2l}{\lambda_0} \right) \frac{\sum \lambda_{c_i}}{\lambda_f} \right\}.$$

94

(5) Второе слагаемое

определяет наличие ЯОДМ, индуцированное деление которых дает дополнительный вклад в n_d . Первое слагаемое определяет рассеяние и ослабление нейтронного потока в оболочке «Укрытия» и для заданного энергетического интервала является величиной постоянной, относительно которой производится отсчет информативного сигнала.

Измерение энергетического спектра нейтронов (на рисунке блок 10) позволяет идентифицировать нейтроны деления от рассеянных нейтронов первичного потока. Поэтому для уменьшения фона первичный спектр зондирующих нейтронов должен иметь энергию, близкую к промежуточной. При этом контроль наличия ЯОДМ проводится по ядерному топливу, делящемуся нейтронами тепловых энергий. Однако можно также контролировать наличие ТСМ и по топливной матрице ^{238}U с использованием в зондирующем пучке быстрых нейтронов, но при этом возрастает мешающий измерениям фон рассеянного излучения (первое слагаемое в (5)) и значительно увеличивается $1f$. Оценку уровня подкритичности исследуемых ТСМ можно проводить по скорости спада вторичного потока с использованием блока 8, а коэффициент размножения контролировать комплексной регистрацией запаздывающих нейтронов с использованием блоков 5, 8 и 9 (см. рисунок).

Так как оценки показывают небольшую глубину определения ЯОДМ для предлагаемого микрозондирования, то основные области его возможного применения следующие:

- а) обнаружение фрагментов активной зоны в завалах, непосредственно примыкающих к объекту «Укрытие», и в центральном зале;
- б) измерения в местах свободного доступа к ЛТСМ или там, где они покрыты незначительным слоем других материалов;
- в) работа со свежим топливом;
- г) использование в качестве диагностического зонда для определения характеристик и наличия ЯОДМ, в скважинах - в частности. Особенно рельефно проявятся преимущества этого метода в процессе дозиметрического сопровождения работ при разработке разрушенного IV энергоблока ЧАЭС.

Теоретический расчет нейтронного отклика на микрозондирование невозможен из-за непостоянства и неопределенности физических параметров и свойств рассеивающих и поглощающих нейтроны сред а также особенностей состояния и нахождения ТСМ. Поэтому основным направлением, позволяющим оценить структуру местонахождения ТСМ в объекте и уровень его ядерной опасности, является эксперимент и анализ конкретных, практически полученных результатов измерений.

1. Техническое обоснование ядерной безопасности объекта «Укрытие» / С. Г. Беляев, А. Л. Боровой, В. Г. Волков. - Чернобыль: КЭ, 1990. - 127 с.

2. Шароваров Г. Л. Анализ ядерной безопасности объекта «Укрытие» // Отчет ИЯЭ АН БССР № 1449. - 1990. - 80 с.

3. Андерсон Е. Б., Богатов С. А., Боровой А. А. и др. Лабообразные топливосодержащие массы объекта «Укрытие» - Киев, 1994. - 32 с. - (Препр./НАН Украины. Ин-т кибернетики; 94-4).

4. Бегичев С. Н., Боровой А. А., Бурлаков Е. В. и др. Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС: Краткий справочник. - М, 1990. - 21 с. - (Препр. / АН СССР; ИАЭ-5208/3).

5. Арзуманов С. С., Беляев С. Г., Воробьев А. В. Нейтронные исследования на объекте «Укрытие» (аварийный 4-й энергоблок ЧАЭС); Март, 1988 г. - август 1990 г. – М., 1991 - 48 с. - (Препр./АН СССР, ИАЭ-5313/3).
6. Щербина В. Г. Спонтанная цепная реакция на объекте, очевидно, уже была // Всеукр. ведомости. - 1994. - № 77. - С. 6.
7. Арзуманов С. С., Беляев С. Г., Воробьев А. В. Исследовательская система нейтронного контроля ядерно-физического состояния топливосодержащих масс 4-го блока ЧАЭС. - М. 1992. - 48 с. - (Препр./АН СССР; ИАЭ-5452/3).
8. Подготовка и экспертная оценка исходных материалов для новой редакции ТОРБ объекта «Укрытие» // Отчет по договору № 09/39 МГП «Экспертиза», 1992. - 162 с.
9. Богатов С. А., Боровой А. А., Евстратенко Л. Б. Динамика поведения топливных масс в объекте «Укрытие». - Киев, 1992. - 20 с. - (Препр./АН Украины. Ин-т кибернетики; 92-29).
10. Беляев С. Г., Воробьев Л. В., Жуков С. В. Измерение концентрации ^{238}U и ^{240}Pu в образцах топливосодержащих масс 4-го блока ЧАЭС методом нейтронной спектроскопии - 1992. - 16 с. - (Препр./АН СССР; ИАЭ-5521/2).

Харьковский государственный университет
Межотраслевой Научно-технический центр «Укрытие» НАН Украины, Чернобыль
Поступила. 15.03.95

95

УДК 621.039

В. П. Бадковский, [Л. В. Дубар], В. В. Токаревский, С. В. Шевченко, В. Г. Щербина
**МЕТОДИКА ЭКСПРЕССНОГО ОПРЕДЕЛЕНИЯ ОБЪЕМНОЙ АКТИВНОСТИ
ТЕХНОГЕННЫХ АЛЬФА-АКТИВНЫХ АЭРОЗОЛЕЙ**

Рассматривается возможность определения объемной активности аэрозолей на уровне ДКА по ^{239}Pu в течение 60 мин. Для достижения максимальной защиты от естественного фона предлагает использовать сепарацию аэрозольных частиц центрипитером, а также альфа-спектрометрию при измерении активности фильтров. Приводятся результаты изучения параметров центрипитера при исследованиях на объекте «Укрытие» и в лабораторных условиях

Разработка и внедрение экспрессных методов определения объемной активности долгоживущих альфа-активных аэрозолей (ДЖА) имеет большое значение для проведения оперативного контроля воздушной среды на объекте «Укрытие» (ОУ). Оперативные данные о содержании ДЖА в воздухе позволяют более точно учитывать поступление РН в организм персонала с воздухом, а также делают возможным раннее обнаружение выбросов аэрозолей, связанных с обрушениями и другими авариями на IV энергоблоке ЧАЭС.

В связи с необходимостью регистрации низких концентраций ДЖА обычно применяется концентрирование аэрозольных частиц на фильтрах. В существующих методиках скорость прокачки воздуха через фильтр ограничена из-за уменьшения эффективности фильтров и их малой прочности. Осаждающиеся аэрозоли глубоко проникают в ткань фильтра, что приводит к росту поглощения альфа-частиц в материале фильтра и, в конечном итоге, к росту погрешности измерений.

Объемная активность воздуха $Q_{\text{ДЖА}}$ при отсутствии фонов вычисляется на основании данных об активности фильтра:

$$Q_{\text{ДЖА}} = \frac{N}{\varepsilon_{\text{д}} \varepsilon_{\text{ф}} W T t_{\text{и}}}, \quad (1)$$

где N - количество отсчетов детектора альфа-частиц за время измерения $t_{\text{и}}$; $\varepsilon_{\text{д}}$ - эффективность детектирующей системы; $\varepsilon_{\text{ф}}$ - эффективность фильтрации; W - объемная скорость прокачки воздуха через фильтр Γ - продолжительность прокачки воздуха через фильтр.

Из (1) нетрудно получить, что при $Q_{\text{ДЖА}} = 9 \cdot 10^{-16}$ Ки/л - допустимая концентрация для персонала категории А (ДКА) по ^{239}Pu , $\varepsilon_{\text{д}} = 0,1$, $\varepsilon_{\text{ф}} = 0,95$, $W = 50$ л/мин и статистической погрешности измерения $\delta N = 10\%$ при времени измерения $t_{\text{и}} = 30$ мин время прокачки T через фильтр должно быть 6 ч. Реальные измерения проводятся при наличии большого и крайне нестабильного фона, образуемого продуктами распада естественных РН радона и торона, что

значительно увеличивает длительность цикла измерения до величины, неприемлемой для экспрессного метода

С учетом фона формулу (1) можно записать в виде

$$Q_{\text{ДЖА}} = \frac{n - n_{\text{ф}}}{\varepsilon_{\text{д}} \varepsilon_{\text{ф}} W T}, \quad (1a)$$

где n - интенсивность отсчетов при измерении активности аспираторного фильтра;

$n_{\text{ф}}$ - оценка среднего фоновых значений интенсивности.

Ошибка в определении фона по данным измерений включает в себя статистическую и флуктуационную составляющие. Так как флуктуации фоновых значений пропорциональны флуктуациям концентрации естественных альфа-золей и достигают нескольких порядков при среднем значении 10^{-13} Ки/л, то очевидно, что измерение активной концентрации ДЖА

© В. П. Бадковский, Л. В. Дубар, В. В. Токаревский, С. В. Шевченко, В. Г. Щербина, 1995

96

на уровне ДКА по ^{239}Pu практически неосуществимо без применения того или иного метода увеличения отношения сигнал-фон до таких величин, когда флуктуации фона можно было бы не учитывать.

Традиционно в существующих методиках для снижения уровня фона используется выдержка аспираторного фильтра в течение 5-10 периодов полураспада фоновых излучателей. Это время больше 100 ч и в этой связи экспрессность метода выдержки не может считаться удовлетворительной. Для экспресс-методик применяются другие методы, использующие отличие физико-химических характеристик короткоживущих альфа-активных аэрозолей (КЖА) и ДЖА.

Одним из таких методов является метод инерционной сепарации [1] который в сочетании с альфа-радиометрией ДЖА объекта «Укрытие» особенно перспективен.

КЖА образуются в результате радиоактивных превращений продуктов распада радона и торона, для которых характерен высокий коэффициент диффузии в средах, где они образуются и фактически только по этой причине создают высокую концентрацию РН в воздухе. Продукты распада газов радона и торона (одиночные ионы) более эффективно (до 90 %) осаждаются на мелкой (от 0,01 до 0,04 мкм) фракции аэрозолей [2]. С другой стороны, генезис ДЖА на ОУ совершенно другой - это частицы пыли, образующиеся при физико-химической деструкции относительно прочных образований - таблеток топлива. В связи с этим, носителями большей части (до 95 %) радиоактивности ДЖА являются частицы размерами более 1-1,5 мкм [3]. Частицы техногенного радиоактивного аэрозоля имеют большую плотность (11 г/см^3) и, следовательно, большую инерционность по сравнению с естественными частицами.

Следующая известная априорная информация, которая может быть введена в обработку данных с целью режекции фона - это информация о ядерно-физических параметрах измеряемых РН КЖА и ДЖА - последовательность превращений, значения периодов полураспада и энергий излучаемых альфа-частиц.

В предлагаемой методике экспрессного определения объемной активности ДЖА используются оба указанных метода.

Методы селекции ДЖА. *Разделение радионуклидов ДЖА и КЖА с использованием данных о ядерно-физических параметрах.* Как следует из табл. 1,

Таблица 1. Основные радиоэлементы, дающие вклад в альфа-активность воздуха помещений ОУ

Изотоп	Период полураспада	Энергия α -частиц, МэВ	ДКА, Ки/л	ДКБ, Ки/л	энергии E_α
²³⁸ Pu	87,7 г.	5,5, 5,46	$1,0 \cdot 10^{-15}$	$3,3 \cdot 10^{-17}$	частиц основных
²³⁹ Pu	24 400 лет	5,10, 5,13, 5,15	$9,0 \cdot 10^{-16}$	$3,0 \cdot 10^{-17}$	енных РН
²⁴⁰ Pu	6580 лет	5,17, 5,16	$9,0 \cdot 10^{-15}$	$3,0 \cdot 10^{-17}$	ния, америция)
²⁴¹ Am	458 лет	5,39, 5,44	$3,0 \cdot 10^{-15}$	$1,0 \cdot 10^{-16}$	в пределах 5.1-
²⁴³ Am	7950 лет	5,17, 5,22	$2,8 \cdot 10^{-15}$	$1,0 \cdot 10^{-16}$	В, в то время как
²⁴² Cm	162,8 дня	6,07, 6,11	$6,6,0 \cdot 10^{-14}$	$2,0 \cdot 10^{-15}$	уран-ториевого
²⁴⁴ Cm	18,11 г.	5,76, 5,80	$4,6 \cdot 10^{-15}$	$1,6 \cdot 10^{-16}$	начения $E_\alpha \geq 6$
²²² Rn	54 с	5,49	—	—	Основной вклад в
²²⁰ Rn	87,7 г.	6,28	—	—	будут давать
²¹⁸ Po	3,05 мин	5,99	—	—	²¹⁸ Po), ThC (²¹² Bi)
²¹⁶ Po	0,16 с	6,77	—	—	(²¹⁴ Po).
²¹⁴ Po	$1,5 \cdot 10^{-4}$ с	7,68	—	—	
²¹² Po	$3,0 \cdot 10^{-7}$ с	8,78	—	—	
²¹⁴ Bi	19,7 мин	5,50, 5,44	—	—	
²¹² Bi	60,5 мин	6,05	—	—	97

При использовании полупроводниковой спектрометрии с разрешением по энергии 1 % выделение отдельных альфа-пиков для тонкого источника нетрудно, однако, ввиду того что альфа-активность распределена по глубине фильтра и на пути к детектору имеется слой воздуха, реальное разрешение во много раз хуже разрешения собственно измерительного тракта. Вследствие торможения частиц аппаратный спектр становится асимметричным.

В блоке детектирования БДАС-ОЗП компенсация фона в канале регистрации ДЖА проводится путем вычитания из значения количества импульсов в этом канале тела импульсов в смежном дифференциальном интервале энергий, границы которого выбираются такими, чтобы вероятности регистрации фоновых альфа-частиц в обоих каналах были одинаковы [4]. Такой метод принципиально возможен, но только в том случае, если условия проведения калибровочных измерений совпадают с условиями работы аппаратуры по назначению. Поскольку это не всегда выполнимо и, кроме того, подтверждение совпадения этих условий в реальных измерениях также представляют трудную задачу, эффективность и универсальность двухканальной системы ограничены. Двухканальная система может применяться при экспрессных измерениях относительно высоких концентраций ДЖА.

Более корректная компенсация фона возможна, но при проведении измерений в спектрометрическом режиме и с применением более сложной цифровой обработки данных. Обработка должна включать в себя оценку текущего значения уровня активности фоновых радионуклидов, учета данных о форме спектров, вычисления фоновой составляющей отсчетов в трансурановом энергетическом интервале, определение ДЖА-активности фильтра, вычисление по этим данным значений объемной активности аэрозолей.

Инерционное разделение радионуклидов ДЖА и КЖА Введение отбора по энергии альфа-частиц, статистической обработки, учитывающей данные о параметрах измеряемых нуклидов, безусловно, эффективно в целях улучшения отношения сигнал-фон и пороговой чувствительности метода и прибора.

Более существенный выигрыш можно получить путем применения технических решений, которые позволяют стабильно и контролируемо улучшать отношение сигнал - фон еще до этапа детектирования излучения. С этой целью при регистрации объемной активности применяются два основных метода:

повышение чувствительности детектирования устройства путем увеличения площадей аспирации фильтра и детектора, помещения их в вакуумную камеру и увеличения скорости прокачки;

избирательное концентрирование на фильтре измеряемой фракции аэрозолей.

В предлагаемой методике использовано инерционное концентрирование с применением центрипитера [1]. По данным работы [3], во фракции частиц с диаметром менее 1 мкм содержится не более 10 % техногенной и более 90 % естественной активности аэрозоля. Такие частицы практически не разделяются инерционными методами. Поэтому если на пути воздушного потока с объемной скоростью W_Π установить инерционный сепаратор, в котором поток воздуха разделяется на две ветви - обогащенную тяжелыми

частицами (проходящую через фильтр с объемной скоростью $W_{\text{фт}}$ и обедненную (с объемной скоростью $W_{\text{фл}}$ ($W_{\text{фл}} + W_{\text{фт}} = W_{\text{ц}}$)), то коэффициент селекции легких аэрозолей

$$k_{\text{сел}, W} = \frac{W_{\text{ц}}}{W_{\text{фт}}} = \frac{V_{\text{ц}}}{V_{\text{фт}}},$$

где $V_{\text{ц}}$ и $V_{\text{фт}}$ - полный объем воздуха,

(2) шего через центрипитер и фильтр.

Показателем эффективности отделения КЖА являются также коэффициенты селекции и сепарации:

98

$$k_{\text{сел1}} = \frac{n_{\text{фт}} + n_{\text{фл}}}{n_{\text{фт}}},$$

$$k_{\text{сел2}} = \frac{n_{\text{крк}}}{n_{\text{фт}}} \frac{V_{\text{ц}}}{V_{\text{крк}}},$$

$$k_{\text{сел1}} = \frac{k_{\text{сел}W}}{k_{\text{сел1}}} = \frac{n_{\text{фт}}}{n_{\text{фт}} + n_{\text{фл}}} \frac{V_{\text{ц}}}{V_{\text{фт}}},$$

$$k_{\text{сел2}} = \frac{k_{\text{сел}W}}{k_{\text{сел2}}} \frac{n_{\text{фт}}}{n_{\text{крк}}} \frac{V_{\text{крк}}}{V_{\text{фт}}},$$

где $n_{\text{фт}}$ - скорость счета, при

(3) нии на альфа-радиометре фильтра,

введенного в ветви, обогащенной

(4) ими частицами; - скорость счета от

а, установленного в ветви,

(5) нной тяжелыми частицами; $n_{\text{фл}}$ -

гь счета от фильтра, аспирированного

(6) откачке воздуха без концентрирования

данном случае использовался

пробоотборник ППА-2 радиометра комбинированного КРК-1 с объемной скоростью прокачки 100 л/мин); $V_{\text{крк}}$ - общий расход воздуха через фильтр, аспирированный на ППА-2. Величины $n_{\text{фт}}$, $n_{\text{фл}}$ и $n_{\text{крк}}$ измеряются на альфа-радиометре сразу по окончании аспирации фильтров и поэтому связаны с активностью КЖА. При одинаковом времени отбора проб на ППА-2 и центрипитере $V_{\text{ц}} V_{\text{крк}} = W_{\text{ц}} W_{\text{крк}}$. Коэффициент эффективности отделения ДЖА зависит от технических характеристик сепаратора.

Для исследований в рамках предлагаемой методики разработана конструкция центрипитера, который содержит три сопла и три приемные трубки, работающие параллельно. Объемная скорость воздуха через центрипитер до 800 л/мин. Параметры, от которых зависит эффективность работы центрипитера - это объемные скорости $W_{\text{ц}}$ и $W_{\text{крк}}$, расстояние между соплами и приемными трубками $d_{\text{ст}}$ и их диаметры.

Эффективность улавливания ДЖА можно оценить по формулам

$$k_{\text{эфл}} = \frac{L_{\text{фт}}}{L_{\text{фт}} + L_{\text{фл}}},$$

$$k_{\text{эфл2}} = \frac{L_{\text{фт}}}{L_{\text{крк}}} \frac{V_{\text{крк}}}{V_{\text{ц}}},$$

где $L_{\text{фт}}$, $L_{\text{фл}}$, $L_{\text{крк}}$ - значения

(7) ивности отсчетов при экспонировании

ов после выдержки в течение не

(8) 5 сут, аспирированных в потоке

воздуха, обогащенном тяжелыми частицами

в центрипитере, обедненном тяжелыми частицами соответственно в центрипитере и на ППА-2.

Исследование эффективности селекции КЖА с применением центрипитера в лаборатории. Исследование $k_{\text{сел}}$ при использовании центрипитера проводилось на установке, показанной на рис. 1, в помещении лабораторного корпуса (г. Чернобыль).

Объемный расход воздуха через центрипитер был постоянным ($W_{\text{ц}} \sim 500$ л/мин). Диаметр сопел и приемных трубок центрипитера равен 7,5 мм, а расстояние между ними $d_{\text{ст}} = 1$ мм.

При исследовании $k_{\text{сел}}$ проводились измерения спектров альфа-частиц в процессе аспирирования фильтра (30 мин) и сразу по прекращении прокачки (в течение 30 мин) при различных скоростях прокачки воздуха через фильтры $W_{\text{фт}}$, $W_{\text{ф}}$ с центрипитером и без него. При аспирировании фильтров без центрипитера последний изымался из установки, а освободившиеся трубки от ротаметра и газового счетчика соединялись между собой (см. рис. 1).

С целью уменьшения статистической погрешности для каждого значения $W_{\text{ф}}$, $W_{\text{фт}}$ проводилось несколько циклов (прокачка+измерение) - измерение, затем спектры суммировались.

Типичный вид альфа-спектров продуктов распада радона и торона, измеренных во время и сразу ко окончании аспирации, показан на рис 2.

99

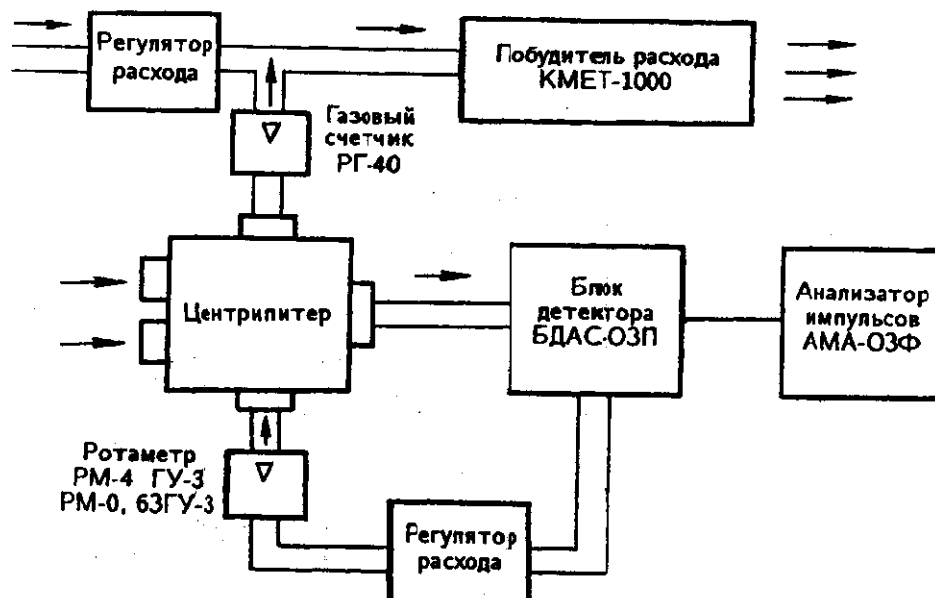


Рис. 1. Схема методики для исследования коэффициента селекции центрипитера

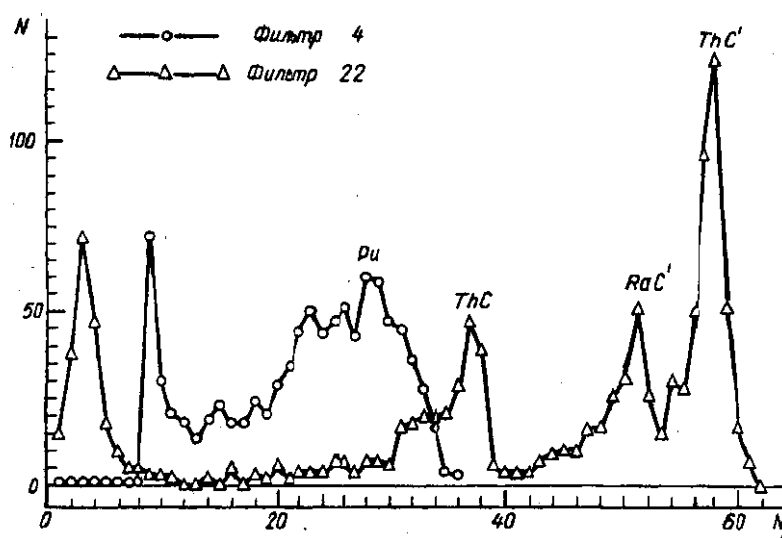


Рис 2. Суммированные спектры

Приведены также суммы десяти спектров, измеренных при $W_{\phi}=40$ л/мин без центрипитера. Вид спектров, измеренных с центрипитером, не отличается от указанных на рисунке. Там же дано распределение импульсов детектора при установке на позицию измерения образцового источника с изотопом ^{239}Pu .

Коэффициенты селекции КЖА вычислялись по преобразованной формуле (4)

$$k_{\text{сел}} = \frac{\Sigma_{\phi} / \Sigma_{\text{фт}}}{W_{\phi} / W_{\text{ц}}} = \frac{\Sigma_{\phi} W_{\text{ц}}}{\Sigma_{\text{фт}} W_{\phi}},$$

где Σ_{ϕ} - сумма отсчетов в спектре, измеренном с фильтра, аспирированного без центрипитера с объемной скоростью прокачки

W_{ϕ} ; $\Sigma_{\text{фт}}$ - сумма отсчетов в спектре,

100

измеренном с фильтра, аспирированного в воздушном потоке, обогащенном тяжелыми частицами в центрипитере при объемной скорости прокачки $W_{\text{фт}}=W_{\phi}$.

При обработке результатов измерений анализировалась величина вклада $\text{RaA}(\text{ThC})$ и RaC' в энергетический интервал измерения ^{239}Pu . Результаты обработки данных представлены ниже.

$W_{\phi}/W_{\phi T}$	67	40	20	10	5	2,5
$\Sigma_{\phi}/\Sigma_{\phi T}$	1,15	0,99	0,96	0,98	1,05	0,85
$k_{\text{сел}}$	11	12	24	49	103	170
Вклад RaA(ThC), %	34	30	33	34	34	35

Как видно, при указанных параметрах центрипитера отношение сумм отсчетов $\Sigma_{\phi}/\Sigma_{\phi T}$ не зависит от скорости прокачки воздуха через фильтр и равно единице. Это значит, что коэффициент селекции естественных аэрозолей центрипитером в данном случае равен отношению $W_{\phi}/W_{\phi T}$ и аэрозольные частицы, на которых оседает естественная активность, не сепарируются центрипитером, т. е. $k_{\text{сел}}=1$

Вклад RaA+ThC в окно измерения ^{239}Pu составил в средней 33 %, а вклад RaC - 3% общего количества отсчетов в пиках этих РН.

Средняя объемная активность RaA за время проведения измерений составила 7 Бк/м³ ($2 \cdot 10^{-13}$ Ки/л).

Исследование параметров центрипитера на ОУ. В воздухе обслуживаемых помещений ОУ возможно обнаружение техногенных РН в концентрациях, близких в ДКА.

Данные о коэффициентах эффективности, получаемые при измерениях относительно высоких концентраций ДЖА, были бы более представительными, но вследствие нерешенности организационных вопросов измерения проводились в относительно «чистом» помещении 555/4.

Исследование параметров центрипитера в условиях ОУ проводилось в мае-июле и в октябре-декабре 1994 г. Фильтры изготавливались из ленты ЛФС-2-25 и фиксировались в центрипитере на пути воздуха, обогащенного тяжелыми частицами (фильтр Т) и на входе пробоотборника ППА-2. На выходе центрипитера, обедненном тяжелыми частицами, устанавливались фильтры типа АФА-РМП (фильтр Л). Одновременное аспираторное фильтрование с использованием центрипитера и ППА-2 проводилось в течение 30 мин.

Альфа-активность фильтров измерялась на радиометре КРК-1 непосредственно после аспираторного. После выдержки фильтров не менее 5 сут проводилось повторное измерение активности фильтров на радиометре КРК-1. Время измерения выбиралось таким, чтобы статистическая погрешность была менее 20 %.

Так как через фильтр, аспирируемый на ППА-2, и фильтр Л происходит прокачка воздуха с объемной скоростью соответственно 100 и 500-800 л/мин, то возникла необходимость в определении коэффициента проскока ($k_{\text{пр}}=1-\Sigma_{\phi}$) для этих фильтров: Для этого в держатель устанавливались по два фильтра одновременно и проводилась их аспирация. Скорость прокачки воздуха при этом была для ППА-2 69 л/мин, а для фильтра Л - 425 л/мин.

Коэффициент проскока определяется по формуле

$$k_{\text{пр}} = \frac{n_2}{n_1 + n_2}. \quad (10)$$

Скорость счета п импульсов с индексом 1 соответствует фильтру, стоящему первым на пути потока воздуха. Измерение скоростей счета альфа-частиц от фильтров проводилось на радиометре КРК-1 сразу после аспирации.

Среднее значение коэффициента проскока фильтра, установленного в ППА-2 для частиц аэрозоли, на которых осаждается естественная радиоактивность, равно $0,065 \pm 0,01$.

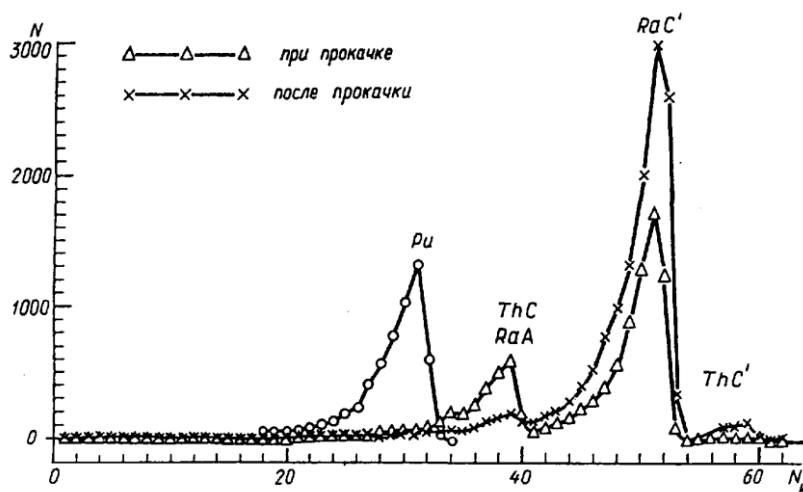


Рис. 3. Спектры с фильтров 4 и 22

Коэффициент проскока для фильтра Л отличается несущественно от коэффициента проскока для фильтра, установленного в ППА-2.

Абсолютные значения объемной активности ДЖА определялись по формуле

$$Q_{\text{ДЖА}} = \frac{L_{\text{крк}}}{\epsilon_{\alpha} \epsilon_{\phi} W_{\text{крк}} T} \quad (11)$$

С аспирированных на ОУ фильтров через 4-5 ч после аспирации также снимались альфа-спектры на установке, включающей блок детектирования БДАС-ОЗП и анализатор импульсов АИ-256-6.

Спектры, полученные с фильтра 22, аспирированного на ППА-2, и фильтра 4, аспирированного с центрипитером, показаны на рис. 3. Объемная активность ДЖА, соответствующая активности фильтра 4, равна $7 \cdot 10^{-15}$ Ки/л, а фильтра 22 - $5 \cdot 10^{-17}$ Ки/л. Время измерения спектра с фильтром 4 равно 60 мин, а с фильтра 22 - 120 мин.

Вычисление объемной активности ДЖА по измерениям активности фильтров, аспирированных с центрипитером, с использованием альфа-спектров проводилось по формуле

$$Q_{\alpha} = \frac{L}{\epsilon_{\alpha} V_{\alpha}}, \quad (12)$$

где L - скорость счета в окне плутония за вычетом фона.

Коэффициент эффективности концентрирования ДЖА вычислялся как

$$k_{\text{эфф}} = Q_{\alpha} / Q_{\text{ДЖА}} \quad (13)$$

Результаты, полученные по формулам (11), (13), приведены ниже.

Номер фильтра	1	2	3	4	5
$W_{\text{фт}}, \text{ л/мин}$	5	5	5	10	10
$k_{\text{эфф}}$	0,43	038	0,40	0,40	0,44
$Q_{\text{ДЖА}} \cdot 10^{16}, \text{ Ки/л}$	11	7,5	5,9	74	1,2

Поскольку спектры альфа-частиц с фильтров измерялись не сразу после отбора проб, то данные, относящиеся к продуктам распада радона и торона, пересчитывались с учетом их периодов полураспада и соотношений между ними на время измерения в течение прокачки (30 мин) и, время измерения сразу после окончания прокачки (30 мин).

102

Результаты пересчета спектра продуктов распада радона и торона при объемной активности $2 \cdot 10^{-12}$ Ки/л и при $W_{\text{фт}}$ 5 л/мин приведены в табл. 2.

Таблица 2. Данные, рассчитанные на время аспирации (30-мин измерение во время прокачки и 30-мин измерение после прокачки)

Период измерения	Отсчеты в альфа-пиках						Статистическая погрешность, %
	RaA	ThC	RaC'	ThC'	Фон	Сигнал	
При прокачке	41	2	83	3	16	20	36
После прокачки	17	4	167	5	12	41	20
Сумма	58	6	250	8	28	61	18

Там же приведены величины фона (вклад в окно плутония) продуктов распада радона и торона и величина сигнала от ^{239}Pu при его объемной активности $9 \cdot 10^{-16}$ Ки/л,

Результаты обработки данных по КЖА, накопленных на фильтрах, аспирированных на объекте «Укрытие», показаны на рис. 4.

Можно сделать вывод об уменьшении $k_{\text{сеп1}}$ с увеличением $W_{\text{п}}$. Кроме того, данные о средних значениях коэффициентов сепарации помещены в табл. 3.

Видно, что коэффициент сепарации уменьшается с ростом $d_{\text{ст}}$, т. е. происходит частичная сепарация аэрозольных частиц, содержащих естественную радиоактивность, центрипитером.

Результаты обработки данных по ДЖА, накопленных на фильтрах, аспирированных на объекте «Укрытие», показаны в табл. 4.

В табл. 3 и 4 указаны среднеквадратичные отклонения от средних значений $k_{\text{сеп}}$ и $k_{\text{эфф}}$.

Выводы. Анализ данных, приведенных выше, позволяет сделать следующие выводы:

5) Применение методики инерционной сепарации с использованием исследуемого варианта центрипитера позволяет, с одной стороны, увеличить концентрацию ДЖА на фильтре примерно в пять раз по сравнению с прямой прокачкой, а с другой - уменьшить фон КЖА более чем в $W_{\text{ц}}/W_{\text{фт}}$ раз.

2) Как следует из данных о $k_{\text{эфф}}$, характер его зависимости от $W_{\text{ц}}$, $W_{\text{фт}}$ и $d_{\text{ст}}$ установить не удалось. Возможно, что при более точных измерениях вывод о независимости $k_{\text{эфф}}$ для данного центрипитера подтвердится, хотя не исключено, что слабая зависимость $k_{\text{эфф}}$ например,



Таблица 4. Значения эффективности в различных от соотношения $W_{\text{ц}}$, $W_{\text{фт}}$ и $d_{\text{ст}}$ измерена, поскольку определении $k_{\text{эфф}}$ образуется отношения $L_{\text{фт}}/L_{\text{крк}}$, проводится на основе обоснованных данных, т. е.

№ п/п	Число проб	$k_{\text{эфф1}}$	коэффициентов сериях измерений
1	10	-	
2	5	$0,81 \pm 0,1$	будет обнаружена и
3	11	-	основная погрешность в
			при вычислении
			Вычисление $k_{\text{эфф}}$ должно
			статистически более
			по результатам измерений

объемной активности ДЖА не менее 10^{-15} - 10^{-14} Ки/л. Тем не менее, полученные данные, в грубом приближении, дают основания предполагать, что $k_{\text{эфф}} = 0,3 \div 0,7$. Если отличие $k_{\text{эфф}}$ и $k_{\text{сеп}}$ от единицы действительно обусловлено фракционированием ДЖА-эолей, то при дальнейших исследованиях необходимо будет оптимизировать параметры центрипитера для достижения максимального значения $k_{\text{эфф}}$ и для оптимального варианта определить

характеристики аэрозолей (массовую границу распределения), которые не достигают фильтра центрипитера, оценить биологическую значимость фракции ДЖА

3. Применение центрипитера и альфа-спектрометрии позволяет создать методику экспрессного измерения (в течение 30-60 мин) объемной активности долгоживущих РН в воздухе на уровне ДКА для ^{239}Pu .

1. Мирзин А. Ф. Определение концентрации альфа-активных долгоживущих аэрозолей с помощью центрипитера // Дозиметрический и радиационный контроль / Под ред. В. И. Гришмановского. - М.: Атомиздат, 1980. - Т. 1. - С. 87-92.

2. Салтыков Л. Д., Шалаев И. Л., Лебедев Ю. А. Радиационная безопасность при разведке и добыче урановых руд. - М.: Энергоиздат, 1984.

3. Алаев А. А., Галушкин Б. А., Бобин А. П. и др. Экспериментальные исследования эффективности респиратора ШБ-1 «Лепесток-200» и фильтровальной ткани ФПП-15-15 в условиях радиоактивного загрязнения помещений объекта «Укрытие». Отчет КЭ 11.07- 06/07 ДСП от 24.06.89 г.

4. Фертман В. Л. Блок детектирования БДАС-ОЗП: Техническое описание и инструкция по эксплуатации, 1982. - С. 22-24.

Межотраслевой Научно-технический центр «Укрытие» НАН Украины, Чернобыль
Поступила 15.03.95

УДК [614.876+539.1074] (035.5)

А. К. Сухоручкин, С. В. Казаков, В. И. Марченко
**ПРОБЛЕМЫ КОНТРОЛЯ ИНГАЛЯЦИОННОГО ОБЛУЧЕНИЯ
В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС**

Пространственно-временная неравномерность радиоактивного загрязнения воздуха и редкие высокоактивные топливные аэрозоли обуславливают неоднородное ингаляционное облучение персонала. Повышенное содержание ^{137}Cs в организме лиц, работающих в Зоне отчуждения, ограничивает возможность обнаружения инкорпорированных трансурановых нуклидов с помощью спектрометров излучений человека.

По сравнению с начальным аварийным периодом мощность дозы внешнего облучения снизились к настоящему времени в десятки и сотни раз. После осаждения продуктов аварийного выброса из атмосферы на подстилающую поверхность и распада ^{131}I прекратилось острое ингаляционное облучение. Тем не менее, проблема обеспечения радиационной безопасности персонала в Зоне отчуждения ЧАЭС остается достаточно актуальной. Хроническому или эпизодическому облучению от неуправляемых источников подвергается значительный контингент лиц, постоянно работающих (и проживающих) на радиоактивно загрязненной территории. Продолжают действовать все основные пути формирования дозы: внешнее облучение определяется ^{137}Cs , внутреннее облучение при заглатывании - ^{90}Sr и ^{137}Cs , внутреннее облучение при вдыхании - совокупностью трансурановых РН.

При контроле ингаляционного облучения возникают задачи, решение которых затруднено по объективным свойствам чернобыльских выпадений.

© А. К. Сухоручкин, С. В. Казаков, В. И. Марченко, 1995

104

К таким свойствам относятся:

явно выраженная пространственно-временная неоднородность загрязнения воздушной среды;

сосредоточение радиоактивности аэрозолей преимущественно на топливных частицах;

ингаляционное поступление и содержание каждого РН в организме в смеси с другими РН.

Ингаляционные дозы при фоновой концентрации. Среднегодовые концентрации РН в воздухе, измеренные в 1993 г. в центральной части Зоны отчуждения (ОРУ-750), представлены в табл. 1.

Таблица 1. Результаты расчетов ожидаемых эквивалентных H и ожидаемых эффективных H_E доз облучения при ингаляционном поступлении в условиях промышленной зоны ЧАЭС

РН	Концентрация $\cdot 10^{-19}$, Ки/л	Поступление		Легочный класс	H , мбэр			H_E , мбэр
		10^{13} , Ки	Бк		Кость	Легкие	Костный мозг	
^{90}Sr	870	6350	23,5	Д	1,57	0,0082	0,729	0,141
^{106}Ru	80	584	2,16	Г	0,0004	0,216	0,0005	0,0281
^{134}Cs	160	1170	433	Д	0,0056	0,0048	0,0052	0,0052
^{137}Cs	3200	23400	86,6	Д	0,081	0,074	9,079	0,074
^{144}Ce	64	467	1,73	Г	0,0013	0,137	0,0008	0,017
^{238}Pu	6,8	49,6	0,18	Г	13,7	5,76	0,7	1,422
^{239}Pu	14	102	0,38	Г	33,06	12,16	1,60	3,192
^{240}Pu	830	6060	22,4	Г	42,6	747	1,84	3,14
^{241}Am	13	95	0,35	Н	874	0,735	2,98	3,85
Сумма по РН	5240				178,5	25,6	7,93	11,9
Предел					30000	15000	5000	2000 или 5000

Суммарная концентрация достигает $5,2 \cdot 10^{-16}$ Ки/л, что составляет 14 % допустимой концентрации данной смеси в атмосферном воздухе, определяемой по известной формуле из НРБ-76/87 [1]. Здесь же даны результаты модельных расчетов годового поступления РН (объем вдыхаемого воздуха принят равным $7,3 \cdot 10^6$ л), ожидаемых эквивалентных доз в наиболее облучаемых органах или тканях и ожидаемой эффективной эквивалентной дозы. Использованы дозовые коэффициенты для взрослых лиц, представленные в Публикации № 56 МКРЗ [2] и относящиеся к аэрозолям с медианным по активности аэродинамическим диаметром (АМДЦ) 1 мкм. Для аэрозолей с АМАД, равным 5 мкм, и для РН легочного класса Г эффективная доза уменьшится примерно в три раза, для РН класса Н эта доза увеличится примерно на 20 %, для класса Д - на 60 %. Дозы в органах и тканях сопоставлены с основными дозовыми пределами НРБ-76/87 [1], а эффективная эквивалентная доза - с годовыми пределами эквивалентной дозы, рекомендованными МКРЗ [3, 4].

Как видно из табл. 1, средние ингаляционные дозы достигают лишь 0,16 - 0,6 % установленных пределов для отдельных органов [1] и 0,24 % или 0,6 % для пределов эффективной дозы 5 или 2 бэра соответственно [3, 4].

Влияние топливных аэрозолей на неоднородность облучения. В Зоне отчуждения ЧАЭС большая часть общей активности аэрозолей сосредоточена на так называемых топливных частицах. В воздухе указанные частицы встречаются довольно редко, поэтому

105

следует ожидать, что ингаляционные дозы распределяются по контингенту лиц неравномерно, даже если эти лица находятся в одинаковых производственных и бытовых условиях.

Некоторые важные результаты исследований аэрозольных частиц, полученные сотрудниками НИФХИ им. Л. Я. Карпова [5] на пробоотборной сети УДК НПО «Припять», представлены в табл. 1.

Таблица 2. Параметры радиоактивных аэрозолей в Зоне отчуждения ЧАЭС (1989-1991 гг.) [5]

Места пробоотбора	Средняя концентрация РН, Бк/1000 м ³	Средняя концентрация радиоактивных частиц, част./1000 м ³	Средняя активность частицы, Бк	Доля η топливных альфа-излучающих частиц
ОРУ-750	8,4	34	0,25	0,18
Нефтебаза	9,2	11	0,84	0,16
БНС	5,0	14	0,35	0,05
г. Припять	03	10	0,03	0,08
с. Копачи	0,14	1,7	0,08	0,16
г. Чернобыль	0,13	2,5	0,05	0,33
в/п Зеленый Мыс	0,02	0,3	0,07	-

Как видно, в 1000 м³ воздуха содержится в среднем не более 34 радиоактивных частиц. Не более 33 % частиц содержат альфа-излучающие нуклиды - эти частицы относятся к топливным, и именно они определяют дозовую нагрузку. При поступлении топливных частиц через органы дыхания непосредственно в формировании дозы участвуют только те частицы, которые достигли легочного отдела и отложились в нем - остальные частицы выводятся из организма, практически не успевая создать значительную дозу.

Среднее число M топливных частиц, принимающих в течение года непосредственное участие в формировании ингаляционной дозы у лиц, находящихся в Зоне отчуждения, можно оценить по формуле

$$M = NV\eta O_{\text{л}} \quad (1)$$

где N - средняя концентрация радиоактивных частиц в воздухе, 1/м³; V - объем вдыхаемого за год воздуха, м³; η - доля топливных частиц среди радиоактивных аэрозольных частиц; $O_{\text{л}}$ - коэффициент отложения частиц в легочной области.

При вахтовом методе работа $V=3000$ м³. Для частиц, имеющих АМАД 5 мкм, коэффициент отложения $O_{\text{л}}=0,06$ [6]. Используя эти величины и представленные в табл. 2 значения N и η , получаем, что среднее число M частиц, формирующих ингаляционную дозу, составит, например, в г. Чернобыле 0,15 част./год, а на ОРУ-750 – 1,1 част./год.

Распределение таких редких событий в пространстве (или во времени) принято описывать законом Пуассона [7]

$$f_M(m) = e^{-M} M^m / m! \quad (2)$$

где $f_M(m)$ - вероятность отложения в легких m частиц в условиях, при которых среднее число отложившихся частиц равно M .

В рассматриваемых случаях функция (2) в диапазоне $m=0 \div 5$ принимает следующие значения:

m	0	1	2	3	4	5
г. Чернобыль ($M=0,15$)	0,86	0,13	0,01	0,0005	-	-
ОРУ-750 ($M=1,1$)	033	037	0,20	0,07	0,02	0,004

Например, для условий г. Чернобыля с вероятностью 0,01 (или у 1 % лиц) за год в легких откладывается две частицы, что в 13 раз превышает среднее значение; в условиях ОРУ-750 с вероятностью 0,02 в легких откладывается четыре частицы, что почти в 3,6 раза превышает среднее для этого пункта значение.

Таким образом, даже при равномерном загрязнении воздушной среды топливными частицами ингаляционное облучение персонала (и населения) оказывается весьма неоднородным.

Пространственно-временная неоднородность поля концентраций. До аварии 1986 г. концентрации долгоживущих РН в воздухе в отдельных пунктах Зоны отчуждения ЧАЭС были примерно одинаковыми и в целом по зоне наблюдения различались не более чем в три

раза [8]. Несколько стационарных пробоотборников воздуха вполне обеспечивали необходимый режим наблюдений за таким равномерным полем концентраций.

Радиоактивные выпадения аварийного выброса ЧАЭС сформировали на подстилающей поверхности источники вторичного загрязнения приземного слоя воздуха. Интенсивность источника зависит от многих параметров: плотности загрязнения, физико-химических форм РН, метеоусловий, состояния поверхности. Этим обусловлена существенная неоднородность радиоактивного загрязнения воздуха в послеаварийный период. В настоящее время (данные по 1993 г.) среднегодовые концентрации суммы РН на периферии Зоны отчуждения и в ее центральной части различаются более чем на два порядка (Ки/л):

Нефтебаза (1 км от ЧАЭС) -	$5,8 \cdot 10^{-16}$
с. Дитятки (30 км от ЧАЭС) -	$2,1 \cdot 10^{-18}$

Среднегодовые концентрации заметно расходятся и на сравнительно небольших (до 1 км) расстояниях. Например, по двум расположенным в разных местах г. Припяти пробоотборникам в 1993 г. получены следующие результаты (сумма нуклидов, Ки/л):

Пост АСКРО (стадион)	$-1,1 \cdot 10^{-17}$,
Пост АУ (ЛВД)	$-3,3 \cdot 10^{-17}$

При этом среднемесячные концентрации могут различаться в 40 и более раз [9], а отдельные измерения - в 70 раз.

При воздействиях на подстилающую поверхность кратковременные концентрации увеличиваются на один-два порядка величин по отношению к средним значениям. Так, при пыльных бурях апреля 1987 г. концентрация суммы РН на посту ОРУ-750 достигала 10^{-11} Ки/л, в 1990 - $5 \cdot 10^{-14}$ Ки/л; при лесных пожарах 1992 г. концентрация на периферии зоны превышала 10^{-16} Ки/л.

Представленные выше значения концентраций (см. табл. 1) получены с помощью стационарных пробоотборников, удаленных на десятки-сотни метров от мест нахождения персонала и на сотни метров - несколько километров от наиболее интенсивных источников вторичного загрязнения. Эти данные характеризуют радиоактивное загрязнение воздуха на значительных территориях (фоновое загрязнение), но не на рабочих местах и, тем более, не в ингалированном воздухе. Поэтому при их использовании для дозовых оценок требуется известная осторожность. Например, в публикации № 35 МКРЗ [10] указывается, что ингаляционное облучение работающих на производстве может быть значительно выше, чем определяемое с помощью пробоотборников воздуха, даже находящихся вблизи рабочих мест. Рекомендуются путем длительных систематических исследований установить коэффициент, определяющий концентрацию в непосредственно вдыхаемом воздухе по показаниям стационарного (зонального) пробоотборника. В зависимости от конкретных производственных условий этот коэффициент может изменяться в широком диапазоне - от нескольких единиц до нескольких десятков [10, 11].

Специально выполненные исследования показывают, что в Зоне отчуждения ЧАЭС локальные концентрации, возникающие при механических или огневых воздействиях на загрязненные поверхности, в десятки и сотни раз превышают концентрации, измеряемые стационарными пробоотборниками [9].

Основные результаты сравнения представлены в табл. 3.

107

Таблица 3. Сравнение локальных и фоновых концентраций изотопов ^{239}Pu , ^{240}Pu в воздухе, аКи/л*

Места, время и условия пробоотбора	Локальная концентрация (передвижной пробоотборник)	Фоновая концентрация (стационарный пробоотборник)	Кратность превышения
При движении по дорогам (02.06.1991 г. - 15.06.1991 г.)			
г. Припять	44	0,22	200
с. Копачи - г. Чернобыль	4,4	0,24	18
Операции по обращению с ТРО (05.06.1989 г. - 20.06.1989 г.)			
Перевозка на ПЗРО «Буряковка» (за автомашиной)	1700	1,4	1200
Разгрузка, на ПЗРО «Буряковка»	тю	-	6500
Погрузка земли в г. Чернобыле	350		250

* $1 \text{ аКи} = 10^{-18} \text{ Ки}$

Видно, что особенно высокие концентрации наблюдались при простых операциях (перевозка, погрузка) со слабоактивными ТРО. Заметим, что концентрации РН в салонах автобусов, перевозящих персонал, выше, чем на автодорогах [9].

Изменчивость метеоусловий и технологических режимов в Зоне отчуждения ЧАЭС, существенные различия в физических процессах формирования фоновых и локальных концентраций препятствуют установлению корреляционных соотношений между ними.

Еще более трудной представляется оценка годового ингаляционного поступления РН, поскольку локальные концентрации, как правило, ограничены также во времени.

В табл. 4 приведены ингаляционные дозы, рассчитанные в предположении, что человек без средств индивидуальной защиты находится в поле локальной концентрации в течение 100 ч, т. е. 5 % годового рабочего времени.

Таблица 4. Оценка ожидаемой эквивалентной дозы H в органах и тканях и эффективной дозы H_E от ингажида в течение 100 ч воздуха с локальной концентрацией РН

Место нахождения персонала	H , мбэр			H_E мбэр
	Кость	Легкие	Костный мозг	
Автодороги	64	9,2	2,8	4,3
г. Чернобыль, (погрузка земли)	509	73	23	34
ПЗРО «Буряковка» (разгрузка ТРО)	1340(1	1920	594	890
Предел [1]	3000)	15000	5000	5000

Примечания: 1. Без учета средств индивидуальной защиты органов дыхания

2. Оценка проведена по формуле

$$H = H_{\Phi} \frac{100 K_L}{8800 K_{\Phi}},$$

где H_{Φ} - значение дозы H или H_E из табл. 1; 1800 - нормализованное число часов в году [1]. K_L - локальная концентрация ^{239}Pu , ^{240}Pu из табл. 3; K_{Φ} - фоновая концентрация ^{239}Pu , ^{240}Pu из табл. 1.

108

В расчетах использована локальная концентрация ^{239}Pu , ^{240}Pu из табл. 3, а полный нуклидный состав в соответствии с данными 1993 г. - из табл. 1.

В этих условиях основные дозовые пределы не превышаются, но видно, что в отдельных случаях ингаляционные дозы могут быть весьма существенными, а в целом имеет место ярко выраженная неоднородность ингаляционного облучения персонала.

Контроль инкорпорированных РН. Внутреннее облучение оценивается не только по поступлению РН в организм, но и непосредственно по их содержанию в теле человека. Для оперативного определения активности инкорпорированных РН используют спектрометры (счетчики) излучений человека (СИЧ) - специальные приборы (установки), регистрирующие исходящее из тела излучение.

В Зоне отчуждения ЧАЭС ингаляционные дозы обусловлены, главным образом, трансураниевыми РН, но свойства их излучений накладывают известные ограничения на возможности регистрации. Альфа- и бета-частицы полностью поглощаются в органах и тканях, а гамма-излучение имеет малую энергию и малый выход (табл. 5), что затрудняет его измерение на имеющемся фоне.

Последнее обстоятельство особенно существенно при повышенном содержании ^{137}Cs в организме, что характерно для лиц, находящихся в Зоне отчуждения ЧАЭС.

Как следует из табл. 5, среди присутствующих в продуктах аварийного выброса РН наиболее подходящим для измерения на СИЧ является Am.

Следующая оценка иллюстрирует трудности регистрации гамма-излучения ^{241}Am на фоне рассеянного излучения ^{137}Cs .

Предположим, что в точечный источник S, активность ^{241}Am равна активности ^{137}Cs – A_7 . Детектор D размещен на расстоянии $r=10$ см. Простой расчет с функций спектрального гамма-квантов [12, 13] энергетическом диапазоне 59-кэВ рассеянным и нерассеянным $N_7/N_1 = 0,04 A_7/A_1$ где N_7 - поток рассеянных ^{137}Cs , $1/(\text{см}^2 \cdot \text{с})$; N_1 - поток испущенных ^{241}Am , $1/(\text{см}^2 \cdot \text{с})$. В настоящее время в активность A_1 ^{137}Cs в 50-100 поэтому $N_1/N_7=2\div 4$, т. е. в рассеянных гамма-квантов в 2-сигнал.	слое воды размещен содержащий оба эти РН:	
	РН	Выход на распад, % A_1 ;
	^{238}Pu	11,58
		на границе слоя на
		0,05
	^{239}Pu	4,41
		использованием известных
		0,05
		распределения рассеянных
	^{240}Pu	11,01
		показывает, что в
		0,05
		60 кэВ соотношение между
		излучениями составит
	^{241}Pu	-
	^{241}Am	42,7
		гамма-квантов, испущенных
		2,4
		нерассеянных гамма-квантов,
		0,11
		топливных частицах
		35,9
		раз выше активности ^{241}Am ,
		0,18
		данном случае фон
		4 раза превышает полезный

Реально в Зоне отчуждения ЧАЭС содержание ^{137}Cs в организме лиц в сотни раз превышает значимое содержание ^{241}Am ; последнее, учитывая пределы поступления [1, 14], оценивается величиной в несколько Бк. Например, через 80 дней после ингаляционного поступления на уровне 1 ПГП (200 Бк) во всех костных тканях отложится около 9 Бк ^{241}Am [15].

Таблица 5. Параметры гамма- излучения некоторых трансураниевых РН

По данным измерений на СИЧ УДК НПО «Припять» в 1994 г, 26 % работающих в Зоне отчуждения имели содержание ^{137}Cs более 1500 Бк (40 нКи), 9 % - более 3700 Бк (100 нКи), 2 % - более 11000 Бк (300 нКи):

109

Диапазон содержания, нКи	Число обследованных
0-40	7876
40-60	1949
60-80	525
80-100	37
100-150	418
150-200	176
200-300	152

300-500	394
500-1000	62
1000-1500	21
1500-2900	17
2000-3300	3
3300-5900	1
Свыше 5000	1

Практические измерения на современных измерительных комплексах подтверждают наличие трудностей определения содержания трансурановых РН на фоне гамма-излучения ^{137}Cs .

В работе Института ядерной безопасности и защиты (Франция) определено содержание около 20 Бк ^{241}Am и около 1500 Бк ^{239}Pu в присутствии лишь 300 Бк ^{134}Cs , ^{137}Cs . При содержании 2300 Бк ^{134}Cs , ^{137}Cs предел регистрации ^{241}Am оценивается величиной 6,5 Бк при 60 мин измерения [16].

В Украинском научном центре радиационной медицины также определили содержание ^{241}Am на высоком уровне 4-8 Бк при содержании ^{137}Cs на низком уровне (400-600 Бк).

Нормативное обоснование ограничения ингаляционных доз. Радиационное воздействие ингалируемых РН ограничивается установленными нормативами [1, 3, 6, 14]. Допустимое годовое ингаляционное поступление зависит от растворимости (легочного класса) РН и имеет следующие минимальные значения (Бк):

	НРБ-76/87 [1]	МКРЗ [14]
^{238}Pu	89	300
^{239}Pu	78	300
^{240}Pu	78	300
^{241}Pu	4070	20000
^{241}Am	260	300

Примечание. АМАД - 1 мкм

Помимо поступления, НРБ-76/87 [1] ограничивают также содержание РН в организме.

Если ингаляционное облучение обусловлено не одним, а несколькими РН, то предусматривается специальная процедура вычисления допустимого содержания смеси РН.

В работе [17] представлены результаты расчетов допустимого содержания $\text{ДС}_{\text{Асм}}$ смеси РН чернобыльского выброса, инкорпорированных в легких условного человека, а также ^{137}Cs в легких и в теле при содержании смеси на уровне $\text{ДС}_{\text{Асм}}$ (нКи):

	110 $\text{ДС}_{\text{Асм}}$ ^{137}Cs		
	в легких	в легких	в теле
Нерастворимые соединения	550	250	250
Растворимые соединения	260-340	0,9-7,0	63-490
Допустимое содержание [1]	-	2000	33000

Видно, что в смеси РН предельным содержанием ^{137}Cs следует считать значительно более низкое содержание по сравнению с табулированными значениями НРБ-76/87:

	Кратность снижения $\text{ДС}_{\text{А137}}$	
	в легких	в теле
Нерастворимые соединения	8	132
Растворимые соединения	2000-285	524-67

Регламентированные НРБ-76/87 значения $ДС_A$ относятся к моменту прекращения трудовой деятельности и профессионального облучения, поэтому при текущем обследовании контрольное содержание должно назначаться на еще более низком уровне.

Таким образом, даже фоновое содержание ^{137}Cs в условиях Зоны отчуждения ЧАЭС само по себе не гарантирует соблюдения установленных дозовых пределов.

В нормативных документах не отражены все специфические свойства РН чернобыльского выброса.

По данным 1993 г. (см. табл. 1) и с использованием полуэмпирического соотношения, представленного в работе [18], можно определить, что около 42 % ^{137}Cs в воздухе заключено в топливных аэрозолях (частицах). Этот так называемый топливный цезий труднорастворим и относится к легочному классу Г. В работе [19] показано, что создаваемая этим цезием доза в легких в 80 раз выше, чем соответствующая доза ^{137}Cs класса Д, а только последний и нормируется в рекомендациях МКРЗ [6, 14].

Доза, формируемая: топливным Cs, существенно превышает и дозу от нерастворимого ^{137}Cs , поступление которого нормируется в НРБ-76/87. В гипотетическом случае ингаляционного поступления топливного ^{137}Cs на предельно допустимом уровне (на уровне ПДП) предел дозы в легких, равный 15 бэр [1], превышен более чем в пять раз [19].

Следует отметить, что формально НРБ-76/87 вообще не допускают попадания топливных частиц в организм. Это следует из принятого определения максимальной эквивалентной дозы ([1], Введение, п. 37) как наибольшего значения эквивалентной дозы в критическом органе, которое и регламентируется основными дозовыми пределами ([1], п. - 3.2). Поскольку доза вблизи топливных частиц (на расстоянии 100 мкм) может быть как угодно велика [20], но ясно, что в Зоне отчуждения ЧАЭС имеются многочисленные, но не контролируемые случаи нарушения формально установленных норм радиационной безопасности [1].

Заметим, что по рекомендациям МКРЗ [3, 4] с дозовым пределом сопоставляется не максимальная, а средняя по органу доза, и этим исключается проблема специального нормирования ингаляционного поступления топливных частиц.

Заключение. Ингаляционные дозы в Зоне отчуждения ЧАЭС в среднем не превышают 1 % установленных дозовых пределов. Однако высокие локальные концентрации РН в воздухе и аэрозольные топливные частицы создают резко неоднородные условия ингаляционного облучения персонала, и нельзя исключить, что в отдельных случаях ингаляционные дозы могут составлять заметную часть от дозового предела.

111

Рассеянные и нестационарные источники радиоактивного загрязнения воздуха в сочетании с неустановившимися технологическими режимами затрудняют проведение индивидуального контроля за ингаляционным поступлением РН.

Ингаляционное поступление сразу нескольких (смеси) РН обуславливает принципиальные ограничения при индивидуальном контроле на СИЧ содержания в организме радиационно значимых трансурановых РН в присутствии ^{137}Cs . Кроме того, пероральное поступление ^{137}Cs не позволяет использовать его в качестве реперного РН при интерпретации результатов для оценки ингаляционных доз.

Допуская возможность ингаляционного поступления смеси РН, даже фоновое значение ^{137}Cs нельзя считать малой величиной при интерпретации результатов измерений на СИЧ.

Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87 [1] не учитывают конкретных свойств продуктов чернобыльского выброса и нуждаются в адаптации к условиям облучения в Зоне отчуждения ЧАЭС.

На практике радиационная безопасность дня большей части персонала обеспечивается путем установления весьма жестких контрольных концентраций в местах стационарного пробоотбора - на уровне 1 % ДКА, а также проведением пылеподавления, использованием средств индивидуальной защиты органов дыхания при производстве работ на местности и операциях с РАО.

1. Нормы радиационной безопасности НРБ-76/17 // Основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами (ОСП-72/87). – М.: Энергоатомиздат, 1988. – 160 с.
2. Annals of the ICRP, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part I ICRP Publication 56. Adopted by the commission in April 1989.
3. Радиационная защита. Публикация МКРЗ № 26. Под ред. А. А. Моисеева и П. В. Рамзаева. Пер. с англ. – М.: Атомиздат 1978 – 88 с.
4. Annals of the ICRP. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Adopted by the commission in November 1990.
5. Будыка А. К., Борисов Н. Б., Огородников Б. И. Высокоактивные аэрозольные частицы в приземном слое воздуха 30-километровой зоны ЧАЭС // Охрана окружающей среды. Вопросы экологии и контроля качества продукции. – 1992. – Вып. 7. – С. 4-14.
6. Пределы поступления радионуклидов для работающих с ионизирующим излучением: Публикация МКРЗ № 30 // Докл. II Комитета Междунар. комиссии по радиологической защите. Ч. I. Пер. с англ. – М.: Энергоиздат, 1982. – 135 с.
7. Тейлор Дж. Введение в теорию ошибок / Пер. с англ. – М: Мир, 1985. – 272 с.
8. Булдаков Л. А., Гусев Д. И., Гусев Н. Г. и др. Радиационная безопасность в атомной энергетике / Под ред. А. И. Бурназяна. – М.: Атомиздат, 1981. – 120 с.
9. Демин С. Н., Мамин А. И., Сухоручкин А. Г. и др. Локальные концентрации радионуклидов в воздухе при антропогенной деятельности в зоне ЧАЭС // Чернобыль-92. Докл. 3-го Всесоюз. научно-техн. сов. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Чернобыль, 1992. – Т. 1, ч. 2. – С. 318 – 325.
10. Общие принципы радиационного контроля облучения лиц, работающих с источниками ионизирующих излучений / Публикация № 35 МКРЗ: Пер. с англ. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 56 с.
11. Дозиметрический и радиометрический контроль при работе с радиоактивными веществами и источниками ионизирующих излучений (методическое руководство). Т. 1. Организация и методы контроля. – М.: Атомиздат, 1980. – С. 272.
12. Гельдштейн, Уилкинс. Расчеты прохождения гамма-излучения через вещество // Защита транспортных установок с ядерным двигателем. – М.: Изд-во иностр. лит., 1961 – С. 212-430.
13. Лейтунский О. И., Новожиллов Б. В., Сахаров В. Н. Распространение гамма-квантов в веществе. – М.: Гос. изд. физ.-мат. лит. 1960. – 207 с.
14. Annals of the ICRP. Annual Limits да Intake of Radionuclides by Workmen Based on the 1990. Recommendations. A report from Committee 2 of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 61. Adopted by the commission in November 1990.
15. Oliveira C. A., Lourenco M. C., Dantas B. N. et al. The IRD/CHEN Whole-body Counting Facility: Background and Calibration Results // Radiation Protection Dosimetry. – 1989. – 29, N 1 – P. 203-208.
16. Daburon M. L., Bullier D., Pitiot C. Phoswich Detector Utilisation for in Vivo lung Measurement of Plutonium and Americium after the Chernobyl Accident // Ibid. – 1989. – 26, N 1/4. – P. 211-215.
17. Сухоручкин А. К. Оценка допустимого содержания смеси радионуклидов Чернобыльского выброса в легких человека // Радиобиология. – 1992 – 32, вып. 2. – С. 163-171.

112

18. Тер-Сааков А. А., Кунцевич А. Д., Куринный и др. Соотношение топливной и конденсационной компонент выпадений в различных зонах загрязнения // Чернобыль-90. Докл. 2-го Всесоюз. науч.-техн. сов. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Т. 1, ч. 2. Радиационный мониторинг. Чернобыль, 1990. – С. 49-53.
19. Кутыков В. А., Сухоручкин А. К. Влияние физико-химической формы цезия-137 на ингаляционные дозы в зоне ЧАЭС // Чернобыль-92. Докл. 3-го Всесоюз. науч.-техн. сов. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Т. 3, ч. 3. Медико-биологические аспекты последствий аварии. Зеленый Мыс, 1992 – С. 552-557.
20. Зоммермейер К. Распределение дозы в окружении горячих частиц // Радиоактивные частицы в атмосфере (сб. статей. Пер. с нем.). – М: Госатомиздат, 1963 – С. 145-149.

Управление дозиметрического контроля НПО «Припять», Чернобыль
Поступила 15.03.95

УДК 631; 632; 614, 73

В. Г. Барьяхтар, А. А. Бугай, В. А. Гайченко, Г. Н. Коваль, Н. И. Проскура **НЕКОТОРЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ И ПРОБЛЕМЫ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЙ РЕТРОСПЕКТИВНОЙ ДОЗИМЕТРИИ В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС**

Рассматриваются экспериментальные методы ретроспективной дозиметрии объектов в Зоне отчуждения ЧАЭС. Показано, что метод термолюминесценции кварцевых частиц и метод электронного парамагнитного резонанса эмали зубов могут применяться как для проверки теоретических расчетов и экспериментальных оценок, так и для накопления экспериментальных данных о наиболее интересных или характерных случаях аварийного облучения.

1. Введение. Зону отчуждения АЭС можно определить как зону, загрязненную РН, рассеянными в результате взрыва реактора Чернобыльской АЭС. Воздействие РН на живую природу и человека имеет комплексный характер: внешнее облучение, внутреннее облучение в результате инкорпорирования РН, интоксикация в результате инкорпорирования токсичных РН.

При изучении последствий Чернобыльской катастрофы в Зоне отчуждения фундаментальным является вопрос об интенсивности облучения растений, животных, человека, т. е. о дозовых нагрузках, обусловленных как внутренним, так и внешним облучением. Этот вопрос особенно важен еще и потому, что в Зоне отчуждения проводится большое число медико-биологических исследований, причем определению истинных значений доз иногда не уделяется должного внимания, и, таким образом, научная ценность полученных результатов бывает меньше, чем могла бы быть.

Проблема определения истинных значений индивидуальных доз была острой с момента начала развития катастрофических явлений на IV энергоблоке ЧАЭС. Так, индивидуальные дозы людей в первые часы и дни аварии оставались неизвестными или определялись весьма приближенно. В течение первого месяца некоторые ликвидаторы работали без индивидуальных дозиметров (дозы оценивали по показаниям полевых дозиметров). Вследствие непрофессионального обращения с дозиметрами значительной части ликвидаторов, недостатков ОДК, официальная информация об индивидуальных дозах, зарегистрированных в 1986 г., нуждается в серьезном анализе и проверке (см., например, [1], статистический анализ записей об индивидуальных дозах ликвидаторов указывает на ненадежность некоторой части официальных данных). Позже индивидуальные дозы для жителей г. Припяти и ликвидаторов стали рассчитывать, используя методику маршрутных листов и сведения о динамике доз в определенных точках, в которых проводилась дозиметрия. Ясно, что эти расчеты основываются на некоторых допущениях, экстраполяциях, предположениях о факторах экранирования, а также на воспоминаниях каждого опрошенного и поэтому нуждаются в прямой экспериментальной проверке.

© В. Г. Барьяхтар, А. А. Бугай, В. А. Гайченко, Г. Н. Коваль, И. И. Проскура, 1995

113

Точные значения индивидуальных доз людей, облученных в результате аварии ЧАЭС, необходимы для реалистической оценки состояния их здоровья, прогноза течения заболеваний, для сценок коллективной дозы, определяющей статистику онкологических заболеваний и др.

Но проблема реконструкции дозы актуальна не только для оценки облучения людей. Зона отчуждения ЧАЭС загрязнена осевшей радиоактивной пылью [2-4] Распределение РН по площади имеет сильно выраженный пятнистый характер, как на крупной, так и на мелкой шкале. Проникающие излучения воздействуют на объекты флоры и фауны: крупных и мелких животных, птиц, насекомых, грибы, микроорганизмы, растения. Влияние своеобразных условий, сложившихся в Зоне отчуждения, на растительный и животный мир, в том числе на сельскохозяйственных животных и на растения, изучают работники многих организаций. В ряде случаев зафиксировано существенное влияние радиации на эти объекты (например, «рыжий лес»). При анализе полученных результатов также возникает вопрос о дозовых нагрузках.

Наконец, внутри объекта «Укрытие» действуют гигантские потоки излучений, способные существенно повлиять на состояние и прочность строительных элементов. Поэтому актуальна также задача оценки интегральных доз, полученных строительными материалами внутри «Укрытия».

Поглощенные дозы можно рассчитать, пользуясь некоторыми начальными условиями. Однако задача оказывается многопараметрической, основанной на определенных моделях и приближениях и, следовательно, нуждается в экспериментальной проверке, т. е. в экспериментальной реконструкции дозы, полученной объектом, для которого непосредственная приборная дозиметрия не проводилась. Задача экспериментальной реконструкции дозы решена еще до Чернобыльской катастрофы, методы экспериментальной

ретроспективной дозиметрии разработаны и применялись ранее в аварийных ситуациях. В следующем пункте приведен литературный обзор по этой теме.

2 Экспериментальные физические методы ретроспективной дозиметрии. *Общие принципы решения задачи.* Задача экспериментального определения дозовых нагрузок, существовавших в прошлом, оказывается принципиально разрешимой в связи с тем, что в природе достаточно широко распространены естественные дозиметрические кристаллы. Вообще говоря, многие твердые вещества сохраняют следы воздействия проникающих излучений. Однако стабильность таких следов и простота их наблюдения в наибольшей степени присущи диэлектрическим кристаллам. В настоящее время считается, что из природных веществ наиболее удобны для дозиметрии кварц и эмаль зубов человека и животных.

Что касается кварца, то обычный песок (речной и карьерный) наполовину состоит из кварцевых частиц. Песок является одним из компонентов почвы, используется для изготовления строительных растворов, бетона, кирпича, черепицы, бытовой керамики. В любой точке пространства, пораженного радиоактивными загрязнениями, можно найти достаточное количество кварцевого песка. Кварц является известным дозиметрическим кристаллом. Под влиянием ионизирующей радиации в кварце возникают «радиационные центры» - электронные ловушки, захватившие свободные электроны, созданные радиацией. Радиационные центры детектируются многими экспериментальными физическими методами. Наиболее широко используются метод термолюминесценции (ТЛ) и метод электронного парамагнитного резонанса (ЭПР). Концентрация радиационных центров пропорциональна поглощенной дозе. Дозиметрические свойства кварца первоначально были использованы для геологического датирования осадочных пород [5] и археологического датирования керамики [6]. Кварц, входящий в состав песка, разнообразен по составу примесей и содержит ловушки электронов разной природы и разной глубины залегания. В связи с этим каждый исследуемый образец необходимо калибровать по чувствительности к радиации посредством дооблучения от калиброванного источника γ -лучей. Детектирование радиационных центров в кварце осуществляется методом ТЛ и методом ЭПР.

114

Эмаль зубов человека и животных приблизительно на 97 % состоит из кристаллического вещества карбонат-гидроксил-апатит (3 % объема эмали приходится на органическое вещество лимфоэмаль). Апатит является широкозонным диэлектриком. Под влиянием ионизирующих излучений в эмали возникают свободные электроны, которые захватываются примесным центром CO_3^{2-} и образуют парамагнитный радикал $\text{CO}_3^{\cdot-}$. Концентрация парамагнитных центров пропорциональна дозе. Однако структура и примесный состав эмали могут в определенных пределах изменяться. Поэтому необходима индивидуальная калибровка чувствительности. Как и в случае кварца, она выполняется посредством дооблучения образца последовательно несколькими дозами от калиброванного источника γ -излучения. Детектирование парамагнитных радиационных центров в эмали зуба осуществляется методом ЭПР.

Для измерения дозы, накопленной кварцевыми частицами, необходимо использовать кварцевые частицы, извлеченные из керамических материалов, кирпича и черепицы, так как эти материалы в процессе изготовления проходят стадию высокотемпературного технологического отжига, в результате которого исчезают радиационные центры, накопленные при естественной облучении в течение очень длительных (геологических) периодов существования кварца. Частицы кварца, находящиеся внутри керамического изделия, чувствительны к γ -лучам, α - и β -частицам. Облучение α -частицами может иметь место из-за примесей тяжелых радиоактивных ядер в матрице, β -облучение возможно как извне, так и изнутри. Роль внутренних облучателей должна определяться экспериментально. Внешнее β -облучение можно исключить, используя для анализа только слои материала, расположенные достаточно глубоко под поверхностью. Обычно кварцевые частицы в керамике используют для измерения внешнего γ -облучения. Для выделения кварцевых частиц кирпич или черепица измельчаются механическими способами до состояния крупнозернистого порошка. Затем порошок подвергается химической обработке и магнитной

сепарации, в результате чего получают фракцию кварцевой компоненты. Полученный таким образом образец подвергают термолюминесцентному анализу. Чувствительность зависит от разновидности методики ТЛ. В прямом методе («метод высокотемпературного пика») чувствительность составляет около 100 сГр. В более сложной и трудоемкой методике («метод предозы») чувствительность достигает 10 сГр. Возможно также применение метода ЭПР, однако в этом случае чувствительность в несколько раз ниже. В некоторых случаях метод ЭПР может иметь преимущество перед ТЛ, например, при исследованиях неотожженных частиц кварца в бетоне и других объектах.

Спектры ЭПР радиационных центров в эмали обычно наблюдаются на спектрометрах ЭПР 3-см диапазона при комнатной температуре; g-фактор близок к двойке. Линия ЭПР радиационных центров оказывается наложенной на линию ЭПР органического радикала, обычно присутствующую в спектре ЭПР зуба и не связанную с радиационными центрами. Это обстоятельство затрудняет наблюдение ЭПР радиационных центров, уменьшает чувствительность метода и требует компьютерной расшифровки спектра - разложения его на составляющие. Для приготовления образцов, пригодных для наблюдения ЭПР, эмаль отделяется от дентина с помощью механических приспособлений и измельчается в порошок с размерами зерен около 0,1 мм. Обычно масса образца 0,2-0,3 г. Чувствительность метода ЭПР эмали зуба около 20 сГр. Эмаль зуба используется для измерения дозы внешнего γ -излучения и не может быть использована для оценки внутренней дозы за счет загрязнения организма РН. Для определения концентрации радиационных центров в эмали зуба в настоящее время применяется только метод ЭПР. Применение других методов осуждается, но пока не реализовано.

Применение экспериментальных методов ретроспективной дозиметрии. Для определения экспозиционных доз, существовавших в прошлом, метод ТЛ впервые был применен для анализа ситуации в Хиросиме и Нагасаки [7]. Этот метод был выбран

115

смешанной американско-японской комиссией для проверки и пересмотра интенсивностей дозовых полей, возникших в Хиросиме и Нагасаки при взрывах атомных бомб. Экспериментальные работы, выполненные в лабораториях Японии и США по исследованию ТЛ кварцевых частиц в образцах черепицы и кирпича, взятых на разных расстояниях от эпицентров ядерных взрывов, обобщены в «Финальном отчете» в 1986 г. [8]. Эти результаты залучили сокращенное обозначение DS-86 (Dosimetry System-86). DS-86 является развитием созданных в 1957 г. (Т57Д) и в 1965 г. (Т65Д) дозиметрических систем для людей, пострадавших в Хиросиме и Нагасаки. Согласно DS-86 рассчитанные ранее дозы для пострадавших должны быть существенно изменены по сравнению с предыдущей системой Т65Д. Отчет DS-86 является наиболее ярким образцом применения экспериментальных физических методов для восстановления картины лучевых полей и доз облучения в прошлом.

Известны и другие приложения этих методов. Так, в [9] анализируются дозы γ -излучения вблизи мест наземных испытаний атомного оружия в штате Невада.

Метод ЭПР эмали зубов для определения дозы, полученной человеком, впервые был применен в 1984 г. [10] для оценки доз пострадавших в Хиросиме и Нагасаки. На шести образцах зубов были получены дозы от 60 до 310 сГр в зависимости от расстояния, на котором находились облученные люди от эпицентра. На образцах зубов людей, облученных в результате действия факторов Чернобыльской катастрофы, выполнены исследования, изложенные в [11, 12].

3. Определение интегральной накопленной дозы в некоторых точках Зоны отчуждения методом ТЛ. *Установка для наблюдения ТЛ в кварце.* Методом ТЛ пользуются многие исследователи, в том числе украинские. Однако для наблюдения ТЛ кварцевого песка установка должна удовлетворять определенным требованиям. Из опыта работ, выполненных за рубежом [13], эти требования хорошо известны. В отделе ретроспективной дозиметрии ИФП НАН Украины была изготовлена специализированная установка для наблюдения спектров ТЛ кварцевого песка. Основные детали установки - нагреватель образца и фотоумножитель. Конструкция нагревателя разработана нами, она позволяет осуществлять

линейное изменение температуры в диапазоне 20-600°C со скоростью 20°C·с⁻¹. Чувствительность установки в варианте прямого наблюдения термолюминесценции высокотемпературного (350°C пика люминесценции при массе образца 50 мГ и скорости развертки температуры 20°C·с⁻¹ составляет 50 сГр. При конструировании установки предусмотрена возможность подключения к ЭВМ. В настоящее время изготавливается соответствующий интерфейс.

Сбор образцов осуществлялся в 1991-1994 гг. авторами данной статьи. Как отмечалось в п. 2, образцами, пригодными для ретроспективного измерения дозы, являются кирпичи и черепица, собранные в тех пунктах Зоны отчуждения, которые представляют интерес для исследователей.

При сборе образцов мы ставили перед собой задачу получить данные об экспозиционных дозах в различных пунктах Зоны отчуждения, приобрести опыт работы с образцами, оценить возможности метода ТЛ и его перспективы в решении проблем Чернобыльской аварии.

Разработка методики сбора образцов заслуживает специального рассмотрения. Так, кирпичи могут лежать отдельно на поверхности земли или штабелями на строительной площадке, находиться в кирпичной кладке стены или в верхнем ряду недостроенной стены, внутри или вне дома и т. п. Расположение кирпича имеет большое значение для анализа результата. Кирпич мог располагаться так, что на нем оседала и скапливалась радиоактивная пыль, или он мог быть заэкранирован от излучений загрязненной территории вокруг и т. п.

Собирать образцы, отдельно лежащие на земле, сложенные для подготовки строительства, или брать из верхнего ряда незаконченной кирпичной кладки значительно проще, чем извлечь образец из стены законченной постройки. Последнее требует специального инструмента, алмазных коронок большого диаметра.

116

В настоящей работе большая часть собранных образцов кирпича представляют собой отдельно лежавшие кирпичи и кирпичи из верхних рядов недостроенных стен. Пластины черепицы были сняты с крыш одноэтажных сельских домов.

Обработка образцов. Образцы кирпича и черепицы разрезались алмазной пилой на небольшие (1-2 см) фрагменты. Наружные поверхности срезались или шлифовались на 2-3 мм. Небольшие куски измельчались в фарфоровой ступке до состояния крупнозернистого песка. Затем образцы промывали водой, что позволяло удалить частицы глины. После этого образец травился в плавиковой кислоте. В результате получалась чистая фракция кварцевого песка. Затем песок просеивали через калиброванные сита и для анализа брали фракцию с размером зерен 100-200 мкм. Из целого стандартного кирпича можно получить около 1 см³ кварцевого песка, пригодного для ТЛ анализа. Для получения одного спектра ТЛ требовалось 100 мг кварцевого песка.

Калибровка чувствительности к γ -излучению. По составу примесей пески сильно отличаются, поэтому каждый образец требует индивидуальной калибровки чувствительности к радиации. В нашей работе калибровка осуществлялась дооблучением порций исходного образца несколькими дозами γ -излучения от цезиевого источника Института ядерных исследований НАН Украины. Для того чтобы исключить ошибки, связанные с возможными эффектами ложной термолюминесценции, проводится также проверка спектра ТЛ на наличие плато («плато тест»). В данной работе внимание было сосредоточено на анализе радиационной обстановки в пунктах, попавших в зону так называемого ρ -западного «следа» выбросов аварийного реактора. Названия этих населенных пунктов, а также величины накопленной за период 1986-1993 гг. дозы внешнего γ -излучения в определенных их точках приведены в табл. 1. В некоторых населенных пунктах проведены несколько анализов. Можно видеть, что, начиная с расстояния 7-8 км от ЧАЭС, доза внешнего облучения и, следовательно, плотность загрязнений цезием, практически не зависит от расстояния вплоть до наиболее удаленного из обследованных населенных пунктов (с. Христиновка).

Табл. 1 демонстрирует также, что образцы, собранные в Зоне отчуждения и даже за ее пределами в западном направлении, накопили дозы более 100 сГр. Это позволяет применять

более простой вариант метода ТЛ - «метод высокотемпературного пика» термолюминесценции. Мы считаем, что полученные результаты соответствуют экспозиционным дозам γ -излучения в пунктах отбора образцов.

Таблица 1. Измеренные методом ТЛ интегральные накопленные за период 1986-1993 гг. дозы внешнего γ -излучения в некоторых населенных пунктах Зоны отчуждения ЧАЭС

Пункт	Расстояние, км	Доза, Гр
Окрестности ЧАЭС	1	10,0, 31,0
Новошепеличское лесничество	4	7,2, 8,9; 10,2, 14,8, 15,0; 27,0
с. Чистогаловка	7	5,0
с. Новая Красница	18	1,0
с. Толстый Лес	24	1,5, 2,0; 25
с. Лубянка	28	4,0

Обращает на себя внимание относительно высокое значение интегральной дозы для с. Христиновка (Народичский район Житомирской области), расположенного на расстоянии 65 км от ЧАЭС в западном направлении. Для этого пункта экспериментальный результат можно сравнить с рассчитанным. Расчет опубликован в нашей работе [14] и был выполнен И. П. Дроздом в предположении, что доза формировалась за счет излучений радиоактивных облаков, пронесившихся ветром над данной территорией в первые дни аварии, за счет следа в период его формирования и за счет сформировавшегося следа с учетом всех РН.

117

Выяснилось, что первыми двумя слагаемыми при расчетах дозы за 8 лет можно пренебречь по сравнению с последним при данном уровне загрязнения РН ($92 \text{ Ки} \cdot \text{км}^2$) для с. Христиновка за период 1986-1992 гг. Для точки, располагающейся над поверхностью земли на высоте 1 м, расчет дает 126 сГр. Эта величина всего в два раза отличается от экспериментальной. Расхождение может быть вызвано несколькими причинами. Этот результат показывает, что метод ТЛ дает ценную информацию о дозовых нагрузках, в частности, в связи со значительными локальными неоднородностями выпадения радиоактивной пыли.

4. Применение метода ЭПР для измерения индивидуальных доз диких животных, обитающих в Зоне отчуждения ЧАЭС. Зона отчуждения ЧАЭС стала по существу радиологическим заповедником, в котором значительно возросла численность крупных диких зверей: лосей, оленей, кабанов, косуль, волков. Своеобразием радиологического заповедника является крайне неравномерное загрязнение его территории - от единиц до тысяч Ки/км [1]. Так, плотность загрязнения почвы, например в с. Парышеве, составляет $81,4 \text{ КБк/м}^2$, а в отстоящем от него лишь на 15 км с. Машеве – $3,5 \text{ МБк/м}^2$.

Непрерывно перемещаясь в столь неоднородных радиационных условиях, дикие животные получают определенную дозу внешнего γ -облучения, величина которой прямо связана с размерами их индивидуальных участков, возрастом животных и характером их питания. Определение полученной индивидуальной дозы от внешнего γ -облучения методами прямых расчетов по МЭД в условиях столь высокого градиента плотности загрязнения местности практически невозможно, поскольку нельзя рассчитать (даже приблизительно) время нахождения животных на тех или иных участках. Метод ЭПР эмали зубов в этих условиях становится единственно возможным способом определения интегральной дозы за все время жизни животного (от момента смены зубов до смерти), являющейся крайне важным показателем при изучении особенностей обитания животных в радиационных ландшафтах.

Для анализа были использованы зубы диких кабанов, убитых вблизи определенных населенных пунктов (табл. 2). Образцы эмали, пригодные для ЭПР анализа, были приготовлены нами: зубы очищены от дентина и измельчены до состояния мелкозернистого песка. Контрольное облучение проводилось с помощью калиброванного источника γ -

излучения ^{137}Cs Института ядерных исследований НАН Украины несколькими дозами для получения зависимости сигнала ЭПР от дозы. Предел чувствительности обычного метода ЭПР по нашим оценкам составляет около 15 сГр. Точность измерения дозы 30-35 %.

Таблица 2. Индивидуальные дозы внешнего γ -облучения диких кабанов в Зоне отчуждения ЧАЭС, измеренные методом ЭПР эмали зубов

Номер пробы	Дата отстрела	Место отстрела	Возраст, лет	Активность мышц, Бк, Cs	Доза, Гр
190	26.02.1991 г.	с. Ильинцы	2	59 000	0,60
191	21.02.1991 г.	с. Зимовище	?	4700	0,40
192	21.02.1991 г.	с. Машево	2	83 000	1,10
9201	05.06.1992 г.	с. Опачичи	3	2600	0,35
9202	06.05.1992 г.	с. Кривая Гора	4	40 500	0,95
9203	08.06.1992 г.	с. Опачичи	5	270	0,95
9313	19.05.1993 г.	с. Ямполь	2	23 000	1,50
9316	21.05.1993 г.	с. Корогод	1	4400	0,60
9410	21.05.1994 г.	с. Зимовище	?	8000	5,60
9411	21.05.1994 г.	с. Усово	?	201 000	16,40
9412	22.05.1994 г.	с. Опачичи	?	1400	2,70

118

Табл. 2 показывает, что накопленная в течение одного года доза внешнего облучения составляет 20-40 сГр.

Теоретический расчет поглощенных доз внешнего и внутреннего облучения, выполненный с использованием данных о плотности загрязнений соответствующей территории и содержании РН в органах и тканях животных (диких кабанов), убитых вблизи сел Староселье, Кошовка, Машево (1989 г.) и Ильинцы (1991 г.), показывает, что они достаточно четко коррелируют с плотностью загрязнения почвы (табл. 3). При расчете доз внутреннего облучения считали, что радиоцезий в организме находится в состоянии динамического равновесия и его концентрация в органах и тканях постоянна в течение года. Приведенные в табл. 3 значения дозы внешнего облучения соответствуют времени накопления в 1 год.

Сравнение данных табл. 2 и 3, полученных для разных экземпляров животных, показывает, что в одном из рассчитанных случаев для дикого кабана, убитого вблизи с. Машево, рассчитанная доза внешнего облучения составляет за 3 года не менее 50 сГр, тогда как измеренная методом ЭПР для 2-3-летнего животного (но другого экземпляра) составила 110 сГр. Учитывая приближенность расчетов и погрешность экспериментальных измерений, расхождение этих результатов не следует считать значительным. Конечно, более корректно было бы сравнивать теоретический и экспериментальный результат для одного и того же животного, и такая работа выполняется. Однако эти цифры позволяют уже сейчас давать более обоснованные оценки доз внешнего облучения животных, необходимые для прогнозов состояния животного мира Зоны отчуждения. Так, значительное число («хвост» статистического распределения) крупных млекопитающих за 1-2 года своей жизни в зоне получают достаточно большие (на уровне острой лучевой болезни) дозы внешнего облучения, к которым (см. табл. 3) следует добавить дозу внутреннего облучения, составляющую 1/2 внешней дозы.

Таблица 3. Дозы облучения диких кабанов (на все тело) за год, Гр

Номер пробы	Место отстрела	1989 г.			1991 г.	Плотность загрязнения ^{137}Cs , Ки/км ²
		Внутреннее облучение	Внешнее облучение	Сумма	Внутреннее облучение	
-	с. Староселье	0,026	0,044	0,070	-	19-25

-	с. Кошовка	0,002	0,014	0,016	-	5-10
-	с. Машево	0,086	0,166	0,252	-	35-550
190	с. Ильинцы	-	-	-	0.25	1-200

Заключение. Таким образом, физические экспериментальные методы ретроспективной дозиметрии, ТЛ кварцевых частиц и ЭПР эмали зубов надежно регистрируют дозы, характерные для радиационного поражения объектов в Зоне отчуждения ЧАЭС и, следовательно, могут применяться как для проверки теоретических расчетов и экспертных оценок, так и для накопления экспериментальных данных о наиболее интересных или характерных случаях аварийного облучения. В частности, значительный интерес представляет экспериментальное определение факторов экранирования стенами домов и других объектов. Дозы, получаемые в настоящее время животными, достаточно велики и характеризуют экологическое неблагополучие зоны.

Работы, аналогичные описанным, проводятся также Институтом геохимии, минералогии и рудообразования НАН Украины и Украинским научным центром радиационной медицины. Таким образом, в настоящее время в Украине имеются налаженные, принятые в мировой практике

119

методики экспериментальной ретроспективной дозиметрии: ТЛ кварцевых частиц, и ЭПР эмали зубов. Это позволяет на современном уровне проводить весь комплекс медико-биологических исследований в Зоне отчуждения ЧАЭС.

Работа поддержана Минчернобылем Украины.

1. Материалы, научной конференции 27 - 30 октября 1992 г. «Актуальные вопросы ретроспективной, текущей и прогнозной дозиметрии облучения в результате Чернобыльской аварии». Киев. - 1991 - 25 с.

2. *Баряхтар В. Г.* Чернобыльська катастрофа: проблеми і рішення // Доп. АН України. - 1992. - № 4. - С. 150-162.

3. Авария, на Чернобыльской АЭС и ее последствия. Ч. I, II (Информация, представленная на заседание экспертов МАГАТЭ. - Вена, 25-29 авг. 1986. Государственная комиссия по использованию атомной энергии). - 151 с.

4. *Абаган А. А., Асманов В. Г., Гуськова А. К.* Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ. // Атомная энергия. - 1986. - 61, вып. 3 - С. 300-302.

5. *Aitken M.* Thermoluminescence Dating. - London: Academic Press, 1985. - 260 с.

6. *Fleming S.* Thermoluminescence Techniques in Archaeology. Clarendon Press; Word, 1979, - 35С с.

7. *Higashimura N., Ichikawa Y., Sidel T.* Dosimetry of atomic bomb radiation in Hiroshima by thermoluminescence of roof tiles // Science. - 1963 - 139 - P. 260.

8. US-Japan Joint Reassessment of Atomic Bomb Radiation Dosimetry in Hiroshima and Nagasaki (DS-86). Final Report Ed. W. Roesh. Hiroshima, 1987 - 1/2. - P. 850.

9. *Haskell E. H., Kaipa P. L., Wrenn M. E.* Pre-dose TL characteristics of quartz inclusions removed from bricks exposed to fallout radiation from atmospheric testing at the Nevada test site // Nucl. Tracks Radiat. Meas. - 1988. - 14 - P. 113-120.

10. *Ikeya M., Miyajima I., Okajima S.* ESR dosimetry for atomic bomb survivors using shell buttons and tooth enamel // Jap. J. Appl. Phys. - 1984. - 23. - P. 697.

11. *Ishii H., Ikeya M., Okano M.* ESR dosimetry of teeth of residents close to Chernobyl reactor accident // J. Nucl. Sci. and Technol. - 1990. - 27, N 12. - P. 1153.

12. *Бриллиант М. Д., Клевезаль Г., Мордвинцев П. И. и др.* Определение накопленной дозы гамма-излучения по эмали зуба // Журн. гематол. и трансфузиологии. - 1990. - № 12. - С. 11-15.

13. *Maruyama T., Kumamoto Y., Noda Y.* Reassessment of doses from the atomic bombs in Hiroshima and Nagasaki // Radiation Research. - 1988. - 113. - P. 1-14.

14. *Баран Н. П., Барчук В. И., Баряхтар В. Г. и др.* Измерение накопленной дозы в некоторых точках зоны ЧАЭС методом термолуминесценции кварцевых включений // Докл. АН Украины. - 1991 - № 1. - С. 108-112.

Институт физики полупроводников НАН Украины, Киев

Администрация Зоны отчуждения, Чернобыль

Поступила 15.03.95

УДК 546.295+621.039542

В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов, Б. С. Пристер, С. И. Зварич, В. П. Процак,

Получен дисперсный состав ТГЧ образующихся в результате окисления на воздухе в течение 3-21 ч реального облученного чернобыльского ядерного топлива при 673-1173 К. Промоделирован механизм образования рутениевых частиц во время аварии (при диспергировании ядерного топлива) за счет окисления Ru, находящегося на границах зерен, его возгонки, конденсации и восстановления на материалах, представленных элементами группы Fe. Измерена динамика относительной утечки продуктов деления, а также трансурановых и трансплутониевых элементов из реальных и модельных ТГЧ при их высокотемпературном отжиге (1273-2273 К) в инертной среде.

Введение. Одной из характерных особенностей аварии на ЧАЭС является наличие в выпадениях ТГЧ, характеризующихся матрицей из оксидов с различными примесями. Радионуклидный состав ТГЧ близок к составу облученного ядерного топлива IV энергоблока, но с фракционированием летучих высокоподвижных продуктов питания [1-5].

© В. А. Кашпаров, Ю. А. Иванов, Б. С. Пристер, С. И. Зварич, В. П. Процак, Ю. В. Хомутинин, В. Д. Поляков, А. Н. Гудков, А. Д. Курепин, Э. И. Пазухин, 1995

120

Выброс аналогичных по свойствам частиц наблюдался только в 50-е годы из реактора в Великобритании (Windscale) [6]. До настоящего времени остается открытым вопрос об основных процессах, которые обусловили диспергирование ядерного топлива во время аварии на ЧАЭС в апреле 1986 г.

Таковыми процессами могли быть:

резкое энерговыделение за счет роста нейтронного потока [7];

механическое разрушение топлива во время взрыва и за счет температурных градиентов;

окисление ядерного топлива [8], либо совокупность этих процессов с преобладанием того или иного на различных стадиях аварии.

В чернобыльских выпадениях наблюдаются так называемые рутениевые частицы с матрицей из элементов группы Fe, содержащие в основном ^{103}Ru и ^{106}Ru [1-4, 9-11]. Образование данных частиц могло происходить за счет окисления Ru, находящегося на поверхности диспергированных частиц ядерного топлива, с последующим его восстановлением из летучего оксида RuO_4 на частицах конструкционных материалов. Частицы указанного вида могли также образовываться в ядерном топливе во время нормальной работы реактора за счет выделения переходных металлов Ru, Rh и Pd в металлической, а также Mo и Tc в металлической или оксидной фазах [8, 11, 12]. Топливные частицы выпали преимущественно в ближней зоне ЧАЭС (до 60 км), с увеличением расстояния от источника выброса возрастает доля рутениевых частиц [1-4, 9-11].

Во время аварии происходило также образование конденсационных частиц за счет конденсации высокоподвижных летучих продуктов деления (радиоизотопы I, Te, Cs, Sr и т. п., вышедшие из матрицы ядерного топлива при высоких температурах) на частицах пыли, конструкционных материалов и т. д. [2, 4]. Удельная активность различных РН в этих частицах во многом определяется временем (длительностью) и температурой конденсации, характеристиками поверхности частиц и, следовательно, может изменяться в широких пределах. Данный вид частиц аналогичен частицам, образующимся при ядерных взрывах (на последней стадии, когда температура облака сравнительно невысока), хорошо ранее изучен в плане подвижности РН в почвах и других средах, а также их биологической доступности.

Образование ТГЧ в процессе окисления ядерного топлива. Для лучшего понимания процессов, происходящих в аварийном блоке, и оценки дисперсного состава выброшенных во время аварии ТГЧ нами проведены эксперименты по моделированию их образования во время аварии. Для этого в разных средах при различной температуре (673-1173 К) и в течение разного времени (до 21 ч) отжигали образцы реального неразрушенного ядерного топлива IV энергоблока ЧАЭС из помещения 305/2. Образцы получены из одного куска топливной таблетки ТВЭЛа и характеризовались практически одинаковыми значениями таких параметров, как глубина выгорания топлива ($6,5 \pm 0,9$ МВт-сут/кг),

удельная активность РН (табл. 1) и т. д. Глубину выгорания топлива определяли по значениям изотопного отношения $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ (масс-спектрометрия) и изотопных отношений некоторых продуктов деления: $^{125}\text{Sb}/^{144}\text{Ce}$, $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ (гамма-спектрометрия) [2, 4]. Используемая неразрушенная часть ТВЭЛа не была подвергнута существенным изменениям во время аварии в связи с тем, что находилась в периферийной части реактора и, следовательно, имела сравнительно небольшую глубину выгорания по сравнению со средней глубиной выгорания топлива активной зоны IV энергоблока ЧАЭС на момент аварии – 11,2 МВт·сут/кг.

Гамма-спектрометрические измерения образцов проводились на низкофоновом гамма-спектрометре «ADSCAM-300» с пассивной защитой и полупроводниковым детектором из высокочистого германия GEM-30185 фирмы «EGG ORTEC» (США). Альфа-спектрометрические измерения проводили с использованием спектрометрического комплекса СЭС-13 с золотокремниевым поверхностно-барьерным детектором типа ДКП-125-1А. Содержание ^{90}Sr определяли радиохимическим методом по стандартной методике с использованием: альфа-бета- системы «CANBERRA.- 2400» (США).

121

Масс-спектрометрическое определение изотопного отношения $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}=0,0143\pm0,0017$ проводили на масс-спектрометре МИ-1201Т и лазерном микрозондовом анализаторе «LAMMA-1000» (Германия).

Поверхность образцов изучали с помощью растровой электронной микроскопии (DSR-960) фирмы «Opton», Германия и энергодисперсионного электронно-зондового рентгеновского микроанализатора AN 10000/25S фирмы «Link» (Великобритания), оснащенного Si/(Li)-детектором LZ-5.

Масса образцов составляла 0,05-0,5 г, их объем определяли по количеству вытесненной жидкости при погружении образца. Плотность образцов была близка к теоретической и составляла $10,5\pm0,9$ г/см³.

Образец в кварцевом тигле помещали в герметичную камеру, через которую с помощью перистальтического насоса прокачивали атмосферный воздух, углекислый газ, инертный газ или пары воды. Камера находилась в муфельной печи, что позволяло поддерживать необходимую температуру в течение отжига. Время достижения заданной температуры составляло около 30 мин. После выхода из камеры воздух проходил через охлаждаемую ловушку для отбора летучих продуктов деления.

Разрушение образцов при 873 К и времени отжига 4 ч в углекислом и инертном газе (He) не наблюдалось.

При отжиге на воздухе в течение трех часов даже при 473 К образец разрушается на мелкие частицы, соизмеримые с размером зерен диоксида урана в топливе. Дисперсных состав образующихся после отжига частиц определяли методом седиментации в воде с помощью измерения в динамике их суммарной активности детектором с щелевым коллиматором. Эти данные приведены на рис. 1 для различного времени отжига (3-21 ч) и температуры (673 К). Для всех заданных при проведении опытов значений (3-21 ч) и (673-1173 К) эти распределения хорошо описываются логнормальным законом

$$f(r) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}sr} \exp(-0,5 \cdot ((\log(r) - m)^2/s^2)),$$
 - радиус частиц, мкм; m - математические ожидания логарифма радиуса частицы; s - средние квадратические отклонения логарифма радиуса частицы.

Таблица 1. Приведенная на момент аварии (26.04.1986 г.) измеренная и теоретическая для глубины выгорания 64 (МВт·сут/кг [13] удельная активность, Бк/г, продуктов деления в исходных образцах перед их отжигом

РН	Эксперимент	Теория	
		Выгорание 6,1 МВт·сут/кг	Среднее по реактору [14]
^{90}Sr	$(6,5\pm0,9) \cdot 10^8$	$6,9 \cdot 10^8$	$1,2 \cdot 10^9$
^{106}Ru	$(3,7\pm0,5) 10^9$	$3,1 \cdot 10^9$	$7,0 \cdot 10^9$
^{125}Sb	$(6,1\pm0,7) 10^7$	$6,6 \cdot 10^7$	$1,4 \cdot 10^8$

^{134}Cs	$(2,2\pm 9,2) \cdot 10^8$	$2,2 \cdot 10^8$	$8,6 \cdot 10^8$
^{137}Cs	$(7,7\pm 0,5) \cdot 10^8$	$8,0 \cdot 10^8$	$1,5 \cdot 10^9$
^{144}Ce	$(2,2\pm 03) \cdot 10^{10}$	$1,9 \cdot 10^{10}$	$2,4 \cdot 10^{10}$

Из рис. 1 и табл. 2 видно, что в целом средний размер частиц уменьшается с увеличением времени отжига. В табл. 2 приведены оцененные на основе экспериментальных данных параметры логнормального распределения, характеризующих дисперсный состав образовавшихся частиц. Как видно из таблицы, параметры распределений практически не зависят от температуры отжига, вместе с тем среднее значение логарифма радиуса образовавшихся частиц (медианный радиус) в целом уменьшается с увеличением времени отжига от 10 до 3 мкм. Это, видимо, связано с проникновением кислорода в матрицу частиц и ее разрушением.

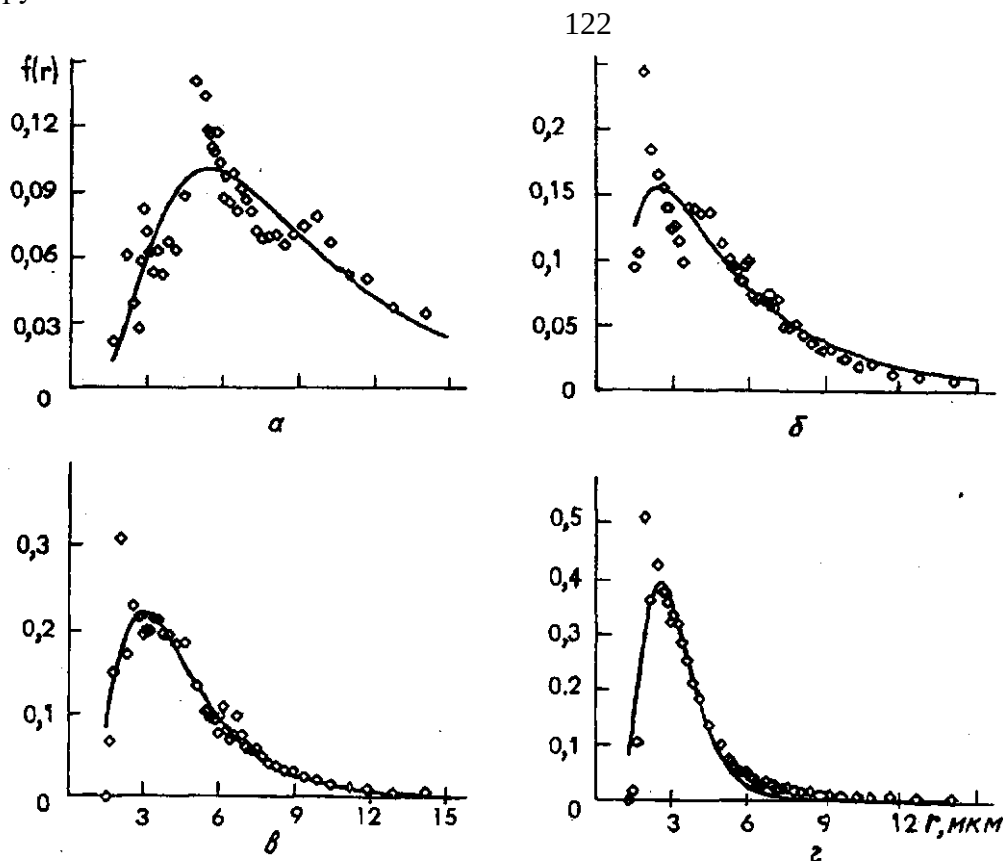


Рис. 1. Нормированное распределение радиусов частиц (мкм), образующихся после отжига на воздухе образца черновобельского ядерного топлива при 673 К в течение:
а - 3-х часов; б - 7-ми часов; в - 13-ти часов; з - 21-го часа

Таблица 2. Параметры распределения размеров топливных частиц и их медианных радиусов (R_m , мкм) в зависимости от времени и температуры отжига образца

Время отжига, ч	673 К			873 К			1173 К		
	m	s	R_m	m	s	R_m	m	s	R_m
3	2,06	0,60	7,85	-	-	-	-	-	-
4	-	-	-	2,25	0,81	9,49	2,29	0,58	9,87
7	1,49	0,77	4,44	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	1,41	0,53	4,09	1,31	0,45	3,71
12	-	-	-	1,47	0,53	4,35	1,38	0,44	3,97
13	1,35	0,54	3,86	-	-	-	-	-	-
16	-	-	-	1,16	0,56	3,19	1,12	0,47	3,06

21	1,09	0,36	2,97	-	-	-	-	-	-
----	------	------	------	---	---	---	---	---	---

Полученные распределения позволяют судить о размерах частиц, образующихся в результате отжига на воздухе реального облученного чернобыльского ядерного топлива, по крайней мере, в области температур $673\text{ K} < T < 1173\text{ K}$ и времени отжига $4\text{ ч} < t < 16\text{ ч}$.

Эти распределения очень хорошо согласуются с реальными логнормальными распределениями выпавших в результате аварии ТГЧ в почве, оцененными нами методом автордиографии в 1987 и 1989 гг. в точках реперной сети ЧАЭС [3] на различных расстояниях (5, 8, 3, 10, 14 и 30 км) и направлениях (через каждые 10°) от реактора.

123

В 1987 г. медианный радиус ТГЧ в почве составлял 1,5-2,5 мкм, а в 1989 г. - 2,0-3,5 мкм. Уменьшение доли мелких частиц со временем связано с меньшей их химической стойкостью в почве, так как они имеют более высокую степень окисления по сравнению с крупными. С увеличением расстояния от аварийного блока уменьшается доля крупных частиц в почве, что обусловлено их более высокой скоростью сухого осаждения.

Видимо, окисление ядерного топлива было одним из основных механизмов образования мелких микронных ТГЧ. Крупные ТГЧ [1-4] размером в десятки и сотни микрометров, выпавшие преимущественно в непосредственной близости от реактора, были образованы за счет механического разрушения топлива (ударная волна, температурные градиенты и т. д.), а не процессов окисления.

Во время аварии ядерное топливо находилось в контакте с различными веществами (конструкционные материалы - цирконий, графит, нержавеющая сталь; материалы засыпки аварийного блока - свинец, алюмосиликаты и т. д.), что привело к образованию сложных химических соединений, особенно на поверхности реальных ТГЧ (наличие Zr, Si, Al, Pb и т. д.). Это оказало влияние как на скорость утечки продуктов деления из частиц во время аварии, так и на скорость их деструкции в окружающей среде в послеаварийный период.

Полученные после отжига частицы в дальнейшем использовались нами в модельных экспериментах для оценки скорости их деструкции в почве, модельных средах и поведения в организме животных при пероральном поступлении.

3. Образование рутениевых частиц. В процессе отжига на воздухе облученного реального чернобыльского ядерного топлива изучали также возможность образования рутениевых частиц. Для этого в камеру, в которой отжигался образец, помещали коллекторы одинакового размера из намагниченной стали (Ст.3), W, Cu, бронзы (БРКМ), графита, Ti, Ni, нержавеющей стали и т. д. Наблюдалось сильное концентрирование ^{106}Ru на никеле (отношение активности $^{106}\text{Ru}/^{137}\text{Cs}$ на никеле в 1500 раз превышало исходное отношение в отжигаемом образце) и нержавеющей стали, что хорошо согласуется с полученными нами данными о поверхности матрицы реальных крупных (20-250 мкм) чернобыльских рутениевых частиц неправильной формы, выпавших в ближней зоне (до 5 км) от реактора (процентное содержание Ni, Ge, Fe в разных точках поверхности одной из самых крупных частиц составляло соответственно 40-50 %, 10-20 % и 8-10 %).

Относительная утечка ^{106}Ru при 673 K за 3 ч составляла величину порядка 1 % (^{137}Cs порядка 0,1 %); 99,9 % вышедшего из образца ^{106}Ru осело на коллекторах из материала, представленного элементами группы Fe. Автордиография никелевых коллекторов показала, что Ru равномерно осаждается на коллекторах и прочно фиксируется (при последующем отжиге коллектора без образца в течение 3 ч при 1173 K его активность не изменялась).

Таким образом, данные материалы можно эффективно использовать при высоких температурах для поглощения радиорутения в аварийных ситуациях и при некоторых технологических операциях.

Видимо, во время аварии на ЧАЭС Ru, находящийся на границе зерен, в процессе разрушения топлива окислялся до летучего RuO_4 , возгонялся и восстанавливался на частицах конструкционных материалов группы Fe (верхние и нижние части каналов изготовлены из нержавеющей стали 8X18H10T). Прямые измерения газообразных форм Ru и J над разломом реактора с помощью сорбционно-фильтрующих материалов подтверждают предположение об утечке радиорутения в виде его летучего оксида (VIII) [15]. Это же

следует из постоянства отношения ^{106}Ru к ^{103}Ru в рутениевых частицах [9, 30], что указывает на образование частиц из летучей смеси. Если бы данный вид частиц образовался в топливе до аварии в процессе нормальной работы реактора, то наблюдался бы сильный разброс значений изотопного отношения $^{106}\text{Ru}/^{103}\text{Ru}$, обусловленный глубиной выгорания ядерного топлива, что и наблюдается в топливных частицах [1, 4, 9]. Хотя это можно

124

объяснить и образованием рутениевых частиц в реакторе только при высоких выгораниях ядерного топлива. Не ясным остается вопрос и о причинах столь существенного различия содержания в рутениевых частицах Ni и Fe [10, 11]. Вполне возможно, что во время аварии на ЧАЭС оба рассматриваемых механизма образования рутениевых частиц имели место. Мелкие (до 10 мкм) сферические рутениевые частицы, например, выпавшие в Западной Европе [9-11] могли быть в ядерном топливе к моменту аварии. Крупные же неправильной формы частицы (более 20 мкм), выпавшие в ближней зоне ЧАЭС, образовывались за счет окисления Ru во время аварии и последующего его восстановления на частицах из материалов, представленных элементами группы Fe.

4. Утечка продуктов деления из топливных частиц в процессе их отжига. В модельных экспериментах также оценивалось фракционирование РН в ТГЧ во время отжига в экспериментальной камере в вакууме реальных нефракционированных частиц [2], а также модельных топливных «горячих» частиц (МТГЧ), полученных после окисления и диспергирования на воздухе реального чернобыльского ядерного топлива. Отбор проб проводили на охлаждаемые сменные коллекторы, представляющие собой никелевые пластины, на которые осаждался молекулярный исток продуктов деления и изотопов тяжелых элементов. При этом препарат получался практически тонкослойным, позволяющим проводить альфа-спектрометрические измерения присутствующих в пробе трансурановых и трансплутониевых элементов без их радиохимического выделения. Гамма-спектрометрический анализ проб позволил оценить относительную утечку продуктов деления из реальных ТГЧ при их послереакторном отжиге в широком диапазоне температур 1273-2273 К. Из полученных результатов видно (рис. 2), что с увеличением температуры отжига реальных ТГЧ в инертной среде относительная утечка РН растет в следующей последовательности: изотопы Cs > изотопы Eu > изотопы Ce > изотопы Ru. Это хорошо согласуется с литературными данными [16, 17] Малая утечка ^{106}Ru в данном случае связана с отсутствием О при отжиге ТГЧ, поскольку летучей является только четырехоксид рутения. При 2273 К за 100 мин относительная утечка в вакууме всех измеряемых РН из реальной ТГЧ превысила 90 %.

Рутений обладает низкими миграционными свойствами в диоксиде U и, следовательно, происходила утечка в основном только ^{103}Ru , ^{106}Ru находящегося к моменту аварии на границах зерен. Таким образом, доля конденсационного ^{106}Ru , включая рутениевые частицы, не превышала единиц процентов его содержания в диспергированном окисленном во время аварии ядерном топливе.

Измерения динамики утечки продуктов деления из модельных частиц при 1273, 1673 и 2073 К и времени отжига до 300 мин (рис. 3) показали, что коэффициенты фракционирования ^{137}Cs относительно ^{144}Ce удобны для оценки параметров отжига ТГЧ в ходе аварии до температуры порядка 1773 К. При более высоких температурах остаток ^{137}Cs в МТГЧ очень быстро доходит до уровня единиц процентов от его исходного количества.

При 1273 К большую часть исходного количества ^{137}Cs покидают модельные топливные частицы через 20-30 мин после начала отжига. Выход более 80 % исходного ^{137}Cs происходит за первые 2 ч отжига при той же температуре. Более высокая относительная утечка ^{137}Cs из МТГЧ (см. рис 3) по сравнению с реальными ТГЧ (см. рис 2) обусловлена наличием примесей на поверхности реальных частиц (алюмосиликаты, Zr и т. д.), которые уменьшают миграционные свойства ^{137}Cs в оксидном ядерном топливе особенно при температуре менее 2000 К [18].

При 1673 К относительная утечка ^{137}Cs достигает 90 % за 20 мин отжига, при этом более половины ^{137}Cs покидает МТГЧ в первые несколько минут.

При 2073 К практически весь ^{137}Cs покидает МТГЧ за время менее 1 мин. Характерное время выхода ^{137}Cs из частиц при 2273 К и выше составляет секунды, что сравнимо как с временем разогрева образца до нужной температуры, так и с временем замены коллектора.

125

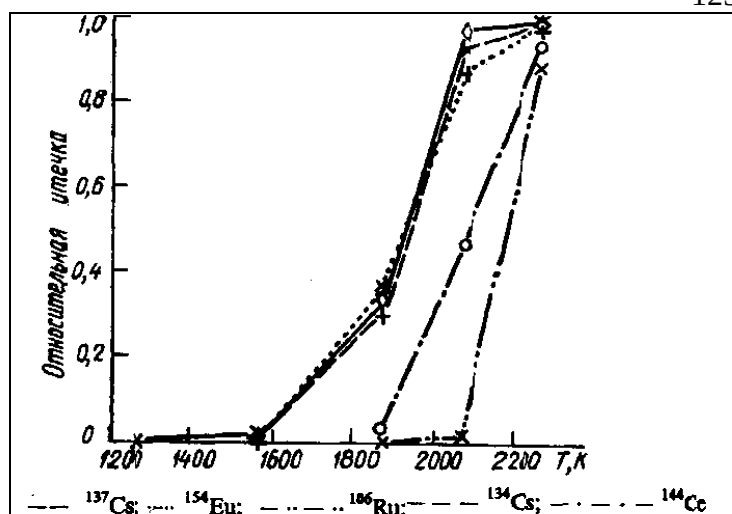


Рис. 2. Относительная утечка продуктов деления из реальной топливной «горячей» частицы при ее ступенчатом высокотемпературном отжиге (время отжига при каждой температуре 100 мин).

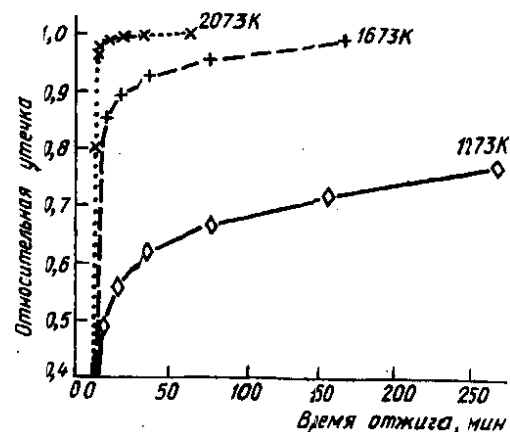


Рис. 3. Динамика относительной утечки ^{137}Cs из модельных топливных частиц

Высокотемпературная утечка ^{137}Cs и в меньшей степени изотопов Sr, их последующая конденсация на различных носителях (частицах пыли, сажи ит. п.) привели к образованию конденсационных частиц, т. е. конденсационной составляющей радиоактивных выпадений во время аварии на ЧАЭС.

Подученные результаты хорошо согласуются с данными по реальному фракционированию РН во время аварии [2, 4] на ЧАЭС и позволяют оценить те условия, в которых было топливо во время аварии и, следовательно, долю конденсационной компоненты выпадений различных РН, прямые измерения которых затруднены из-за малой концентрации, трудности измерений или из-за радиоактивного распада в настоящий момент времени практически всего исходного количества короткоживущих РН (инертные радиоактивные газы, радиоизотопы J и т. д.).

Отсутствие фракционирования ^{144}Ce , ^{154}Eu , ^{155}Eu и ^{125}Sb в реальных черномыльских топливных частицах, а также сравнительно невысокое обеднение их ^{90}Sr и ^{134}Cs , ^{137}Cs [2, 4] указывают на то, что выброшенные из реактора частицы находились в достаточно «мягких» условиях (температура) во время аварии на ЧАЭС.

Для оценки диаметра активного пятна на коллекторе и равномерности распределения трансураниевых и трансплутониевых элементов был использован метод трековой альфа-радиографии. В качестве полимерного детектора применяли нитрат целлюлозы (CR-39). Травление детекторов проводили 25 %-ным раствором NaOH при 313 К в течение 1,5 ч. Исследование с помощью оптического микроскопа треков, оставленных альфа-частицами, испускаемыми трансураниевыми и трансплутониевыми элементами, на поверхности полимерных детекторов показало, что около 80 % активности пробы на коллекторе находится в пятне диаметром 10 мм, а распределение материала пробы равномерное. Следовательно, можно утверждать о высокой качестве проведения экспериментов и возможности проведения достоверных альфа-спектрометрических измерений, что и подтвердило их энергетическое разрешение.

Альфа-спектрометрический анализ образцов, полученных в процессе ступенчатого отжига ТГЧ при 1273, 1573, 1873, 2073 и 2273 К (время отжига при каждой температуре составляло 100 мин), показал, что утечка трансураниевых и трансплутониевых элементов начинается при температуре около 1873 К. Были идентифицированы следующие РН: ^{238}Pu и ^{244}Cm . Сравнительный анализ показывает, что с изменением температуры отжига

изменяется соотношение утечки идентифицированных РН. По литературным данным [13, 14] и результатам собственных измерений [1] проведенных в 1988 г., отношение ^{238}Pu к $^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$ на момент аварии составляло 0,44. На полученных альфа-спектрах это отношение равно 1,8; 1,14 и 0,9 соответственно при 1873, 2073 и 2273 К. Такое несоответствие связано с присутствием в исходных «горячих» частицах наработанного и накопленного (в результате распада ^{241}Pu к моменту проведения эксперимента ^{241}Am . Проведя несложные расчеты, получили величины вкладов ^{241}Am в пики ^{238}Pu .

Сравнительный анализ показывает, что утечка трансурановых и трансплутониевых элементов при отжиге ТГЧ начинается при температуре около 1873 К, которая возрастает при увеличении температуры до 2073 К. Скорость утечки ^{241}Am выше, чем изотопов Pu и Cm.

Выводы. 1. В результате окисления на воздухе при 673-1173 К реального облученного чернобыльского ядерного топлива в течение 3-21 ч происходит его разрушение на мелкие частицы, дисперсный состав которых хорошо описывается логнормальным законом распределения: медианный радиус образующихся частиц не зависит от температуры отжига и уменьшается с увеличением времени отжига от 10 до 3 мкм.

Исходя из дисперсного состава и состава матрицы реальных чернобыльских ТГЧ можно сделать вывод, что окисление ядерного топлива, видимо, было одним из основных механизмов образования ТГЧ во время аварии на ЧАЭС.

2. При окислении на воздухе и диспергировании реального облученного оксидного ядерного топлива даже при 673 К происходит утечка Ru, находящегося на границах зерен. Рутений окисляется до летучего RuO_4 , возгоняется и восстанавливается на материалах группы Fe. При этом происходит прочная фиксация Ru и образование рутениевых частиц с матрицей из элементов группы Fe. Так как Ru обладает низкими миграционными свойствами в самом оксидном топливе, то происходит окисление и утечка Ru только с поверхности зерен и, следовательно, она не превышает единиц процентов от его содержания в топливной матрице. Ni и нержавеющую сталь можно эффективно использовать при высоких температурах (проверено до 1200 К) для поглощения радиорутения в аварийных ситуациях и при некоторых технологических операциях.

3. С увеличением температуры отжига реальных ТГЧ в инертной среде в диапазоне 1273-2273 К растет относительная утечка РН в следующей последовательности: изотопы Cs > изотопы Eu > изотопы Ce > изотопы Am >> изотопы Ru, Pu, Cm. При 2273 К за 100 мин относительная утечка в вакууме всех измеряемых РН из реальных ТГЧ превышает 90 %. Наблюдается более высокая относительная утечка ^{137}Cs из МТГЧ по сравнению с реальными ТГЧ, что обусловлено наличием примесей на поверхности реальных частиц (алюмосиликаты, Zr и т. д.), которые уменьшают миграционные свойства ^{137}Cs в оксидном ядерном топливе. При 2073 К практически весь ^{137}Cs покидает МТГЧ за время менее 1 мин. Характерное время выхода Cs из модельных частиц при 2273 К и выше составляет секунды.

Отсутствие фракционирования ^{144}Ce , ^{154}Eu , ^{155}Eu и ^{125}Sb в реальных ТГЧ, а также сравнительно невысокое обеднение их ^{90}Sr и ^{134}Cs , ^{137}Cs [2, 4] указывает на то, что выброшенные из реактора частицы находились в достаточно «мягких» условиях (температура) во время аварии на ЧАЭС.

В результате выполнения работ по моделированию образовали в ТГЧ во время аварии и фракционированию (утечке) продуктов деления при высокотемпературном отжиге частиц получен массив данных, который вместе с данными о реальном фракционировании РН в ТГЧ [% 4] позволяет оценить эффективную температуру и время отжига топлива ю время аварии на ЧАЭС.

1. Лоцилов Н. А., Кашипаров В. А., Поляков В. Д. и др. Ядерно-физические характеристики горячих частиц, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС // Радиохимия. - 1992. - № 4. - С. 113.

2. Лоцилов Н. А., Кашипаров В. А., Юдин Е. Б., Процак В. П. Фракционирование радионуклидов в чернобыльских топливных горячих частицах // Там же. - № 5. - С. 125.

3. Loshchilov N. A., Kashparov V. A., Yudin Ye. B et al. Experimental assessment of radioactive fallout from the Chernobyl accident // Sicurezza e Protezione, 1991. - № 25 - 26. - P. 46.
4. Kuriny V. D, Ivanor YU. A., Kashparow V. A. et al.. Particle-Associated Chernobyl Fail-Out in the Local and Intermediate Zones // Annals of Nuclear Energy. - 1991-20, № 6. - P. 415.
5. Devell L., Tovedal H., Bergstrom V. et al. Observations at Fallout From the Reactor Accident at Chernobyl // Nature. - 1986 - 321 - P. 192.
6. Salbu B., Krekling T., Oughton D. H. et al. The Significance of Hot Particles in Accidental Releases from Nuclear Installations, Proceedings of the International symposium on radioecology, Chemical speciation, - hot particles, Znojmo, 1992.
7. Nuclear Engineering and Design. - 1988. - 106, N 2 - P. 179.
8. Котельников Р. Р., Башлыков С. И., Капитанов А. Я., Меньшикова Т. С. Высокотемпературное ядерное топливо – М.: Атомиздат, 1978.
9. Jaracz P., Plasecki E., Mirowski S., Wilhelmi Z. Analysis of gamma-radioactivity of «hot particles» released after Chernobyl accident // J. of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles. - 1990. - 141, N 2. - P. 241
10. Kerekes A., Falk R., Suomela J. Analysis of hot particles collected in Sweden after the Chernobyl accident // Swedish Radiation Protection Institute, SSI-rapport 91-02, 1991.
11. Schubert P., Behrend U. Investigations of Radioactive Particles from the Chernobyl Fall-out // Radiochimica Acta. - 1987. – 41. - P. 149.
12. Kleykamp H. The chemical state of the fission products in oxide fuels // J. of Nuclear Materials. - 1985. - 131. - P. 221.
13. Бегичев С. Н., Боровой. А. А., Бурлаков Е. В. и др. Реакторное топливо 4-го блока Чернобыльской АЭС - (Препр./ИАЭ им. И В. Курчатова; ИАЭ-5268/3).
14. Богатов С. А., Боровой А. А., Дубасов В. В., Ломоносов В. В. Форма и характеристики частиц топливного выброса при аварии на ЧАЭС // Атомная энергия. - 1990. - 69, № 1. - С. 36.
15. Огородников Б. И. Радиоактивные продукты над развалом 4-го блока ЧАЭС перед завершением строительства объекта «Укрытие» // Докл. 1 Всесоюз. науч.-техн. совещ. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС. Минатомэнерго, Чернобыль, 1989. - Т. 7, №1 – С. 38.
16. Andriessse C. Tanke R. H.J. Dominant factors in the release of fission products from overheated uranium // Nuclear Technology. - 1984. - 65. - P. 415.
17. Гудков А. Н., Кашипаров В. А., Котляров А. А. и др. Поведение металлических продуктов деления в микротвэлах ВТГР // Атомная энергия. - 1989. - 67, № 2. - С. 93.
18. Hilpert K., Odoj R., Murberg H. W. Mass spectrometric study of the potential of Al₂O₃/SiO₂ additives for the retention of cesium in coated particles // Nuclear Technology. - 1981 - 61(1). - P. 71.

Украинский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии, Киев
 Московский инженерно-физический институт
 Радиевый институт, Санкт-Петербург
 Поступила 15.03.95

УДК 551.4:551.3+556.388

В. Копейкин ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ КАТАСТРОФЫ

Рассмотрены геохимические особенности поведения в зоне гипергенеза Cs, Sr, U, Pu. Показаны необходимые условия для фиксации этих элементов на природных геохимических барьерах. Приведены сведения о наблюдениях в течение 5 лет за радионуклидным составом вод в могильнике «Рыжий лес», а также о наличии истинно-растворенных форм РН. Кратко охарактеризованы геолого-гидрогеологические условия района ЧАЭС. Приведены анализы радионуклидного состава грунтовых вод по загрязненным водоемам и скважинам. Предлагается ввести в закон о последствиях Чернобыльской катастрофы положение о всей сумме α -излучателей (Pu, Am, Cm, Np), а не только об одном Pu, как это имеет место сейчас.

Произошедший 26 апреля 1986 г. взрыв IV энергоблока ЧАЭС по оценкам российских специалистов приравнивается по мощности облучения к взрыву 300 бомб того типа бомбы, которая была сброшена на Хиросиму. Иностранные ученые полагают, что мощность взрыва равна мощности взрыва 800 подобных бомб.

Основная доза радиоактивного облучения в начальный период после взрыва (15.05.86) слагалась из следующих РН (по данным УДК ПО «Комбинат»): ¹³¹I - 12,1 %; ¹⁰³Ru - 12,5 %; ¹⁴⁰La - 19,2 %; ⁹⁵Zr - 21,1 %; ⁹⁵Nb - 26,7 %.

© В. А Копейкин, 1995

По мере вымирания короткоживущих изотопов стала увеличиваться роль остальных РН при одновременном снижении общего радиоактивного фона.

Через 8 лет после аварии из всех выпавших РН заметную роль играют ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{238-241}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Сейчас общая радиоактивность составляет лишь доли процента первоначального фона.

Первые прогнозы о возможном процессе растворения выпавшей радиоактивной пыли были ошибочны: быстрого и скорого растворения не ожидалось. Однако уже в 1987 г. в пруде-охладителе появился ^{90}Sr , а летом 1989 г. в грунтовых водах ПВЛРО «Рыжий лес» нами обнаружен плутоний в коллоидной и истинно-растворенной формах.

Геохимия радионуклидов зоны ЧАЭС. При прогнозе сложившейся ситуации были проигнорированы основные законы геохимической миграции химических элементов, в том числе и РН.

Если кратко охарактеризовать геохимические особенности опасных в настоящий момент РН, то они заключаются в следующем.

Цезий. Представляет собой редкий рассеянный элемент, среднее содержание которого в земной коре составляет $3,7 \cdot 10^{-4} \%$. Он относится к группе щелочных металлов и обладает в этой группе наибольшей щелочностью. Из всех известных на Земле элементов он самый электроположительный. В химическом и геохимическом поведении Cs более всего схож с Rb, а последний - с K. Из-за близости ионных радиусов K ($r \text{K}^+ = 0,133 \text{ нм}$) и Rb ($r \text{Rb}^+ = 0,149 \text{ нм}$) последний не дает ни одного самостоятельного минерала и практически весь рассеян в результате внутреннего изоморфного вхождения в кристаллические решетки калийсодержащих минералов (слюды и полевые шпаты). По этой же причине Cs ($r \text{Cs}^+ = 0,165 \text{ нм}$) также не имеет собственных минералов, за исключением двух - авоадрита ($\text{K, Cs} \text{BF}_4$) (минерала вулканов) и поллуцита $\text{Cs}(\text{AlSiO}_6)$, который образуется в магматическом, точнее пегматитовом, процессе. Известна большая склонность Cs к рассеянию в кристаллических решетках других минералов.

В живых организмах Cs не накапливается (кларк $6 \cdot 10^{-5} \%$) и является хорошим водным мигрантом, особенно в кислых водах. В водных растворах может существовать в формах CsCl° и Cs^+ , последний преобладает.

Основные фиксаторы Cs в поверхностных условиях представлены калийсодержащими минералами типа гидрослюд (иллиты), для которых характерен наиболее высокий кларк концентрации Cs. Эти минералы содержатся в достаточных количествах практически в районах всех атомных станций, построенных на осадочных породах. Поэтому радиоактивный Cs в случае его попадания в окружающую среду, содержащую иллитовые минералы, будет плохим мигрантом в составе грунтовых вод. Эти минералы являются для Cs геохимическим барьером сорбционного типа, т. е. это тот участок земной коры, где на коротком расстоянии наблюдается резкое уменьшение интенсивности миграции химических элементов и, как следствие этого, их концентрация.

Кроме K и Rb известна также геохимическая близость Cs к Ba ($r \text{Ba}^{2+} = 0,138 \text{ нм}$). Весьма интересным фактом является очень незначительное содержание Cs в океанической воде ($4 \cdot 10^{-4} \text{ мг/л}$). Причина состоит опять же в сорбции Cs глинистыми калийсодержащими минералами.

В Зоне отчуждения ЧАЭС для ^{137}Cs , концентрация которого составляет в ближней зоне отселения десятки Ки/км^2 , имеются так называемые геохимические мезобарьеры, представляющие собой прослои суглинков, глин и глинистых мергелей, залегающих в песчаных толщах.

Стронций. Среднее содержание стронция в земной коре равно $3,8 \cdot 10^{-2} \%$. Это относительно мало распространенный элемент. Вследствие близости ионных радиусов стронция ($r \text{Sr}^{2+} = 0,12 \text{ нм}$) и кальция ($r \text{Ca}^{2+} = 0,1 \text{ нм}$) и одинакового заряда (+2) стронций в геохимических процессах является аналогом Ca.

В водных растворах Sr может существовать в виде ионов Sr^{2+} , SrOH^+ , SrF^+ , SrHCO_3^+ , $\text{SrB}(\text{OH})_4^+$, SrNO_3^+ , SrSO_4° , $\text{SrS}_2\text{O}_3^\circ$, SrCO_3° , $\text{Sr}(\text{HCO}_3)_2^{2+}$, SrHPO_4° , SrPO_4^- . В Зоне отчуждения ЧАЭС в составе водных растворов, по нашим данным, присутствуют ионы SrSO_4° и Sr^{2+} , причем последний ион преобладает.

Известно довольно большое количество минералов Sr (около 30). Основная их часть образуется в условиях земной поверхности, наиболее распространены карбонат (стронцианит) и сульфат (целестин). Наиболее часто встречается из них целестин. Входит Sr и в состав апатита.

Sr концентрируется в глинистых осадочных карбонатных породах и гипсоносных толщах. Среднее содержание Sr в морской воде 8 мг/л, а Ca - 400 мг/л.

Sr является щелочноземельным элементом, литофилен и наиболее устойчивы его соединения с O. С другими щелочноземельными элементами Sr имеет весьма значительное сходство. В большинстве природных процессов он рассеивается в минералах Ca в результате изоморфизма. Стронцианит чаще всего является продуктом разрушения целестина в результате воздействия на последний поверхностных углекислых вод. Целестин же образуется в основном в гидротермальном процессе.

Sr также изоморфно связан натрием ($r \text{ Na}^+ = 0,092 \text{ нм}$), но это взаимозамещение характерно в основном для глубинных и гипогенных условий. Изоморфен Sr и с K - это пример типичного гетеровалентного изоморфизма, он характерен для глубинных процессов.

Ограниченность минералогии стронция объясняется именно его главной изоморфной ветвью - Ca, а основные носители Sr - минералы Ca (плагиоклазы, пироксены, амфиболы, слюды).

В осадочном процессе наиболее типичные минералы Ca - кальцит, арагонит, доломит и гипс. Однако в этих минералах Sr чаще всего нет или весьма мало из-за различий в кристалломорфологии его решеток - $\overline{3}2/m$ (кальцит), $\overline{3}$ (доломит) и 2/m (гипс). Целестин обладает симметрией 2/m2/m2/m, аналогично арагониту и стронцианиту.

Как целестин, так и стронцианит достаточно хорошо растворимы - около 10^{-4} - 10^{-5} мол/л, поэтому в условиях кислых и слабокислых вод Зоны отчуждения ЧАЭС SrCO_3 практически существовать не может.

Отмечается близость ионных радиусов Sr и Ba ($r \text{ Ba}^{2+} = 0,138 \text{ нм}$). Этим объясняется довольно частая примесь Sr в барите (вид симметрии 2/m2/m2/m), в природе известки разновидности баритоцелестина и целестобарита. Условий для образования очень плохо растворимого барита в Зоне отчуждения ЧАЭС нет.

Поэтому в осадочном цикле Sr, как и Ca, выщелачивается и выносится реками в океан. В состав морских осадков Sr поступает в виде карбонатов. Но растворимость SrCO_3 превышает растворимость CaCO_3 , поэтому в морской воде, по сравнению с речной, резко возрастает отношение Sr/Ca. На практике стронций остается в растворе, а Ca уходит в составе CaCO_3 в осадок, в результате чего в морской воде много Sr. Карбонат кальция имеет две модификации -> кальцит и арагонит. Поскольку последний обладает одинаковой со стронцианитом и целестином симметрией, то именно поэтому арагонит содержит много Sr (около 1 %), тогда как в кальците стронция около 0,12 %.

В процессе уплотнения и перекристаллизации осадка арагонит перекристаллизовывается в кальцит и очищается от Sr, поскольку симметрия кальцита ($\overline{3}2/m$) и стронцианита (2/m2/m2/m) уже различна и Sr нет места в кристаллической решетке кальцита. При высоком содержании стронция в толще морских осадков карбонатного состава могут образоваться вторичный целестин и стронцианит в виде самостоятельных минералов.

Весьма часто стронций входит изоморфно в состав апатита - $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ или $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ (симметрия 6/m). Изоморфизм облегчает в апатите возможность замещения Ca^{2+} на Mn^{2+} , Na^+ , U^{4+} , Th^{4+} и на лантаноиды (в основном цериевой группы). Условия для образования апатита в Зоне отчуждения ЧАЭС отсутствуют (нет фосфора).

Фиксировать Sr в своем составе могут какие-либо коллоиды или кальцийсодержащие глины. Такие глины в осадочных породах Зоны отчуждения ЧАЭС есть,

однако практическая сорбция ^{90}Sr невелика и, как показывает наш опыт работы в зоне, большая часть ^{90}Sr просто смывается в составе поверхностного стока в р. Припять.

Именно из-за геохимических особенностей строения Полесья Sr является хорошим водным мигрантом. Этим и объясняется появление его в растворенном виде в пруде-охладителе уже в 1987 г.

Уран. Кларк U в земной коре $2,5 \cdot 10^{-4}\%$. Главное свойство водной геохимии U в поверхностных условиях состоит в том, что он весьма энергично мигрирует в окислительной и слабовосстановительной среде, где находится в шестивалентном состоянии, и осаждается в восстановительной среде. При этом он становится четырехвалентным.

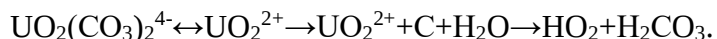
Минералогия U достаточно хорошо изучена - известно более сотни минералов. В водном растворе возможно также существование его многочисленных ионов: как гидроксокомплексов, так и фторидных, хлоридных, карбонатных, фосфатных, сульфатных, тиосульфатных комплексов как шести-, так и четырехвалентного U.

Радиусы основных ионов U составляют: $r U^{3+}=0,104$ нм, $r U^{4+}=0,089$ нм, $r UO_2^{2+}=0,211$ нм. Именно большие размеры уранил-иона шестивалентного урана и определяют его хорошую миграцию в окислительных средах. Уранил-ион хорошо сорбируется глинами, а также гумусом. В морской воде урана содержится 0,003 мг/л.

Уран - типичный литофильный элемент. Четырехвалентный уран часто изоморфен с Ca и редкоземельными элементами, особенно с апатитом. В осадочных породах типичны урановые смолки, содержащие U разной степени окисления и характерные для слабо восстановительных условий. В магматическом процессе подавляющая масса породообразующих минералов почти не содержит U (плагиоклазы, пироксены, оливины, щелочные полевые шпаты). Уран входит в состав стекла и второстепенных минералов - апатита, биотита, циркона. Интересно, что в крупнокристаллических породах U находится только на границе зерен минералов. Именно поэтому из гранитов слабым раствором соды можно извлечь около 90 % урана, не нарушая кристаллическую структуру минералов самого гранита.

В поверхностных условиях подвижность U обеспечивается главным образом устойчивостью комплексов $UO_2(CO_3)^\circ$, $UO_2(CO_3)_2^{2-}$, $UO_2(CO_3)_3^{4-}$, $UO_2(OH)_2^\circ$, UO_2OH^+ . В условиях восстановительной среды преобладают UOH^{3+} и $U(OH)_5^-$. Поэтому режим угольной кислоты и определяет подвижность U.

Осаждение U происходит в результате разрушения этих комплексов и восстановления U^{6+} в U^{4+} по схеме



Именно в органических осадках (угли, торфы, асфальты), где есть восстановительная среда, и накапливается U. При взаимодействии окислительных вод, содержащих U, с органикой, которая может содержаться в песчаных породах, U может выпасть в твердую минеральную фазу в виде урановой смолки и уранинита. Наличие органики способствует фиксации U в осадке.

Карбонатные комплексы U, устойчивость которых определяется кислотностью среды, при подкислении могут разрушаться, что способствует концентрированию U в твердую фазу. Хорошо осаждают U и фосфаты.

Касаясь возможности миграции урана, выброшенного при взрыве IV энергоблока ЧАЭС, следует отметить, что в Зоне отчуждения имеются условия как для миграции, так и для фиксации U. Здесь есть природные геохимические барьеры глеевого, сорбционного и сероводородного типа. Глинистые мергели могут служить геохимическим барьером щелочного типа. Наличие в ряде мест высокостоящего уровня грунтовых вод и сильной заболоченности (особенно в Зоне отчуждения ЧАЭС) должно способствовать развитию восстановительной среды глеевого типа. Сероводородное заражение менее характерно.

Приведенные факты позволяют нам обосновать плохую боковую и вертикальную миграцию U в Зоне отчуждения ЧАЭС.

Плутоний - альфа-излучатель. В естественных условиях Pu нет, поскольку это продукт деятельности человека. Он является весьма токсичным элементом. Для Pu имеются следующие нормы радиационной безопасности: содержание Pu (период полураспада 24 тыс. лет) для воды ограничено значением $2,2 \cdot 10^{-9}$ Ки/л, для воздуха - $3 \cdot 10^{-17}$ Ки/л. Именно такой разброс в нормах свидетельствует об опасности ингаляционного поступления Pu в организм. Согласно данным США, поступление всего лишь 10^{-6} Pu гарантирует рак легких.

В водном растворе возможно существование следующих ионов Pu: Pu^{3+} , Pu^{4+} , PuO_2^{+} , PuO_2 , $\text{PuO}_2\text{OH}^{+}$, PuF^{+} , PuO_2F^{+} , PuO_2F_2^0 , PuO_2F_3^- , PuOF_2^{2-} , PuCl^{3+} , PuCl^{2+} , PuCl_2^{2+} , PuCl_3^{+} , $\text{PuO}_2\text{Cl}_2^{2+}$, $\text{PuO}_2\text{Cl}_2^{+}$, $\text{PuO}_2\text{Cl}_2^0$, PuSO_4^{+} , $\text{Pu}(\text{SO}_4)^{2+}$, $\text{Pu}(\text{SO}_4)_3^{2+}$, $\text{Pu}(\text{SO}_4)_3^{2-}$, $\text{Pu}(\text{SO}_4)_2^0$, $\text{Pu}(\text{HSO}_4)^{2+}$, PuNO_3^{2+} , PuNO_3^{3+} , PuO_2NO , $\text{Pu}(\text{NO}_3)_2^{+}$, $\text{Pu}(\text{NO}_3)_2^{2+}$, $\text{Pu}(\text{NO}_3)_3^0$, $\text{PuO}_2(\text{H}_2\text{PO}_4)^{+}$, $\text{PuO}_2(\text{CO}_3)^{2+}$, $\text{PuO}_2(\text{CO}_3)_2^0$. Дает Pu и многочисленные органометаллокомплексы.

Большое внимание к плутонию нами объясняется тем, что более ранние прогнозы растворения выпавших радиоактивных осадков от взрыва IV энергоблока ЧАЭС были оптимистичными, не ожидалось позднее обнаруженные скорости растворения этих осадков, тем более не ожидался растворенный Pu. Но в 1989 г. в грунтовых водах в районах захоронения погибшего соснового леса нами был найден плутоний в количестве $6,5 \cdot 10^{-10}$ Ки/л. Причем была найдена как коллоидная, так и истинно-растворенная форма. В этом растворе имеются также Am и Cm (табл. 1 и 2),

Таблица 1. Содержание РН, Ки/л, в грунтовых водах ПВЛРО «Рыжий лес»

Дата отбора пробы	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{90}Sr	ΣPu
03.08.1989 г.	$2,9 \cdot 10^{-8}$	$7,9 \cdot 10^{-9}$	$4,0 \cdot 10^{-8}$	$3,7 \cdot 10^{-8}$	$7,2 \cdot 10^{-8}$	$6,5 \cdot 10^{-10}$
02.09.1989 г.	$1,8 \cdot 10^{-8}$	$3,3 \cdot 10^{-9}$	$2,6 \cdot 10^{-8}$	$2,1 \cdot 10^{-8}$	$2,3 \cdot 10^{-8}$	$3,2 \cdot 10^{-10}$
13.09.1989 г.	$2,5 \cdot 10^{-8}$	$3,9 \cdot 10^{-9}$	$2,5 \cdot 10^{-8}$	$2,1 \cdot 10^{-8}$	$9,5 \cdot 10^{-8}$	$5,7 \cdot 10^{-10}$
02.09.1989 г.	$1,8 \cdot 10^{-8}$	$3,3 \cdot 10^{-9}$	$2,6 \cdot 10^{-8}$	$2,1 \cdot 10^{-8}$	$2,5 \cdot 10^{-8}$	$3,2 \cdot 10^{-10}$
02.12.1990 г.	$1,4 \cdot 10^{-8}$	$2,5 \cdot 10^{-9}$	$2,2 \cdot 10^{-8}$	$7,4 \cdot 10^{-9}$	$1,9 \cdot 10^{-7}$	$8,1 \cdot 10^{-10}$
13.02.1991 г.	$1,1 \cdot 10^{-8}$	$4,0 \cdot 10^{-9}$	$3,9 \cdot 10^{-8}$	$3,6 \cdot 10^{-9}$	$7,8 \cdot 10^{-8}$	$1,1 \cdot 10^{-9}$
04.04.1991 г.	$2,6 \cdot 10^{-9}$	$8,1 \cdot 10^{-10}$	$7,3 \cdot 10^{-9}$	$1,5 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-8}$	$2,1 \cdot 10^{-10}$
11.05.1991 г.	$3,5 \cdot 10^{-9}$	$6,6 \cdot 10^{-10}$	$6,4 \cdot 10^{-9}$	$3,4 \cdot 10^{-9}$	$5,7 \cdot 10^{-8}$	$3,8 \cdot 10^{-10}$
30.09.1991 г.	$4,9 \cdot 10^{-9}$	$3,0 \cdot 10^{-9}$	$3,3 \cdot 10^{-8}$	$5,1 \cdot 10^{-9}$	$5,4 \cdot 10^{-8}$	$5,8 \cdot 10^{-10}$
12.03.1992 г.	$1,7 \cdot 10^{-9}$	$1,6 \cdot 10^{-9}$	$2,0 \cdot 10^{-8}$	$2,9 \cdot 10^{-9}$	$8,3 \cdot 10^{-8}$	$4,1 \cdot 10^{-10}$
13.07.1992 г.	$4,1 \cdot 10^{-9}$	$1,6 \cdot 10^{-9}$	$2,4 \cdot 10^{-8}$	$3,7 \cdot 10^{-9}$	$5,2 \cdot 10^{-8}$	$2,3 \cdot 10^{-11}$
24.12.1992 г.	$6,4 \cdot 10^{-9}$	$1,1 \cdot 10^{-9}$	$2,5 \cdot 10^{-8}$	$6,5 \cdot 10^{-9}$	$5,5 \cdot 10^{-8}$	$1,5 \cdot 10^{-9}$
16.01.1993 г.	$4,6 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-9}$	$2,4 \cdot 10^{-8}$	$3,8 \cdot 10^{-9}$	$2,6 \cdot 10^{-8}$	$1,3 \cdot 10^{-9}$
14.06.1993 г.	$2,9 \cdot 10^{-9}$	$1,4 \cdot 10^{-9}$	$2,1 \cdot 10^{-8}$	$2,1 \cdot 10^{-9}$	$2,3 \cdot 10^{-8}$	$5,9 \cdot 10^{-10}$

Таблица 2 Содержание РН, Ки/л, в грунтовых водах ПВЛРО «Рыжий лес»

РН	Исходная проба	Истинно-растворенные формы (электродиализ)
^{238}Pu	$(280 \pm 30) 0 \sim \text{и}$	$(52 \pm 8) 10^{-12}$
^{239}Pu , ^{240}Pu	$(580 \pm 60) \text{Ю} \sim \text{и}$	$(101 \pm 11) 10^{-12}$
^{241}Am	$(410 \pm 90) 10 \sim 12$	$(87 \pm 20) 10^{-12}$
^{244}Cm	$(17 \pm 5) \text{D}^{-12}$	$(5,4 \pm 1,5) 10^{-12}$
^{90}Sr	$(860 \pm 260) 10^{-10}$	$(180 \pm 50) 10^{-10}$
^{144}Ce	$(55 \pm 26) 10^{-10}$	$\cdot 10^{-10}$
^{125}Sb	$< 24 10^{-10}$	$< 17 10^{-10}$
^{106}Ru	$< 55 10^{-10}$	$< 35 10^{-10}$
^{134}Cs	$(33 \pm 5) 10^{-10}$	$(24 \pm 3) 10^{-10}$
^{137}Cs	$(394 \pm 12) 10^{-10}$	$(330 \pm 8) 10^{-10}$

Примечание. Отбор пробы 01.12.1991

Особо следует отметить, что захоронение соснового леса проводилось в 1986-1987 гг. прямо в воду, поскольку уровень грунтовых вод в районе могильников находится 0,5-1,5 м от

земной поверхности. Это болотные воды светло-коричневого цвета, pH около 5,5. В воде много органических природных соединений, в состав которых входят различные гумусовые кислоты, фульвокислоты и почвенные кислоты. Анализ воды показал, что практически по всем замеренным РН в ней отмечается превышение норм радиационной безопасности: например, для ^{90}Sr в 1000 и более раз (см. табл. 1).

Геохимическая обстановка в данном районе характеризуется следующим. В выкопанном в районе этого захоронения шурфе видно, что грунт представляет собой чистый кварцевый песок отложений поймы р. Припять. Песок по всему шурфу светлый мелкозернистый кварцевый. Верхний слой песка в шурфе красновато-коричневый и темно-бурый, что объясняется наличием оксидов и гидроксидов железа (гематита и гетита). Последние образовались в результате подъема по капиллярам и межзерновому пространству грунтовых вод, содержащих закисное железо (Fe^{2+}) и способствующих его окислению в Fe^{3+} . Именно минералы этого оксидного железа и дают такую красновато-коричневую окраску самых верхних горизонтов шурфа.

Отсюда следует прямой вывод, что капиллярный подъем грунтовых вод в районе могильника «Рыжий лес» и их последующее испарение могут приводить к возможному поступлению Pu в состав атмосферной пыли. Поскольку нормы допустимых концентраций для населения группы Б по ^{239}Pu в воздухе в 100 млн. раз превышают таковые для воды, то это значит, что 1 мл воды с содержанием $\text{Pu} \cdot 10^{-11}$ Ки может при своем испарении заразить 1 м³ воздуха до концентрации 10^{-17} Ки/л. А это на пределе допустимых норм радиационной безопасности. Так как в составе грунтов Зоны отчуждения ЧАЭС имеется тонкая пыль пластинчатых слюдястых минералов, то она ветром довольно легко может быть поднята в воздух.

Подобной водой может быть заражена и отмершая растительность торфяников и пыльца растений, которые также подвержены ветровому переносу. Может переноситься сама водяная пыль. Именно наличие Pu в аварийных выпадениях свидетельствует о том, что в Чернобыле произошла не просто авария, а катастрофа, экологические последствия которой пока в полном объеме представить трудно.

Природных радиоактивных минералов в грунтах Зоны отчуждения ЧАЭС практически нет. Нами встречен циркон, отдельные зерна монацита и ксенотима, т. е. доаварийный фон здесь был нормальным (10-12 мкР/ч). Растворенный плутоний найден нами и в ряде других мест Зоны отчуждения ЧАЭС - на левобережье р. Припять, по западному следу. Здесь концентрация растворенного Pu от 10^{-11} до 10^{-12} Ки/л.

Так же, как и U, Pu, обладая большим набором валентных состояний, будет по-разному вести себя в разной геохимической обстановке. Наиболее подвижен он должен быть в окислительных условиях - в зоне свободного кислорода. В восстановительной среде, в районах торфяников, Pu будет задерживаться. В этих районах восстановительная среда является геохимическим глеевым барьером для Pu. Будут сорбировать плутоний и многочисленные оксиды железа, образующиеся в поверхностных условиях в районах болот.

Через 8 лет после аварии на ЧАЭС мы говорим о появлении сейчас в больших количествах самого грозного РН - ^{241}Am . Он является производным ^{241}Pu , которого было наработано в IV энергоблоке ЧАЭС на момент аварии раз в 60 больше, чем $^{238-240}\text{Pu}$ (по активности).

Pu является бета-излучателем и во всех радиохимических анализах практически не определяется. Нормы радиационной безопасности на ^{241}Pu для воды составляют $1,1 \cdot 10^{-7}$ Ки/л, для воздуха - $1,6 \cdot 10^{-15}$ Ки/л. Его период полураспада 143 лет и дает он ^{241}Am . Последний является уже альфа-излучателем. По медицинским показателям он гораздо опаснее ^{239}Pu , имеет период полураспада 433 года и дает, в свою очередь, ^{237}Np .

133

С геохимической точки зрения ^{241}Am должен быть достаточно хорошим водным мигрантом, поскольку в природных условиях он только трехвалентен, и поэтому на его миграцию не влияет изменение окислительно-восстановительной среды. Приблизительно к 2060 г. альфа-активность ^{241}Am станет в два раза больше альфа-активности Pu.

С практической же точки зрения, по моему мнению, с учетом постоянно нарастающего влияния ^{241}Am на здоровье человека необходимо ставить вопрос о возможном расширении зоны отселения теперь уже по этому новому альфа-излучателю. Действующие нормы на содержание ^{241}Am в питьевой воде $1,9 \cdot 10^{-9}$ Ки/л, в воздухе - $1 \cdot 10^{-16}$ Ки/л.

Геохимическим барьером для этого РН может быть фосфатный барьер, поскольку радиус $\text{Am}^{3+} = 0,1$ нм, и он должен изоморфно входить в кристаллическую решетку апатита.

Геолого-гидрогеологические условия района ЧАЭС. Рассматриваемая территория (ближняя - 10-километровая зона) в геоморфологическом плане занимает широкую пойму р. Припять и обширные площади надпойменных террас. Перепад высот земной поверхности 11-12 м. Годовая сумма атмосферных осадков около 600 мм, из них 120 мм выпадает в декабре-феврале. Зимой часты оттепели, приводящие к полному таянию снега. Среднегодовой сток порядка 135 мм, из них подземный за пределами долины р. Припять составляет 50 мм, а в пределах самой долины в результате местной инфильтрации сток меньше.

Меженный уровень р. Припять имеет отметку у г. Чернобыля +102,4 м (октябрь 1992 г.), у г. Припяти +103,6 м. Максимальные абсолютные отметки надпойменных террас - +(114-115) м, перепад высот 11-12 м, отметки поверхности поймы - +(105-107) м. Пойма изобилует старицами, озерами, ряд из них гидравлически связан с грунтовыми водами.

В настоящее время процессы радиоактивного загрязнения касаются лишь верхней части четвертичных отложений. Общая мощность последних примерно 30 м, подстилаются они мергелями киевского яруса эоцена. Из-за недостаточной литологической и минералогической характеристики четвертичных отложений ближней зоны нами было пробурено более 30 скважин глубиной 10-17 м с детальным отбором керна.

Геологический разрез представлен в основном песками с линзами и прослоями супесей, суглинков и глин, а местами и торфяно-песчано-глинистых пород. Цвет пород в верхней части желто-бурый, в нижней части светло-серый с зеленоватым оттенком. К границе между этими частями приурочен уровень грунтовых вод и самая верхняя, наиболее мобильная часть грунтового потока. Например, в «Рыжем лесу» этот раздел проходит на глубине 1,3-2,8 м при наиболее низком стоянии уровня грунтовых вод в 1991 г. (0,8-3,2 м). Намного ниже этот раздел в районе ПЗРО «III очередь» и в районе Старой промбазы: 6-10 м при глубине уровня грунтовых вод 2,0-4,8 м. Здесь имеет место подпор грунтовых вод со стороны гидротехнических сооружений.

Песчаные фракции (их обычный размер не более 0,4 мм) почти целиком состоят из кремнезема, во фракциях меньше 0,01 мм его количество снижается до 50-60 %, затем следуют глинозем, окисное железо, фосфор, натрий и калий.

Рентгеновский анализ показывает, что в составе пород преобладает кварц (98-99 % всей песчаной фракции). В более мелких фракциях он также преобладает, присутствуют и смешанослойные минералы, слюды, полевого шпата.

Тяжелая фракция псаммитов и алевролитов представлена цирконом, ильменитом, рутилом, турмалином, дистеном, монацитом, ксенотимом, встречаются ставролит, эпидот, гранат. Преобладает циркон, который может содержать U, Th. Но в целом естественная радиоактивность (доаварийная) за счет таких акцессорных минералов не может быть выше обычного радиационного фона в 10-15 мкР/ч.

Легкая фракция пород состоит из кварца, полевого шпата, глинистых минералов. Есть также апатит, хромпикотит, сфен, биотит, андалузит, отмечаются и магнетит, хромит, пирит.

134

Полная пористость песков 0,35-0,40, эффективная пористость (коэффициент водоотдачи) 0,08-0,26. Коэффициент фильтрации 0,37-1,55 м/сут.

Первый от поверхности, водоносный горизонт приурочен к долинным четвертичным отложениям, подстилаемым мергелями киевского яруса. Коэффициент фильтрации мергелей 0,03-0,06 м/сут. Практически весь четвертичный горизонт имеет характер пльвуна.

Зеркало грунтовых вод в четвертичных отложениях в озерных врезках на пойме р. Припять выходит на земную поверхность, в других местах находится на глубине 8-9 м.

Высотное положение и зеркало грунтовых вод четвертичных отложений и пьезометрического уровня нижележащего бучакского водоносного горизонта изменчивы. На междуречных массивах уровень вод четвертичного горизонта всегда превышает уровень бучакского. Это же наблюдается при установке фильтра в наблюдательных скважинах. Однако с приближением к р. Припять этого различия уже нет, а на самой пойме имеет место обратное соотношение пьезометрических уровней бучакского и четвертичного водоносных горизонтов. Это имеет важное значение, поскольку позволяет за счет местной инфильтрации РН проникать весьма глубоко (вплоть до бучакского горизонта) в районах превышения четвертичного горизонта над бучакским. В пойме р. Припять это проникновение возможно лишь на несколько метров.

Внутригодовая амплитуда колебания зеркала грунтовых вод различна: на ПВЛРО «Рыжий лес» 0,5-0,65 м; на Старой промбазе 0,4-0,6 м; на ПЗРО «Подлесный» 0,3-0,5 м; на ПЗРО «III очередь» 0,2-0,33 м.

Различаются два типа уровня режима грунтовых вод - водораздельный и прибрежный. Водораздельный обусловлен динамикой местной инфильтрации атмосферных осадков на уровень грунтовых вод, причем пик уровня наблюдается в июне.

Прибрежный режим в марте-апреле имеет максимум, в октябре-декабре - минимум. На ПЗРО «Подлесный» уровеньный режим грунтовых вод определяется гидравлическим влиянием р. Припять, в которой максимальный уровень воды отмечается обычно в марте.

Гидравлический уклон грунтовых потоков почти везде равен 0,0018-0,0020. Скорость потоков 0,24-1,02 м/год, скорость элементарных струй в поровом пространстве 2,4-5,0 м/год.

В ближней зоне макрохимический состав поверхностных и подземных вод практически везде одинаков. Различия есть в вертикальном разрезе, где отмечается четкая гидрохимическая зональность. Она вызвана как влиянием антропогенного фактора (выщелачивание загрязнений из почвогрунтов), так и естественными причинами.

Воды верхней части четвертичного водоносного горизонта везде гидрокарбонатно-кальциевого состава (общая минерализация 210-220 мг/л), рН 6,7-7,2, окисляемость 10-18 мг/л O_2 .

Воды нижней части этого горизонта кальциево-карбонатного состава, общая минерализация 120-290 мг/л, рН 6,9-7,9, окисляемость 1-6 мг/л O_2 .

На весьма значительных площадях верхняя часть водоносного четвертичного горизонта загрязнена хлором, сульфатами, нитратами, рН 5 - 7, общая минерализация иногда достигает 2 г/л.

В первые годы после аварии миграция РН в грунтовом потоке должна затрудняться сорбционными свойствами грунтов и скорость миграции самих РН за счет этого должна быть в 2-3 раза меньше скорости элементарных струй грунтового потока, т. е. латеральная миграция в первые годы не была выше 0,8-2,5 м/год.

В ближней зоне ЧАЭС (радиус 5 км) вокруг станции загрязнен слой почвы мощностью около 5 см. В наблюдательных скважинах содержание ^{90}Sr колеблется от 10^{-9} до 10^{-12} Ки/л, ^{137}Cs от 10^{-10} до 10^{-12} Ки/л. Граница между зонами с повышенной и пониженной (фоновой) активностью обычно резкая и проходит чаще всего на глубине 1,5-2 м, местами глубже.

135

Постоянно загрязнены канал III очереди, скважины К-1/1 (табл. 3 и 4), К-9, К-16, К-17, К-18, Припятский затон. Здесь содержание ^{90}Sr превышает 10 Ки/л. Воды территории ближней зоны загрязнены РН при глубине их в 2-3 м и при отсутствии в верхней части разреза глин. Загрязнение вод наблюдается лишь при наличии их гидравлической связи с грунтовыми водами. Увеличение мощности зоны аэрации снижает загрязненность вод.

Таблица 3. Содержание РН, Ки/л, в канале III очереди ЧАЭС (ошибка анализа)

Дата отбора	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr
10.05.1992 г.	$8,2 \cdot 10^{-10}$ (16,7)	$4,5 \cdot 10^{-9}$ (9,6)	$7,1 \cdot 10^{-8}$ (8,3)
20.02.1993 г.	$6,3 \cdot 10^{-10}$ (25,3)	$1,1 \cdot 10^{-8}$ (17,5)	$3,8 \cdot 10^{-9}$ (8,9)

11.04.1993 г.	$6,3 \cdot 10^{-10}$ (24,6)	$1,1 \cdot 10^{-8}$ (17,5)	$4,2 \cdot 10^{-9}$ (9,6)
14.06.1993 г.	$3,2 \cdot 10^{-10}$ (28,2)	$1,0 \cdot 10^{-8}$ (13,8)	$4,3 \cdot 10^{-9}$ (12,8)
23.08.1993 г.	$8,8 \cdot 10^{-10}$ (16,3)	$1,7 \cdot 10^{-8}$ (16,1)	$2,8 \cdot 10^{-9}$ (16,1)

Таблица 4. Содержание РН, Ки/л, в скважине К-1/1

Дата отбора пробы	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr
22.06.W1 р.	$< 9,5 \cdot 10^{-11}$	$< 2,6 \cdot 10^{-10}$	$2,4 \cdot 10^{-9}$ (12,1)
20.07.W1 г.	$< 1 \cdot 10^{-10}$	$4,4 \cdot 10^{-10}$ (56)	$1,8 \cdot 10^{-9}$ (15)
15.09.1991 г.	$< 8,5 \cdot 10^{-11}$	$4,3 \cdot 10^{-10}$ (51)	$2,2 \cdot 10^{-9}$ (10,5)
23.12.1991 г.	-	$< 3,8 \cdot 10^{-10}$	$1,5 \cdot 10^{-9}$ (9)
02.02.1992 г.	-	$< 4 \cdot 10^{-10}$	$9,6 \cdot 10^{-10}$ (9,8)
30.05.1992 г.	-	$< 4,9 \cdot 10^{-10}$	$3,6 \cdot 10^{-9}$ (9,4)
21.06.1992 г.	-	$< 4,3 \cdot 10^{-10}$	$2,6 \cdot 10^{-9}$ (8,6)
24.08.1992 г.	-	$3,3 \cdot 10^{-10}$ (26)	$3,5 \cdot 10^{-9}$ (10,7)
14.06.1993 г.	-	$< 2,5 \cdot 10^{-10}$	$5,5 \cdot 10^{-9}$ (14,7)

По нашим данным, количество мест загрязнения подземных вод со временем возрастает. Следует также отметить и факт весьма глубокой посадки фильтра в наблюдательных скважинах от уровня зеркала грунтовых вод. Этим, по-видимому, и объясняется отсутствие загрязнения во многих скважинах.

Из-за прекращения действия после аварии многочисленных дренажных систем, уровень грунтовых вод поднялся на 2-4 м. По нашим оценкам, в районе IV энергоблока абсолютная отметка его колеблется около 109 м. Отсюда следует, что из-за громадного заражения промплощадки ЧАЭС (охраняемая территория), по-видимому, весь интервал грунтов в наблюдательных скважинах загрязнен РН не только до уровня грунтовых вод, но и сами воды загрязнены на глубину 1,5-2,5 м. Весьма вероятно, что в ряде скважин непосредственно вокруг станции уже присутствует растворенный Рн, причем со временем это загрязнение будет усиливаться.

Ясно также, что из-под станции в сторону р. Припять идет вынос РН. Для оценки его масштабов следует между цехом дезактивации и дорогой вдоль станции поставить ряд наблюдательных скважин, фильтр в которых должен обязательно стоять в зеркале грунтовых вод, а не глубоко под ним, в заведомо чистой зоне. Этим отличаются практически все старые скважины, в том числе, конечно, и на самой охраняемой территории АЭС. Необходимо также сооружение новых наблюдательных скважин в направлении от IV энергоблока по ленте тока в сторону р. Припять. Здесь представляется уникальная возможность оценить кинетику проникновения РН в глубь водоносного горизонта и сам характер миграции РН - какой идет быстрее другого. Особенно это касается Рн и Am.

Конечно, гидроизоляция самой скважины должна быть идеальной, иначе подток вод по затрубному пространству сведет на нет все цели ее постановки, а сами трубы должны быть пластмассовыми.

Таким образом, наибольшую скорость растворения РН следует ожидать в районе самой площадки АЭС - на охраняемой территории, несмотря на то, что загрязненная в 1986 г. поверхность покрыта толстым слоем бетона и засыпана чистым грунтом. Этому должны способствовать подъем уровня грунтовых вод, полив территории во время строительства самого объекта «Укрытие» различными реагентами, а также количество и сама активность «горячих» частиц, которая должна приводить к быстрому физическому разрушению их кристаллической решетки. Поэтому весьма вероятно, что при разбуливании участков, непосредственно примыкающих к зданию ЧАЭС, можно вообще не получить чистого грунта не только до зеркала грунтовых вод, но и ниже его на 1,5-2,5 м. Необходимо изучение нуклидного состава и грунта, и особенно этих вод, причем главное внимание следует

обращать на ^{90}Sr , U и альфа-излучатели, особенно на ^{241}Am , который из-за своих геохимических свойств должен мигрировать лучше Pu. Все пробы воды до анализа нужно профильтровать через обычные бумажные фильтры (синяя или белая лента). И самое важное условие - нужны сведения об истинно-растворенной форме РН, для чего необходим предварительный электродиализ проб. Конечно, затрубное пространство скважин должно быть надежно изолировано.

Ожидаемое направление миграции - северо-западное и северное.

Выводы. В настоящий момент в грунтовых водах ближней зоны ЧАЭС в коллоидном и истинном растворах появился ^{241}Am , количество которого составляет около 60 % всей суммы растворенных альфа-излучателей. Поскольку ^{241}Am в природных условиях только трехвалентен, то он не будет реагировать на смену окислительно-восстановительных условий и должен мигрировать активнее Pu. Кроме того, биологически америций опаснее Pu. Главная опасность трансуранов - их подъем в воздух при сельскохозяйственных, особенно пахотных, работах. Поэтому в законодательных актах о Чернобыльской катастрофе, по нашему мнению, следует учесть влияние этого радионуклида, производном первичного ^{241}Pu , и указывать не просто Pu, а всю сумму альфа-излучателей (Pu, Am, Cm, Np). Видимо, потребуется в дальнейшем как расширение зоны отселения по трансуранам, так и уточнение границ других зон. Продолжается прямой поверхностный вынос растворенного ^{90}Sr , но большая водообильность р. Припять приводит к его большому разбавлению, и днепровская вода, согласно ВДУ-93 (10^{-10} Ки/л), пригодна для питья. Увеличивается глубина радиоактивного заражения грунтов, и в ряде мест оно достигло зеркала грунтовых вод. ^{137}Cs практически весь сорбируется грунтами, и его водной миграции нет. На охраняемой территории ЧАЭС, несмотря на мощный слой бетона, активность РН должна практически достигнуть грунтовых вод, а поскольку здесь проводился и полив земной поверхности разными реагентами и был прорыв водных подземных коммуникаций, то должен мигрировать вглубь и Pu. Поэтому в указанном районе необходим контроль за состоянием грунтовых вод, для чего следует оборудовать новую систему наблюдательных скважин. Здесь фильтр будет стоять в зоне аэрации, а не на значительном заглублении, что имеет место в старых наблюдательных скважинах, которые поэтому не дают надежной информации.

Необходим внешний контроль анализов РН.

Наш опыт показывает, что наиболее качественные анализы как коллоидной, так и истинно-растворенной форм всех РН проводятся на Уральском электрохимическом комбинате.

ВНИИГЕОЛНЕРУД, Казань
Поступила 17.03.94

УДК 621.039.587.622.831.002.71

В. И. Снисаренко, А. Н. Мельников
**ОПРЕДЕЛЕНИЕ НАПРЯЖЕНИЙ И ПЕРЕМЕЩЕНИЙ
В ТЕЛЕ ПРОТИВОФИЛЬТРАЦИОННОЙ ЗАВЕСЫ,
ВЫПОЛНЕННОЙ МЕТОДОМ «СТЕНА В ГРУНТЕ»**

Рассмотрен один из возможных вариантов снижения скорости горизонтальной миграции РН - строительство ПФЗ, выполненной методом «стена в грунте». Проведен теоретический анализ напряженно-деформированного состояния с использованием методов теорий упругости и предельного равновесия сыпучей среды. Получены аналитические зависимости и предложены формулы для практических расчетов напряженно-деформированного состояния ПФЗ в интервале глубин, которые представляют фактический интерес. Полученные зависимости могут быть использованы для расчета параметров ПФЗ, ее консолидации и коэффициентов фильтрации, при выборе материалов тела ПФЗ, в том числе пленочных элементов, а также геометрических размеров.

Защита грунтовых вод от загрязнения РН наиболее актуальна в процессе ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Одним из возможных вариантов снижения скорости

горизонтальной миграции радиоактивных элементов является строительство противофильтрационной завесы (ПФЗ) методом «стена в грунте». Участок ПФЗ, построенный в 1986 г. длиной 2,1 км с восточной стороны главного корпуса ЧАЭС, позволил снизить влияние пруда-охладителя на интенсивность подтопления промплощадки, что, в свою очередь, привело к значительному увеличению сроков проникновения радиоактивного загрязнения в грунтовые воды. Для проектирования ПФЗ требуются четкие представления и расчеты напряженно-деформированного состояния тела завесы, что является важным фактором, определяющим условия его эффективной консолидации.

Известные формулы для определения абсолютных осадок тела ПФЗ из глинистых грунтов текучей консистенции получены в предположении изменения напряжений в теле ПФЗ по гидростатическому закону [1] и опытным путем [2]. В теории расчета подземных трубопроводов предложены формулы для вертикальных напряжений в обратной засыпке траншей. Эта формулы выведены с использованием двух известных расчетных схем механики грунтов: линейно-деформированной среды и сыпучей среды в состоянии предельного равновесия [3].

Цель настоящей работы - расчет напряжений и перемещений в теле ПФЗ глубокого заложения (отношение размеров поперечного сечения более 10:1) под действием собственной массы.

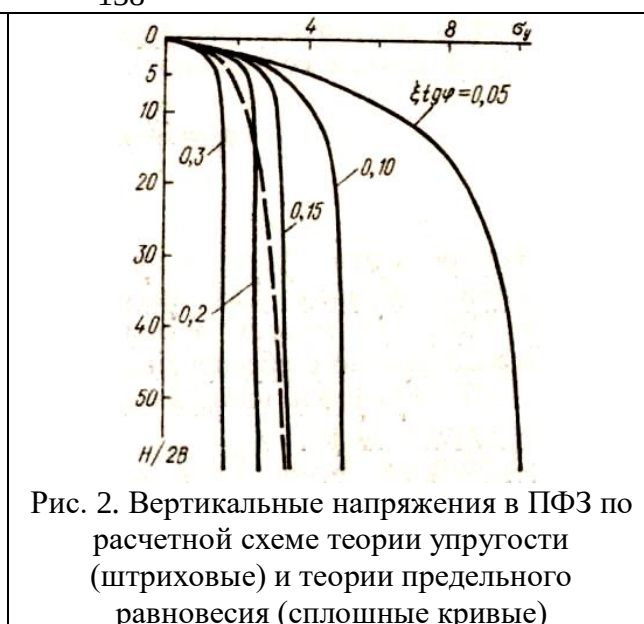
В общем случае напряженно-деформированное состояние тела ПФЗ зависит от его геометрических размеров, физико-механических свойств окружающего грунта, проходческого раствора, материала заполнения, гидравлических условий и других факторов, многие из которых существенно изменяются во времени. Учитывая сложность реальных условий работы ПФЗ, целесообразно использовать упрощенные расчетные схемы механики грунтов [4], уточнив при этом границы их применимости.

Вероятно, после завершения консолидации тела ПФЗ, его материал будет иметь компрессионные свойства, близкие к свойствам окружающего грунта. Поэтому можно с некоторым приближением использовать формулы теории упругости для определения напряжений в упругой полуплоскости [5]. При этом вводятся следующие допущения: напряженное состояние в теле ПФЗ создается только массой самого тела ПФЗ и не зависит от окружающего грунта; по каким-либо площадкам отсутствует состояние предельного равновесия; к зависимости напряжения от деформации тела ПФЗ в рассматриваемом интервале погрузок применим закон Гука; перемещения по продольной оси ПФЗ отсутствуют, т. е. имеет место плоская деформация.

Принятая расчетная схема приведена на рис. 1.

© В. И. Снисаренко, А. И. Мельников, 1995

138



Формулы для определения напряжений в произвольной точке $M(b, h)$ тела ПФЗ (с учетом того, что сжимающие нормальные напряжения принимаются положительными) имеют вид

где $\sigma_x, \sigma_y, \tau_{xy}$ -
касательные
объемная
ПФЗ, а
ясны из рис 1.
уравнения (1)

$$\sigma_x = 2\frac{\gamma}{\pi} \int_0^h dy \int_{-B}^B \frac{(x-B)^2(h-y)}{[(h-y)^2 + (x-B)^2]^2} dx,$$

$$\sigma_y = 2\frac{\gamma}{\pi} \int_0^h dy \int_{-B}^B \frac{(h-y)^3}{[(h-y)^2 + (x-B)^2]^2} dx,$$

$$\tau_{xy} = 2\frac{\gamma}{\pi} \int_0^h dy \int_{-B}^B \frac{(h-y)^2(x-B)}{[(h-y)^2 + (x-B)^2]^2} dx,$$

$$\sigma_x = \frac{\gamma}{\pi} h \operatorname{arctg} \frac{B+b}{h} + \frac{\gamma}{\pi} h \operatorname{arctg} \frac{B-b}{h},$$

$$\sigma_y = \frac{\gamma}{\pi} h \operatorname{arctg} \frac{B+b}{h} + \frac{\gamma}{\pi} h \operatorname{arctg} \frac{B-b}{h} - \frac{2\gamma}{\pi} (B+b) \ln(B+b) -$$

$$- \frac{2\gamma}{\pi} (B-b) \ln(B-b),$$

$$\tau_{xy} = -\frac{\gamma}{\pi} h \ln \frac{h^2(B+b)^2}{h^2 + (B-b)^2} - \frac{4\gamma}{\pi} (B+b) \operatorname{arctg} \frac{h}{B+b} + \frac{4\gamma}{\pi} (B-b) \operatorname{arctg} \frac{h}{B-b}.$$

льные и
ения; γ -
материала тела
(1) ые обозначения
интегрирования
вид

Из формулы (2)

(2) $\frac{2\gamma B}{\pi}$ что

при любом
напряжение σ_x с
ением глубины
(3) ыравнивается в
ных точках
тального

(4) я. Расчеты

показывают, что σ_x достигает вычисленного предела с точностью 13 % уже при $h/2B=2,5$. Это обстоятельство позволяет предложить для расчетов σ в теле ПФЗ достаточно точную, но более простую формулу

139

$$\sigma_x = \frac{2\gamma B}{\pi}.$$

Путем аналогичных

(5) дений

получаются также более простые формулы других составляющих напряженного состояния:

Точность

$$\sigma_y = \frac{2\gamma}{\pi} B \ln \frac{h^2 + B^2}{B^2} - \frac{4\gamma}{\pi} h \ln 2;$$

та же, что и (5).

ормул примерно

(6) образом, для

практических

$$\tau_{xy} = -4\gamma B.$$

(7) в напряженного

состояния тела

ПФЗ по методу теории

упругости для сечений с соотношением $h/2B \geq 2,5$ можно с обеспечением достаточной точности применять формулы (5)-(7). Графики напряжений, вычисленных методом теории упругости, изображены на рис. 2.

Используя закон Гука для плоской деформации, можно определить абсолютные перемещения произвольной точки $M(b, h)$ тела ПФЗ:

где U, V -
вертикальное

$$U = \frac{1\mu}{E} \int [\sigma_x - \frac{\mu}{1-\mu} \sigma_y] db,$$

нтальное и

(8) щения точки тела

ПФЗ; E - модуль
тела ПФЗ; μ -

$$V = \frac{1\mu}{E} \int [\sigma_y - \frac{\mu}{1-\mu} \sigma_x] dh,$$

иации материала

(9) циент Пуассона.

В

дальнейшем для

краткости введем, следующие обозначения: $K_1=1-\mu^2, K_2=(1+\mu)\mu$

Постоянные интегрирования (8) и (9) вычислим, исходя из граничных условий в основании ПФЗ (на дне траншей $h=H$), где горизонтальные и вертикальные перемещения не возможны в любой точке, т. е. $U=0; V=0$;

$$U(b, h) = K_1 \frac{\gamma}{\pi E} [A(b, h) - A(b, H)] + K_2 \frac{\gamma}{\pi E} [D(b, H) - D(b, h)],$$

(10) Здесь функции A ,
имеют вид

$$V(b, h) = K_1 \frac{\gamma}{\pi E} [C(b, h) - C(b, H)] + K_2 \frac{\gamma}{\pi E} [G(b, H) - G(b, h)].$$

(11)

$$\begin{aligned}
A &= \pm h(B \pm b) \operatorname{arctg} \frac{B \pm b}{h} \mp \frac{h}{2} \ln \frac{h^2 + (B \pm b)^2}{h^2}, \\
D &= \pm h(B \pm b) \operatorname{arctg} \frac{B \pm b}{h} \mp \frac{h}{2} \ln \frac{h^2 + (B \pm b)^2}{h^2} \pm \frac{1}{2} [h^2 + (B \pm b)^2] \ln [h^2 + \\
&+ (B \pm b)^2] \mp \frac{1}{2} [h^2 + (B \pm b)^2] \mp (B \pm b)^2 \ln (B \pm b) \pm \frac{1}{2} (B \pm b)^2, \\
C &= \mp \frac{h^2 + (B \pm b)^2}{2} \operatorname{arctg} \frac{B \pm b}{h} \mp \frac{h(B \pm b)}{2} \mp \\
&\mp h(B \pm b) \ln [h^2 + (B \pm b)^2] = 2h(B \pm b) \mp \\
&\mp 2(B \pm b)^2 \operatorname{arctg} \frac{h}{B \pm b} = 2h(B \pm b) \ln (B \pm b), \\
G &= \mp \frac{h^2 + (B \pm b)^2}{2} \operatorname{arctg} \frac{B \pm b}{h} \mp \frac{h(B \pm b)}{2}.
\end{aligned}$$

случаях формулы (10), (11) существенно упрощаются.

140

Например, при вычислении перемещений точек, лежащих на вертикальной оси сечения ПФЗ, т. е. при $b=0$, они принимают вид

$$U(0, h) = 0;$$

$$\begin{aligned}
V(0, h) &= K_1 \frac{\gamma}{\pi E} [(h^2 + B^2) \operatorname{arctg} \frac{B}{h} + Bh + 2Bh \ln (h^2 + B^2) - \\
&- 4Bh + 4B^2 \operatorname{arctg} \frac{h}{B} - 4Bh \ln B - (H^2 + B^2) \operatorname{arctg} \frac{B}{H} - BH - \\
&- 2BH \ln (H^2 + B^2) + 4BH - 4B^2 \operatorname{arctg} \frac{H}{B} + 4BH \ln B] + \\
&+ K_2 \frac{\gamma}{\pi E} [(H^2 + B^2) \operatorname{arctg} \frac{B}{H} + BH - (h^2 + B^2) \operatorname{arctg} \frac{B}{h} - Bh].
\end{aligned}$$

увеличиваются с ростом глубины траншеи, уменьшаются с ростом глубины залегания точки в траншее и достигают нулевого значения на дне траншеи, что соответствует поставленным граничным условиям.

В инженерной практике большой интерес представляет вычисление вертикального перемещения точки верха ПФЗ, лежащей на вертикальной оси или абсолютной величины осадки тела ПФЗ. Для вычисления этой осадки выведена приближенная формула

$$V(0, 0) = \frac{K_1 \gamma B}{E \pi} \left(-1,5 \pi B - 2H \ln \frac{H^2 + B^2}{1B} \right) + \frac{K_2 \gamma B}{E \pi} (2H - 0,5 \pi B). \quad (18)$$

Точность этой формулы по сравнению с (11) быстро растет с увеличением H : при $\frac{H}{2B} = 2 - 7,3 \%$, при $\frac{H}{2B} = 5 - 0,6 \%$, что позволяет применять ее при расчете осадок глубоких ПФЗ. При использовании формул (11), (17), (18) необходимо иметь в виду, что вертикальные осадки в соответствии с принятой системой знаков будут иметь знак минус при положительных сжимающих напряжениях.

На основании формул (11), (17), (18) для различного материала тела ПФЗ построен график, приведенный на рис. 3.

Рассмотрим вторую расчетную схему напряженно-деформированного состояния ПФЗ (на основе теории предельного равновесия сыпучей среды) со следующими допущениями: напряжения σ_y на любой глубине распределяются равномерно по горизонтальному сечению

$$\xi \frac{\sigma_x}{\sigma_y}$$

ПФЗ; коэффициент бокового давления принимается в качестве постоянной величины для данной задачи; на плоскостях контакта ПФЗ и окружающего грунта возникает предельное

Двойные знаки в формулах (12)-(15) введены для краткости и означают, что аналогичные по структуре члены формул берутся дважды, причем в первом члене берутся все верхние знаки, а во втором - все нижние. Формулы, включающие H , получаются простой подстановкой H вместо h .

В частных

(16) Из формул (10) и (11) г, что с увеличением y горизонтальные сечения уменьшаются к нулю в любой сечения при сжении последнего к аншей. Вертикальные перемещения (осадки)

(18) бы по сравнению с (11) быстро растет с увеличением H : при $\frac{H}{2B} = 2 - 7,3 \%$, при $\frac{H}{2B} = 5 - 0,6 \%$, что

состояние, т. е. $\tau_{xy} = \sigma_x \operatorname{tg} \varphi + C$, где φ - угол внутреннего трения грунта на контакте скольжения; C - удельное сцепление.

Интегрирование дифференциального уравнения, составленного при рассмотрении равновесия элементарной горизонтальной полосы ПФЗ, дает, как известно, из решений аналогичных задач теории предельного равновесия, следующие выражения для напряжений при граничных условиях $y=0$; $\sigma_y=0$

$$\sigma_y = \frac{\gamma B - C}{\xi \operatorname{tg} \varphi} \left(1 - e^{-\frac{\xi \operatorname{tg} \varphi h}{B}} \right), \quad (19)$$

$$\sigma_x = \frac{\gamma B - C}{\operatorname{tg} \varphi} \left(1 - e^{-\frac{\xi \operatorname{tg} \varphi h}{B}} \right), \quad (20)$$

$$\tau_{xy} = (\gamma B - C) \left(1 - e^{-\frac{\xi \operatorname{tg} \varphi h}{B}} \right). \quad (21)$$

Как видно из (19)-(21), напряженное состояние при предельном равновесии зависит не только от геометрических размеров траншей и объемной массы тела ПФЗ, как это имеет место при расчетах по территории упругости, но и от условий сдвига на контакте тела ПФЗ и окружающего грунта, характеризуемых параметрами ξ , φ и C .

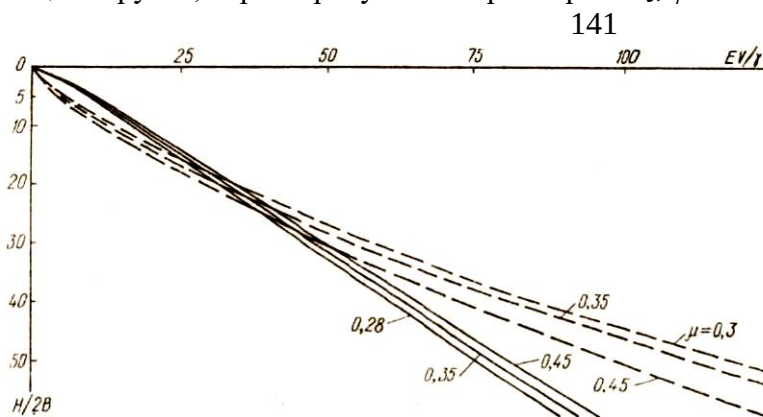


Рис. 3. Абсолютные осадки по расчетной схеме теории упругости (штриховые) и теории предельного равновесия (сплошные)

Анализ (19) показывает, что с глубиной погружения к пределу, зависящему от ширины траншеи и условий сдвига

$$\lim \sigma_y = \frac{\gamma B - C}{\xi \operatorname{tg} \varphi}.$$

на контакте:

Продольные пределы имеют и другие виды напряжений.

Если $\xi \operatorname{tg} \varphi \neq 0$, а $\gamma B - C = 0$, то $\max \sigma_y = 0$ и материал тела ПФЗ, уложенный в траншею, при таком соотношении между y , B и C зависит, начиная с глубины, где σ_y достаточно близка к своему максимуму.

Можно отметить также другой случай, когда материал тела ПФЗ находится в текучем состоянии. При возрастании текучести $\operatorname{tg} \varphi \rightarrow 0$ и $C \rightarrow 0$, $\xi \rightarrow 1$ (что характерно для глинистых грунтов в текучем состоянии) формула (19) превращается в зависимость для гидростатического давления жидкости.

График зависимости между $\max \sigma_y$ и γB имеет вид прямой с наклоном к оси γB под углом $\alpha = \arctg \frac{1}{\xi \operatorname{tg} \varphi}$ и отсекает на оси абсцисс отрезок $\gamma B = C$ и оси ординат отрезок $C / \xi \operatorname{tg} \varphi$ (рис. 4).

При $C=0$ прямая пройдет через начало координат. С применением $\xi \operatorname{tg} \varphi$ крутизна на прямой увеличивается и при том же γB создается большое максимальное напряжение в теле ПФЗ.

Приведенный график может быть использован для решения практических вопросов с графиками экспериментальных зависимостей $\sigma = \sigma(\varepsilon)$ и $K_f = K_f(\varepsilon)$ (здесь ε - коэффициент горизонтальности материала, используемого для устройства тела ПФЗ и K_f - коэффициент фильтрации этого материала). Например, при заданном K_f тела ПФЗ можно определить соответствующие ε и σ по графику $\max \sigma_y = \max \sigma_y(\gamma B)$ - необходимую для этого ширину траншеи $2B$. Очевидно, можно решить и обратную задачу. Таким образом, варьируя материалом засыпки и геометрическими размерами траншеи, можно обеспечить оптимальные условия консолидации грунта засыпки и достичь требуемой плотности (коэффициента фильтрации) тела ПФЗ.

В таблице представлены некоторые параметры наиболее характерных грунтов и их состояний [6].

Параметры наиболее характерных грунтов и их состояний

Грунты	μ	ξ	φ , град	$tg\varphi$	$\xi tg\varphi$
Песчаные	0,28	0,40	28-43°	0,58-0,93	0,21-0,34
Глинистые, пластичные	0,31-0,41	0,70	13-25°	0,23-0,47	0,10-0,33
Глинистые, текучей консистенции	0,45	0,82	0-12°	0-0,21	0-0,17

142

Как видно, произведение $\xi tg\varphi$ изменяется от 0 до 0,34. Графики σ_y при различных значениях $\xi tg\varphi$ наложены на графики напряжений, полученных по расчетной схеме теории упругости. Для песчаных грунтов и пластичных глин две расчетные схемы дают близкие результаты. Для глин текучей консистенции решения, полученные по расчетной схеме предельного состояния, существенно отличаются от решений теории упругости.

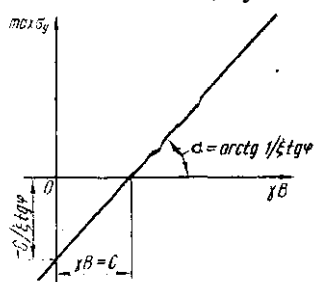


Рис. 4. График $\max \sigma_y = \max \sigma_x(\gamma B)$

Вычисление перемещений точек тела ПФЗ по второй расчетной схеме проводится с использованием (8), (9), а также формулы Н. М. Герсеванова для соотношения между коэффициентом Пуассона и боковым давлением [1]:

$$\xi = \mu / (1 - \mu) \quad (22)$$

Горизонтальные перемещения тождественно равны 0, поскольку $\sigma_x / \sigma_y = \xi$.

Интегрирование при граничных условиях $h=H$, $V=0$ дает

$$V = \left[\frac{1 - \mu^2}{E} - \frac{(1 + \mu)\mu}{E} \xi \right] \left[\frac{\gamma B - C}{\xi tg\varphi} (H - h) + \frac{B(\gamma B - C)}{\xi^2 tg^2 \varphi} \left(1 - e^{-\frac{\xi tg\varphi}{B} (H - h)} \right) \right]. \quad \text{С учетом (18)}$$

$$(23) - (1 + \mu)\mu\xi = \frac{(1 + \mu)(1 - 2\mu)}{1 - \mu}$$

Формула для вычислений абсолютных осадок получается путем подстановки в (19) $h=0$.

При соотношениях $h/2b=10$ формулу (23) с точностью более 5 % можно заменить на другую формулу:

где

$$\beta = \frac{\gamma B - C}{(1 + \mu)\xi tg\varphi} \quad (25)$$

Для грунтов, приведенных в таблице, $\beta = 2,90 \div 2,97$.

Расчеты абсолютных осадок тела ПФЗ для грунтов песчаных, пластичных глинистых и глинистых текучей консистенции нанесены на график (см. рис 3), из которого видно, что для глубин, представляющих практический интерес при строительстве ПФЗ (от $H/2b=5$ до $H/2b=40$), обе расчетные схемы дают примерно одинаковые результаты.

Выводы. 1. Проведен теоретический анализ напряженно-деформированного состояния с использованием методов теорий упругости и предельного состояния сыпучей среды. В обоих случаях получены теоретические зависимости и на их основе предложены формулы для практических вычислений напряженно-деформированного состояния ПФЗ в интервале глубин, представляющих практический интерес при решении рассматриваемой задачи.

2/ Практические вычисления по двум расчетным схемам дают более близкие результаты при использовании в качестве материала тела ПФЗ песчаных и пластичных глинистых грунтов. Для текучих глин целесообразно применять расчетную схему предельного состояния, как более полно учитывающую физико-механическое состояние материала тела ПФЗ. Более точные границы применения расчетных схем должны быть уточнены экспериментально.

143

3. Полученные зависимости можно использовать при расчетах ПФЗ для вычисления параметров консолидации и коэффициентов фильтрации, при выборе материалов тела, геометрических размеров, при расчете пленочных элементов.

1. Рекомендации по расчету противofiltrационных стенок и подбору материалов для их заполнения / Под ред. М. И. Смородинова. – М.: НИИОСП им. Н. М. Герсевича, 1973. – 23 с.

2. Черный И. П. Тонкие противofiltrационные стенки из глинистых грунтов // Информационный бюллетень. Минэнерго СССР. – 1979. – № 28. – С. 7-9.

3. Клейн Г. К. Расчет подземных трубопроводов. – М.: Стройиздат, 1969. – 203 с.

4. Флорин В. А. Основы механики грунтов. – М.: Л.: Стройиздат, 1959; Т. 1. – 357 с

5. Никитин С. Н. Теория упругости и пластичности. – М.: Гостехиздат, 1955. – 256 с.

6. Справочник проектировщика. Основания, фундаменты и подземные сооружения / Под ред. Е. А. Сорочана И. Ю. и Ю. Г. Трофименков. – М.: Стройиздат, 1985. – 480 с.

Акционерное предприятие НИИ строительного производства Минстройархитектуры, Киев
Межотраслевой Научно-технический центр «Укрытие» НАН Украины, Чернобыль
Поступила 17.03.94

УДК 591.8:539.16.047

Л. И. Носова, В. И. Рясенко

КОМПЕНСАТОРНО-ВОССТАНОВИТЕЛЬНЫЕ РЕАКЦИИ КЛЕТОК КРОВЕТВОРНОЙ ТКАНИ ПРИ ХРОНИЧЕСКОМ ОБЛУЧЕНИИ

Эозинофилы костного мозга норок и диких крыс, подвергающихся действию хронического излучения, способны к секреции пероксидазной системы, которую заимствуют нейтрофилы. Вследствие этого в периферической крови появляются гетерофильные гранулоциты. Межклеточная трансгрануляция, эмбриопольза в мегакариоцитах и эозинофилы как доноры пероксидазы для нейтрофилов рассматриваются в качестве клеточных и субклеточных адаптаций в костном мозге млекопитающих после облучения.

Изучение морфофункционального состояния клеток периферической крови и показателей костно-мозгового кроветворения по общепринятым гематологическим методикам в значительной степени может объяснить протекающие в организме процессы при хроническом облучении РН. В дополнение к известным, мы использовали нестандартный способ оценки состояния клеточного звена в системе неспецифической резистентности (естественной устойчивости) организма млекопитающих на основании регистрации феномена межклеточной трансгрануляции в популяции гранулоцитов костного мозга и подсчета индекса гетерофилов в периферической крови [1-3].

Цель исследования - определить компенсаторно-приспособительные реакции организма на клеточном уровне в онтогенезе (клеточная, субклеточная адаптация) и роль в адаптациях межклеточных взаимоотношений в сочетании с внутриклеточными метаболическими перестройками.

В 1991-1993 гг. были изучены гематологические показатели, а также структура и ультраструктура клеток костного мозга 43 норок, содержащихся в условиях зверофермы в г. Чернобыле (контролем служили 10 норок со звероферм г. Житомира и г. Черкассы), 12 диких крыс из Зоны отчуждения ЧАЭС (контрольные крысы отловлены в Киево-Святошинском районе).

Мазки окрашивали по Романовскому-Гимзе и исследовали на микроскопе МБИ-6 (с использованием иммерсионной системы). Образцы для электронной микроскопии готовили по стандартной методике. Электронные микрофотографии получены на электронном микроскопе «Тесла» БС-500 при ускоряющем напряжении 60 кВ.

© Л. И. Носова, В. И. Рясенко, 1995

В служившихся после аварии 1986 г. условиях в г. Чернобыле слагаемыми лучевого воздействия на костно-мозговое кроветворение животных, содержащихся или обитающих в Зоне отчуждения ЧАЭС, принято считать:

внешний γ -фон среды обитания;

инкорпорированные газообразные и аэрозольные РН, а также заглатываемые с пищей (кормом);

синергизм лучевых факторов с другими вредными агентами окружающей среды [4].

Анализ данных при подсчетах количества нейтрофилов с оксифильной реакцией части гранул в периферической крови, т. е. индекс гетерофилов (ИГ) подтвердил, что этот показатель, отражая процесс трансгрануляции между эозинофилами и нейтрофилами в костном мозге, свидетельствует о полноценности компенсаторно-приспособительных реакций, т. е. способности организма к мобилизации резервных возможностей в период адаптации и компенсации нарушенных функций.

Эозинофилы рассматриваются нами как доноры (донаторы) пероксидазы для нейтрофилов, что существенно именно при радиационном воздействии, когда ингибируется эндогенная миелопероксидаза (в нейтрофилах), но не эозинофилпероксидаза. Известно, что пероксидазная система принимает участие в обеспечении бактерицидных и цитотоксических свойств клеток, а повышенная потребность в пероксидазе возникает при избытке перекиси водорода на мембранах и, как результат, нарушении фагоцитарной функции нейтрофилов.

Таблица 1. Динамика изменений ИГ в периферической крови ($M \pm m$ при $P \leq 0,05$)

Животные	1991		1992		1993	
	Опыт	Контроль	Опыт	Контроль	Опыт	Контроль
Норки	10,0 $\pm$ 0,3 (с 1990 г. в зоне)	3,0 $\pm$ 0,6	11,7 $\pm$ 0,4 (с 1989 г.)	5,7 $\pm$ 1,1	16,2 $\pm$ 0,8 (с 1992 г.)	5,3 $\pm$ 0,9
			14,7 $\pm$ 1,4 (с 1990 г.)			
Крысы	15,3 $\pm$ 0,5	9,3 $\pm$ 0,9	22,6 $\pm$ 0,8	-	27,9 $\pm$ 1,9	8,6 $\pm$ 0,3

По нарастанию ИГ (табл. 1) в периферической крови определяют напряжение клеточных механизмов естественной защиты организма, что наблюдается как у норок, содержащихся в условиях зверофермы (промежуточный профиль белой крови), так и у диких крыс, отловленных в 10-км зоне ЧАЭС (лимфоцитарный профиль крови), у последних к тому же происходит постепенная смена профиля крови сначала на промежуточный, затем на нейтрофильный.

На рис. 1 отражены разные стороны процесса трансгрануляции у крыс и норок. В первом случае - сегментоядерный нейтрофил (гетерофил) костного мозга норки с очевидным преобладанием первичных гранул, что свидетельствует об активном экзоцитозе. В отдельных гранулах регистрируются мелкие кристаллоиды, по нашим предположениям, заимствованной извне пероксидазы. Это те гранулы, которые при окрашивании по Романовскому-Гимзе проявляют оксифильную реакцию. В специальных экспериментах нами установлено, что гетерофилы резкопероксидазоположительные, хотя по количеству и размерам гранул с оксифильной реакцией они уступают эозинофилам. Во втором случае (рис. 2) сегментоядерный эозинофил из костного мозга дикой крысы: часть гранул с пероксидазой «сброшена», оставшиеся гранулы сконцентрированы у одного из полюсов клетки.

Результаты наблюдения показали, что не у всех животных благополучно с клетками красной крови: регистрируются признаки анемии как у норок, так и у крыс. Как правило, эти изменения коррелируют с ингибированием процесса трансгрануляции в костном мозге и снижением индекса гетерофилов в периферической крови при сохранении



в пределах физиологической нормы параметров лейкограмм и миелограмм. Другими словами, индекс гетерофилов - более тонкий по чувствительности показатель, характеризующий развитие компенсаторно-приспособительных реакций задолго до перехода адаптации на патологический уровень (в доклинический период).

Таблица 2. Мегакариоцитограмма норок (1992 г.)

Мегакариобласты	Мегакариоциты		
	базофильные	полихроматофильные (зрелые)	оксифильные
Опыт			
-	38,0±4,4	43,0±3,1	19,0±2,9
Контроль			
-	20,0±2,1	54,0±4,3	26,0±1,7

Безусловный интерес представляет сужение мегакариоцитарного ростка у норок (табл. 2) и усиление процесса эмperiополезиса, в котором принимают активное участие эозинофилы. С одной стороны, можно предположить срыв

146

адаптационного синдрома в лимфоидной системе и повреждение следующего по радиочувствительности мегакариоцитарного ростка. С другой стороны, можно допустить возможность экстрацеллюлярного выделения пероксидазы эозинофилами внутри демаркационных каналов мегакариоцитов, что имеет определенный биологический смысл. Эмperiополезис наблюдается и у крыс, причем в процессе цитопемпзиса здесь принимают участие эозинофилы наряду с лимфоидными клетками.

Анализируя индексы кроветворения у крыс при хроническом облучении малыми дозами, можно заключить, что у них достаточно хорошо срабатывают адаптивные механизмы системы крови и кроветворения. При подсчете миелограмм (1992-1993 гг.) установлено, что лейко-эритробластическое отношение (ЛЭО) составляет 2:1, т. е. в пределах физиологической нормы; индекс созревания эритробластов (ИСЭ) равен $0,52 \pm 0,03$ (в контроле $0,50 \pm 0,018$); костно-мозговой индекс нейтрофилов (КМИ_н) равен $1,5 \pm 0,07$ (в контроле $1,0 \pm 0,01$); последний показатель фиксирует левый сдвиг (омоложение клеток) в нейтрофильном ряду.

Следует отметить, что сам факт возникновения клеток с качественно-структурными нарушениями еще не свидетельствует о поражении системы крови и кроветворения, чаще всего это может быть одним из проявлений защитно-компенсаторных реакций в костном мозге (клеточная и субклеточная адаптации) млекопитающих в условиях сочетанного внешнего и внутреннего облучения в Зоне отчуждения ЧАЭС.

Предлагаемые критерии оценки компенсаторно-восстановительных реакций клеток кроветворной ткани могут быть полезными при решении как прикладных задач, связанных с выбраковкой слабых животных и созданием устойчивого к облучению стада пушных зверьков, так и фундаментальных задач, позволяющих прогнозировать развитие компенсаторно-приспособительных реакций и возможные направления в адаптациях животного организма с попыткой управления этими процессами.

Установлено, что у диких крыс выявляется более высокая способность к мобилизации резервных возможностей организма в период адаптации и компенсации нарушенных функций, у норок прогрессирует анемия.

1. Носова Л. И., Филимонов И. С., Накоренко Г. В. Ультраструктурные особенности гранулоцитов костного мозга крыс в эксперименте // I Всесоюз. радиобиол. съезд: Тез. докл. Пушино, 21-27 авг. 1989 г. – М.: 1989. – Т. 5. – С. 1090-1091

2. Панченко Н. А., Носова Л. И., Филимонов И. С. и др. Гетерофильные гранулоциты крыс при облучении // Цитология и генетика. - 1992. - 26, № 2. - С. 21-24.

3. Носова Л. И. Межклеточные взаимоотношения эозинофилов и эндотелиоцитов костного мозга крыс при облучении // ДАН Украины. Сер. математика, естествознание, техн. науки. - 1993. - № 3. – С. 171-175.

4. Серкиз Я. И., Пинчук В. Г., Пинчук Л. Б. и др. Радиобиологические аспекты аварии на Чернобыльской АЭС. – К.: Наук. думка, 1992. - 172 с.

Институт зоологии НАН Украины, Киев
Научно-технический центр НПО «Припять», Чернобыль

Поступила 17.03.94

УДК 550.424.4

Г. И. Бондаренко, В. В. Долин, А. А. Вальтер, Э. К. Тиханов
**СТРОЕНИЕ И СОСТАВ ТВЕРДОФАЗНЫХ НОСИТЕЛЕЙ АКТИВНОСТИ
В ПОЧВАХ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС**

Отобрано 35 суперактивных истиц из четырех различных почв Зоны отчуждения ЧАЭС, изучен их радионуклидный и вещественный состав. По соотношению активностей изотопов ^{144}Ce и ^{137}Cs в почве и частицах оценено удельное количество твердофазных носителей активности в почвах. Методами ЭМАР, просвечивающей или сканирующей электронной микроскопии, МДЭ и ХРИ изучено строение «горячих» частиц.

© Г. И. Бондаренко, В.В. Долин, А. А. Вальтер, Э. К. Тиханов, 1995

147

Механизм миграции продуктов деления в почвах, загрязненных вследствие Чернобыльской катастрофы, определяется, в первую очередь, строением и фазовым составом собственно загрязнений. Поступление РН из частиц в почвенный поглощающий комплекс является лимитирующей стадией процесса миграции.

Подвижность и растворимость РН в почве в значительной мере определяются типом почв и их физико-химическими характеристиками. Наиболее распространены на территории Зоны отчуждения ЧАЭС дерново-подзолистые и торфяно-болотные почвы. Дерново-подзолистые почвы слабогумусированы, средняя глубина гумусового слоя 20 см. Важнейшим фактором, влияющим на миграционную способность РН, являются кислотно-щелочные показатели почвы. Большинство исследованных почв имеют повышенную кислотность почвенного раствора, что способствует миграции водорастворимых веществ. Способность почвы к их удержанию, определяемая свойствами органического и минерального компонентов, характеризуется содержанием поглощенных оснований (мг-экв/100 г почвы).

Для исследования фазового состава носителей активности из четырех различных почв Зоны отчуждения, отобранных в 1986-1989 гг, загрязненных преимущественно топливными выпадениями, выделено 35 «горячих» частиц. Частицы отбирали из квартованных воздушно-сухих образцов с помощью радиометра «Бета» под микроскопом МБС-10. Радионуклидный состав почв и выделенных частиц представлен в табл. 1.

Таблица 1. Изотопный состав почв и «горячих» частиц

Тип почвы	Номер частицы	Активность РН, Бк/част.			
		^{144}Ce	^{106}Ru	^{134}Cs	^{137}Cs
Дерново-подзолистая супесчаная (ст. Янов – с. Чистогаловка) 270/3-2	Почва, Бк/кг	$2,1 \cdot 10^7$	$4,1 \cdot 10^6$	$8,1 \cdot 10^5$	$1,2 \cdot 10^6$
	2	259	Н/о	Н/о	23,3
	3	$2,4 \cdot 10^3$	629	24,4	70,3
	4	$8,1 \cdot 10^3$	$1,55 \cdot 10^3$	166,5	555
	5/1	$1,0 \cdot 10^3$	263	Н/о	15,2
	5/2	$2,9 \cdot 10^3$	289	513	104
	5/3	Н/о	Н/о	Н/о	22,6
Дерново-слабоподзолистая глееватая супесчаная (ст. Янов) 270/3-1	Почва, Бк/кг	$1,2 \cdot 10^7$	$2,0 \cdot 10^6$	$6,7 \cdot 10^5$	$1,2 \cdot 10^6$
	G-23	$14 \cdot 10^3$	$8,5 \cdot 10^3$	Н/о	5,9
	C-24	Н/о	5,9	Н/о	14,1
	G-25	$2,1 \cdot 10^3$	296	37	59,2
	G-26	Н/о	Н/о	12,2	27,8
Левобережная пойма р. Припять (супесчаная) 350/5	Почва, Бк/кг	$1,1 \cdot 10^6$	$2,9 \cdot 10^5$	$5,2 \cdot 10^4$	$1,0 \cdot 10^5$
	1	Н/о	Н/о	Н/о	13,7
	2	$1,8 \cdot 10^3$	407	40,7	100
	3	$5,2 \cdot 10^3$	$1,1 \cdot 10^3$	122	237
	4	$1,3 \cdot 10^3$	163	Н/о	4,1
	5	$5,2 \cdot 10^3$	777	Н/о	8,5
	6	370	$1,8 \cdot 10^3$	26,3	59,2
	7	$3,55 \cdot 10^3$	196	Н/о	11,5
	8	$2,4 \cdot 10^3$	444	21,1	40,7

Тип почвы	Номер частицы	Активность РН, Бк/част.			
		^{144}Ce	^{106}Ru	^{134}Cs	^{137}Cs
	9	$7,4 \cdot 10^3$	$4,1 \cdot 10^3$	407	592
	10	$5,2 \cdot 10^3$	481	13,7	133
	11	$5,2 \cdot 10^3$	444	115	207
	12	$5,55 \cdot 10^3$	$1,4 \cdot 10^3$	74	96
	13	Н/о	$1,1 \cdot 10^3$	444	$1,0 \cdot 10^3$
	14	$1,7 \cdot 10^3$	229	37	96,2
	15	$3,55 \cdot 10^3$	777	40,7	152
	16	$3,15 \cdot 10^3$	130	Н/о	14,1
Торфово-болотная на водоледниковых отложениях (ст. Янов) 270/3-3	Почва, Бк/кг	$4,1 \cdot 10^7$	$5,6 \cdot 10^6$	$2,2 \cdot 10^6$	$4,1 \cdot 10^6$
	1	925	888	77,7	144
	2	$2,7 \cdot 10^3$	666	40,7	137
	3	$1,0 \cdot 10^3$	178	44,4	137
	4	$6,3 \cdot 10^3$	252	70,3	133
	5	$4,8 \cdot 10^3$	777	152	229
	6	$7,4 \cdot 10^4$	$1,2 \cdot 10^4$	$1,4 \cdot 10^3$	$2,7 \cdot 10^3$
	7	$1,5 \cdot 10^4$	$3,2 \cdot 10^3$	777	$1,4 \cdot 10^3$
	8	$8,1 \cdot 10^3$	$2,1 \cdot 10^3$	359	814
	9	$2,9 \cdot 10^3$	444	31,1	100

Следует отметить, что таким образом нами отбирались в основном суперактивные частицы (или их конгломераты), активность которых превышала фоновую на два и более порядка. Если предположить, что все частицы в исследуемых почвах суперактивны, то по соотношению количеств радионуклидов в составе отобранных частиц и суммарной активности почвы (см. табл. 1) можно оценить удельное содержание «горячих» частиц в почве (табл. 2).

Оценку проводили по двум РН - ^{144}Ce и ^{137}Cs . ^{144}Ce считают основным показателем наличия твердофазных носителей активности, поскольку это один из наименее растворимых РН. Для четырех исследованных почв количество частиц, рассчитанное таким методом, колеблется в пределах $2,0 \cdot 10^3$ - $1,4 \cdot 10^4$ частиц на 1 кг почвы.

Таблица 2. Оценка удельного количества суперактивных частиц в почве

Номер точки наблюдения	Число частиц шт./кг	
	Оценка по ^{144}Ce	Оценка по ^{137}Cs
270/3-1	$\frac{5,9 \cdot 10^3}{2}$	$\frac{1,4 \cdot 10^5}{4}$
270/3-2	$\frac{1,4 \cdot 10^4}{5}$	$\frac{1,6 \cdot 10^5}{6}$
270/3-3	$\frac{1,1 \cdot 10^4}{9}$	$\frac{3,4 \cdot 10^4}{9}$
350/5	$\frac{2,0 \cdot 10^3}{14}$	$\frac{1,1 \cdot 10^4}{16}$

Примечание. В числителе указано среднее значение, в знаменателе – число результатов, использованных для расчета.

В то же время ^{137}Cs – один из наиболее миграционноспособных РН, легко образующих водорастворимые вещества. Рассчитанное количество частиц по этому РН на порядок выше и составляет $1,1 \cdot 10^4$ – $1,4 \cdot 10^5$ частиц на 1 кг. Поскольку расчеты делались для

одних и тех же частиц, можно сделать вывод, что значительная доля ^{137}Cs в исследованных образцах находится в «высвободившемся» состоянии и поступает в почвенный поглощающий комплекс.

149

Одной из основных характеристик является отношение РН Се и Cs в частицах и собственно почве (табл. 3).

Таблица 3. Отношение РН в «горячих» частицах и почвах

Номер точки наблюдения	Номер частицы	$\frac{^{144}\text{Ce}}{^{137}\text{Cs}}$	$\frac{^{137}\text{Cs}}{^{134}\text{Cs}}$	Номер точки наблюдения	Номер частицы	$\frac{^{144}\text{Ce}}{^{137}\text{Cs}}$	$\frac{^{137}\text{Cs}}{^{134}\text{Cs}}$
270/3-1	G-23	237,5	-	270/3-3	7	10,5	1,9
	G-24	-	-		8	10,0	2,3
	G-25	35,6	1,6		9	28,9	3,2
	C-26	-	2,3		Среднее	19,8	2,3
	Среднее	136,6	2,0		Почва	10,0	1,8
	Почва	10,0	1,8	350/5	1	-	-
270/3-2	2	11,1	-		2	162,9	2,5
	3	34,2	2,9		3	21,9	1,9
	4	14,7	3,3		4	327,3	-
	5/1	65,9	-		5	608,7	-
	5/2	28,2	2,0		6	6,3	2,3
	5/3	-	-		7	309,7	-
	Среднее	30,83	2,7		8	60,0	1,9
	Почва	13,0	2,0		9	12,5	1,5
270/3-3	1	6,4	1,9		10	388,9	1,0
	2	19,7	3,4		11	25,0	1,8
	3	7,3	3,1		12	57,7	1,3
	4	47,2	1,9		В	-	2,3
	5	21,0	1,5		14	17,3	2,6
	6	27,0	1,9		15	23,4	3,7
					16	223,7	-
					Среднее	160,3	2,1
					Почва	11,1	1,9

Отношение $^{144}\text{Ce}/^{137}\text{Cs}$ в различных почвах практически не изменяется (10-13). Это же отношение для частиц повышено, что свидетельствует о «высвобождении» ^{137}Cs из твердофазных носителей активности. В частицах, выделенных из почв 270/3-2 и 270/3-3, это отношение превышает почвенное в 2-3 раза, а в почвах 270/3-1 и 350/5 - в 13-16 раз. Образец почвы 350/5 длительное время находился в естественных условиях, в то время как остальные пробы с октября 1986 г. хранились в воздушно-сухом состоянии. Следует также отметить, что результаты, рассчитанные для частиц из почвы 270/3-1, не являются представительными, поскольку обнаружен только в двух частицах.

Среднее отношение $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ в частицах составляет 2,0-2,7 и соответствует таковому в почвах 1,8-2,0 (см. табл. 3).

Выделенные частицы исследованы также с использованием методов ЭМАР, просвечивающей или сканирующей электронной микроскопии, МДЭ, ХРИ.

Концентрированные носители активности на почве представляют собой микроконгломераты обломочных зерен кварца, полевого шпата, слоистых силикатов,

раковин диатомей, конденсационных полых шариков диоксида кремния, шариков Fe, фрагментов органики и других образований. Непосредственно носителями активности являются существенно урановые частицы размером 1-90 мкм. Наибольшая частица представляла собой полусферу. Преобладают изомеричные, неправильной формы и пластинчатые зерна. В тонкой смеси с оксидом U присутствует, по-видимому, металлическая фаза тонкодисперсного U или смеси Zr и Zn. По уширению линий на микродифрактограммах электронов размер блоков когерентного расстояния можно оценить в $L < 10$ нм. В случае, если U-частица включена в слоистые силикаты, в их спектрах ХРИ отмечается слабый сигнал U, отвечающий, по-видимому, сорбированной форме этого элемента.

Все отобранные частицы имели размеры, позволяющие наблюдать их невооруженным глазом или с помощью лупы и исследовать их форму с помощью оптического микроскопа, т. е. размерами поля 0,п-1 мм. Как показали дальнейшие исследования, все отобранные таким образом частицы имели сложное строение, а размер истинных носителей активности составлял примерно 1-50 мкм в изученных образцах.

Исходная форма частиц фотографировалась с помощью оптического микроскопа на фоне объекта-микрометра. Подавляющее большинство частиц чрезвычайно рыхлые; почти любое прикосновение к микроконгломератным частицам ведет к отколу более мелких фрагментов.

Частицы исследовались на электронном микронзонде «Сатебах», где определялась их структура, строение и состав слагающих фрагментов, элементный состав отдельных фрагментов. По этим данным делались заключения об их фазовом составе. Особое внимание было уделено поиску и изучению чисто урановых частиц. Фрагменты «горячих» частиц исследовались на просвечивающем электронном микроскопе - микроанализаторе ЭММА-2, где для частиц, в которых качественно определялся U, и для частиц вмещающей матрицы методом микродифракции электронов определялся фазовый состав. Для частиц предположительно многофазного состава проводилась съемка по методу Дебая, подтвердившая в ряде случаев принадлежность агрегатных частиц к плохо окристаллизованному графиту.

В частицах, отобранных из почвы 270/3-3 (частицы № 4 и 5), обнаружена существенная примесь графита. Частица № 5 - фрагмент более крупной частицы размерами 0,8х0,5х0,3 мм. Данный фрагмент чрезвычайно хрупок, легко расщепляется при прикосновении иголки, окрашен в коричнево-черный цвет. На дебаграмме обнаружена широкая линия 0,335 нм и две более слабые, соответствующие графиту.

Растровая электронная микроскопия обнаруживает спутанно-листоватое пористое строение частицы. Характерный размер элементарных листочков 3-10 мкм в плоскости слоев и менее 0,5 мкм по толщине. Микродифракция электронов от слоистых частиц соответствует графиту. Кольцевой характер электронограмм соответствует размеру областей когерентного рассеяния порядка 0,п мкм или менее.

При тщательном просмотре образца были обнаружены изомеричные октаэдрические и пластинчатые частицы с чисто урановым характером спектра. Спектральная и морфологическая аналогия с частицами, изученными дифрактометрически, предварительно позволяет диагностировать их принадлежность к металлическому урану, возможно, частично окисленному.

Частица 270/3-3/4 также представляет собой фрагмент более крупной частицы с первоначальными размерами около 1х0,6х0,4 мм. Кроме пластинчатых листочков графита, фазовый состав которых подтверждается микродифракцией электронов, здесь присутствуют частицы слоистых силикатов, обломочные зерна полевых шпатов и, возможно, других кластогенных минералов. Характерный размер обломочных частиц 100-150 мкм. Цементируются кластогенные обломки глинистым материалом, сложенным слоистыми силикатами, относящимися по спектральным данным к группе каолинита (линии Si, Al). Связывающей массой конгломерата являются пластинчатые чешуйки размером порядка 1 мкм. Частицы цементирующей массы содержат небольшое количество U, а также Fe, Cu, Zn, Ca, что можно отнести за счет поверхностной сорбции этих элементов.

В этой микробрекци и встречена наибольшая из наблюдавшихся нами урановая частица, представляющая собой полусферу диаметром около 80 мкм. Поверхность частицы имеет шероховатость глубиной порядка нескольких десятых микрометров. Состав - чисто урановый.

Частицы, отобранные из почвы 350/1 (пойма р. Припяти), имеют микроконгломератную структуру.

Размеры элементарных обломков частицы 350/5/1 50-100 мкм, частиц скрепляющего цемента 1-2 мкм. Более крупные обломки имеют остроугольный или полуокатанный характер. Фазовая природа частиц представлена в основном кварцем или калишпатом. Поиск локальных носителей активности позволил обнаружить U-частицы размером 5-10 мкм. Исследования, проведенные методом микродифракции электронов, дают возможность отнести их к металлическому урану и частично окисленному U, имеющему примесь уранинита.

Частицы 270/3-3 № 2 и 9 - конгломеративные, содержат конденсаты Si и Fe. Исходный размер фрагментов - около 0,5 мм. Преобладают слоистые алюмосиликаты. Характерной деталью их строения являются округлые микрожеоды размером порядка 10 мкм. Кроме того, встречаются шарики чисто железистого состава размером около 3 мкм.

Полые микрожеоды содержат внутри тестоватые кристаллы из Si, Ca, Fe, которые предположительно можно отнести к геденбергиту – $\text{CaFe}[\text{Si}_2\text{O}_6]$. Все эти образования конденсационного происхождения.

Урановых частиц в конгломерате не обнаружено.

Частицы 270/3-1 № 2/4 и 270/3-3 № 3 состоят практически из слоистых алюмосиликатов микроконгломератного строения размерами 0,5-1 мм. Частицы рыхлые, распадаются на фрагменты, в которых иногда обнаруживаются частицы U размером около 10 мкм.

Частица 270/3-2/2 представляет собой фрагмент растительной органики, не содержащий обычных минеральных примесей в определенных количествах. Просмотр в отраженных электронах позволил выявить многочисленные урановые частицы размером 0,п-8 мкм, «прилипшие» к складкам растительной постройки. Активные частицы имеют типичный урановый спектр ХРИ.

Проанализированные частицы достаточно достоверно могут быть отнесены к смеси тонкодисперсной UO_2 и U, а также к UO_2 и смеси металлов Pb+Zn.

Таким образом, установлено, что все носители активности в почвах, фиксируемые как «горячие» частицы, имеют микроконгломеративный характер типов: спутанно-слоистый существенно графитовый, спутанно-слоистый существенно алюмосиликатный, микрообломочный, обломочно-конденсационный. По характеру локального носителя активности выделяются крупные обломки U (около 80 мкм), мелкие обломки U с примесью уранинита (0,п-10 мкм), тонкорассеянные носители активности на слоистых силикатах, не установленной минералогической природы, на графите и слюдах размером менее 1000 нм.

Преимущественно топливный состав частиц подтверждается радиометрическими измерениями и отношением изотопов Ce и Cs (см. табл. 1 и 3).

Отделение радиогеохимии Института геохимии, минералогии и рудообразования НАН Украины, Киев
Отделение металлогении Института геохимии, минералогии и рудообразования НАН Украины, Киев
Научно-технический центр НПО «Припять», Чернобыль
Поступила 17.0194

УДК 636.93:591.111

К. О. Скрипка, С. В. Демидов, Б. М. Тхоржевський, В. І. Рясенко, С. М. Жовтенко
**ВПЛИВ ТИМОГЕНУ НА ФУНКЦІОНАЛЬНИЙ СТАН ЛІМФОЦИТІВ СЕЛЕЗІНКИ НОРОК
ЗА УМОВ ХРОНІЧНОГО ОПРОМІНЕННЯ**

Приведено результати досліджень щодо впливу тимогену на корекцію імунної системи при радіаційнозумовленому імунodefіцитному стані організму. Досліджено вплив тимогену на спонтанне

розеткоутворювання і цитотоксичність еритроцитарних клітин. Визначено оптимальні дози тимогену на експресію рецепторів Т-лімфоцитів до еритроцитів кроля. Виявлено, що у тварин за умов хронічного опромінення малої потужності виникають значні зниження клінінг-процесів клітин-ефекторів. Використання тимогену призводить до поліпшення клітинних і функціональних імунологічних показників.

На сьогодні існує ряд цитомедичів, направлених на імунокорекцію другорядних імунодефіцитних станів, які зумовлені порушенням функцій Т-системи імунітету.

Вивчення механізмів впливу та впровадження імуномодуляторів в клінічну практику є актуальною проблемою в зв'язку з необхідністю корекції імунодефіцитних станів, які розвиваються на фоні хронічного опромінення [1-4].

Не дивлячись на досягнуті успіхи в лікуванні імунодефіцитних станів, зумовлених порушенням функції Т-системи імунітету, вибір імуномодулювальних препаратів має емпіричний характер.

Метою наших досліджень було вивчення впливу тимогену на функціональну активність лімфоцитів селезінки норок, які перебувають в умовах хронічного опромінення.

В першу (контрольну) групу увійшли інтактні норки (50 тварин) масою $12 \pm 0,12$ кг, які до експерименту і протягом нього не піддавались яким-небудь впливам, відмінних від звичайних умов віварію. Для порівняння результатів експериментів вони були проведені приблизно в один і той самий сезон, що дозволило нівелювати вплив кліматичних і біоритмічних чинників.

В другу групу ввійшли тварини, які знаходились в умовах хронічного опромінення, у третю - тварини, які перебували у тих самих умовах і одержували тимоген. Препарат вводили протягом 10 днів дозою 0,02 мг/кг.

Для оцінки функціонального стану Т-системи імунітету були використані методи спонтанного розеткоутворювання з еритроцитами кроля [5] і цитолітична активність лімфоцитів селезінки норок, яку визначали спектрофотометричним методом.

Обробка результатів вимірювань була проведена за допомогою пакета прикладних програм «Кіндо» на мікро-ЕОМ Р-11/23 і містила стандартну статистику та регресійний аналіз.

Таблиця 1. Вплив хронічного опромінення на спонтанне розеткоутворення Т-лімфоцитів селезінки норок клітин) (кількість Е-РОК на 100)

* Достовірна різниця $p < 0,05$.

© К. О. Скрипка, С. В. В. І. Рясенко, С. М. Жовтенко, 153

У результаті встановлено, що у тварин, хронічного опромінення, зміни клітинних та імунологічних показників відбувається зниження розеткоутворювання до Т-лімфоцитами інтактних. Наведені дані, щодо спонтанне спонукали нас дослідити

№ п/п	Інтактні тварини	Опромінен	
		без тимогену	між показниками в групах -
1	19	14	Демидов, М. Тхоржевський, 1995
2	23	13	
3	22	11	
4	21	12	експериментів які знаходились в умовах спостерігаються значні функціональних
5	23	13	
6	19	11	
7	21	12	(табл. 1); у тварин спонтанного
8	22	14	
9	23	И	
10	20	14	12,5±0,8 % у порівнянні з тварин (21,3±1,7 %).
M±m	21±1,7	12,5±0.8	

впливу тимогену на розеткоутворювання залежність отриманого ефекту від дози препарату. В табл. 2 наведено дані по вивченню впливу різних концентрацій тимогену. Доза препарату, яка надає стимулюючий ефект, - 0,02 мкг/мл; збільшення дози тимогену ефекту не підвищує. Таким чином, дослідження кривої доза-ефект підтвердило перше, наявність певного впливу тимогену на експресію рецепторів Т-лімфоцитів до еритроцитів кроля і, по-друге, дозволило кількісно виявити оптимальну концентрацію застосованого цитомедичу.

Таблиця 2. Вплив різних концентрацій тимогену на спонтанне розеткоутворення Т-лімфоцитів селезінки норок (кількість Е-РОК на 100 клітин)

Імуномодулятор	Контроль	Концентрація імуномодулятора, мкг/мл				
		0,002	0,02	0,2	2	20
Тимоген	13,68±0,75	11,25±1,22	26,24± 0,99*	20,53±1,41	16,32±0,58	15,22±1,44*

*Достовірна різниця показників в порівнянні з початковим рівнем - $p < 0,05$.

Наступним етапом наших досліджень було вивчення цитотоксичної активності ефекторного ланцюга імунокомпетентних клітин. На сьогодні існує ряд методів, які регулюють кількість гемопротейдів в біологічній рідині. Ми вибрали метод, який базується на лізисі еритроцитарних клітин мишей субпопуляції нефагоцитувальних мононуклеарних клітин (кілерних клітин) з подальшою спектрофотометричною оцінкою гемоглобіну. Виявлено, що в клітинах тварин, які перебувають в умовах хронічного опромінення, відбувається зниження цитотоксичної активності до 22,6±0,7 % у порівнянні з інтактною групою тварин 36,2±0,3 % (табл. 3).

Таблиця 3. Вплив хронічного опромінення на цитотоксичну активність лімфоцитів селезінки норок, %

№ п/п	Інтактні тварини	Опромінені тварини	
		без тимогену	з тимогеном
1	0,483	0,370	0,456
2	0,496	0,335	0,416
3	0,480	0,394	0,394
4	0,483	0,352	0,316
5	0,480	0,394	0,410
6	0,406	0,335	0,394
7	0,480	0,352	0,450
8	0,483	0,370	0,410
9	0,496	0,360	0,450
10	0,543	0,358	0,394
M±m	0,492±0,0017	0,362±0,0025	0,409±0,0024
B, %	36,2±0,3	22,6±0,7	27,5±0,5*

*Достовірна різниця показників в порівнянні з початковим рівнем - $p < 0,05$.

Використання тимогену у тварин, які знаходились в умовах хронічного опромінення, призводить до збільшення цитотоксичного ефекту лімфоцитів, у порівнянні з тваринами, які препарат не отримували (див. табл. 3).

Таким чином, у тварин, які знаходяться в умовах хронічного опромінення, відбувається значне зниження клінінг-процесів клітин-ефекторів, про що свідчить зниження кількісних і функціональних показників клітин імунної системи.

154

Використання тимогену призводить до поліпшення клітинних імунологічних показників, що виявляється у збільшенні цитолітичної активності лімфоцитів, а також субпопуляційного складу Т-лімфоцитів.

1. Кириллова К. Н., Муксинова К. Н. Восстановление показателей гуморального иммунитета у мышей после длительного действия окиси трития // Иммунология. - 1986. - № 2. - С. 38-41.

2. Ярилин А. А., Полушкина В. Ф. Комплексное тестирование активности препаратов тимуса in vitro // Там же. - № 3. - С. 33-35.

3. Miller J. F. A. P. Immunological function of the thymus // Lancet. - 1961. - 11 - P. 748-776.

4. Miller J. P. A. P. T-cell regulation of immunoresponsiveness // Ann. N.Y. Acad. Sci./ USA. - 1975. - 249. - P. 9-26.
5. Patten V. P. M. C. Immunologic basis voor raccinoiologic // Tijdschr. diergenesk. - 1990. - 115, N 8. - P. 357-382.

Київський університет імені Тараса Шевченка
Науково-технічний центр НВО «Прип'ять», Чорнобиль
Одержано 17.03.94

УДК 636.93:591.111

Б. М. Тхоржевський, С. В. Демидов, В. І. Рясенко, С. М. Храпунов
**ВПЛИВ ТИМОГЕНУ НА РЕПАРАЦІЮ ДНК ЛІМФОЦИТІВ СЕЛЕЗІНКИ НОРОК
ЗА УМОВ ХРОНІЧНОГО ОПРОМІНЕННЯ**

Наведено результати досліджень щодо впливу тимогену на корекцію системи репарації за умов хронічного опромінення. Досліджено вплив тимогену на репарацію ДНК лімфоцитів селезінки норок. Визначено зміну співвідношення форм одно- і двониткових ДНК в клітині. Виявлено, що у тварин за умов хронічного опромінення виникає значне збільшення кількості ДНК з одонитковими розривами. Використання тимогену призводить до активізації репаративних процесів у клітині.

Відомо, що хронічне опромінення тварин призводить до зміни генотипових реакцій організму. Це виявляється в структурно-функціональних відхиленнях хромосом, що порушує здатність клітини активно функціонувати [1-4].

Гістологічний та цитогенетичний аналіз пошкоджень у лімфоцитах свідчить про те, що ураження хромосом лімфоцитів під впливом хронічного опромінення веде до зниження реакції імунологічної відповіді.

В клітинах існують системи внутрішньоклітинної репарації ДНК, які забезпечують функціональну цілісність генетичного апарата. Одним з об'єктивних критеріїв оцінки репаративної здатності ДНК в лімфоцитах є визначення співвідношення форм одно- і двониткової ДНК в клітині

Нами вивчалась реакція системи репарації ДНК лімфоцитів за умов хронічного опромінення та вплив на цю систему тимогену.

Досліджувались самки норок масою $1,2 \pm 0,12$ кг. Т-лімфоцити виділяли на колонії з нейловою ватою. Функціональний стан Т-системи імунітету визначали за допомогою РБТЛ радіоізотопного методу [6]. Тимоген вводили тваринам протягом 10 днів дозою 0,02 мг/кг.

Пошкодження ДНК лімфоцитів селезінки визначали за методом [5]. Одно- і двониткові ДНК лізатів клітин розділяли в пробірках у суспензії гідроксиапатиту в присутності сечовини при кімнатній температурі. Кількісне визначення ДНК провадили за допомогою реакції з діамінобензойною кислотою.

© Б. М. Тхоржевський, С. В. Демидов, В. І. Рясенко, С. М. Храпунов, 1995

155

Для оцінки пошкоджень ДНК виділяли $5 \cdot 10^7$ лімфоцитів селезінки норок. Суспензію клітин центрифугували при 1500 обертах протягом 15 с і відмивали натрій-фосфатним буфером (0,1 моль/л, рН 7,4). Далі цим же буфером доводили суспензію до густини 10^7 клітин/мл. Клітини підраховували в камері Горяєва. Аліквоту (0,2 мл) інкубували яри 20 °С у 2 мл лізуючого розчину (рН 11,8) протягом 5 хв., потім нейтралізували до рН 6,8 і обробляли на УЗ диспергаторі при частоті 31 кГц протягом 15 с. Вміст додавали до гідроксиапатиту, перемішували і седиментували при 3000 обертах протягом 10 хв. Супернатант зливали в осад, ресуспендували в 4 мл 0,24 М калій-фосфатного буфера 8 М сечовини. Седиментування повторювали і результатний супернатант (фракція - одониткова ДНК) збирали, осад знову обробляли 4 мл 0,48 М калій-фосфатного буфера. Після центрифугування супернатант (фракція - двониткова ДНК) збирали. В обох супернатантах визначали кількість ДНК в реакції з діамінобензойною кислотою. Для цього до супернатанту як співосаджувача додавали 0,15 мл 0,3 %-ного бичачого сировоткового альбуміну і 2,5 мл холодної 35 %-ної ТХО. Осади формувались 1 год. в холодильнику, потім після центрифугування в них

доливали 5 %-ну ТХО. Для екстракції речовин, що заважали реакції, осад промивали розчином ацетату натрію (0,1 моль/л) в етанолі на холоді протягом 20 хв, сушили при 60 °С (30 хв) та додавали до кожного зразка 0,03 мл діамінобензойної кислоти (4 мл кислоти розчиняли у воді і перед кожною серією реакцій три рази очищали активованим вугіллям). Пробірки закривали пробками і залишали у термостаті при 60 °С на 1 год. Після охолодження в пробірки додавали по 1 мл НCrO (1 моль/л) і вимірювали флуоресценцію при довжині хвилі збудження 420 нм, поглинання 500 нм на спектрофотометрі «Shimadzu-510» (Японія).

Результати визначення співвідношення одно- та двониткових форм ДНК у лімфоцитів селезінки норок підтверджують дані щодо генетичних змін, які відбуваються в організмі за умов хронічного опромінення.

Так, у групі піддослідних тварин, які перебували під впливом хронічного опромінення, кількість ДНК, що мають одониткові розриви, збільшується з $50 \pm 1,8 \%$ (контроль) до $40 \pm 1,9 \%$ (таблиця).

Вплив тимогену на співвідношення між ДНК з одонитковими розривами та інтактними ДНК лімфоцитів селезінки норок при хронічному опроміненні

Група спостережень	ДНК з одонитковими розривами	Інтактні ДНК
1	$50 \pm 1,8 \%$	$50 \pm 1,8 \%$
2	$60 \pm 1,9 \%^*$	$40 \pm 1,9 \%^*$
3	$45 \pm 1,7 \%^*$	$55 \pm 1,7 \%^*$

Примітка. 1 - інтактні тварини; 2 - тварини, які знаходились під дією хронічного опромінення і не отримували тимоген; 3 - тварини, які знаходились під дією хронічного опромінення і отримували тимоген. Достовірна різниця між показниками в групах - $p < 0,05$.

При вивченні впливу тимогену на стан системи репарації ДНК норок ми виявили, що введення тимогену на фоні хронічного опромінення зменшує кількість одониткових розривів в молекулі ДНК (від $60 \pm 1,9 \%$ до $55 \pm 1,7 \%$).

Слід відзначити однонаправленість дії тимогену на збільшення частки двониткової ДНК в клітині

Таким чином, хронічне опромінення ініціює пошкодження ДНК лімфоцитів, що призводить до пошкоджень структурно-функціональної цілісності ДНК.

Застосування імунокоректувальної терапії призводить до активізації репаративних процесів в клітині, про що свідчить співвідношення одно- і двониткових ДНК. Це сприяє посиленню імунореактивності лімфоїдних клітин.

156

1. Blawat B. Effekt of vaccina virus and herpes simplex virus on human lymphocytes in cultures in vitro // Belt Inst Marit Prop. Neg. Gdynia (PRL). - 1977. - N 28. - P. 203-214.

2. Helten M. Seiectiv somatic pairing with common variable immuno deficiency // Clin. Genet. - 1978. - N 14. - P. 294-296.

3. Nichols W. Chromosomal change due to viruses // Jrisgle. - 1972. - NIL - P. 103-106.

4. Zwide R. The effect of measles on the thymus and other lymphoid tissues // Clin. Exp. Immunol - 1973. - N a - P. 343 - 357.

5. Газиев А. И. Простой экспресс-метод для определения повреждений и репарации ДНК в клетках млекопитающих // Радиобиология. - 1979. - 19. - С. 502-506.

6. Julius N. N, Simpson E., Herrenberg L. A. A rapid me tod for isolation of functional thymus derived murine lymphocytes // Eur. J. Immunol - 1973. - N 13. - P. 645 - 646

Київський університет імені Тараса Шевченка
Науково-технічний центр НВО «Прип'ять», Чорнобиль
Одержано 17.03.94

УДК 628.14.39

В. А. Копейкин
ПЛУТОНИЙ В ДРЕВЕСИНЕ ЖИВЫХ ДЕРЕВЬЕВ БЛИЖНЕЙ ЗОНЫ ЧАЭС

Впервые в ближней зоне ЧАЭС установлен факт миграции РН, и особенно Рн, в древесине живых деревьев. Полученные данные свидетельствуют о значительно более быстром процессе растворения радиоактивных выпадений, чем считалось до сих пор.

После взрыва IV энергоблока ЧАЭС, процесс растворения выпавшей радиоактивной пыли протекает достаточно интенсивно.

В 1987 г. растворенный ^{90}Sr появился в пруде-охладителе, в 1989 г. в грунтовых водах ПВЛРО «Рыжий лес» нами обнаружен в коллоидном и истинном растворе Рн (табл. 1).

Таблица 1. Содержание РН в грунтовых водах ПВЛРО «Рыжий лес»

РН	Исходная проба	Истинно-растворенная форма (электролиз)
^{106}Ru	$< 56 \cdot 10^{-10}$	$< 48 \cdot 10^{-10}$
^{125}Sb	$< 24 \cdot 10^{-10}$	$< 2,1 \cdot 10^{-10}$
^{144}Ce	$< 57 \cdot 10^{-10}$	$< 49 \cdot 10^{-10}$
^{134}Cs	$(29 \pm 4) \cdot 10^{-10}$	$(30 \pm 4) \cdot 10^{-10}$
^{137}Cs	$(371 \pm 11) \cdot 10^{-10}$	$(344 \pm 11) \cdot 10^{-11}$
^{90}Sr	$(1900 \pm 600) \cdot 10^{-10}$	$(1200 \pm 400) \cdot 10^{-10}$
^{238}Pu	$(200 \pm 30) \cdot 10^{-12}$	$(61 \pm 12) \cdot 10^{-12}$
$^{239}\text{Pu}, ^{240}\text{Pu}$	$(460 \pm 50) \cdot 10^{-12}$	$(106 \pm 12) \cdot 10^{-12}$
^{241}Am	$(370 \pm 70) \cdot 10^{-12}$	$(66 \pm 23) \cdot 10^{-12}$
^{244}Cm	$(24 \pm 6) \cdot 10^{-12}$	$(2,4 \pm 0,8) \cdot 10^{-12}$

Примечание. Отбор пробы 17.07.1991 г.

Наличие в растворе не только осколочных РН (^{137}Cs , ^{90}Sr), но и альфа-излучателей (Рн, Ам) требует специального изучения возможной миграции этих РН по стволам деревьев.

В последнее время этот вопрос усугубился еще и тем, что в распад (более 50 %) появился новый альфа-излучающий РН - Ам - дочерний продукт Рн. Последний радиоизотоп является бета-излучателем и на него практически не обращают внимание. Этого изотопа было наработано в реакторе на период взрыва по разным оценкам в 50-70 раз больше, чем ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu . Период полураспада Рн составляет всего 143 года, тогда как для Ам - 433 года. Поэтому к 2060 г. суммарная альфа-активность в Зоне отчуждения ЧАЭС возрастет в три раза (одна часть Рн и две части Ам).

© В. А. Копейкин, 1995

157

Биологически ^{241}Am значительно опаснее плутония. В природных условиях он только трехвалентен (Am^{3+}), тогда как Рн поливалентен (Pu^{4+} , Pu^{5+} , Pu^{6+}). Поэтому растворимость соединений Рн в разных окислительно-восстановительных условиях различна и в восстановительной среде он не мигрирует. Америций же должен мигрировать значительно активнее, поэтому на повестку дня встает вопрос о введении в закон о последствиях Чернобыльской катастрофы положения об этом РН. Токсичность ^{137}Cs : ^{90}Sr : ^{239}Pu можно оценить как 1:10:100.

Для оценки возможной миграции РН по стволам деревьев, и в первую очередь ^{90}Sr , нами в конце августа 1993 г. в различных местах ближней зоны ЧАЭС были отобраны пробы почвы, корней, древесины, листьев, корн и плодов дуба, алычи, каштана, шиповника, яблони и сосны.

Дуб - расположен около здания лаборатории внешней дозиметрии УДК НПО «Припять», в г. Припять - точка 1, от IV энергоблока ЧАЭС на расстоянии 3,7 км на северо-запад.

Шиповник - слева у дороги на ПЗРО «Подлесный» - точка 2, от энергоблока 1,45 км на северо-запад.

Яблоня - в районе погибшего соснового леса у автодрома, слева от дороги на ПВЛРО «Буряковка» - точка 3, от энергоблока 2 км на запад.

Сосна - между буртами ПВЛРО «Рыжий лес» - точка 4, от энергоблока 2,4 км на запад.

Алыча - около здания аптеки в г. Припять - точка 5, от энергоблока 4,1 км на северо-запад.

Каштан - справа от дороги при выезде из г. Припять за КПП - точка 6, от энергоблока 3,3 км на северо-запад.

Береза - район зоны поражения соснового леса, западный след - точка 7, от энергоблока 2,6 км на запад.

Сосна - район зоны поражения соснового леса, западный след - точка 8, от энергоблока 2,6 км на запад.

Береза - район зоны ПВЛРО «Рыжий лес» - точка 9, от энергоблока 2,55 км на запад.

Образцы древесины из ствола либо из толстых ветвей (точки отбора 1-6) отбирались на высоте 1,5 м от поверхности земли. После сжигания образцов зола была проанализирована на наличие ^{144}Ce , ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr и отдельные образцы проанализированы на наличие плутония. Результаты приведены в табл. 2-7 (на 1 кг сухого исходного вещества: почва, плоды, кора, древесина, листья).

Таблица 2 Содержание РН, Ки/кг, в дубе

Место взятия пробы	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{90}Sr
Почва	$1 \cdot 10^{-8}$ (53,2)	$2,1 \cdot 10^{-8}$ (61)	$4,4 \cdot 10^{-7}$ (16,3)	$1,1 \cdot 10^{-8}$ (69,6)	$2,9 \cdot 10^{-6}$ (10,5)
Корни	—	$2,9 \cdot 10^{-10}$ (22,3)	$5,3 \cdot 10^{-9}$ (14,6)	—	$1,5 \cdot 10^{-8}$ (14,4)
Древесина	—	$4,9 \cdot 10^{-11}$ (31,5)	$1 \cdot 10^{-9}$ (20,8)	—	$1,4 \cdot 10^{-9}$ (10,8)
Кора	$1,3 \cdot 10^{-9}$ (99,9)	$5,3 \cdot 10^{-9}$ (51)	$1,05 \cdot 10^{-7}$ (16,8)	—	$1 \cdot 10^{-7}$ (14,9)
Листья	—	$1,6 \cdot 10^{-10}$ (44,4)	$3,3 \cdot 10^{-9}$ (23,7)	—	$2,5 \cdot 10^{-8}$ (13,9)
Желудки с оболочкой	—	$2 \cdot 10^{-10}$ (28,9)	$3,9 \cdot 10^{-9}$ (21,2)	—	$1,5 \cdot 10^{-8}$ (14,1)

Примечание. Отбор пробы 24.08.1993 г. Здесь и в табл. 3-11 в скобках указан % ошибки анализа.

158

Таблица 3. Содержание РН, Ки/кг, в шиповнике

Место взятия пробы	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{90}Sr
Почва	$1,6 \cdot 10^{-7}$ (71,8)	$1,6 \cdot 10^{-7}$ (12,7)	$2,7 \cdot 10^{-6}$ (15,7)	$1,5 \cdot 10^{-7}$ (91,6)	$1,5 \cdot 10^{-6}$ (10,3)
Корни	—	$3,6 \cdot 10^{-9}$ (22)	$4,5 \cdot 10^{-8}$ (99)	—	$1,1 \cdot 10^{-7}$ (10,4)
Листья	—	$4,0 \cdot 10^{-9}$ (18,2)	$6,1 \cdot 10^{-8}$ (17,8)	—	$1,5 \cdot 10^{-7}$ (10,3)
Плоды 93 г	—	$6,2 \cdot 10^{-10}$ (24,8)	$1,8 \cdot 10^{-8}$ (17,9)	—	$1,4 \cdot 10^{-8}$ (9,8)
Плоды 92 г (сухие)	—	$3,6 \cdot 10^{-9}$ (18,1)	$7,2 \cdot 10^{-8}$ (20,3)	—	$5,5 \cdot 10^{-7}$ (10,1)

Примечание. Отбор пробы 28.08.1993 г.

Таблица 4. Содержание РН, Ки/кг, в яблоне

Место взятия пробы	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{90}Sr
Почва	$3,8 \cdot 10^{-7}$ (80,4)	$4,3 \cdot 10^{-7}$ (10,6)	$5,9 \cdot 10^{-6}$ (13,1)	—	$2,4 \cdot 10^{-6}$ (10,8)
Корни	—	$6,1 \cdot 10^{-9}$ (20,7)	$1,5 \cdot 10^{-7}$ (19,5)	—	$8,9 \cdot 10^{-7}$ (8,8)
Древесина	—	$3,3 \cdot 10^{-10}$ (27,3)	$8,3 \cdot 10^{-9}$ (18,3)	—	$2,6 \cdot 10^{-7}$ (10,9)
Листья	—	$6,1 \cdot 10^{-10}$ (35,6)	$2,1 \cdot 10^{-8}$ (18,8)	—	$8 \cdot 10^{-8}$ (14,5)
Плоды	—	$9,2 \cdot 10^{-11}$ (57,5)	$2,8 \cdot 10^{-9}$ (18,5)	—	$2,6 \cdot 10^{-9}$ (12,5)

Примечание. Отбор пробы 28.08.1993 г.

Таблица 5. Содержание РН, Ки/кг, в сосне

Место взятия пробы	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{90}Sr
Почва	—	$3,1 \cdot 10^{-8}$ (20,8)	$8,3 \cdot 10^{-7}$ (17)	—	$1,3 \cdot 10^{-7}$ (10,3)
Корни	—	$4,6 \cdot 10^{-8}$ (14,8)	$1,1 \cdot 10^{-6}$ (18,1)	—	$2,1 \cdot 10^{-6}$ (8,8)
Ствол	—	$4,7 \cdot 10^{-8}$ (13,6)	$1,1 \cdot 10^{-6}$ (17,6)	—	$1,1 \cdot 10^{-6}$ (8,7)
Хвоя	—	$7,5 \cdot 10^{-8}$ (15,1)	$2 \cdot 10^{-6}$ (18,4)	—	$2 \cdot 10^{-6}$ (8,6)
Вершина- ка	—	$9,7 \cdot 10^{-8}$ (14,3)	$2,7 \cdot 10^{-6}$ (17,8)	—	$6,5 \cdot 10^{-7}$ (8,9)

Примечание. Отбор пробы 28.08.1993 г.

Таблица 6. Содержание РН, Ки/кг, в алыче

Место взятия пробы	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{90}Sr
Почва	—	$4,9 \cdot 10^{-9}$ (49,6)	$5,8 \cdot 10^{-8}$ (19,2)	—	$5,3 \cdot 10^{-8}$ (12,8)
Корни	—	—	$1,6 \cdot 10^{-9}$ (20,1)	—	$2,7 \cdot 10^{-8}$ (15,1)
Ствол	—	$9,6 \cdot 10^{-11}$ (72,5)	$1,1 \cdot 10^{-9}$ (20,1)	—	$1,3 \cdot 10^{-8}$ (11,9)
Листья	—	$3,4 \cdot 10^{-10}$ (76,2)	$5,4 \cdot 10^{-9}$ (20,2)	—	$1,3 \cdot 10^{-7}$ (14,5)
Кора	—	—	$7,7 \cdot 10^{-10}$ (35,4)	—	$1,3 \cdot 10^{-7}$ (11,1)
Косточ- ки с яд- ром	—	—	$1,4 \cdot 10^{-9}$ (27,6)	—	$4,5 \cdot 10^{-9}$ (15,2)
Мякоть плода	—	—	$6 \cdot 10^{-10}$ (21,9)	—	$4,3 \cdot 10^{-9}$ (13,5)

Примечание. Отбор пробы 28.08.1993 г.

159

Таблица 7. Содержание РН, Ки/кг, в каштане

Место взятия пробы	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	^{106}Ru	^{90}Sr
Почва	$7,3 \cdot 10^{-9}$ (34,1)	$1,2 \cdot 10^{-8}$ (10,5)	$2,2 \cdot 10^{-7}$ (15,7)	—	$7,9 \cdot 10^{-8}$ (11,5)
Корни	—	—	$1 \cdot 10^{-7}$ (22,6)	—	$7 \cdot 10^{-8}$ (11,0)
Ствол	—	$2,5 \cdot 10^{-11}$ (85,3)	$1,45 \cdot 10^{-10}$ (30,7)	—	$8,3 \cdot 10^{-9}$ (14,1)
Кора	—	$7,9 \cdot 10^{-11}$ (88,3)	$4,8 \cdot 10^{-9}$ (19)	—	$4,9 \cdot 10^{-8}$ (14,6)
Лист	—	—	$2,6 \cdot 10^{-9}$ (21,2)	—	$5,5 \cdot 10^{-8}$ (11,5)
Плод	—	—	$3,1 \cdot 10^{-10}$ (29,3)	—	$2,1 \cdot 10^{-9}$ (13,8)

Примечание. Отбор пробы 28.08.1993 г.

Таблица 8. Содержание РН, Ки/кг, в древесине березы в «Рыжем лесу»

Номер точки отбора	Высота от поверх- ности земли, см	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr
1-1	35	$3,8 \cdot 10^{-9}$ (12,1)	$8,3 \cdot 10^{-8}$ (16,6)	$1 \cdot 10^{-7}$ (4)
1-2	60	$3,7 \cdot 10^{-9}$ (13,1)	$8,1 \cdot 10^{-8}$ (17,5)	$1,4 \cdot 10^{-7}$ (8,4)
1-3	85	$2,3 \cdot 10^{-9}$ (15,1)	$5,1 \cdot 10^{-8}$ (19,6)	$1,1 \cdot 10^{-6}$ (8,4)
1-4	110	$1,8 \cdot 10^{-9}$ (15,1)	$3,5 \cdot 10^{-8}$ (18,7)	$1,9 \cdot 10^{-6}$ (8,4)
1-5	135	$1,7 \cdot 10^{-9}$ (17,1)	$3,4 \cdot 10^{-8}$ (17,5)	$1,9 \cdot 10^{-6}$ (8,4)
1-6	160	$2 \cdot 10^{-9}$ (17,3)	$4,6 \cdot 10^{-8}$ (20,0)	$1,7 \cdot 10^{-6}$ (8,4)
1-7	185	$4,2 \cdot 10^{-9}$ (14,4)	$8,5 \cdot 10^{-8}$ (17,5)	$1,5 \cdot 10^{-6}$ (8,4)
1-8	210	$4,5 \cdot 10^{-9}$ (14,3)	$1,7 \cdot 10^{-7}$ (16,6)	$1,2 \cdot 10^{-6}$ (8,4)
1-9	240	$5,8 \cdot 10^{-9}$ (13,1)	$1,8 \cdot 10^{-7}$ (16,6)	$1,6 \cdot 10^{-6}$ (8,6)
1-10	265	$3,6 \cdot 10^{-9}$ (16,1)	$8,6 \cdot 10^{-8}$ (17,4)	$8,5 \cdot 10^{-7}$ (9,0)
1-11	300	$3,7 \cdot 10^{-9}$ (16,1)	$7,9 \cdot 10^{-8}$ (18,8)	$1,1 \cdot 10^{-6}$ (8,9)

Примечание. Отбор пробы 01.09.1993 г.

Таблица 9. Содержание РН, Ки/кг, в древесине сосны в «Рыжем лесу»

Номер точки отбора	Высота от поверхности Земли, см	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr
C-1	20	$1 \cdot 10^{-9} (24,2)$	$2,3 \cdot 10^{-8} (16,2)$	$5,3 \cdot 10^{-8} (11,0)$
C-2	50	$6,9 \cdot 10^{-10} (35,4)$	$2,1 \cdot 10^{-8} (15,8)$	$1,5 \cdot 10^{-8} (14,2)$
C-3	80	$6,2 \cdot 10^{-10} (39,1)$	$1,7 \cdot 10^{-8} (16,0)$	$4,1 \cdot 10^{-8} (13,3)$
C-4	110	$5,2 \cdot 10^{-10} (39,8)$	$1,4 \cdot 10^{-8} (15,7)$	$1,5 \cdot 10^{-7} (9,6)$
C-5	140	$9,9 \cdot 10^{-10} (39,0)$	$2,1 \cdot 10^{-8} (16,4)$	$6,4 \cdot 10^{-8} (11,7)$
C-6	165	$8,6 \cdot 10^{-10} (34,0)$	$2,2 \cdot 10^{-8} (16,0)$	$7,5 \cdot 10^{-8} (10,8)$
C-7	190	$8,7 \cdot 10^{-10} (23,7)$	$2 \cdot 10^{-8} (16,0)$	$2,2 \cdot 10^{-7} (8,9)$
C-8	215	$9,1 \cdot 10^{-10} (21,0)$	$2,1 \cdot 10^{-8} (16,5)$	$2,1 \cdot 10^{-7} (9,4)$
C-9	240	$7,3 \cdot 10^{-10} (22,2)$	$1,7 \cdot 10^{-8} (17,1)$	$5 \cdot 10^{-7} (8,9)$
C-10	265	$8,3 \cdot 10^{-10} (23,2)$	$1,8 \cdot 10^{-8} (16,6)$	$2,7 \cdot 10^{-7} (9,1)$
C-11	290	—	$1,3 \cdot 10^{-8} (19,8)$	$1,2 \cdot 10^{-7} (13,1)$
C-12	315	$6,6 \cdot 10^{-10} (29,0)$	$1,7 \cdot 10^{-8} (17,7)$	$1,3 \cdot 10^{-7} (12,7)$
C-13	340	$8,5 \cdot 10^{-10} (23,5)$	$2,5 \cdot 10^{-8} (16,9)$	$4,5 \cdot 10^{-7} (8,9)$
C-14	365	$1,2 \cdot 10^{-9} (23,3)$	$2,5 \cdot 10^{-8} (16,4)$	$1,6 \cdot 10^{-7} (11,0)$
C-15	390	$1,5 \cdot 10^{-9} (23,3)$	$3 \cdot 10^{-8} (16,5)$	$2,5 \cdot 10^{-7} (9,0)$
C-16	420	$7 \cdot 10^{-10} (29,4)$	$2,2 \cdot 10^{-8} (17,3)$	$3 \cdot 10^{-7} (9,0)$
C-17	450	$8,7 \cdot 10^{-10} (54,7)$	$2,9 \cdot 10^{-8} (17,2)$	$1,5 \cdot 10^{-7} (11,4)$
C-18	475	$1,7 \cdot 10^{-9} (17,1)$	$3,3 \cdot 10^{-8} (17,2)$	$3,3 \cdot 10^{-7} (9,2)$
C-19	505	$1,2 \cdot 10^{-9} (17,9)$	$2,8 \cdot 10^{-8} (17,7)$	$1,7 \cdot 10^{-7} (9,6)$

Примечание. Отбор пробы 01.09.1993 г.

160

Таблица 10. Содержание РН, Ки/кг, в древесине березы у шурфа «Рыжего леса»

Номер точки отбора	Длина чурбачков, см	Высота от поверхности земли, см	^{134}Cs	^{137}Cs	^{90}Sr
3-1	20	20	$1,4 \cdot 10^{-7} (11,8)$	$3,2 \cdot 10^{-6} (16,1)$	$2,7 \cdot 10^{-6} (9,4)$
3-2	17	40	$1,2 \cdot 10^{-7} (12,2)$	$2,8 \cdot 10^{-6} (16,4)$	$3 \cdot 10^{-6} (9,9)$
3-3	17,5	60	$1,2 \cdot 10^{-7} (11,6)$	$2,6 \cdot 10^{-6} (15,6)$	$2,8 \cdot 10^{-6} (11,3)$
3-4	18,5	80	$9,6 \cdot 10^{-8} (9,9)$	$2,4 \cdot 10^{-6} (11,7)$	$2,7 \cdot 10^{-6} (9,2)$
3-5	19	105	$8,7 \cdot 10^{-8} (9,6)$	$2 \cdot 10^{-6} (11,3)$	$3,3 \cdot 10^{-6} (9,6)$
3-6	20	130	$9,6 \cdot 10^{-8} (11,4)$	$2,4 \cdot 10^{-6} (15,1)$	$4 \cdot 10^{-6} (9,7)$
3-7	19	155	$9,5 \cdot 10^{-8} (11,7)$	$2,1 \cdot 10^{-6} (15,0)$	$4,3 \cdot 10^{-6} (9,1)$
3-8	19	180	$1,2 \cdot 10^{-7} (12,3)$	$2,9 \cdot 10^{-6} (15,2)$	$4,3 \cdot 10^{-6} (9,5)$
3-9	20	205	$7,8 \cdot 10^{-8} (12,6)$	$1,7 \cdot 10^{-6} (16,3)$	$3,6 \cdot 10^{-6} (9,8)$
3-10	20	230	$9,9 \cdot 10^{-8} (13,0)$	$2,3 \cdot 10^{-6} (15,7)$	$1,8 \cdot 10^{-6} (9,5)$
3-11	18,5	250	$7,8 \cdot 10^{-8} (14,0)$	$1,8 \cdot 10^{-6} (16,4)$	$2 \cdot 10^{-6} (9,9)$
3-12	23,5	270	$9,3 \cdot 10^{-8} (14,0)$	$2,1 \cdot 10^{-6} (16,6)$	$9,4 \cdot 10^{-7} (9,5)$

Примечание. Отбор пробы 01.09.1993 г.

Данные по миграции осколочных РН приведены только по стволам березы и сосны по вертикали (точки отбора 7-9) в табл. 8-10. Деревья спиливались в районе «Рыжего леса», затем вывозились и ошкуривались. После этого уже в лаборатории другой чистой пилой стволы распиливались на чурбачки, вновь еще раз ошкуривались чистым ножом и сжигались. Анализировалась на радионуклидный состав сама зола.

Кроме изучения миграции осколочных РН в ряде случаев было изучено и наличие в древесине Рн (табл. 11). Пробы древесины дуба, каштана и яблони (точки отбора 1, 3, 6) были взяты на высоте 1,5 м от поверхности земли, пробы древесины сосны и березы (точки отбора 7-9) - на разной высоте.

Таблица 11. Содержание РН, Ки/кг, в древесине различных деревьев

Дерево	Точка отбора (номер образца)	Высота от уровня земли, м	^{238}Pu	^{239}Pu , ^{240}Pu	Суммарный Pu
Дуб	1	1,5	—	$7,9 \cdot 10^{-12}$ (46,1)	$7,9 \cdot 10^{-12}$
Каштан	3	1,5	$6,7 \cdot 10^{-12}$ (41,2)	$1,9 \cdot 10^{-11}$ (25,4)	$2,6 \cdot 10^{-11}$
Яблоня	6	1,5	$1,1 \cdot 10^{-11}$ (36,1)	$2,2 \cdot 10^{-11}$ (27,9)	$3,3 \cdot 10^{-11}$
Береза (точка 7)	1-2	0,6	$1,9 \cdot 10^{-11}$ (14,3)	$4,28 \cdot 10^{-11}$ (10,8)	$6,18 \cdot 10^{-11}$
То же	1-5	1,35	—	$5,8 \cdot 10^{-12}$ (58,1)	$5,8 \cdot 10^{-12}$
» »	1-8	2,1	$2,4 \cdot 10^{-12}$ (50,4)	$7,2 \cdot 10^{-12}$ (35,8)	$9,6 \cdot 10^{-12}$
» »	1-10	2,65	—	$2,0 \cdot 10^{-12}$ (70,7)	$2 \cdot 10^{-12}$
Сосна (точка 8)	C-5	1,4	$3,37 \cdot 10^{-12}$ (97,3)	$5,16 \cdot 10^{-12}$ (75,8)	$1,53 \cdot 10^{-11}$
То же	C-10	2,65	—	$3,67 \cdot 10^{-12}$ (64,1)	$3,67 \cdot 10^{-12}$
» »	C-15	3,9	—	$<1,9 \cdot 10^{-12}$	$1,9 \cdot 10^{-12}$
Береза (точка 9)	3-5	1,05	—	$4 \cdot 10^{-12}$ (40)	$4 \cdot 10^{-12}$
То же	3-10	2,3	$0,87 \cdot 10^{-11}$ (84,9)	$1,33 \cdot 10^{-11}$ (71,3)	$2,2 \cdot 10^{-11}$

Полученные результаты однозначно свидетельствуют о том, что по стволам деревьев идет активная миграция РН, причем, чем более загрязнена почва, тем больше содержание РН и в древесине и плодах. Особенно хорошо, как и следовало ожидать, мигрирует ^{90}Sr . В сосне из района ПВЛРО «Рыжий лес» (точка 4) в почве содержание РН даже меньше, чем в самом дереве, что объясняется близповерхностным расположением уровня грунтовых вод (0,6 м).

161

Самым важным установленным фактом является наличие Pu в древесине живых деревьев. С геохимической точки зрения это объясняется тем, что нерастворимых веществ нет, и наличие органики весьма сильно влияет на процесс и скорость растворения. Поэтому из приведенных данных ясно, что необходимы специальные масштабные исследования вопроса миграции РН по стволам живых деревьев. Исходя из пятнистости радиоактивных выпадений, из их разного нуклидного состава, из инконгруэнтности процесса растворения, следует и на периферии Зоны отчуждения и вне ее ожидать наличия загрязненной РН древесины.

В дальнейшем следует ожидать возможного накопления РН в древесине в процессе жизни дерева, поскольку «питание» идет из земли, а с водой, испаряющейся из листьев, активность не уходит.

Особого внимания заслуживает факт обнаружения в древесине живых деревьев Pu, так как лишь на 8-м году после аварии имеет место его биологическая миграция. Это свидетельствует о большой скорости растворения радиоактивных выпадений, а ведь период полураспада ^{239}Pu превышает 24 тыс. лет.

Если так сильно заражены кора, стволы, плоды и листья различных древесных пород, то можно ожидать и сильного заражения пыльцы и спор растений. Кроме того, происходит ветровой подъем частиц радиоактивнее почвы. Необходимо также сказать о большой опасности работ в лесах, пораженных выбросом ЧАЭС, и об особой опасности работ по опашке леса с противопожарной целью. И, конечно, вся заготавливаемая в зоне радиоактивного поражения древесина (вне зависимости от масштабов заражения) должна иметь товарный сертификат на радиоактивную безопасность.

ВНИИГЕОЛНЕРУД, Казань
Поступила 17.03.94

УДК 539.16.047

Н. А. Панченко, И. С. Филимонов, Е. Е. Загоруйко С. П. Гашак, А. П. Коришева
**ЦИТОГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ АДАПТАЦИИ У КРУПНОГО РОГАТОГО СКОТА
ПРИ ХРОНИЧЕСКОМ РАДИАЦИОННОМ ВОЗДЕЙСТВИИ В ЗОНЕ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС**

Проведены исследования состава и морфологических особенностей клеток крови крупного рогатого скота (КРС), содержащегося в условиях действия факторов Зоны отчуждения ЧАЭС. Обследовано 25 животных различных возрастных

групп. Отмечено появление гетерофильных гранулоцитов, «специфических» базофилов, гетерогенность которых обусловлена морфологической и функциональной принадлежностью.

Вопросы хронического сочетанного лучевого воздействия на организм животных широко обсуждаются в литературе [1-6].

Нам представлялось наиболее важным найти взаимосвязь структурных нарушений клеток периферической крови с процессами адаптации и дезадаптации, формированием защитно-приспособительных реакций. Такой подход даст возможность оценить эффект и степень действия факторов радиационной и нерадиационной природы на организм животных, содержащихся в условиях зоны ЧАЭС. Критерием неблагоприятного воздействия на организм животных факторов среды являются состояние адаптационных процессов и степень напряжения защитно-приспособительных реакций. Вопросы адаптации изучались до многих областей современной биологии и медицины. Под термином «адаптация» принято понимать свойства организма, направленные на сохранение гомеостаза. Проблема саморегулирующего динамического равновесия организма с окружающей средой получила свое развитие в исследованиях П. К. Анохина [8]. Согласно его представлениям, саморегуляция биосистемы обеспечивается взаимодействием

© Н. А. Панченко, И. С. Филимонов, Е. В. Загоруйко, С. П. Гащак, А. П. Коришева, 1995

162

противоположно направленных процессов: один способствует сохранению гомеостаза, а другой корректирует уровень функционирования биосистем в соответствии с сигналами из окружающей среды. В процессе восстановления нарушенного равновесия в организме используются генетически детерминированные программы адаптации, а также реализуются новые программы, возникающие в рамках функциональных резервов системы.

Поскольку способность адаптации определяется генотипом, то механизмы ее совершенствуются в процессе онто- и филогенеза и реализуются на разных уровнях интеграции [8, 9].

Одной из характерных особенностей адаптации является способность биосистем различных уровней организации в условиях дополнительных нагрузок усиливать свою функциональную активность путем одновременного включения в работу всех составляющих элементов. В спокойном же состоянии биосистемы функционируют не в полную силу, сохраняя резервы. В работах [10, 11] показано, что в каждой клетке существует асинхронность деятельности одноименных органелл, одни из которых находятся в состоянии напряженного функционирования, другие - в состоянии относительного покоя. Это явление имеет важное биологическое значение, поскольку обеспечивает возможность клетке немедленно, без увеличения числа внутриклеточных структур, использовать дополнительные биоэнергетические резервы благодаря усилению рабочей активности однотипных органелл. Такая же асинхронность функционирования наблюдается на клеточном уровне, т. е. на любом уровне организации биологических систем имеются условия, способствующие быстрому повышению их рабочей активности. При исчерпании резервов вследствие повышенного функционирования клеток, органов и систем восполнение их биоэнергетического и пластического потенциалов обеспечивается процессами пролиферации и полиплоидизации, гиперплазии и гипертрофии, увеличивающими число и размеры клеток и внутриклеточных структур. В обоих случаях биосистема переходит на новый уровень функционирования.

В здоровом организме адаптация обеспечивает сохранение оптимального уровня жизнеобеспечения и возможность перехода организма из одного физиологического состояния в другое. Так, при значительной физической нагрузке резко изменяется функциональная активность сердечно-сосудистой, дыхательной и мышечной систем. В основе развития приспособления организма к этим условиям лежит усиленное функционирование всех клеток и внутриклеточных структур указанных систем, компенсирующее возросшее расходование энергии. Таким образом, адаптация в физиологических условиях может сопровождаться компенсаторными сдвигами биосистем разного уровня организации, в том числе клеточного.

При болезни приспособительные процессы направлены на восстановление нарушенного гомеостаза организма и обеспечение условия существования. Чем интенсивнее патологическое воздействие, тем шире круг систем, находящихся в состоянии деструкции, и тем многограннее приспособительные процессы со стороны неповрежденных структур, обеспечивающие сохранение жизни. Таким образом, развитие процессов адаптации стирает грань между нормой и патологией.

Стадия физиологической адаптации характеризуется отсутствием повреждения биосистем и развитием их повышенной неспецифической резистентности. По мнению П. П. Веселкина [14] физиологическая адаптация - это истинное приспособление организма, тесно связанное с его специфической и неспецифической резистентностью. Г. А. Степанский [15] подчеркивал, что включение биосистем различных уровней организации обеспечивает высокую устойчивость организма в стадии физиологической адаптации. По мнению Е. И. Люблиной [16], кратковременная стадия повышенной неспецифической сопротивляемости является адаптацией. Если для понимания интегративных и регулирующих функций организма решающую роль играет изучение нейроэндокринной системы, то для анализа его первичных реакций, под влиянием факторов окружающей среды огромное значение имеет

163

исследование периферических рецепторных тканей, осуществляющих непосредственный контакт с этими факторами. Это направление исследований тесно связано с одной из наиболее важных задач при морфологической оценке влияния загрязнения окружающей среды на организм - с изучением естественных биологических барьеров.

В механизмах адаптации животных к комплексу неблагоприятных факторов среды большое значение имеет Состояние системы крови, изменение которой является важным показателем влияния окружающей среды на организм. Благодаря особой реактивности система крови играет основополагающую роль в резистентности, а ее изменения позволяют проанализировать наиболее тонкие механизмы адаптогенеза.

Система крови в целом и периферическая кровь в частности являются одними из наиболее радиочувствительных систем организма. Из изменений, возникающих в периферической крови, наиболее ранними являются нарушения ее морфологического состава.

В настоящем исследовании основное внимание было уделено клеткам бедой крови КРС, содержащегося в условиях действия факторов зоны ЧАЭС.

На экспериментальной базе отдела радиологии и рекультикации (с. Новошепеличи) обследованы 25 животных, в основном представители черно-пестрой породы КРС. В зависимости от возраста и поколения животные были «разбиты» на группы: родительская группа - 10 лет; первое поколение - 13-20 мес., 31-39 мес.; второе поколение - 22-25 мес. Поскольку в группах находилось от 2 до 5 животных (в среднем 3), исследования имели больше индивидуальный характер без определения степени достоверности изменений гематологических показателей и морфологических признаков клеток крови в зависимости от сроков пребывания на загрязненной территории.

Забор крови для исследования осуществляли из яремной вены отдельной стерильной иглой.

Мазки периферической крови фиксировали в метаноле (1 мин) и окрашивали по Май-Грюнвальду (3 мин) с применением забуференной воды при pH 6,4-6,8. Препараты просматривали на микроскопе МБИ-15 при x3600 (масляная иммерсия).

Участие лейкоцитов в специфических и неспецифических гомеостатирующих реакциях не вызывает сомнений. Так, нейтрофилы и макрофаги, помимо фагоцитоза, являются индукторами иммунного ответа, обладают цитотоксической функцией, выделяют продукты секреции, регулируют обмен веществ, участвуют в процессах резорбции и пролиферации, воспаления и репарации тканей. Кроме того, им принадлежит важная роль в обеспечении тканевого гомеостаза и регуляции обмена. Гранулоциты (прежде всего, нейтрофилы) крови КРС морфологически гетерогенны, иногда имели сходство с фенотипами некоторых субпопуляций лимфоцитов, часто их идентификация была затруднена из-за

отсутствия в цитоплазме характерных специфических гранул и наличия соответствующей сегментации ядра.

Наибольший интерес представляла родительская группа коров ($n=4$), находящаяся на ферме с момента аварии. Для нее отмечены незначительные изменения как количественных, так и качественных морфологических показателей клеток, связанных с хроническим воздействием радиационных факторов. У более молодых коров эти изменения менее выражены. Несмотря на довольно значительные изменения морфофункциональных особенностей клеток крови следует признать, что механизм адаптации позволяет удерживать количество лейкоцитов, эритроцитов и гемоглобина в пределах нормы: Только у родительской группы коров эти показатели находились на нижней границе (рис. 1). У всех групп коров отмечается появление на фоне нейтропении устойчивой эозинофилии (рис. 2 и 3). Клетки часто имели агломерированные ядра и незначительное число специфических гранул.

Среди полиморфно-ядерных лейкоцитов эозинофилы занимают особую группу. До настоящего времени остаются до конца не ясными роль эозинофильных гранул и

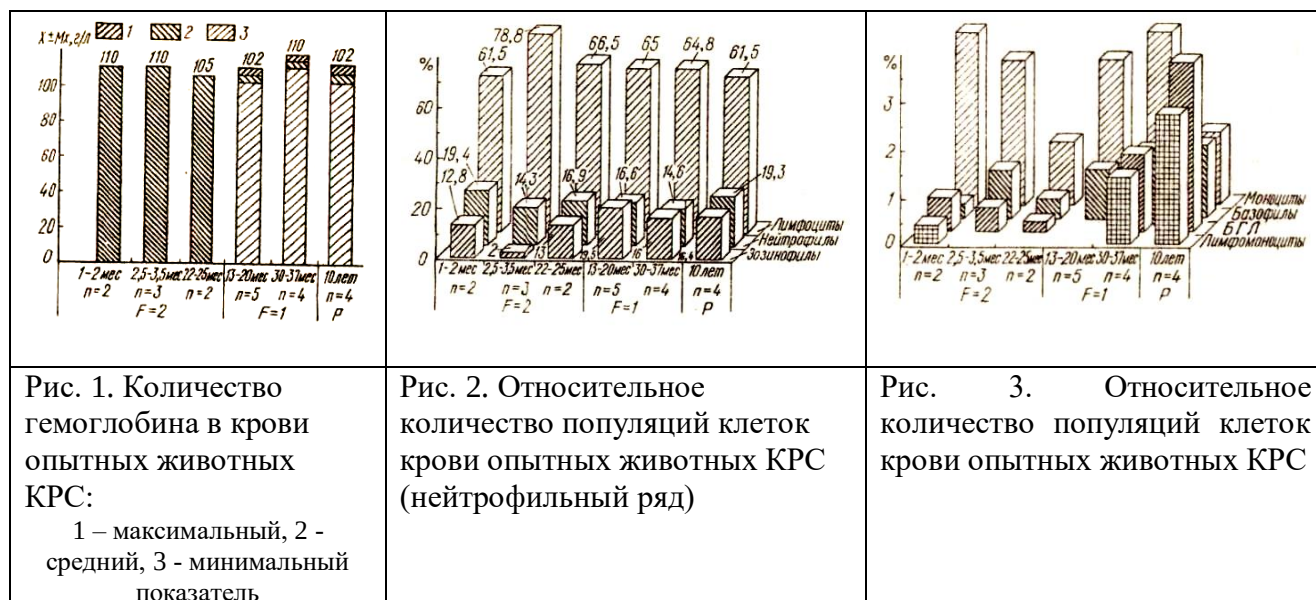
164

механизм, посредством которого они активируются. Очень скудны данные о функции этих клеток при различных заболеваниях: аллергических реакциях, инфекциях, коллагеновых болезнях, опухолях.

Поскольку эти клетки принимают непосредственное участие в защитной системе организма, мы пытались их рассматривать не изолированно, а совместно с другими клетками для оценки адаптационных реакций.

Морфологически эозинофильный лейкоцит крови КРС относится к полиморфно-ядерным гранулоцитам, сходным с базофильными и нейтрофильными гранулоцитами. Эозинофил имеет округлую или овальную форму. Иногда она удлинняется, ядро смещается к одному из полюсов. Диаметр его 15-18 мкм. Ядро в основном 2-3-лопастное, цитоплазматические гранулы грубо-овальной и округлой форм. Диаметр их в среднем составляет 1,5 мкм. Электронно-микроскопически показано, что гранулы состоят из сердцевин и матрикса, отличающихся более высокой электронной плотностью. Митохондрий содержится значительно больше, чем у нейтрофильных гранулоцитов, и более развит аппарат Гольджи. Благодаря большому набору ферментов, эти клетки обладают литическими свойствами. Существует связь с ферментами нейтрофильных гранулоцитов, ко имеются различия в структуре и концентрации. Матрикс эозинофила содержит гистохимически локализованную уникальную пероксидазу. Функция этой пероксидазной активности неизвестна. Но подтверждено, что пероксидаза эозинофила, подобно миелопероксидазе, обладает бактерицидной активностью. Эозинофилы принимают участие в аллергических реакциях, влияя каким-то образом на действие гистамина. К положительным эффектам эозинофилов относят деградацию медиаторов тучных клеток, фагоцитоз гранул тучных клеток, фагоцитоз комплексов антиген-антитело, угнетение высвобождения медиаторов тучных клеток простагландинами E1 и E2, гельминотоксический эффект. К отрицательным эффектам относят генерацию супероксида, высвобождение лизосомных гидролаз, возможную генерацию воспалительных продуктов арахидоновой кислоты, формирование гранул при паразитарных заболеваниях у животных.

Широкий спектр различных ферментов, синтезируемых и выделяемых эозинофилами, придает им особое значение в иммунном ответе. Это, прежде всего, гистаминазы, пероксидазы, арилсульфатазы В, фосфолипазы Д, дизофосфолипазы. Обширна также группа синтезируемых белков: фосфолипидные, основные, катионные. В культуре *in vitro* эозинофилы активно двигаются. Значительно возрастает двигательная активность эозинофилов при воспалительных заболеваниях в стадии ремиссии. Клетки приобретают амебоидную форму, активно фагоцитируют клеточный детрит и микроорганизмы. Фагоцитоз напоминает таковой нейтрофильных гранулоцитов. Среди частиц, которые эозинофилы фагоцитируют, были, прежде всего, эритроциты, зимозановые частицы, разрушенные аутологичные лейкоциты и гранулы тучных клеток.



Нами отмечено также появление в крови экспериментальных животных гетерофильных гранулоцитов - «специфических» базофилов. Иногда эти клетки достигали около 20 мкм с гранулами высокой насыщенности цвета.

Несмотря на то, что к настоящему времени детально описаны морфология, ультраструктура и цитохимия базофилов многих животных, появление их в крови коров, содержащихся в условиях действия радиационных факторов, представляет интерес с точки зрения выяснения их роли в адаптационных процессах организма. Механизмы дегрануляции к высвобождению биологически активных веществ базофилами продолжают оставаться невыясненными. Не определена также окончательно исходная клеточная форма базофильного ряда дифференцировки и отсутствует единое представление относительно локализации предшественников. Характерным для крови КРС является некоторая идентичность этих клеток с тканевыми тучными клетками. Гетерогенность данной популяции клеток обусловлена их морфофункциональной особенностью. Однако морфофункциональные различия, скорее всего, определяются степенью зрелости клеток. Гранулы базофильных элементов также обнаруживают ярко выраженный полиморфизм по величине и степени мегахроматического окрашивания.

Для выяснения вопросов морфофункциональной принадлежности базофилов требуются дополнительные цитохимические исследования.

Известно, что повышенное содержание в крови базофилов сопровождается изменением биохимических показателей и деструктивными изменениями со стороны гистаминчувствительной ткани.

Следует полагать, что увеличение количества базофилов и эозинофилов в крови - реактивное явление со стороны костного мозга, направленное на формирование защитно-приспособительных реакций.

Таким образом, длительное воздействие ионизирующего облучения в малых дозах не вызывает специфических изменений в организме, а затрагивает, главным образом, неспецифические механизмы, приводя их в состояние длительной активации.

Вместе с тем существует мнение о том, что динамика приспособительного процесса имеет плавный характер, а основным типом адаптационных изменений является экспонента. Это положение - одно из основных в концепции характера физиологической адаптации [12]. При определении количественных и качественных особенностей адаптационных сдвигов в ответ на воздействие тех или иных факторов среды учитывают последовательность включения различных компенсаторно-приспособительных реакций, их взаимодействие и интенсивность, а также период последствий. Характер адаптационных изменений зависит от скорости и интенсивности воздействия того или иного фактора. В результате этого адаптационные реакции регулируются и устанавливаются прежде всего на уровне временной координации функций и лишь затем возникают обменные; энергетические и структурные

изменения [13] Общая закономерность физиологической адаптации - возникновение фаз напряжения и активации.

Механизм действия малых доз хронического ионизирующего облучения на систему крови во многом является опосредованным, т. е. наряду с прямым повреждающим клетки воздействием имеет определенное значение, косвенное, или опосредованное, действие. Комплекс развивающихся изменений может индуцироваться нейрогормональной

166

функцией, стрессом, характером питания и содержания животных. Специфические изменения клеток могут усиливаться неспецифическими. Определенная степень резистентности организма к воздействующим эндогенным и экзогенным факторам обуславливает защиту по отношению к раздражителю. Однако при этом может иметь место и повышение чувствительности - неспецифическая сенсibilизация.

Наиболее показательны морфологические трансформации клеток крови. Морфология клеток тесно связана с их функцией, зрелостью, напряжением метаболизма. Большинство форм поражения клеток ни в какой мере не является специфическим и встречается при многих интоксикациях и инфекциях. У обследуемых животных в крови наблюдались различные изменения клеток: распад и пикноз ядер, уплотнение гранул (особенно оксидазных), жировое перерождение, отшнуровка ядерного вещества, набухание клетки, увеличение или уменьшение размера, исчезновение или появление зернистости, экзоцитоз гранул.

Морфология клетки в известной мере является выражением ее функции и зависит от действующих на нее факторов. Поэтому важно установить последовательность развития типов деструкции клеток, чтобы можно было связывать вполне конкретные изменения с текущим процессом. Для этого мы систематизировали различные варианты повреждений клеток, ведущие к ее гибели.

Таким образом, качественные показатели лейкоцитов указывают на угнетение нейтрофильного ростка и интерфазную гибель клеток. Морфологические изменения характерны для клеток нейтрофильного и лимфоидного рядов. Так, эозинофильные гранулоциты чаще всего деградируют по пути образования единого пикнотического ядра (значительно чаще после его агрегации), а для нейтрофилов более характерен распад с множественным образованием апоптотных телец из остатков (участков) конденсации хроматина сегментированного ядра. Однако определенной зависимости характера деструкции ядер клеток гранулоцитарного ряда от принадлежности к той или иной популяции не обнаружено, что следует связывать с их функциональным состоянием.

К наиболее выраженным морфологическим изменениям клеток лимфоидного ряда необходимо отнести появление труднодифференцируемых клеток по типу лимфоцитов с ярко выраженной базофилией цитоплазмы и экзоцитозом мелких гранул. Лимфоциты имели в основном бобовидное, лопатное ядро. Отмечено появление больших гранулярных лимфоцитов (БГЛ) с крупными азурофильными гранулами. Однако повышенное количество БГЛ характерно только для родительской группы коров.

Популяция мононуклеаров представлена клетками с диспергированной структурой ядра, иногда с гребневидными ядерными выростами. Различались типичные и лимфоцитоподобные мононуклеары. Первые размером 10-16 мкм, вторые - 16-26 мкм с полиморфными ядрами губчатой структуры и цитоплазмой от интенсивно базофильной до нежно-голубой. Природа этих клеток окончательно не выяснена. Следует отметить, что обнаруженные изменения часто имели индивидуальный характер, и ввиду малой выборки их показатели были недостоверны.

Увеличение разнообразия морфологических форм, вероятно, необходимо рассматривать как результат проявления компенсаторно-приспособительных реакций в условиях действия на организм ионизирующего облучения, в основе которых лежат морфофункциональные перестройки неспецифических реакций клеток.

К лучевым реакциям крови на клеточном уровне относятся комбинации следующих морфологических признаков: ядерные выросты в нейтрофилах, фрагментация ядер,

появление больших гранулярных лимфоцитов, набухание маргинальной цитоплазмы лимфоцитов, микроядра.

У обследованного поголовья скота значительной вариабельностью отличались тромбоциты периферической крови. Размеры их в среднем варьировали от 2-4 мкм в диаметре. В крови первого поколения коров встречались пластинки увеличенных размеров

167

(в 2-3 раза крупнее), что может заслуживать внимания при изучении ее реологических свойств. Четко определялась цитоплазматическая мембрана тромбоцитов.

Таким образом, в результате исследований показано, что реакция системы крови обладает определенными особенностями. При развитии неспецифических защитных реакций клеток нестохастического характера имеют место, по-видимому, стохастические эффекты. Хроническое облучение малыми дозами увеличивает латентный период возникновения дисбаланса количественного соотношения клеток крови и стимулирует выход структурных морфологических изменений.

Для коров, содержащихся в условиях фермы, находящейся в Зоне отчуждения ЧАЭС, характерно снижение субпопуляций нейтрофилов в среднем от 143 до 193 % и повышение лимфоцитов от 50,5 до 61,5 %. Обращает на себя внимание увеличение числа эозинофилов и базофилов, что характерно для всех возрастных групп животных. Снижение количественных показателей клеток крови объясняется стадией мобилизации, а прекращение такой тенденции - стадией: резистентности как ответ на воздействие ионизирующего облучения.

Отмечены наиболее выраженные морфологические изменения клеток у родительского поголовья. Структура нарушений имеет как специфический, так и неспецифический характер. Наиболее характерны апоптоз клеток, наличие азурофильных гранул в лимфоцитах, агломерация сегментов ядра эозинофилов, что объясняется пролонгированным хроническим облучением.

Заслуживает внимания, на наш взгляд, явление экзоцитоза и не только нейтрофилов крови обследованных животных, но и лимфоцитов. Лизирующее действие полиморфно-ядерных лейкоцитов объясняется выходом гранул из разрушающихся нейтрофилов (в тон числе и апоптозные тельца), что позволяет говорить о последних как о секреторных клетках с голокриновым типом секреции. Выделенные при этом лизосомные катионные белки и гистоны могут участвовать в защитных реакциях крови, повышая ее бактерицидность.

Кроме того, выделение медиаторов нейтрофильными клетками стимулирует дегрануляцию базофилов, тучных клеток, высвобождение вазоактивных аминов из тромбоцитов, усиливает синтез ДНК в лимфоцитах. В данном случае также не исключено, что стимуляция экзоцитоза вызвана наличием воспалительных процессов у животных. Экзоцитоз лимфоцитов является одним из моментов сложного процесса адаптации клетки, направленной на поддержание ее гомеостаза.

Обнаруженные изменения в системе крови можно рассматривать как адаптационно-приспособительные реакции к воздействию ионизирующего излучения малой интенсивности.

1. Пархоменко И. М., Перишвили Г. В., Туровецкий В. Б. и др. Влияние малых доз рентгеновского облучения на систему внутриклеточной рН-регуляции у изолированных клеток млекопитающих // Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда (Москва, 21-27 авг. 1989 г.). - Пушино, 1989. - 5. - С. 1155-1156.

2. Потемкин Л. А., Мазурик В. К. Неиндефицированный радиочувствительный фактор крови животных и человека в начальный период лучевого поражения // Там же. - 3. - С. 674 - 675.

3. Сложеникина Л. Ф., Фиалковская Л. А., Хузин А. М. Стимулирующее действие малых доз ионизирующей радиации на синтез глококиназы в печени развивающихся крысят // Радиобиология. -1989. - 29, № 4. - С. 473-476.

4. Хакимов П. А., Хамидов Д. Х., Муртазаев Л. А., Шадиева И. Х. Влияние малых доз гамма-излучения на дифференцировку клеток эндокринной системы в процессе онтогенеза // Тез. докл. Всесоюз. конф. по действию малых доз иониз. радиации (Севастополь, окт. 1984 г.) - Киев. - 1984. - С. 31-32.

5. Bisgard J. P., Hunt H. B., Dickinson R. H. Effect of X-ray Irradiation upon bacterial toxemia in rabbits. // Radiology. - 1974. - 43, N 4 - P. 330.

6. Hlavathy V. Effect of gamma ray low doses on the system of the non-specific defence of the organism // Strahlentherapie. - 1978. - 154, N 11 - S. 801-805.

7. Huber R., Bauchinger M. Lymphocyte micronucleus assay in radiated human blood // Eur. Soc. Radial Biol. 18 th. Annu. Meet, Zurich, Sept., 1984. Zurich, s.a. - P. 192-191.

168

8. Анохин П. К. Принципиальные вопросы общей теории функциональных систем. - М.: 1971. - 256 с.

9. Баевский. Р. М. Прогнозирование состояний на грани нормы и патологии. - М.: 1979. - 296 с.

10. Горизонтов П. Д. Система крови как основа резистентности и адаптации организма // Физиол. журн. - 1981. - № 3. - С. 317 - 321.

11. Казначеев В. П. Некоторые проблемы хронических заболеваний // Современные проблемы хронических заболеваний в клинике внутренних болезней. - Новосибирск: 1974. - С. 3-20.

12. Adolph B. P. General and specific characteristics of physiological adaptation // Amer. J. Physiol. - 1956. - 184. - P. 18-28.

13. Агаджанян Н. А. О мировоззренческих и биологических аспектах адаптации к новой среде обитания // Тез. докл. 2-й Всесоюз. конф. по адаптации человека к: различным географическим, климатическим и производственным условиям. - Новосибирск, 1977. - 1 - С. 17-24.

14. Веселкин П. П. Общие механизмы адаптации. - М.: Медицина, 1976. - 340 с

15. Степанский Г. А. Медико-биологические аспекты процессов адаптации. - Новосибирск: Наука, 1973. - 175 с.

16. Люблина В. И. Гомеостаз / Под ред. П. Д. Горизонтова. - М.: Наука, 1974. - 400 с.

Межотраслевой Научно-технический центр «Укрытие» НАН Украины, Чернобыль

Научно-технический центр НПО «Припять», Чернобыль

Поступила 17.03.94

УДК 504.054:636

С. П. Гащак, Н. И. Буров, Н. П. Архипов

ЗАВИСИМОСТЬ ЭФФЕКТИВНОСТИ ФЕРРОЦИАНИДНОГО ПРЕПАРАТА БИФЕЖ ОТ ВОЗРАСТНЫХ ОСОБЕННОСТЕЙ КРУПНОГО РОГАТОГО СКОТА

Целью эксперимента на крупном рогатом скоте (КРС), содержащемся на рационе с высоким содержанием ^{137}Cs , была оценка влияния возраста животных на величину эффективности ферроцианидной кормовой добавки биологического ферроцианида железа (Бифеж). Полученные данные свидетельствуют о снижении эффективности применения препарата с возрастом телят. Проанализирована совокупность факторов, определяющих проявление этой закономерности.

Проведенные в 1988-1992 гг. испытания новых ферроцианидных кормовых добавок показали их высокую эффективность в снижении поступления радиоактивных изотопов Cs из кормов в организм сельскохозяйственных животных и продукцию животноводства [1-11]. Однако оценка эффективности препаратов существенно изменялась в зависимости от условий эксперимента и особенностей метаболизма радиоцезия в организме животных. В частности, известно, что метаболизм у более молодых животных протекает интенсивнее, в том числе интенсивнее осуществляются и процессы накопления и выведения ^{137}Cs [12]. В связи с этим следует ожидать и различия эффективности применения сорбентов у животных разных возрастных групп.

Для проверки этого предположения было решено на примере одной из форм ферроцианидных кормовых добавок оценить величину ее эффективности при введении в рацион откормочному поголовью КРС разного возраста.

Объекты и методы исследований. В эксперименте использовали препарат Бифеж, представляющий собой калиевую форму железогексацианоферрата ($\text{KFe}^{3+}[\text{Fe}^{2+}(\text{CN})_6]$), нанесенную химическим способом на целлюлозную основу (опилки) и содержащий 10 % действующего вещества (ДВ). Согласно техническому описанию, Бифеж устойчив в широком диапазоне pH, в желудочно-кишечном тракте не разлагается и не оказывает токсического и другого побочного действия на организм животных.

© С. П. Гащак, Н. И. Буров, Н. П. Архипов, 1995

169

Для решения поставленной задачи отобрали 14 голов КРС черно-пестрой породы обоих полов в возрасте от 3 до 31 мес. и разделили на две группы таким образом, чтобы возрастной состав в каждой из групп был аналогичен.

До эксперимента все животные получали сено с концентрацией радиоцезия $0,96 \pm 0,17$ кБк/кг. Одновременно с переводом всего поголовья на рацион, содержащий в сене 106 ± 17

кБк/кг ^{137}Cs , а в концкормах $0,60 \pm 0,02$ кБк/кг, опытной группе в смеси с комбикормом стали давать Бифеж в количестве 6 г ДВ на голову в сутки. Другая группа оставалась контрольной. Описание животных и рацион даны в табл. 1.

Таблица 1. Характеристика КРС и рациона животных

Группа животных	Возраст животных, мес.	Масса тела, кг	Поедаемость кормов, кг/сут		Содержание ^{137}Cs в рационе, кБк/сут
			Сено	Комбикорм	
Контроль	5	155	5,58	2,0	696
	6	165	6,64	2,0	702
	7	170	6,74	2,0	713
	8	180	7,61	2,0	805
	18	255	10,70	2,0	1131
	19	370	11,00	2,0	1163
	19	370	11,20	2,0	1184
	28	395	11,20	2,0	1184
Опыт	5	140	6,50	2,0	687
	5	145	4,60	2,0	698
	5	160	5,60	2,0	698
	17	330	10,20	2,0	1078
	21	400	11,20	2,0	1184
	31	570	12,30	2,0	1300

В течение эксперимента оценивалась поедаемость кормов. Через 2 мес. после начала эксперимента все животные были забиты и от каждой особи отобрали образцы органов и тканей для гамма-спектрометрического анализа. В работе использованы стандартные методы пробоподготовки и измерений.

Содержание радиоактивных изотопов Cs определяли с помощью гамма-анализатора АМА-02Ф2 с сцинтилляционным NaI-детектором. Спектр собирался на 512 каналах. Диапазон регистрируемого гамма-излучения 120-1800 кэВ. Энергетическое разрешение для E - 661,65 кэВ составляло 9,11 %. Эффективность регистрации детектора 3,0-3,8 %. Нижний предел измеряемой активности 1 Бк/кг. Сбор и обработку информации проводили с помощью программного обеспечения «VESTA» (версия 03.106) на ПЭВМ ДВК-3.

Для обработки результатов измерений использовали общепринятые методы математической статистики [13, 14], а также программное обеспечение систем управления базами данных и их графического представления, таких как FoxPro 2.0, Excel 4.0 и MicroCal Origin 2.8.

Результаты и их обсуждение. В результате использования рациона с высоким содержанием ^{137}Cs к концу второго месяца эксперимента концентрация РН в органах и тканях контрольных животных стала заметно выше, чем у животных, получавших Бифеж (табл. 2). При этом, в контроле, мышцы телят младших возрастных групп имели концентрацию ^{137}Cs 1,7-4,2 % суточного рациона, тогда как у телят в возрасте свыше 17 мес. - только 1,2-1,7 % Аналогичные закономерности получены и для других органов и тканей.

170

Таблица 2. Концентрация ^{137}Cs в органах к тканях телят (%) от поступления с рационом

Возраст животных, мес.	Мышцы	Печень	Сердце	Почки	Легкие	Селезенка
Контроль						
5	4,22	3,08	3,20	4,22	24,15	541
6	2,02	2,95	3,49	4,92	4,49	4,67
7	2,69	280	358	5,20	2Д7	2,91
8	1,74	1,87	2,35	3,43	1,44	2,10
18	1,7	1,96	238	3,54	1,67	2,23
19	1,5	1,76	1,65	2,18	1,17	1,56
19	1,21	1,51	1,89	2,95	1,56	1,75
28	1,64	1,59	1,74	2,28	1,35	1,66
Опыт						
5	0,86	0,54	0,35	0,48	0,15	0,33
5	0,78	0,42	0,37	0,63	0,18	0,36
5	0,38	0,71	0,33	1,36	0,64	1,02
17	0,83	0,34	0,35	0,50	0,36	0,74
21	0,63	0,29	0,29	0,41	0,21	0,30
31	0,80	0,32	0,31	0,41	0,29	0,38

В группе телят, получавших ферроцианид, концентрация ^{137}Cs в тканях, хотя и была ниже, чем в контроле, все же оставалась достаточно высокой. В мышцах она практически не отличалась между возрастными группами и составляла 0,38-0,86 % поступления РН с рационом. В остальных органах отмечена тенденция к снижению концентрации ^{137}Cs с возрастом.

Характеристики накопления и распределения ^{137}Cs по органам и тканям зависели от того, применялся сорбент или нет, а также от возраста животных. Так, у контрольных животных соотношение концентраций ^{137}Cs в тканях телят разных возрастных групп практически было одинаковым. При этом если концентрация РН в почках была наиболее высокой (в 13 раза выше, чем в мышцах), то в других органах различия были менее выразительны.

Иначе выглядит распределение ^{137}Cs по органам и тканям телят опытной группы. В младшей возрастной группе у одного из трех телят распределение соответствует тому, которое бывает при хроническом поступлении РН: концентрация в мышцах ниже, чем во многих других органах. У остальных животных концентрация ^{137}Cs в мышцах выше, однако, не настолько значительно, как это установлено в старшей возрастной группе. У телят старше 17 мес. концентрации ^{137}Cs во всех тканях, в 1,5-3 раза ниже ($p > 0,95$), чем в мышцах. По степени возрастания активности органы и ткани можно расположить в следующий ряд: легкие < печень – сердце < почки - селезенка < мышцы. Такое распределение ^{137}Cs соответствует известным из литературы представлениям [12] об этом в условиях прекращения поступления РН извне.

Поскольку величина накопления ^{137}Cs закономерно изменялась с возрастом телят, это позволило применить регрессионный анализ для оценки существующих зависимостей. Выяснилось, что наблюдаемые возрастные различия удовлетворительно описываются экспоненциальными уравнениями с двумя компонентами:

$$A_t = A_0 [K_1 e^{-0,693t/T_1} + K_2 e^{-0,693t/T_2}] \quad (1)$$

t - концентрация ^{137}Cs в органах и тканях ко времени t; A_0 - концентрация

^{137}Cs в органах и тканях после окончания его поступления; K_1, K_2 - доли РН, выводящиеся с эффективными периодами полувыведения T_1 и T_2 t - момент времени после прекращения поступления ^{137}Cs , сут.) или одной компонентой:

$$A_t = A_0 + K e^{-0,693t - 1/T} \quad (2)$$

Исключение составляли мышцы в опытной группе: особенности накопления ^{137}Cs в этом случае лучше описывалась линейным уравнением

$$A_1 = A_0 + Kt \quad (3)$$

Параметры уравнений представлены в табл. 3-4.

Таблица 3. Параметры изменения величины накопления ^{137}Cs в тканях телят контрольной группы с возрастом, начиная с 5-го месяца жизни (концентрация в % от поступления РН с рационом)

Органы и ткани	Параметры уравнения (1)				
	A_0 %	T_1 , мес.	K_1	T_2 , мес.	K_2
Мышцы	3,85	0,80	0,55	87	0,45
Печень	3,10	2,65	0,46	300	0,54
Сердце	3,60	3,35	0,43	120	0,57
Легкие	3,00	2,94	0,50	95	0,50
Селезенка	5,20	1,43	0,60	72	0,40
Почки	5,07	4,00	0,45	95	0,55

Таблица 4. Параметры изменения величины накопления ^{137}Cs в тканях телят опытной группы с возрастом, начиная с 5-го месяца жизни (концентрация в % от поступления РН с рационом)

Органы и ткани	Параметры уравнения регрессии			Вид регрессии
	A_0 , %	K , %	T , мес	
Печень	0,120	9,500	13,0	
Сердце	0,180	0,465	11,3	
Легкие	0,169	9,200	14,8	Уравнение (2)
Селезенка	0,390	0,185	13,1	
Почки	0,270	0,497	8,9	
Мышцы	0,659	9,004	-	Уравнение (3)

В целом с возрастом наблюдается тенденция к снижению накопления ^{137}Cs в органах и тканях телят. При этом в контроле наиболее быстро это происходит в мышечной ткани и селезенке, где 55-60 % снижения происходит за период $T_1=0,8-1,4$ мес. В остальных органах не только дольше период $T_1(2,65-4,0$ мес.), но и выше доля снижения активности в ткани за период $T_2(50-57\ %)$. В результате для печени, сердца, легких и почек характерно гораздо более плавное снижение накопления ^{137}Cs с возрастом.

В тканях телят, получавших Бифеж, снижение накопления РН с возрастом происходило менее интенсивно, чем это было отмечено в контрольной группе животных. Причем, из-за недостаточного количества данных, особенности изменения концентрации ^{137}Cs в различных органах не имели достоверных различий. И только концентрация ^{137}Cs в мышечной ткани практически оставалась одной и той же для всех возрастов (0,71-0,07 %, месячный прирост - 0,0058 от начальной величины).

В связи с тем, что с возрастом у животных изменяется масса органов и тканей, мы рассмотрели, как это отражается на размерах общего содержания ^{137}Cs (табл. 5). Поскольку общая масса мышечной ткани непосредственно в эксперименте не определялась, для ее оценки использовали линейное уравнение зависимости массы мышц от массы тела животного:

$$M_{\text{мышц}} = 0,42 M_{\text{тела}} - 6,83 \text{ (кг)}, r = 0,987. \quad (4)$$

Параметры уравнения (4) рассчитаны на основе цифрового материала о массе тела и мышечной ткани в эксперименте с телятами разного возраста, описанном в монографии [12]. Для остальных органов использовались данные собственных измерений их массы.

172

Таблица 5. Содержание ^{137}Cs в органах и тканях телят (в % от поступления с рационом)

Возраст животных, мес.	Мышцы	Печень	Сердце	Почки	Легкие	Селезенка
Контроль						
5	245	4,86	2,14	2,11	2,26	1,30
6	126	3,93	2,27	1,87	5,26	1,12
7	173	4,81	2,40	2,60	3,40	0,73
8	119	4,31	1,69	1,75	2,65	0,59
18	177	6,46	2,29	1,63	2,36	0,92
19	222	6,86	2,19	2,16	4,00	0,78
19	179	6,00	2,52	2,11	5,37	0,81
28	261	6,85	2,39	1,76	3,93	0,93
Опыт						
5	44,6	1,02	0,24	0,17	0,16	0,09
5	42,0	1,23	0,27	0,27	0,20	0,07
5	22,9	1,55	0,50	0,56	0,81	0,22
17	108,7	1,33	0,39	0,39	0,67	0,28
21	101,4	1,27	0,39	0,33	0,68	0,22
31	185,6	1,77	0,64	0,34	0,68	0,32

В результате проведенных вычислений установлено, что в контрольной группе животных, несмотря на рост массы органов, заметное линейное увеличение содержания ^{137}Cs происходит лишь в мышечной ткани и в печени:

$$A_{\text{мышцы}} = 99,0 \pm 5,40 \text{ т}; r = 0,88, \quad (5)$$

$$A_{\text{печень}} = 3,77 \pm 0,13 \text{ т}; r = 0,91. \quad (6)$$

В группе телят, получавших Бифеж, также отмечены тенденции к росту содержания ^{137}Cs в мышцах и печени с возрастом. Кроме того, увеличивалось содержание РН в сердце и селезенке:

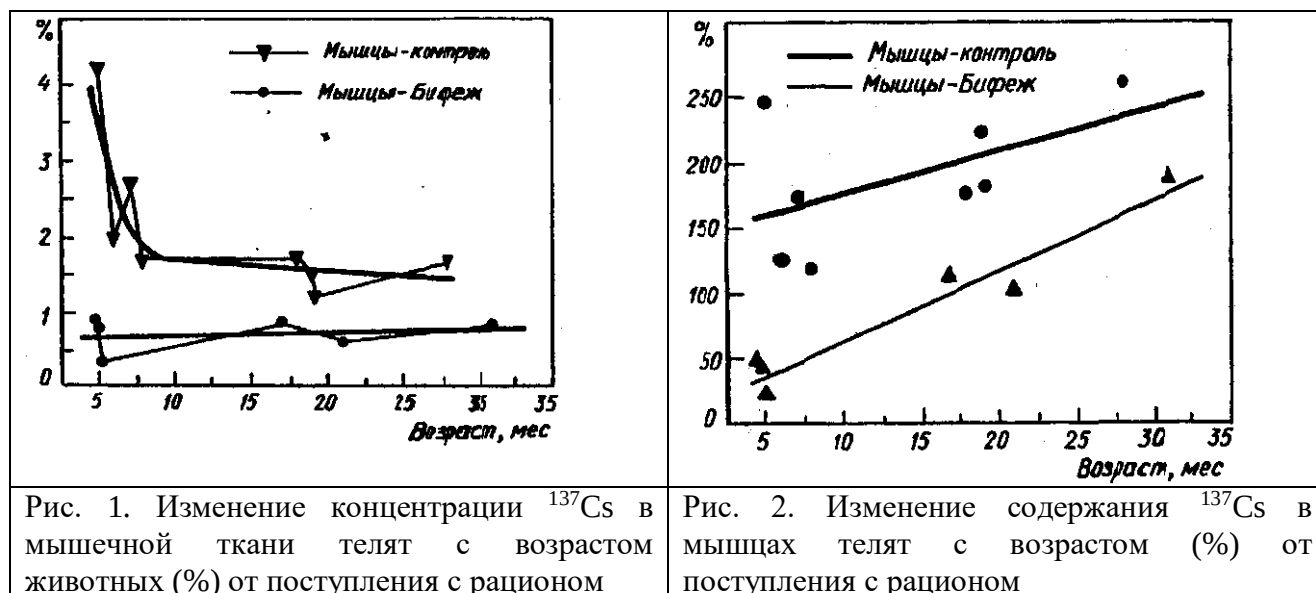
$$A_{\text{мышцы}} = 8,80 \pm 5,40 \text{ т}; r = 0,98, \quad (7)$$

$$A_{\text{печень}} = 1,15 \pm 0,001 \text{ т}; r = 0,91. \quad (8)$$

$$A_{\text{сердце}} = 0,27 \pm 0,001 \text{ т}; r = 0,71. \quad (9)$$

$$A_{\text{селезенка}} = 0,099 \pm 0,007 \text{ т}; r = 0,79 \quad (10)$$

Таким образом, выявлено, что через 2 мес. после перевода телят на рацион с высоким содержанием радиоцезия концентрация РН в тканях животных старших возрастов достигает меньших значений, чем это имеет место в тканях молодых телят (рис 1). В то же время общее содержание ^{137}Cs в органах и тканях у старших животных выше, чем у молодых (рис 2).



173

Особенности изменения концентрации радиоцезия в мышечной ткани телят с возрастом соответствующим образом отразились и на оценке эффективности применения препарата Бифеж (табл. 6). Установлено, что в период с 5-го по 10-й месяцы происходит резкое падение эффективности, а в дальнейшем оно замедляется. Для 5-месячных телят эффективность (как отношение концентраций) составила 5,7 раз, но уже в возрасте 10-39 мес. - не более 1,8-2,4 раза.

Расчет значения эффективности препарата Бифеж по общему содержанию ^{137}Cs в органах и тканях показал, что во всех случаях (кроме печени) происходит ее снижение с возрастом телят: в мышцах в 5,9 раз, в сердце и легких в 1,6 раз, в почках в 1,2 раза, в селезенке в 2,7 раз. Это, прежде всего, связано с ростом содержания РН в органах животных, получавших ферроцианид, что, в свою очередь, обусловлено, по-видимому, увеличением с возрастом доли медленно выводимой фракции РН в этих органах. Рост эффективности в 1,3 раза для печени очевиден, поскольку прирост содержания ^{137}Cs в контроле превышает прирост в опыте в 2,5 раза. По-видимому, это является отражением не только сохранения высокой интенсивности роста печени, но и метаболической активности, а с нею - и доли легкообменной фракции ^{137}Cs .

Обсуждение результатов. У контрольных животных через 2 мес. содержания на «грязном» рационе концентрация ^{137}Cs в мышечной ткани достигла значений 1,2-4,2 % суточного поступления, что совпадает с литературными данными [2, 12, 15-17]. Однако обращает на себя внимание несколько повышенное значение концентрации ^{137}Cs в тканях телят опытной группы (0,4-0,9 %). Это, по-видимому, связано с неадекватностью дозировки Бифежа (6 г/сут ДВ), очень высокому содержанию РН в рационе.

Таблица 6. Эффективность препарата Бифеж в мышцах телят различного возраста, рассчитанная двумя способами (отн. ед.)

Способ расчета эффективности	Возраст телят, мес.			
	5	10	20	30
По отношению концентрации ^{137}Cs	5,68	143	2,09	132
По отношению содержания ^{137}Cs	8,29	179	1,78	1,41

Так, концентрация ^{137}Cs в мышцах КРС к началу эксперимента была достаточно высокой ($2,39 \pm 0,50$ кБк/кг). А после перевода животных на более «грязный» рацион, несмотря на введение Бифежа, абсолютные значения концентрации РН в мышцах все-таки увеличились: незначительно у 5-месячных телят (2,7-5,9 кБк/кг) и заметно у телят старше 17 мес. (7,4-10,4

кБк/кг). Не исключено, что использование одной и той же (и так, очевидно, недостаточной) дозировки сорбента для животных с различным абсолютным размером рациона и привело к неполному фиксации РН в желудочно-кишечном тракте и поступлению его в организм.

174

Принимая во внимание то, что в течение эксперимента ^{137}Cs в определенных количествах все-таки усваивался в ЖКТ телят, и то, какой в результате характер распределения был получен, можно предположить, что процессы выведения преобладали над накоплением, а размеры концентрации ^{137}Cs в мышцах определялись преимущественно труднообменной фракцией, тогда как в остальных органах - подвижной фракцией РН.

Таким образом, у животных, получавших сорбент, отмечено распределение РН по тканям, соответствующее тому, которое описано в литературе [12] для условий прекращения поступления ^{137}Cs из рациона и длительно продолжающихся процессов выведения его из организма. При этом наблюдается увеличение с возрастом разницы между концентрацией РН в мышцах и в других органах.

Обнаруженное абсолютное различие тенденций в накоплении ^{137}Cs органами и тканями, а именно: снижение концентраций ^{137}Cs с возрастом на фоне роста или сохранения содержания РН является отражением процесса «разбавления» ^{137}Cs в массе формирующихся тканей и снижения интенсивности метаболизма с возрастом в целом. Это хорошо согласуется с известными из литературы данными [12]. При этом различия между органами обусловлены особенностями их метаболизма и интенсивностью роста. По нашим расчетам, месячный прирост массы органов и тканей у телят в период с 5-го по 30-й месяц составил: 42 % мышц, 4,5 % почек, 83 % легких, 10,0 % сердца, 10,2 % печени и 15,6 % селезенки. Причем наибольшие значения абсолютного прироста характерны для мышечной ткани и печени.

Как было установлено в ходе исследований, эффективность применения препарата Бифеж для мышечной ткани уменьшалась с возрастом. Если у 5-месячных телят она достигала 5,7 раз, то у телят в возрасте 10-30 мес. – 1,3-2,4 раза. Аналогично изменялась и эффективность, рассчитанная по содержанию РН в мышцах.

Поскольку точность определения параметров экспоненциальных уравнений, описывающих зависимость накопления ^{137}Cs от возраста, оказывает несомненное влияние на расчеты эффективности, представляемые ее значения достаточно условны. При аппроксимировании коэффициентов уравнений в пределах незначительного увеличения ошибки мы получали регрессии, в конечном итоге приводящие к расчету постоянно уменьшающихся значений эффективности. Таким образом, с учетом того что интенсивность роста у животных старших возрастных групп относительно младших возрастных групп имеет тенденции к замедлению, следует ожидать более низкой эффективности применения ферроцианидных кормовых добавок, причем практически неизменяющейся с последующим увеличением возраста.

1. Комплексная программа научных исследований и производственных испытаний способов снижения перехода радиоактивных изотопов цезия в продукцию животноводства с помощью ветеринарных препаратов на основе ферроцианидов. Ферроцианид / Утв. 7.03.90 Первым заместителем министра Минатомэнергопрома СССР, Чернобыль, 1990 г.

2. *Архипов Н. П., Буров Н. И., Гацак С. П. и др.* Некоторые итоги испытаний ветеринарных ферроцианидных препаратов Ферроцин, Бифеж и ЦИИОМ // Докл. III Всесоюз. научно-техн. сов. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС (Май 1992, Зеленый Мыс). - Т. 2 – С. 330-337.

3. *Булгаков Л. А., Борисов В. П., Василенко И. Я. и др.* Особенности элиминационного действия ферроцианидов при поступлении в организм радиоактивного цезия // Пробл. ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агропромышленном производстве - пять лет спустя: итоги, проблемы и перспективы: Тез. докл. - Обнинск, 1991 – Т. I. - С 149 -150.

4. *Буров Я. Я., Архипов Н. П., Гацак С. П., Рудченко М. С.* Влияние применения ферроцианидов на содержание ^{137}Cs в продукции животноводства после аварии на ЧАЭС // Тезисы докл. I семинара Советского отделения Международного Союза радиоэкологов. - Киев, 1991 – С. 108.

5. *Васильев А. В., Краснова Е. Г., Исамов Н. Н. и др.* Оценка эффективности ферроцинсодержащих препаратов как средство снижения поступления радиоцезия в продукцию животноводства // Пробл. ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агропромышленном производстве - пять лет спустя: итоги, проблемы и перспективы: Тез. докл. - Обнинск, 1991 - Т. I - С 145-146.

6. Ильин Л. А., Иванников А. Т., Попов Б. А. и др. Разработка и создание средства, обеспечивающего деконтаминацию мяса и молока продуктивных животных, содержащихся на загрязненных радиоактивным цезием кормах // Тез. докл.: Республиканская науч.-практическая конф. по радиобиологии и радиоэкологии (20-21 дек. 1990 г.). - Минск. - С. 79.
7. Ильязов Р. Г., Борисов В. П., Василенко И. Я. и др. Итоги комплексных исследований по оценке эффективности препаратов ферроцианодов на переход радиоцезия из корма в продукцию животноводства и птицеводства в условиях Беларуси // Докл. III Всесоюз. науч.-техн. сов. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС (Май 1992, Зеленый Мыс). - Т. 2 - С. 345-365.
8. Маяков Е. А., Бударков В. А., Торубарова А. А. и др. Эффективность ферроцианидных сорбентов в качестве средства, снижающего переход радиоизотопов цезия из желудочно-кишечного тракта в органы и ткани животных // Докл. III Всесоюз. науч.-техн. сов. по итогам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС (Май 1992, Зеленый Мыс). - Т. 2. - С. 338-345.
9. Маяков Я. А., Торубарова А. Л., Бударков В. А. и др. К вопросу о безвредности для овец длительного поступления с кормом ферроцина // Пробл. ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агропромышленном производстве - пять лет спустя: итоги, проблемы и перспективы: Тез. докл. - Обнинск, 1991 - Т. I - С. 146-147.
10. Пристер Б. С., Асташева Н. П., Хове К. и др. Влияние Берлинской лазури на переход радиоцезия из рациона в молоко коров, находящихся на загрязненной РВ территории УССР // Тезисы докладов I семинара Советского отделения Международного Союза радиоэкологов. - Киев, 1991 - С. 107.
11. Чмырев М. А. Влияние ферроцианидов на накопление радиоактивного цезия в организме супоросных свиноматок // Проблемы ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агропромышленном производстве – пять лет спустя: итоги и перспективы. Тез. докладов. – Обнинск, 1991. – Т. 1. – С. 151.
12. Корнеев Н.А., Сироткин А. Н. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных - М.: Энергоатомиздат. - 208 с.
13. Плохинский Н. А Биометрия. – М.: Изд-во МГУ, 1970.
14. Geigy Scientific Tables Introduction to Statistics. Statistical Tables. Mathematical Formulae // Edited by C. Lentner. - Eighth, revised and enlarged edition. - Published by CIBA - CEIGY Limited. - Basle. - 1982. - 240 p.
15. Асташева Н. П., Романов Л. М., Костюк Д. М., Хомутинин. Ю. В. Динамика накопления и выведения радионуклидов из организма сельскохозяйственных животных // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сборник научных трудов УкрНИИСХР. - Киев, 1991. - Вып. 1. – С. 160-170.
16. Ильязов Р. Г., Карпенко А. Ф., Борисов В. П. и др. Снижение всасывания и ускорение выведения радионуклидов из организма крупного рогатого скота // Пробл. ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в агропромышленном производстве - пять лет спустя: итоги, проблемы и перспективы: Тез. докл. - Обнинск, 1991 - Т. I – С. 151-152.
17. Voigt G, Prohl G., Muller H. Determination of the transfer of cesium and iodine from feed into domestic animals // Science of the Total Environment - 1989. - 85. - P. 329 - 338.

Научно-технический центр НПО «Припять», Чернобыль
Поступила 17.03.94

УДК 550.424.4

Г. Н. Бондаренко, Л. В. Кононенко

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ ^{90}Sr И ^{137}Cs ПО ВЕРТИКАЛЬНЫМ ПОЧВЕННЫМ РАЗРЕЗАМ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ ЧАЭС

Приведены результаты определения водорастворимых, обменных и кислоторастворимых (1М HCl) форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в послонных пробах (1 см) 15 образцов дерново-подзолистых и торфяных почв из Зоны отчуждения ЧАЭС, отобранных в 1991-1992 гг. Рассчитано положение центра запаса ^{137}Cs и ^{90}Sr , а также их водорастворимых и обменных форм. Полученные данные свидетельствуют о замедлении вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах к началу 90-х годов. Сделан вывод об эволюции доминирующих механизмов вертикальной миграции РН, заключающейся в уменьшении роли лессиважа.

Введение. Из опыта исследования миграции РН в почвах известно, что миграционная способность продуктов деления U определяется, с одной стороны, начальной формой нахождения радионуклидов в радиоактивных выпадениях, а с другой - физико-химическими особенностями почв, почвенных горизонтов, положением в ландшафтном комплексе.

© Г. Н. Бондаренко, Л. В. Кононенко, 1995

Отличительной особенностью радиоактивных выпадений, образовавшихся при аварии на ЧАЭС, является приуроченность основной массы РН к одной из двух основных форм: мелкодисперсным продуктам дробления облученного топлива и продуктам конденсации

летучих РН. На всех загрязненных территориях в большей или меньшей степени присутствуют обе формы радиоактивных выпадений. В пределах Зоны отчуждения основная часть активности связана с топливными частицами.

В почве в результате воздействия почвенных растворов, имеющих свойства сильных электролитов, влияния жизнедеятельности растительности и почвенных организмов происходят выщелачивание РН из твердофазных выпадений и образование новых физико-химических форм РН, характерных для почвенного комплекса. В почвоведении и геохимии обычно выделяют следующие формы нахождения элементов РН: водорастворимую, обменную и фиксированную.

Водорастворимые соединения, как правило, являются доступными для растительности и подвержены водной миграции в почвенном покрове, обменная форма рассматривается как резерв водорастворимой.

Экспериментальная часть. Для определения форм нахождения РН в почвах использовались методы, основанные на селективном выщелачивании элементов при последовательной обработке почв растворами различного состава. Водорастворимые формы РН были выделены обработкой проб почв дистиллированной водой, обменные формы - 1М раствором ацетата аммония, кислоторастворимые - 1М раствором HCl. Выщелачивание проводили при соотношении твердой и жидкой фаз, равном 1:5, в мягких условиях - при комнатной температуре без интенсивного перемешивания. Долю РН, оставшуюся в почве после обработки указанными десорбентами, относят к фиксированной форме.

Определение активности гамма-излучающего ^{137}Cs проводили на анализаторе АИ-1024-95 с полупроводниковым детектором типа ДГДК. Обработка измерений проводилась с помощью ПЭВМ СМ-1841 по программе «Балтия- утон» (версия 2.06 от 25.07.1990 г.).

Определение содержания ^{90}Sr проводили радиохимически. Сущность методики заключается в следующем: проводят отделение накопившегося дочернего ^{90}Y с помощью двукратного осаждения гидроксида иттрия безугольным аммиаком. В качестве соосадителя используют Fe^{3+} . Время отделения осадка от раствора при втором осаждении гидроксидов фиксируют; раствор подкисляют, вносят носитель Y и оставляют на накопление ^{90}Y ; проводят осаждение гидроксида иттрия совместно с гидроксидом железа безугольным аммиаком. Выделенный осадок гидроксидов используют в качестве счетной формы. Бета-активность ^{90}Y измеряют на приборе КРК-1-01. Измерения проводят периодически в течение нескольких дней, проверяя соответствие скорости распада ^{90}Y теоретической, что позволяет контролировать радиохимическую чистоту выделенного РН. Активность ^{90}Sr рассчитывают по активности дочернего ^{90}Y с учетом времени накопления. Выход ^{90}Y контролируют весовым методом, ^{90}Sr - атомноабсорбционным методом на спектрофотометре С-114.

Нами изучены формы нахождения РН, в основном ^{90}Sr и ^{137}Cs , в послойных пробах нескольких вертикальных почвенных разрезов. Для исследования выбраны образцы дерново-подзолистой супесчаной почвы М-53 и торфяной почвы М-52, отобранных в августе 1991 г. в районе с. Чистогаловки, и 13 образцов дерново-подзолистых и торфяных почв, отобранных в июне 1992 г. в северном секторе Зоны отчуждения ЧАЭС.*

Характеристика почв приведена ниже.

Содержания форм нахождения РН в послойных пробах указанных почвенных разрезов приведены в табл. 1.

*Пробы любезно предоставлены И. В. Садолько (Отделение радиогеохимии окружающей среды Института геохимии, минералогии и рудообразования НАН Укржны) и Е. Б. Левшиным (Институт ядерных исследований НАН Украины).

Разрез	Характеристика почвы
N-52	Горфово-болотная
N-53	Дерново-слабоподзолистая песчаная
РЛ-11	Торфяная высокогумусная луговая на песчаном и супесчаном субстрате
32-01-12	Дерново-слабоподзолистая супесчаная высокогумусная
32-04-12	Слабодерновая песчаная слабоподзолистая
32-05-2	Дерново-луговая супесчаная
32-06-12	Дерново-подзолистая супесчаная среднегумусная
33-03-13	Дерново-слабоподзолистая глеевая супесчаная
33-04-14	Дерново-слабоподзолистая песчаная
33-05-15	Слабоподзолистая лесная песчаная малогумусная
34-02-15	Дерново-подзолистая песчаная
34-02-32	Дерново-подзолистая песчаная малогумусная
34-03-12	Дерново-луговая, торфяник с мелкозернистым песком
01-05-4	Торфяная высокогумусная
02-07-12	Торфяная высокогумусная

Т а б л и ц а 1. Содержание водорастворимых, обменных и кислоторастворимых форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в послойных пробах почв Зоны отчуждения, %

Разрез	Слой, см	^{90}Sr			^{137}Cs		
		H_2O	1M HN_4Ac	1M HCl	H_2O	1M HN_4Ac	1M HCl
РЛ-11	0-1	0,13	15,5	-	0,15	0,82	-
	1-2	1,85	32,85	-	0,28	3,29	-
	2-3	2,31	33,7	-	0,09	0,6	-
	3-4	4,18	65,45	-	0,23	1,28	-
	4-5	6,66	64,81	-	0,32	0,83	-
	5-6	2,5	66,0	-	0,24	0,71	-
	6-7	3,48	39,2	-	0,39	0,81	-
	7-8	0,65	72,5	-	0,50	1,19	-
	8-9	3,47	64,7	-	0,48	1,43	-
	9-10	2,46	48,7	-	0,86	1,62	-
33-01-12	0-1	3,39	55,3	25	0,02	0,11	0,13
	1-2	3,61	55,3	34	0,22	1,47	1,37
	2-3	3,88	66,6	24,1	0,31	2,9	2,36
	3-4	2,26	66,6	26,3	0,53	4,18	3,18
	4-5	2,64	57,8	32,1	0,75	4,05	3,51
	5-6	2,88	72,2	20,5	0,95	3,61	2,47
	6-7	2,06	74,1	19,3	0,33	5,31	2,06
	7-8	2,0	64,5	30	1,42	3,96	2,8
	8-9	1,74	66,2	31,3	1,66	4,93	5,71
	9-10	2,11	59,1	38,6	2,65	5,58	4,65

Разрез	Слой,	^{90}Sr	^{137}Cs
--------	-------	------------------	-------------------

	см	H ₂ O	1M HN ₄ Ac	1M HCl	H ₂ O	1M HN ₄ Ac	1M HCl
33-05-15	0-1	0,56	54,95	24,2	0,12	5,87	3,91
	1-2	9,22	54,9	25,5	0,24	7,00	3,55
	2-3	13,0	69,7	16,2	1,29	9,64	5,36
	3-4	25,3	55,6	19,2	3,65	13,5	8,51
	4-5	9,62	72,1	17,1	2,89	15,8	5,92
	5-6	13,2	74,6	11,75	6,13	19,0	12,9
	6-7	11,0	72,9	12,1	3,54	8,00	15,2
	7-8	16,2	69,1	13,2	9,63	23,7	15,2
	8-9	12,0	71,05	15,8	13,7	15,3	15,8
	9-10	11,4	75,0	11,9	13,85	15,4	24,6
32-06-12	0-1	2,95	40,2	43,8	0,61	1,20	3,07
	1-2	4,5	56,7	34	1,70	4,0	3,04
	2-3	2,18	77,4	19	12,1	13,2	11,8
	3-4	5,85	53,4	37,3	21,0	22,1	22,6
	4-5	4,22	64,9	30,8	17,5	20,5	16,3
	5-6	7,82	51,2	38,4	16,8	14,1	13,2
	6-7	1,68	64	31,5	25,9	20	17,1
	7-8	14,5	26,3	54,9	17,5	24	18
	8-9	-	82,4	17,6	25	24,4	26,3
	9-10	3,59	49,8	38,6	27,7	10,0	33,1
34-02-15	0-1	H/o	65,7	13,6	H/o	2,22	5,37
	1-2	10	77,2	4,72	0,13	1,81	1,98
	2-3	6,91	75	17,6	0,57	4,78	2,46
	3-4	3,15	78,9	16,8	1,5	8,07	6,53
	4-5	2,23	85,7	12,8	2,62	10,8	8,57
	5-6	6,23	84,6	7,69	4,89	15,2	11,4
	6-7	5,92	87,0	6,29	5,33	40	18,8
	7-8	6,8	86	7,2	7,79	21,0	15,1
	8-9	5,72	77,2	13,6	15,9	22,2	15,1
	9-10	8,42	78,9	12,1	8,91	21,1	18,3
34-02-32	0-1	4,67	71,7	23,3	0,61	18,2	10,9
	1-2	4,2	78	18,2	0,79	22,9	7,92
	2-3	2,19	75,7	17,0	0,90	16,0	6,6
	3-4	9,0	80	12	1,86	5,14	8,29
	4-5	7,55	83,0	8,68	2,71	10,68	8,24
	5-6	2,27	86,4	10,2	2,79	21,3	5,57
	6-7	3,88	81,25	13,1	20	6,6	10,2
	7-8	2,36	87,2	9,74	4,0	8,0	16,3
	8-9	3,19	85,9	10,4	12,7	13,0	14,5
	9-10	4,11	86,5	9,19	16,9	17,1	20,0

Разрез	Слой, см	⁹⁰ Sr			¹³⁷ Cs		
		H ₂ O	1M HN ₄ Ac	1M HCl	H ₂ O	1M HN ₄ Ac	1M HCl
34-03-12	0-1	17,2	43,75	-	0,27	0,19	-
	1-2	2,03	96,8	-	0,13	0,53	-
	2-3	7,94	76,8	-	0,23	0,72	-
	3-4	2,1	95,0	-	0,58	1,12	-
	4-5	1,06	96,8	2,33	0,8	1,70	1,25
	5-6	7,57	72,7	20,3	2,87	6,87	2,93
	7-8	8,25	76,7	20,3	2,64	15,0	3,07
	9-10	8,8	71,4	18,3	4,27	6,95	3,9
32-05-2	0-1	2,18	17	60	1,38	2,76	8,07
	1-2	13,3	64,2	-	0,18	0,81	21,7
	2-3	4,76	80,9	-	0,82	1,25	-
	3-4	3,83	91,6	-	1,42	2,02	-
	4-5	6,25	85,7	-	2,33	3,38	-
	5-6	4,41	86,0	-	2,85	4,14	-
	7-8	4,18	88,3	-	5,23	7,61	-
	9-10	10	80,6	-	5,38	5,38	-
02-07-12	0-1	0,59	23,3	72,2	0,54	2,22	2,05
	1-2	0,67	16,9	66,1	0,51	1,0	1,36
	2-3	0,13	20,9	74,1	0,30	1,64	1,08
	3-4	0,62	22,6	13,9	0,81	1,81	1,74
	4-5	1,14	20	75,7	1,0	3,9	3,27
	5-6	0,79	31,6	65,1	0,6	4,84	2,73
	6-7	2,2	28,3	64,5	1,05	3,92	2,5
	7-8	-	27,0	70,3	4,23	28,4	5,0
	8-9	1,74	58,7	58,7	1,61	5,76	4,23
	9-10	-	29,4	51,2	15,2	8,82	5,52
01-05-4	0-1	8,96	17,9	63,4	5,65	6,52	2,13
	1-2	7,41	11,4	80,8	1,0	0,61	0,91
	2-3	1,07	32,6	61,5	2,75	1,96	1,57
	3-4	1,25	39,3	59,3	4,8	3,92	3,44
	4-5	4,92	19,0	73,8	4,97	4,06	3,65
	5-6	2,25	27,5	70	6,08	4,72	5,13
	7-8	2,20	20,9	75,5	12,4	24,1	8,14
	9-10	-	30,7	64,8	21,3	19,3	12,4
M-53	0-1	2,19	36,25	61,6	0,15	3,86	96,0
	1-2	3,23	41,3	-	0,13	4,38	-
	2-3	1,46	27,7	-	0,11	5,56	-
	3-4	1,73	30,0	-	0,14	4,0	-
	4-5	3,02	53,5	-	0,24	9,04	-
	5-6	1,67	45,9	-	0,29	5,11	-
	6-7	7,22	58,3	-	0,38	5,64	-

8-9	1,19	50,0	-	4,67	70,8	-
9-10	2,13	87,0	-	8,89	16,0	-

180

Окончание табл. 1

Разрез	Слой, см	⁹⁰ Sr			¹³⁷ Cs		
		H ₂ O	1M HN ₄ Ac	1M HCl	H ₂ O	1M HN ₄ Ac	1M HCl
М-52	0-3	0,91	6,55	-	0,031	0,41	-
	3-4	0,32	10,0	-	0,046	0,81	-
	4-5	0,39	7,47	-	0,078	0,45	-
	5-6	0,72	10,5	-	0,13	0,58	-
	6-7	0,86	14,8	-	1,01	2,14	-
	7-8	0,20	6,56	-	0,081	1,91	-
	8-9	1,18	20,0	-	0,51	0,90	-
	10-11	0,53	11,8	-	0,37	0,76	-
33-03-13	0-1	6,85	34,3	18,6	0,7	1,47	2,79
	1-2	3,29	35,0	31,7	0,78	1,30	1,58
	2-3	6,83	53,3	32,5	4,36	6,19	32,5
	3-4	2,53	57,75	38,0	4,23	7,69	6,34
	4-5	2,26	73,3	21,3	2,5	3,16	8,0
	5-6	3,33	58,3	29,2	4,28	4,28	5,0
	6-7	2,24	68,4	24,5	5,0	5,9	7,72
	7-8	1,69	76,9	17,3	4,83	4,17	2,11
	8-9	42,3	42,3	13,5	4,41	4,17	4,94
	9-10	38,0	41,0	22,0	3,25	4,87	6,33
33-04-14	0-1	2,54	52,7	-	0,02	1,88	-
	1-2	10,0	86,2	-	0,41	1,18	-
	2-3	4,36	72,7	-	2,71	5,0	-
	3-4	5,59	72,9	-	4,3	5,95	-
	4-5	6,47	82,35	-	8,8	10,95	-
	5-6	6,43	73,7	-	4,36	6,19	-
	7-8	7,14	80,95	-	-	15,8	-
	9-10	-	97,9	-	8,96	15,2	-
32-04-12	0-1	17,3	46,9	-	0,16	1,78	-
	1-2	28	56,5	-	0,39	2,73	-
	2-3	20	75,8	-	3,87	6,12	-
	3-4	14,8	80,9	-	6,25	25	-
	5-6	25,2	71,4	-	15,4	12,7	-
	7-8	18,6	76,6	-	12,3	12,3	-
	9-10	10,8	70,5	-	5,0	2,75	-

Обсуждение результатов. Содержания водорастворимых форм всех определяемых РН в верхних 2 см почвы незначительны: для ¹³⁷Cs они не превышают 1 %, для ⁹⁰Sr могут составлять 1,5-17 %. В более глубоких почвенных слоях наблюдается возрастание доли водорастворимых форм РН, особенно заметное в разрезах дерново-подзолистых почв. Так, содержание водорастворимого ¹³⁷Cs в нижних слоях (ниже 3-5 см) дерновоподзолистых почв

может достигать 3,0-10 %, а в слое 8-10 см - даже 12-27 %. Наиболее высокими содержаниями водорастворимых форм ^{137}Cs характеризуется дерново-подзолистая супесчаная почва 32-06-12, которая в слое 2-3 см содержит 12 % водорастворимого ^{137}Cs , а в слоях от 3 до 10 см среднее его содержание составляет 22 %.

181

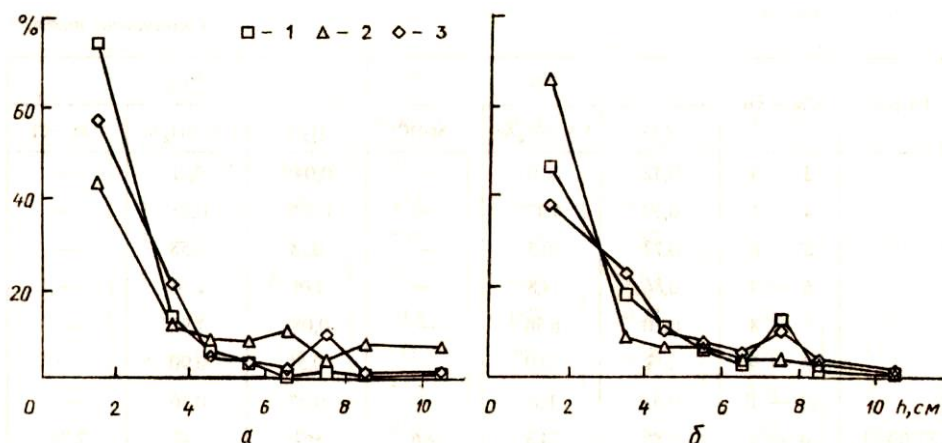


Рис. 1.
Вертикальное распределение ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr и их форм нахождения в почвенном разрезе М-52:

1 - РН в целом; 2 - водорастворимые формы; 3 - обменные формы

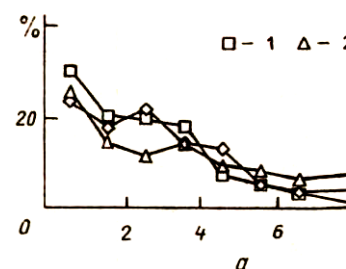


Рис. 2.
Вертикальное распределение ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) и их форм нахождения в почвенном разрезе М-53:

53:

1 - РН в целом; 2 - водорастворимые; 3 - обменные формы

Минимальным содержанием водорастворимого ^{137}Cs среди дерново-подзолистых почв характеризуются разрезы М-53 и 32-01-12. В них до глубины 7 см содержание водорастворимого ^{137}Cs не достигает 1 %.

Торфяные почвы, как правило, характеризуются более низкими содержаниями водорастворимых форм РН. В качестве примера можно привести низкие содержания водорастворимых форм ^{90}Sr (менее 1 %) в верхних 3 см почв М-52 и 02-07-12, а также не превышающие 1 % содержания водорастворимого ^{137}Cs по всей глубине разрезов РЛ-11 и М-52. Исключение составляет торфяная высокогумусная почва С-01, где среднее содержание водорастворимого ^{137}Cs в верхних слоях до 6 см составляет 4,2 %, а в слоях от 7 до 10 см достигает 12 - 21%.

Обменные формы наиболее характерны для ^{90}Sr , причем в дерново-подзолистых почвах их содержание существенно выше по сравнению с торфяными. В верхних слоях (0-5 см) дерново-подзолистой почвы М-53, отобранной в 1991 г., содержится 28-53,5 % обменного ^{90}Sr , а в торфяной М-52 – 6,5-10 %. В дерново-подзолистых почвах, отобранных в 1992 г, содержится от 47 до 88 % обменного ^{90}Sr , в высокогумусных торфяных почвах 02-07-12 и 01-05-4 по всей глубине разреза в среднем содержится 25 % обменного ^{90}Sr . Для ^{137}Cs обменные формы также более распространены, чем водорастворимы. Доля ^{137}Cs в обменной форме в дерново-подзолистых почвах, как правило, на порядок превосходит долю его водорастворимой формы. В торфяных почвах содержание водорастворимой и обменной форм близки, часто преобладающей из двух является водорастворимая.

182

Содержания кислоторастворимых форм (1М HCl) ^{137}Cs в почвах, как правило, сопоставимы с содержанием его обменных форм, ^{90}Sr выщелачивается 1М HCl после предварительной обработки водой и раствором ацетата аммония почти полностью, в большинстве случаев в почве остается не более 3-5 % ^{90}Sr . В высокогумусных торфяных почвах 02-07-12 и 01-05-4 кислоторастворимые формы являются преобладающими для ^{90}Sr .

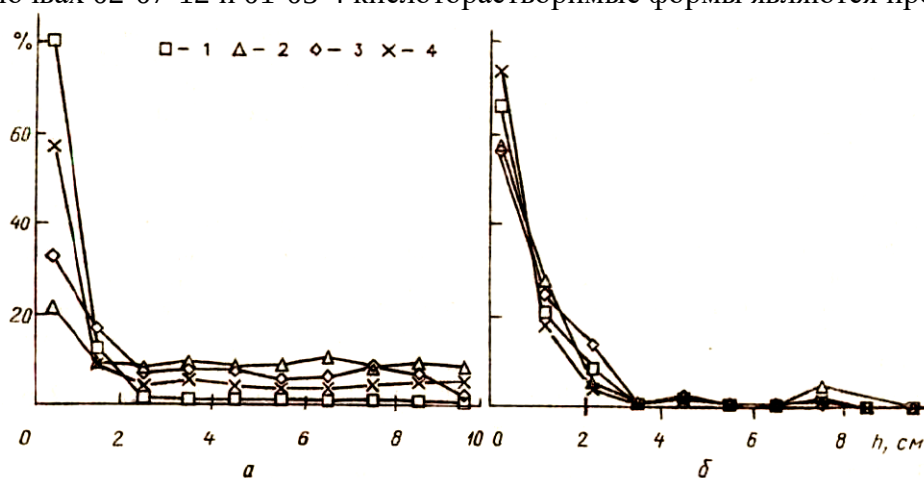


Рис. 3. Вертикальное распределение ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) и их форм нахождения в почвенном разрезе 32-06-12:

1 - РН в целом; 2 - водорастворимые формы; 3 - обменные формы; 4 - кислоторастворимые формы

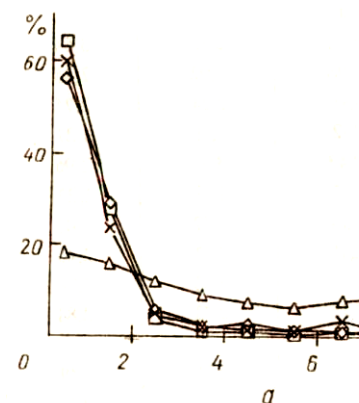


Рис. 4. Вертикальное распределение ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) и их форм нахождения в почвенном разрезе 33-05-15:

1 - РН в целом; 2 - водорастворимые формы; 3 - обменные формы; 4 - кислоторастворимые формы

обменными формами; 4 - кислоторастворимыми формами

На рис. 1-4 представлены диаграммы распределения форм нахождения РН в вертикальных почвенных разрезах. Для РН в целом характерно более интенсивное заглубление в почвах по сравнению с ^{137}Cs . Характер кривых заглубления для отдельных форм и РН в целом в большинстве случаев сходен. В дерново-подзолистых почвах 34-02-15, 34-02-32, 32-06-12 подвижные формы ^{137}Cs распределены практически синхронно с валовым содержанием ^{137}Cs , 80-90 % которого сосредоточено в верхнем 1 см слое почвы. При этом наблюдается некоторое опережение заглубления водорастворимой формы. Около 60 % валового содержания ^{90}Sr , а также его подвижных форм находится в слое 0-1 см. В дерново-слабоподзолистых почвах 33-05-15 и 32-01-12 отмечается независимый характер распределения водорастворимых форм ^{137}Cs . ^{90}Sr распределен по вертикальному профилю

183

практически равномерно. В дерново-подзолистой почве М-53 наблюдается более интенсивное заглубление как ^{137}Cs , так и ^{90}Sr . В верхнем слое почвы осталось не более 30 % РН. В торфяных почвах N-52, 02-07-12 и 34-03-2 отмечается, в общем, сходный характер распределения всех форм ^{137}Cs и ^{90}Sr .

По приведенным результатам было рассчитано положение центров запаса ^{137}Cs и ^{90}Sr , а также глубина центров запаса водорастворимой и обменной форм РН (табл. 2). Центр запаса ^{137}Cs находится на уровне 1,08 см в дерново-подзолистых и 1,33 см - в торфяных почвах. Средняя скорость нисходящего перемещения центра запаса ^{137}Cs может быть

оценена в 0,2 см/год. При этом в дерново-подзолистых почвах центр запаса водорастворимой формы находится на уровне 3,4 см, обменной – 2,12 см, т. е. средняя скорость нисходящей миграции водорастворимого ^{137}Cs в 3,2 раза выше, чем скорость миграции ^{137}Cs в целом.

Таблица 2. Условный центр запаса и их водорастворимых и обменных форм в слое 0-10 см для почв Зоны отчуждения, см (отбор 1992 г.)

Разрез	^{137}Cs			^{90}Sr		
	В целом	Водорастворимые формы	Обменные формы	В целом	Водорастворимые формы	Обменные формы
Дерново-подзолистые почвы						
32-01-12	1,06	3,52	3,80	3,34	2,85	3,54
32-04-12	0,74	3,24	3,41	2,08	2,02	2,45
32-05-2	1,61	2,18	1,81	1,98	2,24	2,75
32-06-12	1,04	4,45	3,34	1,12	1,41	1,27
3303-13	1,68	3,09	2,59	2,43	3,35	2,96
3304-14	0,75	2,81	1,20	1,10	1,39	1,27
3345-15	1,07	4,08	1,37	5,14	5,52	5,42
3402-15	0,67	4,91	0,55	1,41	2,19	2,45
3402-32	1,07	2,23	1,01	3,74	3,53	3,78
Среднее	1,08	3,39	2,12	2,48	2,73	2,88
Торфяные почвы						
РЛ-11	0,84	1,02	1,00	1,05	2,14	1,49
3403-12	0,89	1,66	2,92	3,07	2,43	3,13
01-05-4	1,38	1,72	0,70	1,72	1,10	3,94
0207-12	2,22	4,24	3,39	2,80	3,72	2,99
Среднее	1,33	2,16	2,0	2,16	2,34	2,89

Сопоставление с данными о скорости перемещения центра запаса в первые 3 года после аварии, которая составляла в среднем 0,5 см/год, свидетельствует о резком замедлении вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах к началу 90-х годов.

Наши исследования миграционных форм РН в вертикальных почвенных разрезах в первые месяцы после аварии, а также модельные эксперименты показали, что перемещение активности топливных выпадений вглубь происходило преимущественно в составе твердой фазы, т. е. путем лессиважа [1-3]. Миграция РН в водорастворимой форме имела подчиненное значение. В настоящее время миграция обязана в основном мобильным формам. Таким образом, наблюдается эволюция доминирующих механизмов вертикальной миграции ^{137}Cs , заключающаяся в уменьшении роли лессиважа.

Центр запаса ^{90}Sr в дерново-подзолистых почвах в 1992 г. находился на глубине 2,5 см, в торфяных - 2,2 см. Нисходящая миграция мобильных форм ^{90}Sr как водорастворимых, так и обменных, несколько опережает миграцию РН в целом, но не столь существенно, как в случае ^{137}Cs . Это объясняется значительным вкладом обменных форм

184

в активность ^{90}Sr в дерново-подзолистых почвах. Средняя скорость вертикальной миграции ^{90}Sr , таким образом, равна 0,4 см/год. Высокая скорость нисходящей миграции ^{90}Sr подтверждает вывод о повышении роли мобильных форм в миграции в настоящее время.

1. Бондаренко Г. Н., Кононенко Л. В. Поведение стронция-90 и других радионуклидов в почвах ближней зоны // I научно-техн. семинар по основным результатам ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС (итоги двухлетней работ). Чернобыль, 1988.

2. Собонович Э. В., Бондаренко Г. Н., Ольховик Ю. А и др. Радиогеохимия в зоне влияния Чернобыльской АЭС – Киев, Наук. думка, 1992. - 146 с.

3. Бондаренко Г. Н., Кононенко Л. В. Особенности вертикальной миграции радионуклидов топливных и конденсационных выпадений в почвах // Радионуклиды в экологических исследованиях - Киев: Наук. думка, 1992. – С. 17-28.

Отделение радиогеохимии окружающей среды Института геохимии, минералогии и рудообразования
НАН Украины, Киев
Поступила 18.07.95

185

АНОТАЦІЇ RESULTS

В. І. ХОЛОША, П. О. КОРЧАГІН, В. В. УДОД СТРАТЕГІЧНИЙ ПЛАН МІНЧОРНОБИЛЯ У СФЕРІ ПОВОДЖЕННЯ З РАДІОАКТИВНИМИ ВІДХОДАМИ В УКРАЇНІ

Викладено план довгострокових робіт у сфері поводженні з радіоактивними відходами в Україні як чорнобильського походження, так і відходів, що з'являються при використанні ядерних технологій та радіоактивних речовин в промисловості, медицині та наукових установах. Наведено орієнтовані терміни виконання: робіт, обсяги фінансування та основні напрямки діяльності.

V. I. KHOLOSHA, P. A. KORCHAGIN, V. V. UDOD STRATEGY PLAN OF MINCHORNOBYL FOR RADIOACTIVE WASTE MANAGEMENT IN THE UKRAINE

The plan of long-term activity in the field of radioactive waste management in Ukraine is presented. Radioactive wastes of the Chernobyl origin as well as those from usage of nuclear technologies and radioactive substances in the industry, medicine and scientific researches are taken into account. The main directions of activities and estimates of financial requirements and time-table are presented.

О. М. БОГАЧОВ, Г. А. ЄРМОЛІН ДО ПИТАННЯ ПРО КЛАСИФІКАЦІЮ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ

Розглянуто існуючу класифікацію радіоактивних відходів, проблеми класифікації щодо технології переробки, зберігання і поховання. Запропоновано комплексну класифікацію радіоактивних відходів з врахуванням агрегатного стану, активності, виду випромінювання, періоду напіврозпаду, технології переробки, термінів зберігання, типів сховищ.

O. M. BOGACHEV, O. A. ERMOLIN ON THE PROBLEM OF CLASSIFICATION OF RADIOACTIVE WASTE

The available classification of radioactive waste, classification problems on processing, storage and burial technology have been considered. Complex classification of radioactive waste with regard for the state of aggregation, activity, radiation kind, half-life period, processing technology, storage terms and storehouse types has been suggested.

О. К. АВДЕЄВ, В. Ф. ЛЯХОВ ЕКОНОМІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ЩОДО ВИБОРУ СПОСОБІВ ПЕРЕРОБКИ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ З ВРАХУВАННЯМ ЇХ ПОДАЛЬШОГО ПОХОВАННЯ

Подано результати економічних досліджень раціональної галузі застосування різних способів переробки РАВ низької і середньої активності: спалювання, пресування дезактивації металу хімічною обробкою та переплавом, отвердіння РАВ. Показано, що досягнення ефективного використання процесів спалювання, суперпресування, мімічної та піродезактивації металу можливе тільки при переробці значних обсягів відходів в умовах єдиного Центру переробки і поховання РАВ.

O. K. AVDEEV, V. P. LYAKHOV ECONOMICAL STUDY ON THE CHOICE OF THE METHODS FOR PROCESSING RADIOACTIVE WASTE WITH REGARD FOR THEIR FURTHER BURIAL

Results of economical studies in the field of rational application of different methods of processing of low- and middle-active RAW are presented. They are as follows: burning compaction, metal decontamination by chemical treatment and remelting, hardening of RAW. It is shown that efficient use of the processes of burning, supercompaction, chemical and pyrodecontamination of metal may be achieved only when processing considerable amounts of waste under conditions of a single Centre for processing and burial of RAW.

186

П. О. КОРЧАГІН, О. К. АВДЕЄВ, О. М. БОГАЧОВ ВИБІР ТИПУ СХОВИЩ ДЛЯ ЦЕНТРУ ПЕРЕРОБКИ І ПОХОВАННЯ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ В УКРАЇНІ

Розглянуто варіанти розташування Центру переробки і поховання РАВ низької і середньої активності і конструктивного виконання сховищ, з врахуванням властивостей, які забезпечують безпеку і економічність зберігання РАВ. Визначено типи сховищ і контейнерів в залежності від радіонуклідного складу розташованих в них відходів.

. A. KORCHAGIN, O. K. AVDEEV, O. M. BOGACHEV

CHOICE OF THE TYPE OF A STORAGE FOR THE CENTRE OF PROCESSING AND BURIAL OF RAW IN UKRAINE

Variants of arrangement of the Centre of processing and burial of low- and middle-active RAW and a design of storages have been considered. Types of burials and kinds of tanks have been determined with regard for the properties providing for both safety and economical storage of RAW and depending on radionuclide composition of waste placed to them.

Г. А. ЄРМОЛІН, С. Ю. САВЕРСЬКИЙ

ПРОБЛЕМИ КОНТЕЙНЕРИЗАЦІЇ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ НИЗЬКОЇ ТА СЕРЕДНЬОЇ АКТИВНОСТІ

Проведено аналіз проблеми контейнеризації, визначено основні принципи, сформульовані вимоги до контейнерів та радіоактивних відходів при підготовці до поховання, запропоновано класифікацію контейнерів і технічні рішення щодо окремих типів контейнерів. Опрацювання параметричного ряду контейнерів для твердих радіоактивних відходів дозволяє стандартизувати типи контейнерів та застосовувати уніфіковане устаткування при транспортуванні, переробці та похованні відходів.

O. A. ERMOLIN, S. Yu. SAVERSKY

CONTAINERIZATION PROBLEMS FOR RADIOACTIVE WASTE OF LOW AND MIDDLE ACTIVITY

Problems of containerization, basic principles and requirements to containers and radioactive waste prepared to burial have been determined, classification of containers and technical decisions on certain types of containers have been suggested. Development of the parametric series of containers for solid radioactive waste permits standardizing the types of containers and applying unified equipment for transportation, processing and burial of waste.

В. М. КОВАЛЕНКО, В. С. ПЕТРИЧЕНКО

СТВОРЕННЯ ПЕРЕСУВНОЇ УСТАНОВКИ ДЛЯ ОТВЕРДІННЯ МАЛИХ ОБ'ЄМІВ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ НИЗЬКОЇ ПИТОМОЇ АКТИВНОСТІ У МІСЦЯХ ЇХ УТВОРЕННЯ

Описано будову і принцип роботи експериментального зразка розроблюваної мобільної установки для отвердіння безпосередньо на підприємствах малих об'ємів (до 10 л) рідких радіоактивних відходів низького рівня активності. В установці застосовано безпечну технологію роздільного приймання і дозування РРВ і попередньо підготовленої отверділої матриці безпосередньо у незворотній контейнер-змішувач, де і здійснюється їх перемішування методом занурення твердих частинок у рідину під впливом інерційних імпульсів.

187

V. N. KOVALENKO, V. S. PETRICHENKO

CREATION OF A MOBILE PLANT FOR HARDENING LOW VOLUMES OF LIQUID RADIOACTIVE WASTE WITH LOW SPECIFIC ACTIVITY AT THE SPOTS OF THEIR FORMATION

A device and a principle of work of an experimental prototype of a mobile plant intended for immediate hardening of low volumes (to 10 l) of liquid radioactive waste with low level of activity at the enterprises have been described.

В. М. АНТРОПОВ, В. В. КУХТІН, В. С. ЗИКОВА.

ДІЛЯНКА ДЛЯ ГІДРОАБРАЗИВНОЇ ДЕЗАКТИВАЦІЇ МЕТАЛУ

Описано технологічний процес і апаратурну схему ділянки гідроабразивної дезактивації, забрудненої радіонуклідами металевих обладнання і виробів.

V. M. ANTROPOV, V. V. KUKHTIN, V. S. ZYKOVA

AN AREA FOR HYDROABRASIVE RADIOACTIVE DECONTAMINATION OF METAL

The process and facilities' outline of an area for hydroabrasive radioactive decontamination of radionuclide-contaminated metal equipment and products are described.

О. І. ЛЕДЕНЬОВ, П. О. ОВЧАРОВ, І. Б. МІШУНІНА, В. М. АНТРОПОВ

РЕЗУЛЬТАТИ КОМПЛЕКСНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ РАДІАЦІЙНОГО СТАНУ ПУНКТИВ ТИМЧАСОВОЇ ЛОКАЛІЗАЦІЇ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ У ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС

Наведено результати комплексних досліджень радіаційного стану пунктів тимчасової локалізації радіоактивних відходів у ближній зоні ЧАЕС та інвентаризації радіоактивних відходів у похованнях за період 1990-1994 рр.

A. I. LEDENEV, P. A. OVCHAROV, I. B. MISHUNINA, V. M. ANTROPOV

RESULTS OF COMPLEX STUDIES IN RADIATION STATE OF TEMPORARY AREAS FOR
RADIOACTIVE WASTE LOCALIZATION IN THE CHERNOBYL ESTRANGEMENT ZONE

Describing complex studies in radiation state of temporary areas for radioactive waste localization in the nearest Chernobyl NPP zone, the paper provides results of these studies as well as results of inspection of radioactive waste hidden in 1990-1994.

В. М. НІКОЛЕНКО, О. І. ЛЕДЕНЬОВ, А. М. КАШИРНИЙ
ОЦІНКА СТАНУ СХОВИЩ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ ЧОРНОБІЛЬСЬКОГО ПОХОДЖЕННЯ
В КИЇВСЬКІЙ ОБЛАСТІ

Наведено результати обстеження існуючих пунктів збору радіоактивних відходів, споруджених у Київському Поліссі після аварії на ЧАЕС. Коротко наведено відомості про гідрогеологічну будову території, улаштування ПЗРВ, радіаційний стан поховань, вплив ПЗРВ на ґрунтові води.

188

V. M. NIKOLENKO, A. G. LEDENEV, A. N. KASHIRNY
ESTIMATION OF THE STATE OF CHERNOBYL RADIOACTIVE WASTE STORAGE IN THE KIEV
REGION

The paper presents results obtained from examination of existing radioactive waste collection areas (RWCA) constructed in the Kiev Polesie after the Chernobyl disaster. It also provides information on the hydrogeological structure of the territory, RWCA interior, radiological state of burials, as well as on the effect that RWCA exert on soil waters.

І. В. МІШУНІНА, О. І. ЛЕДЕНЬОВ, О. В. ХВЕСИК
ОЦІНКА НАДІЙНОСТІ ЛОКАЛІЗАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ В ПУНКТІ ТИМЧАСОВОЇ ЛОКАЛІЗАЦІЇ
РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС

Наведено результати попередніх розрахунків забруднення ґрунтових вод за рахунок міграції РН із поховань. Намічено необхідні дослідження для достовірності прогнозу забруднення ґрунтових вод.

I. V. MISHUNINA, A. I. LEDENEV, O. V. KHVESIK
ESTIMATION OF SAFETY OF RADIONUCLIDE LOCALIZATION IN TEMPORARY AREAS FOR
RADIOACTIVE WASTE LOCALIZATION IN THE CHERNOBYL ESTRANGEMENT ZONE
Preliminary estimation of soil water contamination as a result of radionuclide migration from burials is described. The studies necessary to make trustworthy prediction of soil water contamination are outlined.

Л. П. БОРОДІН, О. М. ЖИВОТЕНКО
ЛОКАЛІЗАЦІЯ ВІДХОДІВ ДЕЗАКТИВАЦІЙНИХ РОБІТ НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ
Проаналізовано різноманітні природні умови розташування ПСВД у Житомирській, Київській, Чернігівській, Рівненській, Черкаській та Сумській областях України. Подано типові конструкції і основні характеристики пунктів складування відходів дезактивації, реалізовані в 17 робочих проектах. Наведено теоретичні основи безпечного зберігання відходів дезактивації у ПСВД.

L. P. BORODIN, A. N. ZHIVOTENKO
LOCALIZATION OF DECONTAMINATION WASTE IN THE TERRITORY OF UKRAINE
Various environmental conditions in decontamination waste storage areas in the Zhitomir, Kiev, Chernigov, Rovno, Cherkassy, Sumy Regions of Ukraine are analyzed. Typical design and basic parameters of decontamination waste storage areas implemented in 17 contractor designs are described. Theoretical grounds of safe storage of decontamination waste in the areas are discussed.

А. В. КРЕТИНІН, А. Ф. ЛАНДІН
АНАЛІЗ ЕФЕКТИВНОСТІ КОНТРЗАХОДІВ ЩОДО ЗНИЖЕННЯ ДОЗ ОПРОМІНЕННЯ
НАСЕЛЕННЯ, ЯКЕ ПРОЖИВАЄ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ
Проведено аналіз ефективності дезактиваційних робіт, виконаних на території: населених пунктів, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС (на прикладі Київської і Житомирської областей). Наведено питомі і загальні витрати на дезактивацію однієї садиби і всього населеного пункту. Подано розрахунки зниження зовнішньої еквівалентної дози опромінення населення внаслідок виконаних дезактиваційних робіт.

189

A. V. KRETININ, A. F. LANDIN
AN ANALYSIS OF THE EFFICIENCY OF COUNTERMEASURES INTENDED TO DECREASE
RADIATION DOSES FOR POPULATION IN RADIOLOGICALLY CONTAMINATED TERRITORIES

Efficiency of decontamination Measures In settlements contaminated as a result of the Chernobyl disaster (exemplified by the Kiev and Zhitomir Region) is analyzed. Specific and total expenditures for decontamination of a single farmstead and of a settlement on the whole are described. Estimation of a decrease in the external equivalent radiation dose of population as a result of decontamination measures undertaken is presented.

Л. П. БОРОДІН, В. Н. КОВАЛЕНКО, О. О. ДЕХТА

ДО ПИТАННЯ ПРО СТВОРЕНІЙ ПРОТИФІЛЬТРАЦІЙНИЙ БАР'ЄРІВ НА ОСНОВІ КАВЕЛАСТУ

Описано характеристики властивостей кавеласту, стислі результати лабораторних випробувань, технічні рішення і техніко-економічні порівняння варіантів щодо застосування кавеласту для створення протифільтраційних і водонепроникних бар'єрів.

L. P. BORODIN, V. N. KOVALENKO, A. A. DEKHTA

ON THE PROBLEM OF CREATION OF ANTIFILTRATION BARRIERS ON THE BASIS OF CAVELAST

Characteristics of cavellast properties, brief results of the laboratory tests, technical decisions and technico-economical comparison of variants on application of cavellast to create antifiltration and water-proof barriers are described.

В. В. ВАГІН, Б. Г. КОЛТУНОВ, Д. О. КУРИЛО, А. Т. КОСЯК, Ю. П. ІЗОТОВ

ДВОШАРОВИЙ КОНТЕЙНЕР «КАМІНЬ-БЕТОН» ДЛЯ ЗБЕРЕЖЕННЯ ТОКСИЧНИХ МАТЕРІАЛІВ І РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ

Розроблено конструкцію універсального контейнера для збереження токсичних і радіоактивних відходів з водневим показником рН 2-12. За основу конструкції закладено футеровку з камінного лиття, яке має високі показники густини і антикорозійних властивостей, що забезпечують контейнеру герметичність та експлуатаційну надійність при довгих термінах збереження агресивних матеріалів.

V. V. VAGIN, B. G. KOLTUNOV, D. A. KURYLO, A. T. KOSYAK, Yu. P. IZOTOV
BILAYERED CONTAINER «STONE-CONCRETE» TO STORE TOXIC MATERIALS AND
RADIOACTIVE WASTE

A design of a universal container providing for the storage of toxic and radioactive waste with the hydrogen Index from 2 to 12 pH has been developed. The construction is based on the lining of stone casting with high density and corrosion-resistance indices ensuring leak-proofness and operation reliability of the container under long terms of storage of aggressive materials.

190

С. П. ДЖЕПО, О. С. СКАЛЬСЬКИЙ, Д. О. БУГАЙ, В. В. ГУДЗЕНКО, С. О. МОГИЛЬНИЙ, М. І. ПРОСКУРА

ПОЛІГОННІ ДОСЛІДЖЕННЯ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ НА ДІЛЯНЦІ ПУНКТУ ТИМЧАСОВОЇ
ЛОКАЛІЗАЦІЇ РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ «РУДИЙ ЛІС»

На основі полігонних експериментальних досліджень вивчено гідрогеологічні і геохімічні умови, рівні забруднення ґрунтових вод і механізми міграції РН на ділянках поховань радіоактивних відходів в секторі 2.1 ПТЛРВ «Рудий ліс». Визначено в натурних умовах (in-situ) коефіцієнти розподілення ^{137}Cs і ^{90}Sr , а також хімічні форми сорбованих РН. Оцінено латеральні швидкості міграції РН у ґрунтових водах

S. P. DZHEPO, A. S. SKALSKY, D. A. BUGAI,
V. V. GUDZENKO, S. A. MOGILNY, N. I. PROSKURA

TESTING-GROUND INVESTIGATIONS OF RADIONUCLIDE MIGRATION IN TEMPORARY AREA
FOR RADIOACTIVE WASTE LOCALIZATION «RYZHY LES»

Experimental investigations carried out on testing grounds have penciled studying hydrogeological and geochemical conditions, contamination levels of ground waters and mechanisms of radionuclide migration in the areas of radioactive waste burial in sector 2.1 of temporary area for radioactive waste localization «Ryzhy Les». Distribution coefficients for ^{137}Cs and ^{90}Sr as well as chemical forms of sorbed radionuclides have been determined under in situ conditions. Lateral rates of radionuclide migration in ground waters are estimated.

В. П. БАДОВСЬКИЙ, Л. В. ДУБАР, С. В. ШЕВЧЕНКО

ПРО ПРОБЛЕМУ ЯДЕРНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ПАЛИВОВІСНИХ МАТЕРІАЛІВ ПРИ ПЕРЕТВОРЕННІ
ОБ'ЄКТУ «УКРИТТЯ»

Розглянуто проблему ядерної небезпеки скупчень ПВМ об'єкту «Укриття». Застосовується консервативний підхід, який, зокрема, було розроблено з врахуванням консервативних оцінок розподілу палива в ПВМ об'єкту і похибок експериментальних методів вимірювання $K_{\text{еф}}$. Запропоновано версію сценарію розвитку аварії на IV енергоблоці ЧАЕС, згідно з якою значна частина палива знаходиться в підреакторному приміщенні, утворюючи ПВМ з середньою концентрацією палива, більшою ніж 25 %.

V. P. BADOVSKY, L. V. DUBAR, S. V. SHEVTCHENKO

ON THE PROBLEM OF RADIATION HAZARD OF FUEL-CONTAINING MATERIALS IN
CONVERSION OF OBJECT «SHELTER»

A problem of radiation hazard of fuel-containing materials (FCM) in object «Shelter» is discussed. A conservative approach is applied. The approach was developed with allowance for a conservative estimation of fuel distribution in FCM and errors of the FCM hazard measurements. A version of 4 PB accident development is proposed.

According to this version there is considerable part of fuel in 305/2 room which forms FCM with average fuel concentration in this room over 25%.

С. І. ІВАНОВ, В. Б. ШОСТАК, В. Г. ЩЕРБИНА
МІКРОЗОНДУВАННЯ ЯДЕРНОНЕБЕЗПЕЧНИХ МАТЕРІАЛІВ, ЩО ДІЛЯТЬСЯ В ОБ'ЄКТІ
«УКРИТТЯ»

З метою рішення задач ядерної та радіаційної безпеки об'єкту «Укриття» розглянуто особливості нейтронного відгуку від індукованого ділення вміщеного в ньому здертого палива. Запропоновано схему практичного застосування методу для визначення складу та розташування паливовмісних мас.

191

S. I. IVANOV, V. B. SHOSTAK, V. A. SCHERBINA
MICROPROBING OF NUCLEAR-DANGEROUS MATERIALS IN OBJECT «SHELTER»

Peculiarities of neutron echo from the nuclear fuel induced by fission have been devised for solving problems of nuclear and radiation safety of object «Shelter». Practical scheme of this method for definition of the structure and situation of nuclear fuel is suggested.

В. П. БАДОВСЬКИЙ, Л. В. ДУБАР, В. В. ТОКАРЕВСЬКИЙ,
С. В. ШЕВЧЕНКО, В. Г. ЩЕРБИНА
МЕТОДИКА ЕКСПРЕСНОГО ВИЗНАЧЕННЯ ОБ'ЄМНОЇ АКТИВНОСТІ ТЕХНОГЕННИХ АЛЬФА-
АКТИВНИХ АЕРОЗОЛІВ

Розглядається можливість визначення об'ємної активності аерозолів на рівні ДКА по ^{239}Pu за проміжок до 60 хв. Для досягнення максимального захисту від природного фону пропонується застосувати сепарацію аерозольних частинок центрипітером, а також альфа-спектрометрію при вимірюванні активності фільтрів. Наведено результати вивчення параметрів при його дослідженнях на об'єкті «Укриття» та в лабораторних умовах.

V. P. BADOVSKY, L. V. DUBAR, V. V. TOKAREVSKY, S. V. SHEVCHENKO, V. G. SHCHERBINA
A TECHNICAL ALPHA-ACTIVE AEROSOL EXPRESS MEASUREMENT SYSTEM FOR
VOLUMETRIC ACTIVITY MONITORING

A possibility of a volumetric aerosol activity determination at the level of MPCa for ^{239}Pu with a measurement time less than 60 minutes is discussed. For achieving maximum reduction of the natural background the virtual impactor and alpha-spectroscopy are proposed to be employed. Results of investigation of the virtual impactor parameters in the «Shelter» and at the laboratory are described.

А. Х. СУХОРУЧКІН, С. В. КАЗАКОВ, В. І. МАРЧЕНКО
ПРОБЛЕМИ КОНТРОЛЮ ІНГАЛЯЦІЙНОГО ОПРОМІНЕННЯ В ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС

Просторово-часова нерівномірність радіоактивного забруднення повітря і рідкі високоактивні паливні аерозолі зумовлюють неоднорідне інгаляційне опромінення персоналу. Підвищений вміст ^{137}Cs в організмі осіб, що працюють в Зоні відчуження, обмежують можливість виявлення інкорпорованих трансуранових РН за допомогою спектрометрів випромінювань людини.

A. X. SUKHORUCHKIN, S. V. KAZAKOV, V. I. MARCHENKO
INHALATION EXPOSURE CONTROL PROBLEMS IN THE EXCLUSION ZONE OF THE CHERNOBYL
NPP

Space-time inequality of air contamination and rare high-active fuel aerosol causes different exposure of personnel. An increased content of Cs in the organism of people working in the 30 km zone restricts the possibility to detect incorporated transuranium nuclides by means of a whole-body radiation spectrometer.

192

В. Г. БАРЯХТАР, О. О. БУГАЙ, В. А. ГАЙЧЕНКО, Г. Н. КОВАЛЬ, М. І. ПРОСКУРА
ДЕЯКІ РЕЗУЛЬТАТИ ТА ПРОБЛЕМИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЇ РЕТРОСПЕКТИВНОЇ ДОЗИМЕТРІЇ
В ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС

Розглянуто експериментальні методи ретроспективної дозиметрії об'єктів у Зоні відчуження ЧАЕС. Показано, що метод термолумінесценції кварцових частинок і метод електронного парамагнітного резонансу емалі зубів можуть використовуватися як для перевірки теоретичних розрахунків та експериментальних оцінок, так і для нагромадження експериментальних даних про найбільш цікаві або характерні випадки аварійного опромінення.

V. G. BARIYAKHTAR, A. A. BUGAI, V. A. GAICHENKO, G. N. KOVAL, N. I. PROSKURA
CERTAIN RESULTS AND PROBLEMS OF EXPERIMENTAL RETROSPECTIVE RADIATION
MONITORING IN THE ESTRANGEMENT ZONE OF THE CHERNOBYL NPP

Experimental methods of retrospective radiation monitoring in the estrangement zone of the Chernobyl NPP are described. It is shown that the method of thermoluminescence of quartz particles as well as the method of electron paramagnetic resonance of tooth enamel may be applied both to verify theoretical designs and experimental estimates and to accumulate experimental data on the most interesting and typical cases of accidental irradiation.

В. О. КАШПАРОВ, Ю. О. ІВАНОВ, Б. С. ПРИСТЕР, С. І. ЗВАРИЧ, В. П. ПРОЦАК, Ю. В. ХОМУТИНІН, В. Д. ПОЛЯКОВ, А. М. ГУДКОВ, О. Д. КУРСНІН, В. М. ПАЗУХІН

МОДЕЛЮВАННЯ УТВОРЕННЯ «ГАРЯЧИХ» ЧАСТИНОК ПІД ЧАС АВАРІЇ НА ЧАЕС

Отримано дисперсний склад паливних «гарячих» частинок, утворених в результаті окислення на повітрі впродовж 3-21 годин реального опроміненого чорнобильського ядерного палива при 673-1173 К. Промодельовано механізм утворення рутенієвих частинок під час аварії (при диспергуванні ядерного палива) за рахунок окислення рутенію, локалізованого на межі зерен, його випаровуванні, конденсації та відновлення на матеріалах, представлених елементами групи Fe. Визначено динаміку відносного витоку продуктів ділення, а також трансуранових і трансплутонієвих елементів з реальних і модельних паливних «гарячих» частинок при їх високотемпературному випалюванні (1273-2273 К) в інертному середовищі

V. A. KASHPAROV, Yu. A. IVANOV, B. S. PRISTER, S. I. ZVARYCH, V. P. PROTSAK, Yu. V. KHMUTININ, V. D. POLYAKOV, A. N. GUDKOV, A. D. KUREPIN, E. M. PAZUKHIU
SIMULATION OF «HOT» PARTICLES FORMATION DURING THE ACCIDENT AT THE CHERNOBYL NPP

Dispersal competition of fuel «hot» particles formed after oxidation of real Chernobyl nuclear fuel in the air for 3-21 hours at 673-1173 K was obtained. Mechanism of ruthenium particles formation during the accident (with dispersion of nuclear fuel) as a result of ruthenium oxidation, its sublimation, condensation and restoration on materials, presented by the elements of iron group was modelled. Dynamics of relative release of fission products, as well as of transuranium and transplutonium elements from real and modeled «hot» particles at their high temperature Incineration (1273-2273 K) in the inert media was measured.

В. А. КОПЕЙКІН ГЕОХІМІЧНІ НАСЛІДКИ ЧОРНОБІЛЬСЬКОЇ КАТАСТРОФИ

Розглянуто геохімічні особливості поведінки в зоні гіпергенезу Cs, Sr, U, Pu. Показано необхідні умови для фіксації цих елементів на природних геохімічних бар'єрах. Наведено відомості про спостереження протягом 5 років за радіонуклідним складом води в могильнику «Рудий ліс», а також про наявність істинно-розчинених форм РН. Коротко охарактеризовано геолого-гідрогеологічні умови району ЧАЕС. Наведено результати аналізу радіонуклідного складу ґрунтових вод в забруднених водоймах і свердловинах. Запропоновано ввести в закон про наслідки Чорнобильської катастрофи положення про всю суму α -випромінюючих (Pu, Am, Cm, Np), а не лише про один Pu, як це мало місце до цього часу.

193

V. A. KOPEIKIN GEOCHEMICAL CONSEQUENCES OF THE CHERNOBYL ACCIDENT

Geochemical features of Cs, Sr, U, Pu behaviour in the zone of their hypergenesis are presented in the article. Necessary conditions for these elements fixation on the natural geochemical barriers are shown. Data of radionuclide composition of water for five years of observation in «Rudiy Les» and dissolved forms of radionuclides are described. Geologic and hydrogeologic conditions of the Chernobyl NPP site are shortly characterized. Radionuclide composition in the ground water of contaminated water pools is analyzed it is proposed to cover by the law all α -elements (Pu, Am, Np) and not only plutonium as it currently takes place.

В. І. СНІСАРЕНКО, О. І. МЕЛЬНИКОВ ВИЗНАЧЕННЯ НАПРУЖЕНЬ ТА ПЕРЕМІЩЕНЬ В ТІЛІ ПРОТИФІЛЬТРАЦІЙНОЇ ЗАВІСИ, ВИКОНАНОЇ ЗА МЕТОДОМ «СТІНА В ҐРУНТІ»

Розглянуто один з можливих варіантів зниження швидкості горизонтальної міграції РН - побудова ПФЗ, виконаної методом «стіна в ґрунті». Проведено теоретичний аналіз напружено-деформованого стану з використанням методів теорій пружності та граничної рівноваги сипучого середовища. Одержано теоретичні залежності та запропоновано формули для практичних обчислень напружено-деформованого стану ПФЗ в інтервалі глибин, що становлять практичний інтерес. Отримані залежності можуть бути використані для обчислення параметрів ПФЗ, її консолідації і коефіцієнтів фільтрації, при виборі матеріалів тіла ПФЗ, в тому числі плівкових елементів, а також геометричних розмірів.

V. I. SNISARENKO, A. I. MELNIKOV DETERMINATION OF THE STRESSES AND DISPLACEMENTS IN THE CUT OFF CURTAIN BODY EXECUTED BY THE «WALL-IN-THE-GROUND» METHOD

Construction of the cut-off-curtain (COC) is analyzed is a possible variant to reduce the rate of radioactive horizontal migration. Such constructions can be executed by the «wall-to-the ground» method. The theoretical analysis of the stress-strained state of the carried out using the methods of the theory of elasticity and of the Unit equilibrium of the strewing medium. Theoretical dependences are obtained and formulas for practical calculations of the COC-body stress-strained state in the depth intervals which are of practical interest are suggested. The dependences obtained may be used to calculate the consolidation parameters and filtration coefficients, to choose materials for the COC body, geometrical size and film elements included.

Л. І. НОСОВА, В. І. РЯСЕНКО
КОМПЕНСАЦІЙНО-ВІДНОВЛЮВАЛЬНІ РЕАКЦІЇ КЛІТИН КРОВОТВОРНОЇ ТКАНИНИ ПРИ
ХРОНІЧНОМУ ОПРОМІНЕННІ

Еозинофіли кісткового мозку норок та диких щурів, що підпадають під дію хронічного опромінення, здатні до секреції пероксидазної системи, яку запозичують нейтрофіли. Внаслідок цього у периферичній крові з'являються гетерофільні гранулоцити. Міжклітинна трансгрануляція, емперіопозис у мегакаріоцитах та еозинофіли як донори пероксидази для нейтрофілів розглядаються як клітинні та субклітинні адаптації у кістковому мозку ссавців після опромінення.

L. I. NOSOVA, V. I. RIASSENKO
COMPENSATIVE-REHABILITATIVE RESPONSES OF BLOOD-FORMING TISSUE CELLS AFTER
CHRONIC IRRADIATION

The bone marrow eosinophils of minks and wild rats subjected to chronic irradiation are able of secreting a peroxidase system obtained by neutrophils. As a result heterophilic granulocytes appear in the peripheral blood. Intercellular transgranulation, emperipoiesis into megakaryocytes and eosinophils as peroxidase donors for neutrophils are regarded as cellular and subcellular adaptations in the mammalian bone marrow after irradiation.

194

Г. М. БОНДАРЕНКО, В. В. ДОЛІН, Л. А. ВАЛЬТЕР, Б. К. ТИХАНОВ
БУДОВА І СКЛАД ТВЕРДОФАЗНИХ НОСІЇВ АКТИВНОСТІ В ҐРУНТАХ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ
ЧАЕС

Відібрано 35 суперактивних частинок із чотирьох різних ґрунтів Зони відчуження ЧАЕС, вивчено їх радіонуклідний і речовинний склад. За співвідношенням активностей ізотопів ^{144}Ce і ^{137}Cs в ґрунтах і частинок оцінено питому кількість твердофазних носіїв активності в ґрунтах. Методами ЕМАР, просвічувальної або сканувальної електронної мікроскопії, МДЕ і ХРІ вивчена будова «гарячих» частинок.

G. N. BONDARENKO, V. V. DOLIN, A. A. WALTER, B. K. TIKHANOV
COMPOSITION AND STRUCTURE OF SOLID-PHASE CARRIERS OF ACTIVITY IN SOILS OF THE
EXCLUSION ZONE

From four different soils in the exclusion Chernobyl zone 35 «hot» particles were picked out, their radionuclide and substance composition was investigated. To estimate a specific quantity of solid-phase carriers of activity we have calculated a ratio of activities of ^{144}Ce and ^{137}Cs in soils to the particles. Substance composition of the «hot» particles was investigated by the methods of electronic microscopy.

К. О. СКРИПКА, С. В. ДЕМИДОВ, Б. М. ТХОРЖЕВСЬКИЙ, В. І. РЯСЕНКО, С. М. ЖОВТЕНКО
ВПЛИВ ТИМОГЕНУ НА ФУНКЦІОНАЛЬНИЙ СТАН ЛІМФОЦИТІВ СЕЛЕЗІНКИ НОРОК ЗА УМОВ
ХРОНІЧНОГО ОПРОМІНЕННЯ

Наведено результати досліджень щодо впливу тимогену на корекцію імунної системи при радіаційно зумовленому імунодефіцитному стані організму. Досліджено вплив тимогену на спонтанне розеткоутворення і цитотоксичність еритроцитарних кліпи. Визначено оптимальні дози тимогену на експресію рецепторів Т-лімфоцитів до еритроцитів кроля. Проведено статистичну обробку експериментального матеріалу. Виявлено, що у тварин за умов хронічного опромінення малої потужності виникають значні зниження клінінг-процесів клітин-ефекторів. Використання тимогену призводить до поліпшеної клітинних і функціональних імунологічних показників.

K. A. SKRIPKA, S. V. DEMIDOV, B. M. TKHORZHEVSKY, V. I. RYASENKO, S. M. ZHOVTENKO
INFLUENCE OF THYMOGENE ON THE FUNCTIONAL CONDITION OF LYMPHOCYTES IN THE
SPLEEN OF MINKS UNDER THE CONDITIONS OF CHRONIC IRRADIATION

Results of own investigations of the authors as to the thymogene influence on correction of the immune system with the radiation-induced immunodeficit state of the organism are discussed in the article. The thymogene effect on spontaneous rosette formation and cytotoxicity of erythrocytic cells has been investigated. Optimal thymogene doses have been determined from the standpoint of their influence on T-lymphocyte expression to the rabbit erythrocytes. Experimental findings have been statistically processed. It has been revealed that chronic exposition to low doses of radiation, has induced a significant decrease in killing-processes of effector cells in animals. The use of thymogene leads to amelioration of cell immunology characteristics.

Б. М. ТХОРЖЕВСЬКИЙ, С. В. ДЕМИДОВ, В. І. РЯСЕНКО, С. М. ХРАПУНОВ
ВПЛИВ ТИМОГЕНУ НА РЕПАРАЦІЮ ДНК ЛІМФОЦИТІВ СЕЛЕЗІНКИ НОРКИ ЗА УМОВ
ХРОНІЧНОГО ОПРОМІНЕННЯ

Наведено результати досліджень щодо впливу тимогену на корекцію системи репарації під дією хронічного опромінення. Досліджено вплив тимогену на репарацію ДНК лімфоцитів селезінки норок. Визначено зміну співвідношення форм одно- і двониткових ДНК в клітині. Виявлено, що у тварин за умов хронічного опромінення виникає значне збільшення кількості ДНК з одонитковими-розривами. Використання тимогену призводить до активізації репаративних процесів у клітині.

B. M. TKHORZHEVSKY, S. V. DEMIDOV, V. I. RYASENKO, S. N. KHRAPUNOV
INFLUENCE OF THYMOGENE ON THE REPAIR OF LYMPHOCYTE DNA IN THE SPLEEN OF
MINKS UNDER THE INFLUENCE OF CHROMIC IRRADIATION

Results of own investigations of the authors as to the thymogene influence on correction of the repair system under the effect of chronic irradiation are discussed in the article. The influence of thymogene on the repair of DNA in lymphocytes of the spleen of minks has been investigated. Changes in the correlation between single- and double stranded DNA forms in a cell were determined. It has been found that the quantity of DNA with single stranded breaks has considerably increased in animals under conditions of chronic irradiation. The use of thymogene promotes activation of repair processes in a cell.

В. А. КОПЕЙКІН
ПЛУТОНІЙ У ДЕРЕВИНІ ЖИВИХ ДЕРЕВ БЛИЖНЬОЇ ЗОНИ ЧАЕС

Вперше у ближній зоні ЧАЕС встановлено факт міграції РН, і особливо Рu, у деревині живих дерев. Отримані дані свідчать про значно швидший процес розчинення радіоактивних випадів.

V. A. KOPEIKIN
PLUTONIUM IN THE WOOD OF NATURAL TREES IN THE NEAR ZONE OF THE CHERNOBYL NPP
It was for the first time that the fact of radionuclides migration, particularly migration of plutonium in the wood of natural trees, was fixed in the near zone of the Chernobyl NPP. The data obtained show considerably quicker process of radioactive fall-out penetration than it was considered before.

Н. О. ПАНЧЕНКО, І. С. ФІЛІМОНОВ, Є. Є. ЗАГОРУЙКО, С. П. ГАЩАК, А. П. КОРИШЕВА
ЦИТОГЕМАТОЛОГІЧНІ ПОКАЗНИКИ АДАПТАЦІЇ У ВЕЛИКОЇ РОГАТОЇ ХУДОБИ ПРИ
ХРОНІЧНОМУ РАДІАЦІЙНОМУ ВПЛИВУ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС

Проведено дослідження складу та морфологічних особливостей клітин крові великої рогатої худоби, що утримується за умов дії факторів Зони відчуження ЧАЕС. Обмежено 25 тварин різних вікових груп. Відмічено появу гетерофільних гранулоцитів, «специфічних» базофілів, гетерогенність яких обумовлена морфологічно та функціональною належністю.

N. A. PANCHENKO, I. S. FILIMONOV, B. B. ZAGORUIKO, S. P. GASHCHAK, A. P. KORISHEVA
CYTOHEMATOLOGICAL INDICES OF CATTLE ADAPTATION TO THE CHRONIC RADIATION
EFFECT IN THE EXCLUSION ZONE OF THE CHERNOBYL NPP

Peripheral blood cells have been examined in cattle from the experimental farm in the 10 km zone of the Chernobyl NPP. With that aim 25 animals of different age groups and generations were investigated. Appearance of heterophils granulocytes and «specific» basophilic cells which heterogeneity is explained by their morphological and functional attribution has been observed.

196

С. П. ГАЩАК, М. І. БУРОВ, М. П. АРХІПОВ
ЗАЛЕЖНІСТЬ ЕФЕКТИВНОСТІ ФЕРРОЦІАНІДНОГО ПРЕПАРАТУ БІФЕЖ ВІД ВІКОВИХ
ОСОБЛИВОСТЕЙ ВЕЛИКОЇ РОГАТОЇ ХУДОБИ

Метою експерименту на великій рогатій худобі, при годівлі її кормами з високим вмістом ^{137}Cs дано оцінку впливу віку тварин на величину ефективності ферроціанідної кормової добавки Біфеж. Отримано дані, що свідчать про зниження ефективності використання препарату з віком телят. Проаналізовано сукупність чинників, що зумовлюють проявлення цієї закономірності.

S. P. GASHCHAK, N. I. BUROV, N. P. ARKHIPOV
DEPENDENCE OF FERROCYANIDE PREPARATION BIFEZH EFFICIENCY ON AGE PECULIARITIES
OF CATTLE

The aim of the experiment on cattle feeding a ration with high contents of ^{137}Cs was to estimate an influence of age peculiarities on efficiency of ferrocyanide preparation Bifezh (a food additive). Data testifying to a decrease of the preparation efficiency with the age of calves are obtained. A sum of factors determining this regularity is analyzed.

Г. М. БОНДАРЕНКО, Л. В. КОНОНЕНКО
РОЗПОДІЛ ФОРМ ЗНАХОДЖЕННЯ ^{90}Sr І ^{137}Cs ПО ВЕРТИКАЛЬНИМ ҐРУНТОВИМ РОЗРІЗАМ
ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ ЧАЕС

Наведено результати визначення водорозчинних, обмінних і кислоторозчинних (1М НС1) форм ^{90}Sr і ^{137}Cs в пошарових пробах (1 см) 15 зразків дерново-підзолистих і торфових ґрунтів з Зони відчуження ЧАЕС, відібраних в 1991-1992 рр. Розраховано положення центру запасу ^{137}Cs і ^{90}Sr , а також їх водорозчинних і обмінних форм. Одержані дані свідчать про уповільнення вертикальної міграції ^{137}Cs в ґрунтах на початок 90-х років. Зроблено висновок про еволюцію домінуючих механізмів вертикальної міграції РН, що полягає в зменшенні ролі лессиважу.

G. N. BONDARENKO, L. V. KONONENKO
DISTRIBUTION OF ^{90}Sr AND ^{137}Cs IN VERTICAL SOIL SECTIONS OF THE CHERNOBYL
EXCLUSION ZONE

Water-soluble, exchangeable and acid-soluble (1M HCl) forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs were determined in 15 layer-by-layer (1 cm) samples of podzolic and peaty soils from the Chernobyl exclusion zone taken in 1991 and 1992. Positions of centers of ^{137}Cs and ^{90}Sr supply as well as their water-soluble and exchangeable forms were estimated. The data obtained testify to deceleration of vertical migration of ^{137}Cs in soils till the early 90 s. The conclusion is made on evolution of dominating mechanisms of vertical migration of radionuclides. It consists in a decrease of the lessivage significance.

197

ПРАВИЛА ОФОРМЛЕННЯ СТАТЕЙ ДЛЯ АВТОРІВ ЗВІРНИКА «ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ»

Де збірника приймаються не опубліковані раніше і не призначені для одночасного опублікування в інших виданнях праці, присвячені проблемам радіоекології Чорнобильської Зони відчуження, поводження з радіоактивними відходами в Зоні, перетворення об'єкту «Укриття» в екологічно безпечну систему, експлуатації підприємств, розташованих в зоні, медико-біологічних аспектів та ін.

Обсяг статті не повинен перевищувати 24 стор. машинопису. Авторський рукопис (основний текст з таблицями, ілюстраціями, анотаціями (українською, англійською мовами та мовою, якою написана стаття) на окремій сторінці) подається у редколегію у трьох примірниках разом з необхідною супровідною документацією (скерування установи, акт експертизи, рецензія внутрішня та зовнішня). Вимоги до технічного оформленні рукопису.

1. Текст рукопису має бути надрукований на друкарській машинці (принтері) на папері (формату А4 через чорну стрічку доброї якості або набраний на дискеті у редакторах.

Абзацний відступ повинен дорівнювати п'яти знакам. У рядку повинно бути 60 ± 2 знаки, на сторінці суцільного тексту - 29 ± 1 рядки лише через два інтервали. Надрукований текст повинен мати такі поля: верхнє - 20 мм, праве - 10 мм, ліве і нижнє - не менше 20 мм.

Заголовки відділяються від тексту зверху і знизу трьома інтервалами.

2. Перед текстом статті має бути вказаний цифровий номер УДК (з лівого боку), ініціали і прізвища авторів, а потім назва статті. Після назви на окремій сторінці та водиться текст анотації (до 0,5 стор.) мовою оригіналу.

В кінці тексту на першій сторінці статті повинно бути надрукована ініціали та прізвища авторів (наприклад, Е. В. Собонович, В. В. Долін, 1995).

3. Після основного тексту статті на окремій сторінці без заголовку оформляється список літератури в порядку посилань. Праці, на які нема посилань у тексті статті, у список не включаються. Після списку літератури повинна йти розгорнута назва організації, де виконана робота, і підпис автора (авторів) статті. Сторінки статті слід пронумерувати.

4. На окремій сторінці друкується анотація статті українською та англійською мовами. Анотація повинна включати ініціали та прізвища авторів, назву статті і короткий (до 0,5 стор.) текст, що відображає основний зміст етапів.

5. Математичні, хімічні формули і символи повинні бути віддруковані на принтері або чітко вписані від руки чорним чорнилом (пастою, тушшю), знаки, цифри, букви мають бути правильно розміщені відповідно до змісту формули. Між рядками формули і дробовими рисками зберігаються інтервали, що допускають вільну їх розмітку.

6. Формули у перших двох примірниках рукопису повинні бути розмічені згідно з такими вимогами:

латинські букви, що набираються курсивом, слід підкреслити хвилястою лінією фіолетовою (синьою) пастою;

однакові за написанням букви (Bb, Cc, Kk, Oo, Pp, Ss і т. ін.) треба помітити двома рисками: великі - знизу (C), малі - зверху (w);

букви, що набираються прямим шрифтом (тригонометричні функції, exp, log, lim і т. ін. цифра 0) підкреслити фіолетовою (синьою) пастою знаком $\cup$;

букви, що набираються напівжирним шрифтом, мають бути підкреслені прямою жирною лінією чорною пастою;

показники степені, верхні індекси та інші порядкові знаки мають бути відзначені дужкою U, а порядкові знаки (нижні індекси) - дужкою $\cap$ фіолетовою (синьою) пастою;

грецькі букви мають бути підкреслені червоним олівцем (пастою);

рукописні букви слід підкреслити жовтим олівцем;

готичні букви слід підкреслити синім олівцем, а на лівому полі сторінки звичайним олівцем написати ці букви і пояснити їх;

математичні символи слід пояснити звичайним олівцем по лівому полі сторінки.

Ілюстрації і таблиці додаються на окремих аркушах. Кожна таблиця повинна мати тематичний заголовок. Всі графі таблиць повинні мати назву, яка точно відповідає даним, наведених в них. До кожної статті бажано додати не більш трьох ілюстрацій. Всі слова в таблиці слід писати без скорочень (крім розмірностей). Ілюстрації можуть бути виконані на білому папері або кальці тушшю або роздруковані на принтері через стрічку хорошої якості з позначенням і розміткою на кожному примірнику. На звороті кожної ілюстрації і таблиці треба вказати її порядковий номер, прізвища авторів і назву статті, а при необхідності - відмітити «верх», «низ», потрібний також підпис автора (авторів) на звороті. На окремій сторінці слід

надрукувати підписи до ілюстрації. У тексті рукопису на полях простим олівцем проставити номери ілюстрацій чи таблиць проти тих місць, де вони повинні бути встановлені.

198

ЗРАЗКИ ОФОРМЛЕННЯ БІБЛІОГРАФІЧНИХ ПОСИЛАНЬ

1. *Александровский Ю. А.* Экологические катастрофы и психическое здоровье // Сов. медицина. - 1991 - № 12. - С. 7-10.
2. *Булгаков Л. А., Гусев Д. И., Гусев Н. Г. и др.* Радиационная безопасность в атомной: энергетике / Под ред. А. И. Бурназяна. - М.: Атомиздат, 1981. - 129 с.
3. *Клебанова В. А.* Гигиеническая оценка загрязнения воздушной среды жилых и общественных зданий и придомовых территорий: Автореф. дис. ... канд. мед наук. - М., 1979. - 25 с.
4. *Соботович Э. В., Ольховик Ю. А., Коромысленко Т. И., Соколик Г. А.* Сравнительная характеристика миграционной способности радионуклидов в данных отложениях водоемов ближней зоны Чернобыльской АЭС / Докл. АН УССР. Сер. А. - 1990. - № 8 - С. 12-16.
5. *Бегичев С. Н., Боровой А. А., Бурлаков Б. В. и др.* Топливо реактора 4-го блока ЧАЭС: Краткий справочник. - М., 1990. - 21 с. - (Препр. / АН СССР, ИАЭ-5208/3).
6. *Суханова А. И.* Морфологические различия растительноядных рыб на ранних периодах развития и поведение их эмбрионов и личинок // Новые исследования по экологии и разведение растительноядных рыб. - Наука, 1968. - С. 194-290.
7. *Руководство по биотехнике разведения и выращивания растительноядных рыб* / Под ред. В. К. Виноградова. - М.: ВНИИПРХ, 1975. - 100 с.
8. *Воронина Э. А., Шеханова И. А.* Влияние инкорпорированного цезия-137 и стронция-90 на ооциты на стадии протоплазматического роста у тилляпии // Роль факторов внешней среды в онтогенезе: Тез. докл. на симп. (Москва, 30 окт. - 1 нояб, 1974 г.). - М., 1974. - С. 9-10.
9. *Julius N. N., Simpson E., Herrenberg L. A.* A rapid method for isolation of functional thymus derived murine lymphocytes // Eur. J. Immunol. - 1973. - N 13. - P. 645-646.

199

Міністерство України у справах захисту населення від наслідків аварії на
Чорнобильській АЕС
ПРОБЛЕМИ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ
Науково-технічний збірник
Засновано у 1994 р.
Випуск 2

Київ, видавництво «Наукова думка» (Українською та російською мовами)
Художній редактор І. М. Галушка
Технічний редактор С. Г. Максимова
Комп'ютерна верстка В. О. Краснової
Коректор Л. Г. Бузішвілі

Підп. до друку 10.11.95. формат 70x108/16. Папір офс. № 1.
Гарн. Тип Таймс Офс. друк. Ум.-друк. арк. 17,5. Ум. фарбо-відб. 18,03.
Обл-вид. арк. 20,02. Тираж 2000 прим. Зам. 3524

Р.С. № 05417561 від 16.03.95
Видавництво «Наукова думка». 252601 Київ 4, вул. Терещенківська, 3
Віддруковано на виробничо-видавничому комбінаті «Патент»
23401%3 м. Ужгород, вул. Гагаріна, 101

