

# Радіоекологія

УДК 574.41.5:539.163

**П. П. Надточій**

д. с.-г. н.

Державний агроекологічний університет

**О. О. Орлов**

к. б. н.

Поліський філіал УкрНДІЛГА

## **ПЛУТОНІЙ І АМЕРИЦІЙ В НАВКОЛИШНЬОМУ СЕРЕДОВИЩІ (АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД)**

*Узагальнені дані науковців, які вивчали ядерно-фізичні і хімічні властивості плутонію та америцію, закономірності динаміки щільності забруднення ними території Європи в до- і післячорнобильський період, вертикальної міграції їх у різних ґрунтових відмінах, акумуляції рослинними та тваринними організмами. Висвітлено радіаційні ефекти, потенційну небезпеку актинідів для людини та умови безпечної її життєдіяльності на актиніднозабруднених територіях.*

### **Постановка проблеми**

Плутоній та америцій в останні декілька десятиріч, у зв'язку з їх антропогенним розповсюдженням у навколишньому середовищі і, перш за все, за рахунок випробування ядерної зброї у 50–60-х роках минулого століття, привертають увагу світової спільноти, особливо радіоекологів, радіобіологів, а також спеціалістів у галузі радіаційної медицини як фактор онкологічного ризику, що доведено численними експериментальними дослідженнями на різних видах тварин і клінічними спостереженнями на людях [5–7,10,17,19–21,47,60,63 та ін.]. З іншого боку виробництво плутонію дає, на відміну від обмеженості постачання енергетики органічним паливом, можливість необмеженого виробництва енергії для потреб народного господарства [3]. Так, уже в 2003 р. атомні електростанції України виробили 45,5 % від загальної кількості електроенергії держави [41]. Проте функціонування атомних електростанцій не виключає ймовірності забруднення навколишнього середовища трансурановими елементами, як це сталося внаслідок аварії на ЧАЕС. Отже, з актинідами пов'язані досить великі надії і, в той же час, не менші тривоги.

Радіаційна ситуація в Україні потребує системних радіоекологічних досліджень і узагальнення наявної радіоекологічної інформації, що є основою для розробки норм безпечної життєдіяльності людини на актиніднозабруднених територіях [14,35].

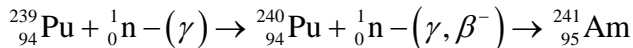
**Завдання даної роботи** полягало в узагальненні наявних літературних даних щодо ядерно-фізичних та хімічних властивостей плутонію та америцію, розповсюдження їх у навколишньому середовищі, міграції в системі „ґрунт–рослина”, акумуляції в організмі людини і тварин та їх радіаційних ефектів.

© П. П. Надточій, О. О. Орлов

### Ядерно-фізичні та хімічні властивості

Зазначені хімічні елементи відносяться до актинідів. Стабільних їх ізотопів у природі не виявлено, звичайний зразок плутонію складається з декількох штучно створених радіоактивних. Всього їх нараховується 15 з числом маси від 232 до 246. [8,21,39]. У природі первинні аналоги плутонію не збереглися з часу синтезу елементів при утворенні нашої планети, а в мізерних кількостях у надрах землі існують лише ті ізотопи, що утворилися в процесі розпаду урану. Наприклад,  $^{239}\text{Pu}$  весь час утворюється в мізерних кількостях в уранових рудах при самочинному поділі  $^{238}\text{U}$  у процесі захвату нейтронів космічного випромінювання і нейтронів, що утворюються при спонтанному поділі атомів урану. Радіоактивні ізотопи плутонію у невеликих кількостях знайдені в Південній Африці [8].

Сусідом плутонію в періодичній таблиці Менделєєва є америцій. Вперше він був отриманий штучно в 1944 році в Металургійній лабораторії Чикагського університету Г. Сиборгом зі співробітниками. На сьогодні відомо 11 ізотопів америцію, масові числа яких варіюють від 237 до 247, а періоди напіврозпаду тривають від 0,37 години ( $^{247}\text{Am}$ ) до  $7,4 \cdot 10^3$  років ( $^{243}\text{Am}$ ) [8,39]. Для радіоекологів найбільший інтерес представляє  $^{241}\text{Am}$ . Одна із схем його отримання має наступний вигляд:



Відомо, що розпадаючись,  $^{241}\text{Am}$  випромінює  $\alpha$ -частинки та м'які малоенергетичні гамма-кванти, енергія яких не перевищує 60 кеВ.

Плутоній має різносторонні хімічні властивості. Для екологів досить цікавим є те, що цей елемент у водному середовищі може бути присутнім у чотирьох станах окислення – від Pu (III) до Pu (VI), утворюючи іони в гідратованій формі. Розчинність плутонію в природних водах досить низька і визначається, головним чином, Pu (V) і Pu (VI). В той же час абсорбовані форми представлені лише станом Pu (III) і Pu (IV) [73]. Америцій у сполуках може проявляти ступінь окислення від +2 до +7. В природному середовищі переважно має ступінь окислення +3. Але він, як і плутоній, може легко утворювати різні сполуки як звичайні, так і комплексні. В кислому середовищі цей елемент досить легко може віддавати один, два чи три електрони. Перехід Am (III) до Am (VI) може здійснюватися зразу, не проходячи проміжних стадій окислення [42, 75].

$^{241}\text{Pu}$  також розпадається на  $^{241}\text{Am}$  шляхом випромінювання  $\beta$ -частинок. Оскільки  $^{241}\text{Am}$  має значно більший період напіврозпаду (432 роки), ніж  $^{241}\text{Pu}$  (14,4 роки) запаси  $^{241}\text{Am}$  збільшуються по мірі розпаду  $^{241}\text{Pu}$ . Гамма-випромінювання, що утворюється в результаті розпаду америцію значно сильніше, ніж у плутонію [8].

Наводимо основні ядерно-фізичні властивості ізотопів плутонію, що є його складовими, а також  $^{241}\text{Am}$  як дочірнього радіонукліду, що утворюється при розпаді  $^{239}\text{Pu}$  (табл. 1).

Таблиця 1. Ядерно-фізичні властивості  $^{238-242}\text{Pu}$  і  $^{241}\text{Am}$  [8, 21,39]

Радіонуклід	$T_{1/2}$ , років	Тип розпаду	Активність, Кі/г	Збройний плутоній*		Середня енергія випромінювання, МеВ/(Бк·сек)			Дочірній радіонуклід (вихід)
				Ректорний плутоній	вміст, %	характеристичне, $\gamma$ і анісляційне випромінювання	$\beta$ -випромінювання, конверсійні електрони та електрони Оже	$\alpha$ -випромінювання та ядра віддачі	
$^{238}\text{Pu}$	87,74	СД, $\alpha$	17,3	-	1,3	$1,81 \cdot 10^{-3}$	$1,06 \cdot 10^{-2}$	5,58	$^{234}\text{U}$
$^{239}\text{Pu}$	24065	$\alpha$	0,063	93,0	56,6	$7,96 \cdot 10^{-4}$	$6,65 \cdot 10^{-3}$	5,23	$^{235}\text{U}$ $^{241}\text{Am}$
$^{240}\text{Pu}$	6537	СД, $\alpha$	0,23	6,5	23,2	$1,73 \cdot 10^{-3}$	$1,06 \cdot 10^{-2}$	5,24	$^{236}\text{U}$
$^{241}\text{Pu}$	14,4	$\beta^-$	104	0,5	13,9	$2,54 \cdot 10^{-6}$	$5,24 \cdot 10^{-3}$	$1,22 \cdot 10^{-4}$	$^{237}\text{U}$ (вихід $2,45 \cdot 10^{-3}$ );
$^{242}\text{Pu}$	376300	СД, $\alpha$	0,004	-	4,9	$1,44 \cdot 10^{-3}$	$8,72 \cdot 10^{-3}$	4,974	$^{238}\text{U}$
$^{241}\text{Am}$	432,8	$\alpha$		-	-			5,586	$^{237}\text{Np}$

Примітка: СД – спонтанне ділення, ЗЕ – захват електрона,  $\alpha$ ,  $\beta$  і  $\gamma$  – тип розпаду,  $T_{1/2}$  – період напіврозпаду.

\*) Відносний вміст ізотопів у збройному і реакторному плутонії: сайт в Інтернеті -<http://www.ieer.org/ensec/no-3/no3russ/puchang.html>

**Динаміка рівнів забруднення актинідами оточуючого середовища у до- та післячорнобильський період.** Нині рівні забруднення довкілля актинідами визначаються переважно трьома джерелами їхнього надходження: глобальні випадання радіонуклідів внаслідок ядерних вибухів у відкритому середовищі (з максимумом у 1958–1959 рр.); діяльність об'єктів паливного ядерного циклу; штатна робота атомних електростанцій та ядерні аварії на них, найтяжчою з яких та глобальною за своїми наслідками стала Чорнобильська катастрофа.

За даними доповіді, представленої в ООН Комітетом по захисту від атомної радіації (UNSCEAR) [85], глобальні бомбові випадання ізотопів плутонію у Північній півкулі між  $40^\circ$  та  $50^\circ$  п.ш. склали перед Чорнобильською катастрофою  $58 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ . Проте вже тоді у окремих районах Землі спостерігався підвищений вміст актинідів – на ядерних полігонах (Семіпалатинському у СРСР, у штаті Невада у США, на оз. Лобнор у Китаї) а також на місцях випробувань ядерної зброї та використання ядерних вибухів для цілей промисловості. Так, наприклад, за даними І. В. Молчанової та Є. М. Караваєвої [27], у районі Точького ядерного вибуху (1954 р.) питома активність  $^{239}\text{Pu}$  у 0–5-см шарі ґрунту біля населених пунктів у 1999 р. складала  $4,1\text{--}82,6 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ , а щільність забруднення ґрунту даним радіонуклідом – від 42 до  $5284 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ . Для

порівняння відмічено, що питома активність  $^{239}\text{Pu}$  у 0–2-см шарі ґрунту у 16 найбільш постраждалих населених пунктах Брянської області після аварії на ЧАЕС дорівнює 0,8–7,8 Бк·кг<sup>-1</sup>. Показано, що у ґрунтах Тоцького полігону у більшості випадків найбільший вміст  $^{239}\text{Pu}$  спостерігався на глибині 2–7 см, а у ряді випадків – 7–12 см.

Також були досліджені викиди  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$ , які потрапили у оточуюче середовище під час ядерної аварії на реакторі на одному з заводів по переробці ядерного палива (Уіндскейл, Англія, 1957 р.). Зокрема, у 1994 р. [54] у лісах біля м. Селафілд (18 км від Уіндскейла) щільність забруднення ґрунту  $^{238}\text{Pu}$  дорівнювала 0,44 кБк·м<sup>-2</sup>;  $^{239+240}\text{Pu}$  – 10,51 кБк·м<sup>-2</sup>;  $^{241}\text{Am}$  – 2,92 кБк·м<sup>-2</sup>.

Різко змінила ситуацію, принаймні у Європі, Чорнобильська катастрофа. В результаті чорнобильських аварійних випадків актинідами у різному ступені були забруднені переважно території України, Росії та Білорусі [87], однак найбільша частка активності актинідів, які потрапили у навколишнє середовище, нині залишається у межах 30-кілометрової зони відчуження ЧАЕС, включаючи об'єкт “Укриття” – саркофаг [15,25,46]. Встановлено, що в Україні територія зі щільністю забруднення  $^{238+239+240}\text{Pu}$  більше 56 Бк·м<sup>-2</sup> (1,5 мКі·км<sup>-2</sup>), тобто рівнями, більшими дочорнобильських глобальних випадків, поширена в Україні на площі 145 тис. км<sup>2</sup>. Територія зі щільністю забруднення більше 370 Бк·м<sup>-2</sup> (10 мКі·км<sup>-2</sup>) знаходиться, головним чином, у північній частині Київської області, а також на окремих віддалених ділянках “південного” сліду [87].

У роботі [36] був зроблений висновок про те, що на території Республіки Білорусь “бомбовий”  $^{239+240}\text{Pu}$  поширений рівномірно зі щільністю 53 Бк·м<sup>-2</sup>, глобальні випадіння  $^{239+240}\text{Pu}$  на територію республіки до Чорнобильської катастрофи склали 11 ТБк. Щільність забруднення території Білорусі після Чорнобильської катастрофи коливається у дуже широкому діапазоні – від рівня глобальних випадків до  $1,1 \cdot 10^5$  Бк·м<sup>-2</sup>. Чорнобильські випадіння  $^{239+240}\text{Pu}$  на території Білорусі оцінені у 23 ТБк, причому забруднені трансурановими елементами переважно південні райони республіки. Щодо Білорусі також наведено, що щільність забруднення території  $^{241}\text{Am}$  зменшується з віддаленням від ЧАЕС, проте спостерігаються випадки, коли навіть на відстані 160 км від ЧАЕС щільність забруднення території  $^{241}\text{Am}$  є значною (Ветківський район Гомельської області) – 3 кБк/м<sup>2</sup> [48].

Дослідниками значна увага була приділена  $^{241}\text{Am}$ , який “напрацьовується” з  $^{241}\text{Pu}$ . Вчені розрахували, що активність  $^{241}\text{Am}$  буде зростати 73 роки після аварії та збільшиться у пік активності у 43 рази у порівнянні з початковим періодом. Для 30-км зони щільність забруднення  $^{241}\text{Am}$  складе 90–400 кБк·м<sup>-2</sup>, а для Брагинського району Брянської області – 4–5 кБк·м<sup>-2</sup> [49].

Білоруськими вченими показано, що у 1993 р. “гарячі” частинки, які містили альфа-випромінюючі радіонукліди, були значно більше поширені у ближній зоні ЧАЕС, з віддаленням від неї їх кількість зменшувалася у ґрунті на декілька порядків. Проте на території Білорусі “гарячі” частинки знайдені на відстані 250 км від ЧАЕС. При цьому у ряді зразків цих частинок, знайдених у 30-км зоні ЧАЕС частинки з співвідношенням  $^{241}\text{Am}/^{239+240}\text{Pu}$ , нехарактерним для Чорнобильських випаднів, згадані радіоізотопи знаходилися у складі важкорозчинної матриці (табл. 2) [70].

Таблиця 2. Частка різних форм актинідів у “гарячих” частинках на різній відстані від ЧАЕС

Форми актинідів	Відстані від ЧАЕС					
	10 км		40 км		250 км	
	Pu, %	Am, %	Pu, %	Am, %	Pu, %	Am, %
Обмінна	2	15	9	15	10	15
Мобільна	6	20	13	30	20	37
Фіксована	22	3	13	5	27	4
Міцно фіксована	70	62	65	50	43	44

З таблиці видно, що з віддаленням від ЧАЕС частка міцно фіксованих форм актинідів у “гарячих” частинках зменшується, а обмінних та мобільних – зростає, отже, зростає і небезпека їх включення у трофічні ланцюжки.

Радіоекологи та гігієністи з країн Західної та Центральної Європи продемонстрували динаміку вмісту актинідів у природних середовищах (повітрі, воді, ґрунті) та щільності забруднення території цими радіоізотопами у до- та післячорнобильський період [61, 64, 65]. Зокрема [18], показана зміна питомої активності актинідів у ґрунтах та озерних осадках у Альпійському регіоні Франції до і після Чорнобильської катастрофи. Так, у ґрунтах, у 1983 р. питома активність  $^{239,240}\text{Pu}$  дорівнювала  $0,06 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  –  $0,003 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ,  $^{241}\text{Am}$  –  $0,02 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ . Після Чорнобильської катастрофи питома активність згаданих радіоізоотопів у ґрунті збільшилася більш ніж у 10 разів і становила у 1991 р.:  $^{239,240}\text{Pu}$  –  $1,04 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  –  $0,026 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ ,  $^{241}\text{Am}$  –  $0,39 \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ .

У Польщі ізотопи Pu були знайдені в абсолютній більшості у складі маленьких “гарячих” частинок [65]. У північно-східній Польщі [64] щільність забруднення території  $^{238+239+240}\text{Pu}$  є майже рівномірною і становить  $0,41 \text{ Бк} \cdot \text{м}^{-2}$ . Також рівномірним є розподіл по території дрібних “гарячих” частинок – близько  $2500 \text{ шт} \cdot \text{м}^{-2}$ . Зроблено висновок про те, що максимальний вміст  $^{238}\text{Pu}$  та  $^{238+239+240}\text{Pu}$  спостерігається у приповерхневому шарі ґрунту. Також показано, що  $^{238}\text{Pu}$  та  $^{238+239+240}\text{Pu}$  Чорнобильських випаднів більш легко вилуговуються з “гарячих” частинок, ніж ці радіонукліди з глобальних випаднів.

У ряді досліджень вчених Західної Європи показана динаміка концентрації актинідів у повітрі після Чорнобильської катастрофи [78], а

також винос їх річковим стоком [56,58]. Так, у південній Німеччині (м. Нейгерберг) після Чорнобильської катастрофи проводився моніторинг об'ємної активності трансуранових елементів у повітрі, а також їх глобальних випадіннь на поверхню ґрунту [78]. Виявлено, що об'ємна активність  $^{238}\text{Pu}$  у повітрі з 1986 р. по 1998 р. зменшилася з  $0,95 \text{ нБк м}^{-3}$  до  $0,063 \text{ нБк м}^{-3}$ , а випадіння з атмосфери зменшилися з  $1,0$  до  $0,23 \text{ мБк м}^{-2} \text{ рік}^{-1}$  відповідно. Аналогічні показники для  $^{239+240}\text{Pu}$  дорівнювали  $8,1$  та  $0,53 \text{ нБк м}^{-3}$ , а випадіння з атмосфери –  $6,4$  та  $2,1 \text{ мБк м}^{-2} \text{ рік}^{-1}$ . У Іспанії [56] та Франції [58] показаний винос  $^{239}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  великими річками, зокрема Роною, у Середземне море. Наголошено на важливу роль повеней та паводків у ресуспензії ізотопів Pu.

Окремою та надзвичайно актуальною проблемою актинідного забруднення довкілля є оцінка сучасного стану ядерної безпеки об'єкту «Укриття», перетворення його в ядерно безпечний об'єкт, оцінка кількості паливовмісних мас під уламками 4-го енергоблоку та сумарна оцінка викиду актинідів під час аварії, а також моніторинг міграції актинідів з даного об'єкту в оточуюче середовище. Так, за даними [46], на момент аварії в активній зоні 4-го енергоблоку знаходилося:  $^{238}\text{Pu}$  –  $0,02 \text{ МКі}$ ;  $^{239}\text{Pu}$  –  $0,02 \text{ МКі}$ ;  $^{240}\text{Pu}$  –  $0,03 \text{ МКі}$ . Їх викид оцінено по 3 % від активності (з похибкою оцінки  $\pm 50 \%$ ).

За офіційною версією [45], викид ядерного палива в навколишнє середовище склав 3,5 % від його загальної кількості в активній зоні. За різними оцінками, в об'єкті «Укриття» нині знаходиться від 180 до 205 т ядерного палива, в т.ч. – до 700 кг ізотопів плутонію.

Точки зору відносно ядерної безпеки об'єкту «Укриття» діаметрально протилежні. Офіційна точка зору: «В соответствии с предлагаемым статусом и определением ядерной безопасности в ПБЯ РУ АЭС-89 можно считать, что объект «Укрытие» в настоящее время является ядернобезопасным» (цит. за [12]). Згідно заключення Фізико-енергетичного інституту (Обнінськ) та частини фізиків України та Росії: об'єкт «Укриття» являється в настоящее время ядерноопасным объектом, так как абсолютный уровень ядерной безопасности не гарантирован, учитывая пределы погрешности диагностики размещения топлива, неопределенности надежности конструкций, а также экстраполяцию параметров его существующего состояния на длительную перспективу» (цит. за [12]).

Нині в об'єкті «Укриття» у різних хімічних формах та агрегатних станах знаходиться  $700 \text{ пБк}$  ( $23 \text{ МКі}$ ) радіонуклідів, у т.ч. –  $^{241}\text{Pu}$  –  $3,3 \text{ МКі}$ ,  $^{241}\text{Am}$  –  $0,2 \text{ МКі}$  [12].

На момент аварії в активній зоні 4-го енергоблоку знаходилося:  $^{238}\text{Pu}$  –  $1 \text{ ПБк}$ ;  $^{239}\text{Pu}$  –  $0,85 \text{ ПБк}$ ;  $^{240}\text{Pu}$  –  $1,2 \text{ ПБк}$ ;  $^{241}\text{Pu}$  –  $170 \text{ ПБк}$ . Викид на момент аварії склав по 3,5 % від активності кожного з наведених ізотопів:  $^{238}\text{Pu}$  –  $0,035 \text{ ПБк}$ ;  $^{239}\text{Pu}$  –  $0,03 \text{ ПБк}$ ;  $^{240}\text{Pu}$  –  $0,042 \text{ ПБк}$ ;  $^{241}\text{Pu}$  –  $6 \text{ ПБк}$  [12]. Зроблено висновок про те, що ізотопи Pu та Am в основному зосереджені у зоні

відчуження (0,8–3,0 кКі), на решті території України – до 0,7 кКі. Слід відзначити, що актиніди, які знаходяться в об'єкті «Укриття», потенційно являють значну небезпеку, особливо з огляду міграції до ґрунтових вод [40], а разом з підземним стоком – до річкових вод.

### Міграція ізотопів Pu та Am у ґрунтах

Міграції актинідів у ґрунтах приділена особлива увага дослідників, адже саме ґрунти у більшості випадків виступають як початкові ланки складних трофічних ланцюжків, кінцевою ланкою яких є людина.

Значний обсяг даних з цієї проблеми був отриманий вченими задовго до Чорнобильської катастрофи. Зокрема Ф. Олдфілд зі співавторами вивчили вертикальний розподіл  $^{239}\text{Pu}$  у профілі оліготрофного торфу [68]. Англійські дослідники простежили за динамікою вертикальної міграції  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  у м. Селафілді (Камбрія, Англія) після аварії в Уіндскейлі. Так, у лісах навкруги заводу по переробці ядерного палива в околицях цього міста у 1994 р. вивчений вертикальний розподіл  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  у ґрунтах (табл. 3) [54].

Таблиця 3. Щільність забруднення 5-см шарів ґрунту актинідами, кБк·м<sup>-2</sup>

Глибина, см	$^{238}\text{Pu}$	$^{239+240}\text{Pu}$	$^{241}\text{Am}$
0–5	0,23	4,13	1,44
5–10	0,11	3,62	1,10
10–15	0,07	2,04	0,36
15–20	0,03	0,72	0,02
20–25	0,10	0,32	0,04
25–30	0,01	0,08	0,06
30–35	0,03	0,06	0,12
35–40	0,02	0,08	0,05
40–45	0,00	0,04	0,04
45–50	0,02	0,06	0,05

Встановлено, що у 9-см шарі ґрунту, найбільш щільно коренезаселеному, знаходиться до 80 % активності ізотопів Pu та  $^{241}\text{Am}$ , а найбільша щільність забруднення актинідами спостерігалася на узліссях, різко зменшуючись вже через 50–100 м від узлісся до центру лісового масиву.

У період після аварії на Чорнобильській АЕС вертикальна міграція ізотопів Pu та Am та вертикальний розподіл їх активності у різноманітних ґрунтових відмінах розглянуті у численних публікаціях. Адже саме ці процеси є складовими самоочищення природних та напівприродних екосистем від радіонуклідів і саме вони можуть вивести радіонукліди глибше, за межі коренезаселеного шару ґрунту. Зокрема К. Бунзл зі співавторами [52] проаналізував вертикальний розподіл  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  у непо-рушених лучних ґрунтах, а також у ґрунтах під смерековими лісами [53].

Дослідники дійшли висновку про те, що вертикальний розподіл активності  $^{239+240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  у ґрунті є експоненціальним, з найбільшою активністю на глибині 1–2 см [49]. До аналогічного висновку також дійшли й інші вчені [4, 48, 83]. Білоруські вчені [83] навели ізотопне співвідношення для більшої частини Білорусі –  $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu} = 0,48 \pm 0,12$ , що свідчить про Чорнобильське походження випадінь. Показано, що у дерново-підзолистих піщаних, алювіальних дернових супіщаних, торф'яних мінералізованих ґрунтах найбільша частка активності  $^{241}\text{Am}$  (до 30 %) була зосереджена у шарі 1–2 см, а 75 % активності – у 0–5-см шарі ґрунту. У дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах найбільша частка  $^{241}\text{Am}$  (до 38 %) знаходилася у 0–1-см шарі, експоненційно зменшуючись з глибиною. На заплавах луках з торф'яно-глеєвими ґрунтами до 15 % активності  $^{241}\text{Am}$  знаходилося у шарі 0–1 см, з повільним зменшенням до 4 % у шарі 9–10 см. Вченими продемонстровано, що у дерново-підзолистому ґрунті 50 % активності  $^{241}\text{Am}$  знаходиться у 0–1-см шарі ґрунту; у торф'яно-глеєвому – 12 %. Зроблений висновок про те, що швидкість вертикальної міграції  $^{241}\text{Am}$  у ґрунтах може бути зіставлена з такою щодо  $^{137}\text{Cs}$ . При цьому швидкість вертикальної міграції  $^{241}\text{Am}$  у торфах приблизно у 3 рази більша у порівнянні з мінеральними ґрунтами. Також білоруськими дослідниками [48] показано, що у мінеральних непорушених ґрунтах природних екотопів найбільша частка активності  $^{241}\text{Am}$  знаходиться у приповерхневому 0-1-см шарі, а нижче експоненційно зменшується. У сільськогосподарських ґрунтах по ріллі цей радіонуклід у 10-см шарі ґрунту вертикально розподіляється майже рівномірно.

Підкреслено [34], що у гідроморфних ґрунтах, наприклад, торф'яних, які містять значну кількість водорозчинних гумінових речовин, плутоній був знайдений до глибини 20 см. Анаеробні умови також сприяють міграції плутонію, адже 4-валентний Pu відновлюється до більш мобільного 3-валентного (важливо для заплав річок, боліт). У мінеральних ґрунтах Pu має виражений вторинний пік вмісту в ілювіальному горизонті, де концентрується разом зі своїм аналогом – залізом.

Дослідження показали [81], що у торф'яних ґрунтах, у 15-см колонці вертикальний розподіл  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{239+240}\text{Pu}$  майже однаковий, співвідношення Pu:Cs у всіх 1-см шарах близьке до 1,0. На мінеральних ґрунтах з глибиною це співвідношення збільшується, переважно за рахунок міцної сорбції  $^{137}\text{Cs}$  частинками мінерального дрібнозему.

У більшості публікацій [4, 34, 81, 83 та ін.] наголошено на значно нижчу інтенсивність вертикальної міграції актинідів у порівнянні з  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Проте, дослідження [82] вертикального розподілу  $^{238}\text{Pu}$  та  $^{239+240}\text{Pu}$  у лісових ґрунтах 30-км зони ЧАЕС показали, що переважна частина згаданих радіоізотопів зосереджена у гумусованому шарі лісової підстилки на межі з мінеральними горизонтами, а нижче досить швидко зменшується з глибиною. Показано, що у ряді випадків у лісових ґрунтах  $^{238}\text{Pu}$  та  $^{239+240}\text{Pu}$  можуть бути більш мобільними у порівнянні з  $^{137}\text{Cs}$ , що



обумовлене міграцією розчинних Pu-гумусових комплексів, які формуються в органічних горизонтах лісових ґрунтів.

Важливою та видоспецифічною характеристикою ґрунтових відмін є розподіл в них фізико-хімічних форм існування радіоізотопів Pu та Am, співвідношення яких у останньому обумовлює певну доступність цих радіонуклідів для рослин, грибів тощо. Саме тому проблемі співвідношення фізико-хімічних форм актинідів у ґрунті присвячена значна кількість досліджень [43,71 та ін.]. Так, було показано [71], що у 1992 р. у більшості типів ґрунтів головна частка Pu знаходилася у фіксованому стані (52–89 %). Вміст мобільних форм Pu у ґрунтах різних типів широко варіював – від 0,5 % до 22 %. Фізико-хімічний стан Am у ґрунтах характеризується більшим вмістом рухомих форм, що обумовлює більшу небезпеку включення у трофічні ланцюжки.

Оскільки в оточуюче середовище актиніди потрапили переважно у складі “гарячих” частинок різної розчинності, вертикальний розподіл останніх також привернув увагу вчених. Зокрема було показано, що у 30-км зоні ЧАЕС [39] у непорушених ґрунтах 70–80 % “гарячих” частинок знаходилося у 0–2-см шарі ґрунту, а на глибині 6–8 см – лише 1–3 %, нижче 10 см ці частинки практично відсутні. Встановлено [43], що за 10 років після Чорнобильської катастрофи кількість “гарячих” частинок зменшилася у мінеральних ґрунтах на 2–3 порядки, а в органічних – на 1–4 порядки. Чим вища кислотність ґрунту та вміст органічної речовини, тим вища швидкість розчинення “гарячих” частинок. Частка біологічно доступних для рослин форм ізотопів Pu та Am у ґрунтах не перевищує 10 % від активності. КП трансуранових елементів на 1–2 порядки менші, ніж у  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Показано, що, на відміну від Pu, основна частка Am знаходиться у ґрунтах у потенційно рухомому кислоторозчинному стані.

Проаналізовані головні фактори, які впливають на мобільність ізотопів Pu та Am у ґрунтах. Зокрема, наголошено на важливу роль гумусових комплексів у мобільності  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  у ґрунті [55]. Показана асоційованість згаданих радіонуклідів з фракціями гумусу найважчої молекулярної маси. Так, згідно [31], зростання вмісту мобільних форм гумусу у ґрунтовому розчині значно збільшує перехід  $^{239,240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  у порову вологу ( $\tau = 0,74$ ). Цікаво, що, за даними цих дослідників, зростання вмісту калію у розчині збільшує перехід  $^{239,240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  у порові розчини.

Для дерново-підзолистих піщаних та торф'яно-болотних ґрунтів характерне незначне збільшення відносної частки  $^{241}\text{Am}$  у ґрунтовому розчині при водонасиченні від 60 до 80 %, різко зростаючи при 100-відсотковому насиченні вологою. Частка доступного  $^{241}\text{Am}$  у ґрунтовому розчині позитивно, лінійно пов'язана з кількістю водорозчинної органічної речовини, а також вмістом рухомих форм заліза [44]. У модельних експериментах з ґрунтовими колонками показаний важливий вплив мікробної діяльності на

мобілізацію  $^{241}\text{Am}$  у ґрунті та на процеси сорбції-десорбції згаданого радіонукліду [69].

У публікаціях [79, 84] аналізуються величини коефіцієнтів розподілу актинідів між рідкою та твердою фазами ґрунтів. Зокрема, були розраховані значення  $K_d$   $^{241}\text{Am}$  для різних типів ґрунтів – вони знаходяться у діапазоні  $6,7 \cdot 10^{-3} - 8204 \cdot 10^{-3} \cdot \text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$  сухого ґрунту/ $\text{Бк} \cdot \text{м}^{-3}$  ґрунтового розчину. Розрахована також тривалість періоду RESIDENCE TIME  $^{241}\text{Am}$  у ґрунтах – 38 років для піщаних ґрунтів та 4594 роки для органогенних [79].

Білоруськими дослідниками [84] був зроблений висновок про те, що мобільність  $^{239,240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  у мінеральних та органогенних ґрунтах різна внаслідок різного характеру їхніх сорбційних комплексів. Коефіцієнт розподілу між твердою та рідкою фазою ґрунту ( $K_d$ ) для  $^{241}\text{Am}$  варіює у межах 80–2700, а для  $^{239,240}\text{Pu}$  – 130–3500. Також була показана вища мобільність  $^{239,240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  у мінеральних ґрунтах ( $K_d = 80-970$ ) у порівнянні з органогенними ( $K_d = 2700-3500$ ), причиною чого є значний вміст гумусових речовин, які утворюють з актинідами важкорозчинні комплекси. Зроблений загальний висновок про те, що у більшості типів ґрунтів  $^{241}\text{Am}$  більш мобільний, ніж  $^{239,240}\text{Pu}$ . Причина цього – більша здатність  $^{239,240}\text{Pu}$  до комплексоутворення з гуміновими речовинами. Крім того, зростання кислотності ґрунту обумовлює більш значне збільшення мобільності  $^{241}\text{Am}$ , ніж  $^{239,240}\text{Pu}$ , адже гідроліз гумінових комплексів  $^{241}\text{Am}$  легший, ніж  $^{239,240}\text{Pu}$ .

### Міграція актинідів у системі “ґрунт–рослина”

Важливість вивчення міграції ізотопів Pu та Am в системі “ґрунт–рослина” була усвідомлена вченими задовго до Чорнобильської катастрофи [59,60,74,77,80,86], у тому числі, вивчалися закономірності цього процесу у важливих сільськогосподарських культур – картоплі [73], сої [59] та ін. Вже у 1970-х – на початку 1980-х років з’явилися і перші узагальнення щодо цієї проблеми [66, 72, 74, 77]. Проте висновки дослідників відносно зміни коефіцієнту накопичення (КН) з часом у різних сільськогосподарських культурах є суперечливими. Зокрема, наведені дані про те, що КН  $^{239,240}\text{Pu}$  у конюшини зростали з часом [77], як і у райграсу [66] та пшениці [57]. На противагу цьому відмічено [73], що  $^{238+239+240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  з часом (протягом 4-х вегетаційних періодів) для картоплі ставали менш доступними. Аналогічні висновки були також зроблені іншими дослідниками [72] – значення КН  $^{238}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  у бульби картоплі протягом 7-и вегетаційних періодів зменшувалися на 1–2 порядки. Проте відмічено, що на тих самих полях істотного зменшення КН  $^{238}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  у кукурудзи та пшениці не спостерігалось.

Гострота та актуальність проблеми вивчення міграції  $^{241}\text{Am}$  у системі “ґрунт–рослина” після Чорнобильської катастрофи переконливо

обґрунтована вченими [22]. Англійськими дослідниками [67] було показано, що у зерна ячменю та листі капусти найбільші значення КН  $^{239+240}\text{Pu}$   $3 \cdot 10^{-5}$  спостерігалися на глинистих за гранулометричним складом ґрунтах, дещо менші – на піщаних:  $2,5 \cdot 10^{-5}$  та значно менші – на торфових ґрунтах:  $1 \cdot 10^{-5}$ . Значно вищі значення КН  $^{239+240}\text{Pu}$  виявлені у коренеплодах моркви –  $2,3 \cdot 10^{-4}$  на глинах;  $7 \cdot 10^{-5}$  на пісках та  $2 \cdot 10^{-5}$  на торфах. Значення КН  $^{241}\text{Am}$  у зерна ячменю на глинах дорівнювало  $4 \cdot 10^{-5}$ ; на пісках –  $4,1 \cdot 10^{-5}$  та на торфах –  $1,2 \cdot 10^{-5}$ . Значення КН  $^{241}\text{Am}$  у листя капусти на згаданих ґрунтах відповідно склали:  $7 \cdot 10^{-5}$ ;  $2 \cdot 10^{-4}$  та  $3 \cdot 10^{-5}$ , а у коренеплодах моркви –  $3,2 \cdot 10^{-4}$ ;  $1,7 \cdot 10^{-4}$  та  $1,4 \cdot 10^{-5}$  відповідно. Були зроблені висновки про те, що на органічних ґрунтах КН актинідів на порядок менші, ніж на мінеральних – за рахунок утворення міцних важкорозчинних органічно-актинідних комплексів, а значення КН для  $^{239+240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  в цілому залишалися протягом 5 років майже незмінними. Автори припускають, що з часом вони можуть зменшитися не більш ніж у 4 рази.

В узагальнюючій монографії “Шляхи міграції радіонуклідів” [75] наведено закономірності надходження ізотопів Pu та Am до рослин та тварин у різних природних зонах. У сільськогосподарських культурах значення КН Pu (з 20-см шару ґрунту) були такими: пшениця (зерно) –  $1 \cdot 10^{-5}$ ; картопля (бульби) –  $18 \cdot 10^{-5}$ ; зелені овочі –  $7 \cdot 10^{-5}$ . Відповідні значення КН Am (з 20-см шару ґрунту) склали: пшениця, зерно –  $2 \cdot 10^{-5}$ ; картопля, бульби –  $39 \cdot 10^{-5}$ ; зелені овочі –  $66 \cdot 10^{-5}$ .

Дослідженнями [48] встановлено, що коефіцієнт переходу (КП)  $^{241}\text{Am}$  залежить від  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  ґрунтового розчину ( $r = -0,596$ ) – зі зменшенням  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  значення КП  $^{241}\text{Am}$  зростали до двох порядків як у лісових, так і лучних видах. Найбільш високі КП  $^{241}\text{Am}$  спостерігалися у рослин соснових лісів чорничних –  $1,6\text{--}140,0 \text{ м}^2\text{кг}^{-1}10^{-3}$ . Серед сільськогосподарських рослин найбільшими значеннями КП  $^{241}\text{Am}$  характеризувалися багаторічні трави та люпин (до  $0,81 \text{ м}^2\text{кг}^{-1}10^{-3}$ ), що може обумовлювати значний перехід цього радіонукліду до молока. Показано, що у 1996–1997 рр. у дикоростучих рослинах питома активність  $^{241}\text{Am}$  була значно вищою у порівнянні з  $^{239,240}\text{Pu}$ , а внесок  $^{241}\text{Am}$  у сумарну  $\alpha$ -активність фітомаси коливався у діапазоні 52,6–89,2 %.

Слід особливо підкреслити, що дослідження відносно інтенсивності акумуляції ізотопів Pu та Am у системі “ґрунт–рослина” після Чорнобильської катастрофи у природних та напівприродних екотопах мають фрагментарний характер. Так, проаналізований [38] вміст актинідів у головних видах рослин природних рослинних комплексів Білорусі у перші післяварійні роки (1986–1988 рр.). Зазначено, що у 1988 р. у березняках чорничних питома активність  $^{238+239+240}\text{Pu}$  дорівнювала від 1 Бк·кг<sup>-1</sup> у чорниці та орляка до 70 Бк·кг<sup>-1</sup> у щитника шартрського. У сосняках чорничних питома активність  $^{238+239+240}\text{Pu}$  у видів нижніх ярусів лісової рослинності коливалася від 1 Бк·кг<sup>-1</sup> у орляка до 133 Бк·кг<sup>-1</sup> у *Pleurozium schreberi*.

Вибірковість акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{239}\text{Pu}$  різними видами рослин зони відчуження показана в таблиці 4 [13].

Таблиця 4. Вибірковість акумуляції  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{239}\text{Pu}$  різними видами рослин у зоні відчуження

Вид рослини	КН	
	$^{137}\text{Cs}$	$^{239}\text{Pu}$
Лобода Фоміна	0,3	0,3
Петросимонія товстолиста	0,2	0,02
Лобода біла	4,3	0,04
Подорожник великий	6,5	18,8
Шавлія лучна	0,3	35,3

Ці дослідники наголошують на те, що у окремих видів судинних рослин, як, наприклад, у шавлії, значення КН  $^{239}\text{Pu}$  на 2-а порядки перевищували відповідні значення  $^{137}\text{Cs}$ .

Г. І. Соколів зі співавторами [83] розраховали значення КН  $^{241}\text{Am}$  у трав'яні види рослин на органогенних ґрунтах: *Cirsium* sp. (0,016) > *Poa* sp. (0,015) > *Carex* sp. (0,012) > *Urtica* sp. (0,007) > *Rhinanthus* sp., *Festuca pratensis* (0,006). В цьому самому екотопі значення КН  $^{239+240}\text{Pu}$  були майже у 2 рази меншими, а види утворювали інший рангований ряд: *Urtica* sp. (0,006) > *Rhinanthus* sp., *Poa* sp. (0,005) > *Carex* sp., *Cirsium* sp. (0,004). На мінеральних ґрунтах трав'янисті лучні види утворювали такий рангований ряд: *Carex* sp. (0,065) > *Elytrigia repens* (0,055) > *Calamagrostis* sp., *Dactylis glomerata* (0,047) > *Corynephorus canescens* (0,016). Зроблений висновок про те, що як на мінеральних, так і на торф'яних ґрунтах, значення КН  $^{239+240}\text{Pu}$  були майже у 2 рази меншими у порівнянні з КН  $^{241}\text{Am}$ . Була вивчена і акумуляція  $^{239+240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  макрофітами заплави Прип'яті у 30-км зоні ЧАЕС [11].

З'явилися окремі публікації щодо вмісту актинідів у макроміцетах [1, 62]. Зокрема [62], вченими було показано, що у 30-км зоні ЧАЕС найбільший вміст  $^{239+240}\text{Pu}$  спостерігався у лисичці справжній (*Cantharellus cibarius*) – 54 Бк·кг<sup>-1</sup>, у Польщі – у польському грибі (*Xerocomus badius*) – 81 мБк·кг<sup>-1</sup>, а в Іспанії – у гебеломі циліндричноспоровій (*Hebeloma cylindrosporum*) – 164 мБк·кг<sup>-1</sup> сухої ваги. У решті видів грибів вміст  $^{239+240}\text{Pu}$  у плодових тілах був на 1–2 порядки нижчим.

Інші дослідники [1] навели дані про те, що у 6-км від ЧАЕС питома активність  $^{239+240}\text{Pu}$  у грибах дорівнювала (на суху вагу): у *Boletus edulis* – 14 Бк·кг<sup>-1</sup>; *Xerocomus badius* – 5,2 Бк·кг<sup>-1</sup>; *Tricholoma flavovirens* – 120 Бк·кг<sup>-1</sup>; *Suillus luteus* – 16 Бк·кг<sup>-1</sup>;  $^{241}\text{Am}$  – 13 Бк·кг<sup>-1</sup>; *Xerocomus badius* – 5,0 Бк·кг<sup>-1</sup>; *Tricholoma flavovirens* – 130 Бк·кг<sup>-1</sup>; *Suillus luteus* – 16 Бк·кг<sup>-1</sup>. Слід відзначити, що КП актинідів у гриби виявилися низькими. Так, для  $^{239+240}\text{Pu}$  та  $^{241}\text{Am}$  вони дорівнювали: у *Boletus edulis* – 0,072 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>; *Xerocomus badius* – 0,027 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>; *Tricholoma flavovirens* – 0,67 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>; *Suillus luteus* – 0,084 м<sup>2</sup>·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-3</sup>. Розподіл актинідів за компонентами природних

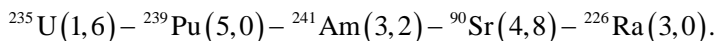
екосистем висвітлений нині лише фрагментарно, у поодиноких публікаціях [7]. Зокрема, за даними українських дослідників [37], у 30-км зоні ЧАЕС у екосистемі соснового лісу сумарна активність  $^{238}\text{Pu}$  розподілилася таким чином: 96,9897 % – ґрунт; 2,7711 % – лісова підстилка; 0,0003 % – опад; деревостан – 0,2389 %, в т.ч. деревина – 0,0485 %; кора – 0,188 %; хвоя – 0,0024 %. Показано, що  $^{239+240}\text{Pu}$  у порівнянні з  $^{238}\text{Pu}$  надходить у рослинність інтенсивніше. Так, ґрунт містив 96,8685 % валового запасу  $^{239+240}\text{Pu}$  лісової екосистеми; лісова підстилка – 2,7677 %; опад – 0,0009 %; деревостан – 0,3629 %, у т.ч. деревина – 0,1384 %, кора – 0,2214 %, хвоя – 0,0031 %. Зроблений висновок про те, що ліси 30-км зони ЧАЕС наразі відіграють і в подальшому будуть відігравати надзвичайно важливу роль у фітостабілізації радіоактивних забруднень.

**Акумуляція актинідів в організмі людини і тварини та радіаційні ефекти.** Токсичність плутонію і америцію пов'язана, перш за все, з їх хімічними радіологічними властивостями [8,21,33 та ін.].

Їх хімічна дія проявляється в тому, що як елементи подібні до заліза, вони проникають через високо селективний плацентарний бар'єр і потрапляють у плід, що розвивається, викликаючи тератогенні пошкодження та наступні численні потворства у новонароджених. Плутоній також відкладається в чоловічих і жіночих статевих залозах, де завжди неодмінно викликає генетичні мутації, які передаються майбутнім поколінням. В результаті радіоактивного розпаду  $^{241}\text{Pu}$  утворюється побічний продукт –  $^{241}\text{Am}$ . Його канцерогенна дія сильніша ніж  $^{241}\text{Pu}$  завдяки більш високій, порівняно з плутонієм, його розчинності, а отже і легкості надходження в харчовий ланцюг тварин і людини [8,21 і ін.].

Радіологічний ефект викликаний їх здатністю бути довготривалими  $\alpha$ -випромінювачами. При надходженні радіонуклідів до організму людини чи тварин відбувається опромінення частинками тих тканин, де вони зосереджуються, що потенційно загрожує виникненням різного роду захворювань: безпліддя, доброякісних та злоякісних пухлин легень і печінки, остеосарком, лейкозів, пневмосклерозу і онкологічних захворювань інших органів. Мізерно мала кількість актинідів, що потрапили до організму, з часом може викликати ракові пухлини, негативно впливає на імунітет і спадковість. Отже, зазначені елементи є одними із найсильніших токсичних радіонуклідів [8,21,26,28,50 та ін.].

Коефіцієнт, що враховує відносну біологічну ефективність (радіаційний зважувачий фактор) і використовується при розрахунку ефективної та еквівалентної доз для випромінювачів, досить високий і прирівнюється до нейтронного виду випромінювання з енергією від 100 кеВ до 2 МеВ та становить 20 [30]. Якщо за критерій радіологічної загрози взяти гранично допустиму масову концентрацію в воді, що установлена діючими щодо радіологічної безпеки нормативами [30] за одиницю, то цей показник для плутонію і деяких інших елементів утворює наступний:



В організм тварин і людини радіонукліди можуть надходити через органи дихання, шкіряний покрив, опалені поверхні, різні рани і перорально. Затримка аерозолів в дихальній системі залежить від їх дисперсного складу, об'єму повітря, що вдихається, і відбувається в результаті інерційного осадження (седиментації), дифузії та броунівського руху. Інерційне осадження характерне для верхніх дихальних шляхів, де затримуються частинки більше одного мікрона. В легенях осадження відбувається нерівномірно, що викликає нерівномірне опромінення органу. Особливо інтенсивному опроміненню піддаються лімфатичні вузли легень, де нукліди накопичуються в результаті перерозподілу. Мінімальна пневмосклеротична доза для людини знаходиться в діапазоні 0,8–1,3 Зв [8]. Пухлини розвиваються у легенях, опромінених в широкому (від 0,8 до 10 Зв) діапазоні доз, а мінімальна канцерогенна доза для оксиду плутонію не перевищує 0,8 Зв. Вчені приводять також цікаві дані щодо захворюваності персоналу одного із плутонієвих заводів, які працювали з розчинними і нерозчинними сполуками плутонію. Встановлено, що збільшення частоти раку легень зареєстровано через 18 років після початку їх роботи. На 1 Зв дози в легенях надлишковий відносний ризик склав у чоловіків 0,23–0,38, а у жінок 0,08–0,43 [8].

Радіонуклід може надходити в організм людини в результаті нещасних випадків. В літературі [33] описаний цікавий випадок надходження до організму людини великої кількості (59,2 кБк) розчинних сполук  $^{239}\text{Pu}$  через травмовану шкіру. Встановлено його депонування переважно в скелеті і відмічені високі дози опромінення червоного кісткового мозку. За 24 роки спостережень виявлені особливості враження генома соматичних клітин за тестом хромосомних аберацій (ХА) в лімфоцитах периферичної крові. При такому віддаленому періоді спостережень встановлена висока частота ХА. Таким чином, для  $\alpha$ -опромінення характерні складні симетричні і асиметричні хромосомні обміни, а також формування мультибератних клітин.

У післяаварійний чорнобильський період увага дослідників переважно була зосереджена на вивченні питань розповсюдження актинідів у навколишньому середовищі, їх міграції в системі “грунт–рослина”. Комплексних досліджень системного характеру, які б давали можливість зробити висновок щодо накопичення актинідів в організмі тварин, що проживають на актиніднозабруднених територіях, а отже і дії їх на організм, в літературі недостатньо. Наявні матеріали мають лише фрагментарний характер.

Вивчаючи вміст паливних частинок у органах великих ссавців у 30-км зоні ЧАЕС було встановлено [17], що головна їх частка мала розміри 0,3–0,4 мкм, а вміст в організмі дорівнював (тис. шт.  $\text{кг}^{-1}$ ) у лося: у шкірі – 8,6; легенях – 17,7; печінці – 19,9; у кабана максимальна кількість паливних

частинок знайдена у нирках. Вміст дрібних паливних частинок у внутрішніх органах (нирках, печінці) дослідники пояснили фагоцитарною активністю крові і переносом дрібних паливних частинок до внутрішніх органів з кров'ю та лімфою. Специфічність акумуляції  $^{239}\text{Pu}$  практично не виявлено. Питома  $^{239}\text{Pu}$  активність в органах у лося була такою (Бк·кг<sup>-1</sup>·10<sup>-2</sup>): шкура – 8,2, печінка – 7,9, легені – 4,0; у кабана: легені – 12,0, печінка – 2,4, нирки – 0,6.

Узагальнення даних, отриманих більш ніж на 5000 білих щурах, дозволило [7] встановити, що пухлини критичних органів не виникають в разі дії актинідів в дозах на хребет 0,2–0,4 Гр, а на легені – 0,4–0,8 Гр.

Величина всмоктування  $^{241}\text{Am}$ , що потрапив в шлунково-кишковий тракт дорослих тварин, коливається в межах 0,01–0,001 %. Зазначений показник для молодих тварин на 1–2 порядки більший, причому, в подальшому актиніди переважно накопичуються у кістках та печінці [75].

Для людей, що мешкають на забрудненій ізотопами плутонію території, надходження плутонію і америцію здійснюється в основному перорально, залежить від вмісту нуклідів в харчовому раціоні. В харчовому ланцюгу плутоній концентрується в багато разів більших кількостях, але найбільш часто в рибі, птиці, яйцях і молоці. Слід зазначити, що молекули з плутонієм досить великі, вони, як правило, через шлунково-кишковий тракт у тіло не всмоктуються. Виключення становлять новонароджені діти в перші чотири тижні життя. Хлорована вода також підвищує розчинність, а значить і поглинання плутонію живими організмами.

У жителів, що проживали в зоні Тоцького ядерного вибуху, існує тісний зв'язок між рівнем хромосомних аберацій і вмістом плутонію ( $r=0,87$ ) [9].

В таблиці 5 подані узагальнені дані медичних наслідків надходження плутонію у дорослого населення.

Таблиця 5. Медичні наслідки надходження плутонію у дорослого населення [8]

Діапазон надходження оксидів плутонію, кБк	Наслідки
$3,7 \cdot 10^3 - 10^5$	Можливі смертельні наслідки протягом року в результаті розвитку гострого інтерстиціального пневмоніту
$37 - 3,7 \cdot 10^3$	Серйозні детерміновані ефекти, що призводять до інвалідності у зв'язку з пневмосклерозом і високою ймовірністю розвитку раку
0,6–37	Віддалені медичні наслідки у вигляді легеневої паталогії
0,3–0,6	Можливе збільшення випадків ракових захворювань у порівнянні з фоновими показниками неопроміненої популяції

Мають місце також і віддалені генетичні мутації – наслідки радіаційних інцидентів для рослинних організмів [23, 28]. Так, через 13 років з часу аварії на ЧАЕС, у найбільш забрудненій радіонуклідами території Зони

відчування (за  $^{239+240}\text{Pu}$  – до  $250 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$  у ґрунті; за  $^{241}\text{Am}$  – до  $230 \text{ Бк}\cdot\text{кг}^{-1}$  у ґрунті) на прикладі пшениці показаний підвищений рівень аберацій хромосом (у 5,3–6,8 рази). При цьому співвідношення ацентричних фрагментів до дицентричних хромосом варіювало від 1:1 до 1:1,25, що свідчить про їхню радіаційну природу [28].

**Безпека життєдіяльності людини на актиніднозабруднених територіях.** Літературні дані засвідчують [24], що 80 % усіх форм раку викликані факторами, спричиненими навколишнім середовищем, у т. ч. його забрудненням. В питаннях власного благополуччя кожний із нас не може повністю покладатися на вчених. В значній мірі наука стала надто спеціалізованою. У наукових дослідженнях над системним підходом продовжує переважати принцип редукаціонізму [29].

Слід відмітити, що всяка радіоактивна речовина з великим періодом напіврозпаду, в тому числі більшість ізотопів плутонію і америцій-241, потрапивши в навколишнє середовище, рано чи пізно потрапляє до організму людини [32]. Отже, щоб захистити її від радіаційної небезпеки, слід досить ретельно відноситись до розповсюдження радіонуклідів в екосистемах і дотримуватись безпеки життєдіяльності на радіонуклідно забруднених територіях. Проте кількість радіоактивних ізотопів, які включаються в харчовий ланцюг кінець-кінцем потрапляють в організм людини, визначається не тільки тим скільки їх випало з повітря на земну поверхню, але і природою біогеохімічних циклів [32].

Законодавча база України регламентує умови проживання населення на радіонуклідно забруднених, у тому числі й ізотопами плутонію, територіях [16]. Передбачено гарантоване добровільне відселення з території, де щільність забруднення ґрунту плутонієм вище, ніж у доаварійний період становить від  $0,37$  до  $3,7 \text{ кБк}\cdot\text{м}^{-2}$  (від  $0,01$  до  $0,1 \text{ Кі}\cdot\text{км}^{-2}$ ), а розрахункова ефективна еквівалентна доза опромінення людини з урахуванням коефіцієнта міграції радіонуклідів у рослини та інших факторів може перевищувати  $1\cdot 10^{-3} \text{ Зв}$  ( $0,1 \text{ Бер}$ ) на рік понад дозу, яку вона отримувала у доаварійний період. Проте, в законодавстві не чітко визначені умови проживання населення на території, забрудненій  $^{241}\text{Am}$ , незважаючи на те, що відбувається розпад  $^{241}\text{Pu}$  до  $^{241}\text{Am}$ , а пік забруднення території очікується у 2056 році.

Територія зі щільністю забруднення  $^{238+239+240}\text{Pu} > 0,1 \text{ кБк}\cdot\text{м}^2$  в Україні становить (не включаючи зону відчування  $2,6 \text{ тис. км}^2$ )  $19,53 \text{ тис. км}^2$ , а більше  $0,4 \text{ кБк}\cdot\text{м}^2$  –  $1,95 \text{ тис. км}^2$ . Щільність забруднення території  $^{238+239+240}\text{Pu} > 0,4 \text{ кБк}\cdot\text{м}^2$  має місце в Київській, Житомирській і Чернігівській областях [2,36].

При інгаляційному надходженні трансуранових елементів критичною групою є механізатори, які працюють в умовах значного фізичного навантаження та запиленості повітря. Парціальний внесок актинідів у ефективну еквівалентну дозу внутрішнього опромінення при однократному



надходженні їх до організму у різні періоди після аварії, згідно розрахунків [19], може варіювати в широких межах (табл. 6).

Таблиця 6. Парціальний внесок актинідів у ефективну еквівалентну дозу внутрішнього опромінення, %

Час після аварії	<sup>238</sup> Pu	<sup>239</sup> Pu	<sup>240</sup> Pu	<sup>241</sup> Pu	<sup>241</sup> Am
1 день	7	8	11	32	1
1 рік	11	12	15	45	6
10 років	10	11	16	28	35
100 років	4	11	15	–	70

У таблиці 7 представлені допустимі рівні надходження радіонуклідів через органи дихання та допустимі концентрації у повітрі робочих приміщень для персоналу, що безпосередньо або тимчасово працює з джерелами іонізуючих випромінювань (категорія А), а також осіб, які безпосередньо не зайняті роботою з джерелами іонізуючих випромінювань, але у зв'язку з розташуванням робочих місць у приміщеннях та на промислових майданчиках об'єктів з радіаційно-ядерними технологіями можуть отримувати додаткове опромінення (категорія В). Слід зазначити, що в НРБУ-97 не передбачено допустимих рівнів надходження зазначених радіонуклідів для населення як через органи дихання, органи травлення, так і допустимих концентрацій у повітрі та питній воді.

Об'єктивним критерієм оцінки сумарного вмісту радіонуклідів в організмі чи у окремому органі є кратність їх накопичення (КН) – відношення максимальної кількості накопиченого елемента до величини щоденного його надходження [6]. Зазначена величина залежить від всмоктування радіонуклідів, швидкості виведення внаслідок інтенсивності обмінних процесів, періоду напіврозпаду.

Таблиця 7. Допустимі рівні надходження радіонуклідів плутонію і америцію через органи дихання ( $ДН^{inhal}$ ), допустимі концентрації у повітрі робочих приміщень ( $ДК^{inhal}$ ) для категорій А та допустимі рівні їх надходження через органи дихання ( $ДН^{inhal}$ ), органи травлення ( $ДН^{ingest}$ ), допустимі концентрації у повітрі ( $ДК^{inhal}$ ) та питній воді ( $ДК^{ingest}$ ) для категорії В [30]

Радіонуклід	Період напіврозпаду, рік	$ДН^{inhal}$	$ДК^{inhal}$	$ДН^{inhal}$	$ДК^{ingest}$	$ДК^{inhal}$	$ДК^{ingest}$
		(Бк.рік <sup>-1</sup> )	(Бк.м <sup>-3</sup> )	(Бк.рік <sup>-1</sup> )	(Бк.рік <sup>-1</sup> )	(Бк.м <sup>-3</sup> )	(Бк.м <sup>-3</sup> )
		Категорія А		Категорія В			
<sup>238</sup> Pu	87,74	6E+01*	3E+02	2E+00	3E+02	4E-04	1E+03
<sup>239</sup> Pu	24065	6E+01	3E+02	2E+00	2E+02	4E-04	1E+03
<sup>240</sup> Pu	6537	6E+01	3E+02	2E+00	2E+02	4E-04	1E+03
<sup>241</sup> Pu	14,4	3E+01	1E+00	1E+02	3E+04	2E-02	8E+04
<sup>241</sup> Am	432,2	7E+01	3E+02	2E+00	3E+02	4E-04	1E+03

Примітка. \* запис вигляду 2E+02 означає  $2 \cdot 10^2$ , а 2E+00 означає  $1 \cdot 10^0$ .

У зв'язку зі значним викидом радіонуклідів плутонію і америцію внаслідок аварії на ЧАЕС, а також враховуючи, що період їх напіврозпаду на декілька порядків вищий за тривалість життя людини, є сенс, на наш погляд, для людей, що мешкають на радіонуклідно забруднених територіях, введення показника кратності накопичення америцію і плутонію за більш тривалий проміжок часу – за рік (КНр).

Важливо оцінювати граничні величини щорічного надходження трансуранових елементів до організму людини. Для цього, безумовно, необхідно мати інформацію щодо гранично допустимих концентрацій радіоактивних речовин у повітрі, яке вдихаємо, воді і харчових продуктах. Зазначені величини доцільно використовувати для контролю допустимого надходження радіоактивних речовин в організм людини.

Безумовно, питаннями міграції плутонію і америцію та їх дії на організм людини і тварин, повинні займатися радіаційна екологія та радіаційна гігієна. У зв'язку з забрудненням екосистем радіонуклідами, викликаного, в першу чергу, наслідками аварії на ЧАЕС, завданням вчених повинна бути не тільки розробка та опис методик визначення вмісту радіоізоотопів в елементах навколишнього середовища, але і розширення та поповнення науковими положеннями теорії екосистем в частині взаємозв'язку однонаправленого потоку енергії з колообігом радіоізоотопів, а також в частині взаємодії фізичних і біологічних факторів. На нашу думку, нині особлива увага також повинна бути приділена проблемі синергетичної дії забруднювачів різної природи – радіаційної і нерадіаційної. На жаль, при аналізі літератури нами не було виявлено жодної публікації, у якій трансуранові елементи виступали б як джерела синергетичних ефектів у рослин та тварин. Важливими для вчених-радіоекологів є роботи щодо уточнення щільності забруднення території України актинідами на кількісному і якісному рівнях, а також встановлення закономірностей дії малих доз  $\alpha$ -опромінення на живі організми. Радіоеколог повинен розуміти екологічну ситуацію, а отже, і приймати безпосередню участь у вирішенні питань, пов'язаних зі збереженням, розсіюванням ядерних відходів антропогенного походження і розробкою заходів щодо унеможливлення їх надходження до організму людини.

### Висновки

Стан вивчення питання стосовно розповсюдження плутонію і америцію в навколишньому середовищі, який відображений на основі наявних літературних джерел, дає можливість зробити наступні висновки.

1. Щільність забруднення  $^{239+240}\text{Pu}$  в доаварійний період в максимум глобальних випадань радіонуклідів (1958–1962 рр.) варіювала у межах 53–58 Бк·м<sup>-2</sup>.

2. Забруднення території Європи за межами 30-км зони ЧАЕС внаслідок аварії 4-го енергоблоку збільшилося в 10–150 разів. У 30-км зоні ЧАЕС

щільність забруднення актинідами на площі 2,22 тис. км<sup>2</sup> перевищує 0,4 кБк·м<sup>2</sup>.

3. Міграція плутонію у ґрунті обумовлена в основному 3-ма факторами: ступенем окислення елемента, здатністю його до диспропорціонування і утворення комплексних хелатних сполук з гуміновими та фульвокислотами. Головний фактор, що обумовлює процеси міграції америцію, є гідроліз (гідроксиди америцію мають більшу розчинність, ніж гідроксиди плутонію).

4. Вертикальна міграція актинідів дуже низка (на 1–2 порядки менша, ніж у <sup>137</sup>Cs) і залежить від ступеня гідроморфності та окислювально-відновлювальних процесів ґрунту.

5. Надходження актинідів до судинних рослин у порівнянні з <sup>137</sup>Cs та <sup>90</sup>Sr відповідно на 2–3 і 3–4 порядки нижча.

6. Для більшості видів грибів КП актинідів значно нижчий, ніж для <sup>137</sup>Cs.

7. Радіаційні ефекти актинідів для тварин і людини вивчені лише фрагментарно.

8. В Житомирській, Київській і Чернігівській областях на сільськогосподарських угіддях зі щільністю забруднення актинідами 0,2–0,4 кБк·м<sup>2</sup> ведення агропромислового виробництва при порушенні санітарно-гігієнічних вимог є небезпечним внаслідок можливості інгаляційного надходження актинідів з „гарячими” частинками. Для решти населення, що мешкає на цій території, головним є пероральне їх надходження з продуктами харчування.

9. В науковій літературі накопичено недостатньо даних для оцінки кількісного впливу актинідів на онкозахворюваність.

**Перспективи подальших досліджень** повинні бути зосереджені на більш детальному вивченні забруднення території України актинідами та міграції їх по трофічних ланцюгах до людини, а також загальної оцінки їх ризику для здоров'я населення.

## Література

1. Агеев В. А., Одинцов А. А., Сацюк В. А., Лашко А. П. О содержании трансурановых элементов и продуктов деления урана в биологических объектах Зоны отчуждения ЧАЭС // Збірник наук. Праць Інституту ядерних досліджень. – 2000. – № 2. – С. 161–166.
2. Атлас. Україна. Радіоактивне забруднення. – Київ, МНС України, 2002. – 46 с.
3. Белая книга ядерной энергетики / Под ред. Е. О.Адамова. – М.: Изд-во ГУП НИКИЭТ, 2001. – С.19.
4. Бондарь Ю. И., Калинин В. Н., Герасимова Л. В. Вертикальное распределение америция-241 в контрастных типах почвы ближней

- зоны ЧАЭС // Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение среды (радиоэкологические и медико-биологические последствия катастрофы на ЧАЭС). – Тез. докл. – Минск, 1998. – С. 25.
5. Буланова К. Я., Лобанок Л. М. Системный подход в радиобиологических исследованиях // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44, № 1. – С. 5–14.
  6. Булдаков Л. А. Радиоактивные вещества и человек. – М.: Энергоиздат, 1990. – 160 с.
  7. Булдаков Л. А., Калистратова В. С. Положительное действие малых доз ионизирующих излучений на организм животных и человека // Энергия: экономика, техника, экология. – 2004. – № 11. – С. 16–25
  8. Василенко И. Я., Василенко О. И. Плутоний // Энергия: экономика, техника, экология. – 2004. – № 1. – С. 60–63.
  9. Василев А. Г., Боев В. М., Гилева Э. А. и др. Отдаленные экологогенетические последствия радиационных инцидентов: Тоцкий ядерный взрыв (Оренбургская обл., 1954 г.) / Под ред. А.А.Васильева. – 2-е изд., дополн. – Екатеринбург: Изд-во «Екатеринбург», 2000. – 288 с.
  10. Гродзинский Д. М. Радиобиология. Биологическое действие ионизирующих излучений. – М.: Атомиздат, 1996. – 231 с.
  11. Гудков Д. И., Зуб Л. Н., Деревец В. В. и др. Радионуклиды  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239+240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в макрофитах Красненской поймы: видоспецифичность концентрирования и распределение в компонентах фитоценоза // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2002. – Т. 42, № 64. – С. 419–428.
  12. Десять лет после аварии на Чернобыльской АЭС. – Национальный доклад Украины. 1996 год. – Киев: Минчернобыль, 1996. – 183 с.
  13. Долін В. В., Бондаренко Г. М., Архипов А. М., Самчук А. І., Меркульєва Н. Р. Вплив ландшафтно-геохімічних умов на накопичення радіонуклідів рослинністю наземних екоценозів Зони відчуження // Минералогический журнал. – 1998. – Т. 20, № 2. – С. 60–67.
  14. Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи (сільське та лісове господарство) / П. П. Надточій, А. С. Малиновський, А. О. Можар, М. М. Лазарєв, В. О. Кашипаров, А. І. Мельник. – К.: Світ, 2003. – 372 с.
  15. Жук И. В., Башарин А. В., Герменчук М. Г., Ярошевич О. И. Особенности актинидного загрязнения почв в ближней зоне ЧАЭС // Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение среды (радиоэкологические и медико-биологические последствия катастрофы на ЧАЭС). – Тез. докл. – Минск, 1998. – С. 79.
  16. Закон Української РСР „Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи” //

- Відомості Верховної ради Української РСР. – К.: Вид-во Верховної ради УРСР. – № 16.
17. *Ильязов Р. Г., Сироткин А. Н., Кругликов Б. П., Левахин В. И.* и др. Экологические и радиобиологические последствия Чернобыльской катастрофы для животноводства и пути их преодоления / Под ред. *Р. Г. Ильязова.* – Казань: «Фэн», 2002. – 330 с.
  18. *Коряки Ю. И. Дьяконов Е. И.* // Энергия, экономика, техника, экология. – 1998, № 7. – С. 2–9.
  19. *Кудряшов В. П., Миронов В. П., Грушевич Л. Е., Другаченок М. А., Жмура Н. В.* Оценка дозовых нагрузок на организм при ингаляционном поступлении трансураниевых элементов // *Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение среды (радиоэкологические и медико-биологические последствия катастрофы на ЧАЭС).* – Тез. докл. – Минск, 1998. – С. 139.
  20. *Кудряшов В. П., Миронов В. П., Грушевич Л. Е., Другаченок М. А., Жмура Н. В.* Загрязнение поверхности почвы Республики Беларусь трансураниевыми элементами // *Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение среды (радиоэкологические и медико-биологические последствия катастрофы на ЧАЭС).* – Тез. докл. – Минск, 1998. – С. 140.
  21. *Кузнецов В.* Основные проблемы и современное состояние безопасности предприятий ядерного топливного цикла / Доклад объединения Bellona, 2001, №3. – <http://www.Bellona/no./ru/index.html/>
  22. *Кучеренко М., Войцицький В.* Америцій-241 перейшов у наступ // Надзвичайна ситуація. – 2002. – № 5. – С. 41.
  23. *Куцоконь Н. К., Рашидов Н. М., Гродзинский Д. М.* Цитогенетические эффекты  $^{241}\text{Am}$  в Allium-тесте // *Радиационная биология. Радиоэкология.* – 2002. – Т. 42., № 6. – С. 675–677.
  24. *Кэлдикот Х.* Ядерное безумие (выдержки из одноименной книги, 1978) // *Экологическая онтология.* – Москва-Бостон, 1992. – С. 73–84.
  25. *Льовшин Є. Б., Агеев В. А., Гайдар О. О.* і ін. Трансуранові елементи у зоні відчуження // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 1999. № 13. – С. 57–58.
  26. *Мельников Н. М.* К вопросу о влиянии радиации на здоровье человека (некоторые аспекты) // *Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология.* – 2004. – № 5. – С. 389–395.
  27. *Молчанова И. В., Караваяева Е. Н.* Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. – Екатеринбург: УрО РАН, 2001. – 161 с.

28. Моргу́н В. В., Логвиненко В. Ф., Якимчук Р. А. Скринінг генетичної післядії радіонуклідних забруднень через 13 років з часу аварії на Чорнобильській АЕС // Доповіді НАН України. – 2001. – № 2. – С. 183–185.
29. Надточій П. П. Принципи екологічно безпечної організації системи землеробства в господарствах Полісся України, що зазнали впливу наслідків аварії на ЧАЕС // Вісник ДАУ, № 1, 2001. – С. 3–9.
30. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). – Київ: Мінохорони здоров'я, 1997. – 121 с.
31. Овсянникова С. В., Соколик Г. А., Эйсмонт Е. А., Кильчицкая С. Л. и др. Содержание  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  и  $^{241}\text{Am}$  в почвенной влаге как критерий подвижности радионуклидов // Доклады НАН Беларуси. – 1998. – Т. 42, № 3. – С. 109–116.
32. Одум Ю. Основы экологии. – Пер. с 3-го англ. изд. – М.: Мир, 1975. – 740 с.
33. Окладникова Н. Д., Хохряков В. В., Шевкунов В. А. и др.  $^{239}\text{Pu}$ : клиничко-цитогенетическое описание случая высокой инкорпорации радионуклида (24 года наблюдения) // Радиоационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т. 44, № 4. – С. 415–419.
34. Павлоцкая Ф. И., Мясоедов Б. Ф. Плутоний в почвах // Природа. – 1991. – № 5. – С. 57–61.
35. Пристер Б. С. Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины. – К.: ЦПЭР. – 1999. – № 20. – 103 с.
36. “15 лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления”. Национальный доклад Украины. – Киев: МЧС Украины, 2001. – 150 с.
37. Процак В. П., Кашипаров В. О., Бойчук А. Ф., Йощенко В. І. та ін. Заліснення як один з основних шляхів реабілітації радіоактивно забруднених територій України // Наук. вісник: Стан і тенденції розвитку лісівничої освіти, науки та лісового господарства в Україні. – Вип. 14.5. – Львів: УкрДЛТУ, 2004. – С. 216–221.
38. Радиоактивное загрязнение растительности Беларуси (в связи с аварией на Чернобыльской АЭС) / В. И. Парфенов, Б. И. Якушев, Б. С. Мартинovich, А. И. Заболотный и др. / Под общ. ред. В. И. Парфенова, Б. И. Якушева. – Минск: Наука і тэхніка, 1995. – 582 с.
39. Радциг А. А., Смирнов Б. М. Параметры атомов и атомных ионов: Справочник. – 2-е изд., перераб. и дополн. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 344 с.
40. Руденко Л. И., Хан В. Е. Механизм миграции радионуклидов из объекта «Укрытие» в грунтовые воды // Доповіді НАН України. – 2001. – № 4. – С. 193–197.
41. Русинко П. М., Литвинський Л. Л., Масько О. М., Руднюк С. М. Оптимізація сценаріїв зняття з експлуатації діючих АЕС України // Ядерні та радіаційні технології. – 2004. – Т. 4, № 3. – С. 69–80.

42. Сельскохозяйственная радиэкология / Р. М. Алексахин, А. В. Васильев, В. Г. Дикарев и др. / Под. ред. Р. М. Алексахина, Н. А. Корнеева. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
43. Соколик Г. А., Кильчицкая С. Л., Лейнова С. Л., Иванова Т. Г. и др. Анализ поведения трансурановых элементов в различных экосистемах // Фундаментальные и прикладные аспекты радиобиологии: биологические эффекты малых доз и радиоактивное загрязнение среды (радиоэкологические и медико-биологические последствия катастрофы на ЧАЭС). – Тез. докл. – Минск, 1998. – С. 230.
44. Соколик Г. А., Овсянникова С. В., Кильчицкая С. Л., Кудельский А. В. и др. Влияние влажности почв на поступление радионуклидов в почвенные растворы // Доклады НАН Беларуси. – 1999. – Т. 43, № 4. – С. 87–91
45. Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред / Под ред. Ю. А. Израэля. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1990. – 296 с.
46. Чернобыльская катастрофа / Под ред.. В. Г. Барьяхтара. – К.: Наук. думка, 1995. – 559 с.
47. Швыдко Н. С., Иванова Н. П., Салазкина Н. В. и др. Значимость «почвенной фракции» Pu в формировании доз облучения населения Брянской области // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1995. – Т. 35, вып. 1. – С. 96–102.
48. Якушев Б. И., Будкевич Т. А., Заболотный А. И., Миронов В. П. и др. Америций-241 в растительности природных комплексов и агроценозов на территории Беларуси, загрязненной аварийными выбросами ЧАЭС // Доклады НАН Беларуси. – 2000. – Т. 44, № 2. – С. 73–76.
49. Besnus F., Peres J. M., Guillou P., Kashparov V. et al. Contamination characteristics of podzols affected by the Chernobyl accident // The radiological consequences of the Chernobyl accident: Proc. of the first Intern. Conference (Minsk, 18-22 March, 1996). – Luxembourg, 1996. – P. 205–208.
50. Bondarenko O. A., Aryasov B. B., Tsygankov N. Ya. Evaluation of the plutonium content in the human body due to global and Chernobyl fallout // J. Radianal. Nucl. Chem. – 2000. – Vol. 243. – P. 473–478.
51. Bondarenko O., Demchuk V., Tepikin V. and Nagorsky V. Hot particle factor in radiation dose formation after the Chernobyl accident // The radiological consequences of the Chernobyl accident: Proc. of the first Intern. Conference (Minsk, 18-22 March, 1996). – Luxembourg, 1996. – P. 547–550.
52. Bunzl K., Foster H., Kracke W. and Schimmack W. Residence times of fallout  $^{239+240}\text{Pu}$ ,  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  and  $^{137}\text{Cs}$  in the upper horizons of an undisturbed grassland soil // J. Environ. Radioactivity. – 1994. – Vol. 22, № 2. – P. 11–27.

53. *Bunzl K., Kracke W. and Schimmack W.* Vertical migration of plutonium-239+240, americium-241 and caesium-137 fallout in a soil under spruce // "Measurement of radionuclides after the Chernobyl accident". – XXVII SCI pre-Symposium (Bergen, Norway, June 6-8, 1991) // *Analyst*. – 1992. – Vol. 117, № 3. – P. 469–474.
54. *Copplestone D., Johnson M. S., Jones S. R.* Radionuclide behaviour in coniferous woodland ecosystem: the distribution of radionuclides in soil and leaf litter // *Water, Air and Soil Pollution*. – 2000. – Vol. 122, № 3–4. – P. 389–404.
55. *Delvaux B., Agapkina G. I., Bunzl K., Rafferty B. et al.* Mechanisms controlling Radionuclide Mobility in Forest soils // *The radiological consequences of the Chernobyl accident: Proc. Of the first Intern. Conference (Minsk, 18–22 March, 1996)*. – Luxembourg, 1996. – P. 193–196.
56. *El-Mrabet R., Abril J. M., Majon G.* Experimental and modeling study of artificial radionuclides  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  and  $^{99}\text{Tc}$  uptake by suspended matter in environmental waters located in the south of Spain // *ECORAD-2001*. – Vol. 1. *The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments*. – Proc. of the Intern. Congress (Aix-en-Provence, 3–7 September, 2001). – Les Ulis cedex, 2002. – P. C1-81 – C1–86.
57. *Eriksson A.* Changes in plant availability of  $^{238}\text{Pu}$  with time as indication of changes in speciation // *CES Workshop on Speciation of Fission and Activation Products in the Environment*. – London: Elsevier Applied Science, 1986. – P. 121–127.
58. *Eyrolle F., Arnaud M., Duffa C. and Renaud P.* Plutonium fluxes from the Rhone river to the Mediterranean sea // *ECORAD-2001*. – Vol. 1. *The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments*. – Proc. of the Intern. Congress (Aix-en-Provence, 3-7 September, 2001). – Les Ulis cedex, 2002. – P. C1–87 – C1–92.
59. *Garland T. R., Cataldo D. A., Wildung R. E.* Absorption, transport and chemical fate of plutonium in soybean plants // *J. Agric. Food Chem.* – 1981. – Vol. 29. – P. 915–920.
60. *Hoyt G. D., Adriano D. C.*  $^{241}\text{Am}$  uptake by bahigrass as influenced by soil type, lime and organic matter // *J. Environ. Quality*. – 1979. – Vol. 8, № 3. – P. 392–396.
61. *Michel H., Barci-Funel G., Ardisson G.* Transuranic and fission product determination in soils and sediments from Alpine Wetland, Boréon (France) // *ECORAD-2001*. – Vol. 1. *The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments*. – Proc. of the Intern. Congress (Aix-en-Provence, 3-7 September, 2001). – Les Ulis cedex, 2002. – P. C1–289 – C1–295.
62. *Mietelski J. W., Baeza A. S., Guillen J., Buzinny M. et al.* Plutonium and other alpha emitters in mushrooms from Poland, Spain and Ukraine // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2002. – Vol. 56. – P. 717–729.



63. *Mietelski J. W., Gaca P., Jasińska M.* Plutonium and other alpha-emitters in bones of wild, herbivorous animals from north-eastern Poland // *Appl. Radiat. and Isotopes*. – 2000. – Vol. 53. – P. 251–257.
64. *Mietelski J. W.* Radionuclides from Chernobyl hot particles in the environment of north-eastern Poland – leaching experiment // *ECORAD-2001*. – Vol. 1. *The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments*. – Proc. Of the Intern. Congress (Aix-en-Provence, 3-7 September, 2001). – Les Ulis cedex, 2002. – P. C1–249 – C1–254.
65. *Mietelski J. W., Was B.* Plutonium from Chernobyl in Poland // *Appl. Radiat. and Isotopes*. – 1995. – Vol. 46. – P. 1203–1211.
66. *Newbould P.* Absorption of  $^{239,240}\text{Pu}$  by plants // *Annual Report on Radiobiology 1962-1963*. ARCRL-10. – Oxfordshire: Agricultural Research Council, 1963. – 86 p.
67. *Nisbet A. F., and Shaw S.* Summary of a 5-year lysimeter study on the time-dependent transfer of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$  and  $^{241}\text{Am}$  to crops from three contrasting soil types: 1. Transfer to the edible portion // *J. Environ. Radioactivity*. – 1994. – Vol. 23, № 1. – P. 1–17.
68. *Oldfield F., Appleby P. G., Cambray R. S. et al.*  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{239}\text{Pu}$  profiles in ombrotrophic peat // *Oikos*. – 1979. – Vol. 33, № 1. – P. 40–45.
69. *Perrier T., Martin-Garin A., Leyval C., Mustin C.* Towards a more comprehensive modeling of the behaviour of transuranic elements in agricultural soils: experimental procedure for the study of the sorption/desorption parameters and speciation of transuranic actinides in the rhizosphere // *ECORAD-2001*. – Vol. 1. *The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments*. – Proc. of the Intern. Congress (Aix-en-Provence, 3-7 September, 2001). – Les Ulis cedex, 2002. – P. C1–303 – C1–307.
70. *Petryaev E., Belli M., Sokolik G., Leynova S., Duxina V.* «Hot» particles – the source of radionuclides on the territory of Belarus // *The radiological consequences of the Chernobyl accident: Proc. of the first Intern. Conference (Minsk, 18-22 March, 1996)*. – Luxembourg, 1996. – P. 543–546.
71. *Petryaev E. P., Sokolik G. A., Ivanova T. G., Ovsyannikova S. V. et al.* Forms of occurrence and migration of Chernobyl radionuclides in Belorussian soils // *Proc. of the Intern. Topical Meeting on Nuclear and Hazardous Waste Management. SPECTRUM '94*. – Vol. 1. – La Grande Park: American Nuclear Society, 1994. – P. 182–187.
72. *Pimpl M. and Schmidt W.* Soil-to-plant transfer studies of neptunium, plutonium, americium and curium // *Proc. of IV Symposium International de Radioecologie de Cadarache. CEA-IPSN*. – Cadarache, 1988. – P. D134–D141.
73. *Popplewell D. S., Ham G.J., Johnson T. E. et al.* The uptake of  $^{238,239,240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  into potatoes // *Sci. Total Environ.* – 1984. – Vol. 38. – P. 173–181.

74. Price K. R. A review of transuranic elements in soils, plants and animals // J. Environ. Quality. – 1973. – Vol. 2, № 1. – P. 62–66.
75. Radioecology after Chernobyl. Biogeochemical Pathways of Artificial Radionuclides / Appleby P. G., Devell L., Mishra Yu. K. et al. / Eds. F. Warner and R. M. Harrison. – Chichester-New York-Brisbane-Toronto-Singapore: John Wiley & Sons, 1993. – 482 p.
76. Romney E. M., Mork H. M., Larson K. H. The persistence of plutonium in soils, plants and small mammals // Health Phys. – 1970. – Vol. 19. – P. 487–491.
77. Romney E. M., Wallace A., Schulz R. K. et al. Plant uptake of  $^{237}\text{Np}$ ,  $^{239,240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  and  $^{244}\text{Cm}$  from soils representing major food production areas of the United States // Soil Science. – 1981. – Vol. 132, № 1. – P. 40–59.
78. Rosner G., Winkler R. Long-term variation (1986-1998) of post-Chernobyl  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{238}\text{Pu}$  and  $^{239,240}\text{Pu}$  concentrations in air, depositions to ground, resuspension factors and resuspension rates in South Germany // Sci. Total. Environ. – 2001. – Vol. 273. – P. 11–25.
79. Roussel-Debat S. and Beaugelin-Seiller K. Distribution coefficient  $K_d$  of transuranics in soils: experimental determination and consequences for dose assessment // ECORAD-2001. – Vol. 1. The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments. – Proc. of the Intern. Congress (Aix-en-Provence, 3-7 September, 2001). – Les Ulis cedex, 2002. – P. C1–297 – C1–302.
80. Schreckhise R. G., Cline J. F. Comparative uptake and distribution of plutonium, americium, curium and neptunium in four plant species // Health Phys. – 1980. – Vol. 38. – P. 817–824.
81. Schell W. R., Linkov I., Novak M. J. V. Measurements and models for trace element input and time distribution recorded in forest soil and bog ecosystems // Environmental, Health and Policy Aspects / Eds. I. Linkov and R. Wilson. – Dordrecht-Boston-London: Kluwer Academic Publishers, 1998. – P. 99–114.
82. Shaw G., Wang X. Caesium and plutonium migration in forest soils of the Chernobyl 30-km zone // Proc. Of the Intern. Symposium on Radioecology 1996 “Ten years terrestrial radioecological research following the Chernobyl accident” (Vienna, 22-24 April, 1996) / Eds. M. Gerzabek, G. Desmet, B. J. Howard et al. – Vienna, 1996. – P. 27–34.
83. Sokolik G., Leinova S. and Ivanova T. Plutonium and americium behaviour in soil-vegetation cover of natural and semi-natural ecosystems // ECORAD-2001. – Vol. 1. The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments. – Proc. of the Intern. Congress (Aix-en-Provence, 3-7 September, 2001). – Les Ulis cedex, 2002. – P. C1-421 – C1-426.
84. Sokolik G., Ovsianikova S. and Kimlenko I. Soil organic matter and migration properties of  $^{239,240}\text{Pu}$  and  $^{241}\text{Am}$  // ECORAD-2001. – Vol. 1. The Radioecology-Ecotoxicology of Continental and Estuarine Environments. –

- Proc. of the Intern. Congress (Aix-en-Provence, 3-7 September, 2001). – Les Ulis cedex, 2002. – P. C1-283 – C1-288.
85. UNSCEAR Report to the General Assembly of United Nations with Annexes. – New York:UN, 1982. – P. 228, p. 238.
86. *Vyas B. N., Mistry K. B.* Influence of clay mineral type and organic matter content on the uptake of  $^{239}\text{Pu}$  and  $^{241}\text{Am}$  by plants // Plant and soil. – 1981. – Vol. 59. – P. 75–82.
87. Working Material. Десятилетие после Чернобыля: воздействие на окружающую среду и дальнейшие перспективы. – Vienna: IAEA, 1996. – 166 с.
-