

4. Титов В.В. Теоретические аспекты работы квадрупольного масс-спектрометра с искаженным анализирующим полем. — Там же, 1986, т. 61, вып. 2, с. 103—110.
5. Титов В.В. Аналитические и численные методы моделирования ионно-оптических систем квадрупольного масс-спектрометра. — Там же, 1993, т. 75, вып. 2, № 8, с. 109—121.
6. Титов В.В. Экспериментальные аспекты сепарации ионов в искаженных полях квадрупольного масс-анализатора. — Вопросы атомной науки и техники. Сер. Техническая физика и автоматизация, 1994, вып. 1/2(49/50), с. 35—49.
7. Titov V.V. Isotopic quadrupole mass spectrometry of hydrogen and helium. — J. Radioanal. Nucl. Chem. Art., 1993, v. 174, № 2, p. 205—222.
8. Kir'yanov G.I., Titov V.V. Determination of inorganic impurities in high pure water by ICP-MS. — ICP Inf. Newslett., 1992, v. 18, № 7, p. 412.

Поступила в Редакцию 27.01.94

УДК 621.039.58.001.2

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ^{241}Am ВСЛЕДСТВИЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

*Иванов Е.А., Рамзина Т.В., Хамьянов Л.П. (ВНИИАЭС), Васильченко В.Н.,
Коротков В.Т., Носовский А.В., Осколков Б.Я. (ПО «ЧАЭС», Украина)*

В результате аварии на Чернобыльской АЭС произошло загрязнение окружающей среды долгоживущими радионуклидами, в том числе трансурановыми элементами. В табл. 1 приведены уточненные по сравнению с данными [1] результаты наработки основных долгоживущих радионуклидов в активной зоне аварийного реактора [2].

Как следует из табл. 1, вклад ^{241}Pu в суммарную накопленную в активной зоне реактора активность трансурановых элементов составляет около 84%. Учитывая, что их выход в атмосферу при аварии одинаков (3% [1]), сделанное замечание справедливо и в отношении радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Загрязнение окружающей среды ^{241}Am обусловлено как его непосредственным выбросом из активной зоны реактора, так и последующим накоплением в результате β -распада ^{241}Pu .

Т а б л и ц а 1. Нарботка основных долгоживущих радионуклидов
в активной зоне аварийного реактора

Радионуклид	Масса, кг	Активность, ПБк	Погрешность, %
^{90}Sr	44	228	—
^{134}Cs	3,2	153	2—4
^{137}Cs	81	260	2—4
^{238}Pu	1,5	0,94	5—10
^{239}Pu	413	0,95	1,5—2
^{240}Pu	176	1,5	1,5—2
^{241}Pu	49	184	2—5
^{242}Pu	14,2	0,0021	3—10
^{241}Am	1,1	0,14	5—7
^{243}Pu	0,73	0,0054	5—7
^{242}Cm	0,26	31	5
^{244}Pu	0,06	0,18	—

Временная динамика накопления активности ^{241}Am в окружающей среде описывается уравнением

$$A_2(t) = A_{01} \frac{\lambda_2}{\lambda_1 - \lambda_2} [\exp(-\lambda_2 t) - \exp(-\lambda_1 t)] + A_{02} \exp(-\lambda_2 t), \quad (1)$$

где A_{01} , A_{02} — аварийный выброс ^{241}Pu и ^{241}Am соответственно, ПБк; λ_1 — постоянная распада ^{241}Pu , равная $0,0482 \text{ год}^{-1}$; λ_2 — постоянная распада ^{241}Am , равная $0,0016 \text{ год}^{-1}$; t — время после аварии, год.

Введем в рассмотрение функцию $Y(t)$, представляющую собой отношение активности ^{241}Am в момент времени t к активности аварийного выброса, т.е. $Y(t) = A_2(t)/A_{02}$.

В соответствии с формулой (1) получим следующее выражение:

$$Y(t) = (k + 1) \exp(-\lambda_2 t) - k \exp(-\lambda_1 t), \quad (2)$$

где $k = \lambda_2/(\lambda_1 - \lambda_2) (A_{01}/A_{02})$.

Как нетрудно убедиться, максимум функции $Y(t)$ будет достигнут в момент времени

$$t_* = (\lambda_1 - \lambda_2)^{-1} \ln \left[\lambda_1 / \lambda_2 \frac{k}{1 + k} \right] \quad (3)$$

и составит

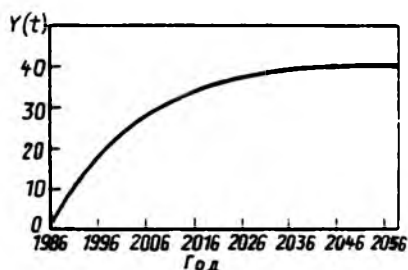
$$Y(t_*) = (1 + k) \left(1 - \frac{\lambda_2}{\lambda_1} \right) \left[\frac{\lambda_2}{\lambda_1} \frac{1 + k}{k} \right]^{\lambda_2/(\lambda_1 - \lambda_2)}. \quad (4)$$

С учетом данных табл. 1, формул (3), (4) максимальное содержание ^{241}Am в окружающей среде будет достигнуто в 2059 г. (т.е. через 73 года после аварии) и в 40 раз превысит его аварийное поступление в атмосферу в апреле—мае 1986 г.

Пользуясь соотношением (2) и табл. 1, можно рассчитать функцию Y в любой момент времени t после аварии (рис. 1).

Представляет интерес сопоставление прогнозных оценок и экспериментальных данных о динамике накопления ^{241}Am в окружающей среде. В послеаварийный период проводились исследования распределения трансурановых элементов в объектах природной среды. Так, в работе [3] приведены результаты исследования содержания радионуклидов в почве ближней зоны Чернобыльской АЭС (13 участков, свыше 200 проб) в апреле 1991 г. (погрешность измерения 20—30%). В табл. 2 представлены рассчитанные по данным этой работы статистические характеристики отношения содержания различных радионуклидов к суммарному содержанию $^{239+240}\text{Pu}$ в почве. Там же приводятся данные об активности некоторых радионуклидов в единицах суммарной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в активной зоне аварийного реактора с учетом цепочки радиоактивного распада.

Сравнительный анализ данных табл. 2 позволяет сделать вывод о том, что в ближней зоне Чернобыльской АЭС соотношение между радионуклидами в почве соответствует (с учетом радиоактивного распада, погрешности измерения и расчета) аналогичному соотношению в активной зоне реактора.



Р и с. 1. Зависимость функции накопления ^{241}Am в окружающей среде от времени после аварии на Чернобыльской АЭС

Т а б л и ц а 2. Содержание радионуклидов в активной зоне реактора и почве ближней зоны Чернобыльской АЭС в единицах суммарной активности $^{239-240}\text{Pu}$ на 01.04.1991 г. [3]

Радионуклид	$T_{1/2}$, год	Активная зона	Почва
^{238}Pu	86,4	$0,37 \pm 0,04$	$0,48 \pm 0,03$
^{242}Cm	0,446	$0,006 \pm 0,0003$	$0,0086 \pm 0,001$
^{244}Cm	18,1	$0,06 \pm 0,003$	$0,07 \pm 0,01$
^{241}Am	433	$0,59 \pm 0,04$	$0,57 \pm 0,072$
^{137}Cs	30,17	$95 \pm 3,8$	87 ± 17
^{144}Ce	0,779	20 ± 1	$21 \pm 2,2$

Из данных табл. 3 следует, что соотношения между содержанием рассматриваемых радионуклидов в пробах указанных объектов природной среды удовлетворительно согласуются с аналогичными соотношениями в активной зоне реактора (с учетом радиоактивного распада).

Т а б л и ц а 3. Отношение активности $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ в пробах природных объектов в различные моменты времени

Тип работы	10.05.88 г.	13.12.88 г.	15.03.89 г.	30.11.89 г.	01.04.91 г.
Почва	$0,38 \pm 0,09$ ($0,29 \pm 0,02$) [*]	—	—	—	$0,57 \pm 0,07$ ($0,59 \pm 0,04$)
Вода	—	—	—	$0,44 \pm 0,01$ ($0,45 \pm 0,03$)	—
Воздух	—	$0,26 \pm 0,08$ ($0,35 \pm 0,03$)	—	—	—
Донные отложения	—	—	$0,34 \pm 0,13$ ($0,39 \pm 0,03$)	—	—

^{*}Расчет для активной зоны реактора.

Максимально возможные радиационные последствия накопления ^{241}Am могут наблюдаться на территориях, подвергшихся в основном загрязнению вследствие выпадения мелкодисперсных частиц топливной композиции. ^{241}Am вносит вклад в дозу внутреннего облучения за счет его поступления в организм как с вдыхаемым воздухом (ингаляционный путь), так и в результате миграции по пищевым цепочкам (пероральный путь).

Ингаляционный путь. Формирование дозы внутреннего облучения за счет ингаляции радионуклидов в организм в послеаварийный период обусловлено вторичным поднятием (дефляцией) выпавшей на поверхность земли примеси. Для большинства радионуклидов (кроме иода и ^3H) дефляция связана с пылеобразованием. Коэффициент дефляции радионуклидов оценивают по формуле

$$K_a = \frac{\text{Объемная активность в воздухе, Бк/м}^3}{\text{Плотность загрязнения почвы, Бк/м}^2}. \quad (5)$$

Этот коэффициент уменьшается от 10^{-4} до 10^{-6} м^{-1} вскоре после загрязнения почвы до $10^{-8}—10^{-10}$ по прошествии нескольких лет [4].

Мощность дозы облучения от содержания в воздухе исследуемого радионуклида определяется формулой

$$\dot{D}_{\text{in}} = a V B_{\text{in}}, \quad (6)$$

где a — объемная активность радионуклида в атмосферном воздухе, Бк/м³; V — скорость дыхания, м³/с; B_{ih} — дозовый коэффициент, равный ожидаемой дозе, которая отнесена к активности радионуклида, поступившей через органы дыхания, Зв/Бк.

В соответствии с уравнением (5) соотношение (6) можно записать в виде $D_{ih} = K_a V B_{ih} s$, где s — плотность загрязнения почвы радионуклидом, Бк/м².

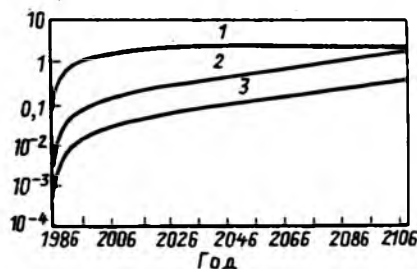
На территориях, подвергшихся загрязнению мелкодисперсными частицами топливной композиции, основной вклад в дозу облучения трансураниевыми элементами вносят ^{239,240}Pu. Поэтому представляет интерес сопоставление вклада ²⁴¹Am и ^{239,240}Pu в формирование величины. Принимая во внимание равенство коэффициентов дефляции и дозового преобразования B_{ih} [5] радионуклидов, получим, что отношение между мощностью дозы облучения дается выражением $\dot{D}_{ih}({}^{241}\text{Am})/\dot{D}_{ih}({}^{239,240}\text{Pu}) = s({}^{241}\text{Am})/s({}^{239,240}\text{Pu})$, т.е. совпадает с отношением содержания указанных радионуклидов в почве. С учетом этого факта, а также данных о динамике отношения активности ²⁴¹Am/^{239,240}Pu в почве (рис. 2) можно сделать вывод о том, что, например, вклад ²⁴¹Am в дозу облучения, обусловленную ингаляцией, по отношению к вкладу в дозу ^{239,240}Pu составлял 22% в 1988 г., 37% в 1991 г. и будет равен 46% в 1994 г., 50% в 1996 г., 70% в 2059 г. Начиная с 2059 г. относительный вклад ²⁴¹Am в дозу облучения начнет снижаться.

Пероральный путь. В соответствии с рекомендациями [4] индивидуальную дозу облучения по пероральному пути поступления радионуклидов рассчитывают в предположении потребления только местных продуктов питания. Такой подход генерирует максимально возможные оценки указанной величины. В этих условиях индивидуальная ожидаемая эффективная эквивалентная доза облучения от годового потребления местных продуктов питания, загрязненных исследуемым радионуклидом, рассчитывается по формуле $D_g^c = B_{ig} K_{FI} s$, где B_{ig} — коэффициент дозового преобразования для внутреннего облучения при поступлении радионуклида с водой или пищей, Зв/Бк; K_{FI} — коэффициент, связывающий уровень выпадений с годовым поступлением радионуклида в организм отдельного индивидуума, м². В соответствии с данными [6]

$$K_{FI} = k_{fi} \bar{S}, \quad (7)$$

где $\bar{S}$ — площадь необходимых для производства продуктов питания данного вида сельскохозяйственных угодий, потребляемых отдельным индивидуумом в течение года. Величина k_{fi} в формуле (7) — безразмерный коэффициент, характеризующий потерю радионуклида при миграции по пищевой цепочке, кулинарной обработке и хранении. Как известно, для продуктов деления основной вклад (свыше 90%) в формирование дозы облучения по рассматриваемому пути воздействия вносит ¹³⁷Cs (на долю ¹³⁴Cs и ⁹⁰Sr в настоящее время приходится менее 10%). Поэтому целесообразно оценить вклад в дозу ²⁴¹Am по сравнению с этим радионуклидом:

$$\frac{D_g^c({}^{241}\text{Am})}{D_g^c({}^{137}\text{Cs})} = \frac{B_{ig} K_{FI} s | {}^{241}\text{Am} |}{B_{ig} K_{FI} s | {}^{137}\text{Cs} |}. \quad (8)$$



Р и с. 2. Отношение содержания ²⁴¹Am/^{239,240}Pu (1), ²⁴¹Am/¹³⁷Cs (2) в окружающей среде и $D_g({}^{241}\text{Am})/D_g({}^{137}\text{Cs})$ (3) в зависимости от времени после аварии на Чернобыльской АЭС

В соответствии с результатами [5] для ^{241}Am и ^{137}Cs значения B_{ig} равны 0,67 и 0,02 мкЗв/Бк.

На K_{FI} , как следует из определения, влияет большое число факторов, среди которых одним из самых важных является доступность исследуемого радионуклида для усвоения растениями. Трансурановые элементы характеризуются малой подвижностью в системе почва—растение, которая уменьшается в ряду Np , Cm , Am , Pu [7]. В большинстве случаев коэффициенты накопления трансурановых элементов растениями из почв оцениваются в 10—100 раз ниже, чем для ^{90}Sr или ^{137}Cs .

В табл. 4 представлены заимствованные из работы [4] коэффициенты K_{FI} для ^{137}Cs , ^{239}Pu и ^{237}Np . К сожалению, нет надежных данных, позволяющих количественно оценить этот коэффициент для ^{241}Am . С учетом сказанного и данных табл. 4 в качестве консервативной оценки K_{FI} для ^{241}Am можно принять значение для ^{237}Np . Тогда формулу (8) можно записать в виде неравенства

$$D_g^c(^{241}\text{Am})/D_g^c(^{137}\text{Cs}) < 5 s(^{241}\text{Am})/s(^{137}\text{Cs}). \quad (9)$$

С учетом данных табл. 1 и выражения (9) на рис. 2 представлена динамика соотношения содержания $^{241}\text{Am}/^{137}\text{Cs}$ в почве и доза облучения от этих радионуклидов.

Анализ данных позволяет сделать вывод, что на территориях, подвергшихся загрязнению только мелкодисперсными частицами топливной композиции, вклад ^{241}Am в дозу внутреннего облучения по пероральному пути воздействия даже при самых консервативных предположениях не превышает в настоящее время 4% (что примерно соответствует вкладу в дозу ^{90}Sr или ^{134}Cs). По мере радиоактивного распада ^{137}Cs и накопления ^{241}Am в окружающей среде роль последнего в формировании дозы внутреннего облучения будет расти. Так, через 10 лет, т.е. в 2004 г., его доля возрастет до 10%. Однако даже в 2059 г., когда прогнозируется его максимальное содержание в окружающей среде, а содержание ^{137}Cs по сравнению с 1994 г. уменьшится почти в 5 раз, вклад ^{241}Am в дозу облучения не превысит 35%.

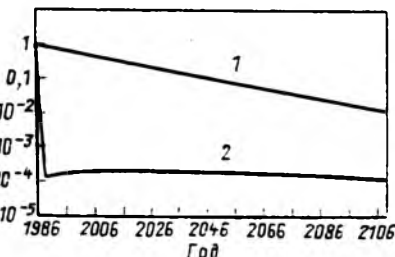
Как следует из рис. 3, несмотря на значительный непрерывный рост в окружающей среде содержания ^{241}Am относительно ^{137}Cs , доза облучения по пероральному пути воздействия от этих радионуклидов является монотонно убывающей функцией на всем

Т а б л и ц а 4. Коэффициент перехода радионуклидов в организм человека с мясом, молоком и по растительной цепочке, м²

Продукт	^{137}Cs	^{239}Pu	^{237}Np
Мясо	0,026	$8,0 \cdot 10^{-6}$	$8,0 \cdot 10^{-5}$
Молоко	0,32	$4,6 \cdot 10^{-8}$	$1,9 \cdot 10^{-6}$
Зерно пшеницы:			
яровой	0,49	0,009	0,09
озимой	0,39	0,0072	0,072
Картофель	0,18	0,0032	0,032
Капуста	0,11	0,002	0,02
Томаты	0,023	$4,1 \cdot 10^{-4}$	0,0041
Огурцы	0,0057	$1,0 \cdot 10^{-4}$	0,001
Фрукты	0,084	0,0015	0,015
Листовые овощи	0,029	$5,1 \cdot 10^{-4}$	0,0051
Полный рацион	1,66	0,0239	0,239

временном интервале, начиная с 1986 г. Так, в 1994 г. она уменьшится по отношению к ее первоначальному значению примерно на 35%, в 2005 г. — в 2 раза, в 2029 г. — в 5 раз, в 2059 г. — в 15 раз.

Важный фактор, снижающий значимость вклада ^{241}Am в формирование дозы облучения, — обусловленность радиоактивного загрязнения подавляющей части территории вследствие аварии на Чернобыльской АЭС двумя типами выпадений: мелкодисперсными частицами топливной матрицы и «газовой» («парогазовой») фазой некоторых радионуклидов, в результате чего соотношение между летучими (I, Cs, Ru), нелетучими продуктами деления (Ce, Sr, Zr) и трансурановыми элементами (Pu, Cm, Am) нарушено по сравнению с соотношением в активной зоне аварийного реактора. В частности, содержание ^{137}Cs по отношению к содержанию ^{241}Am в почве значимо выше, чем в топливной композиции на момент аварии. Так, в марте 1993 г. в почве на территории Славутича соотношение между содержанием ^{241}Am и ^{137}Cs составляло $0,004 \pm 0,0014$, тогда как аналогичное соотношение в активной зоне реактора с учетом поправки на радиоактивный распад 0,0085, т.е. более чем в 2 раза выше. Это означает, что вклад ^{241}Am в дозу внутреннего облучения населения Славутича в настоящее время не превышает 2%, а в 2059 г. не превысит 20% при общем прогнозируемом снижении дозы облучения (только за счет радиоактивного распада) почти в 5 раз. Более реалистичная оценка, учитывающая выведение радионуклидов из корнеобитаемого слоя почвы, дает значение этого коэффициента 16.



Р и с. 3. Изменение нормированной дозы облучения по пероральному (1) и ингаляционному пути воздействия (2) в зависимости от времени после аварии на Чернобыльской АЭС

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Абагян А.А., Асмолов В.Г., Гуськова А.К. и др. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ. — Атомная энергия, 1986, т. 61, вып. 5.
2. Бегичев С.Н., Боровой А.А., Бураков Е.В. и др. Топливо реактора IV блока ЧАЭС (краткий справочник): Препринт ИАЭ-5268/3, 1990.
3. Определение плотности загрязнения вокруг ЧАЭС трансурановыми радионуклидами и изучение динамики миграции и распада топливных частиц в почвах: Препринт СКТБ и ЭП ИЯИ АН УССР. Киев, 1991.
4. Сборник правил и норм по радиационной безопасности в атомной энергетике, т. 3. М., МЗ СССР, 1989.
5. Пределы годового поступления радионуклидов в организм работающих, основанные на рекомендациях 1990 г. Публикация № 60, ч. 1 МКРЗ. М.: Энергоатомиздат, 1994.
6. Гусев Н.Г., Беляев В.А. Радиоактивные выбросы в биосфере. Справочник. М.: Энергоатомиздат, 1991.
7. Пристер Б.С., Лоцилов Н.А., Немец О.Ф., Поярков В.А. Основы сельскохозяйственной радиологии. Изд. 2-е. Киев: Урожай, 1991.

Поступила в Редакцию 3.06.94

УДК 628.5:539.16:681.5

ОЦЕНКА И ПРОГНОЗИРОВАНИЕ МАСШТАБОВ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ПРИ ВЫБРОСАХ АЭС

Елохин А.П. (ВНИИАЭС), Соловей А.Ф. (НПО «Припять», Украина)

Оценка радиоактивного загрязнения воздушного бассейна и подстилающей поверхности в направлении выброса сводится к определению объемной активности радиоактивной примеси в воздухе, поверхностной активности на подстилающей поверхности при выпадении на нее примеси, а также экспозиционной и ингаляционной