

9. Кашеев В.А., Ожован М.И., Полуэктов П.П. и др. Физическое моделирование термических нагрузок в приповерхностном хранилище отработавших высокоактивных источников ионизирующего излучения. — Атомная энергия, 1990, т. 69, вып. 1, с. 20—23.
10. Petterson B. Improving the management of spent radiation sources. — Intern. Atomic Energy Agency Bulletin, 1992, v. 34, № 3, p. 19—23.

Поступила в Редакцию 10.09.93

УДК 539.1.073/074:678.55:631.41

ТРЕКОВЫЙ ДЕТЕКТОР НА ОСНОВЕ ПЛАСТИКА CR-39 ДЛЯ ИССЛЕДОВАНИЙ α -АКТИВНЫХ ГРУНТОВ В НАТУРНЫХ УСЛОВИЯХ

*Книжник Е.И., Прокопенко В.С., Столяров С.В., Токаревский В.В.
(Отделение проблем атомной энергетики ИЯИ АН Украины)*

α -Загрязнение грунта после аварии на Чернобыльской АЭС остается актуальным вследствие длительной химической, радиационной опасности радионуклидов реакторного выброса [1], наличия в продуктах выброса α -активных горячих частиц топливного происхождения [2—9], возможности разрушения матриц топливных частиц под действием внешней среды [5, 10, 11], биологических эффектов [6] и самооблучения [12] с последующим выходом α -излучающих радионуклидов в окружающую среду, потенциальной опасности загрязнения ими территории вне зоны аварии [1—4, 6—8, 12—14].

Для наиболее существенных к 1990 г. α -излучающих радионуклидов $^{238-241}\text{Pu}$, $^{241, 243}\text{Am}$, $^{243, 244}\text{Cm}$, $^{236, 238}\text{U}$ область энергии составляет 4,15—6,06 МэВ [15]. Энергия α -частиц, испускаемых природными газообразными α -излучателями — ^{222}Rn , ^{220}Rn и дочерними продуктами их распада, находится в интервале 5,30—8,78 МэВ [16]. Широкий диапазон энергии (0,1—20 МэВ [16]) α -частиц, формирующих распознаваемые треки в пластике CR-39, и высокая эффективность их регистрации (0,95 [17]) обуславливают применение пластика в качестве материала диэлектрических трековых детекторов как в исследованиях α -загрязнения почвы [3, 7, 9, 18—20], так и при дозиметрии радона [16].

Измерение α -активности грунта в натуральных условиях имеет преимущества по сравнению со стандартной методикой, предусматривающей проведение трудоемких процедур (отбора проб, нередко обладающих высокой γ -, β - и α -активностью, с помощью специального отборника, их транспортировки к лабораторным помещениям, приготовления образцов для испытаний, включающего удаление камней и остатков растений, сушку, измельчение и просеивание через сито, хранения радиоактивных проб и образцов в определенных условиях, разработки и изготовления стандартизованных образцов сравнения и эталонов [21]).

Целью настоящей работы является разработка простой и надежной конструкции трекового детектора на основе пластика CR-39, пригодного для экспонирования непосредственно на α -активном грунте, в частности, зоны аварии на Чернобыльской АЭС без пробоотбора.

Методика определения абсолютной α -активности. Основной методической трудностью широкого использования трековых детекторов в натуральных исследованиях α -активного грунта является переход от числа зарегистрированных треков к удельной активности грунта или плотности поверхностного загрязнения, например в Ки/км², широко применяемой при составлении карт радиоактивного загрязнения территории. По существу проблема сводится к обоснованию представительности измерения, так как анализируемая детектором поверхность имеет площадь 1 см² и глубину до нескольких десятков микрометров. Распространение результатов измерений на требуемые площадь и глубину должно быть метрологически обосновано.

Для проверки методики измерения абсолютной α -активности использовали образцы песчаного мелкозернистого грунта известной α -активности: образец сравнения № 1 (изготовлен в Радиовом институте им. В.Г. Хлопина, масса 57,77 г, паспортная удельная активность $A_{\text{п}} = 4,54$ кБк/кг), равномерно насыщенный ^{241}Am , и образец сравнения № 2 (изготовлен в ИЯЭ АН Беларуси, масса 59 г, $A_{\text{п}} = 3,73$ кБк/кг), равномерно насыщенный ^{239}Pu .

Четыре трековых детектора из пластика CR-39 общей площадью 2,95 см² после контактирования в течение 25 ч с образцом сравнения № 1 подвергали химическому травлению (6 М NaOH, 65 °С, 6—8 ч). Визуальный просмотр и подсчет числа треков с помощью оптического микроскопа при увеличении 400—500 позволили обнаружить 4619 треков (при числе фоновых 450). Аналогичные эксперименты с четырьмя детекторами общей площадью 3,65 см² и образцов сравнения № 2 выявили 3259 треков (число фоновых 66).

Плотность протравленных треков α -частиц на поверхности пластика ρ определяется уравнением [16]

$$\rho = 0,25nR\cos^2\theta_c, \quad (1)$$

где n — количество α -распадов в единице объема образца сравнения (т.е. источника); R — пробег α -частицы в веществе источника; θ_c — критический угол травления пластика CR-39.

Песчаный грунт источника представляет собой по существу дисперсную смесь. Рассматривая модель грунта в виде мелких плотноупакованных шариков из диоксида кремния и воздушных зазоров между ними, нетрудно показать, что пробег α -частицы в таком шарике $R_{\text{Д.К}}$ и воздушном зазоре $R_{\text{В.З}}$ примерно равны, а реальный пробег α -частицы в такой дисперсной смеси

$$R \approx 2R_{\text{Д.К}}. \quad (2)$$

Разделив обе части уравнения (1) на произведение длительности экспозиции детекторов t на плотность вещества источника d , учитывая уравнения (2) и то, что расчетная удельная активность источника $A = n/(td)$, можно получить выражение

$$A = \frac{2\rho}{R_{\text{Д.К}}\cos^2\theta_c}. \quad (3)$$

(Размерность величин, входящих в уравнение (3): ρ — трек/см², A — кБк/кг, $R_{\text{Д.К}}$ — г/см², t — с).

Расчетная оценка удельной активности образца сравнения № 1 по формуле (3) с учетом пробега испускаемых ^{241}Am α -частиц в диоксиде кремния $R_{\text{Д.К}} = 5,881$ мг/см² (табл. 1), $\rho = 1413$ трек/см², $\theta_c \approx 10^\circ$ [16], $t = 9 \cdot 10^4$ с дает $A = 5,5$ кБк/кг. При этом отличие от паспортного значения $A_{\text{п}} = 4,54$ кБк/кг составляет 21,1%.

Аналогичная оценка для образца сравнения № 2 с учетом $R_{\text{Д.К}} = 5,349$ мг/см² (см. табл. 1), $\theta_c \approx 10^\circ$, $t = 9 \cdot 10^4$ с и $\rho = 875$ трек/см² приводит к $A = 3,75$ кБк/кг. В этом случае отклонение от паспортного значения $A_{\text{п}} = 3,73$ кБк/кг составляет лишь 0,5%.

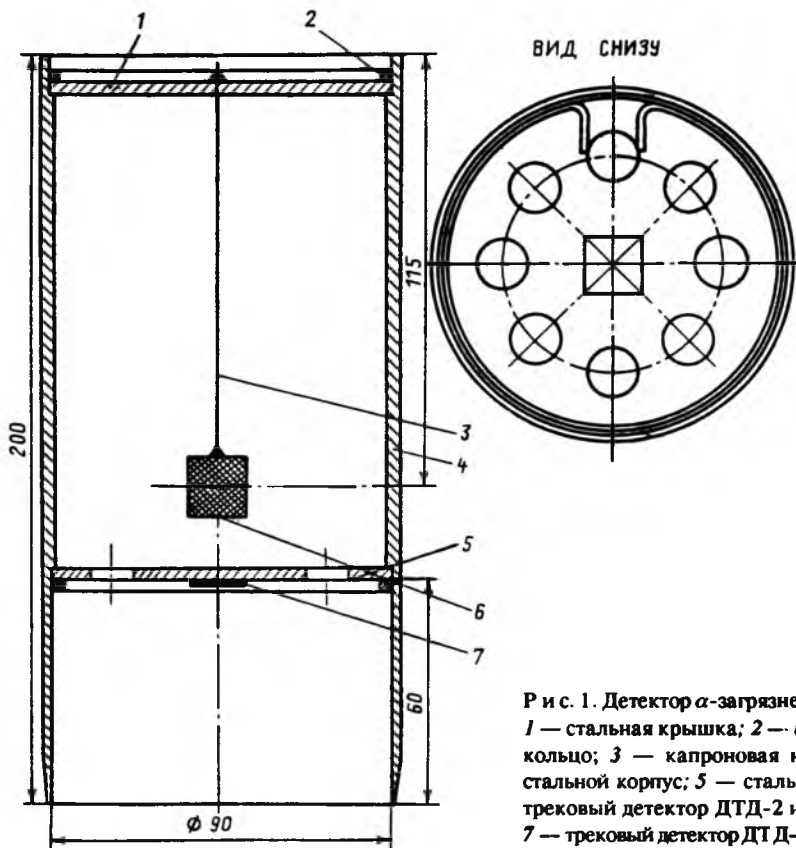
Результаты оценочных расчетов дают основание считать принятую упрощенную модель структуры грунта почти идеально приемлемой для песчаного мелкозернистого грунта, равномерно насыщенного ^{239}Pu . Более существенное отличие расчетной величины A от паспортной $A_{\text{п}}$ в случае образца № 1 обусловлено, вероятно, относительно менее однородным по сравнению с образцом № 2 распределением α -излучателей по объему, что связано, по-видимому, с более высокой подвижностью и растворимостью ^{241}Am в компонентах почвы по сравнению с ^{239}Pu [1, 23].

Т а б л и ц а 1. Энергия E и пробег в диоксиде кремния $R_{Д,К}$ основных α -частиц

Радионуклид	E , МэВ [15]	$R_{Д,К}$, мг/см ² [22]
²³⁸ Pu	5,50	5,897
²³⁹ Pu	5,16	5,349
²⁴⁰ Pu	5,17	5,365
²⁴¹ Pu	4,90	4,944
²⁴² Pu	4,90	4,944
²⁴¹ Am	5,49	5,881
²⁴³ Am	5,28	5,542
²⁴³ Cm	5,79	6,364
²⁴⁴ Cm	5,81	6,397
²³⁶ U	4,49	4,219
²³⁸ U	4,20	3,945

Следует отметить, что в реальных условиях распределение α -излучающих радионуклидов не является однородным ни по поверхности, ни по глубине грунта. Поэтому натурные измерения должны включать контроль профиля их глубинного распределения в нескольких характерных местах анализируемой площадки. Необходимо также оценить вклад радона и торона в число треков, зарегистрированных детектором.

Конструкция и экспонирование детектора α -загрязнения грунта (ДАЗАГ). Разработанная конструкция включает диэлектрические трековые детекторы ДТД-1, -2 в виде пластинок размером $15 \times 15 \times 0,5$ мм, а также вкладыш, помещенные в корпус в виде трубки наружным диаметром 94, высотой 200 мм (рис. 1). ДТД-1, -2 приклеены



Р и с. 1. Детектор α -загрязнения грунта ДАЗАГ: 1 — стальная крышка; 2 — стальное опорное кольцо; 3 — капроновая нить подвеса; 4 — стальной корпус; 5 — стальной вкладыш; 6 — трековый детектор ДТД-2 из пластика CR-39; 7 — трековый детектор ДТД-1 из пластика CR-39

к вкладышу и нити подвеса, местоположение вкладыша и крышки зафиксировано стопорными кольцами [19]. Для экспонирования детектора ДАЗАГ трубку нижней частью забивают в грунт на глубину 60 мм (установлено, что усилие прижима ДТД-1 к почве, равное $0,5 \text{ кг/см}^2$, обеспечивает плотный контакт между ними). Поскольку крышка препятствует попаданию радона во внутренний объем трубки, радон имеет возможность свободно диффундировать к ДТД-2 только из почвы через отверстия вкладыша.

После окончания экспонирования детектор извлекают из почвы (в случае необходимости вместе с пробой грунта в виде цилиндра диаметром 9, высотой 6 см, которая может быть исследована в лабораторных условиях, в частности, с помощью γ -спектроскопической либо трековой методики). Затем в лабораторных условиях пластинки CR-39 подвергают указанной процедуре обработки.

Таким образом, конструкция ДАЗАГ позволяет решать одновременно три самостоятельные задачи: определять α -загрязнение грунта, оценивать экскаляцию радона и торона в воздух, исследовать в лабораторных условиях извлеченную пробу грунта, исключив влияние почвенного радона.

Для отработки методики на местности были выбраны две точки единой реперной сети 30-км зоны Чернобыльской АЭС с относительно высокой (реперная точка Р-26-01) и средней (реперная точка Р-19-09) степенями загрязнения. Суммарное содержание изотопов плутония ($^{238}\text{--}^{240}\text{Pu}$) в почвах, оцененное радиохимическим анализом, составляло для указанных реперных точек 7,84 (290) и $0,146 \text{ Ки/км}^2$ ($5,4 \text{ кБк/м}^2$) соответственно [24]. (Указанные значения удовлетворительно согласуются с опубликованными данными о содержании плутония в почвах ближней зоны Чернобыльской АЭС [8]). В каждой реперной точке экспонировали по пять детекторов α -загрязнения грунта.

Результаты, полученные с помощью детектора α -загрязнения грунта в природных условиях, и их обсуждение. Удельную α -активность рассчитывали по формуле (3) с учетом среднего пробега в диоксиде кремния основных испускаемых α -частиц (см. табл. 1), равного $\bar{R}_{\text{Д.К}} = 5,35 \text{ мг/см}^2$. Данные измерений и расчетных оценок приведены в табл. 2. При этом относительная погрешность не превышает 8% для ρ , 6% для N , 9% для q и 14% для A .

Т а б л и ц а 2. Поверхностная плотность треков (ρ) и горячих частиц N , α -загрязнение поверхности (q) и удельная α -активность (A) грунтов 30-км зоны Чернобыльской АЭС, оцененные в результате экспонирования пяти детекторов ДАЗАГ в двух реперных точках в ноябре 1990 г.

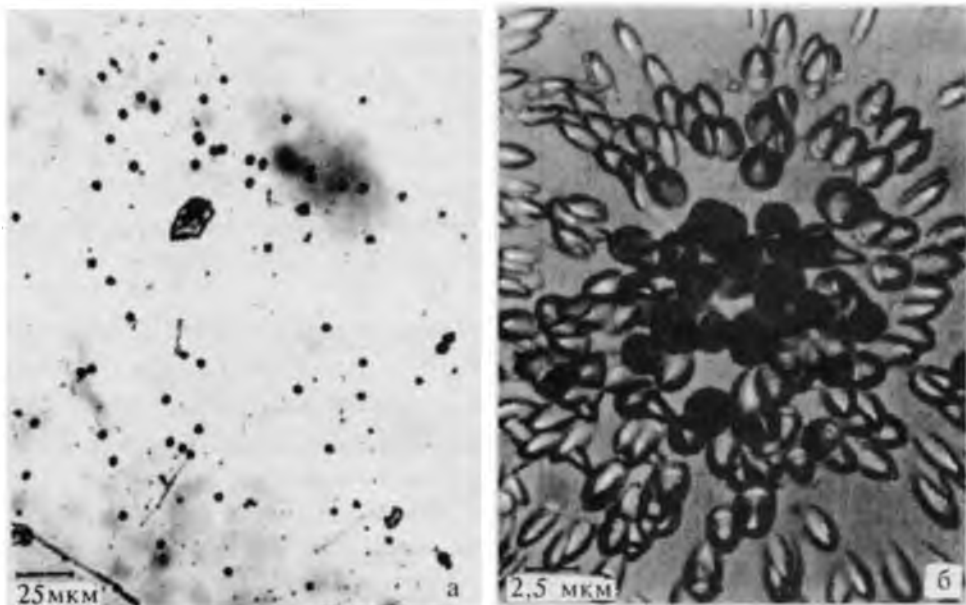
Характеристика, α -загрязнение	Р-26-01, $t = 112,7$ ч, номер детектора					Р-19-09, $t = 123,1$ ч, номер детектора				
	24	25	26	27	28	19	20	21	22	23
Гомогенное:										
ρ , трек/см ²	1714	3984	1910	4164	1762	790	590	890	887	626
q , част./ (см ² ·мин)	0,25	0,59	0,28	0,62	0,26	0,11	0,08	0,12	0,12	0,08
A , кБк/кг	1,63	3,78	1,81	3,96	1,67	0,69	0,51	0,77	0,77	0,55
Горячими частицами:										
N , горячая част./см ²	6	23	5	7	1	2	—	1	—	—
ρ , трек/см ²	29	391	57	232	17	128	—	8	—	—
q , α -част./ (см ² ·мин)	< 0,01	0,06	~ 0,01	0,03	< 0,01	0,02	—	< 0,01	—	—
A , кБк/кг	0,03	0,37	0,05	0,21	0,02	0,11	—	0,01	—	—
Суммарное:										
ρ , трек/см ²	1743	4375	1967	4396	1779	918	590	898	887	626
q , α -част./ (см ² ·мин)	0,25	0,65	0,29	0,65	0,26	0,13	0,08	0,12	0,12	0,08
A , кБк/кг	1,66	4,15	1,86	4,17	1,69	0,80	0,51	0,78	0,77	0,55

Результаты исследования показали, что α -загрязненность включает в себя две фракции: гомогенную (рис. 2, а), обусловленную отдельными, атомизированными α -излучателями, стохастически распределенными на поверхности и, возможно, объему грунта, и дискретную (рис. 2, б), вызванную горячими частицами разного размера и активности, дающими характерные «звезды» треков на трековом детекторе.

Фоновое содержание плутония в почвах бывшего СССР, обусловленное глобальными радиоактивными выпадениями до аварии на Чернобыльской АЭС, составляло 0,55—2,67 Бк/кг [25]. На территории Украины геохимический фон плутония, сформировавшийся при радиоактивных выпадениях, был относительно равномерным и составлял 18,5 Бк/м² [26]. При стандартной глубине взятия пробы 5 см и плотности грунта $\sim 1,5$ кг/дм³ это соответствует удельной активности 0,25 Бк/кг, что в 10^2 — 10^4 раз ниже приведенных в табл. 2.

Верхняя часть литосферы на 1 т грунта содержит в среднем 3 г природного урана и обладает α -активностью ~ 1 мКи [27], что соответствует удельной активности 37 Бк/кг. Это значение в 10—100 раз ниже приведенных в табл. 2.

Содержание плутония в почве в области репера Р-26-01, равное 290 кБк/м² [24], при стандартной методике взятия пробы и плотности грунта $\sim 1,5$ кг/дм³ соответствует удельной активности 3,87 кБк/кг. То, что это на 30% выше среднего (2,71 кБк/кг), для репера Р-26-01 можно объяснить во-первых, тем, что со времени первоначального поверхностного загрязнения произошла, во-видимому, миграция α -излучающих радионуклидов в глубь грунта [28]. В песчаных почвах, которые характерны для репера Р-26-01, скорость, глубина миграции и доля мобильных форм плутония значительны и существенно превышают соответствующие параметры в почвах с большим содержанием органических веществ [23, 28]. Таким образом, вынос плутония и других α -излучающих радионуклидов из верхнего слоя почвы, контактирующего с трековым детектором, мог уменьшить α -активность поверхности грунта. Во-вторых, в течение 4,5 лет после аварии в результате действия таких естественных факторов, как ветровой перенос и снежные бури, при которых вследствие эрозии с поверхности земли поднимется значительное количество грунта или снега, могло произойти самоочищение от-



Р и с. 2. Типичные фотографии проявленных треков на пластинках CR-39, контактировавших с грунтом 30-км зоны Чернобыльской АЭС в области репера Р-19-09 (а) и Р-26-01 (б), иллюстрирующие гомогенный (а) и дискретный (б) характер α -активности грунтов

дельных участков почвы [29]. В-третьих, поскольку часть α -активности сосредоточена в горячих частицах, диэлектрические трековые детекторы регистрируют меньшее по сравнению с детекторами других типов количество треков вследствие самопоглощения α -частиц в веществе самих горячих частиц. В-четвертых, составляющие грунт микрочастицы нередко создают конгломераты вокруг горячих частиц, что приводит к дополнительному экранированию α -излучателей и снижает количество регистрируемых треков. Наконец, последней в порядке упоминания, но не важности причиной может являться влияние повышенной влажности почвы, поскольку экспонирование детектором α -загрязнения ДАЗАГ в данном репере сопровождалось проливными дождями со снежной крупой. При этом указанная модель грунта, по-видимому, не всегда соответствует реальности, соотношение (2) не выполняется и реальный пробег α -частицы в грунте ниже расчетного, поэтому реальная удельная активность, согласно уравнению (3), выше расчетной.

Содержание плутония в почве в области репера Р-19-09, равное $5,4 \text{ кБк/м}^2$ [24], при стандартной методике взятия пробы и плотности грунта $\sim 1,5 \text{ кг/дм}^3$ соответствует удельной активности 72 Бк/кг . Следовательно, суммарная α -активность, учитывающая природное содержание урана и вклад изотопов плутония, составляет $72 \text{ Бк/кг} + 37 \text{ Бк/кг} = 109 \text{ Бк/кг}$, или 16% средней (680 Бк/кг) по данным табл. 2.

Поскольку формула (3) получена путем предположения о равномерном распределении α -излучающих радионуклидов по исследуемому объему грунта, значительное различие между 109 и 680 Бк/кг обусловлено, прежде всего, резко выраженным неравномерным их распределением по глубине почвы [1, 8, 23, 28]. Кроме того, существенную неоднородность содержания плутония в почве одного пункта можно объяснить также его поступлением в разных формах, в том числе и в виде отдельных частиц разного размера [8]. Другой возможной причиной указанного различия является, вероятно, вторичное загрязнение 30-км зоны Чернобыльской АЭС за счет ветрового подъема, переноса и осаждения α -излучающих радионуклидов в виде пыли [1, 14, 29].

Наконец, третьей причиной мог быть, по-видимому, существенный вклад других помимо плутония α -излучающих нуклидов: америция, кюрия, топливного урана в удельную α -активность.

Суммарное α -загрязнение отдельных участков грунтов в области репера Р-26-01 [детекторы № 25 и 27, см. табл. 2, $q = 0,65 \text{ част./}(см^2 \cdot \text{мин})$] превышает допустимый уровень α -загрязнения наружной поверхности обуви и поверхности помещений постоянного пребывания населения ($0,5 \text{ част./}(см^2 \cdot \text{мин})$) [30].

Поскольку удельная α -активность исследованных грунтов в области этого репера, определяемая, по-видимому, преимущественно трансурановыми элементами, существенно выше $1 \cdot 10^{-8} \text{ Ки/кг}$ ($0,37 \text{ кБк/кг}$), то эти грунты как источники α -излучения следует отнести к твердым радиоактивным отходам [30], вследствие чего они подлежат сбору, удалению и обезвреживанию.

Расчетная оценка с учетом средней суммарной концентрации радона, торона и дочерних продуктов их распада ($59,2 \text{ Бк/кг}$ [31]), плотности грунта ($\sim 1,5 \text{ кг/дм}^3$), эффективного объема регистрации α -частиц ($\sim 2 \text{ мм}^3$), площади трековых детекторов ($1-2 \text{ см}^2$) и телесного угла регистрации α -излучения от «толстого» источника (π) показывает, что вклад радона, торона и продуктов их распада в счетность детектора составляет $\sim (2-4)10^{-5} \text{ Бк/(см}^2 \cdot \text{с)}$. Поскольку это значение по крайней мере в 10 раз ниже наименьших полученных в экспериментах с экспонированными в природных условиях трековыми детекторами, вклад радона, торона и продуктов их распада в счетность детекторов можно считать несущественным.

Для экспериментальной оценки вклада было проведено несколько серий экспонирований (в области реперов Р-26-01 и Р-19-09) и последующих обработок трековых

детекторов различного вида: детекторов открытого типа с пластиком CR-39 в качестве трекового детектора, устанавливаемых на открытом воздухе на расстоянии 3 и 15 см от поверхности грунта; детекторов герметичного типа (см. рис. 1) с пластиком CR-39 в качестве трекового детектора, в которых одновременно измеряли как экскаляцию радона и торона из грунта в определенный герметичный объем, так и α -загрязнение поверхности того же грунта; радоновых камер с нитратом целлюлозы в качестве трековых детекторов [32], устанавливаемых как в поверхностном слое грунта, так и на расстоянии 3 и 15 см от поверхности грунта.

Результаты показали, что объемная концентрация радона в приповерхностном слое воздуха в условиях длительных натурных исследований не коррелирует ни с содержанием радона в грунте, ни с поверхностным α -загрязнением грунта. Наибольшая объемная концентрация радона составляла $1,4 \cdot 10^{-11}$ Ки/л, что соответствует содержанию α -излучающих радионуклидов в грунте ~ 26 Бк/м². Эти данные, а также непосредственное сравнение количества зарегистрированных импульсов детекторами, расположенными в герметичном объеме над грунтом и в грунте, подтвердили вывод о том, что вклад радона, торона и продуктов их распада в измерения α -загрязнения поверхности грунта 30-км зоны Чернобыльской АЭС пренебрежимо мал.

Авторы выражают благодарность М.П. Кручику, И.В. Жуку, О.И. Ярошевичу, М.В. Арцимовичу, Л.Н. Виленской и В.А. Заславскому за помощь в проведении работы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Трансурановые элементы в окружающей среде. Под ред. У.С. Хэнсона. Пер. с англ. под ред. Р.М. Алексахина. М.: Энергоатомиздат, 1985. 344 с.
2. Van der Veen J., van der Wijk A., Mook W.G. Core fragments in Chernobyl fallout. — *Nature*, 1986, v. 323, p. 399—400.
3. Palfalvi J., Lancsarics Gy., Feher I., Sagi L. Alpha spectrum of «hot particles» determined by CR-39 SSNTD. — *Nucl. Tracks Radiat. Meas.*, 1988, v. 15, p. 779—782.
4. Broda R., Kubica B., Szegłowski Z., Zuber K. Alpha emitters in Chernobyl hot particles. — *Radiochim. acta*, 1989, v. 48, № 1—2, p. 89—96.
5. Богатов С.А., Боровой А.А., Дубасов Ю.В., Ломоносов В.В. Форма и характеристика частиц топливного выброса при аварии на Чернобыльской АЭС. — *Атомная энергия*, 1990, т. 69, вып. 1, с. 36—40.
6. Борисюк Л.Г., Гаврилюк В.И., Доценко И.С. и др. «Горячие» частицы в биосфере. — *Известия Академии наук БССР, сер. физ.-энерг. наук*, 1990, № 4, с. 38—41.
7. Knizhnik E.I., Stetsenko S.G., Tokarevsky V.V. Estimation of soil surface alpha activity and alpha contamination by polymer track detectors. — *Nucl. Tracks Radiat. Meas.*, 1991, vol. 19, p. 765—768.
8. Лебедев И.А., Мясоедов Б.Ф., Павлоцкая Ф.И., Френкель В.Я. Содержание плутония в почвах европейской части страны после аварии на Чернобыльской АЭС. — *Атомная энергия*, 1992, т. 72, вып. 6, с. 593—599.
9. Кашпаров В.А., Лошилов Н.А., Працак В.П. и др. Ядерно-физические характеристики чернобыльских горячих частиц. — В кн.: *Проблемы сельскохозяйственной радиологии*. Сб. науч. тр. Вып. 2. Киев: УкрИНТЭИ, 1992, с. 1—9.
10. Гаргер Е.К., Кашпаров В.А., Кутьков В.А., Тер-Сааков А.А. Ингаляционное поступление «горячих» частиц аварии на ЧАЭС в условиях процессов миграции радиоактивных продуктов в биосфере. — В кн.: *Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере*. Тез. докл. Гомель, 1990, с. 67.
11. Михаэлян А.И., Тер-Сааков А.А., Куринный В.Д., Нечипоренко О.В. Устойчивость топливных частиц РВ в почвах 30-км зоны. — Там же, с. 73.
12. Хитров Л.М. «Горячие частицы» — что же это такое? — Там же, с. 78.
13. Книжник Е.И., Токаревский В.В. Альфа-загрязнение европейского континента вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. — Там же, с. 21—22.
14. Гаргер Е.К., Гаврилов В.П. Вторичное загрязнение 30-км зоны Чернобыльской АЭС и прилегающей территории за счет ветрового подъема радионуклидов. — *Атомная энергия*, 1992, т. 72, вып. 6, с. 588—592.
15. *Физическая энциклопедия*. Гл. ред. А.М. Прохоров. М.: Большая Российская энциклопедия, 1992, т. 3. 672 с.
16. Дюррани С., Балл Р. Твердотельные ядерные детекторы. Пер. с англ. под ред. В.П. Перелыгина. М.: Энергоатомиздат, 1990. 264 с.

17. Мярэнный А.М. Диэлектрические трековые детекторы в радиационно-физическом и радиобиологическом эксперименте. М.: Энергоатомиздат, 1987. 184 с.
18. Акопова А.Б., Викторова Н.В., Кришчан В.М. и др. Разработка автордиографических методов исследования горячих частиц Чернобыльской АЭС. — В кн.: 3 Всес. школа-семинар по твердотельным трековым детекторам и автордиографии. Одесса, 5—11 сент. 1991 г. Тез. докл., с. 21—22.
19. Книжник Е.И., Прокопенко В.С., Стеценко С.Г. и др. Измерения альфа-загрязнения поверхности грунтов 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС путем использования трековых детекторов на основе пластика CR-39 в натуральных условиях. — Там же, с. 80—81.
20. Матвеев В.В., Печенкин С.А. Использование твердотельных детекторов PATRAS для дозиметрии, радиометрии, спектрометрии альфа-излучателей, образовавшихся в результате аварии на Чернобыльской АЭС. — Там же, с. 90.
21. Тельдеши Ю., Яковлев Ю.В., Билимович Г.И. Диагностика окружающей среды радиоаналитическими методами. М.: Энергоатомиздат, 1985. 192 с.
22. Чеснокова Т.Д., Пучеров Н.Н., Борзаковский А.В. Торможение протонов и альфа-частиц в сложных веществах. I: Препринт КИЯИ-81-13, Киев, 1981. 30 с.
23. Кудряшов В.П., Миронов В.П., Крюк А.И., Грушевич Л.Е. Сравнительная характеристика подвижности различных радионуклидов в почвах. Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере. Тез. докл. Гомель, 1990, с. 45.
24. Левшин Е.В., Агеев В.А., Базавов Д.А. и др. Уточнение ареала распространения изолиний ПДУ радионуклидов плутония и стронция-90. Отчет ИЯИ АН Украины, рег. № 02900049852, Киев, 1990. 93 с.
25. Павлоцкая Ф.И., Федорова З.М., Емельянов В.В. и др. Содержание плутония в почвах Советского Союза. — Атомная энергия, 1985, т. 59, вып. 5, с. 382—383.
26. Оставненко А., Чумак Б., Остапенко В., Белоусова П. Стронций и плутоний в Киеве. — Вечерний Киев, 30 апреля 1991 г. № 83 (14198), с. 2—3.
27. Хефеле В. Плутониевое хозяйство — лозунг или реальность? — Атомная техника за рубежом, 1990, № 1, с. 36—40.
28. Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А., Мясоедов В.Ф. Миграция плутония в почвах. — Атомная энергия, 1986, т. 61, вып. 3, с. 195—198.
29. Желтоножский В.А., Казакова С.В., Лошко Т.Н. и др. Изменение уровней загрязнения 30-километровой зоны ЧАЭС. — Известия Академии наук БССР, сер. физ.-энерг. наук, 1990, № 4, с. 69—73.
30. Нормы радиационной безопасности НРБ-76-87 и Основные санитарные правила ОСП-72-87. М.: Энергоатомиздат, 1988. 160 с.
31. Ран Ф., Адамантиадес А., Кентон Дж., Браун Ч. Справочник по ядерной энерготехнологии. Пер. с англ. под ред. В.А. Легасова. М.: Энергоатомиздат, 1989. 752 с.
32. Воробьев И.Б., Кривохатский А.С., Некрасов Е.В. и др. Методы и аппаратура для измерения объемной активности радона в воздухе радоновых лабораторий и лечебниц. — Гигиена и санитария, 1990, № 3, с. 71—72.

Поступила в Редакцию 9.08.93

УДК 621.384.8:539.163:539.128.3

МАСС-СПЕКТРОМЕТРЫ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ИЗОТОПНОГО СОСТАВА ВОДОРОДА И ГЕЛИЯ

Рязанцева Н.Н., Ненарокова В.Т., Милешкин Ю.А. (ВНИИНМ им. А.А. Бочвара)

Создание термоядерных реакторов на основе токамаков находится на стадии решения инженерных проблем. Приступают к разработке технического проекта Международного термоядерного реактора [1], модернизируются для работы с D—T-топливом (плазменным газом) действующие установки JET (Великобритания) и TSTA (США) [2, 3]. Контроль за изотопным составом и содержанием примесей в D—T-топливе необходим в процессах приготовления, очистки, регенерации и хранения топливного газа и его составляющих. Разработке и созданию необходимых приборов и методов анализа уделяется достаточно внимания во многих научных центрах. Некоторые требования к контролю состава топливного газа сформулированы в работах [4, 5]. Наиболее подходящим признан масс-спектрометрический метод, позволяющий одновременно решать задачи изотопного и химического анализов.