

тивного риска, с учетом этого фактора. Расчеты показывают, что при полном исключении организационно-техническими и профилактическими мероприятиями (укрытие, йодная профилактика, временное ограничение потребления загрязненных продуктов питания, эвакуация) во время аварии случаев с тяжелыми последствиями от детерминированных эффектов радиационный риск снижается в 10-100 раз.



UA9800125

Развитие и использование ядерно-физических методов в исследованиях пост-Чернобыльского загрязнения биосферы республики Беларусь радионуклидами плутония и америция-241

*О. И. Ярошевич, А. В. Бушуев, С. Ф. Булыга,
И. В. Жук, Е. М. Ломоносова, Е. В. Петрова*

Институт проблем энергетики АНБ, Белорусское ЯО,
г. Минск

В результате выброса диспергированного топлива из разрушенного реактора Чернобыльской АЭС, значительные территории Беларуси и Украины загрязнены долгоживущими радионуклидами плутония и америция-241, относящимися к группе "А" радионуклидов с наибольшей радиационной опасностью.

Появление токсичных трансурановых элементов (ТУЭ) в окружающей среде является относительно новой проблемой и поведение радионуклидов ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu и, особенно ^{241}Am , содержание которого в результате быстрого распада ^{241}Pu продолжает увеличиваться, изучено в настоящее время недостаточно. Во многом такая ситуация объясняется трудностями анализа Pu и ^{241}Am в объектах окружающей среды ввиду их меньшей удельной активности по сравнению с удельной активностью продуктов деления. Практическое отсутствие инструментальных методов прямого анализа ТУЭ в объектах окружающей среды делает неизбежным использование трудоемких радиохимических методов с высокой стоимостью анализа, что лимитирует необходимый масштаб исследований.

Ввиду значимости проблемы загрязнения биосферы ТУЭ на Совещании специалистов в Чернобыле в августе 1991 г. было рекомендовано составить целевую программу по ТУЭ, предусматривающую, в частности, создание новых менее трудоемких инструментальных методов анализа ТУЭ. Однако, ввиду последовавшего в 1991 г. распада СССР, такая программа реализована не была и развитие инструментальных методов анализа ТУЭ производилось лишь в отдельных институтах СНГ.

В настоящем докладе описаны более дешевые и более экспрессные ядерно-физические методы анализа Pu и ^{241}Am в почвах, приземном слое воздуха и биообъектах, используемые в ИПЭ АНБ.

Для исследования содержания и вертикальной миграции радионуклидов ^{241}Am и $^{238, 239, 240}\text{Pu}$ в почвах использовались модифицированная совместно с МИФИ (Россия) и Национальным ядерным центром Казахстана в рамках проекта INTAS-93-1996 γ/X -спектрометрическая методика анализа проб почв и метод твердотельных трековых детекторов (ТТД) α -частиц, непосредственно экспонируемых в пробах почв. В γ/X -спектрометрической методике анализа проб почв используются измерения интенсивности γ -излучения ^{241}Am с энергией 59,5 кэВ и суммарного $\text{X}_{\text{L}\beta}$ -излучения $\text{U}(\text{Pu})$ и $\text{Np}(\text{Am})$ с $E \approx 17$ кэВ или $\text{X}_{\text{L}\alpha}$ -излучения с $E \approx 13$ кэВ. В отличие от других опубликованных работ с использованием данного метода, модифицированный нами вариант γ/X -методики имеет ряд преимуществ.

Альтернативным методом экспрессного дешевого анализа содержания ТУЭ в почвах является метод ТТД, используемый нами, в основном, при исследованиях вертикальной миграции ТУЭ в почвах. В качестве ТТД α -частиц использовалась пленка ДНЦ производства Переславльского филиала ГОСНИИХФП. В качестве оптимального режима химической обработки пленки ДНЦ был выбран следующий режим: химический реагент 6N NaOH, температура травления $T = 50^\circ\text{C}$, время травления 140 мин. Время экспозиции ТТД выбиралось в зависимости от ожидаемой α -активности образцов и колебалось от 6 до 40 час (для верхних слоев) и до двух недель (для нижних слоев почвенного среза). Для автоматизации подсчета треков на ТТД и их химической обработки в ИПЭ АНБ был создан и метрологически аттестован измерительный комплекс КРА-1, а также аттестована соответствующая методика, обеспечивающая определение удельной активности α -излучающих нуклидов с уровнями загрязнения почв плутонием от 0,05 Ки/км².

В результате аварии на ЧАЭС часть топлива ($\approx 3,5\%$; около $7 \cdot 10^{18}$ Бк) попала в окружающую среду в виде топливных "горячих" частиц различной дисперсности, активности и радионуклидного состава. Исследование дисперсного состава и структуры аэрозольных "горячих" частиц проводятся методами α -радиографии (регистрация собственного α -излучения участков воздушных фильтров, находящихся в тесном контакте с ТТД α -частиц-CR-39) и методом нейтронно-осколочной радиографии (участки воздушных фильтров в контакте с ТТД



осколков деления -слодой фторфлогопит облучаются флюенсом тепловых нейтронов $2 \cdot 10^{14} - 5 \cdot 10^{15} \text{ см}^{-2}$. Минимально контролируемый уровень активности составляет 10^{-4} Бк на горячую частицу.

Метод нейтронно-осколочной радиографии используется также при исследованиях содержания Pu в био-объектах (волосы, легкие, щитовидная железа).

В докладе приводятся некоторые результаты, полученные с использованием описанных выше ядерно-физических методов.

Оценка радиозэкологической безопасности хранилищ радиоактивных отходов дезактивации Чернобыльского происхождения в Беларуси

**А. А. Гвоздев, Н. Б. Голикова, В. В. Котович, Н. К. Мышкина,
Г. З. Серебряный, С. Е. Старобинец, Г. Г. Сидоренко,
Н. М. Ширяева**

**Институт радиозэкологических проблем
Академии наук Беларуси,
г. Минск**

В результате катастрофы на Чернобыльской АЭС основная часть выбросов радиоактивных изотопов припала на территорию Республики Беларусь. Загрязнению радионуклидами подверглось около 23% территории Республики, причем на площади $6.4 \cdot 10^3 \text{ км}^2$ плотность радиоактивного загрязнения превысила 550 кБк/м^2 . В зоне загрязнения оказалось 3668 населенных пунктов, в которых проживало более 2 миллионов человек. Создавшаяся радиационно-экологическая обстановка потребовала проведения широкомасштабных дезактивационных работ, которые были выполнены, главным образом, путем снятия верхнего слоя загрязненного грунта, сносом ветхих строений и т. д. Для хранения радиоактивных отходов, дезактивации использовались овраги, котлованы, карьеры, траншеи, а также открытые площадки вдали от населенных пунктов. Всего за период 1986-1987 гг. было создано 69 пунктов хранения радиоактивных отходов дезактивации (ПХ РОД), в которые помещены около $3 \cdot 10^5 \text{ м}^3$ отходов. Плотность радиоактивного загрязнения мест расположения ПХ РОД составляет $300-1500 \text{ кБк/м}^2$ по ^{137}Cs и $20-55$ по ^{137}Cs ^{90}Sr .

Пункты хранения расположены в поймах рек Припять, Сож и их притоков. Некоторые из хранилищ находятся вблизи болот, в местах с высоким уровнем грунтовых вод. В большинстве ПХ РОД отсутствуют изолирующие экраны, многие подтапливаются при сезонных колебаниях уровня грунтовых вод. Все это делает хранилища отходов дезактивации потенциально опасными для окружающей среды из-за возможного поступления радионуклидов в подземные воды.

В 1992-1993 гг. были проведены обследование и паспортизация ПХ РОД.

Начиная с 1993 г. в Беларуси проводится экологический мониторинг подземных вод в местах размещения ПХ РОД. Для этой цели была создана система радиационного контроля и наблюдения за процессами миграции радионуклидов из пунктов хранения в подземные воды. Эта система оборудована на 11 хранилищах с наибольшими запасами активности радионуклидов в отходах дезактивации.

Для отработки расчетно-методических вопросов прогнозирования возможного поступления радионуклидов из ПХ РОД в водоносный горизонт и степени загрязнения грунтовых вод вблизи хранилищ был выбран один из пунктов хранения и на его примере смоделированы различные реальные условия эксплуатации, характерные для других хранилищ.

Для предварительного прогноза переноса радионуклидов из ПХ РОД к месту водопользования разработана модель, состоящая из каскада камер — контрольных объемов. Процессы в камерах описаны системой дифференциальных уравнений массопереноса с осредненными параметрами, учитывающими при равновесных и гидравлически стационарных условиях вымывание и конвективный перенос радиоактивных примесей инфильтрующейся влагой и грунтовой водой, а также взаимодействие радионуклидов с грунтами и радиоактивный распад.

Анализ выполненных расчетов показал, что в случае пессимистического прогноза миграции радионуклидов из хранилища наибольшую опасность представляет загрязнение грунтовых вод стронцием-90. При наличии естественного защитного барьера мощностью 4, 7 м стронций может достичь уровня грунтовых вод через 100 лет, а максимальных концентраций в водоносном горизонте — через 150 лет. В этот период его содержание в грунтовых водах за пределами пункта хранения может превысить предельно-допустимые значения. Цезий-137 практически полностью задерживается защитным слоем грунта и не достигает водоносного горизонта.

Сравнение выполненных расчетов с результатами анализов по определению радионуклидов в пробах