

УДК 539.112.074.3

РАДИОЭКОЛОГИЯ ОБЛУЧЕННОГО УРАНА

С.В. ПРИБЫЛЕВ, В.П. МИРОНОВ, В.В. ЖУРАВКОВ

(Международный государственный экологический университет им. А.Д. Сахарова, Минск)

Дается краткий обзор основных радиозоологических параметров облученного урана. Представлены данные по вертикальной миграции облученного урана в различных типах почв, скорости деструкции топливных частиц, определенной методом карбонатного выщелачивания ^{236}U (VI), глубине выгорания ядерного топлива в чернобыльских выпадениях и суммарной загрязненности территории Беларуси облученным ураном.

Использование ^{236}U как тресера облученного урана позволяет решить ряд актуальных задач: непосредственно идентифицировать облученный уран, а также изучить его вертикальную миграцию; определять степень деструкции топливных частиц, а также проводить расчеты глубины выгорания ядерного топлива и определять количество урана в радиоактивных выпадениях. Использование ускорительной масс-спектрометрии для измерений ^{236}U позволяет определять облученный уран в дальних следах радиоактивных выпадений.

Введение. Среди всех радионуклидов, выброшенных в биосферу в результате аварии на ЧАЭС в апреле 1986 года, самая большая часть по массе пришлось на уран. За прошедшее время значительное внимание уделялось загрязнению ураном чернобыльского происхождения территорий, прилегающих к Чернобыльской АЭС [1, 2]. Отсутствует информация по загрязнению облученным ураном отдаленных от ЧАЭС территорий Беларуси (более 150 км). Одной из целей работы являлось определение пределов распространения облученного урана.

Большинство актинидов в первичных выпадениях находилось в составе инертных топливных частиц (ТЧ). Топливные частицы – это мелкодисперсные частицы UO_2 с размерами менее 1 мкм до сотен микрометров с капсулированными в них актинидами и другими изоморфными с урановой матрицей радионуклидами. Радионуклидный состав топливных частиц близок к радионуклидному составу топлива 4-го энергоблока с фракционированием летучих продуктов деления.

Под действием различных активных компонентов почвенного комплекса и окисления четырёхвалентного урана происходит деструкция ТЧ, что приводит к изменению их дисперсности и выходу радионуклидов из топливной матрицы. В результате процессов деструкции топливных частиц увеличивается доля радионуклидов в подвижной форме, что делает их биологически доступными для растений и, следовательно, более опасными для человека. В связи с этим дальнейшее изучение миграции топливных частиц в почвах, степени деструкции и динамики выщелачивания из них радионуклидов в различных условиях является актуальной задачей при прогнозировании поведения радиоактивных выпадений в зоне отчуждения ЧАЭС.

Методика, используемая для оценки степени деструкции ТЧ, основана на применении мягкого карбонатного выщелачивания урана (VI) без растворения матрицы UO_2 . Для того чтобы различить облученный и природный уран, использовался изотоп ^{236}U .

Согласно предварительным исследованиям, уровень поверхностного загрязнения почвы отселенных регионов Беларуси облученным ураном примерно соответствует содержанию природного урана 0,1...2,0 г/т [3]. Это существенно затрудняет определение облученного урана посредством измерения изотопного отношения $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$.

Присутствие ^{236}U в пробах окружающей среды с большой долей вероятности свидетельствует о том, что в данном районе имело место воздействие ядерных материалов на окружающую среду.

В природном уране реакция ^{235}U (n, γ) ^{236}U происходит за счет нейтронов, генерируемых космическим излучением, спонтанным делением или реакцией (α, n) на легких ядрах, и изотопное отношение $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ в окружающей среде ожидается 10^{-14} ат/ат [1]. В отработанном ядерном топливе отношение $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ может превышать 10^{-3} ат/ат в зависимости от типа реактора и глубины выгорания.

Благодаря разнице в концентрациях ^{236}U между природным и облученным ураном ^{236}U является чрезвычайно полезным индикатором облученного урана [2].

Определение ^{236}U было признано МАГАТЭ важной задачей при идентификации источника радиоактивного загрязнения облученным ураном.

В данной работе используются преимущества определения ^{236}U для изучения вертикальной миграции облученного урана в различных типах почв, для оценки глубины выгорания ядерного топлива, выброшенного в результате аварии и для оценки скорости деструкции топливных частиц.

Материалы и методы исследования. Почвенные образцы отбирались на реперных площадках, расположенных в 30-километровой зоне ЧАЭС в 1998 – 2000 годах; пробы отбирались дерново-подзолистой, песчаной и торфяной почвы, поскольку территория Беларуси относится к дерново-подзолистой зоне, а в южной части страны значительные площади заняты песчаными и торфяными почвами. Использовался методом траншеи на глубину до 60 см.

Некоторые почвенные образцы были отобраны в дальнем пятне загрязнения на расстоянии 255 км к северо-востоку от ЧАЭС (н.п. Малиновка, Могилевская область). Данный пункт пробоотбора расположен в пределах Брянско-Белорусского пятна с центром на расстоянии 200 км к северо-востоку от реактора. Пробы почвы отбирались траншейным методом на глубину до 40 см.

Географические координаты и некоторые почвенные характеристики пунктов пробоотбора представлены в таблице 1.

Таблица 1

Географические координаты и некоторые почвенные характеристики

Параметры	Пункты пробоотбора			
	Чистогаловка	Чистогаловка	Припять	Малиновка
Координаты	51° 22' 39" N 30° 02' 26" E	51° 22' 34" N 30° 02' 00" E	51° 25' 08" N 30° 04' 23" E	53° 30' 46" N 31° 37' 35" E
Тип почвы	Дерново-подзолистая песчаная	Торфяная	Песчаная	Дерново- подзолистая
Плотность почвы (0...5 см), г/см ³	1,30	0,26	1,41	1,40
рН (KCl)	3,65	4,87	4,00	3,80
C _{орг}	1,55	29,4	0,11	1,63

Низкое содержание ^{236}U в окружающей среде и энергии альфа-частиц ^{236}U близкие по значению к более распространенному ^{235}U существенно ограничивают применение традиционной альфа спектрометрии для измерений ^{236}U . Альфа-излучение ^{235}U включает частицы с энергиями 4,502 МэВ (относительная интенсивность 1,7 %) и 4,435 МэВ (относительная интенсивность 0,7 %), которые перекрываются с излучением ^{236}U (основные линии: 4,494 МэВ и 4,445 МэВ). Дополнительные ограничения могут быть обусловлены низкоэнергетическим хвостом от излучений ^{234}U и ^{235}U . Применение специального программного обеспечения для обработки спектров позволяет определять изотопное отношение $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ до $2,6 \times 10^{-5}$ (при относительной неопределенности 10 %).

Методы масс-спектрометрии считаются наиболее чувствительными для измерений ^{236}U в пробах объектов окружающей среды. Тип масс-спектрометра выбирался в зависимости от требуемой чувствительности и минимального определяемого изотопного соотношения $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ а также концентрации ^{236}U в образцах.

Изотопное отношение $^{236}\text{U}/^{238}\text{U} > 10^{-6}$ ат/ат может быть определено методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ИСП-МС). Данный метод использовался при измерении изотопных отношений урана в пробах почвы из тридцатикилометровой зоны ЧАЭС. Измерение изотопного состава урана проводилось с помощью масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС). В ходе исследований использовались три масс спектрометра: ИСП-МС с двойной фокусировкой ELEMENT (Finnigan MAT, Бремен, Германия), ИСП-МС с квадрупольным масс-анализатором Elan-6000 (Perkin Elmer Sciex, Онтарио, Канада) и ИСП-МС с квадрупольным масс-анализатором и коллизионной ячейкой на базе радиочастотного гексаполя с использованием гелия в качестве коллизионного газа Platform ICP (Micromass Ltd., Манчестер, Великобритания).

Подача растворов образцов осуществлялась в ИСП-МС с помощью распылителей аэрозолей следующих типов:

- пневматический распылитель MicroMist AR40-1F02 (Glass Expansion Pty. Ltd., Виктория, Австралия);
- кварцевый высокоэффективный распылитель прямой инъекции Q-DIHEN (Meinhard Ass., США);
- ультразвуковой распылитель с мембранным десольваторм USN U-6000AT⁺;

- микроконцентрический распылитель с мембранным десольватором MCN Aridus (оба CETAC Technologies Inc., Омаха, США).

Мембранные десольваторы в распылителях последних двух типов позволили получить сухой аэрозоль и значительно уменьшить интерференцию, вызванную ионами гидрида урана при определении ^{236}U .

Критериями оптимизации экспериментальных параметров всех ИСП-МС являлись высокая чувствительность регистрации ионов $^{238}\text{U}^+$ и минимальное формирование ионов гидрида урана. Оптимизация инструментов проводилась путем измерения выше названных величин в растворе естественного урана без ^{236}U (nuclear-free uranium, Merck KGaA, Германия).

Оптимизированные экспериментальные параметры различных ИСП-МС представлены в таблице. Измеренные изотопные соотношения корректировались с учетом масс-дискриминации различных изотопов (с применением линейной корреляции, определенной экспериментально путем измерения стандартного раствора CCLU-500 ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 0,011122$; $^{235}\text{U}/^{238}\text{U} = 0,99991$; $^{236}\text{U}/^{238}\text{U} = 0,002789$) (Ядерный Исследовательский центр, Прага, Чехия), а также с учетом соотношения гидридов урана UH^+/U^+ и мертвого времени детектора. Величины двух последних параметров определялись с помощью изотопного стандарта NBS U-020 (Национальное бюро стандартов и технологий, Вашингтон, США).

Комбинированная погрешность изотопных соотношений вычислялась в соответствии с учетом относительного стандартного отклонения измеренного соотношения, погрешности фона (включая инструментальный фон и интерферирующие гидрид-ионы), погрешности значения масс-дискриминации, а также погрешностей сертифицированных значений используемых изотопных стандартов.

- ИСП-МС обеспечивает хорошую чувствительность и точность при изотопных измерениях и широко используется для рутинных измерений изотопного отношения $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ [1]. В свою очередь, для измерения изотопных отношений $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ менее 10^{-6} ат/ат данный метод неприменим. Достичь более высокой чувствительности (до 10^{-12}) можно используя ускорительную масс-спектрометрию (УМС) [4].

- УМС использовалась для измерений изотопного отношения $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ в пробах почвы из дальних следов загрязнения, где $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ ожидается $< 10^{-6}$ ат/ат. Пробы были подготовлены высокотемпературным сплавлением с метаборатом и тетраборатом лития, после чего следовало растворение сплава и экстракция актинидов с использованием экстракционной колоночной хроматографии. Затем производили соосаждение очищенной урановой фракции с оксидом железа и смешивали с порошком ниобия, что улучшает электрические и тепловые свойства поверхности пробы.

Измерения были выполнены на ANTAIRES FN тандемном ускорителе в Австралийском центре ядерных технологий с использованием пучка актинидов с предельным потенциалом 4 МВ [4]. Метод определения степени деструкции топливных частиц основан на мягком карбонатном выщелачивании урана (VI) из воздушно-сухой почвы раствором 10 % Na_2CO_3 – 5 % NaHCO_3 в течение 90 мин без растворения матрицы UO_2 [5]. С помощью анализа ^{236}U определяется содержание урана чернобыльского происхождения во всей пробе, а затем в части пробы, которая перешла в карбонатный раствор, т.е. фракции U (VI). Зная отношение этих двух значений можно определить степень деструкции ТЧ.

Концентрации природного и техногенного урана были рассчитаны из экспериментальных данных по содержанию ^{236}U и ^{238}U в почвах с использованием методики, описанной в [6].

В этой работе для картирования радиоактивного загрязнения использовались технологии ГИС, версия 3.1 ARC/VIEW.

Результаты и их обсуждение. Некоторые результаты исследования вертикальной миграции естественного и облученного урана вглубь почвы для пунктов пробоотбора 1...3 показаны на рисунке 1. Для природного урана наблюдаются различные тенденции перераспределения в почвах (восходящая, нисходящая и комбинированная).

Неравномерность распределения урана в различных видах почв определяется не только уровнем урана в подстилающих материнских породах, но и особенностями процессов почвообразования в различных биоклиматических и почвенных зонах.

Распределение урана чернобыльского происхождения в различных типах почв характеризуется нисходящей тенденцией (см. рис. 1).

Во всех типах почв основная часть (более 70 %) ТЧ сосредоточена в верхнем 10 см слое.

Результаты измерений урана в пробах почвы из дальних следов загрязнения представлены в таблице 2.

В таблице 2 приводятся результаты определения изотопного отношения $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ в пробах почвы из пункта пробоотбора Малиновка. Эти результаты были объединены с другими опубликованными данными, в том числе с результатами анализов проб почвы, отобранных в России и Беларуси (ближний след). Также приводится значение изотопного отношения $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ в природных урановых рудах.

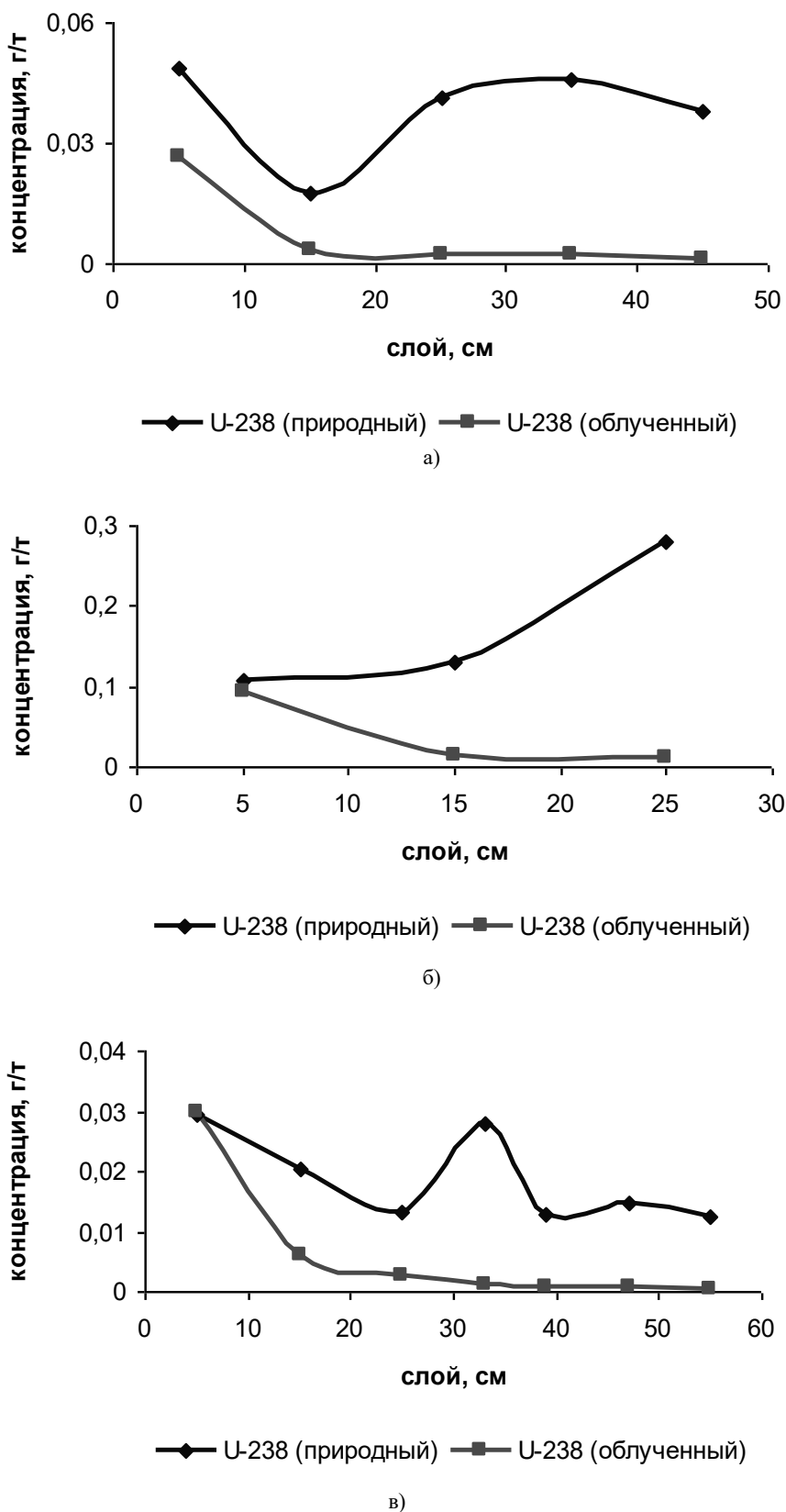


Рис. 1. Распределение урана по почвенному профилю:
 а – Чистоголовка (дерново-подзолистая супесчаная почва); б – Чистоголовка (торфяная почва);
 в – Припять (песчаная почва)

Таблица 2

Результаты определения $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ отношений в пробах

Пробы	Глубина, (см)	$^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$, (1E-09)	^{236}U , атом/г
Беларусь, Малиновка, почвенный разрез, ~255 км от ЧАЭС	0...5	$70,8 \pm 3,5$	$1,62 \cdot 10^7$
	5...10	$164,1 \pm 7,2$	$3,45 \cdot 10^7$
	10...15	$74,5 \pm 7,1$	
	15...20	$78,4 \pm 6,4$	
	20...30	$62,6 \pm 11,7$	
	30...40	$61,9 \pm 6,9$	
Естественная урановая руда [1]		0,012...0,56	
Россия, почва, ~165 км от ЧАЭС [4]			$1,2 \cdot 10^{10}$
Беларусь, Кулажин, 18 км от ЧАЭС [1]	0...10		от $1,9 \cdot 10^7$ до $2,6 \cdot 10^{10}$
Беларусь, Масаны, 12 км от ЧАЭС [1]	0...10		от $1,0 \cdot 10^{11}$ до $5 \cdot 10^{13}$

Как видно из полученных результатов, изотопное отношение $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ в дальнем следе загрязнения варьирует в пределах от $6,19 \cdot 10^{-8}$ ат/ат до $1,64 \cdot 10^{-7}$ ат/ат. Выше было упомянуто, что природное изотопное отношение $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ составляет примерно 10^{-14} ат/ат [1]. Повышенное значение отношения изотопов $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ в пробах почвы из н.п. Малиновка указывает на наличие там облученного топлива. Следует отметить, что загрязнение облученным ураном поверхности почвы недалеко от ЧАЭС (Масаны, Кулажин) характеризуется значительной неоднородностью.

Значения изотопных отношений $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ были переведены в значения концентрации ^{236}U , учитывая концентрации ^{238}U , измеренные методом альфа-спектрометрии ($1,14$ Бк/кг для слоя 0...5 см и $1,04$ Бк/кг для слоя 5...10 см).

Учитывая изотопное отношение $^{237}\text{Np}/^{236}\text{U}$ в топливной частице [7,8] и концентрацию ^{236}U (см. табл. 2), возможно оценить общее количество ^{237}Np в атомах на грамм почвы. Значения концентрации ^{237}Np в почве для слоя 0...5 см и слоя 5...10 см ожидается $0,76 \cdot 10^6$ атом/г и $1,62 \cdot 10^7$ атом/г соответственно. Таким образом, концентрации ^{237}Np в дальних следах загрязнения сопоставимы с ^{236}U . Необходимо отметить, что подвижность нептуния в системе почва-растение в 100 раз выше, чем подвижность плутония. Это делает нептуний не менее опасным с точки зрения биологической доступности, чем плутоний и америций. Существует ряд проблем с определением ^{237}Np методом ИСП-МС [9,10], которые, впрочем, можно преодолеть, используя ускорительную масс-спектрометрию. В настоящее время опубликованные данные по содержанию ^{237}Np в окружающей среде Беларуси отсутствуют.

Деструкция топливных частиц может быть описана как последовательность двух процессов: окисление U(IV) до U(VI) и последующий переход U(VI) в раствор в виде стабильных карбонатных комплексов. Окисление является гетерогенным процессом, происходящим на поверхности топливных частиц. В качестве окислителей могут выступать ионы трехвалентного железа, почвенный кислород и др. В нейтральной и кислой среде U^{6+} существует в виде уранил-иона, для которого характерна высокая склонность к образованию хорошо растворимых и достаточно устойчивых комплексных соединений типа $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{4-}$ (значение константы устойчивости $\sim 10^{22}$) [11].

Растворимость UO_2 незначительна и не зависит от значения pH среды в широком интервале от 2 до 12 при отсутствии окислителей. Определив фракцию урана, перешедшего в карбонатный раствор, т.е. фракцию U(VI). Возможно оценить степень деструкции топливных частиц.

Концентрация окислителей в почве значительно выше, чем концентрация урана чернобыльского происхождения; следовательно, можно использовать формулу химической кинетики реакции первого порядка, считая, что реакция окисления 4-валентного урана псевдомолекулярная:

$$k = \tau^{-1} \cdot \ln \frac{J}{J_0}, \quad (1)$$

где J/J_0 – фракция радионуклида, оставшаяся в составе ТЧ на время τ после аварии.

Полученные результаты карбонатного выщелачивания ^{236}U показали, что до настоящего времени более 60 % чернобыльского урана находится в составе неокисленной топливной матрицы (табл. 3). Заметного влияния pH почвенных растворов на скорость деструкции ТЧ не наблюдалось. Вполне возможно, что влияние этой почвенной характеристики не фиксируется из-за незначительных колебаний значений pH (4...6) анализируемых почвенных образцов.

Таблица 3

Карбонатное выщелачивание $^{236}\text{U(VI)}$ из различных почв ближней зоны выпадений

№ образца	Тип почвы	% радионуклида в неокисленной форме
1	Дерново-подзолистая супесчаная	64 ± 4
2	Торфяная	75 ± 2
3	Песчаная	70 ± 6

На основании экспериментальных данных рассчитаны постоянные скорости деструкции ТЧ в различных типах почв. Значения постоянных скорости деструкции ТЧ, полученных при карбонатном выщелачивании чернобыльского ^{236}U , находятся в пределах $0,019 \dots 0,030 \text{ год}^{-1}$.

Ранее для определения степени деструкции ТЧ использовался метод, основанный на определении содержания ^{90}Sr [12]. Сущность метода заключается в следующем: ^{90}Sr экстрагируется из проб почвы 2М раствором ацетата аммония в течение 24 часов; определяется часть ^{90}Sr в нерастворившейся ТЧ и рассчитывается константа скорости деструкции ТЧ.

Недостатки метода ацетатного выщелачивания заключаются в следующем:

- в почве существует много физико-химических форм ^{90}Sr с низкой растворимостью, которые тяжело определить количественно;
- для стронция характерна высокая миграционная способность в почвах; необходимо проводить пробоотбор на глубину более, чем 50 см;
- неравномерное распределение ^{90}Sr по профилю UO_2 (в ТЧ). По мере накопления его в ТЧ при нормальной эксплуатации АЭС он неравномерно распределяется по частице UO_2 с обогащением верхних слоев (краевой эффект);
- достаточно продолжительное время анализа ($> 24 \text{ ч}$).

Необходимо отметить, что метод ацетатного выщелачивания стронция позволяет корректно оценить выщелоченную фракцию непосредственно стронция из топливной частицы. Это очень важно для целей радиационной безопасности, так как стронций образует достаточно мобильные и доступные для растений формы. Для оценки деструкции ТЧ более предпочтительно использовать метод карбонатного выщелачивания урана.

По современным оценкам при аварии на ЧАЭС, в атмосферу было выброшено около 3 % ядерного облученного топлива в виде мелкодисперсных частиц, которые распространились на значительные расстояния от аварийного реактора. Ввиду большой неоднородности выгорания топлива по объему активной зоны РБМК на момент аварии, малой доли выброшенного в атмосферу топлива и специфики временного протекания аварии для разных площадок радиоактивных выпадений возможны значительные отличия по глубине выгорания топлива. Поэтому вычисление реальной глубины выгорания топлива для конкретных площадок необходимо для корректного определения коэффициентов корреляции радионуклидов в рассматриваемых выпадениях.

Была разработана методика определения глубины выгорания и количества уранового топлива в почвенных выпадениях после катастрофы на ЧАЭС, с помощью трассера ^{236}U . Ее основу составляют расчетные корреляции между изотопами урана в активной зоне реактора РБМК-1000 в зависимости от глубины выгорания топлива; экспериментальные данные по соотношению в пробах почвы природных изотопов и техногенных выбросов ^{236}U , ^{235}U , ^{238}U при глубине отбора проб почвы 20 см. Зависимости между концентрациями изотопов урана в пробах почвы отображены в следующих формулах:

$$\frac{C_2(^{236}\text{U})}{C_1(^{238}\text{U}) + C_2(^{238}\text{U})} = \alpha; \quad (2)$$

$$\frac{C_1(^{235}\text{U}) + C_2(^{235}\text{U})}{C_1(^{238}\text{U}) + C_2(^{238}\text{U})} = \beta; \quad (3)$$

$$\frac{C_1(^{235}\text{U})}{C_1(^{238}\text{U})} = \delta; \quad (4)$$

$$\frac{C_2(^{235}\text{U})}{C_2(^{236}\text{U})} = 154 \cdot B^{-1,346}; \tag{5}$$

$$\frac{C_2(^{238}\text{U})}{C_2(^{236}\text{U})} = 4180 \cdot B^{-0,817}; \tag{6}$$

где C_1 – концентрация природного урана в почве, г/кг; C_2 – концентрация облученного урана в почве, г/кг; B – глубина выгорания топлива.

Измерения изотопных соотношений урана α , β и концентраций $C_2(^{236}\text{U})$ осуществляются с помощью масс-спектрометра. Глубина выгорания топлива B для рассматриваемой пробы почвы определяется из уравнения:

$$154 \cdot B^{-1,346} - 4180\delta B^{-0,817} = \frac{\beta - \delta}{\alpha}. \tag{7}$$

Таким образом, общее количество облученного урана в почвах может быть определено из концентрации ^{236}U , используя приведенные выше отношения. Это было использовано для изучения вертикальной миграции урана и определения глубины выгорания топлива.

Установлено, что в 30-километровой зоне ЧАЭС величина среднего выгорания топлива составляет $(9,4 \pm 0,5)$ МВт·сут/кгU. Это на 17 % ниже среднего значения расчетного выгорания в 4-м блоке ЧАЭС на момент аварии. В районе г. Хойники наблюдается понижение глубины выгорания до $(7,7 \pm 0,4)$ МВт·сут/кгU. Это означает, что корреляционные коэффициенты для определения загрязнения территории трансурановыми элементами поверхности почвы можно использовать только для 30-километровой зоны ЧАЭС. За пределами этой зоны необходимо продолжить исследования по уточнению глубины выгорания топлива в выпадениях после аварии на ЧАЭС.

Была построена карта загрязнения территории Беларуси облученным ураном. Для этой цели были использованы данные по поверхностному загрязнению почвы южных районов Гомельской области (1992) [13].

Содержание ^{238}U рассчитывалось по содержанию $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{238}Pu с использованием изотопных отношений $^{238}\text{U}/^{239,240}\text{Pu}$ и $^{238}\text{U}/^{238}\text{Pu}$ для ТЧ (численно равны соответственно 0,00095 и 0,00206 соответственно) [13] при величине среднего выгорания по активной зоне аварийного 4-го блока 11,4 МВт·сут/кгU [6].

На рисунке 2 отображена плотность загрязнения (Бк/м²) загрязненной территории ^{238}U .



Рис. 2. Загрязнение ураном южных районов Гомельской области, Бк/м²

Согласно различным независимым оценкам, территория Беларуси была загрязнена облученным ураном в количестве 1,5...4,1 % от общего содержания топлива в активной зоне на момент аварии [14].

Заключение. Использование ^{236}U как трасера облученного урана позволяет решить ряд актуальных задач:

- непосредственно идентифицировать облученный уран, а также изучить его вертикальную миграцию;
- определять степень деструкции топливных частиц, а также проводить расчеты глубины выгорания ядерного топлива и определять количество урана в радиоактивных выпадениях.

Использование ускорительной масс-спектрометрии для измерений ^{236}U позволяет определять облученный уран в дальних следах радиоактивных выпадений.

ЛИТЕРАТУРА

1. Determination of Irradiation Reactor Uranium in Soil Samples in Belarus using ^{236}U as a Tracer of Irradiated Uranium / V.P. Mironov [et al.] // J. Env. Monit. – 2002. – № 4. – P. 997 – 1002.
2. Determination of $^{236}\text{U}/^{238}\text{U}$ Isotope Ratio in Contaminated Environmental Samples Using Different ICP-MS Instruments / S.F. Boulyga [et al.] // J. Anal. At. Spectrometry. – 2002. – № 17. – P. 958 – 964.
3. Шагалова, Э.К. Содержание ^{238}U в почвах Беларуси / Э.К. Шагалова // Почвоведение. – 1986. – № 2. – С. 140 – 145.
4. Measurement of ^{236}U in Environmental Media, Nucl. Instrum / M. Hotchkis [et al.] // Methods in Phys. Res. – 2000. – В 172. – P. 659.
5. Метод определения деструкции топливных частиц в объектах окружающей среды: пат. С1 ВУ. / В.П. Миронов, Ж. Л. Матусевич, Е.Ф. Конопля. – № 4634; заявл. 22.06.1998; опубликовано 30.09.2002.
6. Определение количества и глубины выгорания уранового топлива в выпадениях на загрязненных территориях, после катастрофы на ЧАЭС, с помощью трасера урана-236 / В.П. Миронов [и др.] // Весці НАН Беларусі. Сер. фіз.-тэхн. навук. – 2005. – № 4. – С. 121 – 123.
7. Закономерности формирования радиоактивного загрязнения территории Беларуси / В.П. Миронов [и др.] // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: сб. науч. тр. междунар. конф., Москва, 2000 г. / Гидрометеоздат. – М., 2000, Т. № 1. – С. 189 – 194.
8. Fractionation of Radionuclides in Chernobyl originated Fuel Hot Particles / N.A. Loshchilov [et al.] // Radiochemistry. – 1992. – № 5. – P. 125 – 134.
9. Distribution of Np and Pu in Swedish lichen Samples (*Cladonia stellaris*) contaminated by Atmospheric Fallout / P. Lindahl [et al.] // J. Env. Rad. – 2004. – № 73. – P. 73 – 85.
10. Kenna, T.C. Determination of Plutonium Isotopes and Np-237 in Environmental Samples by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry with Total Sample Dissolution / T.C. Kenna // JAAS. – 2002. – № 17. – P. 1471 – 1479.
11. Moriyama, H. Systematics of Complexation Constants of Actinide Ions with Inorganic Ligands / H. Moriyama, K. Fujiwara, H. Yamana // Journal of Nuclear Science and Technology. – 2002. – Supplement 3. – P. 246 – 250.
12. Kinetics of Fuel Particle Weathering and ^{90}Sr Mobility in the Chernobyl 30-km Exclusion Zone / V.A. Kashparov [et al.] // Health physics. – 1999. – Vol. 76, № 3. – P. 251 – 259.
13. Кудряшов, В.П. Загрязнение территории Беларуси трансурановыми элементами: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.01 / В.П. Кудряшов; ИРБ НАНБ. – Минск, 1998. – 24 с.
14. Прибылев, С.В. Загрязнение чернобыльским ураном территории Беларуси / С.В. Прибылев, О.Н. Новицкая, В.П. Миронов // Вестник Полоцк. гос. ун-та. – Сер. В. Прикладные науки. – 2005. – № 3. – С. 67 – 71.

Поступила 10.08.2007