

УДК 502.55:621.039.7

І. Ю. Чернявський, О. Ю. Чернявський, С. А. Писарєв

ОЦІНЮВАННЯ МОЖЛИВОЇ ЗАГРОЗИ УРАЖЕННЯ ОСОБОВОГО СКЛАДУ ПІД ЧАС ІНГАЛЯЦІЙНОГО ПОТРАПЛЯННЯ РАДІОАКТИВНИХ АЕРОЗОЛІВ

На основі дослідження особливостей отримання інгаляційних токсодоз від найбільш радіотоксичних радіоізоотопів групи А за різного фізичного навантаження проаналізовано вірогідність застосування такого виду зброї для прихованого зниження боєздатності підрозділів та частин і необхідність ведення радіаційної розвідки за аерозольною компонентою.

К л ю ч о в і с л о в а: інгаляційні токсодози, радіаційна розвідка, боєприпаси зі збідненим ураном.

Постановка проблеми. Аналіз останніх досліджень і публікацій. Аналіз існуючих методик прогнозування радіаційної обстановки показує, що дія радіоактивних аерозолів ураховується тільки під час оцінювання обстановки аварій на АЕС і тільки для населення. Але статистика радіаційних втрат військовослужбовців під час застосування боєприпасів зі збідненим ураном (ЗУ) в останніх локальних конфліктах наглядно свідчить про вірогідність цілеспрямованого використання радіоактивних аерозолів, які виникають при горінні деяких високотоксичних речовин, для зниження боєздатності військ.

У відкритих публікаціях американських фахівців [10] зазначається, що вдихання дрібних аерозолів ЗУ, виникаючих під час пожеж або удару боєприпасів по цілі (у деяких американських танків броня містить ЗУ), стає дуже потужним джерелом внутрішнього опромінювання. Відмічається, що ґрунт під хмарою вкривається тонким шаром ЗУ у вигляді пилу, який піднімає у повітря вітер або проїждяючий транспорт так, що його знову можливо вдихати. У праці оцінювання ураження (отримана внутрішня доза від розпилення аерозолу ЗУ) здійснюється на основі клинкової моделі:

$$D_r = C_i f_i M \rho b \int K(t) dt \quad (\text{люд.-бер}), \quad (1)$$

де M – маса ЗУ у тоннах (маса пенетратора, кг); C_i – коефіцієнт перетворення дози при вдиханні ЗУ (бер на грам); f_i – частка вдихаємого аерозолу, яка може потрапити у легені; b – середня швидкість дихання ($\text{м}^3/\text{с}$); ρ – середня густина населення (люд./км^2); K – фактор розпилення (м^{-1}).

Автори даної роботи припускають, що конкретна величина радіаційного ураження організму дійсно залежить від характеру інгаляційного розподілу речовин у організмі, розміру часток (дисперсність), об'єму легеневої вентиляції, кількості речовини (токсодоза).

Мега статті. Достовірно оцінити можливість застосування радіоактивних аерозолів (РА) шляхом розрахунку токсодоз для найбільш радіотоксичних ізоотопів, використовуючи відомий апарат з теорії отруйних речовин. Встановити взаємозв'язок між ступенем зниження боєздатності та умовами застосування РА.

Виклад основного матеріалу. Оцінювання впливу радіоактивних аерозолів. Загальновідомо, що радіоактивність повітря може бути обумовлена вмістом у ньому радіоактивних газів або аерозолів у вигляді пилу, туману, диму. Проведений аналіз деяких фізичних параметрів найбільш загрозливих груп радіотоксичних елементів показує, що значення допустимих концентрацій (ДК_A) для радіоактивних аерозолів, як правило, на 2–7 порядків більш жорсткі, ніж ДК_A для радіоактивних газів. Крім того, затримка аерозольних часток у верхніх дихальних шляхах та легенях визначається не стільки геометричними d (медіанними), а аеродинамічними розмірами цих часток d_a , які відображають здатність часток слідувати за напрямком повітряного потоку та характеризують поведінку їх в органах дихання, в повітряних каналах вентиляційних систем та повітрозабірних трубках.

$$d_a = d \sqrt{\rho}, \quad (2)$$

де ρ – щільність речовини.

Однак це має сенс лише для часток більше 0,2 мкм, так як поведження менших часток визначається їх броунівським рухом, який не залежить від їх щільності. Від дисперсності часток залежить також їх “проскакування” через фільтри очищення повітря та індивідуальні засоби захисту органів дихання.

Радіоактивні частки з аеродинамічним діаметром 50 мкм можуть досягати тільки носоглотки та, в основному, відхаркуються. Частки 0,1–0,6 мкм зовсім не затримуються у дихальних шляхах і виводяться з організму разом з повітрям, що видихається.

За уточненими даними Міжнародного комітету з радіологічного захисту (МКРЗ), у трахеях та бронхах відкладається 10 % часток діаметром $d_a = 0,2–10,0$ мкм, у носоглотці – від 40 до 90 % часток діаметром $d_a = 1–10$ мкм, у легенях – від 25 до 60 % часток діаметром $d_a = 0,1–1,0$ мкм. Для оцінювання ефективності накопичення РА у легенях, ґрунтуючись на наведених даних, доцільно ввести коефіцієнт затримки аерозолів (осадження) в альвеолах легенів k (рис. 1).

До ефективних способів отримання однорідної дисперсності РА відносять горіння радіоактивної речовини. Розподіл радіоактивного аерозолю за розміром часток під час штучної пожежі [3] наведено у табл. 1.

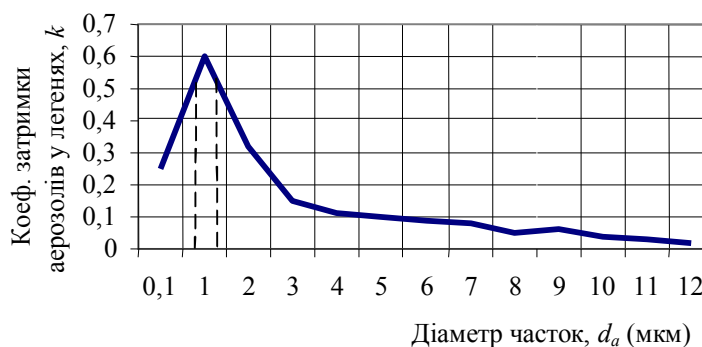


Рис. 1. Коефіцієнт затримки часток у легенях (швидкість – 15 вдихань на хв)

Таблиця 1

Розподіл об’ємної активності ^{137}Cs за розміром часток, відібраних за допомогою високооб’ємного імпактора в умовах штучної пожежі

Фракція, мкм	^{137}Cs , Бк/м ³	2 σ , %
10–7,2	$5,5 \cdot 10^{-3}$	16,6
7,2–3,0	$10,5 \cdot 10^{-3}$	18
3,0–1,5	< МДА	
1,5–0,95	$15,2 \cdot 10^{-3}$	17,8
0,95–0,49	$12,1 \cdot 10^{-3}$	21,8
< 0,49	$80,3 \cdot 10^{-3}$	22
< 10	$125,5 \cdot 10^{-3}$	18

Необхідно мати на увазі, що деякі високотоксичні елементи, такі як ^{210}Po і його сполуки, саморозігріваються та переходять в аерозольний стан.

У праці [10] наведені результати випробування для визначення кількості, розміру та розчинності ЗУ аерозолів, які виникають під час пожеж і співударів.

У п’яти ударних випробуваннях з використанням ЗУ снарядів діаметром 25, 105 та 120 мм при повному, частковому або нульовому проникненні у прочну броньовану мішень доля ЗУ, яка перетворювалася на аерозоль, змінювалася у діапазоні 3–70 %; від 1 до 96 % маси аерозолю можливо було вдихнути (тобто діаметр часток був менше 10 мкм), а 17–43 % такого вдихання аерозолю знаходилось у вигляді хімічних сполук, розчинених у воді. На основі професійних стандартів оцінена максимальна кількість аерозолю ЗУ, яку можливо вдихнути або проковтнути в одиничному випадку, залежно від розміру часток аерозолю та відсоткового вмісту урану у розчинній формі.

Для аерозолів, які виникають під час пожеж, коли 3–7 % урану знаходиться у розчиненій формі, межа складає 56–110 мг, залежно від розміру часток аерозолю, а для аерозолів, які виникають під час удару (17–43 % у розчинній формі), межа складає 12–36 мг.

Оцінювання токсодоз та ступеня зниження боєздатності. У загальному випадку токсодоза D радіоактивних аерозолів (LD_{50} – летальна) прямо пропорційна концентрації радіоактивної речовини C (мг/л) у повітрі, що вдихається, та експозиції τ (хв), під час якої досягається певний токсичний

ефект, а також об'єму легеневої вентиляції V_i (л/хв). Для випадку, коли концентрація не є постійною протягом часу τ , доцільно використовувати вираз:

$$D = \int_0^{\tau} k \cdot V_i \cdot C(t) dt. \quad (3)$$

За технологічно можливої граничної концентрації у реальних умовах обстановки тактичний варіант застосування РА оцінюватиметься шляхом урахування особливостей можливої експозиції та фізичного навантаження.

У спокійному стані людина робить приблизно 16 вдихів на хвилину та у середньому поглинає 8–10 л/хв повітря. Під час середнього фізичного навантаження (переміщення на броні, марш) споживання повітря збільшується до 20–30 л/хв. Під час значного навантаження (біг, земляні роботи) воно складає близько 60 л/хв.

Зробимо припущення, що токсична доза LD_{50} (мг) характеризує летальний вміст радіонукліда у критичному органі. За оптимальної дисперсності радіоактивного аерозолю ($d_a = 0,5-1,5$) концентрація радіонукліда у критичному органі здійснюється однаковими дозами через легені, без видихування часток, з урахуванням затримки (осадження) їх у легенях (коефіцієнт k). Перевідний коефіцієнт K_{LD} характеризує підвищення концентрації радіонукліда від його допустимого вмісту у критичному органі $ДС_A$ згідно з гігієнічними нормами [6] до летальної дози LD_{50} .

Переведення допустимого вмісту радіонукліда $ДС_A$ з одиниць активності (Бк, Кі) у одиниці ваги радіонукліда (г, мг) здійснюється за виразом:

$$m = 8,86 \cdot 10^{-14} A \cdot T_{1/2}, \quad (4)$$

де m – вага радіонукліда, г/Кі; A – масове число радіоактивного ядра; $T_{1/2}$ – період напіврозпаду, с.

Знайдемо для найбільш радіотоксичної речовини групи А – ^{210}Po (період напіврозпаду 138 діб та 9 год) вагу його у грамах, яка створює активність у 1 Кі: $m = 8,86 \cdot 10^{-14} \cdot 210 \cdot 138,4 \cdot 24 \cdot 3600 = 2,22 \cdot 10^{-4}$ г / Кі.

Або враховуючи, що 1 Кі = $3,7 \cdot 10^{10}$ Бк, питома активність ^{210}Po складе 166 ТБк/г. Допустимий вміст ^{210}Po у легенях за гігієнічними нормами для категорії А: $ДС_A = 2,7 \cdot 10^2$ Бк = $= 0,729 \cdot 10^{-8}$ Кі = $1,618 \cdot 10^{-12}$ г.

Аналіз друкованих джерел переконливо показує, що точних відомостей про вплив радіаційного отруєння полонієм на людину немає, дослідження на людях не проводили (лише вимірювання кінетики малих доз полонію в організмі людини та спостереження деяких відомих випадків гострого або хронічного отруєння полонієм).

За оцінками спеціалістів, які опубліковані у науковому журналі Journal of Radiological Protection та тих, які засновані на математичній моделі радіаційного отруєння, розробленої на основі даних випробувань на тваринах, летальна доза ^{210}Po для дорослої людини може коливатися у межах 0,1–0,3 ГБк (0,6–2 мкг) у разі потрапляння ізотопу в організм через легені та до 1–3 ГБк (6–18 мкг) у разі потрапляння в організм через шлунковий тракт.

На основі розрахованого коефіцієнта для полонію $K_{LD} = \frac{LD_{50}}{ДС_A} = \frac{2 \cdot 10^{-6} \text{ г}}{1,61 \cdot 10^{-12} \text{ г}} = 1,24 \cdot 10^6$ доцільно приблизно оцінювати і летальну дозу для всіх радіоактивних речовин високої токсичності групи А: ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{241}Am тощо.

На підставі запропонованої моделі розраховані летальні токсодози для нерозчинних з'єднань деяких радіотоксичних речовин під час створення концентрацій радіоактивних аерозолів, використання яких найбільш імовірно (табл. 2).

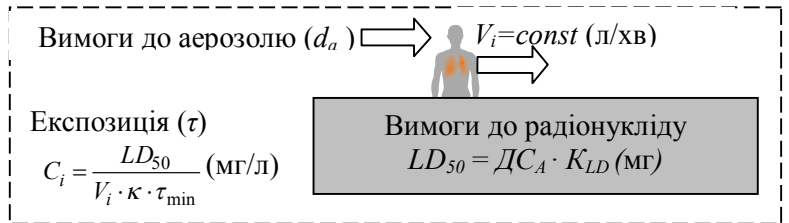


Рис. 2. Модель оцінювання концентрації радіоактивних аерозолів

Т а б л и ц я 2

Летальні токсодози для деяких радіотоксичних речовин групи А

Базовий елемент РА ($T_{1/2}$)	Критичний орган	$ДС_A$		LD_{50} (г)
		Бк	г	
^{210}Po (138,38 доби)	легені	$2,7 \cdot 10^2$	$1,61 \cdot 10^{-12}$	$2 \cdot 10^{-6}$
^{210}Pb (22,3 року)	легені	$5,9 \cdot 10^2$	$1,96 \cdot 10^{-10}$	$1,96 \cdot 10^{-10}$
^{226}Ra (1590 років)	легені	$2,6 \cdot 10^2$	$0,3 \cdot 10^{-8}$	$5,59 \cdot 10^{-12}$
^{241}Am (432,2 року)	легені	$1,3 \cdot 10^2$	$5,58 \cdot 10^{-12}$	$3 \cdot 10^{-9}$

У випадку накопичення менших доз радіонукліда в критичному органі очікуються ураження різного ступеня тяжкості за заданою концентрацією полонію (рис. 3).

Тяжке ураження $0,3-0,5 LD_{50}$ потребує тривалої шпиталізації, середнє – $0,2 LD_{50}$ потребує шпиталізації не менше ніж на 2 тижні, легке – $0,1 LD_{50}$ потребує амбулаторного лікування до 2 тижнів.

Аналіз показує, що у разі концентрації полонію у повітрі $5,56 \text{ мг/л}$ та об'ємі легеневої вентиляції 60 л/хв , летальну токсодозу отримують через 60 хв , гарантовано невідновні втрати (тяжка ступінь ураження) виникнуть, якщо експозиція $\tau_{\min} = 18 \text{ хв}$ ($\tau_{\max} = 30 \text{ хв}$). Середню ступінь ураження можливо отримати, якщо експозиція складає 12 хв . Через 6 хв можливо отримати легку ступінь ураження.

Основне питання досліджень полягатиме у визначенні оптимальної концентрації РА у конкретних умовах обстановки (як видно з рис. 3, вона залежить від резерву часу). Це, перш за все, або застосування РА на ділянці руху колон техніки (експозиція залежатиме від технології створення визначеної концентрації на заданій ділянці місцевості з урахуванням метеоумов), або під час заняття району (обладнання інженерних позицій) для виконання отриманого завдання.

Усі аерозолі рано чи пізно осідають на землю. У літературі під стійкістю розуміють тривалість знаходження РА на місцевості або в атмосфері. Стійкість аерозолі, в основному, залежить від розмірів часток, їх щільності, ступеня однорідності аерозолі.

Так, частки аерозолі діаметром 1 мкм (вага $5,2 \cdot 10^{-7} \text{ мг}$) осідають на землю за температури 20°C та атмосферного тиску 760 мм рт. ст. зі швидкістю $0,21 \text{ см/хв}$, частки діаметром 10 мкм – зі швидкістю 18 см/хв , а частки розміром 100 мкм – зі швидкістю $1,5 \text{ м/хв}$. Використовуючи розрахунки швидкості осаджування часток ґрунтового пилу, які наведені у праці [9], отримуємо, що в ідеальних умовах для осаджування часток оптимального діаметра (для накопичення в альвеолах легенів $1,5-0,5$) на один метр висоти потрібно від 3 до 11 год. Даний резерв часу, безумовно, влаштовує розробників РА.

Важливим дослідженням, на наш погляд, є оцінювання штучного пилопіднімання радіоактивних речовин у повітря. Оцінити ці властивості можливо за рахунок коефіцієнта деляції K_a (м^{-1}) або фактора розпилення [1, 2, 10]:

$$K_a = \frac{\text{концентрація піднятих домішок у повітрі (Бк / м}^3\text{)}}{\text{відкладення домішок на поверхні землі (Бк / м}^2\text{)}}$$

Аналіз показав, що він змінюється (в інтервалі восьми порядків величини) залежно від клімату, механічних збурень, покриття ґрунту, розмірів аерозолі та його хімічного складу, а також від інших факторів.

Крім того, у праці [3] досліджувалося штучне пилопіднімання радіоактивних речовин, які створюються пожежами. Введений коефіцієнт штучного пилопіднімання – відношення концентрацій q до середньої питомої активності $A_{\text{шт}}$ радіонуклідів у визначеному верхньому шарі ґрунту. Дані щодо коефіцієнтів штучного пилопіднімання ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{137}Cs і ^{241}Am з поверхневого шару ґрунту радіоактивної плями в приземну атмосферу під час експерименту з пилопіднімання, що проводили 21.07.2006 р., наведені у табл. 3.

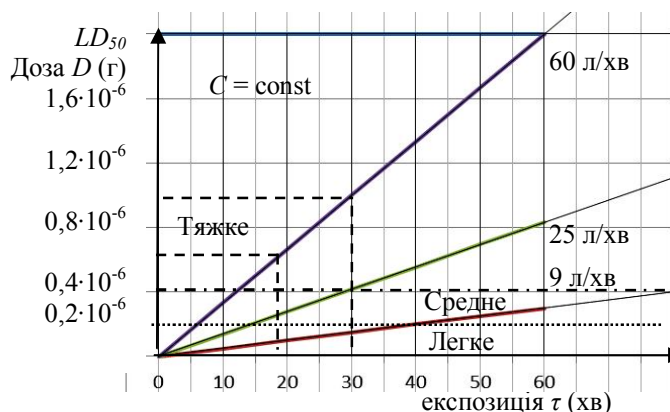


Рис. 3. Залежність дози від експозиції за заданою концентрацією

Т а б л и ц я 3

Відношення q/A_{num} за даними контрольних спостережень під час штучного пилопіднімання

Радіонуклід	q/A_{num} , $\text{кг}\cdot\text{м}^{-3}$
^{90}Sr	$(3,0\pm 1,1)\cdot 10^{-5}$
$^{239,240}\text{Pu}$	$(5,3\pm 1,5)\cdot 10^{-5}$
^{137}Cs	$(4,0\pm 1,5)\cdot 10^{-5}$
^{241}Am	$(2,0\pm 0,6)\cdot 10^{-6}$

Проведене оцінювання відношення концентрацій до середньої питомої активності радіонуклідів у визначеному верхньому шарі ґрунту q/A_{num} по суті є ваговою концентрацією ($\text{мг}/\text{м}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) радіоактивних речовин в одиниці об'єму повітря.

У замкнених (ізованих) системах для кожної температури існує цілком визначена максимальна концентрація пари C_{max} , яка є кількісною характеристикою леткості речовини. Реальні концентрації РА, наведені у публікації [8], будуть у 10 разів менші за максимальні, залежно від зовнішніх умов ($C \sim 0,1C_{max}$).

На рис. 4 наведена орієнтовна залежність концентрації РА у повітрі від експозиції у разі значного навантаження (обладнання інженерних позицій). Відсутність засобів індикації РА визначає оптимальну експозицію, яка може бути обмежена часом до виявлення перших ознак ураження або часом проведення радіометричного аналізу виготовлених товстошарових препаратів.

Обстановку моделювали американські вчені [10] для різних погодних умов (табл. 4) та умов створення РА (тління – темпи тепловиділення 10^4 кал/с протягом 5 год, сильне полум'я – темпи тепловиділення 10^5 кал/с протягом 1 год).

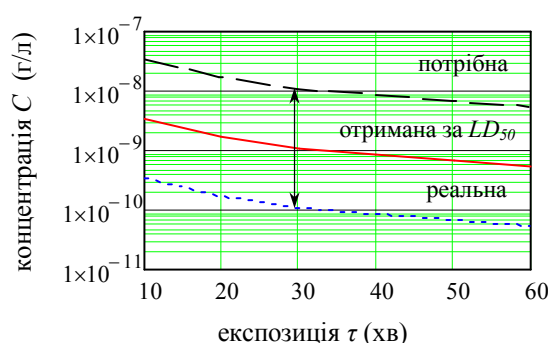


Рис. 4. Залежність концентрації аерозолів у повітрі від експозиції під час значного навантаження

Т а б л и ц я 4

Кількість вдихаємого РА (мг) з підвітряного боку від горіння 1 кг збідненого урану (умови місцевості звичайні, швидкість поширення РА 0,01 м/с, швидкість вдихання $3,3 \cdot 10^{-4}$ м³/с, радіус виділення аерозолів 50 м)

Відстань (км)	Найгірша погода (швидкість вітру 1 м/с, висота змішування 250 м)		Звичайна погода (швидкість вітру 5 м/с, висота змішування 1000 м)	
	тління	сильне полум'я	тління	сильне полум'я
0,1	25	54	11	14
0,2	16	44	7,9	10
0,5	6,9	25	3,8	4,9
1	3,1	13	1,8	2,9
2	1,1	4,6	0,79	0,98
5	0,18	0,79	0,23	0,30
10	0,04	0,16	0,09	0,12

Таким чином, за оцінкою зарубіжних фахівців, технічно можливо створити стійкий аерозоль необхідної концентрації на відстань 1,5–2 км.

Оцінювання можливості прихованого застосування РА. Висока ефективність ураження особового складу очікується від точкового (локального) застосування таких видів зброї у тактичній (оперативно-тактичній) ланці військ, які не мають технічної можливості своєчасно виявляти і реагувати на радіаційну обстановку, що склалась.

Здатність реєструвати (ймовірність виявлення з урахуванням схем розпаду радіонуклідів) іонізуюче випромінювання деяких високотоксичних радіоізоотопів групи А військовою дозиметричною апаратурою, яка є на озброєнні підрозділів військ РХБ захисту, представлена у табл. 5.

Т а б л и ц я 5

Здатність виявляти іонізуюче випромінювання деяких високотоксичних радіоізоотопів військовою дозиметричною апаратурою

Види випромінювання		Стаціонарні індикатори-сигналізатори (ИМД-1С)	Бортові прилади радіаційної розвідки (ИМД-21Б, ПРХР)	Переносні прилади радіаційної розвідки та контролю (МКС-У, МКС-05)		Прилад радіометричного аналізу (ИМД-12)			
		γ	γ	γ (X)	β	γ	β	α	
²¹⁰ Pb	β	Не виявляються							
²¹⁰ Po	α	Не виявляються							1
	γ	1,2·10 ⁻⁵				1,2·10 ⁻⁵			
²²⁶ Ra	α	Не виявляються							0,06
	γ	3,4·10 ⁻²				3,4·10 ⁻²			
²⁴¹ Am	α	Не виявляються							0,13
	γ	Не виявляються							
	γ	Не виявляються		0,35	Не виявляються				
	X	Не виявляються		0,38	Не виявляються				

Так, гамма-кванти з енергією 803 кеВ (²¹⁰Po) теоретично можуть бути виявлені спеціальними лабораторними методами, однак, їх дуже малий відсоток виходу (0,0012 %), не дозволяє їх визначити приладами розвідки та контролю, які працюють за гамма-методом у реальному масштабі часу (рис. 5).

Для своєчасного виявлення радіоактивних аерозолів необхідно концентрувати радіонукліди з величезного об'єму повітря на малій поверхні мембранних фільтрів або мішені електрофільтра, або у малому об'ємі рідинних фільтрів, застосовуючи спеціальні методи дозиметрії, які не використовуються у військовій дозиметричній апаратурі.

Ще більш складною технічною задачею є вимірювання α-активних аерозолів. Для отримання ефекту, який, як мінімум, дорівнює фону α-радіометричних установок (приблизно 1 відлік/хв за ефективності близько 25 %), необхідно прокачати 10–100 м³ повітря та концентрувати з нього активність.

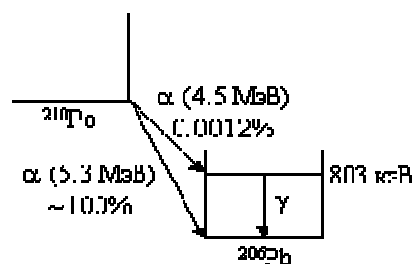


Рис. 5. Схема розпаду ²¹⁰Po

Висновки

1. Аналіз показує, що вимоги, пов'язані з токсичними властивостями РА, особливостями прихованого їх застосування, визначаються необхідністю забезпечити найбільшу ефективність їх можливого бойового застосування.
2. Дослідженню, ймовірніше всього, підлягатимуть ефективні способи отримання однорідної дисперсності РА у межах 0,5–1,5 мкм, наприклад, реакційний (нагрівання або горіння).
3. Стійкість РА визначається часом збереження вражаючої дії, який складається з тривалості знаходження їх на місцевості у незмінному вигляді та тривалості зараження атмосфери у результаті підняття їх з пилом.
4. Розраховані концентрації РА на порядок нижчі від бойових концентрацій отруйних речовин (10⁻⁴–10⁻¹ мг/л). Для таких радіотоксичних елементів, як полоній, реальні концентрації можуть бути достатніми для створення у приземному шарі атмосфери, над ділянкою зараження та у напрямку руху зараженого повітря з концентрацією, яка забезпечить тяжке ураження.

5. Аналіз метролого-технічних, енергетичних характеристик військової дозиметричної апаратури щодо можливості оперативно виявляти РА на основі високотоксичних радіонуклідів групи А дає можливі аргументи для застосування такого виду зброї з метою прихованого зниження боєздатності підрозділів та частин і веаує шляхи удосконалення приладів радіаційної розвідки.

Список використаних джерел

1. Махонько, К. П. Вторичные поступления в атмосферу пыли, осевшей на землю [Текст] / К. П. Махонько // Изв. АН СССР, физ. атом. и океана. – 1979. – № 5. – С. 568–570.
2. Махонько, К. П. Использование ветрового захвата аэрозолей примеси с поверхности почвы для расчёта внекорневого загрязнения растительного покрова [Текст] / К. П. Махонько. – М. : Экология, 1981. – № 2. – С. 46–51.
3. Комплексные исследования радиоактивного загрязнения системы “атмосфера – подстилающая поверхность” и оценка радиационных рисков для населения семипалатинского региона [Текст] / О. И. Артемьев, А. Ю. Осинцев, Я. И. Газиев, и др. // Периодический науч.-техн. журн. нац. ядерного центра респ. Казахстан. – 2007. – Вып. 4(32).
4. Власов, В. К. Пример ситуационного радиологического анализа (Инцидент с полонием-210) [Текст] / В. К. Власов, Т. Б. Петрова, А. М. Афиногенов // Вестн. московского ун-та, 2008. – Т. 49. – № 4. – (Серия 2 “Химия”).
5. Испытания радиологического оружия [Текст] / А. В. Нестругин, М. В. Доронина, Я. А. Савицкая и др. // Вестник Днепропетровского ун-та. – Вып. XIX. – 2011. – (Серия “История и философия науки и техники”).
6. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества [Текст] : справочник / под общ. ред. Л. А. Ильина, В. А. Филова. – Л. : Химия. 1990. – 463 с.
7. Моисеев, А. А. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене [Текст] / А. А. Моисеев, В. И. Иванов. – 4-е изд., перераб. и доп. – М. : Энергоатомиздат, 1990. – 252 с.
8. Александров, В. Н. Отравляющие вещества [Текст] : учеб. пособие / В. Н. Александров, В. И. Емельянов. – 2-е изд., перераб. и доп. – М. : Воениздат, 1990. – 271 с.
9. Засоби індивідуального та колективного захисту [Текст] / О. І. Чмут, А. І. Баталов, Г. В. Сахаров, І. М. Мартинюк : курс лекцій. – Х. : ХІТВ, 2004. – 120 с.
10. The Hazard Posed by Depleted Uranium Munitions. Steve Fetter and Frank von Hippel/ *Science and Global Security*, 1999, Volume 8:2, pp. 125 – 161.

Стаття надійшла до редакції 30.04.2014 р.